



**HAL**  
open science

## **Distribution, biodisponibilité, dynamique et impact du cuivre sur les communautés microbiennes dans les sols de vigne. Effet du statut organique des sols**

Aline Navel, Aurélien Desaunay, Lorenzo Spadini, David Lejon, Isabelle Lamy, Erwann Vince, Jean Lévêque, Lionel Ranjard, Jean Martins

### ► To cite this version:

Aline Navel, Aurélien Desaunay, Lorenzo Spadini, David Lejon, Isabelle Lamy, et al.. Distribution, biodisponibilité, dynamique et impact du cuivre sur les communautés microbiennes dans les sols de vigne. Effet du statut organique des sols. 10. Journées d'Etude des Sols, May 2009, Strasbourg, France. pp.335-336. hal-02758436

**HAL Id: hal-02758436**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02758436v1>**

Submitted on 4 Jun 2020

**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.



# Actes des 10<sup>èmes</sup> JES

Journées d'Etude des Sols



11 au 15 mai 2009 STRASBOURG

© AFES- Image, Ville, Environnement, 2009  
Actes des 10<sup>èmes</sup> JES, 11-15 mai 2009-04-16  
D. Schwartz (ed) Strasbourg

## Avant-Propos

### **Bienvenue à Strasbourg !**

Pour leur dixième édition, les Journées d'Etude des Sols innovent. Tout d'abord, elles perdent le qualificatif de *Nationales* des JNES pour devenir, simplement, les JES. Même si cette réunion n'a jamais été strictement franco-française, le changement concrétise l'implication dans la tenue des Journées d'Associations amies et voisines, la Société suisse de Pédologie et la Société de Science du Sol de Belgique. Quelle ville autre que Strasbourg l'européenne pouvait mieux symboliser cette évolution ?...

Le contenu des sessions a aussi évolué. On retrouve certes des thèmes traditionnels, qui marquent une implication forte des pédologues dans les recherches sur la matière organique, l'érosion ou encore la cartographie. Mais les 10èmes JES s'ouvrent aussi vers de nouvelles thématiques, vers d'autres acteurs du sol comme les archéologues, les géophysiciens, les sociologues.

Quelques manifestations additionnelles, comme l'exposition *Arts et Sols*, la conférence de C. Feller sur *La place du sol dans l'art occidental*, jointes aux 2 excursions de terrain, aux 4 ateliers et à des activités festives annexes feront, je l'espère, des 10èmes JES une vraie réussite.

Le souhait le plus cher des organisateurs est qu'elles soient un moment fort d'échanges scientifiques et festifs pour les participants, au point que le 15 mai ils n'auront envie que d'une chose : se retrouver sous d'autres cieux, dans deux ans, pour la 11<sup>ème</sup> édition.

En attendant, bon séjour à Strasbourg et bonnes Journées...

Pour le Comité d'Organisation,

Dominique Schwartz



## Le mot du Président de l'AFES

Strasbourg et son université accueillent les 10ièmes Journées d'Etude des Sols organisées par l'AFES, mais avec cette fois le concours de la Société Suisse de Pédologie (SSP) et de la Société de Sciences du Sol de Belgique (SSSB). Années après années, l'intérêt pour cette manifestation ne faiblit pas, bien au contraire, si on en juge par l'assistance qu'elle draine dans toute la France et maintenant hors des frontières de l'Hexagone. Cela montre qu'en plus des grands congrès internationaux, il y a, pour les jeunes chercheurs, un intérêt vital à se rencontrer pour lier des contacts, échanger des idées, tester leur capacité à défendre leur point de vue, ceci dans un contexte amical et sans autre enjeu que la chance qui est donnée à chacun de progresser scientifiquement. En outre, la possibilité de participer à des excursions est un atout pour tous ceux qui ont des sols une connaissance livresque à peine renforcée par ce que « l'échantillon de terre » véhicule jusqu'au laboratoire.

Mais, ces rassemblements de spécialistes sont conditionnés par les moyens financiers qui sont mis à leur disposition. C'est donc le moment de remercier ici, les organismes et structures sans lesquels rien n'aurait été possible cette année : Université de Strasbourg, INRA, Laboratoire Image, Ville, Environnement (ERL 7230 CNRS/UDS), Réseau REALISE, ADEME, Communauté urbaine de Strasbourg, Région Alsace, ARAA. Au-delà, il faut prendre conscience que l'AFES et ses consœurs belge et suisse ont besoin du concours de tous et donc de votre inscription comme membre adhérent. Ne croyez pas qu'il s'agit seulement de récupérer des cotisations ! C'est bien plus important que cela ! L'objectif principal est de constituer des groupes de pression suffisamment forts pour peser dans les négociations que nous sommes amenés à mener : soutien à la directive européenne de protection des sols, soutien à l'édition scientifique en français, soutien aux jeunes chercheurs qui vont défendre la position de nos pays dans les congrès internationaux, etc. En adhérant, vous faites à la fois un petit geste financier et un grand geste politique au service de la protection du milieu et du développement de notre discipline. Pensez-y !

En attendant merci aux organisateurs, c'est-à-dire à Dominique Schwartz, vice-président de l'AFES, et à toute son équipe. Ce que vous voyez ici est le fruit de longs mois de préparation, au quotidien. Votre venue est pour cette équipe la plus belle des récompenses. Merci aussi à Roland Poss qui, arrivé en fin de mandat électif, a quitté récemment la présidence de notre association. Son action dans le cadre de l'Année internationale de la planète Terre a été particulièrement efficace et nous n'avons pas fini d'en mesurer les retombées.

Et maintenant, que la fête scientifique commence !

Jean-Paul Legros, Président de l'AFES

**JNES et JES** : Dijon (1-1988), Orléans (2-1990), Lausanne (3-1992), Lille (4-1994), Rennes (5-1996), *Intermède : Congrès Mondial – Montpellier 1998*, Nancy (6-2000), Orléans (7-2002), Bordeaux (8-2004), Angers (9- 2007), Strasbourg (10-2009).

**AFES** : Assemblée générale constitutive le 25 octobre 1934, 479 adhérents au 15/02/2009, 1700 affiliés à ses listes mail. **ACTIONS** : réunions en salle, excursions, édition d'ouvrages et plaquettes, bourses Demolon, Lettre, WEB, listes mail, Journal EGS, actions de formation permanente, liens avec les structures politiques, associations scientifiques et organismes techniques françaises ou internationaux, présence dans les Régions...

## Comité d'organisation

ARMAND Romain, UDS, LHYGES/EOST Strasbourg  
AUZET Anne-Véronique, UDS, LHYGES/EOST Strasbourg  
BAEHREL Estelle, UDS, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
BOCKSTALLER Christian, INRA Colmar, Equipe Agriculture Durable  
DARBOUX Frédéric, INRA Orléans, UR Science du Sol  
ERTLEN Damien, UDS, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
FAEDY Lucien, SADEF, Aspach-le-Haut  
GEBHARDT Anne, INRAP, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
GOEPP Stéphanie, INRAP, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
HUSS Régis, Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin  
JEZEQUEL Karine, UHA/IUT Colmar, Dpt Génie Biol., Equipe Dépollution Biol. des Sols  
KOLLER Rémy, Association pour la Relance Agronomique en Alsace, Strasbourg  
MUNSCHY Marc, IPG, EOST Strasbourg  
SAUTER Joëlle, Association pour la Relance Agronomique en Alsace, Strasbourg  
SCHWARTZ Dominique, UDS, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
WEBER Christiane, CNRS, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg

## Comité scientifique

ABIVEN Samuel, Soil Science and Biogeographie group, Dpt geography, Univ. Zurich  
ARROUAYS Dominique, US Infosol, INRA Orléans  
AUZET Anne-Véronique, UDS, LHYGES /EOST Strasbourg  
BAIZE Denis, INRA Orléans, Dpt Science du Sol  
BISPO Antonio, ADEME, Angers  
BLANCHART Eric, Seq-Bio, IRD Montpellier  
BOCK Laurent, Géopédologie, Fac. Univer. Sci. Agron., Gembloux, Belgique  
BOCKSTALLER Christian, INRA Colmar, Equipe Agriculture Durable  
BOURRIÉ Guilhem, INRA, UR Géochimie des Sols et Eaux, Aix-en-Provence  
BRAUMANN Alain, Seq-Bio, IRD Montpellier  
CHAPELLE Jean, Hte Ecole Charlemagne, Inst. Sup. Industriel, Huy, Belgique  
CHENU Claire, INRA, BIOEMCO, Grignon  
COQUET Yves, UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures  
DARBOUX Frédéric, INRA Orléans, Dpt Science du Sol  
DECKERS Jozef, Sci. Santé et Environnement, Univ. Cathol. Leuven, Belgique  
DORIOZ Jean-Marcel, INRA Thonon  
DUFAY Jozef, Dpt Science du Sol, UCL Louvain-la-Neuve, Belgique  
ENGELS Patrick, Géopédologie, Fac. Univer. Sci. Agron., Gembloux, Belgique  
FELLER Christian, Seq-Bio, IRD Montpellier  
GEBHARDT Anne, INRAP, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
HAVLICEK Elena, Univ. Neuchatel, Inst. Biologie, Lab. Sol et Végétation, Suisse  
KING Dominique, INRA Orléans, Dpt Science du Sol  
LANGOHR Roger, Lab. Science du Sol, Univ. Ghent, Belgique  
LE BAYON Renée-Claire, Univ. Neuchatel, Inst. Biologie, Lab. Sol et Végétation, Suisse  
LE BISSONNAIS Yves, INRA/SUPAGRO Montpellier  
LEBEAU Thierry, UHA/IUT Colmar, Dpt Génie Biol., Dépollution Biologique des Sols  
LEGROS Jean-Paul, AFES, ex-ENSA Montpellier, Président de l'AFES  
LEVEQUE François, Univ. La Rochelle, Sciences Terre & Centre Littoral Géophysique  
MUNSCHY Marc, IPG, EOST Strasbourg  
POSS Roland, IRD, Agro M, Montpellier, Président sortant de l'AFES  
SAUTER Joëlle, Association pour la Relance Agronomique en Alsace, Strasbourg  
SCHVARTZ Christian, ISA Lille  
SCHWARTZ Dominique, UDS, ERL 7230, Image, Ville, Environnement, Strasbourg  
TESSIER Daniel, INRA Versailles, Science du Sol  
THIEBAUT Luc, INRA/ENESAD Dijon  
WALTER Christian, Agrocampus Ouest, UMR 1069 SAS

## Liste des sessions

- 1 : Archives pédologiques : pédoarchéologie et dynamique des paysages
- 2 : Les sols dans le Changement Planétaire (Global Change)
- 3 : Outils géophysiques appliqués à l'étude des sols
- 4 : Polluants émergents dans les sols : identification, problèmes, remédiation
- 5 : Sols , biodiversité, écologie fonctionnelle
- 6 : Utilisation des sols en milieu urbain et péri-urbain : problèmes spécifiques
- 7 : regroupé avec 9
- 8 : Sols, techniques de travail, production agricole, durabilité des agrosystèmes
- 9 : Analyse spatiale, cartographie, modélisation, gestion des bases de données sols.
- 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols
- 11 : Matières organiques, Biologie des sols
- 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols

## Intitulé des ateliers

Atelier 1 : Prix de la terre, valeur du sol...

Atelier 2 : La protection des sols : quels choix sociétaux et politiques ?

Atelier 3 : Métrologie

Atelier 4 : Les manuels dans l'enseignement de la pédologie.

## Programme des 10<sup>es</sup> JES 2009

**Du lundi 11/05 (14h) au vendredi 15/05 (15h) :**

Exposition "**Sols et Arts**" – Hall de la MISHA  
(Maison Interuniversitaire des Sciences de l'Homme d'Alsace)

**lundi**

**11/05** 8 - 19 h Sortie "le sentier des sols de la Vallée Noble" à Osenbach (68) : un outil pédagogique pour faire connaître les sols

20 h

"La représentation du Sol dans l'Art occidental" conférence de C. Feller  
*Amphi A2 - Institut Le Bel*

**vendr.**

**15/05** 8 - 19 h Sortie "Approche systémique des coulées boueuses et de leurs conséquences environnementales"



## Mardi 12 mai

8h30 Accueil, communications,  
posters Institut Label

9h30

Ouverture des 10 <sup>es</sup> JES - Amphi Ourisson (Chimie)
--

### amphi 1

### amphi 2

### amphi 3

### amphi 4

S 11 : Matières organiques,  
biologie des sols

S 8 : Techniques de travail, prod.  
agricole, durabilité des agrosys.

S 7/9 : Analyse spatiale, carto,  
modélisation et gestion des BD sols

S 3 : Outils géophysiques appliqués  
à l'étude des sols

10h30	comm. 11-1 Abiven (prog. CHAR)
10h55	comm. 11-2 Siegenfuhr <i>et al.</i>
11h20	comm. 11-3 Houot <i>et al.</i>
11h45	comm. 11-4 Lerch <i>et al.</i>

comm. 8-1 Dagès <i>et al.</i>
comm. 8-2 Besson <i>et al.</i>
comm. 8-3 Chanut et Marionneau
comm. 8-4 Koller <i>et al.</i>

comm 9a-1 Coulouma <i>et al.</i>
comm 9a-2 Bouaziz <i>et al.</i>
comm 9a-3 Sylvain <i>et al.</i>
comm 9a-4 Lemercier <i>et al.</i>

comm. 3-1 Bile <i>et al.</i>
comm. 3-2 Florsch <i>et al.</i>
comm. 3-3 Battle-Aguilar <i>et al.</i>
comm. 3-4 Besson <i>et al.</i>

12h 10

12h30

repas

S 11 : Matières organiques,  
biologie des sols

S 8 : Techniques de travail, prod.  
agricole, durabilité des agrosys.

S 7/9 : Analyse spatiale, carto,  
modélisation et gestion des BD sols

S 3 : Outils géophysiques appliqués  
à l'étude des sols

14h30	
14h55	comm. 11-5 Reis Martins <i>et al.</i>
15h20	comm. 11-6 Bottinelli <i>et al.</i>
15h45	comm. 11-7 Le Guillou <i>et al.</i>

comm. 8-5 Chalhoub <i>et al.</i>
comm. 8-6 Michaud <i>et al.</i>
comm. 8-7 Messiga <i>et al.</i>
comm. 8-8 Renneson <i>et al.</i>

comm. 9a-5 Camus <i>et al.</i>
comm. 9a-6 Lagacherie <i>et al.</i>
comm. 9b-7 Demarcin <i>et al.</i>
comm 9b-8 Bourennane <i>et al.</i>

comm. 3-5 Besson <i>et al.</i> <sup>2</sup>
comm. 3-6 Cousin <i>et al.</i>
comm. 3-7 Llubes <i>et al.</i>
comm. 3-8 Thiesson <i>et al.</i>

16h10

16h10

pause et affiches

S 11 : Matières organiques,  
biologie des sols

S 8 : Techniques de travail, prod.  
agricole, durabilité des agrosys.

S 7/9 : Analyse spatiale, carto,  
modélisation et gestion des BD sols

S 3 : Outils géophysiques appliqués  
à l'étude des sols

17h	comm. 11-8 Navel <i>et al.</i>
17h25	comm. 11-9 Bravin <i>et al.</i>
17h50	discussion libre
18h15	discussion libre

comm. 8-9 Burtin et Rapp
comm. 8-10 Tomis <i>et al.</i>
comm. 8-11 Huss <i>et al.</i>
comm. 8-12 Bockstaller

comm 9b-9 Schnebelen <i>et al.</i>
comm 9b-10 Saby <i>et al.</i>
comm. 9b-11 Cousin <i>et al.</i>
comm. 9c-12 Curmi <i>et al.</i>

comm. 3-9 Munschy et Schwartz
comm. 3-10 Levêque <i>et al.</i>
comm. 3-11 Gomez <i>et al.</i>
comm. 3-12 Dabas et Valet

18h40

18h50-

19h30

Assemblée générale de l'AFES

20h

diner de gala

## Mercredi 13 mai

	<b>amphi 1</b>	<b>amphi 2</b>	<b>amphi 3</b>	<b>amphi 4</b>
	S 1 : Archives pédologiques	S 5 : Sols, biodiversité, écologie fonctionnelle	S 7/9 : Analyse spatiale, carto, modélisation et gestion des BD sols	S 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols
8h30	comm 1-1 Ertlen <i>et al.</i>	comm. 5-1 Trap <i>et al.</i>	comm. 9c-13 Jalabert <i>et al.</i>	comm. 10a-1 Baize et Jamagne
8h55	comm 1-2 Poulenard <i>et al.</i>	comm. 5-2 Perez <i>et al.</i>	comm. 9c-14 Sauter <i>et al.</i>	comm. 10a-2 Michel et Majdalani
9h20	comm 1-3 Mourier <i>et al.</i>	comm. 5-3 Salomé <i>et al.</i>	comm. 9d-15 Ay	comm. 10a-3 Majdalani <i>et al.</i>
9h45	comm 1-4 Wassmer	comm. 5-4 Auclerc <i>et al.</i>	comm. 9d-16 Vinatier	comm. 10a-4 Mercier
10h10	pause			
	S 1 : Archives pédologiques	S 5 : Sols, biodiversité, écologie fonctionnelle	S 7/9 : Analyse spatiale, carto, modélisation et gestion des BD sols	S 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols
10h35	comm 1-5 Schwartz <i>et al.</i> 1	comm. 5-5 Clivot <i>et al.</i>	comm. 9d-17 Lacarce	comm. 10b-5 Al Majou <i>et al.</i>
11h	comm 1-6 Gebhardt	comm. 5-6 Dequiedt <i>et al.</i>	comm. 9d-18 Juilleret <i>et al.</i>	comm. 10b-6 Richard <i>et al.</i>
11h25	comm 1-7 Etienne <i>et al.</i>	comm. 5-7 Humbert <i>et al.</i>	comm. 9d-19 Berthier <i>et al.</i>	comm. 10b-7 Tetegan <i>et al.</i>
11h50	comm 1-8 Querrien et Moulin	comm. 5-8 Balland <i>et al.</i>	comm. 9d-20 Delaunois	comm. 10b-8 Quenard <i>et al.</i>
12h15	repas			
	S 1 : Archives pédologiques	S 5 : Sols, biodiversité, écologie fonctionnelle		S 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols
14h	comm 1-9 Schwartz <i>et al.</i> 2	comm. 5-9 Kremer <i>et al.</i>		comm. 10c-9 Salvador-Blanes <i>et al.</i>
14h25	comm 1-10 Chartin <i>et al.</i>	comm. 5-10 Monard <i>et al.</i>		comm. 10c-10 Follain <i>et al.</i>
14h50	comm 1-11 Bremond <i>et al.</i>	comm. 5-11 Terrat <i>et al.</i>		comm. 10c-11 Benslama <i>et al.</i>
15h15	discussion libre	discussion libre		discussion libre
15h40	pause et affiches			
16h30	atelier 1 :	atelier 2 :	atelier 3 :	atelier 4 :
18h30	Prix de la terre, valeur du sol...	La protection des sols: quels choix sociétaux et politiques	Métrologie	Manuels d'enseignement de la pédologie
19 h	réception par la ville de Strasbourg - Hôtel de Ville			

## Jeudi 14 mai

	S 2 : Les sols dans le Changement Planétaire	S 4 : Polluants émergents dans les sols	S 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols
8h30 8h55 9h20 9h45	comm 2-1 Pansu <i>et al.</i> comm 2-2 Angers <i>et al.</i> comm 2-3 Jassey <i>et al.</i> discussion libre	comm. 4-1 Lecomte comm. 4-2 Norini <i>et al.</i> comm. 4-3 Cornu <i>et al.</i> comm. 4-4 Bravin et Hinsinger	comm. 12a-1 Armand <i>et al.</i> comm. 12a-2 Darboux <i>et al.</i> comm. 12a-3 Paroissien <i>et al.</i> comm. 12a-4 Turpin <i>et al.</i>
10h10 pause et affiches			
	S 6 : Utilisation des sols en milieu urbain et péri-urbain	S 4 : Polluants émergents dans les sols	S 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols
10h35 11h 11h25 11h50 12h15	comm 6-1 Saulais <i>et al.</i> comm 6-2 Kaboré <i>et al.</i> comm 6-3 Heitz et Glatron comm 6-4 Cerdan <i>et al.</i>	comm. 4-5 Mpundu Mubemba <i>et al.</i> comm. 4-6 Pouschat <i>et al.</i> comm. 4-7 Coinchelin <i>et al.</i> comm. 4-8 Leyval <i>et al.</i>	comm. 12a-5 Richard <i>et al.</i> comm. 12b-6 Delmas <i>et al.</i> comm. 12b-7 Cheviron <i>et al.</i> comm. 12b-8 Van Dijk <i>et al.</i>
12h15 repas			
	S 6 : Utilisation des sols en milieu urbain et péri-urbain	S 4 : Polluants émergents dans les sols	S 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols
14h 14h25 14h50 15h15	comm 6-5 Liebault comm 6-6 Christen  discussion libre	comm. 4-9 Secher <i>et al.</i> comm. 4-10 Desalme <i>et al.</i>  discussion libre	comm. 12b-9 Khanchoul <i>et al.</i> comm. 12c-10 Havlicek comm. 12c-11 Brethes et Pischedda
15h15 pause			
15h50 17h	restitution ateliers clôture		



## Table des matières

<b>SESSION 1 : ARCHIVES PEDOLOGIQUES / PEDOARCHEOLOGIE ET DYNAMIQUE DES PAYSAGES</b>	<b>27</b>
COMMUNICATIONS ORALES	27
Reconstitution de paléovégétations par l'étude de la matière organique des sols en spectroscopie proche infrarouge (SPIR)	29
ERTLEN Damien, SCHWARTZ Dominique, BRUNET Didier	
Des « pédosignatures » dans les bassins versants : définition et applications à la compréhension du fonctionnement actuel et passé des couvertures pédologiques	31
POULENARD Jérôme, MOURIER Brice, ARNAUD Fabien, PERETTE Yves, FANGET Bernard, GIGUET-COVEX Charline, LEGOUT Cedric, NEMERY Julien, ENTERS Dirk, PEPIN-DONAT Brigitte, REY Pierre-Jérôme, MOULIN Bernard, MILLERY Annie, TROSSET Louis, MALET Emmanuel, QUETIN Philippe, TREVISAN Dominique, DORIOZ Jean-Marcel, FAIVRE Pierre	
La reconstitution de l'histoire de la couverture pédologique par l'approche sédimentologique	33
MOURIER Brice, POULENARD Jérôme, FAIVRE Pierre et CARCAILLET Christopher	
Les sols, de précieux marqueurs chronologiques pour des événements instantanés	35
WASSMER Patrick et GEISSERT Daniel	
Découverte de traces de paléolabours (protohistoriques) sous un luvisol à Gotteshheim (67) Etude pédologique, conséquences sur la formation des luvisols	37
SCHWARTZ Dominique, GEBHARDT Anne, ERTLEN Damien, TRAUTMANN Martine, ZUMBRUNN Olivier et BOËS Eric	
Pédo-archéologie et micromorphologie des sols : une aide à l'interprétation de la dynamique des paysages	39
GEBHARDT Anne	
Origine des dépressions fermées du plateau Lorrain et utilisation passée des sols : datations radiocarbone, données LIDAR et études palynologiques	41
ETIENNE David, RUFFALDI Pascale, GEORGES-LEROY Murielle, RITZ Frédéric, DAMBRINE Etienne	
La connaissance des sols et les aménagements du paysage au Moyen Age : l'apport de la carte pédologique	43
QUERRIEN Armelle et MOULIN Joël	
Mise en évidence d'une phase de défrichement sur le Rossberg (68) par l'approche pédologique de microtopographies et leur cartographie LIDAR	45
SCHWARTZ Dominique, BATTMANN Julien, CLOITRE Mathieu et GOEPP Stéphanie	
Quantification des stocks de matière accumulés sur les versants cultivés : variabilité spatiale et influence des remembrements parcellaires	47
CHARTIN Caroline, SALVADOR-BLANES Sébastien, HINSCHBERGER Florent, BOURENNANE Hocine, MACAIRE Jean-Jacques	

Signal C <sub>3</sub> /C <sub>4</sub> enregistré par les phytolithes et le δ <sup>13</sup> C dans des sols andains _____	49
BREMOND Laurent, GIRALDO-CAÑAS Diego, BERRIO Juan-Carlos, BOOM Arnaud	
AFFICHES _____	51
Quantifier les flux sédimentaires anthropiques en utilisant l'information apportée par des variations dans les profils de sol. HOUBEN Peter _____	51
Apports de la micromorphologie des sols à l'interprétation de trois séquences pédo-sédimentaires lorraines fossiles bien datées _____	55
GEBHARDT Anne, GEORGES-LEROY Murielle, ROHMER Pascal et TRIBOULOT Bertrand	

## **SESSION 2 : LES SOLS DANS LE CHANGEMENT PLANETAIRE**

### **(GLOBAL CHANGE) \_\_\_\_\_ 57**

#### COMMUNICATIONS ORALES

Modèle MOMOS (Micro-organismes et Matière Organique du Sol) et traçage isotopique appliqués à quantifier <i>in situ</i> les variables du renouvellement de C du sol _____	59
PANSU Marc, MARTINEAU Yann, SAUGIER Bernard et SARMIENTO Lina	
Estimation du déficit de saturation en C des sols cultivés de France _____	61
ANGERS Denis, ARROUAYS Dominique, SABY Nicolas et WALTER Christian	
Impact d'une hausse de la température sur le système sphaignes-microorganismes _____	63
JASSEY Vincent, BINET Philippe, CHIAPUSIO Geneviève, TOUSSAINT Marie-Laure et GILBERT Daniel	
AFFICHES _____	65
Estimation des stocks de carbone dans les sols de Madagascar _____	67
GRINAND Clovis, RAJAONARIVO Andriantahina, BERNOUX Martial, BROSSARD Michel, RAZAFIMBELO Tantely et ALBRECHT Alain	
<i>In vitro</i> calcium uptake, calcium oxalate formation, and biomineralisation of selected <i>Hymenomyces (Basidiomycotina)</i> fungi _____	69
GUGGIARI Matteo, BLOQUE Raphaël, KHAMMAR Nadia, ARAGNO Michel, VERRECCHIA Eric, JOB Daniel	
Mise en place d'un site atelier pour étudier le fonctionnement spatialisé des sols et sa contribution à l'effet de serre _____	71
NICOULLAUD Bernard, BOURENNANE Hocine, BESNAULT Adeline, COURTEMANCHE Pierre, GAILLARD Hervé, GIOT Guillaume, LE LAY Christian, PASQUIER Catherine, RICHARD Guy	

**SESSION 3 : OUTILS GEOPHYSIQUES APPLIQUES A L'ETUDE DES SOLS \_\_\_ 73**

COMMUNICATIONS ORALES

Apport du géomodeleur gOcad combiné avec la prospection géophysique à la cartographie 3D de l'hétérogénéité des sols et paléochenaux dans le delta du Rhône \_\_\_\_\_ 75

BILE Raymond, VISEUR Sophie, TROLARD Fabienne, REVIL André, et BOURRIÉ Guilhem

Quantification de scories enfouies par polarisation provoquée : exemple en paléométagénie \_\_\_\_\_ 77

FLORSCH Nicolas, LLUBES Muriel, TÉREYGEOL Florian, GHORBANI Ahma, et ROBLET Pascaline

Utilisation de la tomographie électrique pour l'étude de l'infiltration axisymétrique de l'eau dans le sol \_\_\_\_\_ 79

BATLLE-AGUILAR Jordi, PESSEL Marc, SCHNEIDER Sébastien, TUCHOLKA Piotr, COQUET Yves et VACHIER Pierre

Inférence de la variabilité spatio-temporelle du fonctionnement hydrodynamique des sols par résistivité électrique \_\_\_\_\_ 81

BESSON Arlène, COUSIN Isabelle, NICOULLAUD Bernard, PASQUIER Catherine et BOURENNANE Hocine

Caractérisation des hétérogénéités structurales du sol par tomographies de résistivité électrique 3D à l'échelle de colonnes issues d'agroécosystèmes conventionnel ou simplifié \_\_\_\_\_ 83

BESSON Arlène, JAVAUX Mathieu, VANDOORNE Bertrand, BIELDERS Charles et VANCLOOSTER Marnik

Caractérisation de la structure tridimensionnelle d'un horizon hétérogène : apport de la résistivité électrique 2D et 3D \_\_\_\_\_ 85

COUSIN Isabelle, BOURENNANE Hocine, FRISON Anthony, GIOT Guillaume, RICHARD Guy \_\_\_\_\_

Contribution de la tomographie électrique 2D à l'étude du fonctionnement hydrique d'une parcelle viticole en relation avec sa composante pédo-géologique \_\_\_\_\_ 87

LLUBES Muriel, COURJAULT-RADÉ Pierre, DARROZES José et MUNOZ Marguerite

Mesure des propriétés magnétiques des sols agricoles \_\_\_\_\_ 89

THIESSON Julien, SELADJI Samir, COURTEMANCHE Pierre, TABBAGH Alain

Cartographie magnétique de champs bombés à Osenbach (Haut Rhin) \_\_\_\_\_ 91

MUNSCHY Marc et SCHWARTZ Dominique

L'imagerie magnétique très haute résolution : quel potentiel pour l'étude des pratiques culturelles ? \_\_\_\_\_ 93

LÉVÊQUE François et MATHÉ Vivien

Comparaison des méthodes « Continuum Removal » et « Partial Least-Squares Regression » pour la spatialisation du taux d'argile et de carbonate de calcium à partir de mesures de réflectance de laboratoire et aéroportées (400-2500nm) \_\_\_\_\_ 95

GOMEZ Cécile, LAGACHERIE Philippe, COULOUMA Guillaume

Apport de la géophysique à la cartographie du sous-sol haute résolution VALET Jean-Marc, DABAS Michel	95
<b>AFFICHES</b>	<b>99</b>
Premiers résultats du système multi-capteur DIGISOIL dédié à la cartographie des propriétés des sols G. GRANDJEAN, O. CERDAN, K. SAMYN, G. RICHARD, I. COUSIN, J. THIESSON, B. VAN WESEMAEL, S. LAMBOT, F. CARRÉ, R. MAFTEI, T. HERMANN, T. THÖRNELÖF, L. CHIARANTINI, S. MORETTI	101
<b>SESSION 4 : POLLUANTS EMERGENTS DANS LES SOLS : IDENTIFICATION, PROBLEMES, REMEDIATION</b>	<b>103</b>
<b>COMMUNICATIONS ORALES</b>	<b>101</b>
L'appréhension de la pollution des sols par le droit LECOMTE Romain	105
Sélection d'isolats bactériens à partir de sédiments viticoles accumulés dans un bassin d'orage : caractérisation écologique, dégradation d'herbicides et complexation du cuivre NORINI Marie-Paule, BOIS Paul, HUGUENOT David et LEBEAU Thierry	107
Mobilité et phytodisponibilité du cuivre dans des sédiments viticoles : effet de l'inoculation de bactéries complexant des métaux CORNU Jean-Yves, JEZEQUEL Karine, HUGUENOT David, BOIS Paul, NORINI Marie-Paule et LEBEAU Thierry	109
Processus rhizosphériques déterminant la phytodisponibilité du cuivre pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole BRAVIN Matthieu N et HINSINGER Philippe	111
Contaminations des sols par les activités minières à Lubumbashi (RDC). Incidences en matière de diagnostic et de choix de solutions de gestion MPUNDU MUBEMBA Michel, NGOY SHUTCHA Mylor, FAUCON Michel Pierre, MAHY Grégory, NGONGO LUHEMBWE Michel, MEERTS Pierre et COLINET Gilles	113
Transfert sol-plante du nickel et du manganèse dans des sols miniers latéritiques de Nouvelle-Calédonie POUSCHAT Priscilla, ROSE Jérôme, KELLER Catherine et AMBROSI Jean-Paul	115
Impact de la transpiration sur l'absorption de nickel par <i>Leptoplax emarginata</i> : approche écophysiological COINCHELIN David, BARTOLI François, ROBIN Christophe ECHEVARRIA Guillaume	117
Etude <i>in situ</i> et à long terme du devenir et des conséquences environnementales de la multipollution d'un sol LEYVAL Corinne, BARNIER Christophe, BEGUIRISTAIN Thierry, AUDA Pascale, BERTIN Philippe, BIACHE Coralie, CEBRON Aurélie, FAURE Pierre, MASFARAUD Jean-François, CAUPERT Cécile, OUVRARD Stéphanie, RAOULT Noèle, SIMONNOT Marie-Odile et VASSEUR Paule	119



L'ingénierie écologique appliquée à la biodégradation des polychlorobiphényles dans les sols et sédiments contaminés : état des connaissances _____	121
SECHER Camille, CORNU Jean-Yves, JEZEQUEL Karine, LEBEAU Thierry	
Pollution atmosphérique diffuse en phénanthrène sur un système sol-plante-microorganismes symbiotiques : études en microcosmes _____	123
DESALME Dorine, CHIAPUSIO Geneviève, BINET Philippe, GILBERT Daniel, TOUSSAINT Marie-Laure et BERNARD Nadine	
<b>AFFICHES _____</b>	<b>125</b>
Migration colloïdale de l'arsenic et de l'antimoine sur un ancien site minier : approche physico-chimique et minéralogique _____	127
CLEMENT Hugues, JOUSSEIN Emmanuel, SOUBRAND-COLIN Marilyne, WANAT Nastasia	
Remobilisation de l'arsenic de déchets miniers après 40 ans de re-végétalisation naturelle et conséquences sur la mobilité de l'arsenic _____	129
MONTAGNE David, NÉEL Catherine, LABROUSSE Pascal, JOUSSEIN Emmanuel et BRIL Hubert	
Caractérisation et modélisation hydrologique distribuée des transferts de chlordécone en contexte tropical volcanique. Cas du bassin du Pérou (Guadeloupe, France) en zone bananière antillaise _____	131
PAK Lai Ting, CATTAN Philippe, COLIN François, VOLTZ Marc <sup>2</sup>	
Rôle de la matière organique dissoute sur la mobilité des éléments en traces dans des sols contaminés _____	133
Marilyne SOUBRAND-COLIN, Emmanuel JOUSSEIN, Sylvain FONTES, Nastasia WANAT et Jean-Philippe BASLY	
Evolution pédologique et transfert d'éléments métalliques et métalloïdes vers le couvert végétal d'un ancien site minier _____	135
WANAT Nastasia, JOUSSEIN Emmanuel, SOUBRAND-COLIN Marilyne, BASLY Jean-Philippe	
<b>SESSION 5 : SOLS, BIODIVERSITE, ECOLOGIE FONCTIONNELLE _____</b>	<b>137</b>
<b>COMMUNICATIONS ORALES</b>	
SESSION 5A : Fonctionnement biologique des sols _____	137
Profil fonctionnel des communautés bactériennes de l'épisolum humifère le long d'une chronoséquence de 130 ans de hêtraie pure _____	139
TRAP Jean, LAVAL Karine, LEGRAS Pierre, AKPA-VINCESLAS Marthe, DECAËNS Thibaud et AUBERT Michaël	
Impact de la succession végétale sur la dynamique du système endogé et conséquences fonctionnelles sur les interactions épigé-endogé _____	141
PEREZ Gabriel, DUJARDIN Gaylord, DECAENS Thibaud, CHAUVAT Matthieu	
Populations lombriciennes et structuration des sols en forêts alluviales _____	143
SALOMÉ Clémence, GOBAT Jean-Michel, LE BAYON Claire	

Impact d'un amendement calco-magnésien sur la macrofaune du sol et sur certains processus fonctionnels associés dans les Vosges _____	145
AUCLERC Apolline, ARAN Delphine, PAGNOUT Christophe, WAGNER Philippe, MASFARAUD Jean-François, GUEROLD François et NAHMANI Johanne	
SESSION 5B : Diversité et activités bactériennes dans les sols _____	147
Restauration de bassins versants acidifiés : effet sur la diversité des communautés bactériennes du sol _____	149
CLIVOT Hugues, ARAN Delphine, ROUSSELLE Philippe, AUCLERC Apolline, DEVIN Simon, NAHMANI Johanne, WAGNER Philippe, BAUDA Pascale, POUPIN Pascal, PAGNOUT Christophe et GUEROLD François	
Diversité des communautés microbiennes telluriques à l'échelle du territoire national _____	151
DEQUIEDT Samuel, LELIEVRE Mélanie, JOLIVET Claudy, MARTIN Manuel, SABY Nicolas, ARROUAYS Dominique, HARMAND Jérôme, Loisel Patrice, THIOULOUSE Jean, LEMANCEAU Philippe et RANJARD Lionel	
Bactéries anammox terrestres : diversité et activité _____	153
HUMBERT Sylvia, TARNAWSKI Sonia, CONEN Franz, SETH Barbara, BAGNOUD Alexandre, MALLET Marc-Philippe, FROMIN Nathalie, ARAGNO Michel, ZOPFI Jakob	
Importance de la diversité fonctionnelle des bactéries dans les mécanismes d'altération des phyllosilicates 2:1 dans les sols lorrains _____	155
BALLAND Clarisse, POSZWA Anne et MUSTIN Christian	
SESSION 5C : Activités biologiques et pollution _____	157
Structure de la communauté mycorhizienne de sols viticoles soumis à différentes techniques d'entretien _____	159
KREMER Laurent, NASSR Najat, LEBEAU Thierry et MARCHAND David <sup>3</sup>	
Un dispositif expérimental pour suivre la minéralisation d'un substrat marqué au <sup>13</sup> C par des petits échantillons de sol _____	161
MONARD Cécile, BARDOUX Gérard, NUNAN Naoise et VIEUBLE-GONOD Laure	
Etude des potentialités métaboliques de communautés bactériennes de sols pollués, par une approche biopuce ADN _____	163
TERRAT Sébastien, DUGAT-BONY Eric, BOUZID Ourdia, DUMAS Emilie, MISSAOUI Mohieddine, GRAVELAT Fabrice, GONCALVES Olivier, BIDERRE-PETIT Corinne, PEYRETAILLADE Eric, PEYRET Pierre	
AFFICHES _____	165
Identification des fonctions microbiennes associées la dégradation du soufre organique dans les sols par une approche de métaprotéomique _____	167
SLEZACK-DESCHAUMES Sophie, MARON Pierre-Alain, VONG Phuy-Chhoy, PIUTTI Séverine, RANJARD Lionel, BENIZRI Emile	
L'épaisseur de l'horizon A comme indicateur écologique au sein d'un contexte agropastoral. Approche cartographique à l'échelle de la parcelle expérimentale _____	169
GRELLIER Séraphine, FLORSCH Nicolas, JANEAU Jean-Louis, PODWOJEWSKI Pascal	

Effets de la double inoculation, Bradyrhizobium- Mycorhizes arbusculaires sur la croissance et la nutrition minérale de quatre variétés de *Bituminaria bituminosa* \_ 171  
NASSIRI Laila, CHANA Samira, IBIJBIJEN Jamal, ISMAILI Mohammed et CORREAL Enriqu 

Effet de l'incorporation de carbone (résidu de blé et glucose) sur la taille et l'activité de la communauté bactériennes du sol impliquée dans la minéralisation du soufre organique \_\_\_\_\_ 173  
PIUTTI Séverine, USMAN Muhammad, NIKNAHAD-GHARMAKHER Hamid, VONG Phuy-Chhoy, SLEZACK-DESCHAUMES Sophie, RECOUS Sylvie et BENIZRI Emile

## **SESSION 6 : Utilisation des sols en milieu urbain et péri-urbain :**

**problèmes spécifiques \_\_\_\_\_ 175**

COMMUNICATIONS ORALES \_\_\_\_\_ 175

Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration \_ 177  
SAULAIS Muriel, LEMOINE Damien, BEDELL Jean-Philippe, SALERI Renato, LEQUAY Hervé, BLAKE Gérard et DELOLM  Cécile

Effets à court terme des composts de Déchets Urbains Solides et de leur mode d'apport sur les rendements de *Sorghum bicolor* (var. sariasso 14) et sur les propriétés chimiques d'un *Lixisol Ferric* \_\_\_\_\_ 179  
KABORE Wind-Tinbnoma Théodore, HIEN Edmond, ZOMBRE Prosper, HOUOT Sabine et MASSE Dominique

Les coulées boueuses dans les zones péri-urbaines en Alsace :  tude de la perception du risque dans les problématiques de gestion locale \_\_\_\_\_ 181  
HEITZ Carine et GLATRON Sandrine

Enjeux économiques liés à l'aléa d'érosion des sols :  tude pilote de faisabilité d'une évaluation des coûts dans une région française (Alsace) \_\_\_\_\_ 183  
CERDAN Olivier, AUZET Anne-Véronique, BOUZIT Madjid, VAN DIJK Paul, GUYONNET Julien, MOQUET Jean-Sébastien, CRUZ-MERMY Davy et HEITZ Carine

La protection des sols par le droit en zone urbaine et périurbaine \_\_\_\_\_ 185  
LIEBAULT Nicolas

Modes de production et perceptions du sol \_\_\_\_\_ 187  
CHRISTEN Guillaume

## **SESSION 7 : voir session 9**

**SESSION 8 : Sols, techniques de travail, production agricole, durabilité des agrosystèmes \_\_\_\_\_ 189**

COMMUNICATIONS ORALES \_\_\_\_\_ 189

Rôle des fossés agricoles dans la recharge des nappes en contexte méditerranéen \_\_\_\_\_ 191

DAGÈS Cécile, VOLTZ Marc, BSAIBES Aline, PREVOT Laurent, HUTTEL Olivier,  
LOUCHART Xavier, GARNIER François, NEGRO Sandrine

Étude comparative de l'impact des techniques culturales conventionnelles et  
simplifiées sur le fonctionnement hydrodynamique du sol à l'échelle de colonnes de  
sol non perturbé \_\_\_\_\_ 193  
BESSION Arlène, VANCLOOSTER Marnik, JAVAUX Mathieu et BIELDERS Charles<sup>1</sup>

Suivi spatio-temporel du compactage des sols \_\_\_\_\_ 195  
CHANET Myriam et MARIONNEAU Anicet

Conséquences de l'arrêt du labour sur les états structuraux des sols cultivés et leurs  
fonctions \_\_\_\_\_ 197  
KOLLER Rémi, BURTIN Marie-Line, RAPP Olivier et VAN DIJK Paul

Effet de l'apport répété de composts sur le comportement hydrique d'un sol : cas d'un  
sol limoneux cultivé du Bassin Parisien \_\_\_\_\_ 199  
CHALHOUB Maha, COQUET Yves, VACHIER Pierre, LABAT Christophe, BODINEAU  
Guillaume, RAMPON Jean-Noël et HOUOT Sabine

Effet du recyclage de composts en grandes cultures sur les apports au sol d'éléments  
en traces métalliques et les risques de transfert à la plante : Synthèse après 10 ans  
d'un essai de plein champ (QualiAgro) \_\_\_\_\_ 201  
MICHAUD Aurélie, BODINEAU Guillaume, RAMPON Jean-Noel, CAMBIER Philippe,  
BENOIT Pierre, HAUDIN Claire-Sophie, LHOUTELLIER Claire et HOUOT Sabine

Mise à l'épreuve d'un modèle décrivant l'évolution pendant 18 ans de la quantité de  
phosphore biodisponible en fonction du cycle biogéochimique du P dans un champ  
cultivé \_\_\_\_\_ 203  
MESSIGA Aimé Jean, ZIADI Noura, PARENT Léon-Etienne et MOREL Christian

Evaluation de la pertinence du taux de saturation en phosphore en tant qu'indicateur  
de bonnes pratiques en matière de fertilisation phosphorée dans les sols agricoles en  
région wallonne (Belgique) \_\_\_\_\_ 205  
RENNESON Malorie, VANDENBERGHE Christophe, MARCOEN Jean Marie, BOCK  
Laurent et COLINET Gilles

Rôle du type de sol dans l'élaboration de la qualité « nitrates » des eaux sous  
parcelles agricoles : exemple de l'interculture après maïs en Alsace \_\_\_\_\_ 207  
BURTIN Marie-Line et RAPP Olivier

Valorisation énergétique des pailles de céréales et préservation de l'état organique  
des sols agricoles : un enjeu pour une agriculture durable en Picardie ; une aide à la  
décision pour l'agriculteur \_\_\_\_\_ 209  
TOMIS Vincent, DUPARQUE Annie, DAMAY Nathalie, MARY Bruno ; En collaboration  
avec ANCELIN Olivier, DERSIGNY Christian<sup>4</sup>, DURANEL Jacques, FLEUTRY Laurent  
et BERTRAND Caroline

Activités agricoles en Alsace, impacts sur les sols et pistes d'amélioration \_\_\_\_\_ 211  
HUSS Régis, BATT Michel, METREAU Dominique

La prise en compte du sol dans les méthodes d'évaluation agri-environnementale des  
systèmes de production végétale \_\_\_\_\_ 213  
BOCKSTALLER Christian

AFFICHES \_\_\_\_\_ 215

Variabilité temporelle et spatiale de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation sous deux systèmes contrastés de travail du sol \_\_\_\_\_ 217  
ALLETTO Lionel, COQUET Yves

Les systèmes de travail du sol simplifié : des alternatives pour la protection de l'environnement \_\_\_\_\_ 219  
RUSU Teodor, GUS Petru, BOGDAN Ileana, MORARU Paula Ioana, POP Adrian Ioan, CACOVEAN Horea et CLAPA Doina

Prise en compte du type de sol dans l'élaboration du conseil aux agriculteurs : exemple de la dose d'engrais minéral à apporter sur maïs en Alsace \_\_\_\_\_ 221  
SCHAUB Anne, RAPP Olivier, BURTIN Marie-Line

**SESSION 9 (+ 7) : Analyse spatiale, cartographie, modélisation \_\_\_\_\_ 223**

COMMUNICATIONS ORALES

SESSION 9A : Méthodes de spatialisations (télédétection, géophysique, géostatistiques...) \_\_\_\_\_ 223

Modèle d'organisation des sols en contexte méditerranéen à forte composante morphogénétique. Exemple du bassin versant de la Peyne (Hérault) \_\_\_\_\_ 225  
COULOUMA Guillaume, FOLLAIN Stéphane et LAGACHERIE Philippe

Utilisation des techniques de Télédétection pour l'évaluation et la prédiction du risque d'érosion hydrique dans le sud du rift Ethiopien \_\_\_\_\_ 227  
BOUAZIZ Moncef, GLOAGUEN Richard, KNOCHE Malte et LEIDIG Mathias

Délimitation hydropédologique de zones de gestion du parcellaire agricole, à l'aide de données de relief de précision et d'images multispectrales \_\_\_\_\_ 229  
SYLVAIN Jean-Daniel, MICHAUD Aubert R., DESLANDES Julie, VEZINA Karine, SAINT-LAURENT Ivana, LAVOIE André, NOLIN Michel, GRENON Lucie et GAGNE Gilles

Prédiction spatiale de propriétés des sols à l'échelle départementale à partir de cartes pédologiques à grande échelle et de variables environnementales \_\_\_\_\_ 231  
LEMERCIER Blandine, LOUM Macoumba et WALTER Christian

Cartographie haute résolution de la conductivité électrique apparente des sols estimée à partir d'imagerie multispectrale par l'utilisation d'un réseau de neurones \_\_\_\_\_ 233  
CAMUS Adrien, MATHÉ Vivien, LÉVÊQUE François, KERNÉIS Éric, AUGEREAU Bertrand et POUGET Frédéric

Cartographie Numérique des propriétés des sols par imagerie hyperspectrale pour la modélisation environnementale en zone méditerranéenne : le projet DIGISOL-HYMED \_\_\_\_\_ 235  
LAGACHERIE P., GOMEZ C., BACHA S., BEN MECHLIA M., BARET F., BLANCA Y., COULOUMA G., DEROUCHE M., FOLLAIN S., HAMROUNI H., JACOB F., LE BISSONNAIS Y., LE MARTRET H., MASMOUDI M.M., MCBRATNEY A.B., MINASNY B., MONESTIEZ P., RACLOT D. et SABELUR N.

SESSION 9B : Modèles spatialisés de transfert (érosion, pesticides...)	237
Projet ERRUISSOL ou la cartographie des zones à risque de ruissellement et d'érosion en Région Wallonne (Belgique)	239
DEMARCIN Pierre, SMOOS Augustin, DAUTREBANDE Sylvia, MOKADEM Abdel Ilah et DEGRÉ Aurore	
Le facteur d'enrichissement : un indicateur local et spatial de la contamination anthropique des sols	241
BOURENNANE Hocine, DOUAY Francis, STERCKEMAN Thibault, VILLANNEAU Estelle, CIESIELSKI Henri, FOURRIER Hervé, KING Dominique et BAIZE Denis	
Établissement d'une méthode générique d'estimation du risque de transferts de produits phytosanitaires vers les eaux à l'échelle régionale	243
BOURENNANE SCHNEBELEN Nathalie, RABOT Eva, FORT Jean-Luc, CAM Catherine, ARROUAYS Dominique, MINETTE Sébastien <sup>2</sup>	
Prédiction des propriétés du sol à l'échelle nationale à partir des données du RMQS : Exemple des Eléments Trace Métalliques	245
SABY Nicolas P.A., JOLIVET Claudy, BOULONNE Line, RATIÉ Céline, MARCHANT Ben P., LARK R.Murray, THIOULOUSE Jean, et ARROUAYS Dominique	
Comment estimer les propriétés hydriques effectives des horizons de sol hétérogènes ?	247
COUSIN Isabelle, SAMOUELIAN Anatja, FRISON Anthony, RICHARD Guy	
SESSION 9C : Estimation de propriétés des sols pour (ou à partir) de Bases de Données	249
Incidence de la qualité du sol sur la formation du prix des terres agricoles	251
CURMI Pierre, HILAL Mohamed, CAVAILHES Jean, AY Jean-Sauveur, BRAYER Jean Marc, BARGEOT Lionel, BROCHIER Myriam, CARLOT Aurore, DAVADAN Maud et LAROCHE Bertrand	
Estimation des densités apparentes de sols forestiers à l'aide de la méthode <i>GBM : Generalized Boosted Regression Modeling</i>	253
JALABERT Stéphanie, MARTIN Manuel, ARROUAYS Dominique, RENAUD Jean-Pierre, BOULONNE Line, JOLIVET Claudy	
La base de données sur les sols d'Alsace, un outil opérationnel de valorisation de la connaissance des sols	255
SAUTER Joëlle, PARTY Jean-Paul et KOLLER Rémi	
SESSION 9D : Présentation de Bases de Données : Implémentation, harmonisation, diffusion	257
Identification spatiale de l'hétérogénéité économique des terres agricoles : Essai sur la base d'une relecture des réformes MacSharry de la PAC (1992)	259
AY Jean-Sauveur <sup>1</sup>	
Réalisation d'une interface Web de mise à disposition et d'analyse des données des Référentiels Régionaux Pédologiques	261
VINATIER Jean Marie et CHAFCHAFI Ahmed	

Comment harmoniser des données issues de 2 dispositifs de surveillance de la qualité des sols ? _____	263
LACARCE Eva, MARTIN Manuel, BOULONNE Line, RENAUD Jean Pierre, LE BAS Christine et ARROUAYS Dominique	
Nécessité et difficultés de l'implémentation d'une base de données pédologiques au Grand-Duché de Luxembourg _____	265
JUILLERET Jérôme, HISSLER Christophe, MARX Simone, DOMAGALSKI Bartosz <sup>1</sup> , HITZELBERGER Patrik, PFISTER Laurent	
Démarche qualité et cartographie régionale des sols dans le cadre du programme Sols de Bretagne _____	267
BERTHIER Lionel, LE BRIS Anne Laure, LEMERCIER Blandine, WALTER Christian	
Un guide pour une observation agronomique des sols, destiné aux agriculteurs et aux agronomes _____	269
DELAUNOIS Antoine	
<b>AFFICHES _____</b>	<b>271</b>
Mise au point d'un Système d'Information Géographique (SIG), à l'échelle de la parcelle, évaluant le risque de pollution des eaux par l'usage des pesticides (PESTEAUX) _____	273
BAH Billo, NOËL Stéphanie, BUFFET Dominique, HENRIET François, PIGEON Olivier et HUYGHEBAERT Bruno	
Evaluation d'une carte pédologique à moyenne échelle _____	275
DELMAS Magalie, MICHELIN Joël et GILLIOT Jean-Marc	
Les guides des sols d'Alsace, des outils pour identifier les sols et mieux les valoriser _____	277
GARTNER Lucienne, SAUTER Joëlle, PARTY Jean-Paul et KOLLER Rémi	
Sensibilité d'un outil de modélisation du ruissellement et de l'érosion à la précision spatiale des données sols _____	279
HOFSTETTER Elodie, VAN DIJK Paul et SAUTER Joëlle	
Harmonisation des bases de données sols française et allemande pour la modélisation du lessivage des nitrates vers la nappe rhénane _____	281
SAUTER Joëlle, VAN DIJK Paul, WALDMANN Frank et GRIMM-STRELE Jost	
<b>SESSION 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols _____</b>	<b>283</b>
<b>COMMUNICATIONS ORALES _____</b>	<b>283</b>
Les processus de transfert de particules argileuses menant à la formation des luvisols et des planosols et contribuant à d'autres pédogenèses _____	285
BAIZE Denis et JAMAGNE Marcel	
Mobilisation et transport de particules en sol intact : Vers une identification et une hiérarchisation des mécanismes en jeu _____	287
MICHEL Eric et MAJDALANI Samer	

Modélisation de la mobilisation <i>in situ</i> de colloïdes dans des colonnes de sol non remanié _____	289
MAJDALANI Samer, MICHEL Eric, DI-PIETRO Liliana, ANGULO-JARAMILLO Rafael et ROUSSEAU Marine	
Le drainage : une incidence sur l'évolution pédogénétique des sols _____	291
MERCIER Pascale	
Utilisation de la teneur en eau volumique à la capacité au champ <i>in situ</i> pour améliorer la prédiction des propriétés de rétention en eau des sols _____	293
AL MAJOU Hassan, BRUAND Ary et DUVAL Odile	
Une analyse du système de porosité des sols à partir des courbes de rétention en eau _____	295
RICHARD Guy, DEXTER Anthony R. et DEFOSSEZ Pauline	
Rôle de la phase caillouteuse dans les propriétés hydriques des sols _____	297
TETEGAN Marion, COUSIN Isabelle et NICOULLAUD Bernard	
Prise en compte des hétérogénéités locales et spatiales en vue de la modélisation hydrique d'un sol drainé _____	299
QUÉNARD Laurence, SAMOUËLIAN Anatja, FRISON Anthony et COUSIN Isabelle	
Modélisation à long terme de l'évolution des sols à l'échelle du profil pédologique : altération, incorporation de la matière organique et bioturbation _____	301
SALVADOR-BLANES Sébastien, MINASNY Budiman et McBRATNEY Alex B.	
Eléments grossiers et sols Méditerranéens : un cas d'étude sur le bassin versant de « La Peyne » _____	303
FOLLAIN Stéphane, EROLES VALLÉS Eva, COULOUMA Guillaume	
Typologie des sols du complexe humide d'El-Kala Organisation de la couverture pédologique _____	305
BENSLAMA Mohamed, IBENCHERIF H., ZANACHE Habiba et DJILI Kaddour	
AFFICHES _____	307
L'épisolum humifère en zone alluviale carbonatée: à quelle échelle spatiale devient-il un révélateur de la stabilité de la station? _____	309
AMSTUTZ René, LE BAYON Claire et GOBAT Jean-Michel	
Teneur en eau des sols et instabilité de leur structure : conséquence sur la dispersion de l'argile _____	311
DEXTER Anthony Roger, CZYŻ Ewa Antonina, DAVY Joëlle, RICHARD, Guy et DUVAL Odile	
Composition minéralogique d'échantillons du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) _____	313
HARDY M., CORNU S., JOLIVET C., RATIE C., JOSIERE O., ARROUAYS D.	
Approche expérimentale du lessivage de particules fines _____	315
QUÉNARD Laurence, SAMOUËLIAN Anatja, COUSIN Isabelle, BAIZE Denis et CORNU Sophie	



Impact du drainage sur la composition chimique des eaux d'un Luvisol dégradé : conséquences sur l'évolution du sol à court et moyen termes _____	317
SAMOUËLIAN Anatja, MONTAGNE David, QUÉNARD Laurence, BESNAULT Adeline, GIOT Guillaume et CORNU Sophie	
<b>SESSION 11 : Matières organiques, Biologie des sols _____</b>	<b>319</b>
COMMUNICATIONS ORALES _____	319
Carbone pyrogénique dans les sols : Un avenir agricole ? Aspects qualitatifs et quantitatifs _____	321
ABIVEN Samuel	
Prélèvement préférentiel de nitrate ou d'ammonium par différentes essences forestières _____	323
SIEGENFUHR Henri, ANDRIANARISOA Sitraka, LEGOUT Arnaud, DAMBRINE Etienne et ZELLER Bernd	
Evaluation de bioindicateurs d'impact du recyclage de produits résiduaux organiques en sols cultivés : lien avec les modifications des caractéristiques physico-chimiques du sol _____	325
HOUOT Sabine, CAMBIER Philippe, CAPOWIEZ Yvan, STEINBERG Christian, BEGUIRISTAIN Thierry, LEBEAU Thierry, LHOUTELLIER Claire, BARRIUSO Enrique, BENOIT Pierre, BERNET Nathalie, BODINEAU Guillaume, DESCHAMPS Marjolaine, DEVAUX Anne, EDEL-HERMANN Véronique, ETIEVANT Véronique, GAUTHERON Nadine, JAULIN Anne, NORINI Marie-Paule, LEYVAL Corinne, PETRAUD Jean-Pierre, RAMPON Jean-Noël, et RAULT Magali	
Effet du compostage sur la dynamique de résidus végétaux dans le sol : utilisation du marquage <sup>13</sup> C et <sup>15</sup> N à l'échelle moléculaire _____	327
LERCH Thomas, DIGNAC Marie-France, BARDOUX Gérard et HOUOT Sabine	
Type de cultures influençant l'agrégation et la matière organique du sol sous semis direct _____	329
MARTINS Márcio dos Reis, CORÁ José Eduardo, MARCELO Adolfo Valente et JORGE Ricardo Falqueto	
Stabilité structurale des déjections lombriciennes soumises à différentes intensités de travail du sol _____	331
BOTTINELLI Nicolas, HALLAIRE Vincent, MENASSERI Safya, LE GUILLOU Cedric et CLUZEAU Daniel	
Les matières organiques exogènes et natives influencent la stabilisation de la structure du sol : expérimentation et modélisation _____	333
LE GUILLOU Cédric, MENASSERI Safya, ANGERS Denis, ABIVEN Samuel et LETERME Philippe	
Distribution, biodisponibilité, dynamique et impact du cuivre sur les communautés microbiennes dans les sols de vigne. Effet du statut organique des sols _____	335
NAVEL Aline, DESAUNAY Aurélien, SPADINI Lorenzo, LEJON P.H. David, LAMY Isabelle, VINCE Erwann, LEVEQUE Jean, RANJARD Lionel et MARTINS Jean M.F.	

Modifications des propriétés complexantes des matières organiques dissoutes vis-à-vis du cuivre dans la rhizosphère du blé _____	337
BRAVIN Matthieu N, GARNIER Cédric, GERARD Frédéric et HINSINGER Philippe	
<b>AFFICHES _____</b>	<b>339</b>
Char Studies Initiative Switzerland (CSI Swiss) : Etude de la décomposition du carbone pyrogénique _____	341
ABIVEN Samuel, BIRD Jeffrey, SINGH Nimisha, ALTMANN Jens, TORN Margaret et SCHMIDT Michael W.I.	
Etude de la décomposition de carbone pyrogénique mélangé à différents substrats organiques en conditions contrôlées _____	343
ANDREOLI Romano et ABIVEN Samuel	
Modification de la décomposabilité de plantes prairiales poussant en période de sécheresse _____	345
GOUSKOV Boris, HEIM Alexander et ABIVEN Samuel	
Suivi par fractionnement densimétrique de l'incorporation de l'azote de litières de hêtre marquées dans les associations organo-minérales _____	347
HATTON Pierre-Joseph, DERRIEN Delphine, KLEBER Markus, LAJTHA Kate et ZELLER Bernd	
Solubilité du carbone pyrogénique dans les sols : aspects quantitatifs et qualitatifs _____	349
HENGARTNER Pascal, SCHNEIDER Maximilian, SINGH Nimisha et ABIVEN Samuel	
Contribution à l'étude de la dynamique de la matière organique des sols d'un agro-écosystème situé dans la région d'El-tarf (Nord Est de l'Algérie) _____	351
SAMAR Mohamed Faouzi, BENSLAMA Mohamed, KHEIRELINE Wafa et BOUZIANE Wafa	
<b>SESSION 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols _____</b>	<b>353</b>
<b>COMMUNICATIONS ORALES _____</b>	<b>353</b>
Variabilité intraparcellaire des états de surface du sol en contexte de Techniques Sans Labour [TSL]. Impacts sur le ruissellement et l'érosion _____	355
ARMAND Romain, AUZET Anne-Véronique, BOCKSTALLER Christian	
Prédire la stabilité structurale pour optimiser la gestion organique des sols _____	357
DARBOUX Frédéric, DUVAL Odile, MARTIN Manuel, JACQUOT Sophie LE BISSONNAIS Yves et CHENU Claire	
Quantification et caractérisation de la variabilité de l'érosion pluri-décennale des parcelles de vigne à l'échelle d'une petite région _____	359
PAROISSIEN Jean-Baptiste, LAGACHERIE Philippe et LE BISSONNAIS Yves	
Cartographie du comportement hydrique des sols à l'échelle de l'exploitation agricole et à une résolution parcellaire, par valorisation de la connaissance experte des agriculteurs _____	361
TURPIN Baptiste, PELLETIER Aude et GUIX Noëlle	

Prévision des risques de tassement des sols agricoles et forestiers à l'échelle du territoire national _____	363
RICHARD Guy, ROGER-ESTRADE Jean, DEFOSSEZ Pauline, CHANZY André, COSENZA Philippe et LE BAS Christine	
De l'érosion des sols aux exports de sédiments à l'échelle régionale : le concept de SDR est-il utilisable ? _____	365
DELMAS Magalie, CERDAN Olivier et MOUCHEL Jean-Marie <sup>2</sup>	
Analyse de sensibilité comparée de quatre modèles d'érosion, appliquée à l'étude de la vulnérabilité des sols méditerranéens au changement climatique _____	367
CHEVIRON Bruno, LE BISSONNAIS Yves, GUMIERE Silvio, DESPRATS Jean-François, CERDAN Olivier, DARBOUX Frédéric, COUTURIER Alain et RACLOT Damien	
Cartographie de la sensibilité à l'érosion des sols et du risque potentiel de coulées d'eaux boueuses en Alsace _____	369
VAN DIJK Paul <sup>1</sup> , SAUTER Joëlle <sup>1</sup> , KOLLER Rémi <sup>1</sup> et AUZET Anne-Véronique	
Estimation de la dégradation spécifique dans le bassin versant de l'Oued Kébir Est, nord-est algérien _____	371
KHANCHOUL Kamel, BOUKHRISSA Zine El Abidine et BENSLAMA Mohamed	
La protection des sols en Suisse _____	373
HAVLICEK Elena	
La prise en compte du risque de tassement des sols dans la gestion forestière Propositions de l'Office National des Forêts _____	375
BRÊTHES Alain, PISCHEDDA Didier	
AFFICHES _____	377
Localisation et efficacité des bandes enherbées de 12 m de long pour la rétention des sédiments érodés _____	379
CORDONNIER Hélène, BIELDERS Charles et MOKADEM Abdel Ilah	
Erosion potentielle à l'échelle de la parcelle agricole _____	381
CORDONNIER Hélène, BIELDERS Charles et MOKADEM Abdel Ilah	
Evaluation du potentiel de schémas numériques complexes pour la modélisation du ruissellement _____	383
ROUSSEAU Marie, DELVALLÉE Etienne, CERDAN Olivier, DELESTRE Olivier, NORD G., ESTEVES Michel, CORDIER Stéphane, JAMES François, DARBOUX Frédéric et DUPROS Fabrice	
Modélisation régionale de l'aléa Erosion hydrique des sols en contexte méditerranéen _____	385
DESPRATS Jean-François, CERDAN Olivier, LAISSUS M., LE BISSONNAIS Yves , RACLOT Damien et SIMONNEAUX Vincent	
Etude de la décomposition de carbone pyrogénique mélangé à différents substrats organiques en conditions contrôlées _____	387
ECABERT Nicolas, BESSON Antoine, BOIVIN Pascal et ABIVEN Samuel	

BIOCRUST : Vulnérabilité des croûtes biologiques et dégradation des sols en zone sahélienne \_\_\_\_\_ 389

MALAM ISSA Oumarou, CANCES B., DUMAY F., GOMMEAUX M., MARIN B., MORVAN X., PONTHEU M., CERDAN O., BOURGUIGNON A., DESPRATS J.-F., GARRIDO F., JOULIAN C., CHEVREL S., RAJOT J. L., MARTICORENA B., VALENTIN C., SANNIER C., BEAUGENDRE N., DAZIN F., FONTANOT F., JACQUET G., VERMESSEN P., STAL J. L., BAGHDADI N., BERTRAND I., ALAVOINE G., LARROQUE C., Van VESEMAEL B.

Transferts d'eau et de sédiments de la parcelle à la rivière dans un bassin versant de la ceinture loessique (l'Austreberthe, Normandie) \_\_\_\_\_ 391

PAK Lai Ting, CERDAN Olivier, SOUCHÈRE Véronique, DELMAS Magalie, LE BISSONNAIS Yves, COUTURIER Alain, SOREL Luc

Etude multi échelle de l'érosion dans le bassin versant du Rheraya, Haut Atlas, Maroc \_\_\_\_\_ 393

CHEGGOUR Aouatif, SIMONNEAUX Vincent, LE BISSONNAIS Yves, ROOSE Eric

**INDEX DES AUTEURS** \_\_\_\_\_ 395

**LISTE DES PARTICIPANTS** \_\_\_\_\_ Annexes

**Nota bene : Dans l'édition papier, les figures sont imprimées en noir et blanc. Une version couleur est téléchargeable sur le site de l'AFES.**

**SESSION 1 : ARCHIVES PEDOLOGIQUES / PEDOARCHEOLOGIE ET  
DYNAMIQUE DES PAYSAGES**

**COMMUNICATIONS ORALES**



## **Reconstitution de paléovégétations par l'étude de la matière organique des sols en spectroscopie proche infrarouge (SPIR)**

**ERTLEN Damien<sup>1</sup>, SCHWARTZ Dominique<sup>1</sup>, BRUNET Didier<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : Faculté de Géographie et d'Aménagement, ERL 7230, Image, Ville et Environnement, CNRS / UDS, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex

[damien.ertlen@lorraine.u-strasbg.fr](mailto:damien.ertlen@lorraine.u-strasbg.fr).

<sup>2</sup> : Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR 210 Eco&Sols, Montpellier SupAgro, bât. 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 1.

Les méthodes d'études des archives pédologiques telles que la pédo-anthracologie, l'étude des monomères de la lignine ou la micromorphologie ont démontré leur efficacité mais sont lourdes à mettre en œuvre. C'est la raison pour laquelle nous développons depuis trois ans une méthode complémentaire, rapide et peu coûteuse de reconnaissance de la matière organique du sol par spectroscopie proche infrarouge (SPIR).

### **Un référentiel bâti sur des échantillons de surface**

Le spectre dans le proche infrarouge peut être considéré comme l'empreinte digitale de la matière organique (Palmborg & Nordgren, 1996). Pour reconnaître cette empreinte digitale nous avons besoin de références, c'est-à-dire de matières organiques dont l'origine végétale est bien connue. Pour cette raison, les premiers travaux menés en Alsace se sont concentrés sur les horizons de surface qui contiennent de la matière organique très majoritairement récente, provenant d'une végétation observable actuellement à l'aplomb des sols étudiés, ou sur des archives cartographiques récentes (150 ans). Nous avons montré qu'il est possible grâce à la SPIR de reconnaître l'origine végétale de cette matière organique. Dans un premier temps, des différences spectrales entre les sols sous forêts et les sols sous prairies ont été mises en évidence (Ertlen *et al.*, 2008a) ; puis l'élargissement du référentiel a permis de préciser l'origine et de distinguer les grands écosystèmes du massif vosgien (Ertlen *et al.*, 2008b). Ainsi nous pouvons reconnaître les sols sous hêtraie-sapinière, sous chânaie, sous pineraie... Nous disposons actuellement d'un référentiel élargi constitué de 1006 échantillons de surface répartis sur 57 sites. A titre d'exemple, nous présentons une analyse discriminante réalisée sur l'ensemble du spectre proche infrarouge (1100-2500 nm), soit 130 bandes spectrales d'une largeur de 10 nm. Sur la figure 1, les sites sous prairies sont nettement distincts des sites sous forêts, eux-mêmes séparés en trois grandes familles d'écosystèmes : forêts de feuillus, forêts mixtes et forêts de conifères.

### **Confrontation du référentiel des échantillons de surface avec des échantillons de paléosols**

Dans un deuxième temps, un éventail d'horizons de surface de paléosols exhumés en Alsace en contexte archéologique ou naturel a été analysé par la SPIR. Les spectres collectés dans des conditions similaires ont été comparés au référentiel de surface. En fonction de la proximité spectrale avec des familles de spectres (sols sous prairie, sols sous chânaie...), nous pouvons reconstituer la végétation ayant recouvert ces paléosols avant leur enfouissement.

La SPIR appliquée aux matières organiques des sols et paléosols ouvre de nouvelles perspectives d'étude des paléovégétations à des échelles locales.

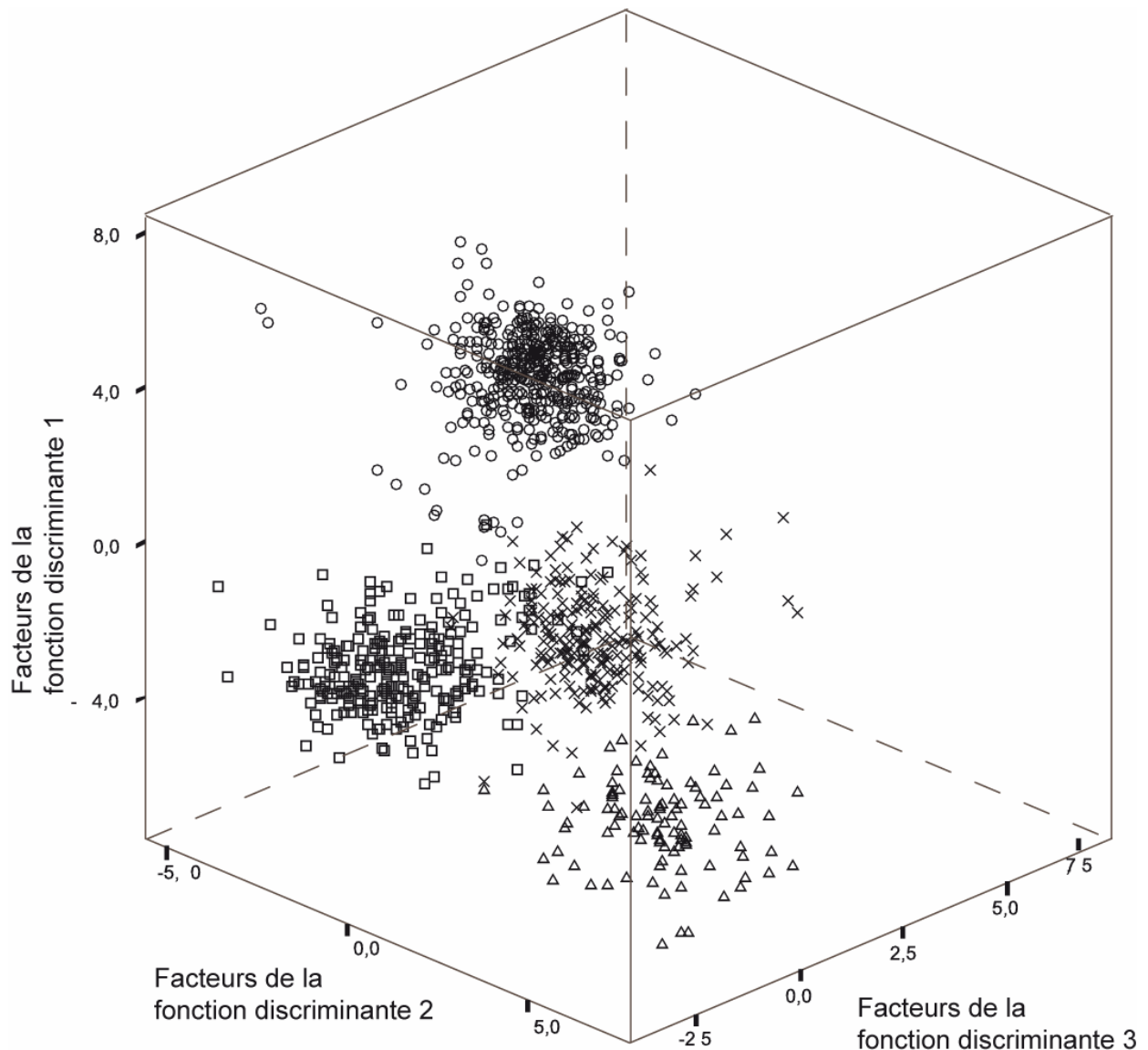


Figure 1 : Résultat d'une analyse canonique discriminante effectuée sur les spectres dans le proche infrarouge de 1006 échantillons provenant d'horizons de surface.

Sols sous prairies (O), sols sous forêts de feuillus (□), sols sous forêts mixte (x), sols sous forêts de conifères (Δ)

Ertlen, D., Schwartz, D. & Brunet, D. 2008a. La spectrométrie dans le proche infrarouge (SPIR) appliquée à la matière organique des sols : un outil de reconstitution de l'histoire des végétations aux échelles locales. Perspectives et limites d'une méthode qualitative en cours d'élaboration. In: *RTP Paysage et Environnement. De la reconstitution du passé aux modèles prospectifs*. D. Galop, Chilhac.

Ertlen, D., Schwartz, D. & Brunet, D. 2008b. Near infrared spectroscopy as a tool to identify soil organic matter origin. In: *Eurosoil* (eds. Blum, W.E.H., Gerzabek, M.H. & Vodrazka, M.), p. 137, Vienne.

Palmborg, C. & Nordgren, A. 1996. Partitioning the variation of microbial measurements in forest soils into heavy metal and substrate quality dependent parts by use of near infrared spectroscopy and multivariate statistics. *Soil Biology and Biochemistry*, **28**, 711-720.



## **Des « pédosignatures » dans les bassins versants : définition et applications à la compréhension du fonctionnement actuel et passé des couvertures pédologiques**

**POULENARD Jérôme<sup>1</sup>, MOURIER Brice<sup>1</sup>, ARNAUD Fabien<sup>2</sup>, PERETTE Yves<sup>2</sup>,  
FANGET Bernard<sup>2</sup>, GIGUET-COVEX Charline<sup>2</sup>, LEGOUT Cedric<sup>3</sup>, NEMERY Julien<sup>3</sup>,  
ENTERS Dirk<sup>2</sup>, PEPIN-DONAT Brigitte<sup>4</sup>, REY Pierre-Jérôme<sup>2</sup>, MOULIN Bernard, MILLERY  
Annie<sup>1</sup>, TROSSET Louis<sup>1</sup>, MALET Emmanuel<sup>2</sup>, QUETIN Philippe<sup>1</sup>, TREVISAN Dominique<sup>1</sup>,  
DORIOZ Jean-Marcel<sup>1</sup>, FAIVRE Pierre<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> CARRTEL (UMR 42 INRA), Université de Savoie, Le Bourget du lac, France,

<sup>2</sup> EDYTEM (UMR 5204 CNRS), Université de Savoie, Le Bourget du Lac, France

<sup>3</sup> LTHE 5Grenoble, 38054 Grenoble, France

<sup>4</sup> SPrAM (UMR 5819 CEA-CNRS-UJF) Grenoble, 38054 Grenoble, France

### **Retrouver « l'empreinte des sols » dans la charge solide et liquide des flux hydriques à l'échelle bassin versant**

La couverture pédologique est la source d'émission d'un ensemble de substances (minérales et organiques) transférées par les flux hydriques sous forme dissoute et/ou particulaire dans les bassins versants. La quantité et la qualité des composés exportés ainsi varient selon le type, le mode d'usage et la position des sols dont ils sont issus. Or à l'exutoire des bassins versants, on ignore dans la plupart des cas, les compartiments de la couverture pédologique dont sont issues ces produits. Une voie de recherche, développée particulièrement lors de la dernière décade (Collins et Walling, 2004), consiste à rechercher des empreintes de sols (« soil fingerprint ») dans les produits exportés dans un bassin versant. Une empreinte de sol pouvant alors être définie comme toutes propriétés ou constituants susceptibles de révéler l'origine pédologique de la charge dissoute ou particulaire.

La reconnaissance des sols qui ont contribué à ces flux pourrait s'avérer un indicateur clef du fonctionnement des bassins versants et des sols. Le rôle de certains modes d'occupations des sols dans l'émission de substances particulières et solubles pourrait ainsi être précisé à l'échelle des bassins versants. Ce repérage des zones et des sols actifs a un intérêt évident pour les problématiques de gestion des transferts de polluants (Walling et Collins, 2008) en particulier dans le cadre de pollutions diffuses. Le suivi des « outputs » des sols dans les bassins versants doit également permettre d'étudier, à l'échelle du paysage, la dynamique globale de la couverture pédologique et ses modes de réponses aux modifications des facteurs de formation (climat, usage, végétation...).

De plus, dans un certain nombre de contexte, les matériaux issus des sols sont piégés dans des archives naturelles (sédiments lacustres, spéléothems, sols colluviaux...). L'identification de l'origine pédologique précise de ces produits dans les archives pourrait alors permettre de reconstituer l'histoire des sols des bassins versants. Or, si de considérables progrès ont été faits ces dernières décades sur la compréhension de l'évolution du climat et de la couverture végétale au cours de l'Holocène, force est de constater que l'histoire des sols reste largement méconnue. Cette méconnaissance de la manière dont les sols ont réagi, dans le passé, à des modifications des facteurs externes (climat, végétation, usage..) constitue un handicap pour prévoir la réaction de la couverture pédologique aux changements actuels.

### **Qualités nécessaires à une « empreinte » de sol**

Pour pouvoir être utilisée comme un traceur pédologique, une « empreintes de sols » doit posséder un certain nombre de propriétés spécifiques. Elles doivent ainsi être :

- discriminantes des principaux types de sols, d'horizons ou d'usage des sols,
- stables au cours du transfert dans les sols et dans le réseau hydrographique,
- reconnaissables dans un mélange de sources diverses,
- conservatives et lisibles dans les eaux et dans des archives environnementales stratigraphiquement organisée et datable (stalagmites, sédiments lacustres, colluvions).

### Deux types d'empreintes : pédotraceurs et pédosignatures

A partir de cet ensemble de conditions, deux types d'empreintes peuvent être recherchés :

- des constituants (organiques et/ou minéraux) qui répondent aux exigences précédentes. On est alors naturellement conduit à éliminer les constituants ubiquistes majoritaires (argiles, minéraux primaires, substances humiques..) qui ne sont pas suffisamment discriminants et à privilégier des constituants secondaires éventuellement mineurs mais discriminants et stables. On a alors des « **pédotraceurs** ». Dans le cadre de nos travaux, deux approches ont été développées pour les pédotraceurs organiques : un suivi des radicaux libres (semi-quinones) par Résonance Paramagnétique Electronique (dans les phases particulaire et soluble), un suivi de molécules cibles (HAP...). Pour la phase minérale, nos travaux nous ont conduits à tester l'utilisation du groupe des terres rares (Rare Earth Element : REE), les formes du fer et de l'aluminium et la spéciation du P particulaire ;
- des « propriétés » caractéristiques pouvant être utilisées comme des signatures. Il s'agit alors de repérer une signature (par exemple spectroscopique) globale et de l'utiliser comme une empreinte sans en chercher la signification directe. Dans ce cadre il importe alors absolument de vérifier si les critères précédemment décrits sont respectés. On a alors des « **pédo-signatures** ». Récemment ce terme "environmental pedo-signature" a été utilisé avec la définition suivante (Schaetzel and Anderson, 2006): "*soil properties associated with a particular type of environmental situation or condition, and thus carry a unique environmental signature*". Nous avons cherché à utiliser en ce sens, le spectre de réflectance diffuse en moyen Infra-Rouge à Transformé de Fourier. En effet, l'absorbance dans l'IR est liée à la présence de groupements fonctionnels organiques et minéraux dont les natures et les rapports d'intensité relative peuvent être considérés comme des empreintes. Cette signature présente donc l'avantage d'être globale et simple à acquérir. Pour la phase organique proprement dite nous avons testé l'utilisation de la fluorescence 3D comme signature des matières organiques solubles exportées des sols.

### Pédo-signatures et fonctionnement actuel et passé de la couverture pédologique : exemple de travaux

Dans le cadre des opérations de recherches menées par notre groupe, l'utilisation de ces pédo-signatures a permis :

- d'établir des bilans de l'origine (surface de sols pâturés *versus* sols de berges ; sols se développant sur différentes roches sédimentaires) des matières en suspension dans des BV à l'échelle annuelle (BV rural de l'Albenche, Savoie) et à l'échelle de crues (BV de la Galabre, Alpes du Sud)
- de préciser l'origine et les modes de transfert de matières organiques dissoutes dans des eaux superficielles (BV du Mercube, Haute-Savoie) et dans les eaux d'infiltration des systèmes karstiques (Plateau du Revard, Savoie).
- d'étudier des traits pédologiques anciens archivés dans des sédiments lacustres, des spéléothèmes et/ou des sols colluviaux. Nos travaux nous ont ainsi conduit à constituer des modèles d'évolution des sols à partir d'enregistrements sédimentaires (Lac du Thyl et du Lou, Savoie ; Lac d'Anterne, Haute-Savoie) L'étude de certaines pédo-signatures dans les stalagmites de Choranche (Drome) montre des possibilités d'archivage i) de la dynamique d'évolution des sols et ii) de certains usages des sols (charbonnage...). Une étude des pédo-signatures archivées au sein même de la couverture pédologique, dans des contextes colluviaux est en cours sur des sols du col du Petit Saint-Bernard (Savoie). Ces paléosols d'altitude ont en effet révélé un fort potentiel d'enregistrement tant des changements pédologiques que des activités humaines anciennes.

Collins AL, Walling DE., 2004. Documenting catchment suspended sediment sources : Problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* ; 28: 159-196.

Walling DE, Collins AL., 2008. The catchment sediment budget as a management tool. *Environmental Science & Policy*, 11 : 136-143.

Schaetzel, R.J., Anderson, S., 2006. Soils : genesis and geomorphology. Cambridge University Press. 832 pp.

## La reconstitution de l'histoire de la couverture pédologique par l'approche sédimentologique

**MOURIER Brice<sup>1,2</sup>, POULENARD Jérôme<sup>1</sup>, FAIVRE Pierre<sup>1</sup>,  
CARCAILLET Christopher<sup>2,3</sup>**

<sup>1</sup> CARRETEL (UMR 42 INRA), Université de Savoie, Le Bourget du lac, France, brice.mourier@univ-savoie.fr

<sup>2</sup> Centre de Bio-Archéologie et d'Ecologie (UMR 5059 CNRS), Montpellier, France,

<sup>3</sup> Paléoenvironnements et chronoécologie (PALECO EPHE), Montpellier, France.

### **Cadre général et Objectifs**

Les sols se développent à l'interface entre la lithosphère, l'atmosphère et la biosphère. En raison de cette position d'interface, ils sont directement soumis aux changements du climat, des pratiques de l'homme sur le milieu (déprise ou pression) et bien sûr à l'évolution naturelle ou forcée de la végétation. Leur position d'interface leur confère un rôle clé dans les interactions entre ces systèmes. Pourtant, les études actuelles qui émergent autour de cette question, montrent un manque de connaissance permettant d'appréhender les sols à la fois dans leur fonctionnement et dans leur perspective historique ( $10^3$  à  $10^4$  ans). Notre intérêt s'est donc porté sur l'utilisation d'archives sédimentaires lacustres dans le but de reconstruire l'histoire de la couverture pédologique sur de longues échelles de temps.

Dans un premier temps, notre intérêt s'est porté sur la définition de signatures pédologiques discriminantes (entre type de sol, type d'usage), susceptibles d'être reconnus dans les produits transférés par les flux hydriques. Dans un second temps, l'utilisation de ces signatures pédologiques (ou "pédosignatures") sur des archives sédimentaires lacustres (pièges sédimentaires datables) permet de reconstruire la dynamique de la couverture pédologique en lien avec les facteurs de forçage environnementaux (climat, végétation, homme).

Cette étude a été menée sur deux petites dépressions lacustres de l'étage subalpin (Vallée de la Maurienne, Savoie) ayant des histoires de l'occupation humaine différentes.

### **Méthodes adoptées**

Ce travail a nécessité la mise en œuvre d'une stratégie méthodologique basée sur une large palette d'outils permettant de décrire la réponse de la couverture pédologique aux changements environnementaux passés. Les méthodes mises en place sont adaptées à chaque milieu (sol et sédiment lacustre) et principalement liées au compartiment minéral des sols (géochimie inorganique). Ainsi, trois compartiments méthodologiques furent distingués :

- Analyses pédologiques classiques : granulométrie 5 fractions, C, N, CEC, Colorimétrie (400-700 nm).

- Analyses sédimentologiques classiques : chronologie ( $^{14}\text{C}$  ;  $^{210}\text{Pb}$ ), perte au feu (550 et 950°C), susceptibilité magnétique, colorimétrie, spectroscopie infrarouge (DRIFT : 500 – 4000  $\text{cm}^{-1}$ ), microgranulométrie laser, MEB.

- Analyses transversales (sur sols et sédiments) : éléments majeurs et traces (terres rares), extractions sélectives d'Aluminium et de Fer.

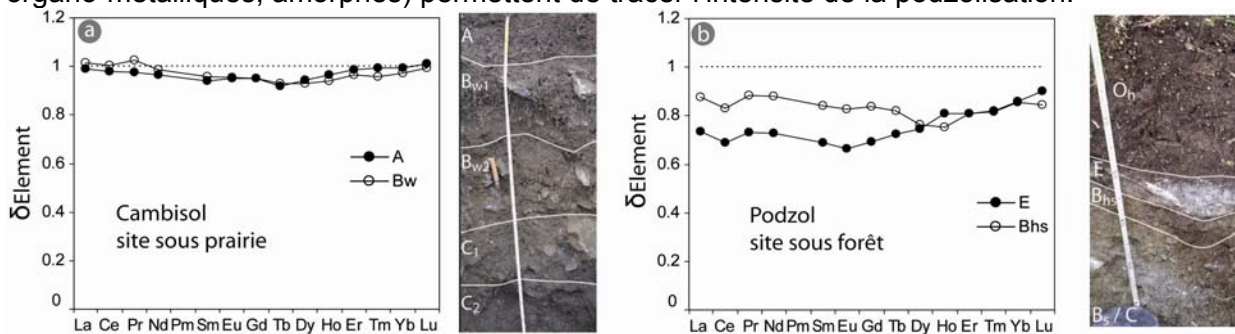
Au cours de cette présentation, nous montrerons la pertinence de l'étude des terres rares (liées à des états d'altération chimique des sols) et des formes secondaires du fer et de l'aluminium pour caractériser des pédosignatures minérales.

### **Principaux résultats**

#### *Définition de pédosignatures*

La cartographie des sols des deux bassins versants d'étude a mis en évidence la présence de différents types de sols (allant des sols podzoliques aux cambisols) traduisant des fonctionnements pédologiques distincts sous les deux grands types de formation végétale : forêt et prairie sub-alpines. L'approche géochimique appliquée sur ces sols actuels a permis de

caractériser les pédosignatures des processus de podzolisation et d'altération chimique. Il en résulte que les terres rares (numéros atomiques de 57 à 71) constituent un indicateur du degré d'altération chimique (Figure 1) tandis que les formes secondaires d'Al et Fe (complexes organo-métalliques, amorphes) permettent de tracer l'intensité de la podzolisation.



**Figure 1** L'utilisation des terres rares (TR) normalisées au matériau parental a permis de différencier l'intensité d'altération (perte en élément) de deux types de sol ayant une histoire différente. Les horizons des sols sous prairie ne présentent que peu de pertes en TR par rapport au matériau parental. Sous forêt, les pertes relatives en TR sont plus importantes, particulièrement pour les TR légères (de La à Nd) et intermédiaires (de Sm à Ho) de l'horizon E.

#### Utilisation des pédosignatures sur les archives sédimentaires lacustres

Dans un deuxième temps, ces mêmes traceurs ont été mesurés sur deux séquences sédimentaires couvrant 4500 ans Cal. BP (lac du Thyl) et 13500 ans (lac du Loup). La comparaison de ces pédosignatures avec des marqueurs indépendants de la végétation, du climat et des perturbations (feux) révèle des pédogenèses ayant des dynamiques progressives et brutales après la déglaciation de la fin du Tardiglaciaire.

Les sols et l'environnement du lac du Loup sont caractérisés par une évolution progressive et stable menant aux forêts de résineux et aux podzols actuels. Les fractions de TR perdus dans les sols podzoliques sous forêt se retrouvent enrichies dans les sédiments, ce qui démontre une cohérence entre sols et sédiments générés.

L'enregistrement du lac du Thyl est plus contrasté : le développement progressif d'une forêt de pin cembro associé aux processus de podzolisation est suivi par des perturbations secondaires. L'augmentation du régime des feux, dont l'origine serait probablement liée à une colonisation anthropique précoce, pourrait expliquer la mise en place d'une végétation semi-ouverte associée à une diminution des processus de podzolisation et d'altération. Durant cette période de perturbation, l'évolution des différentes pédosignatures suit des dynamiques brutales, à opposer aux dynamiques progressives et stables observées à la même période sur le site du Loup.

#### Discussion / Conclusion

Ce travail démontre qu'au sein d'un même contexte environnemental, les sols peuvent avoir des histoires différentes. Si certaines transitions et périodes climatiques majeures peuvent avoir une influence sur la productivité de la forêt et les sols (site du Loup), l'amplitude de ces variations climatiques Holocène ne provoque pas de perturbations majeures dans le bassin versant (système stable). Dans certaines situations, l'évolution des sols peut prendre des trajectoires d'évolution différentes à cause de facteurs locaux, qui dans le cas du site du Thyl, semblent être liées à une pression anthropique précoce. Il a quand même été établi que préalablement à l'impact des activités humaines, les sols et la végétation du Thyl suivaient vraisemblablement la même trajectoire dynamique que le site du Loup ; une dynamique progressive, principalement liée à la mise en place du couvert forestier. Par contre, cette phase commune d'évolution initiale est diachrone, ce qui peut être expliqué par le climat local (exposition du versant). En effet, l'accumulation de MO est plus importante dans les forêts exposées Nord, ce qui induit une plus forte production de ligands organiques qui augmentent l'intensité de l'altération et des processus de podzolisation.

Au final, il en résulte que les deux schémas d'évolution des sols sont très cohérents avec les marqueurs indépendants de la végétation, voir du climat, et qu'ils offrent une meilleure résolution temporelle que l'on ne pourrait l'obtenir avec les chronoséquences. Finalement, ce travail a permis d'ajouter un volet pédologique aux études paléoenvironnementales classiques et ouvre de nombreuses perspectives de recherche.

## Les sols, de précieux marqueurs chronologiques pour des événements instantanés

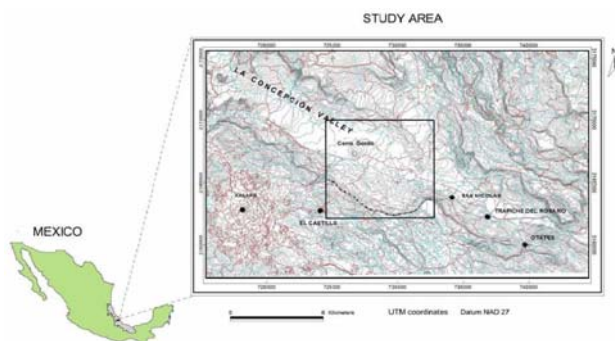
WASSMER Patrick<sup>1</sup> et GEISSERT Daniel<sup>2</sup>

1 : Laboratoire de Géographie Physique, UMR-CNRS 8591 et Université de Strasbourg. [wassmerpat@aol.com](mailto:wassmerpat@aol.com)

2 : Instituto de Ecologia, Xalapa, Veracruz, Mexique - [geissert@ecologia.edu.mx](mailto:geissert@ecologia.edu.mx)

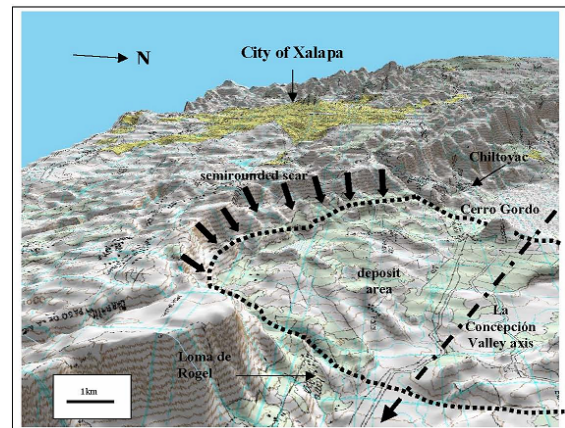
Les événements instantanés de grande ampleur (mouvements de masses, tsunamis...) ayant eu lieu par le passé posent souvent un problème de datation ou de calage temporel. Un dépôt de paléo-tsunami par exemple, souvent constitué de simples sables remaniés dont la partie supérieure, enrichie en débris coquilliers et en matière organique, a été tronquée par une érosion *post* dépôt, se prête mal à une datation. En revanche, si la signature sédimentaire de cet événement recouvre un paléosol, ce dernier peut constituer un *proxy* acceptable pour contraindre l'âge du dépôt.

Les investigations menées sur la côte nord de Sumatra à la suite du tsunami dévastateur du 26 décembre 2004 ont montré que sur la côte au sud de la ville de Banda Aceh, dans la baie de Lhok Nga, secteur de Lampuuk, à 2 km à l'intérieur des terres, le dépôt réalisé par le train de vagues du tsunami correspond à un matériel sableux assez homogène constitué de sables grossiers. Epais d'une quarantaine de centimètres, ce dépôt repose sur un sol de 30 cm d'épaisseur formant à partir d'une roche-mère sableuse. L'inclusion à la base du dépôt de clastes de sols, de taille centimétrique à décimétrique, arrachés au substrat par la première vague est une signature typique des tsunamis. Ces « *rip-up clasts* » correspondent en effet à la manifestation d'une énergie considérable et permettent de différencier les dépôts de tsunamis des dépôts de tempêtes. La roche-mère sableuse, constituée de sables aux caractéristiques identiques à ceux du dépôt de tsunami, a une épaisseur de 55 cm. A sa base, des inclusions de clastes de sol souvent décimétriques, de nombreux débris de bois, d'abondants débris coralliens et coquilliers reposent sur un paléosol épais d'une trentaine de centimètres environ. L'ensemble de ces éléments, mais surtout la présence de *rip-up clasts* et de troncs d'arbres, jamais en position de vie mais toujours couchés et cassés, laisse penser que ce dépôt pourrait correspondre à la signature d'un paléo-tsunami de grande ampleur, prédécesseur de celui de 2004. Les débris de matières organiques récoltés à la surface du paléosol ont permis de contraindre temporellement cet événement à  $4220 \pm 40$  BP (Poz-16331). Des recherches menées dans le sud de l'Océan Indien, sur base de dépôts énigmatiques attribués à un gigantesque tsunami sur la côte sud de Madagascar et sur la côte sud-ouest de l'Australie ont permis d'identifier le cratère d'impact de l'astéroïde Burckle (29 km de diamètre à 1000 km au sud de la Réunion), daté de la même époque, comme le candidat responsable le plus probable de cet événement hors normes. Le paléosol fossilisé par les dépôts du tsunami antérieur à celui de 2004 sur le nord de Sumatra permet de proposer une relation entre cet événement et l'impact de l'astéroïde Burckle.



Au Mexique, dans l'Etat de Veracruz qui borde le golfe du Mexique, sur l'extrémité de la ceinture volcanique transmexicaine, la vallée de la Concepción, large de 6 km, s'étire sur 40 km avec une orientation NW-SE. Large fossé tectonique de type proto-rift, elle incise de 150 m environ une vaste plaine constituée d'un épais dépôt d'ignimbrites recouvrant des laves anciennes.

De gigantesques mouvements de masses ont affecté les murs de cette vallée, découpant de vastes amphithéâtres qui ont localement contribué à son élargissement. Dans le secteur de la ville de Xalapa, certaines incisions ont 8000 m de long dans le sens de la vallée et leur largeur atteint 2000 m. Dans ces zones d'indentations, la transition entre la surface de la planèze et le fond de la vallée est caractérisée par une morphologie en terrasses.



Les marches de cet escalier géant, perpendiculaires à la pente générale, présentent la même constitution lithologique que la planèze, et sont parfois caractérisées par une surface en légère contre-pente. Cette topographie en gradins a été interprétée comme résultant d'un mouvement en blocs ou écaillés successives le long de fractures listriques qui expliquent la formation des contre-pentes. En secteur distal, dans la vallée, ces blocs ont évolué en avalanche de débris. Ces importants mouvements de masses constituent un processus majeur de l'évolution morphologique des versants et de l'élargissement de la vallée.

Dans le secteur de San Nicolas, un de ces gradins effondrés, présentant une surface topographique horizontale, est exploité par une carrière réalisant une coupe transversale de la terrasse. La surface horizontale, couverte de végétation est sous tendue par une succession de formations colluviales et pyroclastiques en éventail dont l'apex est constitué par le bord de la terrasse et le rebord par l'amont de la terrasse. Chaque formation se présente ainsi en biseau, s'amenuisant de l'amont vers le rebord de la terrasse. Ces formations sont limitées par des sols parfois différenciés, parfois très fins et indifférenciés. Elles reposent à leur base, sur le matériel originel de la terrasse facilement identifiable par les formations de *tepetate* recouvrant l'ignimbrite. Ces formations en biseau sont interprétées comme un remplissage progressif de la dépression générée par la contre-pente lors du mouvement de glissement-basculement du gradin qui les soutient. Les sols enregistrant ainsi non pas un mouvement continu, mais une succession de mouvements rapides de faible importance suivis chacun d'une période de stabilité plus ou moins importante. Durant cette période, le nivellement de la dépression est rendu possible par colluvionnement, ou, lors d'éruptions d'édifices proches, par du matériel pyroclastique. La succession de paléosols permet de reconstituer un mouvement en plusieurs phases actives, vraisemblablement de courtes durées, séparées par des intervalles de stabilité dont la durée contrôle l'évolution plus ou moins poussée de la pédogénèse.

Ces marqueurs chronologiques (qui font en ce moment l'objet d'une datation) sont ici d'une aide précieuse dans la reconstitution de la dynamique du mouvement de masse.

Cette approche pédologique, appliquée récemment par de nombreuses équipes de recherche a permis de contraindre temporellement des événements qui interviennent de manière instantanée à l'échelle géologique des temps. L'utilisation de ce type de proxy sur les côtes d'Indonésie, de Thaïlande, du Sri Lanka, des Indes et de l'Australie a fortement contribué à reconstituer l'histoire des tsunamis Holocènes et historiques dans l'Océan Indien.

**Découverte de traces de paléolabours (protohistoriques )  
sous un luvisol à Gottesheim (67)  
Etude pédologique, conséquences sur la formation des luvisols**

**SCHWARTZ Dominique<sup>1</sup>, GEBHARDT Anne<sup>1,2</sup>, ERTLEN Damien<sup>1</sup>,  
TRAUTMANN Martine<sup>3</sup>, ZUMBRUNN Olivier<sup>4</sup> & BOËS Eric<sup>4</sup>**

1 : Image, Ville, Environnement ERL 7230 CNRS/UDS, Faculté de Géographie et d'Aménagement 3, rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex

[dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr](mailto:dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr)

2 : INRAP, Grand-Est Nord, 12 rue de Méric, 54000 Metz - anne.gebhardt-even@inrap.fr

3 : EOST, UMS 830, Laboratoire d'Analyses des Sols, 3, rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex

4 : INRAP Grand – Est Sud, 10 rue d'Altkirch, 67000 Strasbourg

### **Introduction**

Des fouilles préventives effectuées dans un lotissement de Gottesheim (67) ont permis de mettre au jour, sous un cimetière mérovingien, des traces de labour à l'araire fossiles, à 140 cm de profondeur (photo). Cette découverte, exceptionnelle en soi, l'est ici d'autant plus qu'une deuxième prescription de fouille a permis de dégager cette surface de labour sur plus de 300 m<sup>2</sup>, et d'analyser de façon très précise son mode de conservation, et ses rapports avec le sol qui s'est développé dans les colluvions qui l'ont recouvert.

### **Description pédostratigraphique**

Le labour fossile concerne un sol de type « brun calcaire sur loess ». Les traces de labour sont matérialisées par des alignements rectilignes de poupées de loess, qui se sont formées bien après dans les paléosillons espacés d'environ 30 à 40 cm. Certaines de ces poupées sont longues de 20 cm pour un diamètre d'un à deux centimètres. La surface du champ fossile a été recouverte très rapidement par une coulée boueuse limoneuse, puis par des colluvions contenant des plaquettes d'argiles ferruginisées. Ces plaquettes proviennent de niveaux géologiques situés sous les loess. L'ensemble est recouvert sur environ 100 m par des colluvions agricoles, à granulométrie variable selon les niveaux, mais toujours à dominante limoneuse. Dans les colluvions s'est développé un luvisol. Celui-ci a une morphologie classique de luvisol, avec des horizons E et BT très nets. L'horizon BT, à structure prismatique présente en effet des revêtements argileux et organiques. L'analyse micromorphologique apporte des nuances à cet aspect descriptif. On observe en effet au microscope deux types de revêtements : des revêtements parfaitement typiques des luvisols, mais aussi des revêtements jaunes limpides remaniés vraisemblablement avec les colluvions, suggérant que le matériau colluvial supérieur est en partie au moins constitué d'un luvisol érodé en amont.



*Figure 1 : Dégagement de la paléosurface de labour, matérialisée par des alignements de pouées de loess*

### **Discussion et conclusion**

La datation des paléolabours est encore sujette à caution, dans l'attente des résultats de la datation OSL. Toutefois, la durée minimale nécessaire pour former un luvisol permet d'estimer que les labours sont protohistoriques. Il est certain qu'ils sont plus anciens que l'époque mérovingienne, puisqu'ils sont surmontés d'un cimetière de cette époque.

Il est également certain que ces labours s'inscrivent dans un paysage largement dégradé par l'érosion. Le sol cultivé est un « sol brun calcaire » sur loess, alors que des « lehms » sont connus dans le secteur, et que la présence de fragments de revêtements argileux remaniés dans les colluvions qui les surmontent témoigne de la présence de sols bruns lessivés à l'amont. Le fait que l'on retrouve aussi juste au dessus des paléolabours des plaquettes d'argile ferruginisées issues du substratum situé sous les loess témoigne d'une importante érosion des sols à l'époque de ces labours.

L'interprétation de la mise en place des matériaux surmontant les paléolabours et l'intensité de la pédogenèse qui a abouti à la formation du luvisol est encore préliminaire, et nécessite une réflexion plus aboutie. Une question importante est de savoir si la partie supérieure des colluvions est constituée entièrement ou en partie seulement de terre arrachée à un luvisol pré-existant en amont.



## **Pédo-archéologie et micromorphologie des sols : une aide à l'interprétation de la dynamique des paysages**

**GEBHARDT Anne**

ERL 7230, Laboratoire Image, Ville et Environnement, Université de Strasbourg, 3, rue de l'Argonne, 67000 Strasbourg ; INRAP GE-Nord, 12 rue de Méric, 57050 METZ ; [Anne.gebhardt-even@inrap.fr](mailto:Anne.gebhardt-even@inrap.fr)

Si chez les naturalistes, la notion de biodiversité exclue souvent l'Homme, en sciences du sol, l'impact des activités humaines passées reste encore peu pris en compte. Parallèlement, l'intérêt des archéologues pour les sols et sédiments en tant que porteur d'information sur le milieu naturel contemporain de l'occupation humaine étudiée est limité. Pourtant, depuis le début des années 1980, le développement des grands travaux nationaux, de l'archéologie préventive et l'instauration de programmes de recherche transversaux favorisent l'intérêt pour les sols et sédiments anciens, les formes anciennes du paysage et leur évolution sur la plus ou moins longue durée. Après les pionniers anglo-saxons, (Keeley, 1987 ; Holliday, 1992 ; Bell et Boardman, 1992 ; Barham et Macphail, 1995) et sous l'impulsion de quelques chercheurs convaincus (Bravard et Prestreau, 1997 ; Bravard et Magny, 2002 ; Langohr, 2001 ; Louwagie et Langohr, 1999 ;...), le suivi pédo-sédimentaire de nombreux travaux archéologiques préventifs et programmés, conforte l'intérêt d'une démarche transversale et diachronique pour mieux comprendre la mise en place des paysages au cours de l'Holocène et particulièrement l'impact de l'homme sur les sols durant les derniers millénaires (Richard et Vignot, 2002 ; Burnouf et Leveau, 2004 ; Antoine et Marguerie, 2007).

Par ses sondages linéaires traversant tous types de paysages et ses fouilles plus ponctuelles, l'archéologie préventive donne accès à de nombreuses formations superficielles anciennes inédites et menacées au même titre que les vestiges archéologiques. Cette banque inégalable, et encore peu exploitée de données pédo-sédimentaires observables en trois dimensions offre de surcroît un calage chronologique par le matériel et les structures archéologiques qui lui sont associés. Au cours des quinze dernières années, parallèlement à l'élaboration d'un référentiel en traits micromorphologiques d'origine agropastorales (Gebhardt, 1995, 2007a, 2007b), le suivi pédo-sédimentaire de nombreux sites archéologiques du Nord de la France, a permis d'étudier du terrain au microscope, un certain nombre de séquences anciennes, participant à une meilleure connaissance de l'évolution des terroirs (Macphail *et al.*, 1990 ; Gebhardt, 1993, 1999 ; 2001 ; Gebhardt *et al.*, 2007).

Les exemples présentés ici reflètent le suivi d'une trentaine de sondages et fouilles en contexte programmé ou préventif lorrain (Gebhardt, 2005 ; Gebhardt *et al.*, 2009). Bien que sur l'ensemble des paléosols étudiés, les profils complets et peu anthropisés fossilisés sous des structures archéologiques restent rares, nombreuses sont les analyses révélant des activités agraires passées (déforestations, labour, élevage,...), les conséquences involontaires de ces activités anthropiques sur le paysage (érosion, variations de nappe phréatique, ...) ou la réponse de l'homme aux contraintes naturelles. Elles dévoilent, par exemple en Lorraine, une érosion localement précoce des sols qui se généralise à l'Age du Fer et dont l'ampleur, si elle n'atteint pas les proportions dramatiques actuelles, n'en reste pas moins significative. Mais sols et sédiments anciens informent aussi sur d'autres héritages comme des aménagements, l'amendement, l'acidification des sols ou les pollutions pré-industrielles. L'étude des sols reste donc incontournable à une bonne approche des interactions passées entre l'homme et son milieu et de l'évolution des paysages et des milieux au cours du temps.

A l'heure où, tant de questions se posent sur les risques plus ou moins naturels qui entravent notre développement économique, l'utilité d'une véritable archéologie environnementale ne doit pas être prise à la légère. Dans une démarche pluridisciplinaire transversale et diachronique où le paléo-environnementaliste côtoie l'archéologue, l'historien,

l'archiviste, l'écologue et l'agronome, etc, la connaissance des sols et des sédiments archéologiques sur le très long terme pourrait, à l'instar du programme « Bocage et Sociétés » (Marguerie *et al.*, 2003), participer à une meilleure connaissance de la durabilité des agrosystèmes, et être partie prenante dans la réflexion sur la gestion conservatoire des sols, voire l'aménagement et la gestion future des espaces et territoires de demain.

### **Bibliographie**

- Antoine A. et Marguerie D. (dir.)**, 2007, *Bocages et Sociétés*, PUR.
- Barham A.J. et Macphail R.I. (eds)**, 1995, *Archaeological sediments and soils : analysis, interpretation and management*, Barham, Bates, Macphail (eds), Archetype Press, London, 240p.
- Bell M., Boardman (eds)** 1992, *Past and present soil erosion, Archaeological and Geographical Perspectives*, Oxbow Monograph 22, 250p..
- Bravard J.-P. et Magny M. (dir)**, 2002, *Les fleuves ont une histoire, paléo-environnement des rivières et des lacs depuis 15000 ans*, série Archéologie aujourd'hui, Errance 312p.
- Bravard J.-P., et Prestreau M. (dir)**, 1997, *Dynamique du paysage. Entretiens de géoarchéologie*, DRAC de Rhône Alpes, Col. Documents d'archéologie en Rhône Alpes, n°14, Lyon, 280p.
- Burnouf et Leveau (dir) ; 2004, *Fleuves et marais, une histoire au croisement de la nature et de la culture*, CTHS, série archéologie et histoire de l'Art, n°19, 493p.
- Gebhardt A.**, 1993 Soil micromorphological evidence of soil deterioration since the Mid-Holocene in Brittany, France, *The Holocene*, vol.3, n°3, pp333-341.
- Gebhardt A.**, 1995, Soil micromorphological data from experimental and traditional agriculture, *Archaeological sediments and soils* ; Barham, Bates, Macphail (eds), Archetype Press, London, 5-40.
- Gebhardt A.** 1999 - Micromorphological analysis of soil structural modification caused by different cultivation implements. Prehistory of agriculture, new experimental and ethnographic approaches. P. Anderson (ed), *Monographie du CRA*, 40, Inst. of Arch., Univ. of California, LA, pp.260-266
- Gebhardt A.**, 2001, Anthropisation, agricultures anciennes et formation des paysages ruraux : le rôle de la micromorphologie des sols, *Etudes rurales*, 153-154, pp. 139-149.
- Gebhardt A.**, 2005, Lecture du sol : les archives de l'archéo-pédologie, *Gazette lorraine*, 56, 27-28.
- Gebhardt A.**, 2007a, Impact anthropique anciens sur les sols forestiers. Quelques études de cas en contexte archéologique et expérimental, *La mémoire des forêts*, colloque : Forêt, archéologie et environnement, 14-16/12/04, INRA Nancy, pp 211-218.
- Gebhardt A.**, 2007b, Impact of charcoal making activities on a soil profile : the micromorphological point of view, *Archéosciences*, n°31, pp.127-137.
- Gebhardt A., Marguerie D., Visset L., Bernard V., Gaudin L.**, 2007, Des premiers agriculteurs aux bocages armoricains, les données des disciplines paléo-environnementales, in *Bocages et Sociétés*, dir A. Antoine et D. Marguerie, PUR, pp. 51- 61.
- Gebhardt A. Georges-Leroy M., Rohmer P., Triboulot B.**, 2009, Apports de la micromorphologie des sols à l'interprétation de trois séquences pédo-sédimentaires lorraines fossilisées sous des structures archéologiques bien datées. Actes des 10<sup>ème</sup> JES, Strasbourg, 11-15 mai 2008, *ce volume*.
- Holliday V.T., (ed.)**, 1992, *Soils in archaeology*, Smithsonian Institution Press, Washington, 254p.
- Keeley H.C.M. (ed.)**, 1987, *Environmental Archaeology : a regional review*, English Heritage Oc. Pap.1, London, pp.332-379.
- Langohr R.** 2001, *L'anthropisation du paysage pédologique agricole de la Belgique depuis le Néolithique ancien - Apports de l'archéopédologie*, Etudes et Gestion des sols, Vol8, 103-118.
- Louwagie, G. Langohr R. (eds)**, 2000, *Soils and Palaeo-environments reconstruction. Applications in Geo-Archaeopedology*, Thematic Day Belgian Soil Sciences Society.,10/11/99, Pedology-Themata, n°8, 152p.
- Macphail R.I., Courty M.A., Gebhardt A.**, 1990, Soil micromorphological evidence of early agriculture in North West Europe, *World Archaeology*, 22, 1, 53-69.
- Marguerie D., Antoine A., Thenail C., Baudry J., Bernard V., Burel F., Catteddu I., Daire M.Y., Gautier M., Gebhardt A., Guibal F., Kergreis S., Lanos P., Le Cœur D., Le Du L., Mérot P., Naas P., Ouin A., Pichot D., Visset L.**, 2003, Bocages armoricains et sociétés : genèse, évolution et interactions, *Des milieux et des hommes : fragments d'histoires croisées*, Editions scientifiques et médiévales, Elsevier SAS, pp101-117.
- Richard H. et Vignot A. (dir)**, 2002, *Equilibres et ruptures dans les écosystèmes depuis 20 000 ans en Europe de l'Ouest* ; Annales Littéraires, 730, Série ESA, 3, Presses Universitaires Franc-Comtoises, 488p.

**Mots clef** : pédologie, micromorphologie des sols, archéologie environnementale, évolution des paysages, érosion, gestion conservatoire des sols, aménagement du territoire.

## Origine des dépressions fermées du plateau Lorrain et utilisation passée des sols : datations radiocarbone, données LIDAR et études palynologiques

ETIENNE David<sup>1,2</sup>, RUFFALDI Pascale<sup>2</sup>, GEORGES-LEROY Murielle<sup>2,3</sup>,  
RITZ Frédéric<sup>4</sup>, DAMBRINE Etienne<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : Laboratoire de Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, INRA, 54280 Champenoux, France [etienne@nancy.inra.fr](mailto:etienne@nancy.inra.fr) ; [dambrine@nancy.inra.fr](mailto:dambrine@nancy.inra.fr)

<sup>2</sup> : Laboratoire Chrono-Environnement, UMR 6249, 16 route de Gray, 25030 Besançon Cedex, France [pascale.ruffaldi@univ-fcomte.fr](mailto:pascale.ruffaldi@univ-fcomte.fr)

<sup>3</sup> : DRAC Lorraine, 6 place de Chambre, 57000 Metz [murielle.leroy@culture.gouv.fr](mailto:murielle.leroy@culture.gouv.fr)

<sup>4</sup> : ONF, Maison forestière du Römersberg, 57810 Guermange [frederic.ritz@onf.fr](mailto:frederic.ritz@onf.fr)

### Contexte Scientifique

De nombreux massifs forestiers d'Europe de l'Ouest sont décrits comme étant des forêts anciennes n'ayant jamais été défrichées (Hermey et al., 1999). Cette observation est principalement basée sur des documents historiques et en particulier sur la correspondance entre leur superficie actuelle et celle décrite sur les premières cartes disponibles tel que la carte des Naudins (1728 à 1739, échelle 1:28800) pour la France. Cependant, la prospection terrestre attentive et l'utilisation de l'imagerie laser aéroportée (**Light Detection and Ranging**) en contexte forestier révèle la présence de nombreuses implantations agricoles antiques au sein de certains de ces massifs forestiers, témoins d'une utilisation différente de ces sols dans le passé (Georges-Leroy et al., 2003). Des études récentes en contexte forestier ont démontré également que les pratiques agricoles antiques ont eu un impact durable sur la géochimie des sols et la biodiversité forestière (Dambrine et al., 2007). Toutefois, les archives sédimentaires permettant de retracer l'histoire de ces massifs forestiers dits « anciens » sont rares dans ces zones de basse altitude.

### Sites d'étude et méthodologie

Il existe au sein des massifs forestiers du plateau Lorrain, sur les terrains argilo-marneux du Keuper, des dépressions humides fermées appelées « mardelles ». Ces structures présentent différents types de sédimentation (argileuse, argilo-organique ou tourbeuse) et de colonisation végétale (de la cariçaie à la boulaie pubescente). Certaines d'entre-elles possèdent un système tourbeux sur lequel s'est développé une végétation de tourbière acide faisant de celle-ci des îlots majeurs de biodiversité floristique (Thoen & Héroult, 2006) et des archives uniques de la dynamique forestière locale (Ruffaldi et al., 2004).

Toutefois, leur origine est encore discutée et oppose depuis plus d'un siècle les partisans des théories anthropiques (Härbele, 1928 ; Wingert, 1996) et ceux des théories naturelles (Coûteaux, 1969 ; Delafosse, 1948).

Afin d'apporter de nouveaux éléments sur la question de leur origine, nous avons réalisé des carottes sédimentaires sur quatre mardelles tourbeuses dans les massifs forestiers autour de l'étang de Lindre (Assenoncourt, Römersberg et St Jean) et de l'étang du Stock (Langatte). Des datations radiocarbones AMS et des études palynologiques ont été réalisées sur les fonds sédimentaires afin de dater et décrire le contexte environnemental de leur formation. Parallèlement aux carottages, des transects de profondeur ont été réalisés afin de retracer les profils micro-topographiques de ces structures.

Enfin, des données LIDAR levées sur l'ensemble du futur tracé TGV Est permettent d'inventorier précisément l'ensemble des mardelles (forestière, agricole ou partiellement comblée) et de cartographier des structures archéologiques situées à proximité sous couvert forestier.

## Résultats

Les travaux de microtopographie décrivent sur l'ensemble de ces mardelles, un profil avec des rebords amont et aval pentus et un fond plat en contact direct avec le substratum géologique.

Les datations radiocarbone des 4 fonds sédimentaires datent un début du remplissage au cours Subatlantique (biozone de 2800 BP à aujourd'hui) et plus précisément de la fin de l'âge du Fer (Langatte-2050 BP), ou de la fin de l'époque Romaine (St Jean-1540 BP) ou de l'époque Médiévale (Assenoncourt-1490 BP ; Römersberg-1225 BP).

Pour chacune des séquences, les spectres polliniques sont marqués dès la base par de nombreux Indices Polliniques d'Anthropisation (IPA) indicateurs des milieux pâturés (*Plantago lanceolata*, *Rumex*, *Artemisia* associé à Poaceae, Anthemideae et Apiaceae), de mise en cultures (*Cerealia*-type, *Secale* et *Centaurea cyanus*), de la pratique du rouissage et de la culture du chanvre (*Cannabis*-type). Ces résultats suggèrent la formation de ces structures dans un milieu semi-ouvert, largement influencé par des activités humaines.

L'inventaire sur la fenêtre LIDAR (une bande de 104 km<sup>2</sup>) révèle 557 mardelles dont les 2/3 sont localisées en contexte forestier. La mise en parallèle de cet inventaire avec la carte géologique (1:50000) démontre l'implantation de mardelles sur des terrains géologiques très différents (marnes et argiles du Keuper, calcaires du Muschelkalk et grès).

Les données LIDAR mettent également en évidence un grand nombre de structures archéologiques (parcellaires) au sein des massifs forestiers. Ces parcellaires (encore non datés) sont localisés autour ou à proximité des mardelles inventoriées. Une des mardelle étudiées (Langatte) a enregistré une anthropisation très forte de la fin de l'âge du Fer jusqu'à la fin de l'époque Romaine laissant présager une datation concomitante des nombreux parcellaires environnants.

## Conclusions

Les datations radiocarbone, les profils micro-topographiques et l'implantation des mardelles sur des substratums géologiques différents sont en contradiction avec les théories de formation naturelle par, dissolution de lentilles de gypse et de sel gemme des marnes irisées du Keuper, des phénomènes périglaciaires ou la dissolution et l'entraînement des carbonates.

Par contre, la datation récente des fonds sédimentaires, la mise en évidence d'une présence anthropique autour de la mardelle dès la base du remplissage ainsi que les nombreuses traces archéologiques (parcellaires) autour ou à proximité des mardelles sont des arguments en faveur d'une origine anthropique de ces structures.

Ces données laissent en suspens la question de la fonction passée de ces structures. Des études archéologiques et pédologiques seront prochainement réalisées dans les parcellaires et les mardelles afin d'étudier un possible lien temporel et fonctionnel entre eux.

## Référence bibliographiques

**COÛTEAUX M., 1969** - *Recherches palynologiques en Gaume, au Pays d'Arton, en Ardenne Méridionale (Luxembourg Belge) et au Gutland (Grand Duché du Luxembourg)*. Acta Geographica Lovaniensa, **8**, 193 p.

**DAMBRINE E., DUPOUEY J.-L., LAÛT L., HUMBERT L., THINON M., BEAUFILS T., & RICHARD H., 2007** - Present forest biodiversity patterns in France related to former roman agriculture. *Ecology*, **88** (6), 1430-1439.

**DELAFOSSE W., 1948** - *De l'origine des mardelles de Lorraine*. Extrait des Mémoires de l'Académie Nationale de Metz, 118<sup>ème</sup> année - 11<sup>ème</sup> série, tome **17**, 24 p.

**GEORGES-LEROY M., DAMBRINE E., DUPOUEY J.-L., & LAFFITE J.-D., 2003** - Habitats gallo-romains et structures agraires fossiles du plateau de la Côte bajocienne (Meurthe-et-Moselle et Vosges). Etat de la question. *Actes du colloque international AGER V*, Besançon, septembre 2000, 173-180.

**HÄRBELE D., 1928** - Zur Kenntnis der Maren (Mardellen, Pfühle) Südwestdeutschlands und Lothringens. *Geographische Zeitschrift*, **34**, 260-270.

**HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF C., & LAWESSON J., 1999** - Ecological comparison between ancient forest plant species of Europe and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, **91**, 9-22.

**RUFFALDI P., RITZ F., RICHARD H., DAMBRINE E., & DUPOUEY J.-L., 2004** - Analyse pollinique de la mardelle d'Assenoncourt (Moselle, France) : impact des pratiques agricoles sur la biodiversité végétale en milieu forestier. In J.-L. Dupouey (ed.), *Colloque Sylva 2004*. INRA/ONF, Nancy, septembre 2004, 69-77

**THOEN D., & HERAULT B., 2006** - Flore, groupes socio-écologiques et typologie des mardelles forestières de Lorraine belge et luxembourgeoise. *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois*, **107**, 3-25.

**WINGERT J., 1996** - *Le fer dans la région de Sarrebourg - Conférence du 11 mars 1996*. Société d'Histoire et d'Archéologie de Lorraine, 51 p.

## La connaissance des sols et les aménagements du paysage au Moyen Age : l'apport de la carte pédologique<sup>1</sup>

QUERRIEN Armelle<sup>a</sup> et MOULIN Joël<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Ingénieur de recherche au CNRS, UMR 8589-LAMOP, 103 bd de Magenta, 75010 Paris.  
[armelle.querrien@free.fr](mailto:armelle.querrien@free.fr)

<sup>b</sup> Chargé d'études (agro-pédologie-cartographie), Chambre d'Agriculture de l'Indre, 24 rue des  
Ingrains, 36022 Châteauroux cedex. [j.moulin@indre.chambagri.fr](mailto:j.moulin@indre.chambagri.fr)

Quel rôle jouait la connaissance des sols dans la mise en valeur et l'exploitation des terroirs au Moyen Age ? Les sources écrites sont quasiment muettes à ce sujet. Or la confrontation de la carte des sols avec des données précises sur leur occupation médiévale montre une gestion raisonnée du milieu naturel. Différents exemples provenant du Bas Berry illustrent les apports de la pédologie à la recherche historique et archéologique.

### 1) La recherche de micro gisements exploités pour l'artisanat

A l'occasion de la fouille d'une motte médiévale (Moulins-sur-Céphons, au nord de Châteauroux), un four de potier du XI<sup>e</sup> siècle a été découvert. Afin de trouver quelle argile avait été utilisée par les potiers, de nombreux prélèvements furent pratiqués à proximité de la motte et fournirent des échantillons qui devenaient rouges à la cuisson et ne correspondaient pas aux pots de Moulins caractérisés par leur couleur claire.

L'analyse des poteries a montré que la nature minéralogique de l'argile employée était une kaolinite. Or ce type d'argile est exceptionnel dans cette région. Nous avons alors recherché des sites pouvant potentiellement contenir de la kaolinite, en reprenant les notes des points de sondages correspondant aux levés des cartes pédologiques, ainsi que les descriptions et données analytiques obtenus sur les profils. Ces informations, nous ont permis de sélectionner deux sites qui ont fait l'objet d'examen sur le terrain (couleur, aspect, texture des argiles), puis d'un échantillonnage. Les analyses physiques (lames minces) et chimiques des poteries et des échantillons ont établi une similitude minéralogique avec l'argile d'un des deux gisements. Elle avait été sélectionnée pour ses qualités et sa couleur claire, alors à la mode. Le gisement était à 5 km de l'atelier.

Après la mise au jour de nombreuses scories de forge dans la motte, une recherche comparable a eu lieu pour les *minerais de fer* exploités du XI<sup>e</sup> au XV<sup>e</sup> siècle. Aucun indice sur le travail d'extraction et de forge n'est fourni par les textes médiévaux et modernes, alors que la toponymie témoigne d'une importante activité métallurgique dans le territoire de la châtellenie. Les prospections menées à partir des données disponibles dans la carte des sols ont permis de repérer plusieurs sites où du minerai a pu être extrait dans des petits gisements de surface. Les zones d'extraction correspondent à la plus forte concentration de toponymes liés à la métallurgie, là où par ailleurs la pédologie indique le plus de possibilités.

### 2) Le sol dans l'organisation des paysages et des parcellaires anciens.

La mise en valeur des ressources d'un terroir suppose une connaissance détaillée de ses sols et de leurs aptitudes. En l'absence de textes, est-il possible de savoir comment les qualités des sols étaient alors perçues et mises à profit ? La confrontation entre la carte des sols et celle de patrimoines fonciers laïcs ou ecclésiastiques a souligné les choix opérés pour la gestion et l'acquisition de biens par des abbayes, des prieurés ou des seigneuries. Elle a expliqué l'évolution de défrichements et de leurs limites.

Cette confrontation a aussi été pratiquée à propos des parcellaires organisés sur de grandes surfaces, relevés en Berry à partir de cartes et photographies aériennes, notamment autour de Levroux. Une succession de trois aménagements parcellaires remontant à l'Antiquité, et pour le plus ancien peut-être à l'Age du Fer, suivie d'un remaniement médiéval, y

---

<sup>1</sup> Carte des sols, échelle 1/50 000, © Chambre d'Agriculture de l'Indre / INRA.

a été mise en évidence. Les parcellaires antiques se sont succédés non pas en se superposant et en effaçant les précédents, si ce n'est localement, mais en se combinant et en formant un véritable patchwork. Leur répartition a été confrontée à une carte thématique des sols exprimant les anciennes techniques agricoles et procédant par regroupement selon les textures superficielles et l'hydromorphie. Sur cette carte ont été portés les sites d'habitat antiques, dont la plupart ont été installés à proximité immédiate des bonnes terres ou en périphérie des sols les plus fertiles, les « beauces » (néoluvisols épais) ou sur des calcosols cryoturbés, « grèzes ». La couverture de la zone par trois trames quadrillées, d'orientation différente, s'est faite d'abord sur les meilleures terres, déjà mises en valeur sans doute à l'Age du Fer, puis sur des terres de valeur moyenne ; elle a été achevée par une dernière campagne couvrant les terres à faible aptitude agronomique.

Lors de la naissance de la châtelainie au X<sup>e</sup> siècle, une réorganisation a eu lieu autour de son centre. Le parcellaire, qui était organisé suivant les trames antiques, est redistribué en cercles concentriques entre des axes routiers rayonnants partant du castrum, intégrant des portions des parcellaires précédents. La confrontation entre le nouveau parcellaire et la carte des sols montre que l'emprise de cette réorganisation ne tient pas compte de la valeur agronomique des sols, mais est déterminée par l'étendue du territoire de la châtelainie. D'autres cas, dont Issoudun est le plus remarquable, confirment que ces parcellaires radioconcentriques s'étendaient indifféremment sur de bonnes et de mauvaises terres. Ils étaient constitués de petites parcelles serrées vers le centre, et de parcelles plus grandes vers la périphérie, toutes les parcelles étant accessibles par des chemins qui convergeaient au castrum (une cinquantaine à Issoudun, une quarantaine à Levroux). Toutefois ce schéma général était modifié ponctuellement par la présence de plus petites parcelles sur les terres à bon potentiel agronomique et de plus grandes sur les plus pauvres.

### 3) *Activités spécialisées et aptitudes des sols.*

Des garennes à lapins seigneuriales ont été repérées à partir de l'indication de parcelles sableuses, et donc adaptées, sur la carte. L'expansion de la viticulture avant le XIII<sup>e</sup> siècle depuis les zones les meilleures vers d'autres moins bonnes a été corrélée non à l'absence de sols de qualité mais aux impératifs des débouchés locaux et des transports.

Mais, plus démonstratif encore, est l'utilité de la carte des sols pour comprendre l'histoire des étangs et le choix de leurs sites. Parmi les douze étangs en eau en 1500 dans la seigneurie de Moulins, quatre tranchent sur les autres par leurs dimensions. A partir de l'analyse de leur situation géographique et pédologique, deux phases de création ont été envisagées. Les petits étangs, situés en Boischaut sur des luvisols rédoxiques, peu propices à la culture, sont les plus anciens et étaient destinés dès les XI<sup>e</sup>-XII<sup>e</sup> siècles à subvenir aux besoins courants du seigneur et des établissements religieux. Les trois plus grands, construits par le seigneur au XIV<sup>e</sup>-XV<sup>e</sup> siècle, sont en Champagne, zone au potentiel agronomique moyen, peu favorable à ce type d'installation. Ils gelaient 160 ha de culture et de pâturage, mais leur forte capacité autorisait le développement d'une pisciculture commerciale de la carpe, les petits étangs seigneuriaux du Boischaut étant alors réservés aux naurins. Cette activité est attestée dans les textes qui indiquent une capacité des huit étangs seigneuriaux de 22 à 27 milliers de carpes à la fin du XV<sup>e</sup> siècle, impliquant l'ouverture d'un marché au-delà des limites de la seigneurie. Impératifs économiques ou stratégiques présidèrent à la création d'étangs sur des sols plus ou moins appropriés, comme les trois construits par le seigneur de Levroux sur des calcosols ou des colluviosols, contemporains des plus anciens et destinés à protéger la ville.

### Conclusion

Dans ces recherches, la carte des sols a, avec profit, participé à l'interprétation de données historiques et servi d'outil de prospection. L'identification et la localisation des matériaux de productions artisanales ont abouti à reconstituer les choix techniques opérés, et à saisir l'organisation des productions entre sites d'extraction et sites de fabrication. Par ailleurs, la superposition des cartes parcellaires et de la carte pédologique a permis de mesurer le rôle des facteurs liés au milieu dans les aménagements du paysage rural, et de différencier schémas et comportements suivant les époques, et suivant les projets politiques et économiques sous-tendant ces aménagements. Enfin la carte démontre que la connaissance des qualités des sols a joué, de manière implicite, un rôle important dans l'organisation et l'exploitation des terroirs au Moyen Age.

## Mise en évidence d'une phase de défrichement sur le Rossberg (68) par l'approche pédologique de microtopographies et leur cartographie LIDAR

SCHWARTZ Dominique<sup>1</sup>, BATTMANN Julien<sup>1</sup>, CLOITRE Mathieu<sup>1</sup>  
& GOEPP Stéphanie<sup>2,1</sup>

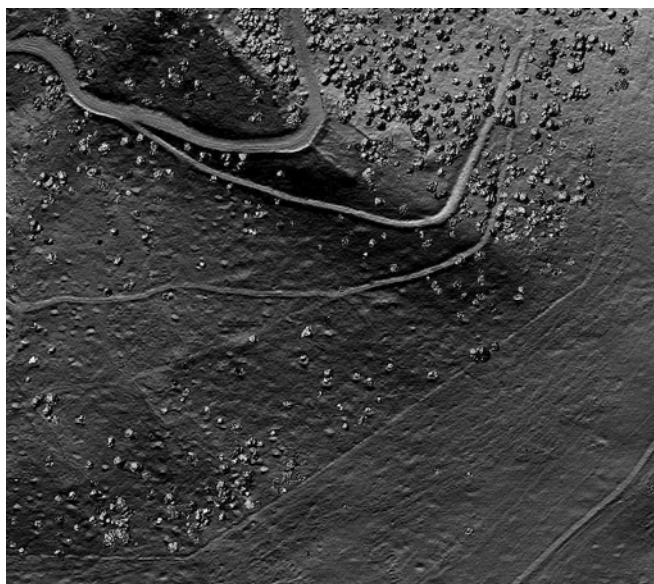
1 : Image, Ville, Environnement ERL 7032 CNRS/UDS, Faculté de Géographie et d'Aménagement 3, rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex

[dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr](mailto:dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr)

2 : actuellement : INRAP, Grand-Est Nord, 12 rue de Méric, 54000 Metz

### Introduction

De nombreuses zones du massif du Rossberg, dans les Vosges haut-rhinoises (1193 m), sont couvertes de microtopographies de quelques mètres d'extension (fig. 1). Elles sont formées en amont par une dépression en croissant, surmontant un bourrelet de terre à l'aval. De telles formes peuvent avoir différentes origines naturelles ou anthropiques : traces de chablis, loupes de glissement de terrain, fosses partiellement comblées,... Plusieurs centaines de ces formes ont été identifiées sur le terrain. Leur étude a été réalisée dans le cadre d'un programme concernant l'origine et la dynamique des pâturages d'altitude. Elle repose sur l'interprétation de profils pédologiques, la cartographie des microtopographies, ainsi que sur des datations grâce à l'analyse de documents historiques et à des mesures d'âge au <sup>14</sup>C.



**Figure 1.** Image LIDAR d'une partie d'un massif du Rossberg, montrant les microtopographies ainsi que les plateformes de charbonnage qui leur sont associées.

## **Etude de fosses pédologiques et caractérisation morphologique des microtopographies**

Trois fosses pédologiques et de multiples sondages à la tarière ont été réalisés dans ces formes pour en étudier la structure. Celle-ci est systématiquement la même : les horizons pédologiques  $A_h$  et  $S_{al}$  ont été redressés subverticalement, ce qui est caractéristique de la morphologie d'anciens chablis.

Par ailleurs, l'analyse de l'orientation des fosses a montré que les chablis étaient systématiquement orientés dans le sens de la pente, quel que soit le versant, et non pas dans celui des vents dominants. Il s'agit donc de « chablis anthropiques », résultant d'une phase d'arrachage des arbres pour agrandir les pâturages.

### **Cartographie des microtopographies**

Deux cartes de l'occurrence des microtopographies ont été dressées, d'abord manuellement, puis à l'aide d'un relevé LIDAR (laserscan) établi spécialement à cet effet. La cartographie a permis de mesurer l'extension spatiale de ces formes. Certaines zones du massif en sont dépourvues, tandis que d'autres en sont complètement couvertes. Ces zones semblent assez systématiquement associées à des plateformes de charbonnage, aisément identifiables à leurs dimensions (4 x 8 m environ) et à la couleur noire des horizons de surface.

### **Éléments de datation**

Une charbonnière a été datée directement au  $^{14}C$ . La date, imprécise, est comprise entre 1650 et nos jours. Un très gros charbon, échantillonné vers 70 cm de profondeur dans la partie remaniée d'un chablis situé à l'aval d'une charbonnière a livré un âge identique.

Par ailleurs, l'analyse de 2 cartes anciennes datées de 1722 et 1785 a montré que la zone de répartition des microtopographies correspond à l'extension des chaumes sur la forêt entre ces deux dates, soit vers  $1750 \pm 30$  ans. Cette date est cohérente avec la datation  $^{14}C$  du charbonnage.

### **Conclusion**

L'étude menée ici est une approche globale, dans laquelle l'analyse pédologique apporte des éléments importants. Elle témoigne d'une phase de défrichement des pâturages vosgiens vers le milieu du XVIII<sup>e</sup> siècle. Cette phase de défrichement, suit un abandon d'une durée d'environ un siècle, consécutif à la Guerre de 30 ans. Le défrichement s'est accompagné d'une phase de charbonnage opportuniste destinée à valoriser le bois, denrée précieuse pour l'industrie des vallées, mais sous-produit de l'extension agricole des pâturages.



## **Quantification des stocks de matière accumulés sur les versants cultivés : variabilité spatiale et influence des remembrements parcellaires**

**CHARTIN Caroline<sup>1</sup>, SALVADOR-BLANES Sébastien<sup>1</sup>,  
HINSCHBERGER Florent<sup>1</sup>, BOURENNANE Hocine<sup>2</sup>, MACAIRE Jean-Jacques<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : UMR CNRS 6113, Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, Université François Rabelais, Faculté des Sciences et Techniques, Parc de Grandmont 37200 Tours, caroline.chartin@etu.univ-tours.fr

<sup>2</sup> : Unité de Science du Sol, Institut National de Recherche Agronomique, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon 45075 Orléans Cedex 2

Les paysages agricoles actuels sont constitués d'unités morphologiques quasi-indépendantes, dont les caractéristiques influencent l'intensité de l'érosion hydrique et/ou aratoire observée sur les versants cultivés. Ces unités sont délimitées par divers aménagements comme les routes, haies, ou limites de parcelles, qui constituent des obstacles aux flux de matière érodée, et induisent la formation de zones d'accumulation de matière nommées banquettes agricoles. Or, l'intensification récente des pratiques culturales s'est traduite par un remembrement responsable d'une forte restructuration des paysages et donc d'une potentielle remobilisation des stocks de matière accumulés sur les versants. L'objectif est ici de quantifier ces stocks susceptibles d'être remobilisés par les processus d'érosion, et de déterminer l'influence du remembrement sur leur distribution spatiale.

### **1. Etude du relief actuel**

Le site d'étude, d'une dizaine d'hectares, s'étend de la crête au thalweg d'un versant crayeux du sud-ouest du Bassin Parisien (Seuilly, Indre-et-Loire). Il recoupe 4 unités morphologiques distinctes, séparées par des routes ou des haies, dotées chacune d'une banquette agricole en leur limite aval. Un relevé topographique au DGPS a permis d'établir un Modèle Numérique d'Altitude. Le calcul de la courbure profilée confirme la présence de structures longitudinales perpendiculaires à la pente, définies par une succession concave-convexe-concave, incluses à l'intérieur des unités morphologiques (fig.1). D'après des photographies aériennes, ces structures intermédiaires se situent sur les limites d'anciennes parcelles remembrées en 1967.

Un filtrage de l'altitude permet de déterminer la tendance générale du versant en s'affranchissant des effets créés par la structuration anthropique du paysage sur sa morphologie. En soustrayant ce signal à l'altitude actuelle on obtient un résidu correspondant aux stocks de matière érodée et accumulée en surface.

De plus, nous observons des zones de sols décapés et parfois de décaissement net du toit du substrat en aval de limites de parcelles anciennes ou actuelles, dues au travail du sol. Nous avons intégré alors ces stocks érodés à notre bilan en étudiant la morphologie du toit du substrat.

### **2. Morphologie du toit du substrat**

L'épaisseur des sols (définie par la somme des épaisseurs des horizons L et S carbonatés ou non), qui sont principalement des RENDOSOLS et des CALCOSOLS, est mesurée ponctuellement par sondage à la tarière. La transition relativement nette entre sol et substrat crayeux permet cette mesure. Notre échantillonnage est orienté le long et perpendiculairement aux banquettes agricoles et aux structures intermédiaires. Les épaisseurs

de sols obtenues sont alors soustraites à l'altitude de surface afin d'obtenir l'altitude du toit du substrat en ces points.

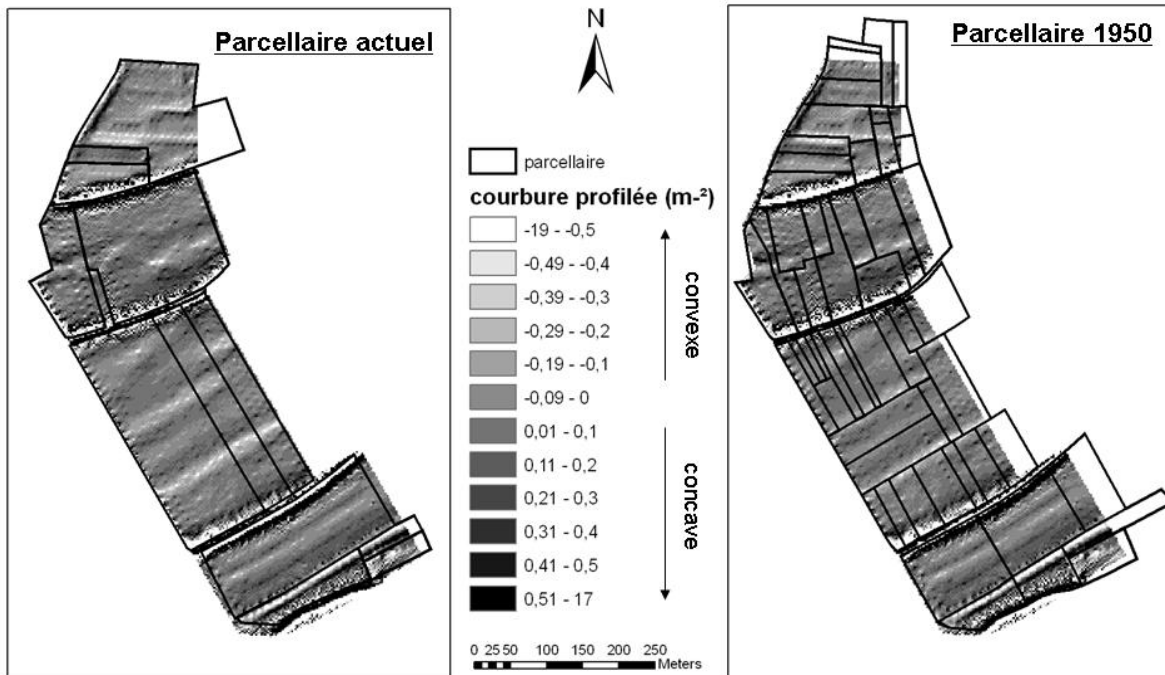


Figure 1 : Courbure profilée et parcelles actuel et antérieur au remembrement de 1967, sur le site d'étude de Seuilly.

Ici également, un filtrage de l'altitude du toit du substrat est effectué afin d'obtenir sa morphologie si aucun décapement ou surcreusement ne s'était produit. Par soustraction au signal actuel, on déduit un résidu définissant les stocks de substrat ôtés par le passage répété des engins de labour.

### 3. Remembrement et variabilité spatiale des stocks

La répartition spatiale des stocks de matière érodée et accumulée est étudiée. Leur situation et leur amplitude est directement liée aux différents parcelles qui se sont succédés. La morphologie du toit du substrat au niveau des structures dites intermédiaires s'identifie nettement à celle observée au niveau des banquettes agricoles actuelles, malgré l'effet de nivellement apporté par l'érosion aratoire. L'étude de la topographie superficielle n'est pas suffisante pour évaluer l'amplitude des stocks de matière accumulés au sein de ces structures, le substrat étant également profondément marqué par l'action de l'homme.

L'épaisseur des stocks érodés et accumulés déduits des filtrages des divers signaux d'altitude, et l'épaisseur mesurée des sols, sont croisées à des variables auxiliaires continues ou pseudo-continues dans l'espace comme la résistivité électrique des sols et des variables morphologiques dérivées du MNA. L'existence d'un lien avec ces paramètres, plus faciles d'accès, peut permettre d'envisager une extrapolation de cette quantification à de plus larges surfaces.

### Conclusion

Malgré l'érosion hydrique et/ou aratoire, des témoins morphologiques des aménagements anciens subsistent dans le paysage. La variabilité spatiale des stocks de matière sur les versants cultivés est donc nettement liée à l'organisation paysagère actuelle et à un héritage d'anciens parcelles. Outre la morphologie superficielle des versants, celle du substrat s'avère également nettement marquée par les activités culturelles. Sa prise en compte dans l'étude des stocks superficiels de matière est donc nécessaire. L'utilisation de l'isotope <sup>137</sup>Cs comme traceur des mouvements de matière solide permettrait par la suite de reconstituer l'évolution temporelle au cours des dernières décennies des diverses structures observées.

## Signal C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub> enregistré par les phytolithes et le δ<sup>13</sup>C dans des sols andains

BREMOND Laurent<sup>1</sup>, GIRALDO-CAÑAS Diego<sup>2</sup>, BERRIO Juan-Carlos<sup>3</sup>,  
BOOM Arnoud<sup>3</sup>

<sup>1</sup> : Centre de Bio-Archéologie et d'Ecologie, EPHE, Institut de Botanique, 163 rue Broussonet, F-34090 Montpellier, France. Laurent.bremond@univ-montp2.fr

<sup>2</sup> : Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495, Bogotá D. C., Colombia. dagiraldoc@unal.edu.co

<sup>3</sup> : Department of Geography, University of Leicester, University Road, Leicester LE1 7RH, UK; jcb34@leicester.ac.uk; ab269@leicester.ac.uk

### Introduction

Les facteurs environnementaux qui conditionnent la distribution des types photosynthétiques graminéens C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub>, en domaine intertropical, sont assez mal connus. Des modèles de compétition C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub> s'appuyant sur des données physiologiques ont été proposés mais difficilement vérifiés avec des données de terrain. Ces modèles sont d'autant plus intéressants qu'ils permettent d'envisager la réponse de ces formations herbacées face aux changements de concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique passés et futurs.

Le but de cette étude est d'établir un pattern de la distribution altitudinale actuelle des graminées C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub> dans les Andes intertropicales et de développer des traceurs paléoenvironnementaux capables d'estimer les proportions C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub>. Pour cela nous avons prélevé une cinquantaine d'échantillons de sols le long de gradients altitudinaux sur lesquels nous avons extrait des assemblages phytolithiques et analysé les isotopes du carbone. Afin d'enregistrer la dynamique passée des formations herbacées, un paléosol et une carotte sédimentaire lacustre ont aussi été échantillonnés.

### Matériel et méthodes

L'échantillonnage s'est déroulé en avril 2006 le long de plusieurs gradients altitudinaux dans la cordillère Est Colombienne; aussi bien en versants Est que Ouest afin de couvrir des gradients de précipitations considérables (Figure 1). L'échantillonnage des sols actuels (horizon A0) a été effectué sur des parcelles de 20x20m en prélevant et

mélangeant une vingtaine de sous-échantillons distribués aléatoirement dans la parcelle. Pour chaque site, l'indice de recouvrement des graminées a été estimé. La distribution altitudinale des graminées selon leur cycle photosynthétique (C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub>) a été par ailleurs déduite de la bibliographie disponible pour l'ensemble du territoire.

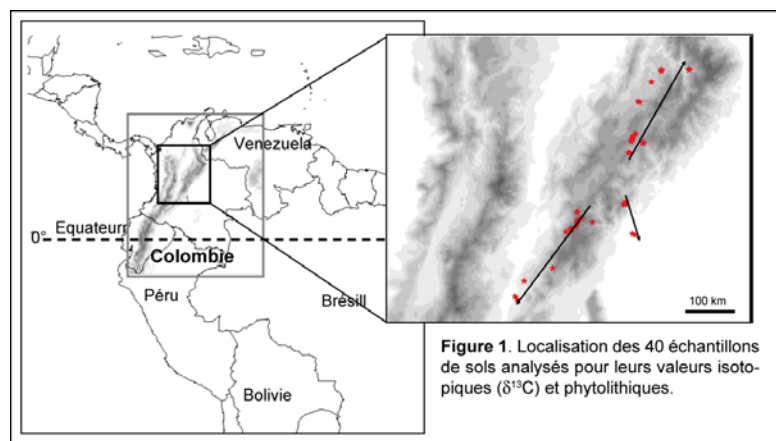


Figure 1. Localisation des 40 échantillons de sols analysés pour leurs valeurs isotopiques (δ<sup>13</sup>C) et phytolithiques.

Les mesures de  $\delta^{13}\text{C}$  ont été réalisées sur 0.5mg de sol séché, tamisé à 2mm pour retirer les racines puis broyé très finement. Les mesures ont été faites au laboratoire de Géographie à Leicester avec un spectromètre de masse Sercon 20-20. Les valeurs ont été calibrées et exprimées conventionnellement, relativement à la valeur de la PDB (Pedee Belemnite). Au moins trois mesures par échantillon ont été effectuées pour obtenir une déviation standard inférieure à 0.2 en moyenne.

Les phytolithes ont été extraits dans 5g de sol sec selon le protocole décrit par Lentfer *et al.* (1998), classifiés et nommés suivant la classification de l'ICPN (Madella *et al.*, 2005).

### Résultats et Discussion

La proportion des espèces de graminées en  $\text{C}_3$  établie sur le terrain et d'après les relevés bibliographiques, présente la même tendance en fonction de l'altitude (Figure 2). Jusqu'à 1500m d'altitude les graminées en  $\text{C}_4$  sont dominantes (20% d'espèces en  $\text{C}_3$ ), puis entre 1500 et 3000m le rapport  $\text{C}_4$ - $\text{C}_3$  s'inverse et les graminées en  $\text{C}_3$  deviennent majoritaires pour atteindre 100% des espèces. A ce jour, les assemblages phytolithiques ont été établis pour seulement 16 échantillons sur 40, cependant la même la tendance se dégage. En effet, l'indice  $I_c$ , qui est un rapport entre les phytolithes essentiellement produits par les graminées en  $\text{C}_3$  (Pooideae et Arundinoideae) par rapport aux graminées en  $\text{C}_4$  (Panicoideae et Chloridoideae), présente la même inflexion suivant l'altitude (Figure 2).

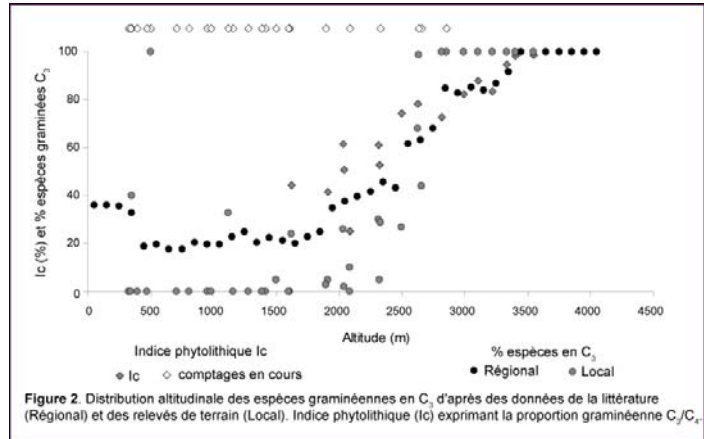


Figure 2. Distribution altitudinale des espèces graminéennes en  $\text{C}_3$ , d'après des données de la littérature (Régional) et des relevés de terrain (Local). Indice phytolithique ( $I_c$ ) exprimant la proportion graminéenne  $\text{C}_3/\text{C}_4$ .

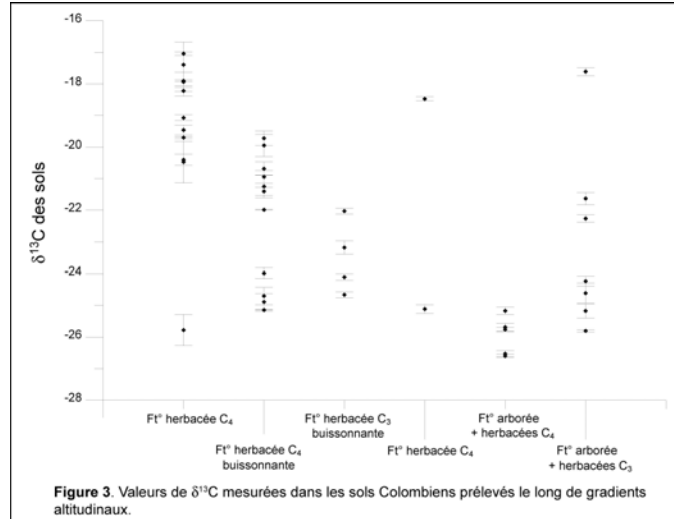


Figure 3. Valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  mesurées dans les sols Colombiens prélevés le long de gradients altitudinaux.

Les mesures de  $\delta^{13}\text{C}$  des sols (Figure 3) permettent de différencier les sols sous végétations purement  $\text{C}_3$  (herbacée pure ou mixte herbacée/arborée) de celles purement  $\text{C}_4$  (herbacée). Cependant, ces résultats montrent qu'il n'est pas possible d'utiliser uniquement les valeurs isotopiques du carbone pour différencier les végétations mixtes herbacées/arborées de celles herbacées  $\text{C}_3/\text{C}_4$  qui se rencontrent dans la tranche d'altitude 1500-3000m.

### Conclusion

Cette étude confirme l'intérêt de l'utilisation conjointe des phytolithes et de l'analyse des isotopes stables du carbone afin de différencier les proportions arborées  $\text{C}_3$  des herbacées  $\text{C}_3$  et  $\text{C}_4$ . Cette différenciation est primordiale lorsque l'on envisage de comprendre la réponse des végétations vis-à-vis de changements de températures et de  $\text{CO}_2$  atmosphérique.

### Références

- Lentfer CJ, Boyd WE (1998) A Comparison of Three Methods for the Extraction of Phytoliths from Sediments. *Journal of Archaeology Sciences*, **25**, 1159-1183.  
 Madella M, Alexandre A, Ball T, ICPN Working Group (2005) International Code for Phytolith Nomenclature 1.0. *Annals of Botany*, **96**, 253-260.

**SESSION 1 : ARCHIVES PEDOLOGIQUES / PEDOARCHEOLOGIE ET  
DYNAMIQUE DES PAYSAGES**

**AFFICHES**



## **Quantifier les flux sédimentaires anthropiques en utilisant l'information apportée par des variations dans les profils de sols**

**Houben Peter**

Institute de Géographie Physique, Goethe-Universitaet Frankfurt a.M., Allemagne  
phatgoethe@em.uni-frankfurt.de

### **Quantifier l'anthropisation de paysage**

Presque partout en Europe centrale, quelques millénaires d'occupation du sol ont produit des paysages qui montrent des profils tronqués et/ou une couverture de colluvions holocènes. Bien qu'il existe plusieurs études sur les taux d'érosion actuels des sols cultivés (p. ex., Trimble et Crosson, 2000), on ne sait pas grand chose des taux d'érosion ou d'accumulation de colluvions sur l'ensemble couvrant toute la période de l'agriculture, du Néolithique à l'Actuel), ni de l'extension des paysages anthropisés (p. ex., Rommens et al., 2004; Houben, 2008).

Ci-dessous, on présente une méthode qui utilise l'information apportée par les variations au sein des coupes verticales de sols et de matériaux parentaux pour en déduire des informations quantitatives et spatialisées sur les pertes (ablation) ou les gains (colluvion) de terre à l'échelle de bassins versants de taille > 10 km<sup>2</sup>.

### **Pourquoi utiliser une base de données géographiques des sols ?**

On utilise une base de données géographiques des sols (1 : 50000) pour obtenir des renseignements sur les effets de l'anthropisation à l'échelle du paysage. Malheureusement les données de sols ne montrent pas directement la perte ou le gain de terre. Il faut effectuer une interprétation méthodique qui permet d'estimer ce changement géomorphologique. L'interdépendance étroite entre l'évolution géomorphologique quaternaire et la pédogenèse holocène rend possible d'exploiter l'information de changements au sein des sols pour estimer l'érosion et le couvert anthropique. La méthode est en plus fondée sur les hypothèses essentielles que (1) la formation de sols superficiels s'est déroulée pendant l'Holocène et, (2) que le défrichement de la végétation protectrice sous climat tempéré humide est due la plupart du temps aux activités agricoles et à la sylviculture.

### **Modèle de paysage pédologique**

Pour interpréter l'information présentée par les données de sols, il faut élaborer un modèle conceptionnel de paysage pédologique avant/sans l'impact anthropique (« soilscape model ») qui serve de référentiel pédo/géomorphologique. Ce modèle est dérivé d'une prospection sur le terrain qui sous-tend la réinterprétation de la stratification d'horizons et matériaux parentaux dans un contexte d'altération de profils anthropiques. D'un côté le modèle sert de comparaison d'état avant et après l'impact anthropique. Pour les paysages européens entre les Alpes et les glaciers nordiques, on propose de fonder ce modèle sur le fait que ces paysages sont caractérisés par un patrimoine périglaciaire (sauf dans les parties sommitales des moyennes montagnes à formes glaciaires localisées et sur roches-mères calcaires). En conséquence, presque tous les matériaux parentaux du manteau pédologique sont également dérivés de sédiments périglaciaires. En moyenne montagne on trouve partout une couche superficielle de solifluxion qui représente le « active layer » de la dernière période glaciaire (p. ex., Semmel, 1968). Ce niveau a une épaisseur très régulière de 0,5 à 0,7m qui correspond à

l'épaisseur des horizons (B) des sols bruns ou E de podzol naturels (en haute montagne) utilisée pour estimer l'épaisseur d'érosion holocène ? pendant l'Holocène. En bas, dans les grands bassins, on utilise l'épaisseur régulière des horizons E et Bt développés dans le manteau loessique.

De l'autre côté, le modèle sert à réinterpréter les descriptions de profils au sens propre d'un changement géomorphologique. Par exemple, sur les cartes de sols, la majorité des régosols ne représente que des sols bruns érodés, et un grand groupe de podzols sont des podzols secondaires, avec un horizon éluvial blanchâtre se formant dans la couche colluviale holocène (souvent) au-dessus d'un sol érodé.

### **Quantifier l'effet géomorphologique de l'anthropisation**

Approximer le taux d'érosion nécessite des données sur la quantité de terre perdue ou gagnée par les sols pendant toute la période d'agriculture. Le concept de bassins versants qui collectent tous les (eaux et) sédiments dans un cadre fixe sert à établir un bilan du flux sédimentaire anthropique. Erosion de sols signifie entrée de matériaux dans le système des flux sédimentaires anthropiques. Les colluvions et les alluvions représentent les accumulations temporaires pendant l'Holocène. On combine les données dérivées des pertes et gains avec les données spatialisées. Ensuite, on estime l'effet géomorphologique de la production, le transport et la sédimentation temporaire pour chaque partie de la chaîne sédimentaire (versants, vallons, plaine alluviale) dans un bassin versant spécifique.

### **Exemples de sols perturbés en Allemagne sud-ouest et d'un bilan de flux sédimentaire à l'échelle de 2000 km<sup>2</sup>**

Sols perturbés, tronqués et couverts représentent un phénomène ubiquiste dans les grands bassins et les moyennes montagnes d'Allemagne du sud-ouest (Haut Rhin, Odenwald, Forêt Noire, Forêt de Palatinat). À la différence de la recherche sur l'anthropisation des sols effectuée dans les Vosges, il manque encore une recherche systématique en Allemagne du sud-ouest. On présente ici une étude sur les flux sédimentaires dans le bassin versant du fleuve Nidda au nord du Francfort (2000 km<sup>2</sup>) qui inclut des zones de moyenne montagne et le bassin de Wetterau. Les résultats, par exemple, montrent que la plupart de sédiments détachés reste sur les versants (> 50%). Le taux d'érosion pour toute la période d'agriculture est inférieure au taux rapporté par la littérature sur l'érosion pédologique actuelle, parce que cette dernière sous-estime l'effet de sédimentation temporaire sur les versants.

### **Références**

Houben, P., 2008. Scale linkage and contingency effects of field-scale and hillslope-scale controls of long-term soil erosion: Anthropogeomorphic sediment flux in agricultural loess watersheds of Southern Germany. *Geomorphology* 101, 172-191.

Rommens, T., Verstraeten, G., Poesen, J., Govers, G., Van Rompaey, A., Peeters, I., Lang, A., 2005. Soil erosion and sediment deposition in the Belgian loess belt during the Holocene: establishing a sediment budget for a small agricultural catchment. *Holocene* 15, 1032–1043.

Semmel, A., 1968. Studien über den Verlauf jungpleistozäner Formung in Hessen. *Frankfurter geographische Hefte* 45, pp. 133.

Trimble S. W. et Crosson P., 2000. U.S. soil erosion rates — myth and reality. *Science* 289, 248–250.



## Apports de la micromorphologie des sols à l'interprétation de trois séquences pédo-sédimentaires lorraines fossiles bien datées

GEBHARDT Anne<sup>1,2</sup>, GEORGES-LEROY Murielle<sup>3</sup>, ROHMER Pascal<sup>2</sup>, TRIBOULOT Bertrand<sup>4</sup>

<sup>1</sup> : ERL 7230, Laboratoire Image, Ville et Environnement, Université de Strasbourg ; [anne.gebhardt-even@inrap.fr](mailto:anne.gebhardt-even@inrap.fr) ; <sup>2</sup> : INRAP ; <sup>3</sup> : DRAC Lorraine, UMR 6249 Chrono-environnement ; <sup>4</sup> : SRA Ile de France, UMR 7044 Etude des Civilisations de l'Antiquité

Cette étude micromorphologique de trois séquences pédo-sédimentaires lorraines, fossiles bien datées, permet de mieux comprendre l'impact des activités agropastorales anciennes sur les sols et souligne une fois de plus l'intérêt de cette méthode à la compréhension des interactions passées entre l'homme et le milieu.

Implantée dans la boucle de la Moselle entre Nancy et Toul et limitée à l'Est par la Côte Bajocienne surplombant la vallée de la Meurthe et sa confluence avec la Moselle, la Forêt de Haye, a fossilisé plus de 8000 ha de vestiges d'habitats et agraires. Ces derniers sont de vastes pierriers en élévation ou des talus, développés sur plusieurs centaines de mètres de long, délimitant parcelles, enclos ou chemins et fréquemment associés à des tas de pierres circulaires. En relation avec ces structures agraires, les travaux de l'équipe (Georges-Leroy *et al*, 2007) révèlent, le développement sur le plateau de petits habitats et annexes agricoles dispersés, au cours du 1<sup>er</sup> s. de notre ère. L'étude micromorphologique d'un sol ancien localisé en limite d'un habitat révèle deux phases d'évolution avant recouvrement par un tas d'épierrement. A la base une racine de sol de type *brun lessivé* (luvisol) développé sous un couvert forestier et caractérisé par de nombreux revêtements argileux limpides non perturbés est encore intacte. Le sommet du paléosol apparaît fortement anthropisé au cours du premier siècle après Jésus-Christ avec, d'abondants revêtements poussiéreux révélateurs de l'ouverture du milieu et la mise à nu du sol, et de nombreux éléments charbonneux et phosphatés liés à l'amendement des parcelles (Georges-Leroy *et al*, en prép). Améliorant le sol, ces apports phosphatés anciens influencent encore la croissance de la végétation actuelle de la forêt de Haye (Dupouey *et al*, 2002 ; Dupouey *et al*, 2007), confirmant le rôle majeur de l'histoire des sols sur les variations actuelles de la biodiversité.

A Imling, dans le pays de Sarrebourg, des fouilles archéologiques dirigées par Pascal Rohmer, ont mis au jour une villa gallo-romaine du début du 1<sup>er</sup> siècle après Jésus-Christ occupée pendant plus de trois siècles. Dans la cour de la villa, des bâtiments annexes, des fossés de drainage et un bassin qui servait à nettoyer les sabots des bêtes de trait après les labours (aigayoir), semblent marquer la vocation agricole de l'ensemble. Sous les dépôts très anthropisés d'abandon de la villa (mortiers, revêtements argileux poussiéreux) l'analyse au microscope révèle une racine de sol de type brun lessivé (microstructure finement agrégée, revêtements argileux limpides) sur laquelle repose en discordance des dépôts colluvionnés (fragments de Bt remaniés, nodules de fer arrondis, fragments de semelle de labour) qui marque une forte érosion antérieure à la construction de la villa romaine.

Le site de hauteur de « Varinchâtel » (Saint-Benoît-la-Chipotte, 88), cerné par deux enceintes talutées, est le plus ancien habitat celtique fortifié connu dans le département des Vosges (Triboulot et Michler, 2006a). A une trentaine de mètres en contrebas du sommet, une petite carrière moderne laisse apparaître une séquence pédo-sédimentaire issue de l'altération des grès permians, scellée sous l'enceinte secondaire datée du V<sup>ème</sup> s. av. Jésus-Christ (Triboulot et Michler, 2006b). Les revêtements d'argiles limpides remaniés observés à la base de la séquence attestent l'érosion d'un sol atlantique développé sous couvert forestier. Précédant l'enfouissement, il y a 2500 ans, une forte anthropisation (nombreux charbons) et une mise à nu du sol (abondants revêtements poussiéreux en place) succède à cette phase de dégradation forestière. Au cours des deux derniers millénaires l'érosion se poursuit, formant

une seconde séquence pédo-sédimentaire qui vient recouvrir le rempart. En accord avec les quelques autres résultats paléo-environnementaux du secteur (Guillet, 1972 ; Kalis *et al.*, 2006), cette étude révèle une forte perturbation humaine sur le paysage dès l'époque gauloise dans les Vosges gréseuses, dont les reliefs dénudés ne ressemblaient pas à ceux couverts de forêts d'aujourd'hui.

Si la confrontation de ces premiers résultats à ceux d'autres travaux paléo-environnementaux reste nécessaire, ces exemples montrent combien les sols lorrains ont été localement influencés, à des degrés variables, par les activités humaines depuis au moins 2500 ans. Sur les pentes des montagnes vosgiennes gréseuses, l'érosion semble plus rapide et plus précoce. Sur le substrat marneux et les pentes plus douces du pays de Sarrebourg, les formations pédologiques semblent affectées plus tardivement par l'impact humain, il y a moins de deux millénaires. Dans ces deux cas, l'érosion semble dominante, liée à une mise à nu du sol peut-être d'origine agraire. Bien que fortement anthropisé, le profil pédologique de la Forêt de Haye ne montre pas d'érosion intense à l'aplomb du pierrier, ce dernier ayant sans doute très vite scellé un sol que l'enrichissement organique a pu stabiliser. La formation de terrasses agricoles participant au maintien des sédiments, suggère un paysage agraire maîtrisé.

Si elle n'atteint pas les proportions dramatiques actuelles, l'ampleur de l'érosion agraire passée n'en reste pas moins significative et étonnement précoce.

### **Bibliographie**

**Dupouey, J.-L., Dambrine, E., Laffite, J.-D., Moares, C., 2002**, Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity, *Ecology*, 83(11), p. 2978-2984.

**Dupouey J.-L., Sciama D., Lafitte J.-D., Georges-Leroy M., Dambrine E., 2007**, Impact des usages agricoles antiques sur la végétation en Forêt de Saint-Amond : interaction avec le traitement sylvicole actuel., *in* La mémoire des Forêts, Colloque Sylva pp181-190.

**Georges-Leroy M., Bock J., Dambrine E., Dupouey J.-L., Gebhardt A., Laffite J.-D., en prep.**, Un paysage agraire gallo-romain conservé dans le massif forestier de Haye (Meurthe-et-Moselle), *in* Actes de la table-ronde de Caen « Des hommes aux hamps » octobre 2007.

**Georges-Leroy M., Heckenbenner D., Lafitte J.-D., Meyer N., 2007**, Les parcelles fossilisées dans les forêts lorraines, La mémoire des Forêts, actes du colloque « forêt, archéologie et environnement, pp.121-131.

**Kalis Arie J., Knaap W. O. van der, Schweizer Astrid, Urz Ralf, 2006**, A three thousand year succession of plant communities on a valley bottom in the Vosges Mountains, NE France, reconstructed from fossil pollen, plant macrofossils, and modern phytosociological communities, *Veget. Hist. Archaeobot.*, 15, pp 377–390.

**Guillet B., 1972**, *Relation entre l'histoire de la végétation et la podzolisation dans les Vosges*, Thèse de doctorat de l'université de Nancy, 112 p.

**Triboulot B. et Michler M., 2006a**, Aristocratie celtique sur les habitats fortifiés d'Etival-Clairefontaine/Saint-Benoît-la-Chipotte « Varrinchatel » et de Taintrux « Chastel », *Nouvelles Archéologies*, Bull. de la Soc. Philomathique Vosgienne, HS n°3, pp.21-30.

**Triboulot B. et Michler M., 2006b**, Nouvelles traces d'extraction de minerai dans la moyenne vallée de la Meurthe (88). Première campagne de prospection inventaire. *Nouvelles Archéologies*, Bull. de la Soc. Philomathique Vosgienne, HS n°3, pp.9-20.

**Mot clefs** : pédologie, micromorphologie des sols, érosion, évolution des paysages agraires, archéologie environnementale.

**SESSION 2 : LES SOLS DANS LE CHANGEMENT PLANETAIRE  
(GLOBAL CHANGE)**

**COMMUNICATIONS ORALES**



## **Modèle MOMOS (Micro-organismes et Matière Organique du Sol) et traçage isotopique appliqués à quantifier *in situ* les variables du renouvellement de C du sol**

**PANSU Marc<sup>1</sup>, MARTINEAU Yann<sup>2</sup>, SAUGIER Bernard<sup>3</sup> et SARMIENTO Lina<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>UMR Eco&sols IRD-INRA-Supagro, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France, marc.pansu@ird.fr

<sup>2</sup>Yann Martineau, SETEC International, 5 chemin des Gorges de Cabriès, 13127 Vitrolles, France.

<sup>3</sup>Bernard Saugier, Unité Ecologie, Systématique et Evolution, Université Paris-Sud 91405 Orsay cedex, France.

<sup>4</sup>Lina Sarmiento, ICAE, Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes, Mérida 5101, Venezuela.

### **Traceurs isotopiques et modèle MOMOS**

Outil de choix pour une agronomie durable et un changement global maîtrisé, les modèles à compartiments permettent de prédire les flux échangés entre matières organiques d'origine végétale ou microbienne du sol ainsi que les transferts vers la phase minérale en direction de l'atmosphère, la biosphère et l'hydrosphère. Sous l'hypothèse du mélange parfait, les traceurs isotopiques permettent la mesure de ces flux avec une valeur initiale connue du contenu de chaque compartiment. La technique d'enfouissement de résidus marqués *in situ* en sac poreux en échange avec les matières non marquées et sous les conditions réelles d'évolution des sols (enregistrements climatiques et modélisation journalières de l'humidité du sol) s'avère particulièrement précise et riche en information. Elle a été appliquée au Venezuela et en Bolivie avec des mesures de transfert <sup>14</sup>C et <sup>15</sup>N dans la phase minérale et la biomasse microbienne. Dans des milieux de haute montagne peu perturbés par l'homme, cinq modèles à compartiments incluant notre proposition précédente et le modèle Roth-C (*Rothamsted agronomic station*, UK), ont pu être calibrés sur les données isotopiques et soumis à une analyse de sensibilité (Pansu *et al.*, 2004). L'étude a conduit à la nouvelle version du modèle MOMOS (Micro-organismes et Matière Organique du Sol, *Modelling Organic changes by Micro-Organisms of Soil*, Fig. 1) centrée sur le fonctionnement microbien : (i) définition d'une nouvelle dynamique de la respiration microbienne régulant la minéralisation, (ii) mortalité microbienne débutant les processus d'humification et (iii) croissance microbienne régulée par l'assimilation de matières labiles et stables d'origine végétale et microbienne. MOMOS présente l'autre particularité d'être régi par 7 taux cinétiques optimaux (pour un facteur correctif de température et d'humidité = 1, dimension T<sup>-1</sup>) excluant tout autre type de paramètre. Ces taux étant tous liés à la température et l'humidité du sol, le modèle apparaît particulièrement sensible aux changements climatiques. D'autres liaisons pour sa généralisation ont été proposées avec la qualité des intrants (Bottner *et al.*, 2006) et la texture du sol (Pansu *et al.*, 2007). Le modèle calibré sur deux systèmes de montagne a été validé sur 6 écosystèmes très contrastés d'un gradient altitudinal. Il est maintenant établi que pour des apports de qualité égale, les seules variables régulant la dynamique de décomposition sont le climat et le taux de respiration microbienne ( $k_{resp}$ ) lié aux propriétés du sol (Pansu *et al.*, 2009). Des relations de pédo-transfert, calculées depuis les 8 sites d'étude, sont en cours de proposition pour relier  $k_{resp}$  à la texture ou au pH du sol, et permettre d'intégrer le nouvel outil aux programmes internationaux concernant le changement global et l'agriculture durable.

### **Quantification *in situ* de la rhizodéposition et du renouvellement du carbone**

L'application présentée ici se proposait de répondre à 3 questions complémentaires: (1) les paramètres calibrés sur les transformations des formes <sup>14</sup>C peuvent-ils permettre de prédire l'évolution des formes de carbone total <sup>12</sup>C ? (2) pouvons-nous espérer quantifier avec ces prédictions, l'apport supplémentaire de <sup>12</sup>C par les racines vivantes en contact avec les sacs poreux contenant les traceurs ? (3) peut-on réguler les entrées des apports rhizosphériques

dans les compartiments VL et VS pour le dépôt de  $^{12}\text{C}$  par mortalité racinaire, dans BM pour le dépôt de  $^{12}\text{C}$  exsudé comme source énergétique immédiatement disponible.

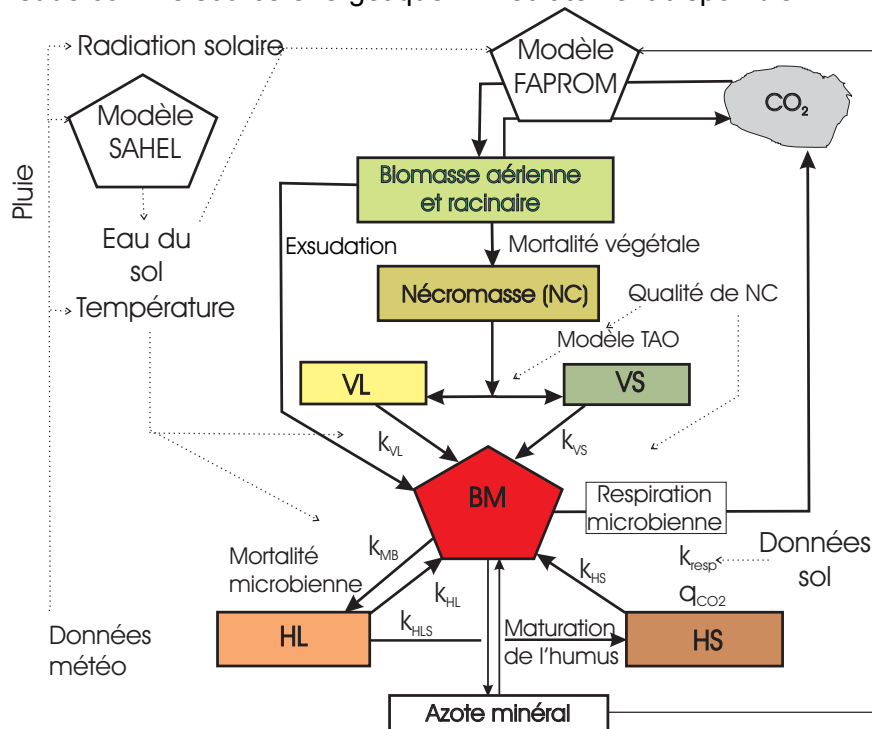


Figure 1 – Le modèle de décomposition Momos couplé avec le modèle de production de jachère Faprom et le modèle d'humidité du sol Sahel. NC est la production de nécromasse labile VL et stable VS, MB représente la biomasse microbienne, HL est l'humus labile, HS est l'humus stable,  $q_{\text{CO}_2}$  est le quotient métabolique de MB;  $k_{\text{resp}}$  est le taux de respiration de MB;  $C_{\text{MB}}^0$  est le contenu en C de MB à l'équilibre;  $k_{\text{MB}}$  est le taux de mortalité de MB;  $k_{\text{VL}}$ ,  $k_{\text{VS}}$ ,  $k_{\text{HL}}$ ,  $k_{\text{HS}}$  sont les taux d'ingestion respectifs par MB de VL, VS, HL et HS ;  $k_{\text{HLS}}$  est le taux de stabilisation de HL vers HS.

La réponse à ces trois questions a été positive, à l'exception de (2) dans le cas du sol humifère du paramo pour lequel l'amélioration des prédictions du C microbien ou total par l'apport racinaire n'était pas significative. Par contre dans la puna les prédictions étaient significativement améliorées par introduction des apports racinaires. La méthode constitue donc un nouvel outil prévisionnel d'estimation *in situ* des apports racinaires même en l'absence d'un modèle de production pour les sols où les stocks de C ne sont pas trop élevés. Des voies de recherche ont été indiquées pour améliorer son applicabilité et sa précision. Ce travail a permis de prédire des temps de renouvellement de la moitié des compartiments labiles MB et HL d'environ 2 ans pour la puna et 35-80 ans pour le paramo. Les temps correspondants de renouvellement de la moitié du compartiment stable HS ont pu être estimés à 300-500 ans pour la puna et 800-900 ans pour le paramo (Pansu *et al.*, 2008).

### Références

- Bottner P, Pansu M, Sarmiento L, Hervé D, Callisaya-Bautista R et Metselaar K, 2006 - Factors controlling decomposition of soil organic matter in fallow systems of the high tropical Andes: a field simulation approach using  $^{14}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  labelled plant material. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2162-2177
- Pansu M, Bottner P, Sarmiento L et Metselaar K, 2004 - Comparison of five soil organic matter decomposition models using data from a  $^{14}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  labeling field experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 18: GB4022, doi:10.1029/2004GB002230.
- Pansu M, Martineau Y et Saugier B, 2008 - A modelling method to quantify *in situ* the input of carbon from roots and the resulting C turnover in soil. *Plant and Soil*, DOI: 10.1007/s11104-008-9791-1
- Pansu M, Sarmiento L, Metselaar K, Hervé D et Bottner P, 2007 - Modelling the transformations and sequestration of soil organic matter in two contrasting ecosystems of the Andes. *European Journal of Soil Science* doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00867.x
- Marc Pansu, Lina Sarmiento, Maria-Alexandra Rujano, Magdiel Alban, Dimas Acevedo, and Pierre Bottner, 2009 - Modeling Organic changes by Micro-Organisms of Soils (MOMOS model validation) of six contrasted ecosystems of an altitudinal gradient. *soumis*.

## Estimation du déficit de saturation en C des sols cultivés de France

ANGERS Denis<sup>1,2</sup>, ARROUAYS Dominique<sup>3</sup>, SABY Nicolas<sup>3</sup>  
et WALTER Christian<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Agrocampus Ouest / INRA, UMR SAS, Rennes

<sup>2</sup>Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec

<sup>3</sup>INRA, Unité Infosol, Orléans

Auteur correspondant : [denis.angers@agr.gc.ca](mailto:denis.angers@agr.gc.ca) ou [denis.angers@agrocampus-ouest.fr](mailto:denis.angers@agrocampus-ouest.fr)

Le concept de saturation en carbone organique du sol (COS) proposé par Hassink (1997) stipule que la quantité de COS stable du sol est limitée et est déterminée par sa teneur en particules  $\leq 20 \mu\text{m}$  (argile et limon fin). Le concept de saturation a depuis été testé et validé dans un grand nombre de situations (Six *et al.*, 2002 ; Carter *et al.*, 2003 ; Stewart *et al.*, 2007 ; Gregorich *et al.*, 2009).

La comparaison de la valeur théorique de saturation estimée par l'équation de Hassink aux valeurs mesurées de teneur en COS de la fraction fine permet l'estimation du déficit de saturation en COS, et représente un potentiel de séquestration du COS sous forme relativement stable.

À partir de la base de données des analyses de terre (BDAT) et de l'équation de Hassink, la capacité de stockage de COS dans l'horizon de surface des sols cultivés français a été estimée (Arrouays *et al.* 2006). Nous avons ensuite comparé ces valeurs aux teneurs en COS mesurées et ainsi calculé le déficit de saturation en COS.

Pour l'ensemble des sols cultivés renseignés ( $n = 90\,000$ ), le déficit de saturation médian est de 35%. Il augmente avec les teneurs en argile et limon fin, passant de 20% pour les sols de texture grossière à près de 45% pour les sols de texture limoneuse et argileuse ( $>50\%$  argile + limon fin), indiquant un plus grand potentiel de stabilisation du COS pour ces derniers. Étant donné l'indisponibilité de données sur les teneurs en C de la fraction fine, ces premiers résultats représentent une sous-estimation du déficit en COS stable mais sont, de façon générale, en accord avec la bibliographie (e.g. Carter *et al.* 2003).

La cartographie du déficit de saturation, établie à l'échelle nationale, permet d'analyser la structure spatiale de ce déficit et de préciser l'influence des facteurs pédologiques, climatiques et anthropiques sur le potentiel de séquestration du COS.

Les sols saturés correspondent à des situations d'usages particuliers (principalement prairies, bocages et forêts) et/ou d'excédents structurels (Bretagne). On note un effet probable de l'altitude (Massif Central, Jura) certainement combiné à un effet prairies permanentes. Cet effet n'est pas visible dans les Pyrénées et les Alpes en raison du manque de données. A noter également que certains sols forestiers à dominante sableuse sont saturés, en raison de la quasi absence de fraction fine dans ces sols (Landes de Gascogne, Vosges). Enfin, le Sud de la France (Midi, pourtour méditerranéen) présente le plus fort déficit, probablement en raison de facteurs climatiques (faible production, fortes températures) et d'usage (vignes, vergers).

### Bibliographie

Arrouays, D., N.Saby, C. Walter, B. Lemerrier et C. Schvartz. 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use Management* 22:48-51.

Carter, M.R., D.A. Angers, E.G. Gregorich et M.A. Bolinder. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in Eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83:11-23.

Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers et C.F. Drury. 2008. Using sequential density and particle-size fractionation to evaluate C storage in the profile of tilled and no-till soils in eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.* (sous presse).

Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191: 77–87.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. et Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.

Stewart, C.E., K. Paustian, R.T. Conant, A. Plante et J. Six. 2007. Soil carbon saturation : concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86 :19-31.



## Impact d'une hausse de la température sur le système sphaignes-microorganismes

JASSEY Vincent, BINET Philippe, CHIAPUSIO Geneviève,  
TOUSSAINT Marie-Laure & GILBERT Daniel

Laboratoire Chrono-environnement UMR-CNRS 6249 USC INRA, Université de Franche Comté, 25 211 MONTBELIARD cedex. [vincent.jassey@univ-fcomte.fr](mailto:vincent.jassey@univ-fcomte.fr)

### 1. Introduction

Les tourbières représentent 1/3 du carbone total contenu dans les sols mondiaux. La fonction puits de carbone des tourbières provient d'un déséquilibre positif entre la production primaire nette et la décomposition de la matière organique. Cette décomposition lente résulte des conditions humides et anoxiques qui règnent dans le milieu, mais aussi de la composition chimique de la plus importante formation végétale formant la tourbe, les Bryophytes du genre *Sphagnum*. En effet, la résistance des sphaignes face à la décomposition peut être attribuée à plusieurs propriétés, dont leur capacité à produire des composés phénoliques, molécules difficilement dégradables par les microorganismes que seuls les enzymes de la famille des phénol oxydases sont capables de dégrader.

Grâce à un taux de renouvellement élevé, une distribution diversifiée et ubiquiste, les microorganismes présents dans les sols réagissent rapidement aux différentes perturbations du milieu et sont par conséquent souvent utilisés en tant que bioindicateurs. Des liens existent entre les sphaignes et les communautés microbiennes qui leur sont associées, notamment au travers du cycle de la matière organique (production vs décomposition). Face aux changements globaux, il paraît donc important de comprendre comment vont réagir les tourbières à sphaignes face à une hausse de la température. Le projet ANR PEATWARM propose d'étudier *in situ*, grâce à un système expérimental ITEX (International Tundra EXperiment), l'impact d'un réchauffement modéré sur la dynamique de la matière organique en relation avec les microorganismes sur la tourbière de Frasne (France, Doubs, 25). Afin de cibler les indicateurs pertinents du réchauffement climatique, une étude préliminaire en laboratoire a été mise en place.

Les objectifs de cette étude préliminaire ont donc été (1) de valider le choix des microorganismes en tant que bioindicateurs des changements globaux et (2) d'évaluer l'impact d'une hausse de la température sur la dynamique microbienne et sur la dégradation des phénols par les phénol oxydases.

### 2. Matériel et Méthode

Pour répondre à ces objectifs, 16 carottes de sphaignes, ont été prélevées *in situ*, et cultivées dans des pots pendant 2 mois en phytotron à trois températures différentes, 15, 20 et 25°C. Pour chaque température de culture, quatre répliquats ont été réalisés (quatre carottes ont servi de contrôle). Après deux mois de culture, 30 brins de *Sphagnum fallax* ont été prélevés puis sectionnés en trois selon le schéma suivant : 0 à 3, 3 à 6 et 6 à 10 cm du *capitulum*. Les parties 0-3 et 3-6 cm ont servi à l'analyse des microorganismes et des phénols tandis que les parties 6-10 cm du *capitulum* ont servi à l'analyse des champignons producteurs de phénol oxydases. Les groupes microbiens (producteurs primaires, décomposeurs et micro-prédateurs) ont été dénombrés puis identifiés par microscopie inversée et à épifluorescence. Les phénols totaux ont été extraits avec un mélange éthanol/eau (80/20, v/v) puis dosés par la méthode de Folin-Ciocalteu. Les champignons producteurs de phénol oxydase ont été dénombrés par la méthode classique des UFC en cultivant une série de suspensions à différentes dilutions sur un milieu spécifique.

### 3. Résultats et Discussion

L'étude du profil vertical de la sphaigne a pu mettre en évidence des différences significatives de métabolisme phénolique entre la partie vivante supérieure et inférieure de la sphaigne, avec respectivement  $5.2 \text{ mg.g MS}^{-1}$  et  $3.1 \text{ mg.g MS}^{-1}$  (Test de Mann & Whitney,  $P < 0.05$ ). Cependant aucun effet de la température sur le métabolisme phénolique n'a été mis en évidence. En parallèle à ces résultats, une augmentation de la densité des producteurs de phénol oxydase a pu être mise en évidence, puisque le nombre de colonies varie de 1000 UFC.g  $\text{MS}^{-1}$  pour le témoin à 4000 UFC.g  $\text{MS}^{-1}$  à 20 et 25°C (Test du Chi2,  $P < 0.05$ ). Ces résultats suggèrent une dégradation plus importante des phénols lorsque la température augmente.

Les communautés microbiennes présentes chez *Sphagnum fallax* se montrent particulièrement sensibles à la température (Fig.1). En effet, tandis que la biomasse des producteurs autotrophes (microalgues, cyanobactéries, flagellés autotrophes) semble stagner, celle des décomposeurs (bactéries et champignons) varie significativement de  $50 \mu\text{gC.g MS}^{-1}$  pour le témoin à  $250 \mu\text{gC.g MS}^{-1}$  à 25°C. Ces résultats sont donc cohérents avec l'augmentation des phénol oxydases vue précédemment. Le même phénomène s'observe pour les micro-prédateurs (amibes à thèques, ciliés, rotifères et nématodes) puisque leur biomasse varie de  $350 \mu\text{gC.g MS}^{-1}$  pour le témoin à  $900 \mu\text{gC.g MS}^{-1}$  à 25°C. (Test de Friedman,  $P < 0.05$ ). Des changements de communautés peuvent également s'observer lorsque la température augmente, notamment chez les amibes à thèques où des espèces semblent particulièrement sensibles au réchauffement (*Hyalosphaenia papilio* et *Euglypha strigosa*). Ces résultats laissent ainsi présager un développement de la boucle microbienne, puisque les changements au sein des communautés impliquées dans le processus de décomposition de la matière organique suggèrent que le réchauffement pourrait potentiellement accélérer la vitesse de dégradation de la matière organique et par conséquent permettre un dégagement de gaz à effet de serre plus important.

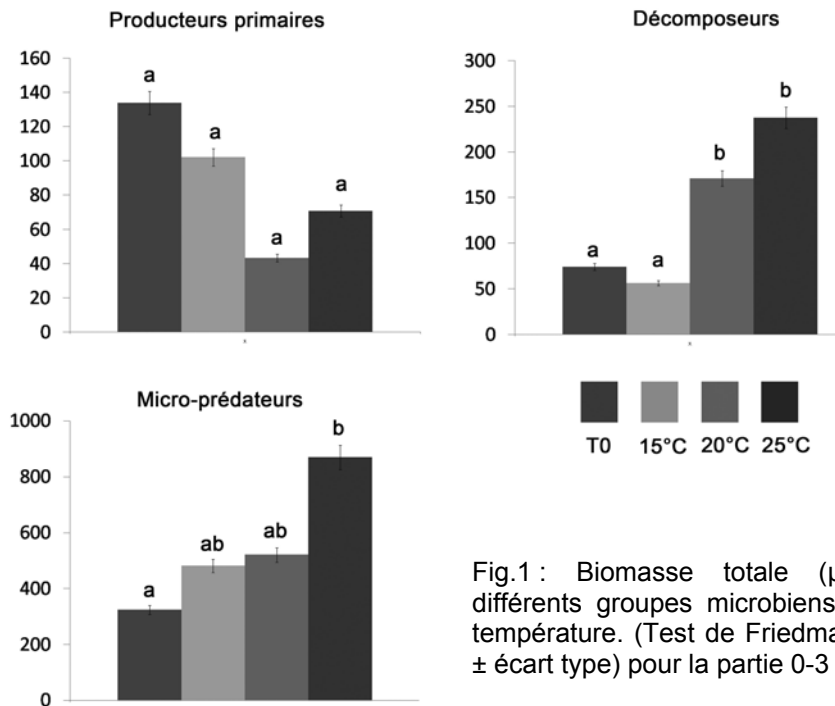


Fig.1 : Biomasse totale ( $\mu\text{gC.g MS}^{-1}$ ) des différents groupes microbiens en fonction de la température. (Test de Friedman ;  $n = 4$ , moyenne  $\pm$  écart type) pour la partie 0-3 cm de la sphaigne.

Ces travaux ont permis de mettre en évidence des marqueurs du réchauffement que sont les microorganismes associés aux sphaignes et en particulier les décomposeurs. Il reste néanmoins à définir si les phénols sont diffusés ou non de façon plus importante dans le milieu lorsque la température augmente. Il est donc pertinent de suivre ces indicateurs *in situ*, dans le cas du projet PEATWARM, sous une hausse de la température plus modérée (2 à 4°C).

**SESSION 2 : LES SOLS DANS LE CHANGEMENT PLANETAIRE  
(GLOBAL CHANGE)**

**AFFICHES**



## Estimation des stocks de carbone dans les sols de Madagascar

GRINAND Clovis<sup>1</sup>, RAJAONARIVO Andriantahina<sup>2</sup>, BERNOUX Martial<sup>3</sup>,  
BROSSARD Michel<sup>3</sup>, Razafimbelo Tantely<sup>4</sup>, ALBRECHT Alain<sup>1</sup>

<sup>1</sup> IRD, UR210 Eco&Sols. Laboratoire des Radio-Isotopes, Service de la Radio Agronomie (LRI/SRA), Université d'Antananarivo, Route d'Andraisoro BP 3383, 101 Antananarivo, Madagascar (contact : clovis.grinand@ird.fr)

<sup>2</sup> FOFIFA, Laboratoire de Pédologie, Parc Botanique et Zoologique de Tzimbazaza, 101 Antananarivo, Madagascar

<sup>3</sup> IRD UR210 Eco&Sols, Campus SupAgro, 2 place Viala, bâtiment 12, 34060 Montpellier Cedex 1, France

<sup>4</sup> LRI, Laboratoire des Radio-Isotopes, Service de Radio-Agronomie (LRI/SRA), Université d'Antananarivo, Route d'Andraisoro BP 3383, 101 Antananarivo, Madagascar

### Introduction

Les estimations mondiales des stocks de carbone dans les différents écosystèmes montrent l'importance du sol en tant que compartiment de stockage du carbone. Cependant, les estimations plus précises, notamment aux échelles régionales, sont rarement disponibles. De plus, face à des changements climatiques ou d'usage de sol, il est nécessaire de faire le bilan actuel de cette ressource afin de prévoir son évolution future. Cela est particulièrement vrai dans les régions tropicales, où le potentiel de séquestration du carbone dans le sol représente un grand intérêt (Robert, 2002). A Madagascar, aucune estimation à l'échelle nationale n'est disponible. L'objectif de ce travail est de fournir des estimations fiables des stocks de C organique dans les sols de Madagascar pour la couche 0-30 cm et selon les principaux modes d'occupation du sol représentés dans le pays.

### Matériels et méthodes

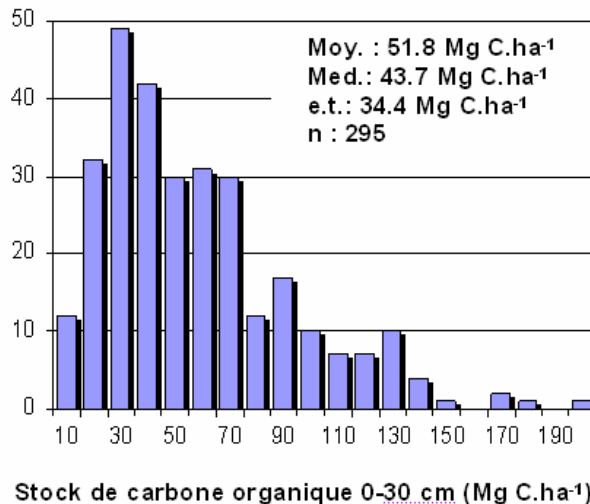
Une base de données géographique a été constituée à partir de 27 études pédologiques au 1/200 000, 1/100 000 et 1/50 000<sup>ème</sup> levées par l'ORSTOM entre 1946 et 1979. Elle contient les descriptions pédologiques des profils, des horizons ainsi que les données analytiques réalisées en laboratoire. Pour obtenir les valeurs de stocks, la densité apparente a été estimée à partir d'une fonction de pédotransfert (Benites *et al.*, 2007) incluant la teneur en argile, la teneur en carbone et la somme des bases échangeables. Les estimations de densités apparentes ont été comparées à des mesures réalisées sur le terrain pour les principaux types de sol. Une carte des associations sol-végétation a été produite par croisement d'une carte des sols au 1 : 1 000 000<sup>ème</sup> (Delenne et Pelletier, 1981) et une carte de végétation préalablement simplifiée (Moat et Smith, 2007). Les stocks de C ont enfin été synthétisés par type de sol et association sol-végétation afin de pouvoir les spatialiser.

### Résultats

Les stocks de C organique sur 0 - 30 cm ont pu être calculés pour 294 profils (579 horizons).

Parmi ces profils, 270 étaient clairement identifiés par rapport à la classification des sols utilisés et 179 ont pu être représenté spatialement. Les valeurs montrent une médiane de 43.7 Mg C.ha<sup>-1</sup> (figure 1), et une gamme allant de 1,2 à 198,81 Mg C.ha<sup>-1</sup>. Les stocks de C les plus faibles sont observés pour les sols minéraux bruts (18.8 ± 12.9 Mg C.ha<sup>-1</sup>). Les valeurs les plus élevées ont été obtenues pour les andosols (90.8 ± 31.6 Mg C.ha<sup>-1</sup>) et les sols hydromorphes (75.9 ± 36.9 Mg C.ha<sup>-1</sup>). Les sols ferrallitiques, qui couvrent 41% du territoire, montrent des stocks de carbone élevés, de 61.8 ± 31.8 Mg C.ha<sup>-1</sup>. Cette valeur est légèrement supérieure à celle mesurée sur des sols similaires provenant du Brésil (52 ± 30 Mg C.ha<sup>-1</sup>; Batjes, 2005).

Sur toutes les associations sol-végétation existantes, 22 ont pu être caractérisées avec des valeurs de stocks de C, couvrant ainsi 92 % du pays. Pour un même type de sols on observe une grande variabilité des stocks de carbone selon le mode d'occupation du sol. C'est le cas notamment des sols ferrallitiques, dont les stocks varient en moyenne de 40.4 Mg C.ha<sup>-1</sup> sous culture à 85.6 Mg C.ha<sup>-1</sup> sous forêt humide. Les sols ferrugineux montrent des écarts des moyennes moins marqués, de 2.7 Mg C.ha<sup>-1</sup> au maximum, pour les différents modes d'occupation du sol présents sur ces sols.



*Figure 1 : Histogramme de distribution des estimations des stocks de carbone organique sur 0-30 cm de sol*

La carte du carbone obtenue a permis de mieux comprendre la répartition et la variabilité des stocks C sur l'île. Les stocks les plus élevés sont situés sur la côte Est et Nord-Est de l'île, zones où les sols ferrallitiques dominent sous climat humide à per-humide. Les valeurs les plus faibles sont observées sur toute la façade Ouest et Sud, paysage de savane dominé par les sols ferrugineux sous climat sec à aride.

Le stock de carbone total a été estimé à 2795 Tg, en tenant compte de l'importance géographique de chaque unité taxonomique et les moyennes de stocks de carbone obtenus. Ce résultat est proche de celui de la FAO, 2780 Tg C pour Madagascar, calculé à partir d'une base de données mondiale.

### Conclusion

Cette étude constitue la première évaluation de la ressource en carbone organique des sols sur Madagascar. La méthode utilisée à l'avantage d'être simple et de permettre une spatialisation des stocks de carbone sur de grandes zones géographiques, en tenant compte des différents modes d'occupation du sol. Le travail à cette échelle a permis d'améliorer les connaissances sur la distribution des stocks de C et de fournir des valeurs de références pour les sols malgaches.

### Références

- Batjes, N.H., 2005. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. *Sol Use and Management*. 21: 22-24.
- Benites, V.M., Machado, P.L.O.A, Fidalgo, E.C.C., Coelho, M.R., Madari, B.E. 2007. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma*, 139 : 90-97.
- Delenne, M., F., Pelletier F. 1981. Carte du Potentiel des Unités Physiques, au 1:1 000 000<sup>e</sup>. Orstom. Bondy, France.
- Moat J. and Smith P. 2007. Atlas of the Vegetation of Madagascar, Royal Botanic Gardens, Kew. UK
- Robert, M. 2002. La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. *World Soil Resources Reports-FAO 96*, 75p. Rome, Italie.

## ***In vitro* calcium uptake, calcium oxalate formation, and biomineralisation of selected *Hymenomyces (Basidiomycotina)* fungi**

**GUGGIARI Matteo<sup>1,2</sup>, BLOQUE Raphaël<sup>1</sup>, KHAMMAR Nadia<sup>2</sup>, ARAGNO Michel<sup>1</sup>,  
VERRECCHIA Eric<sup>2</sup>, JOB Daniel<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> University of Neuchâtel, Institute of Biology, Microbiology Laboratory, CH-2009 Neuchâtel, Switzerland.

<sup>2</sup> University of Lausanne, Institute of Geosciences and Paleontology, Biogeosciences Laboratory, CH-1015 Lausanne, Switzerland.

Calcium oxalate crystals (CaOx) are minerals formed by fungi and plants. CaOx are produced by supersaturation of two compounds: oxalic acid and calcium. The first compound, oxalic acid, is a fungal physiological product released in the environment by metabolically active fungi. Its concentration relies on fungal metabolism. The second compound is calcium but it is not clear from where it comes from.

CaOx don't accumulate in geological records though they are locally found in wood and soil, streets sediments, and monuments. The presence of CaOx in the natural environment implies a potentially high importance for geomycological processes, and in spite of the fungal participation in the oxalate-carbonate pathway, their role is still largely unknown. The *in vitro* fungal formation of CaOx crystals has been reported on several occasions as a mere fact. To further our understanding of the fungal role in the oxalate-carbonate pathway an interdisciplinary approach combining mycology and geology is necessary. We investigated the kinetics of CaOx crystals production and the translocation of calcium.

### **Kinetics of CaOx crystals production**

The first experiment was conducted in order to assess the dynamics of CaOx production.

A screening permitted us to estimate the potential occurrence of CaOx crystal production among 25 selected spp. of *Hymenomyces* fungi. The spp. have been cultivated under laboratory conditions in malt-agar medium and the presence of crystals was assessed by checking samples under an optic microscope. 21 out of 25 spp. are found to be CaOx crystal producers. The produced crystals belong to three main categories ("wraps", "sticks" and "rosettes") according to their shape. Some crystal coated hyphae have also been observed. Peaks of calcium, carbon, and oxygen by SEM (scanning electron microscopy) analysis confirmed that these minerals were weddellite and whewellite.

Dynamics of CaOx crystal production and biomineralisation have been investigated for 7 selected fungi of a specific age. All types of crystals in an area have been counted under a microscope. Three patterns are observed: (i) Increase, steady state, and stiff decrease; (ii) Steady state and slow decrease; (iii) Steady state.

These preliminary studies need to be confirmed by the accurate analysis of the total oxalate content by HPLC (high-performance liquid chromatography).

Actually fungi are known as producers of CaOx and the decreasing in the crystal's number was unexpected. This preliminary study in Petri-dishes confirms that fungi are not only CaOx consumers but that they are also consumers.

### **Translocation of calcium**

We managed a second set of experiments of growth in two-compartments Petri dishes to study the transport of calcium. The fungus inoculated into one compartment constituted of a standard nutritive medium (malt agar) grows toward the other compartment containing different

medium to be tested; one with calcium traces (agar) and another devoid of calcium (agarose). Both agar and agarose do not contain nutritious elements; the unique difference in the two media is the presence of calcium traces in agar and its absence in agarose.

8 spp. produced on agar a biomineralisation constituted of 90 % of weddelite and 10 % of amorphous crystals. The presence of crystals do not prove the origin of calcium which can be both; the calcium already present in the medium, or the calcium already present in the environment added to a not-known amount of calcium released by the fungus. Though the presence of crystals is interesting because it proves that oxalic acid has been produced on the agar.

The very same 8 spp. were tested for the production of crystals on agarose. Different areas of the compartment, near and far from the compartment separation, have been checked. The observations have been conducted for two months. The fungus produced oxalic acid but no crystals.

The experiment shows that calcium is not released by the fungus in agarose, and, by analogy, probably not in agar, too.

To understand if calcium can be released by the fungus we had another approach: the use of a support devoid of calcium: a coverslip.

Fungi grow on coverslips laid on malt agar. Oxalic acid is secreted and 4 spp. out of 8 produced crystals; demonstrating that the fungus itself secretes calcium.

The coefficient of diffusion is sensibly lesser on a coverslip compared to a porous agar medium, conducting to sub-lethal acidification. It is possible that calcium secretion compensates the increased acidity, more studies are under progress.

This experiment proves that calcium is released by the fungus and that fungi are able to transport calcium in environments which do not contain it previously.

Another experience proves that fungi release calcium in the environment: fungi growing on agarose are separated from the nutrient source by manually extracting a slice of the medium supporting the fungus. Nourishment source is cut down therefore fungi die and liberate the calcium. When the agarose supporting the dead fungi is moved with tweezers near a growing living fungi it secretes oxalic acid, and crystals appear. Therefore dead fungi have transported and liberated calcium in areas where calcium was previously absent.

## Conclusion

21 *Hymenomyces* out of 25 are producers of CaOx in laboratory conditions. CaOx production for 5 out of 7 investigated species is characterized by a decrease within a few days. Therefore fungi may be considered not only as CaOx producers but also as CaOx consumers.

The calcium contained in CaOx may come from: (i) the environment, (ii) the decomposition of Fungi, (iii) a fungal efflux.

The fungal role in CaOx formation consists in the oxalic acid production (CaOx are formed by spontaneous chelation), the translocation of calcium and its efflux. These phenomena are potentially relevant, especially in soils devoid of calcium. Their occurrence in Nature should still be assessed.



## Mise en place d'un site atelier pour étudier le fonctionnement spatialisé des sols et sa contribution à l'effet de serre

**NICOULLAUD Bernard, BOURENNANE Hocine, BESNAULT Adeline, COURTEMANCHE Pierre, GAILLARD Hervé, GIOT Guillaume, LE LAY Christian, PASQUIER Catherine, RICHARD Guy**

UR0272 Science du Sol, INRA, Centre de recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 ORLEANS Cedex 2. [bernard.nicoullaud@orleans.inra.fr](mailto:bernard.nicoullaud@orleans.inra.fr)

L'Unité de Recherche de Science du Sol d'Orléans met en place un site atelier (projet OS<sup>2</sup>, Observatoire Spatialisé Orléanais des Sols) d'une superficie d'environ 1000 ha afin d'étudier les liens entre la variabilité spatiale du fonctionnement des sols et celle des émissions de gaz à effet de serre, notamment des flux de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O). Il s'agit de décrire et de prévoir le fonctionnement d'une couverture pédologique, en couplant la mesure et la modélisation des caractéristiques hydro-thermiques et des transformations du carbone et de l'azote dans les sols avec la mesure et la modélisation des flux de N<sub>2</sub>O à deux échelles : (1) à la surface du sol en un grand nombre de points pour décrire la variabilité spatiale, (2) dans les premiers mètres de l'atmosphère sur des endroits bien choisis pour intégrer les flux sur un espace de surface variable en fonction de la hauteur des mesures.

### Approches envisagées

Les émissions de N<sub>2</sub>O varient fortement dans le temps et dans l'espace. La production et l'émission de N<sub>2</sub>O en un point et un temps donnés sont fonction de l'aération du sol et de la disponibilité des substrats carbonés et azotés nécessaires à la nitrification et à la dénitrification.

Deux approches complémentaires seront ainsi conduites en parallèle :

- une approche métrologique, basée sur des mesures spatio-temporelles des émissions de N<sub>2</sub>O de façon à réaliser un diagnostic sur ces émissions. Ces mesures doivent être exhaustives dans l'espace et dans le temps. Cela suppose le développement de nouveaux capteurs et de nouvelles méthodes de mesures.
- une approche par modélisation basée sur l'état de l'art des processus à l'origine des émissions.

L'information acquise par l'approche métrologique sera intégrée aux modèles qui, à leur tour, nous permettront d'identifier les paramètres à prendre en compte pour analyser et modéliser les variations spatio-temporelles des émissions. Cette approche exigera donc de mesurer et de cartographier ces paramètres comme données d'entrée des modèles d'émissions.

### Caractérisation du milieu d'étude

Des mesures préliminaires des émissions de N<sub>2</sub>O et les inventaires cartographiques existants (Isambert, 1984) nous ont permis de localiser le site à la limite des petites régions naturelles de la Beauce Chartraine et du Faux-Perche proche de la source du Loir. C'est un secteur avec *a priori* de fortes émissions de N<sub>2</sub>O (Gabrielle *et al.*, 2006). Il présente des Luvisols dégradés battants et hydromorphes (Faux-Perche) et des Luvisols (Beauce Chartraine) plus ou moins hydromorphes occupés principalement par des grandes cultures (blé, colza, pois) et quelques prairies avec de l'élevage bovin. Le secteur intègre la haute vallée

du Loir avec des sols alluviaux hydromorphes et organiques, en partie occupés par des prairies, des peupleraies et des cultures (céréales).

La caractérisation du site est engagée sur plusieurs axes :

- cartographie des sols à 1/5 000 ;
- mesure des propriétés hydrodynamiques des principaux types de sols ;
- mesure des propriétés bio-physico-chimiques des horizons de surface ;
- enquêtes sur les pratiques agricoles, 17 agriculteurs enquêtés pour 200 parcelles agricoles ;
- suivi du fonctionnement hydrique, thermique et azoté des sols associé aux mesures de gaz.

### **Mesures de N<sub>2</sub>O**

Différentes méthodes, statiques et mobiles, seront utilisées.

#### **Mesures à l'aide d'enceintes manuelles**

Les mesures des émissions de N<sub>2</sub>O à l'aide des enceintes manuelles viseront à établir les relations entre les émissions et les paramètres bio-physico-chimiques pertinents et nécessaires au paramétrage des modèles. Le calendrier des mesures visera les épisodes de plus fortes émissions.

#### **Mesures mobiles à l'aide de « SPIRIT »**

Le développement de « SPIRIT, spectromètre laser à cascade quantique » est à l'origine du projet de collaboration avec le LPC2E (Joly et *al.*, 2008), équipe du CNRS à Orléans. Cet appareil permet d'effectuer des mesures rapides (quelques minutes) avec une très grande sensibilité (2 ppb). Nous proposons donc de cartographier l'intensité relative des sources de N<sub>2</sub>O à l'aide de mesures de concentrations faites sur le secteur d'étude par le Spirit monté sur un véhicule mobile. Deux approches seront testées afin de décrire la variation spatiale de l'intensité relative des émissions sur le secteur d'étude :

- la méthode continue basée sur la mesure en continu de la concentration de l'air en N<sub>2</sub>O à une hauteur donnée (10 - 100 cm) par le "renifleur" en mouvement ;
- la mesure multi-ponctuelle basée sur l'augmentation de la concentration dans une enceinte déplacée sur le secteur d'étude. L'enceinte sera conçue pour intégrer la variation spatiale locale et pour diminuer le temps de mesure (grande superficie et faible hauteur).

### **Conclusion**

L'acquisition de nouvelles connaissances sur la compréhension des interactions entre fonctionnement des sols et pratiques culturales devrait nous permettre de proposer différents changements de pratiques ou aménagements des sols permettant de réduire les émissions de gaz à effet de serre.

### **Bibliographie**

- Gabrielle B., Laville P., Duval O., Nicoullaud B., Germon J.C., Hénault C., 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the subregional scale, *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB4018. Doi:10.1029/2006GB002686.
- Isambert M., 1984. *Carte pédologique 1/100 000 de Châteaudun. Notice explicative*. INRA Editions, Paris.
- Joly L., Robert C., Parvite B., Catoire V., Durry G., Richard G., Nicoullaud B., Zéninari V., 2008. Development of a spectrometer using a continuous wave distributed feedback quantum cascade laser operating at room temperature for the simultaneous analysis of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> in the Earth's atmosphere. *Applied Optics*, 47, 9, 1206-1214.

**SESSION 3 : OUTILS GEOPHYSIQUES APPLIQUES A L'ETUDE DES SOLS**

**COMMUNICATIONS ORALES**



## Apport du géomodeleur gOcad combiné avec la prospection géophysique à la cartographie 3D de l'hétérogénéité des sols et paléochenaux dans le delta du Rhône

BILE Raymond<sup>1</sup>, VISEUR Sophie<sup>2</sup>, TROLARD Fabienne<sup>1</sup>, REVIL André<sup>3</sup>,  
et BOURRIÉ Guilhem<sup>1</sup>

1. INRA, UR 1119, Géochimie des Sols et des Eaux, BP 80, F 13545 Aix-en-Provence cedex 04; [Raymond.Bile@aix.inra.fr](mailto:Raymond.Bile@aix.inra.fr), [Fabienne.Trolard@aix.inra.fr](mailto:Fabienne.Trolard@aix.inra.fr), [Guilhem.Bourrie@aix.inra.fr](mailto:Guilhem.Bourrie@aix.inra.fr) .

2. Université de Provence, Laboratoire de Géologie des Systèmes Carbonatés, 13331 Marseille, [Sophie.Viseur@up.univ-mrs.fr](mailto:Sophie.Viseur@up.univ-mrs.fr) .

3. Colorado School of Mines, Colorado, Etats-Unis d'Amérique, [arevil@mines.edu](mailto:arevil@mines.edu) .

### Résumé

L'hétérogénéité des sols et de la sédimentation dans les deltas et plaines à faible relief rend difficile la cartographie des sols et formations superficielles. Le géo-modeleur gOcad permet la construction d'architectures 3D en géologie fondamentale et géologie appliquée à la prospection minière et pétrolière ; gOcad est utilisé ici, dans un environnement deltaïque, pour l'interprétation et la visualisation des données géo-électriques de potentiel spontané (PS). Les anomalies de PS sont liées à l'hétérogénéité de salinité des eaux et de conductivité hydraulique des sols et sédiments. Gocad permet ainsi la cartographie 3D du système, et la mise en évidence d'un paléo-chenal. Une valeur seuil de PS de  $-5$  mV permet de cartographier les frontières latérales du paléo-chenal. Les valeurs d'anomalies plus négatives (de  $-15$  mV à  $-20$  mV) indiquent des effets électrocinétiques plus forts, influencés par l'écoulement des eaux, la présence de zones à circulation plus rapide, de lentilles de plus grande conductivité hydraulique, de gradients de salinité (biseau salé / eau douce). En outre, la méthode de PS est non destructive. Cette étude montre l'intérêt de combiner gOcad et des mesures géophysiques pour la caractérisation morphologique de structures du sous-sol et les applications hydrogéologiques et agronomiques.

### Introduction

L'hétérogénéité des sols est un aspect fondamental de la couverture pédologique. Le problème des SIG est qu'ils découpent les objets en couches d'information et que les objets naturels, sols et formations superficielles disparaissent en tant que tels. La connaissance *a priori* des objets et les différentes contraintes, géométriques ou physiques, ne peuvent pas être introduites dans les SIG. La dynamique des sols ne peut pas être modélisée de cette façon. Des problèmes difficiles apparaissent aux limites. Ce problème a été également rencontré depuis de nombreuses années dans la modélisation des objets géologiques, bassins, gîtes minéraux, couches, plis, failles à la fois en géologie fondamentale et en géologie appliquée. C'est le domaine de la géomodélisation. L'objectif de cette étude est de montrer l'intérêt du géomodeleur gOcad (geological Object computer aided design) pour l'étude de l'hétérogénéité des sols et du matériau parental. Le site d'étude est le delta du Rhône, cas particulièrement difficile du fait que la topographie ne peut pas être prise pour guide. Comme il y existe de grandes variations de salinité, une méthode géophysique, la mesure du potentiel spontané (PS), est utilisée pour la prospection ; gOcad est employé pour modéliser ces données et construire une représentation 3D du sol et du matériau parental, ici le paléo-chenal de Saint-Ferréol.

## Méthodes

Les données géophysiques proviennent d'une campagne de 700 mesures de PS. Le PS est la mesure passive de la distribution du potentiel électrique naturellement présent dans le sous-sol ; il est dû à trois phénomènes (électro-diffusion, électrofiltration et électro-redox), qui peuvent être exprimés en terme de gradient de potentiel chimique à l'origine d'une densité de courant source :

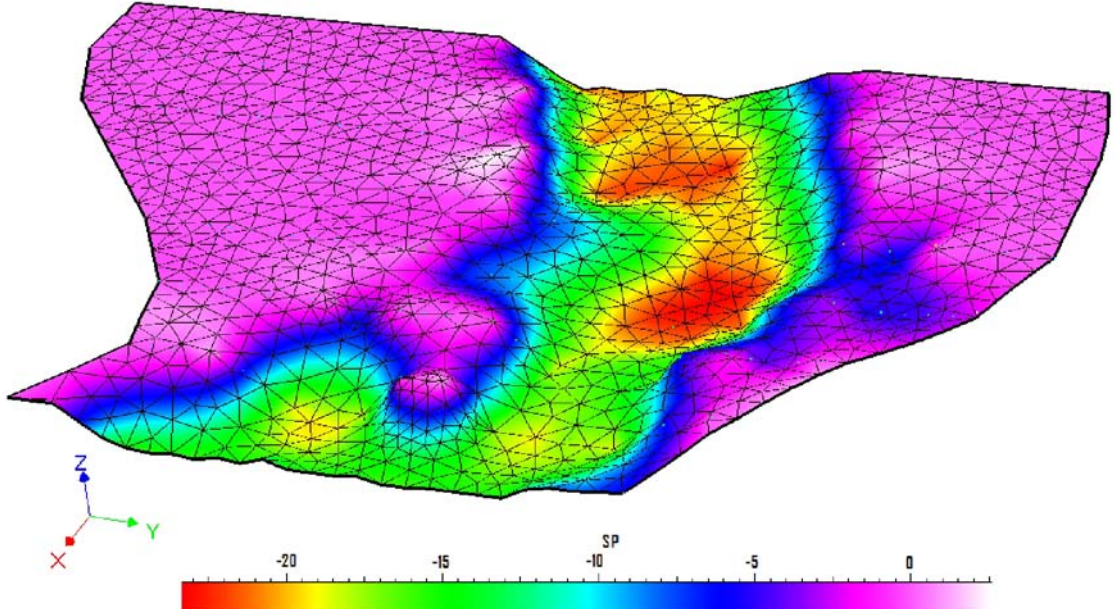
$$\vec{J}_s = \underbrace{-L_{(\pm)} \vec{\nabla} \mu_{(\pm)}}_{\text{électro-diffusion}} - \underbrace{L_f \vec{\nabla} \mu_f}_{\text{électrocinétique}} - \underbrace{L_e \vec{\nabla} \mu_e}_{\text{électro-redox}}$$

où L sont les coefficients de couplage et  $\mu$  les gradients de potentiel chimique des porteurs de charges et de l'eau. Des mesures de Eh et de salinité montrent que le terme électrocinétique est ici dominant. Seul le potentiel de flux peut expliquer les anomalies observées de PS.

Le géomodeleur est utilisé pour interpoler les valeurs de PS sur la surface prospectée suivant l'algorithme DSI (Discrete Smooth Interpolator), qui minimise la « rugosité » de la surface interpolée, en tenant compte des contraintes aux limites, et de la continuité de la forme de l'objet, à savoir un paléo-chenal du Rhône, donc une surface convexo-concave continue. Les limites approximatives du paléochenal sont déduites d'observations préliminaires.

## Résultats et interprétation

La surface équipotentielle PS = -5 mV (limite bleu / violet) apparaît comme limite latérale du paléochenal (Figure).



Les valeurs inférieures à -15 mV indiquent un effet électrocinétique plus fort, attribuables à des zones de circulation d'eau plus rapides, telles que des lentilles de conductivité hydraulique plus élevées (e.g. plus sableuses).

## Conclusion

Cette étude montre l'intérêt d'un géomodeleur tel que gOcad pour positionner précisément en 3-D l'hétérogénéité de formations sédimentaires et pédologiques sur la base de données spatialisées, ici une propriété géophysique.

## Quantification de scories enfouies par polarisation provoquée : exemple en paléoméallurgie

FLORSCH Nicolas<sup>1</sup>, LLUBES Muriel<sup>2</sup>, TÉREYGEOL Florian<sup>3</sup>,  
GHORBANI Ahmad<sup>1</sup>, ROBLET Pascaline<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Université Pierre et Marie Curie, Paris ; UMMISCO/IRD, Paris; University of Cape South Africa.  
[nflorsch@gmail.com](mailto:nflorsch@gmail.com)

<sup>2</sup> LEGOS, UMR5566, Observatoire Midi-Pyrénées, 14 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France

<sup>3</sup> UMR 5060, Institut de Recherche sur les Archéomatériaux, Belfort, UMR 9956, CEA Saclay, France

### 1. Introduction

Les amas de scories constituent des vestiges majeurs des activités métallurgiques du passé. Quantifier leur volume est important tant en archéologie pour approcher les quantités produites, qu'en environnement pour évaluer les risques de pollution.

C'est en général à la méthode magnétique que l'on fait le plus volontiers appel pour révéler les fours, fonderies, et accumulations de scories. Habile à *détecter* les amas de scories, la méthode magnétique ne permet pas (du moins sans hypothèse supplémentaire, sur la profondeur par exemple) d'en évaluer la quantité, même après calibration. Cela est inhérent à la non conservation du flux qui interdit l'application du théorème de Gauss. Les méthodes mesurant la susceptibilité ne conviennent pas non plus, car, reposant sur les mêmes propriétés de champ, elles ne peuvent donner d'information sur la répartition en profondeur.

### 2. La méthode de polarisation Provoquée (PP)

La PP relève des méthodes électriques galvaniques, de sorte que les concepts que l'on trouve dans ces méthodes (dispositifs, inversion etc.) peuvent lui être appliqués. Dans sa forme traditionnelle, la méthode consiste à injecter un courant continu dans le sol (comme en méthode électrique), à interrompre brutalement cette injection, puis à observer dans les milli-secondes à secondes qui suivent, la décroissance d'un potentiel secondaire. En pratique, on utilise un courant alterné, permettant de s'affranchir du phénomène de polarisation spontanée. Une variante récente de la méthode consiste à injecter un courant sinusoïdal et de mesurer l'amplitude et la phase du potentiel (sinusoïdal également) qui en résulte – cette méthode est dite *Polarisation Provoquée Spectrale* (ou fréquentielle). Les deux procédés sont équivalents sur le plan strictement théorique, mais la méthode spectrale permet de couvrir un plus large domaine de fréquence (Luo et Zhang (1998).

Si, et cela s'avère légitime en première approximation, on peut considérer que la PP est bien décrite pas un simple phénomène de relaxation (modèle dit de Debye), le potentiel après la rupture du

courant est bien représenté par :  $V(t) = V_1 e^{-\frac{t}{\tau}} = V_0 \frac{V_1}{V_0} e^{-\frac{t}{\tau}} = V_0 m e^{-\frac{t}{\tau}}$ . Le paramètre ( $m$ ), sans

dimension, est la *chargeabilité*, qui est physiquement homogène à une concentration de particules polarisables. Le paramètre ( $\tau$ ) est une constante de temps. Un modèle couramment utilisé, qui peut être vu comme une généralisation du Debye, est le « modèle Cole-Cole » (voir par exemple Dias, 2000). Les appareils commerciaux donne en général une chargeabilité dite partielle, de dimension [t], qui vaut :

$$M_{a,b} = \frac{1}{V_0} \int_{t_a}^{t_b} V(t) dt \text{ (l'intervalle d'intégration étant au choix).}$$

La plupart de matériaux présentent de faibles chargeabilité et des constantes de temps plus petites que 1 ms. Cependant, la PP est forte en présence de particules à conductivité métallique finement divisées, éparpillées dans le milieu. Les particules du sol peuvent être grossièrement assimilées à des micro-batteries chargées lors du passage du courant et qui restitueraient leur énergie après la coupure. Ainsi, la PP est historiquement la méthode la plus efficace pour la recherche de sulfures disséminés et de graphite. Ce sont les présences possibles de sulfures et probables de magnétites (également polarisables) qui nous ont conduit à tester la PP sur les amas de scorie.

Nous avons concentré nos premiers efforts sur des objectifs initiaux simples :

- montrer que la chargeabilité ( $m$  ou  $M$ ) est une fonction simple de la concentration de scories dans le sol

- présenter un exemple de terrain qui illustre la capacité de la PP à imager les amas de scorie

- par un calcul de simple intégration, on accède alors au volume des scories.

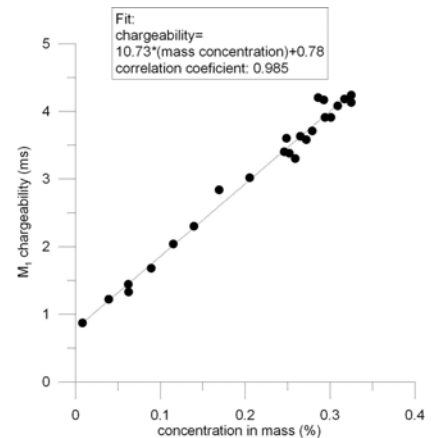
Le terrain de démonstration est la mine d'argent de Castel-Minier, la plus productive durant la deuxième partie de XIVème siècle (Bonnamour *et al.*, 2007) qui est doté d'une mouline, unité de production de fer.

### 3. La réponse de scories en polarisation provoquée

**Premier éléments issus du terrain.** La première expérience, un profil, a été exécuté avec la méthode fréquentielle, afin de bien explorer de la plus large manière possible les constantes de temps en jeu. Des réponses très significatives (non présentées ici) ont révélé la présence des amas (connus par ailleurs), et ont pu être inversées selon un modèle Cole-Cole, fournissant une constante de temps principale supérieure à 200 ms. Cela a guidé les expériences de cartographie qui ont suivi au moyen de la méthode temporelle (bien plus rapide à mettre en œuvre). Avec le Terrameter 4000 d'ABEM, nous gardons finalement la première chargeabilité partielle  $M_1$ , intégrée entre 10 ms et 30 ms. On a montré que si on a  $t_1 < t_2 \ll \tau$  (c'est le cas ici), alors  $M_1 \cong m(t_2 - t_1)$ , et nous pouvons en déduire (m).

**Expérience en laboratoire et calibration.** Dans une cuve adaptée, nous avons mesuré la chargeabilité  $M_1$  en faisant croître la proportion massique de scories mélangées à de la terre neutre du site. La figure 1 montre l'excellente linéarité obtenue, avec une droite dont la pente caractérise le type présent de scories. Cette courbe de calibration permet de passer directement de la chargeabilité ( $M_1$ ) à la chargeabilité (m) et à la concentration massique en scories.

Figure 1. Relation expérimentale obtenue par des mesures en cuves, montrant une relation affine entre la concentration de scories et la chargeabilité.



### 4. Tomographie de polarisation provoquée sur le terrain

A l'instar des méthodes électriques, on peut pratiquer le traîné, la tomographie etc. De fait, la PP peut être prise pour un sous produit d'une campagne électrique, pour peu que l'on ait programmé l'appareil à prendre en compte le signal PP (voir Loke 2006). La figure 2 rassemble les éléments en carte et en section, d'une telle expérience. La résistivité, sensible aux teneurs en eau et argiles, ne discrimine pas les scories. Au contraire, la PP isole parfaitement l'anomalie correspondant à l'amas, et ce conformément à ce que les fouilles archéologiques ont permis de décrire par la suite.

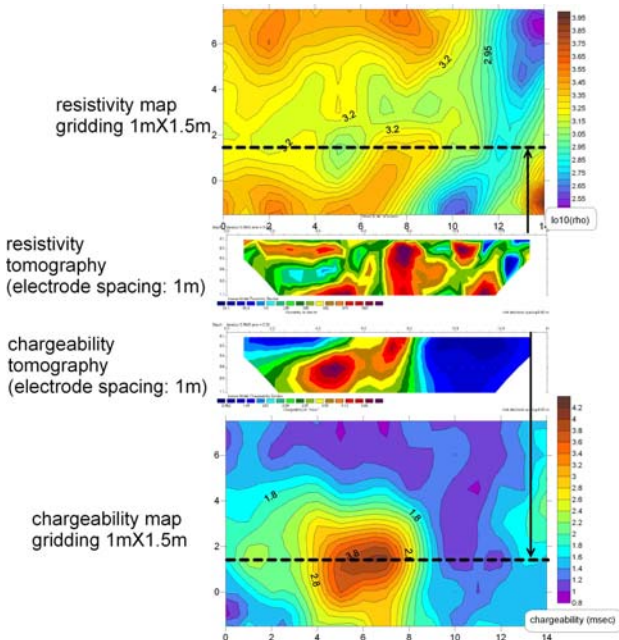


Figure 2. Carte et section électrique (moitié du haut) et carte et section en PP (moitié du bas), sur le site de Castel Minier. Cette image montre la capacité de la PP à délimiter et quantifier les amas de scories. Il ne s'agit là, pour ce test, que de deux images 2-D, mais rien n'interdit l'imagerie 3-D

### 5. Conclusion

En utilisant la calibration  $M_1^{calib} = \alpha C^{calib} + \beta$  on passe de ces images de chargeabilité à la concentration :

$$C(x, y, z) = \frac{M_1(x, y, z) - \beta}{\alpha}, \text{ ce qui permet}$$

d'estimer, à partir d'une image 3-D, la masse totale en présence, suivant :

$$MASSE_{scories} = \rho_{scories} \iiint_{prospect} C(x, y, z) dx dy dz$$

### 6. Références

Bonnamour, G., Florsch, N., and Téreygeol, F., 2007. *Les prospections des ferriers de Castel-Minier: approche interdisciplinaire*. ARCHEOSCIENCES, revue d'Archéométrie, 31, p. 37-44.  
 Dias, C. A., 2000. *Developments in a model to describe low-frequency electrical polarization of rocks*, Geophysics, 65(2), p. 437-451.  
 Loke, M.H., Chambers, J.E. and Ogilvy, R.D., 2006. *Inversion of 2D spectral induced polarization imaging data*, Geophysical Prospecting, 54, 287-301.  
 Luo, Y., & Zhang, G., 1998. *Theory and Application of Spectral Induced Polarization*, Geophysical Monograph Series.



## Utilisation de la tomographie électrique pour l'étude de l'infiltration axisymétrique de l'eau dans le sol

**BATLLE-AGUILAR Jordi<sup>1,2,3\*</sup>, PESSEL Marc<sup>2</sup>, SCHNEIDER Sébastien<sup>1,2</sup>,  
TUCHOLKA Piotr<sup>2</sup>, COQUET Yves<sup>1</sup>, VACHIER Pierre<sup>1</sup>**

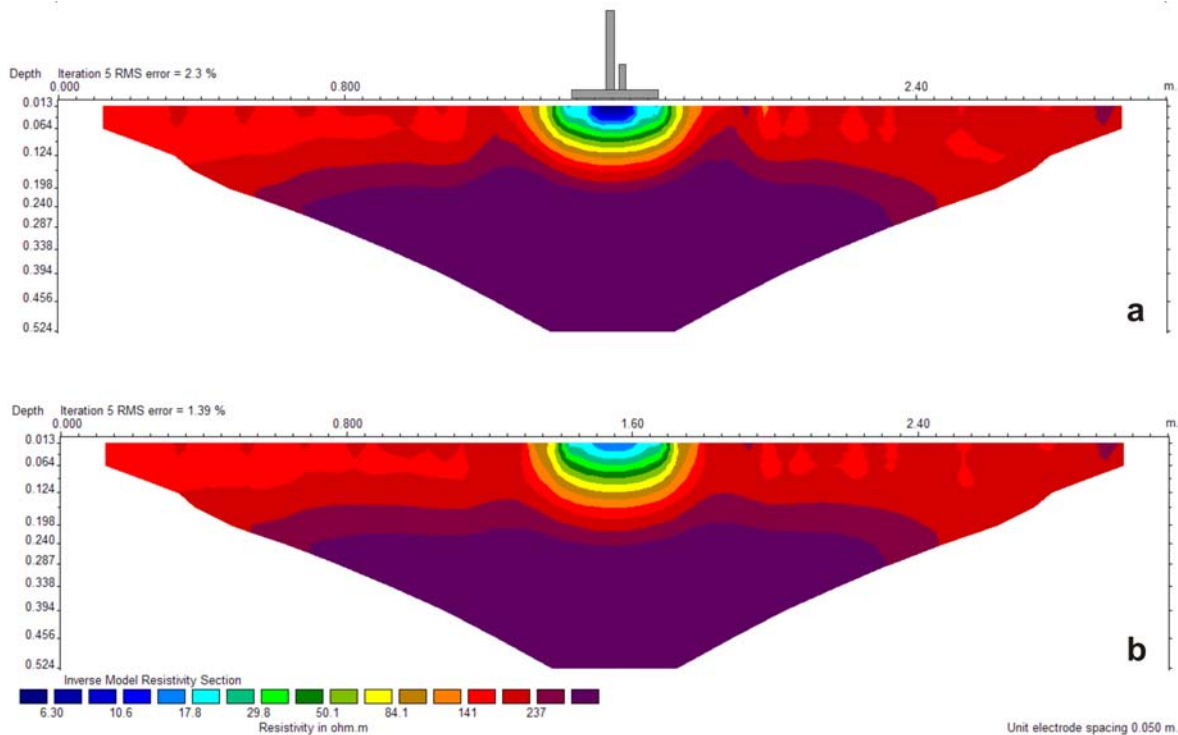
<sup>1</sup> UMR 1091 INRA / AgroParisTech Environment and Arable Crops, Institut National de la Recherche Agronomique / AgroParisTech, B.P. 01, F-78850 Thiverval-Grignon, France  
[Yves.Coquet@agroparistech.fr](mailto:Yves.Coquet@agroparistech.fr), [vachier@grignon.inra.fr](mailto:vachier@grignon.inra.fr)

<sup>2</sup> UMR 8148 IDES, CNRS / Université Paris Sud XI, Bât. 504, Faculté des Sciences, F-91405 Orsay Cedex, France [marc.pessel@u-psud.fr](mailto:marc.pessel@u-psud.fr), [sebastien.schneider@u-psud.fr](mailto:sebastien.schneider@u-psud.fr),  
[piotr.tucholka@u-psud.fr](mailto:piotr.tucholka@u-psud.fr)

<sup>3</sup> actuellement à École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Laboratoire de Technologie Écologique (ECOL), Station 2, GR A1, CH-1015 Lausanne, Suisse  
[jordi.batlle@epfl.ch](mailto:jordi.batlle@epfl.ch)

Les méthodes géophysiques non-invasives, face aux méthodes traditionnelles telles que les tensiomètres et la *time domain reflectometry* (TDR), se montrent de plus en plus performantes pour l'étude des sols, notamment pour la compréhension de leur dynamique hydrique. Dans l'étude présentée ici, une tomographie électrique 2D a été réalisée simultanément à l'infiltration de l'eau dans le sol depuis un infiltromètre. Des panneaux électriques 2D, réalisés avec un dispositif Wenner et 32 électrodes espacées de 10 cm, ont été réalisés tous les 15 minutes au cours de l'infiltration dans le sol d'une solution aqueuse, contenant des anions Cl<sup>-</sup> ou Br<sup>-</sup> à 0.36M et 0.34M, respectivement. Des infiltrations uni- et multipotentiels ont été réalisées. Elles permettent l'obtention de la conductivité hydraulique et de la sorptivité du sol, et, parallèlement, la tomographie électrique permet un suivi du développement du bulbe d'infiltration. Après infiltration, les concentrations d'anion dans le sol mesurées à partir de prélèvements réalisés sous l'infiltromètre ont permis une comparaison directe avec les panneaux 2D provenant de la tomographie.

Les images du bulbe d'infiltration obtenues avec la tomographie électrique sont cohérentes avec les résultats de conductivité hydraulique ( $K(h)$ ) et de sorptivité dérivés des essais d'infiltration (Figure 1). En même temps, d'importantes distorsions du bulbe d'infiltration ont été observées lors d'une expérience d'infiltration, les panneaux 2D de la tomographie électrique restant cohérents avec ces distorsions. Néanmoins, les bulbes d'infiltration dérivés de la tomographie électrique sont généralement aplatis en comparaison à ceux obtenus par les analyses d'anions.



**Figure 1. Profils de résistivité (a) 183 et (b) 211 minutes après le début de l'infiltration lors de la 3<sup>ème</sup> expérimentation (monopotentiel) (profondeur en m). Le profil b correspond à 28 minutes après l'arrêt de l'infiltration (phase de redistribution).**

Afin de tester la capacité d'ajustement à la réalité d'une inversion électrique 2D face à des bulbes d'infiltration qui sont en réalité 3D, une comparaison a été menée entre les inversions 2D et 3D des données obtenues lors des mesures de tomographie électrique. Il s'est avéré que l'inversion 3D reproduit plus fidèlement le bulbe d'infiltration, en étant plus développé verticalement, tel qu'observé grâce aux mesures de concentration d'anions. Néanmoins, l'approximation obtenue par une inversion 2D peut être considérée comme tout à fait acceptable compte tenu de la complexité expérimentale qu'une inversion 3D requiert.

Les profils verticaux de concentrations d'anion sous l'infiltromètre ont été confrontés aux valeurs de résistivités inversées. Les bulbes d'infiltration obtenus avec ces deux techniques sont similaires. La tendance à aplatir le bulbe d'infiltration par l'inversion 2D, observé lors de la comparaison entre l'inversion 2D et 3D, est confirmée par les mesures de concentration en anion. La tomographie 2D reproduit clairement certains comportements 'anormaux' lors de l'infiltration, comme c'est le cas d'un des essais d'infiltration. Des hétérogénéités du sol peuvent être à l'origine de ces anomalies, qui ne sont pas détectables avec l'infiltromètre. Les gradients latéraux des isolignes de résistivité sont légèrement lissés par rapport aux isolignes de concentrations d'anions, c'est qui est une conséquence du dispositif Wenner utilisé lors de la tomographie électrique.

Les résultats de cette recherche permettent d'envisager la possibilité d'obtenir les paramètres hydriques des sols et de caractériser le processus d'infiltration sans avoir besoin de perturber le sol par des instruments invasifs ou par des prélèvements.

## Inférence de la variabilité spatio-temporelle du fonctionnement hydrodynamique des sols par résistivité électrique

**BESSON Arlène<sup>1,2</sup>, COUSIN Isabelle<sup>1</sup>, NICOULLAUD Bernard<sup>1</sup>, PASQUIER Catherine<sup>1</sup> et BOURENNANE Hocine<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>: INRA, Unité de Science du Sol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 Ardon 45075 Orléans Cedex 2, France

<sup>2</sup>: Division Soil and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Celestijnenlaan 200E - box 2411, B-3001 Leuven, Belgium

[Arlene.Besson@ees.kuleuven.be](mailto:Arlene.Besson@ees.kuleuven.be)

### Introduction

Les sols se caractérisent par une variabilité spatiale et temporelle à différentes échelles et présentent, de ce fait, un fonctionnement variable dans l'espace et dans le temps. Une telle variabilité peut être abordée par une approche ascendante supposant que la connaissance des variables d'état du sol, dont l'organisation varie dans l'espace et dans le temps, permettrait de mieux appréhender le fonctionnement du sol. Ceci n'est envisageable que par la mise en œuvre de méthodes de caractérisation exhaustive et non destructive de ces variables. Ces méthodes existent : il s'agit des méthodes géophysiques.

Notre étude visait à décrire à haute résolution spatiale et à l'échelle parcellaire la variabilité spatio-temporelle de la teneur en eau et du potentiel hydrique du sol, variables d'état représentatives du fonctionnement hydrodynamique du sol. La caractérisation précise de ces variables est obtenue à partir de la mesure géophysique de résistivité électrique. Notre approche est empirique et s'appuie sur une analyse comparative spatio-temporelle des variables d'état à partir de laquelle nous discutons des sources potentielles de variabilité du fonctionnement hydrodynamique du sol à l'échelle parcellaire.

### Matériel et méthodes

A deux dates de l'année 2006, une mesure de la teneur en eau est réalisée sur une jachère de 2 ha localisée en Beauce (Loiret), à la fois par échantillonnage ponctuel, et par résistivité électrique, grâce au dispositif MuCEP (MUltiContinuous Electrical Profiling, Panissod *et al.*, 1997). Les sols sont des calcisols et des calcosols argilo-limoneux (Baize & Girard, 1995) et reposent sur des matériaux de calcaire dur, cryoturbé ou tendre (Figure 1a). La résistivité électrique des principaux matériaux rencontrés *in situ* est déterminée par modélisation inverse 1D des données expérimentales de résistivité (Tabbagh, 2004). Les résistivités obtenues pour chaque matériau sont ensuite corrigées de l'impact de la température (Keller & Frischknecht, 1966) et converties (1) en teneur en eau, et (2) en potentiel matriciel à l'aide de relations pétrophysiques empiriques. *In fine*, la variabilité spatiale de teneur en eau et de potentiel hydrique est précisément décrite à l'échelle parcellaire aux deux dates de mesure.

### Résultats et Discussion

Seuls sont présentés les résultats de teneur en eau et de potentiel matriciel concernant le matériau argilo-limoneux (Figure 1b). Des structures fonctionnelles homogènes peuvent être délimitées. La zone notée A dans la partie Sud-Est et la zone C localisée dans la partie Nord-Ouest de la parcelle se distinguent par des valeurs plus faibles de teneur en eau et plus élevées de potentiels en valeur absolue. En revanche, la zone notée B dans la partie centrale de la parcelle apparaît systématiquement plus humide. Cette structuration spatio-temporelle en trois zones homogènes fonctionnelles se retrouve sur la carte des sols. Les zones A et C correspondent respectivement à des sols argilo-limoneux peu profonds développés sur calcaire

cryoturbé et sur calcaire dur. La zone B correspond, quant à elle, à des sols argilo-limoneux plus profonds. La similarité entre la carte de sols et les cartes de variables d'état montre que les écoulements à l'échelle parcellaire sont majoritairement verticaux. Cela dit, localement, des divergences entre unités typologiques de sols et unité fonctionnelle peuvent apparaître. C'est le cas de la zone B où plusieurs matériaux calcaires sous-jacents sont identifiés. Ce dernier point suggère l'existence d'écoulements latéraux conditionnés par la géométrie du milieu (morphologie, topographie), ce dernier point restant néanmoins à démontrer.

### Conclusion

A partir de la mesure de résistivité électrique, l'organisation précise spatiale de variables d'état représentatives du fonctionnement hydrodynamique du sol est ainsi décrite à deux dates de l'année 2006. Suite à une comparaison des cartes obtenues, trois zones fonctionnelles sont identifiées. Si globalement, à l'échelle de la parcelle, ces zones sont en adéquation avec la carte de sols, localement, elles présentent aussi des divergences. Ceci peut être attribué à la présence d'écoulements latéraux liés à la géométrie de la parcelle. Nos interprétations nécessitent, néanmoins, de s'appuyer sur un calcul des incertitudes d'estimation et sur une validation des différentes variables. Un travail complémentaire consisterait également à affiner la résolution temporelle des mesures. Des zones fonctionnelles homogènes mais également les périodes pour lesquelles des processus hydrodynamiques dominants sont activés pourraient être ainsi précisément déterminées. Une telle perspective de travail est envisageable par la méthode géophysique de résistivité, cette dernière permettant des mesures, à l'échelle parcellaire, exhaustives et non-destructives.

### Références

- Baize, D. & Girard, M. C. 1995. *Référentiel Pédologique*, AFES-INRA Editions, Paris.
- Keller, G. V. & Frischknecht, F. C. 1966. *Electrical methods in geophysical prospecting.*, Pergamon Press, Oxford.
- Panissod, C., Dabas, M., Hesse, A., Jolivet, A., Tabbagh, J., Tabbagh, A. 1998. Recent developments in shallow-depth electrical and electrostatic prospecting using mobile arrays. *Geophysics*, 63, 1542-1550.
- Tabbagh, J. 2004. Qwinv1DN model. 1D inverse modelling for electrical resistivity. Université Paris VI, UMR Sisyphe.

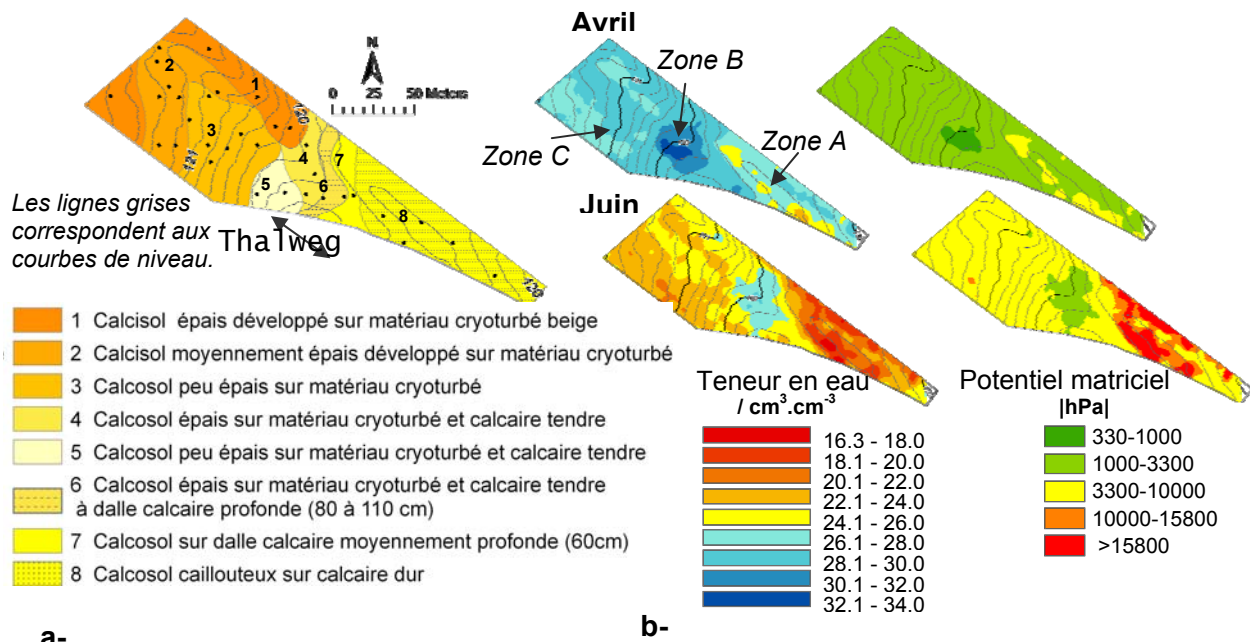


Figure 1: a- carte des sols au 1/1000<sup>ème</sup> et b- cartes de teneurs en eau et de potentiels matriciels aux dates d'avril et de juin 2006

## **Caractérisation des hétérogénéités structurales du sol par tomographies de résistivité électrique 3D à l'échelle de colonnes issues d'agroécosystèmes conventionnel ou simplifié**

**BESSION Arlène<sup>1,2</sup>, JAVAUX Mathieu<sup>1</sup>, VANDOORNE Bertrand<sup>1</sup>,  
BIELDERS Charles<sup>1</sup> et VANCLOOSTER Marnik<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire, Université catholique de Louvain, Croix du Sud 2, bte 2, B-1348 Louvain-la-Neuve, Belgique

<sup>2</sup> : Division Soil and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Celestijnenlaan 200E, box 2411, B-3001 Leuven, Belgique

[Arlene.Besson@ees.kuleuven.be](mailto:Arlene.Besson@ees.kuleuven.be)

### **Introduction**

En contexte agricole, le travail du sol, simplifié ou conventionnel, modifie avec une plus ou moins forte intensité la structure des horizons pédologiques de surface, pouvant entraîner dans le cas des agroécosystèmes traités de façon conventionnelle, une forte dégradation de la qualité physique du sol et, *in fine*, une altération des fonctions agro-environnementales du sol. Il apparaît donc indispensable de caractériser avec précision la structure du sol et d'identifier l'impact des diverses techniques de travail du sol sur son évolution. Ceci nécessite la mise en œuvre d'une méthode géophysique de caractérisation non destructive et exhaustive, telle que la méthode de résistivité électrique. Cette dernière, en effet, est sensible aux hétérogénéités structurales du sol (Besson *et al.*, 2004 ; Seger *et al.*, sous presse). Néanmoins, sa mesure, étant prise à partir de la surface, reste difficilement interprétable dans l'espace sans modélisation inverse. L'inversion des données de résistivité dite apparente conditionne la valeur de résistivité, sa distribution et résolution spatiale. Si plusieurs codes d'inversion ont été développés pour inverser des données de tomographies linéaires en 2D ou 3D (logiciels Geotomo, par exemple), peu d'entre eux concernent des tomographies réalisées sur des formes arbitraires aux dimensions limitées telles que des colonnes de sol, objets de bien des études menées en laboratoire.

Notre étude visait ainsi à caractériser avec une haute résolution spatiale et en trois dimensions les hétérogénéités structurales du sol dues à la mise en œuvre de techniques culturales conventionnelle et simplifiée par la méthode de résistivité électrique. Notre travail expérimental a été mené en laboratoire sur des colonnes de sol non perturbé. Il s'appuie sur la mise en œuvre de la technique d'imagerie géophysique dite de tomographie, traitée par un code d'inversion 3D innovant et adapté à de telles configurations.

### **Matériel et Méthodes**

Des tomographies de résistivité, et plus exactement de résistances, sont ainsi réalisées en laboratoire sur des colonnes de sol limoneux (Luvisol typique, Baize et Girard, 1995) non perturbé de 0,5 m<sup>3</sup> issues d'agroécosystèmes conventionnel (CT, labour et hersage) et simplifié (MT, labour) (Domaine UCL, Louvain-la-Neuve, Belgique). Le dispositif de mesures géophysiques consiste en 225 électrodes installées sur les parois des colonnes avec un espacement de 10 cm (Figure 1). Reliées à un système de multiplexage et à un résistivimètre Syscal Pro (Iris Instrument, France), elles permettent la réalisation d'un grand nombre de mesures de résistances à l'échelle d'une colonne dont la moitié correspond à des mesures réciproques. Les données ainsi acquises sont tout d'abord filtrées sur la base des écarts aux réciproques puis inversées par l'utilisation d'un code 3D adapté à des tomographies non linéaires (BERT, Günther et Rücker, 2008). A partir de la connaissance très précise de la variabilité spatiale des résistances, les hétérogénéités structurales sont identifiées et l'impact des techniques culturales sur la structure du sol est discuté.



Figure 1 : Dispositif de tomographies sur colonne et traitement de données.

### Résultats

Seuls sont présentés les résultats de tomographies obtenues pour les 60 premiers centimètres des colonnes de sol, regroupant, jusqu'à 35 cm, l'horizon cultivé LA (70% de limons) et dès 35-40 cm, l'horizon BT illuvial plus argileux (25% d'argile) (Figure 2). Ce dernier apparaît en bas des colonnes avec de faibles valeurs de résistances (bleu). L'horizon LA du sol CT présente un fort contraste électrique par rapport au sol MT. L'intense perturbation de l'horizon liée au labour peut créer une forte hétérogénéité structurale, liée, par exemple, à l'enfouissement des résidus de culture, à la présence de cavités (résistance élevée : rouge) et de mottes du sol relativement denses (résistance faible : bleu). Le sol MT apparaît au contraire plus homogène, ce dernier n'ayant pas été labouré. De plus, la surface des colonnes présente des valeurs relativement élevées de résistance. Dans les deux cas, en effet, le sol a été hersé jusqu'à 10 cm de profondeur.

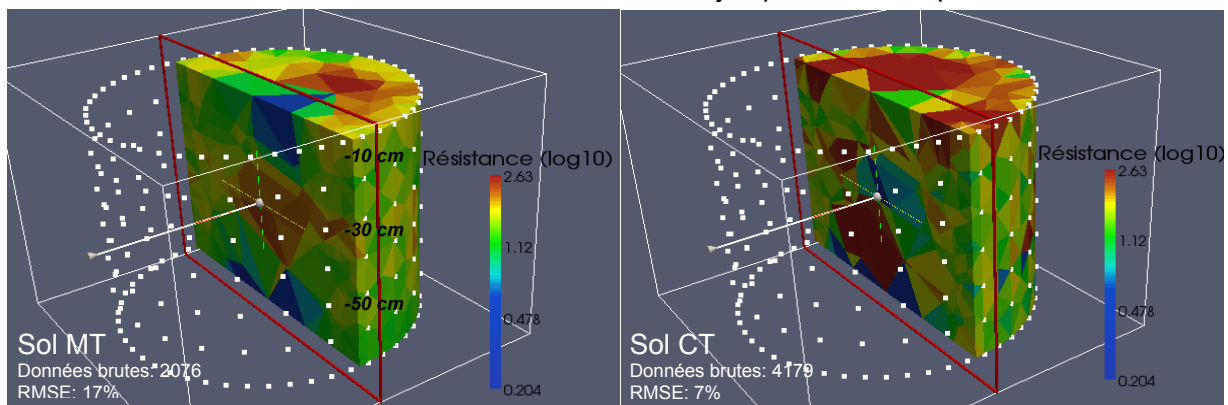


Figure 2 : Premiers résultats d'imagerie géophysique. Les points blancs correspondent aux emplacements des électrodes.

### Conclusion

Ces premiers résultats suggèrent des différences en termes de structure du sol entre les colonnes issues de parcelles traitées par techniques conventionnelles et simplifiées. Néanmoins, afin d'affiner les résultats, une amélioration des inversions restent nécessaires. Ceci consistera, entre autre, à optimiser le paramètre de régularisation et à tester des maillages plus précis. Au final, le modèle géophysique retenu devra également être comparé à la structure réelle du sol, suite à une destruction des colonnes.

Baize, D. et Girard, M. C. 1995. Référentiel Pédologique, AFES-INRA Editions, Paris.

Besson, A., Cousin, I., Samouëlian, A., Boizard, H., Richard, G., 2004. Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2-D electrical resistivity surveying. Soil and Tillage Research, 79: 239-249.

Günther, T. et Rücker, C. 2006. A general approach for introducing information into inversion and examples from dc resistivity inversion, EAGE Near Surface Geophysics, Helsinki, Finland. <http://resistivity.net>

Seger, M., Cousin, I., Frison, A., Boizard, H. & Richard, G. In Press. Characterisation of the structural heterogeneity of the soil tilled layer by using in situ 2D and 3D electrical resistivity measurements. Soil and Tillage Research.

Si, H. 2008. TetGen - a quality-constrained tetrahedral mesh generator. Weierstrass Institute, Berlin, Germany. <http://tetgen.berlios.de>.

## **Caractérisation de la structure tridimensionnelle d'un horizon hétérogène : apport de la résistivité électrique 2D et 3D**

**COUSIN Isabelle, BOURENNANE Hocine, FRISON Anthony, GIOT Guillaume, RICHARD Guy**

INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2

### **Introduction**

La modélisation du transfert hydrique dans les milieux poreux hétérogènes nécessite de connaître parfaitement la structure tridimensionnelle des objets étudiés. Dans le cas des sols, certains horizons hétérogènes (horizons présentant des glosses, horizons cultivés, horizons caillouteux, etc...) présentent une structure complexe qu'il est difficile d'aborder via des outils de caractérisation bidimensionnels. L'imagerie tridimensionnelle s'avère nécessaire pour décrire leur structure et nous proposons ici une méthode d'imagerie 3D basée sur une prospection électrique tridimensionnelle.

### **Matériel et méthode**

Nous avons étudié l'horizon E&BT d'un LUVISOL DEGRADE (voir la description du profil dans Quénard *et al.*, 2009) (Figure 1-a). Cet horizon est constitué d'un arrangement complexe de volumes pédologiques ocre, assez argileux, et de volumes pédologiques clairs, plus limoneux, lesquels présentent des contrastes de résistivité électrique significatifs, de l'ordre de 30 ohm m pour les volumes clairs, et de l'ordre de 60 à 80 ohm m pour les volumes ocre.

Sur le terrain, on décaisse l'horizon de surface jusqu'au toit de l'horizon E&BT (ce plan est appelé « niveau A »). Une prospection électrique est réalisée à l'aide de plusieurs panneaux Wenner  $\alpha$  dont les électrodes sont espacées de 3 cm : i) 7 panneaux à 32 électrodes espacées de 9 cm, et ii) 4 panneaux à 16 électrodes orientés perpendiculairement aux précédents et espacés de 9 cm. Une photographie couleur de la surface prospectée est également acquise. Après cette série de mesures, le toit de l'horizon est décapé délicatement sur une épaisseur de 6 cm (ce plan est appelé « niveau B ») : on réalise de nouveau l'ensemble des mesures. Un décapage de 6 cm puis une nouvelle série de mesures sont réalisés à un niveau « C ». A la fin de l'expérimentation, on dispose d'un jeu de données sur un volume de 92 cm x 54 cm x 20 cm.

L'ensemble des mesures de résistivité apparente obtenues avec les différents panneaux est assemblé. On réalise une inversion 3D à l'aide du modèle Res3DInv de Loke & Barker (1996). De cette image 3D, on extrait des images de résistivité électrique bidimensionnelles au niveau des plans A, B et C. Une analyse variographique permet de discuter de la structure spatiale des résistivités dans ces trois plans. Celle-ci est comparée avec l'organisation réelle des volumes ocre et des volumes clairs telle qu'on l'observe sur les photos des plans A, B et C.

### **Résultats**

L'image 3D des résistivités interprétées présente une organisation structurée : on observe des zones dont la résistivité est de l'ordre de 20 à 30 ohm m, et des zones dont la résistivité, plus élevée, peut atteindre 80 ohm m (Figure 1-b). L'analyse de la résistivité des plans A, B, C montre que sa structure spatiale peut être décrite par un variogramme modélisé par deux modèles sphériques, représentant une composante locale – assez bruitée – et une composante régionale - plus structurée. Cette composante régionale est identique à la composante régionale de la photographie de chaque plan. Nous en concluons que la résistivité électrique est pertinente pour décrire les grands ensembles des volumes pédologiques ocre et clairs. En revanche, elle n'est pas adaptée à une description de la géométrie fine.

Ces conclusions étant posées, nous avons seuillé l'image de résistivité 3D afin de proposer une représentation tridimensionnelle de l'assemblage des volumes ocre et des volumes clairs dans cet horizon complexe. Cette image binaire présente un assemblage de zones ocre et claires cohérent dont la géométrie est proche de celle décrite par le pédologue sur le terrain.

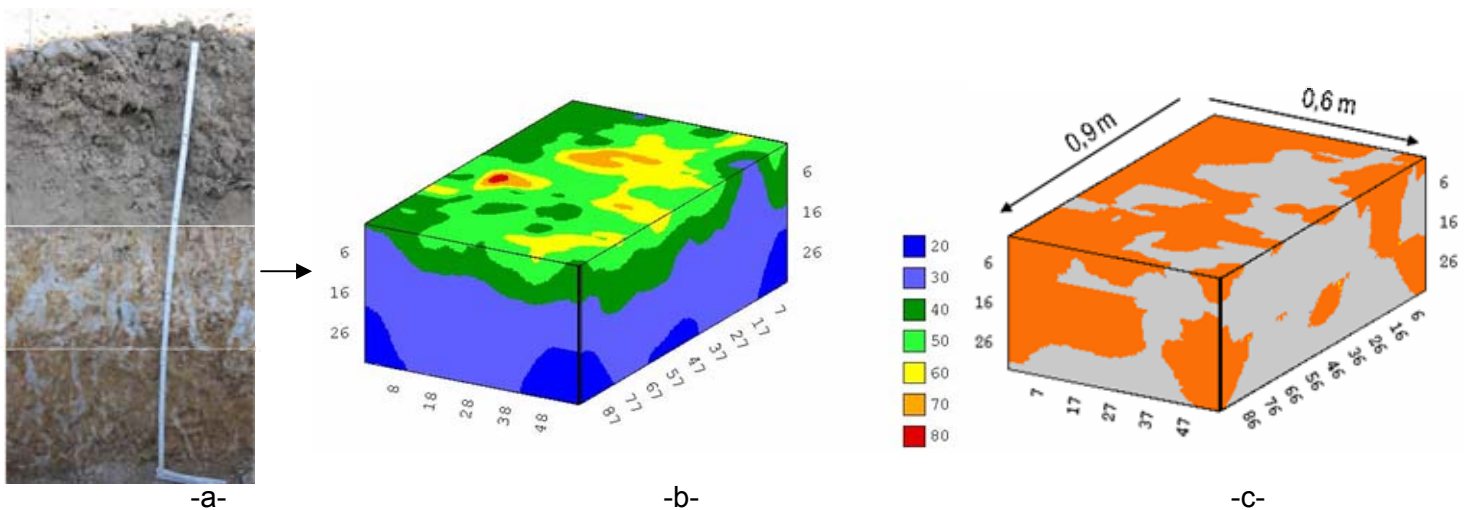


Figure 1 : Photographie de l'horizon E&BT étudié (-a-), image 3D de résistivité électrique (-b, la légende à gauche est en ohm m), image de résistivité seuillée (-c, les volumes ocre sont en rouge et les volumes clairs en gris).

### Conclusion

Nous avons proposé ici une méthode d'imagerie par résistivité électrique à une résolution suffisante pour permettre la description d'un volume représentatif d'un horizon hétérogène.

Cette image de résistivité a été seuillée pour permettre une description de l'arrangement géométrique de volumes pédologiques ocre et de volumes pédologiques clairs. Cet objet tridimensionnel peut désormais servir de support i) à la caractérisation quantitative de la géométrie de l'horizon E&BT par le calcul d'indicateurs morphologiques et topologiques de la structure (calcul de la porosité, de la surface spécifique, de la constante d'Euler-Poincaré, par exemple) et ii) à la simulation du fonctionnement hydrodynamique de cet horizon complexe (Quénard *et al.*, 2009).

### Références

- Loke M.H., Barker R.D., 1996. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44, 131-152.
- Quénard L., Samouëlian A., Frison A., Cousin I., 2009. Prise en compte des hétérogénéités locales et spatiales en vue de la modélisation hydrique d'un sol drainé. Actes des Journées d'Etudes des Sols, 11-15 mai 2009, Strasbourg, France.



# **Contribution de la tomographie électrique 2D à l'étude du fonctionnement hydrique d'une parcelle viticole en relation avec sa composante pédo-géologique**

**LLUBES Muriel<sup>1</sup>, COURJAULT-RADÉ Pierre<sup>2</sup>, DARROZES José<sup>2</sup>  
et MUNOZ Marguerite<sup>2</sup>**

1 : Université de Toulouse - LEGOS, 14 Av. E. Belin, 31400 Toulouse. Email : [muriel.llubes@legos.obs-mip.fr](mailto:muriel.llubes@legos.obs-mip.fr) ; 2 : Univ. de Toulouse - LMTG, 14 Av. E. Belin, 31400 Toulouse.

## **I. Introduction**

Dans le cadre d'un programme de recherche sur les relations entre l'effet terroir et la composante géologique, l'analyse du fonctionnement hydrique d'une parcelle de l'aire d'appellation Gaillac a été entreprise. L'objectif était d'évaluer le fonctionnement hydrique de la parcelle en tenant compte du caractère filtrant des horizons d'intérêt viticoles et de la déclivité pouvant conduire à un stress hydrique élevé. Cette évaluation a été effectuée en utilisant la tomographie électrique 2D en comparant les résultats des mesures de résistivité de deux campagnes, l'une effectuée en période sèche, l'autre en période humide.

## **II. Localisation et description de la parcelle**

Des tranchées d'observation ont permis de définir l'organisation séquentielle de la parcelle analysée. Celle-ci est composée du sommet à la base :

- d'un horizon superficiel d'origine anthropique, enrichi en galets de quartz (0,20m maximum) (H0),
- d'un horizon éluvial constitué de silts et de sables (épaisseur moyenne de 0,40m) provenant de l'altération pédogénétique,
- d'un horizon de galets et sable (0,60m) d'origine alluviale ; les argiles et les oxydes de fer sont modérément accumulés et s'observent surtout au contact avec la molasse marneuse,
- de la roche mère molassique essentiellement argileuse avec quelques lentilles de carbonates.

## **III. Matériel et méthode**

### **1. Principe de la mesure de résistivité**

Un courant électrique est injecté dans le sous-sol à l'aide de deux électrodes. La facilité avec laquelle le courant se propage à l'intérieur du terrain est mesurée au niveau de deux électrodes supplémentaires, on appelle cette propriété du sol la résistivité. Les différentes couches présentes en profondeur auront des résistivités différentes, et il sera ainsi possible de les détecter et d'estimer leur épaisseur. C'est le dispositif Wenner (quadripôle linéaire avec une distance identique entre les électrodes) qui a été utilisé lors des deux missions de mesures, car celui-ci est adapté pour l'investigation des structures horizontales et peu profondes. En agrandissant la distance entre les électrodes, on explore le sous-sol sur une profondeur plus importante. Puis, en déplaçant le dispositif le long d'un profil, on obtient une coupe verticale électrique. Les mesures de résistivité apparente sont ensuite traitées par le logiciel Res2Dinv selon un processus d'inversion des données. Les résultats sont présentés sous forme de section de résistivité électrique - ou tomographie - permettant de visualiser les variations latérales sur la longueur du transect et les variations verticales sur la profondeur d'investigation.

### **2. Edification des transects**

Trois transects perpendiculaires à l'axe d'allongement de la parcelle ont été construits, l'un situé au Sud, le second au centre et le dernier, au Nord. En outre, différentes fosses d'observation ont été effectuées sur la parcelle permettant un contrôle en différents points des profils analysés.

### **3. Edification du MNT**

Le Modèle Numérique de Terrain a été obtenu par GPS différentiel. Une base fixe reste en acquisition continue pendant toute la durée de la mesure (elle servira à améliorer la précision des mesures), et un GPS mobile sillonne la parcelle pour cartographier le MNT brut. C'est à partir de ce MNT

que sont construits les profils topographiques dont les élévations sont ensuite ajoutées dans les fichiers de données de résistivité traités par le logiciel d'inversion des données Res2Dinv.

#### **IV. Résultats et discussion**

Les 6 profils obtenus (3 en mars 2006 et 3 en juin 2007) montrent tous la présence de 2 couches, correspondant à des valeurs de résistivité fortement contrastées.

La première couche, la plus profonde, se caractérise par des résistivités faibles (inférieures à ~ 35-45  $\Omega$ .m). Elle est recouverte par un terrain beaucoup plus résistant, avec des valeurs qui s'échelonnent entre ~ 300  $\Omega$ .m et 1500  $\Omega$ .m. Cette couche superficielle est d'épaisseur variable (1,5 à 3,5 m), avec une moyenne d'environ 2 mètres.

Sur la section électrique, on peut observer entre ces deux couches une zone où les résistivités varient rapidement. Il s'agit d'une transition entre les deux types de roches, liée à la méthode électrique, et qui ne correspond pas à une entité pédologique.

Le couplage de ces données avec les analyses des fosses d'observations met en évidence que l'ensemble de faible résistivité correspond à la molasse marneuse constituant le substratum géologique qui se situe selon les résultats des fosses d'observation à en moyenne 2m de profondeur.

L'ensemble très résistant correspond aux horizons pédo-géologiques constitués de silts/sables et de graviers/galets qui montrent des épaisseurs variant entre 1,50m (en moyenne) et plus de 3,50m au sommet de la parcelle.

L'analyse comparée des résultats entre « Période sèche » et « Période humide » permet d'interpréter les variations des valeurs de résistivité en fonction des horizons constitutifs du complexe sous-sol/sol.

Les valeurs de la résistivité apparente du substratum molassique ne varient pas, ni d'un transect à l'autre, ni d'une période à l'autre. Elles restent inférieures à environ 35-45  $\Omega$ .m. Cette situation est liée à la prédominance de la composante argileuse au sein des molasses responsable de son caractère faiblement résistant sans relation directe avec son comportement hydrique.

A l'opposé, le caractère systématiquement très résistant des horizons sus-jacents de graves et du niveau limono-sableux (valeurs > 350  $\Omega$ .m) quelque soit le transect et quelque soit la période considérés est en accord avec les propriétés filtrantes de ces horizons. Cependant la comparaison des résultats en période sèche et ceux obtenus en période humide, montre des variations significatives au niveau des valeurs de la résistivité au sein de cet ensemble graves/limono-sableux. Globalement les valeurs de résistivités en période sèche sont en majorité supérieures à 750  $\Omega$ .m et peuvent atteindre des valeurs très élevées (> 1000-1500  $\Omega$ .m) près de la surface; par contre en période humide, elles sont comprises entre 350  $\Omega$ .m et 750  $\Omega$ .m soit un rapport du simple au double, lié à une modification de l'état hydrique.

La limite entre la couche de surface et la couche plus conductrice reste - quelque soit la période climatique considérée - aux environs de 2-3 m de profondeur, correspondant précisément à la côte de l'interface graves/molasse. Aucune troisième couche qui serait située à la base des graves, et qui correspondraient à une zone saturée en eau n'apparaît en période humide. Cette situation indique qu'il n'y a pas accumulation d'eau au-dessus de la molasse lorsque la parcelle est proche de la capacité au champ témoignant d'un ressuyage très rapide.

#### **V. Conclusion et perspectives**

Les transects de résistivité obtenus associés à la connaissance de l'organisation pédo-géologique de l'ensemble sol/sous-sol conduisent à déchiffrer les grands traits du fonctionnement hydrique de la parcelle :

- l'horizon superficiel reste très résistant que cela soit en période sèche ou humide en accord avec leur fort potentiel drainant, associé à une forte pente ; cependant on y observe des variations du simple au double des valeurs de résistivité lorsque la parcelle se trouve dans des conditions proches de la « capacité au champ » ;

- il n'apparaît pas de véritable accumulation hydrique temporaire à l'interface graves/molasse conformément aux observations effectuées dans les fosses,

- le substratum molassique est invariant et faiblement résistant quelque soit la période considérée.

L'ensemble des constats sur le fonctionnement hydrique de la parcelle met en évidence des risques importants de stress hydrique pour la vigne lors des périodes de sécheresse et en particulier lors de la maturation des baies : ressuyage très rapide des horizons limono-sableux et de graves, faiblesse des circulations hydriques à l'interface graves/molasse. Le choix d'un porte-greffe permettant de capter l'humidité localisée au sein de la molasse argileuse apparaît comme une mesure de protection adaptée afin de minimiser les risques de stress hydrique néfaste pour la qualité des vendanges et des propriétés organoleptiques du vin.

## Mesure des propriétés magnétiques des sols agricoles

THIESSON Julien<sup>1,2</sup>, SELADJI Samir<sup>1,2</sup>, COURTEMANCHE Pierre<sup>1</sup>,  
TABBAGH Alain<sup>2</sup>

<sup>1</sup> INRA, Centre de Recherche d'Orléans, UR 0272 Science du Sol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS Cedex 2

<sup>2</sup> Université Paris 6, UMR 7619 Sisyphé, 4 place Jussieu, 75252 Paris Cedex 5

Correspondant : [julien.thiesson@orleans.inra.fr](mailto:julien.thiesson@orleans.inra.fr)

### Introduction

Le fait que le sol présente des propriétés magnétiques différentes de celles de la roche sur laquelle il s'est développé a été démontré dans les années 50. Depuis cette époque, de nombreuses études tant dans le domaine du magnétisme environnemental (étude paléoclimatique, impact des industries...) qu'en prospection archéologique (cartographie de structure « en creux », ...) ont permis de proposer des mécanismes à ce phénomène. De l'ensemble de ces travaux est ressorti le constat que l'activité humaine (industrie, habitat, agriculture, pollution...) a un impact non négligeable sur les propriétés magnétiques des sols.

Cette étude propose de montrer à travers deux cas d'études l'apport de la mesure des propriétés magnétiques, susceptibilité et viscosité magnétique, sur l'étude des sols labourés ainsi que leur possible utilisation en tant que mesure de référence pour la spatialisation des propriétés telles que la teneur en matière organique.

### Cas 1 : étude sur une parcelle agricole en zone de grandes cultures

Les mesures sont réalisées sur le site de Limoron, en Petite Beauce du Loiret, dans une exploitation agricole. Au moment de la réalisation des mesures (Décembre 2007), la zone prospectée d'une surface de 10×50 m<sup>2</sup> pouvait se diviser en 3 parties avec des itinéraires cultureux différents (figure 1a) :

- Une zone en friche depuis 10 années
- Une zone de friche remise en culture en 2007
- Une zone en culture

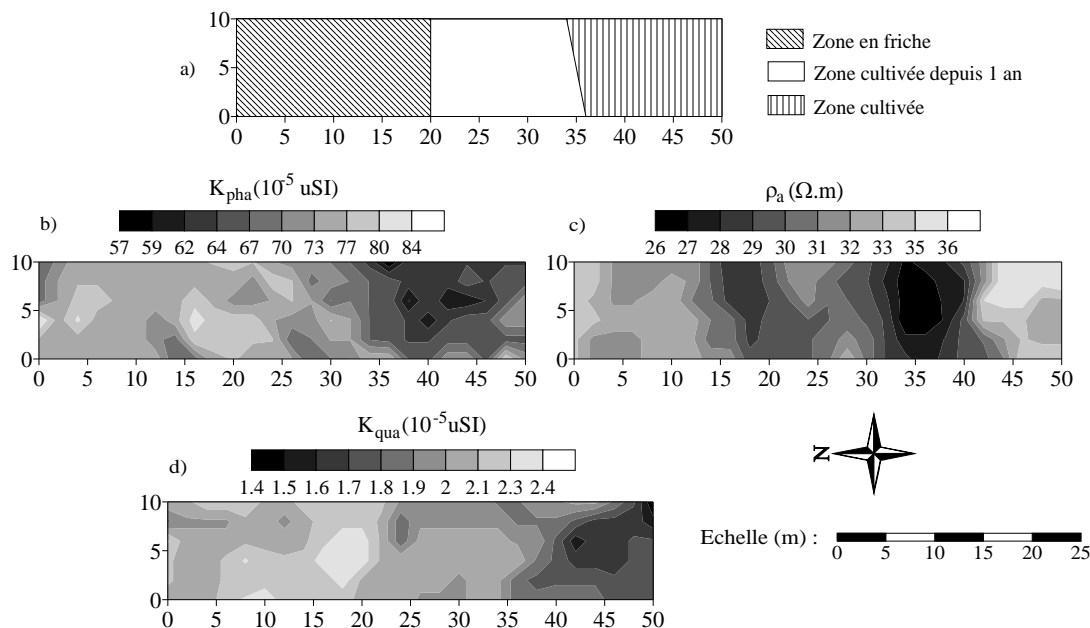
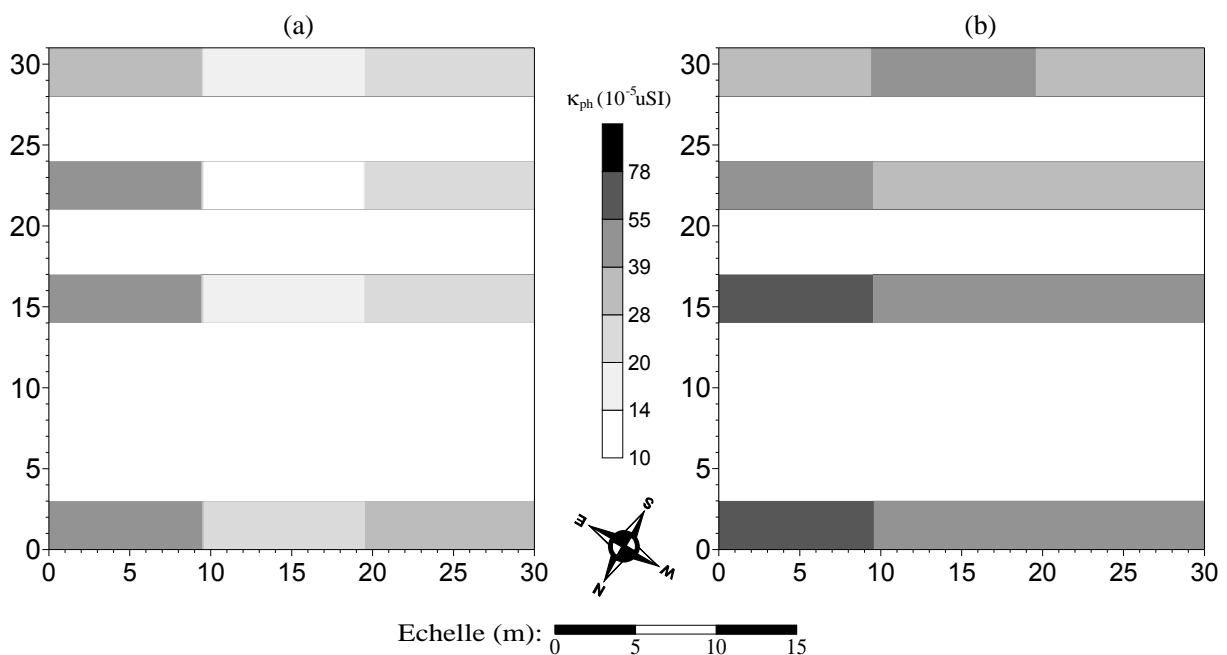


Figure 2: a) Répartition spatiale des itinéraires cultureux sur le site, b) susceptibilité magnétique, c) résistivité électrique, d) viscosité magnétique

Les mesures ont été effectuées avec une maille carrée de 2 m de côté. On observe que les propriétés magnétiques (figure 1b et 1d) de la zone en friche sont globalement plus élevées que celles des zones cultivées. Cette tendance ne se retrouve pas dans les propriétés électriques (figure 1c) ce qui permet d'éliminer une influence de la texture.

**Cas 2 : prospection sur un site d'étude des effets des amendements organiques sur la structure des sols.**

La zone prospectée se situe sur le site Arvalis de La Jallière. Les itinéraires culturaux sont similaires à ceux du site « Limoron » mais l'expérimentation se situe sur des placettes dont l'apport et le contenu en matière organique est connu. On observe que les propriétés magnétiques sont, en général, plus fortes sur les placettes cultivées depuis 10 ans (figure 2). Sur celles mise en culture depuis 1 an, on observe déjà une différence avec les propriétés magnétiques du chemin non cultivé pour les mesures les plus superficielles. Il apparaît que le rapport de la viscosité magnétique sur la susceptibilité magnétique présente une distribution spatiale très corrélée au contenu en matière organique.



**Figure 3 : Valeurs de la susceptibilité magnétique mesurée avec a) MS2 Bartington Ltd b) CS60**

**Conclusion**

Les pratiques agricoles ont une influence sur les propriétés magnétiques des sols. Les changements opérés deviennent sensibles, dans les cas étudiés, dès la seconde année qui suit un changement de pratique. De plus, l'exemple du site de La Jallière montre que les propriétés magnétiques peuvent être corrélées à la teneur en matière organique.

Ces constats servent de base à l'étude de la mesure des propriétés magnétiques pour permettre la spatialisation du contenu en matière organique dans le cadre du projet européen DIGISOIL.

## Cartographie magnétique de champs bombés à Osenbach (Haut Rhin)

MUNSCHY Marc<sup>1</sup> et SCHWARTZ Dominique<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut de Physique du Globe de Strasbourg, EOST, Université de Strasbourg et CNRS, 1 rue Blessig, 67084 STRASBOURG Cedex, Marc.Munschy@eost.u-strasbg.fr.

<sup>2</sup> Image, Ville, Environnement ERL7230, Faculté de Géographie et d'Aménagement, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg Cedex, schwartz@equinoxe.u-strasbg.fr.

En juillet 2007 une cartographie magnétique haute résolution a été réalisée dans un champ situé à l'ouest de la commune d'Osenbach. Son principal objectif était de déterminer la capacité de la méthode magnétique de détecter des variations d'épaisseur d'un calcosol, développé dans des colluvions calcaires reposant sur un substratum de calcaires du Muschelkalk (Trias moyen germanique) réputés amagnétiques pour l'essentiel. La partie du champ cartographiée correspond à un carré de 60 x 70 m et la cartographie magnétique a duré environ une heure. 23 profils de 60 m de long ont été réalisés ainsi que 3 traverses recoupant la totalité des profils. La présence de nombreux arbres a fait que la localisation des données par GPS est notablement dégradée avec des erreurs dépassant 2 m.

L'équipement utilisé est un développement original mis au point à l'EOST. Il s'agit d'une perche équipée de quatre magnétomètres « fluxgate » type Bartington solidaire d'un sac à dos transporté par l'opérateur. Ainsi les capteurs mesurent simultanément le champ magnétique à 25 et 75 cm de part et d'autre de la route suivie par l'opérateur. Leur hauteur par rapport au sol est d'environ 1 m, la précision des mesures est de l'ordre de 1 nT et la cadence de 30 mesures par seconde. Le sac à dos est également équipé d'un récepteur GPS Trimble 5800 utilisé pour le positionnement des mesures magnétiques (précision d'environ 10 cm lorsque le ciel est dégagé et la constellation de satellites GPS suffisante). Ainsi, ce dispositif permet de réaliser une carte magnétique avec une résolution de 50 cm alors que l'opérateur ne parcourt qu'un profil tous les deux mètres.

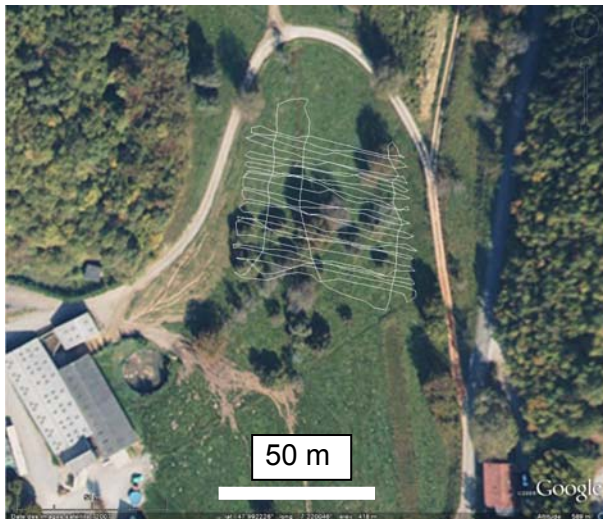


Image Google Earth et routes suivies par l'opérateur durant la cartographie magnétique

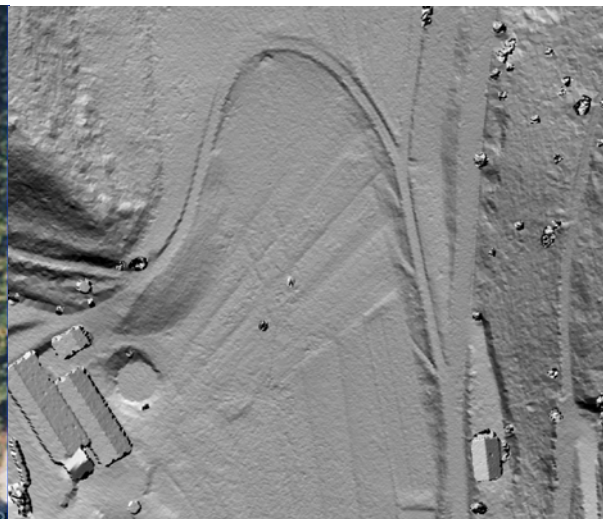
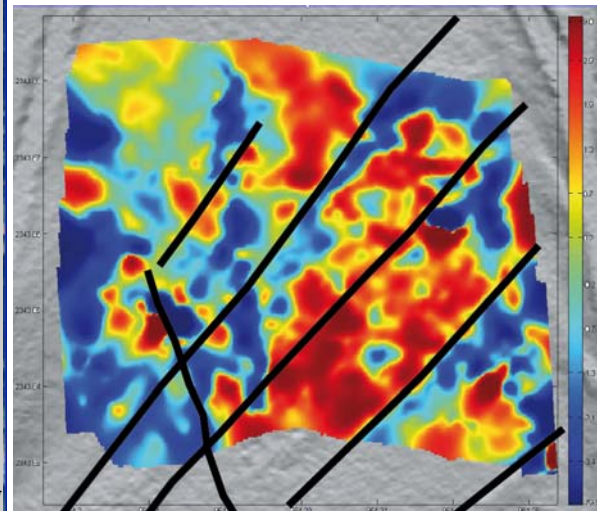
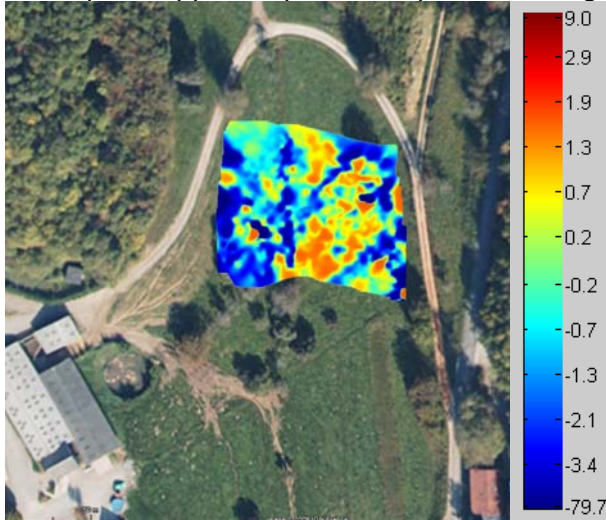


Image Lidar de la zone

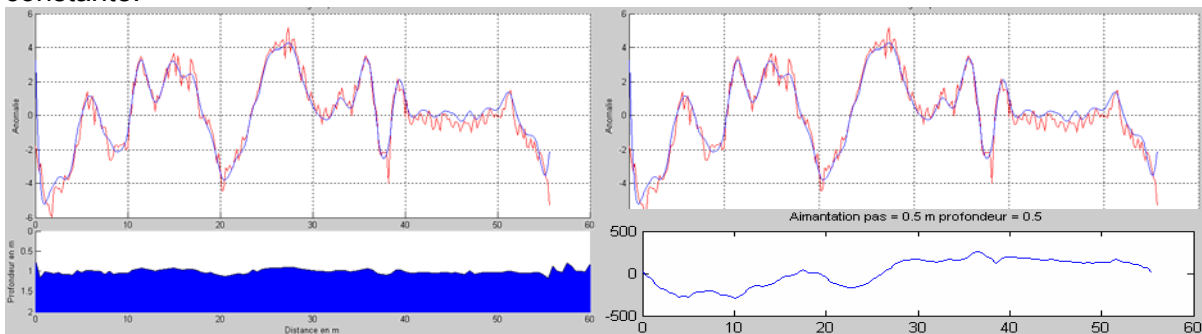
Nous disposons par ailleurs d'une image Lidar (Light Detection and Ranging) montrant les variations fines de la topographie. Les directions nord-est sud-ouest observées sur l'image sont attribuées à l'existence d'un champ bombé. Ce type de relief est hérité de pratiques anciennes, mal datées (mais souvent médiévales) et souligne des parcellaires fossiles. Les champs bombés sont plus ou moins bien conservés selon l'utilisation récente du sol. Ils sont

très développés dans les zones à drainage déficient. C'est le cas localement. Le champ analysé est partiellement traversé par un ruisseau issu d'une source avant de disparaître dans une perte.

La carte magnétique obtenue montre des linéations dans les mêmes directions et aux mêmes endroits. Mais d'autres formes sont également observées en magnétisme comme le montre la superposition de l'interprétation de l'image Lidar et de la carte magnétique. Le ruisseau est associé à une anomalie magnétique de direction approximativement nord-sud alors qu'il n'apparaît quasiment pas sur l'image Lidar.



La cartographie magnétique permet également de modéliser le signal observé. Par exemple, à partir d'un des profils, on considère une couche aimantée dont on calcule la topographie par inversion de manière à ce que l'anomalie du modèle corresponde aux mesures. On peut aussi calculer par inversion l'aimantation d'une couche à profondeur constante.



Inversion en profondeur  
Inversion en aimantation

Finalement la carte magnétique montre des structures plus complexes que la topographie fine obtenue par Lidar. L'anomalie magnétique du ruisseau en est une illustration. L'explication la plus plausible de la source des anomalies magnétiques est alors qu'elles ne sont pas dues uniquement à la variation d'épaisseur des sols supposés plus aimantés que le milieu sous-jacents mais aussi qu'elles résultent de variations de teneurs en minéraux magnétiques ou de nature des minéraux portant les aimantations.

## L'imagerie magnétique très haute résolution : quel potentiel pour l'étude des pratiques culturales ?

LÉVÊQUE François<sup>1</sup> et MATHÉ Vivien<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : UMR CNRS 6250 LIENSs, Université de La Rochelle, Institut du Littoral et de l'Environnement, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle  
[fleveque@univ-lr.fr](mailto:fleveque@univ-lr.fr), [ymathe@univ-lr.fr](mailto:ymathe@univ-lr.fr)

La cartographie magnétique de sols à partir de mesures du champ magnétique terrestre (CMT) a été réalisée à une résolution décimétrique. Cette approche a initialement été mise en œuvre sur des sols des marais de l'Ouest de la France, de type pseudogley sodique (Mathé & Lévêque, 2003). Elle nécessite l'utilisation d'un chariot déplacé sur un rail afin de conserver une distance capteur-source régulière ainsi qu'un contrôle adapté du positionnement spatial (Mathé *et al.* 2006). Depuis, d'autres types de sols sensibles au tassement ont été cartographiés avec ce dispositif (Figure 1A). Contrairement aux prairies naturelles, les sols ayant été cultivés (jachère ou sol en culture), présentent des images de pseudogradients du CMT montrant des structures linéaires parallèles attribuables au travail du sol ou au passage d'engins. Ces structures présentent une pseudo-périodicité mise en évidence par la méthode des corrélogrammes, méthode qui n'est autre qu'une représentation d'une transformée de Fourier en 2D (Figure 1C).

Toutefois, selon la parcelle considérée, la texture des images présente des différences notables. En particulier, l'intensité des variations pseudopériodiques du pseudogradients du CMT diffère sensiblement. Jusqu'à présent, les seules parcelles cartographiées sur un même sol avec des différences de pratiques culturales sont deux parcelles du site expérimental de La Cage (INRA, Versailles). La parcelle ayant le travail du sol le plus limité présente les variations les plus faibles. Les conditions expérimentales de ce site étant peu propices à une étude magnétique (perturbation magnétique anthropique), il est nécessaire de reproduire cette approche sur des sites expérimentaux plus appropriés.

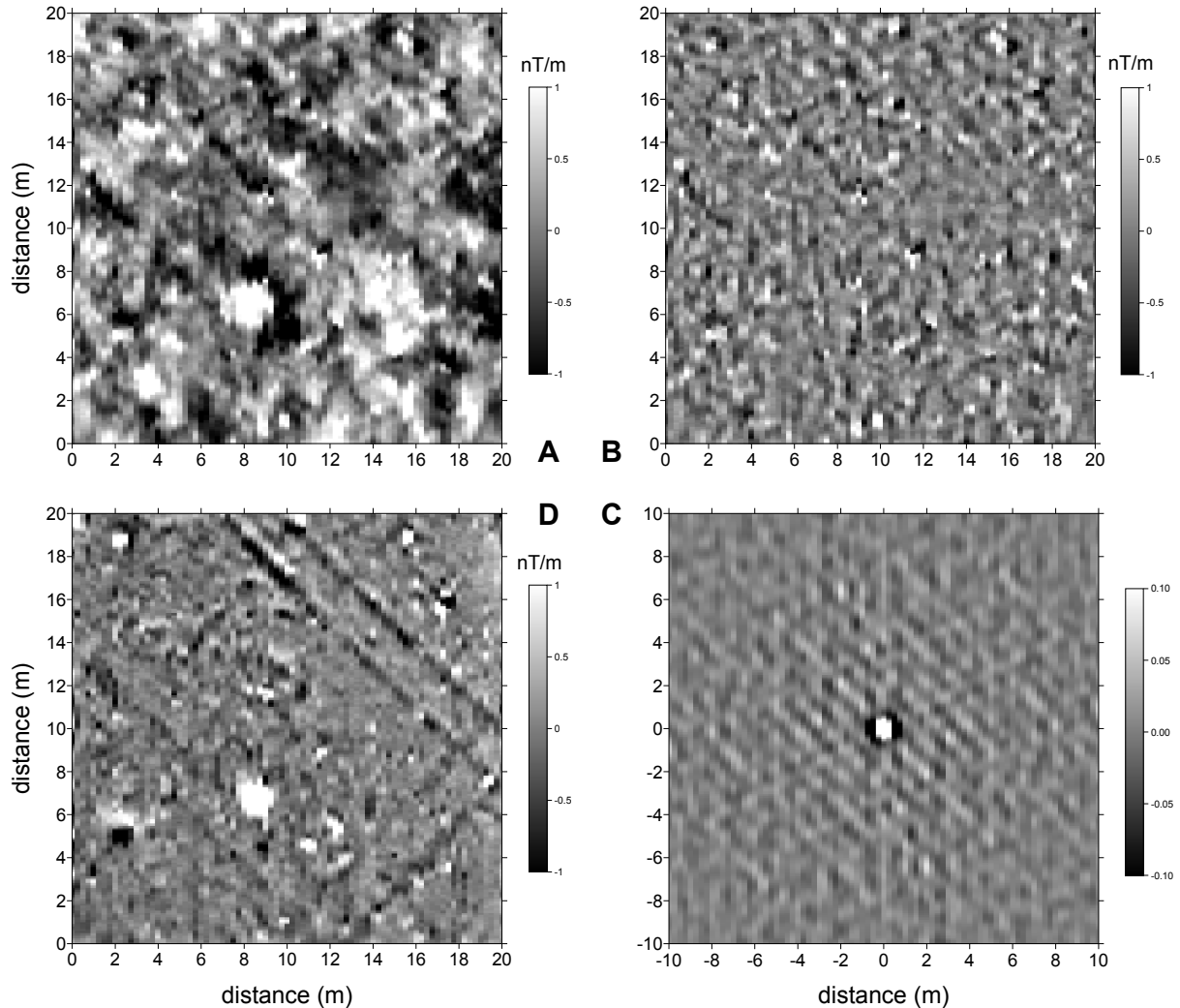
Malgré les investigations déjà réalisées, l'origine des perturbations locales du CMT reste incertaine. Pour aborder ce point, nous avons réalisé deux types d'investigations : (1) suivi de tassements contrôlés et (2) étude magnétique d'échantillons de profils de sols. Les études de cas restent actuellement peu nombreuses. De plus, la connaissance actuelle sur les propriétés magnétiques des sols ne permet pas de supposer que l'ensemble des sols présentent le même comportement.

Les tassements contrôlés génèrent des anomalies de pseudogradients qui perdurent au-delà de 3 ans (durée du suivi), en l'absence de travail du sol (figure 1D). Les mesures de capacité d'aimantation (induite ou rémanente) sur échantillons, qui par essence sont des données ponctuelles et réalisées en nombre limité, ne permettent pas de distinguer de différences significatives entre les zones à gradient positif et négatif. De même, les mesures *in situ* de capacité d'aimantation induite (susceptibilité magnétique), dont le volume d'investigation reste réduit (Lecoanet *et al.*, 1999), n'apportent pas d'information concluante.

D'un point de vue théorique, différents processus sont susceptibles de participer à la création des anomalies observées. La microtopographie, par la variation de la distance capteur/source qu'elle engendre, en est une des sources. D'après les résultats de la modélisation directe réalisée, son effet n'est pas prépondérant. Des variations de l'intensité des aimantations induites par le CMT (quantifiée généralement par la susceptibilité magnétique et l'aimantation rémanente visqueuse) sont prévisibles soit par augmentation conjointe avec la densité du sol, soit à l'inverse avec une diminution induite par la destruction des porteurs magnétiques du fait de conditions défavorables (anoxie...). L'ampleur certainement modeste de ce processus, couplée à l'hétérogénéité d'un sol pris à échelle centimétrique, constitue les

limites d'une identification directe de ce processus à partir d'échantillons. La perturbation des directions des aimantations rémanentes, directions devenant divergentes avec le CMT est un des paramètres qui semblent actuellement les plus probants.

La cartographie magnétique des sols apporte de manière non destructive des informations nouvelles. Il nous reste à comprendre la signification du message afin d'en cerner les applications potentielles dans le domaine de l'étude des sols et de l'agronomie.



**Figure 1** : Etude du site de Limoron (commune de Villamblain) réalisée dans le cadre du programme DST (ANR PADD et GESSOL 2). (A) carte de pseudogradients du champ magnétique terrestre en 2005 avant tassement, (B) retrait de la médiane par fenêtre glissante de 1,25 m de côté, (C) correlogramme de B, (D) différentiel entre la carte de 2008 après tassement en 2006 et 2008 et avant tassement en 2005

Lecoanet H., Lévêque F. & Segura S. (1999). Magnetic susceptibility in environmental applications: comparison of field probes. *Phys. Earth Planet. Interiors*. 115 : 191-204.

Mathé V. & Lévêque F. (2003). High resolution magnetic survey for soil monitoring: *Earth and Planetary Science Letters*. 212 : 241-251

Mathé V., Lévêque F., Mathé P.-E., Chevallier C. & Pons Y. (2006). Soil anomaly mapping using a caesium magnetometer: limits in the low magnetic amplitude case. *Journal of Applied Geophysics*, 58(3) : 202-217.



## Comparaison des méthodes « Continuum Removal » et « Partial Least-Squares Regression » pour la spatialisation du taux d'argile et de carbonate de calcium à partir de mesures de réflectance de laboratoire et aéroportées (400-2500nm)

GOMEZ Cécile<sup>1</sup>, LAGACHERIE Philippe<sup>2</sup>, COULOUMA Guillaume<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : IRD, UMR LISAH, 34060 Montpellier

<sup>2</sup> : INRA, UMR LISAH, 34060 Montpellier

### Introduction

Notre connaissance des couvertures pédologiques reste encore fortement limitée par les coûts élevés que revêt l'acquisition de données sur les propriétés des sols. A ce titre, l'exploration de nouvelles techniques d'investigation (capteurs de terrain, télédétection) est une voie majeure de progrès pour la cartographie numérique des sols. Dans cette perspective, la spectrométrie Visible-Proche Infrarouge (VNIR, 400-1200nm) et Moyen Infrarouge (SWIR, 1200-2500nm) représente une méthode alternative aux analyses physico-chimiques réalisées en laboratoire pour l'estimation de propriétés de surface du sol.

Ce papier examine le potentiel de deux méthodes pour l'estimation du taux d'argile et de carbonate de calcium (CaCO<sub>3</sub>) par spectrométrie VNIR/SWIR : i) le Continuum Removal (CR) et ii) la Partial Least-Squares Regression (PLSR). Chacune de ces méthodes possède un atout pour l'estimation de propriétés des sols : le CR étudie une spécificité spectrale précise tandis que la PLSR utilise l'ensemble du spectre. Ce papier cherche à définir la méthode la plus appropriée pour l'estimation du taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub>, en fonction de la donnée spectrale utilisée : VNIR/SWIR de laboratoire ou VNIR/SWIR hyperspectrale aéroportée HYMAP.

### Matériels et méthodes

La zone d'étude, d'une superficie d'environ 24km<sup>2</sup>, est la plaine viticole localisée au Sud Ouest du bassin versant de La Peyne (Languedoc-Roussillon, France). Les types de sols reconnus dans cette région (Calcisols, Calcaric Leptosols etc...) présentent des propriétés très contrastées (profondeur, texture, pierrosité, taux de calcaire,...). Par ailleurs la surface du sol est fréquemment nue et donc observable par télédétection aéroportée.

Une image aéroportée hyperspectrale Hymap a été acquise en 2003 sur la zone d'étude. Ce capteur hyperspectral enregistre la réflectance de la surface du sol entre 0,4 et 2,5µm avec une résolution spatiale de 5m. Simultanément à l'enregistrement de l'image Hymap, 33 échantillons de sols ont été prélevés sur des parcelles nues de la zone d'étude, puis en 2005 19 échantillons supplémentaires ont été prélevés. Les taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> des 52 échantillons ont été déterminés par analyse de sol classique. Les taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> varient respectivement entre 0,26 et 472g/kg et entre 65 et 452g/kg. Un spectre de réflectance a été mesuré en laboratoire pour chaque échantillon de sol séché et tamisé à l'aide d'un spectroradiomètre portable ASD (0,35–2,5µm).

Deux méthodes ont été testées pour l'estimation du taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> par spectrométrie VNIR/SWIR :

- i) le Continuum Removal (CR) a été utilisé pour corrélérer des profondeurs de pics d'absorption centrés autour de 2,206 et 2,341µm avec respectivement le taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub>.
- ii) la Partial Least-Squares Regression (PLSR) a été utilisée pour prédire les taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> en utilisant le spectre VNIR/SWIR entier.

Les résultats obtenus par la méthode du CR ont été préalablement publiés par Lagacherie *et al.* (2008) [1].

### Résultats

La méthode PLSR s'est révélée plus précise que la méthode CR pour l'estimation du taux d'argile lorsque l'on utilise des données spectrales de laboratoire (Table 1). Ainsi dans le cas de l'argile, utiliser l'ensemble du spectre semble plus intéressant qu'utiliser la spécificité spectrale autour de 2,206 $\mu$ m. Toujours en utilisant des spectres de laboratoire, l'amélioration est plus modeste pour l'estimation de la teneur en CaCO<sub>3</sub> (Table 1) : utiliser la spécificité spectrale autour de 2,341 $\mu$ m semble suffire à l'étude de la teneur en CaCO<sub>3</sub>. En utilisant des spectres Hymap, la méthode PLSR s'est révélée plus précise que la méthode CR, quelque soit la propriété des sols étudiée (Table 1).

Finalement, cette étude a montré que la performance de ces deux méthodes est dépendante des spécificités spectrales des propriétés du sol recherchées, ainsi que des spécificités instrumentales des mesures.

		Spectres de Labo		Spectres Hymap	
		CR	PLSR	CR	PLSR
Argile	R <sup>2</sup>	0.73	0.85	0.58	0.64
	RMSE	44	31.2	82	49.6
CaCO <sub>3</sub>	R <sup>2</sup>	0.92	0.94	0.47	0.77
	RMSE	52	38.34	132	76.67

Table 1 : Résultats de l'estimation des taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> à partir des méthodes CR et PLSR, en utilisant les spectres de laboratoire et les spectres Hymap. RMSE : erreur quadratique moyenne ; R<sup>2</sup> : coefficient de détermination des calibrations.

### Discussion et conclusion

Dans le cas d'une utilisation de données Hymap, la méthode PLSR permet une meilleure estimation des taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub> que la méthode CR. Lorsque la propriété de surface du sol recherchée n'a pas de spécificité spectrale bien définie (cas de l'argile) la PLSR permet également une meilleure estimation des propriétés que la méthode CR. Finalement, bien que l'analyse de données enregistrées en laboratoire offre une meilleure estimation de ces propriétés que l'analyse de données aéroportées, les données Hymap offre une estimation correcte des ces propriétés, permettant la production de cartes du taux d'argile et de CaCO<sub>3</sub>.

Les résultats obtenus dans cette étude confirment l'intérêt de la spectrométrie et de l'imagerie hyperspectrale pour la cartographie numérique des sols. Un essai à grande échelle de ces techniques sera entrepris dans le cadre du projet DIGISOL-HYMED [2].

### Références

[1] Lagacherie, P., Baret, F., Feret, J-B, Madeira Netto, J. and Robbez-Masson, J.-M., 2008. Estimation of soil clay and calcium carbonate using laboratory, field and airborne hyperspectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112 (3), 825-835.

[2] Lagacherie, P., Gomez, C., Bacha, S., Ben Mechlia, M., et al. (2009) « Cartographie Numérique des propriétés des sols par imagerie hyperspectrale pour la modélisation environnementale en zone méditerranéenne: le projet DIGISOL-HYMED », Actes des 10<sup>èmes</sup> Journées d'Etude des Sols, 11-15 Mai 2009.

Gomez C., Lagacherie P. and G. Coulouma "Continuum removal versus PLSR method for Clay and Calcium carbonate contents estimation by laboratory and airborne hyperspectral measurements" *Geoderma*. 148(2), 141-148

## Apport de la géophysique à la cartographie du sous-sol haute résolution

VALET Jean-Marc<sup>1</sup>, DABAS Michel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : GEOCARTA, 16 rue du Sentier 75002 Paris, [agriculture@geocarta.fr](mailto:agriculture@geocarta.fr)

La cartographie du sous-sol vise à caractériser les structures enfouies naturelles ou anthropiques présentes et d'en préciser les limites. La démarche classique repose sur des sondages (tarière, fosses) et l'expertise du spécialiste pour l'interpolation. Elle est bien adaptée pour des résolutions jusqu'au 1:10000. Pour des résolutions plus fines de l'ordre du 1:1000, la densité de sondages nécessaire dans le cadre d'une démarche classique serait de 50 à 400 observations par hectare (BOULAIN 1980, LEGROS 1996).

La géophysique dite à "haute résolution" apporte une stratégie alternative pour limiter le nombre de sondages tout en aboutissant à la réalisation de cartes à des résolutions infra-métriques. Pour cela, il est nécessaire de choisir un paramètre physique qui soit le plus possible corrélé aux variables pédologiques à mesurer et qui soit à la fois rapide à mesurer et à haute résolution spatiale. La résistivité semble être un des meilleurs paramètres à l'heure actuelle. Plusieurs projets mettant en œuvre de la cartographie de résistivité haute résolution ont été réalisés et indiquent que cette technologie est prometteuse.

### Relation entre résistivité et certains paramètres agro-pédologiques

La cartographie de la résistivité des sols repose sur la mesure de la circulation du courant électrique. Lors de l'injection d'un courant, le sol se comporte comme un circuit électrique qui oppose une résistance au passage du courant. Les matériaux argileux sont assimilés à des conducteurs tandis que les matériaux non argileux se comportent comme des résistances.

De nombreux travaux mettent en relation la résistivité ou son inverse, la conductivité, et des paramètres agro-pédologiques :

- La texture, la profondeur (CHERY 1996, MOEYS 2006, LÜCK 2009)
- La salinisation (RHOADES 1971, LESCH 1995)
- La teneur en eau et sa variation (ROBAIN 2001, MICHOT 2003)
- La structure (SAMOUËLIAN 2004, BESSON 2005)

### Cartographie géophysique en continu

Classiquement, la mesure de la résistivité est réalisée en plantant manuellement des électrodes. Les nouvelles technologies apportent des progrès importants en terme de rapidité d'acquisition.

L'ARP (Automatic Resistivity Profiling) est un outil de cartographie basé sur la mesure de la résistivité en continu. Il a été mis au point au CNRS (DABAS, TABBAGH) puis développé par la société GEOCARTA. Il est tracté par un quad ou un tracteur et positionné par dGPS. L'ARP réalise une cartographie de résistivité en continu avec une mesure tous les 20 cm sur le profil. Les profondeurs d'investigation sont de 0 à 50 cm, 0 à 1 m et 0 à 2 mètres environ. La résolution des cartes obtenues dépend du maillage lors de l'acquisition. L'espacement entre profil est en général de 12 mètres en agronomie mais la résolution peut être infra-métrique avec un espacement de un mètre (détection de vestiges archéologiques, de réseaux de drainage, de compactage...) Cet outil permet donc la cartographie rapide de grandes surfaces avec des vitesses de plusieurs dizaines d'hectares par jour au 1:1000.

### Acquisition et traitement des données

Les données brutes obtenues sont traitées pour réaliser des cartes de résistivités à trois profondeurs (0 à 50 cm, 1 et 2 mètres) ainsi que le MNT (modèle numérique de terrain). Les cartes finales sont réalisées avec plus d'une mesure par pixel en agronomie.

Des éléments perturbent voire entravent l'acquisition de données (sécheresse, gel, problème de positionnement satellite...) La qualité finale est appréciée visuellement par comparaison des trois profondeurs ou de façon plus objective (géostatistique, cartes de bruit...)

### **Apport et limites de la géophysique**

Les cartes obtenues traduisent spatialement l'hétérogénéité. Mais une information géophysique n'est pas interprétable sans observations de terrain (tarière, profils...) Les sondages donc les pédologues caractérisent le milieu et "calent" les cartes géophysiques.

La géophysique est un outil d'aide à la décision pour indiquer le nombre de sondages, positionner ces sondages, spatialiser les résultats de ces sondages.

Dans les cas de corrélation forte avec un paramètre physique, il sera possible de transformer la carte géophysique en une carte de ce paramètre (texture, pierrosité, profondeur, réserve utile...). Dans ces conditions, il est évident de constater l'excellente complémentarité entre géophysique et pédologie.

### **Projets agronomiques en cours**

Plusieurs projets sur de grandes étendues utilisent ces outils :

- En agriculture de précision pour la définition des zones homogènes et optimiser les conduites culturales en fonction des sols.
- En viticulture pour le redécoupage des parcelles, le choix des portes greffes adaptés ou le travail du sol.
- En redécoupage des parcelles en fonction des risques d'érosion en cultures tropicales.

Besson A., Cousin I., Dabas M., Boizard H., Richard G., 2005. Electrical resistivity feasibility to characterize structural heterogeneity of cultivated soils : from 1D to 3D. EGU General Assembly 24-29/04/2005. Vienna, Austria.

Boulaine J., 1980. Pédologie appliquée. Masson, Paris, 220 p.

Chery P., Dabas M., Bruand A., Voltz M., 1996. Épaisseur de la couverture de sol et prospection géophysique par les méthodes électriques : étude de cas en Petite Beauce. Géologues, 109, pp 17-23.

Dabas M., Ducomet G., Hesse A., Jolivet A., Tabbagh A., 1989. Intérêt de la cartographie de la résistivité électrique pour la connaissance du sol à grande échelle, Science du sol, 27, p. 65-68.

Dabas M., Duval O., Bruand A., Verbeque B., 1995: Cartographie électrique en continu: apport à la connaissance d'une couverture de sol développée sur milieu deltaïque, Etude et gestion des Sols, 2, 4, p. 257-268.

Legros J.P., 1996. Cartographies des Sols. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, Lausanne, Collection Gérer l'environnement. N°10, 321 p.

Lesch, S.M., D.J. Strauss and J.D. Rhoades. 1995. Spatial prediction of soil salinity using electromagnetic induction techniques : 1. Statistical Prediction Models: A Comparison of Multiple Linear Regression and Cokriging. Water Resources Research. 31:373-386.

Lück E., Gebbers R., Ruehlmann J., Spangenberg U., 2009. Electrical conductivity mapping for precision farming. Near Surface Geophysics, février 2009, p. 15-25

Michot D., 2003. Intérêt de la géophysique de subsurface et de la télédétection multispectrale pour la cartographie des sols et le suivi de leur fonctionnement hydrique à l'échelle intraparcellaire. Thèse, Université Paris 6

Moeys J., Nicoulaud B., Dorigny A., Coquet Y., Cousin I., 2006. Cartographie des sols à grande échelle : intégration explicite d'une mesure de résistivité apparente spatialisée à l'expertise pédologique. Etude et gestion des Sols 13, 4, 269-286.

Rhoades J.D., Ingvalson R.D., 1971. Determining salinity in field soils with soil resistance measurements. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35, 54-60.

Robain H., Bellier G., Camerlynck C., Vergnaud D., 2001. Relation entre résistivité et teneur en eau. Importance des caractéristiques granulométriques, minéralogiques et rhéologiques des sols. 3e Colloque GEOFCAN. Orléans, France, 25-26/09/2001. INRA, :101-104.

Samouëlian, A. 2004. Analyse tridimensionnelle non destructive de la fissuration d'un sol cultivé à partir des mesures de résistivité électrique. Mémoire de thèse, Université d'Orléans : 199 pages.

Tabbagh A., Dabas M., Hesse A., Panissod C., 2000: Soil resistivity: a non-invasive tool to map soil structure horizon, Geoderma97, p. 393-404

Van Leeuwen K., Chery P., 2001. Quelle méthode pour caractériser et étudier le terroir viticole. Journal International des Sciences de la Vigne & du Vin, Bordeaux. Hors Série 2001 p 13-20.

**SESSION 3 : OUTILS GEOPHYSIQUES APPLIQUES A L'ETUDE DES  
SOLS**

**AFFICHES**



## Premiers résultats du système multi-capteur DIGISOIL dédié à la cartographie des propriétés des sols

**G. GRANDJEAN, O. CERDAN, K. SAMYN<sup>1</sup>, G. RICHARD<sup>2</sup>, I. COUSIN, J. THIESSON<sup>2</sup>, B. VAN WESEMAEL<sup>3</sup>, S. LAMBOT<sup>3</sup>, F. CARRÉ<sup>4</sup>, R. MAFTEI<sup>5</sup>, T. HERMANN<sup>6</sup>, T. THÖRNELÖF<sup>7</sup>, L. CHIARANTINI<sup>8</sup>, S. MORETTI<sup>9</sup>**

1 : BRGM, Orléans, France (g.grandjean@brgm.fr) ; 2 : INRA, Orléans, France; 3 : Université Catholique de Louvain, Louvain, Belgium ; 4 : JRC, Ispra, Italy ; 5 : GIR, Bucarest, Romania ; 6 : University of Pannonia, Pannonia, Hungary ; 7 : ABEM, Sundbyberg, Sweden ; 8 : Gallileo Avionica, Milan, Italy ; 9 : University of Firenze, Firenze, Italy

Le projet multidisciplinaire Européen DIGISOIL est dédié au développement et à l'intégration de techniques de mesure in situ, voire aéroportée, pour la cartographie quantitative des propriétés des sols. In fine, les paramètres cartographiés, issus du traitement des signaux enregistrés par les capteurs, doivent aider à l'identification des phénomènes de dégradation des sols en s'insérant dans des applications de cartographie numérique des sols (Digital Soil Mapping, DSM).

Afin de retrouver ces propriétés et d'en tirer des critères sur la dégradation des sols, les données enregistrées par les capteurs doivent obéir à des exigences de précision sur la mesure, sur le positionnement géographique et pouvoir être reliées aux propriétés fondamentales des sols ou, à ses fonctions. L'objectif principal du projet est d'explorer l'ensemble des technologies géophysiques pouvant être utilisées dans une telle démarche afin de répondre à la demande sociétale. Pour cela, DIGISOIL doit répondre à quatre tâches : (i) sélectionner, valider et utiliser les techniques géophysiques qui seront utilisées pour cartographier les paramètres physiques des sols, (ii) mettre au point une méthodologie pour combiner les cartes de paramètres géophysiques afin d'en dériver les cartes de propriétés, (iii) proposer une méthode permettant d'intégrer ces résultats dans une approche DSM débouchant vers la cartographie des menaces sur les sols, (iv) évaluer la méthodologie développée, la replacer dans un contexte de standardisation des données et préparer son industrialisation en tant que service, i.e., identification des end-users, étude économique, etc (Figure 1).

Depuis le début du projet, les deux principales réflexions ont été dédiées à :

- 1 - L'identification des techniques géophysiques pertinentes : pour cela, les principales caractéristiques des méthodes géophysiques ont été étudiées afin de les adapter si besoin à la cartographie des sols. Il a été particulièrement pris en compte leur capacité à caractériser la complexité de ces milieux – spatialement et temporellement – leur indépendance vis-à-vis du contexte (pratiques agricole, climat, etc). Plusieurs séries d'essais ont permis de proposer un certain nombre de méthode : géoélectrique, géoradar, électromagnétisme et magnétisme, sismique, hyperspectral.

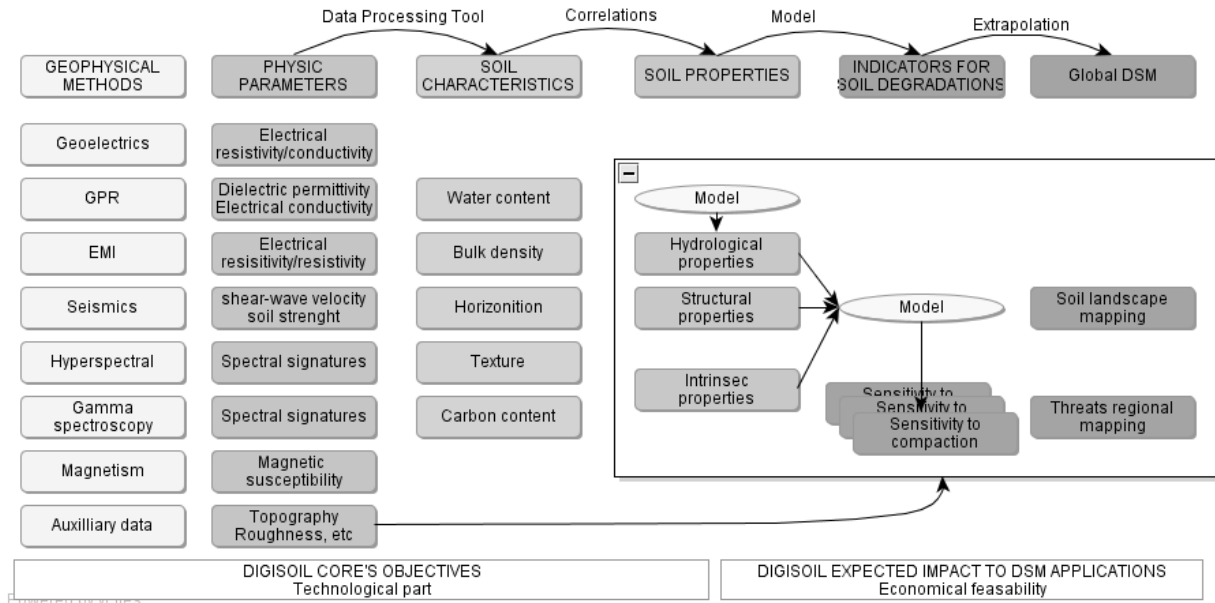


Figure 4. Concept du projet Digisoil

2 - L'intégration des données géophysique : cette étape a permis de proposer différentes approches permettant de combiner les données issus des capteurs et inversées en paramètres géophysiques. Ces approches, basées sur des corrélations ou des méthodes plus statistiques utilisant des lois de comportements physiques, ont débouchés sur une stratégie de réalisation des cartes de propriétés des sols (Figure 2).

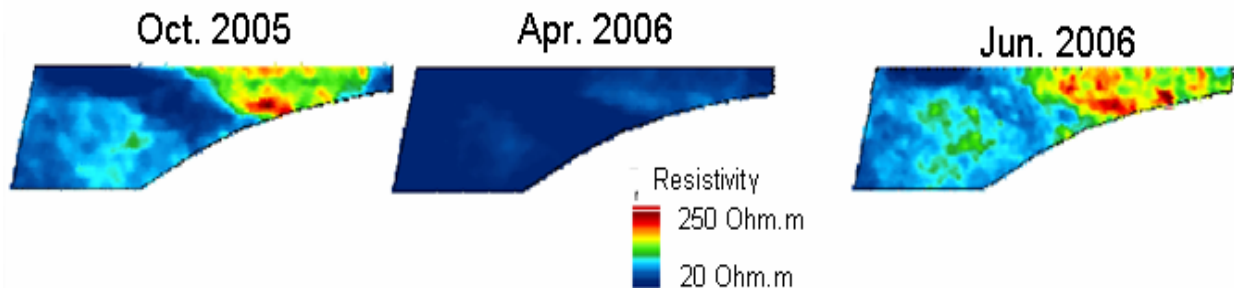


Figure 2. Carte de résistivité pour trois dates montrant l'impact de la saturation en eau sur la résistivité électrique des sols (Besson et al., 2008).

La prochaine étape du projet va consister à tester et valider les propositions émises lors de ces deux premières tâches à partir de données recueillies sur des sites tests. Ces sites étant représentatifs de plusieurs contextes agricoles et climatiques, nous espérons confirmer la méthodologie et les outils développés sur un plan Européen.

### Bibliographie

Besson A., Cousin I., Dorigny A., Dabas M. King D. 2008. The temperature correction for the electrical resistivity measurements in undisturbed soil samples: analysis of the existing conversion models and proposal of a new model. *Soil science* 173 (10) 707-720.



**SESSION 4 : POLLUANTS EMERGENTS DANS LES SOLS :  
IDENTIFICATION, PROBLEMES, REMEDIATION**

**COMMUNICATIONS ORALES**



## L'appréhension de la pollution des sols par le droit

LECOMTE Romain<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Doctorant en Droit

Centre de recherche et de documentation administratives sur la décentralisation, Université de Reims Champagne-Ardenne, Faculté de droit et de science politique, 57 bis rue Pierre Taittinger, 51096 Reims cedex, [www.univ-reims.fr/Crdt](http://www.univ-reims.fr/Crdt).

[romlecomte@hotmail.com](mailto:romlecomte@hotmail.com) ; [romain.lecomte@etudiant.univ-reims.fr](mailto:romain.lecomte@etudiant.univ-reims.fr)

A l'occasion de la proposition de directive cadre relative à la protection des sols (COM(2006) 232 final) en date du 22 septembre 2006, la Commission européenne identifie différentes atteintes portées au sol à l'échelle paneuropéenne, à savoir : érosion, diminution des teneurs en matières organiques, salinisation, tassement du sol, appauvrissement de la biodiversité des sols, imperméabilisation des sols, inondations et glissements de terrain et contamination.

La pollution, phénomène de dégradation du sol directement lié aux activités humaines, constitue une préoccupation récente pour le législateur. De la Révolution industrielle jusqu'aux années 70, les relations de voisinage assurent l'intégration de cette problématique dans la sphère juridique, évitant toute intervention de la loi et laissant les manufacturiers exercer librement leur art.

Depuis le décret du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (I.C.P.E.), une obligation prévoit la remise en état pour les sites ayant accueilli une activité relevant de la nomenclature I.C.P.E. De réglementaire, l'obligation de remise en état se hisse au rang des obligations légales depuis la loi du 30 juillet 2003 relative aux risques technologiques et naturels dont les modalités d'application figurent au sein du décret du 13 septembre 2005. Cette obligation constitue le seul instrument disponible en droit français imposant l'assainissement systématique d'un sol contaminé. Ainsi, quand le ministre de l'environnement entend procéder à la lutte contre les sols pollués, il préconise de se référer à cette obligation (Circulaire DPPR/SEI du 7 juin 1996 relative aux sites pollués. Procédure administrative et juridique applicable en matière de réhabilitation de sites pollués).

L'obligation de remise en état incombe à l'exploitant de l'installation classée et, plus précisément, au dernier exploitant. Ainsi, en cas de succession d'exploitants exerçant, sur un même site, une activité identique ou des activités différentes mais occasionnant une pollution similaire, le dernier des exploitants doit satisfaire à la remise en état du site. Seul le cas de pollutions distinctes issues d'activités elles aussi distinctes permet de segmenter cette obligation entre les différents exploitants. En présence d'un exploitant insolvable, inconnu ou irresponsable, la remise en état du site incombe à l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (A.D.E.M.E.).

Certaines juridictions administratives, par souci d'économie des deniers publics, tentent d'établir une responsabilité supplétive en responsabilisant le détenteur du site. Cette quête jurisprudentielle d'un débiteur présent et solvable a rencontré une fortune mitigée.

Antérieurement à l'intervention de la loi du 30 juillet 2003 et de son décret d'application, la remise en état constitue une obligation dépourvue de toute consistance clairement déterminée. L'article L. 512-17 du Code de l'environnement, en ses alinéas 1<sup>er</sup> à 3, prévoit que l'exploitant place son site dans un état ne présentant aucune menace pour les intérêts protégés par la législation I.C.P.E. et permettant l'accueil d'un usage futur déterminé consensuellement par l'exploitant, le propriétaire du terrain et le maire ou président de l'établissement public de coopération intercommunale compétent en matière d'urbanisme. En l'absence d'accord entre ces parties, l'usage futur retenu consiste en un usage comparable à la dernière période

d'exploitation, sauf si cet usage s'avère manifestement incompatible et nécessite du préfet l'adoption de prescriptions de réhabilitation plus contraignantes.

Le décret du 13 septembre 2005 vient préciser les dispositions de cet article. Cette détermination consensuelle concerne les seuls sites supportant une activité définitivement mise à l'arrêt après le 1<sup>er</sup> octobre 2005. Pour les cessations d'activité intervenues avant cette date, l'usage retenu correspond à celui de la dernière période d'exploitation (art. R.512-79 CE). L'introduction réglementaire d'une distinction non prévue par la loi pose des interrogations quant à la légalité de ce dispositif.

L'article L. 512-17 al. 4 du Code de l'environnement consacre des dispositions spécifiques aux nouvelles installations classées relevant du régime de l'autorisation. Pour celles-ci, il incombe au préfet de prévoir dans l'autorisation le contenu de la remise en état du site.

Le mécanisme de cette obligation de remise en état amène des remarques. A propos de la responsabilité du débiteur, l'imputation intégrale de la remise en état au dernier exploitant pose certaines difficultés quant au respect du principe du pollueur-payeur. De plus, intervenant au moment de la cessation d'activité sans imposer des garanties financières ou une thésaurisation lors de la poursuite de l'activité, cette obligation intervient au moment où les sociétés connaissent souvent des difficultés économiques, accroissant le risque, pour l'administration, de rencontrer un exploitant insolvable. Le droit commercial démultiplie ce risque d'insolvabilité avec le principe de l'autonomie des personnes morales grâce auquel un exploitant peut transférer son site à une filiale créée à cet effet sans que le droit de l'environnement ne vienne s'assurer de la solvabilité de la filiale. Dotée d'une faible capacité financière, si cette société ne peut satisfaire à son obligation au moment de la cessation d'activité, sa maison-mère ne peut voir sa responsabilité engagée.

Le contenu même de l'obligation de remise en état soulève des critiques. Deux écoles s'opposent, les tenants d'une remise en état du site fondée sur l'usage futur et ceux de la restitution du site dans son état initial. Au regard du principe du pollueur-payeur, la seconde école semble à privilégier, mais le pragmatisme encourage à recourir à l'usage futur. Néanmoins, adopter l'option de l'usage futur revient à consacrer un droit à polluer en permettant à un exploitant de poursuivre son activité sur un site initialement dépourvu de toute pollution pour le restituer contaminé quand l'usage choisi s'accommode de la présence de polluants.

Concernant le contenu de l'obligation de remise en état, le droit communautaire constitue une intéressante source d'innovations. La proposition de directive relative aux émissions industrielles (COM(2007) 844 final) du 21 décembre 2007 prévoit, pour certaines activités, l'établissement d'un rapport de base sur l'état du sol préalablement au lancement de l'activité ou du renouvellement d'exploiter. Au moment de la cessation d'activité, l'exploitant procède à une évaluation de la contamination du sol. Si, après comparaison, il apparaît que l'activité constitue une source de pollution, l'exploitant doit procéder aux travaux nécessaires pour que le site retrouve son état initialement déterminé. L'école de la remise en état *ab initio* trouve dans cette proposition de directive un écho favorable mais en contradiction avec le droit national.

Le Grenelle de l'environnement et ses différentes traductions législatives ne comportent que peu de dispositions quant aux sols pollués. Aux dires de ces textes, l'année 2009 devrait voir l'établissement d'un plan d'action pour la réhabilitation des sites orphelins. Cependant, le recours aux deniers publics sans évolution concomitante du dispositif juridique mis en place pourrait se solder par de vaines dépenses.

## **Sélection d'isolats bactériens à partir de sédiments viticoles accumulés dans un bassin d'orage : caractérisation écologique, dégradation d'herbicides et complexation du cuivre**

**NORINI Marie-Paule<sup>1</sup>, BOIS Paul<sup>1, a</sup>, HUGUENOT David<sup>1, a</sup>, LEBEAU Thierry<sup>1, \*</sup>**

<sup>1</sup>Equipe Dépollution Biologique des Sols, Université de Haute Alsace, 33, rue de Herrlisheim, BP 50568, 68008 Colmar Cedex, France

<sup>a</sup> : contribution identique des auteurs

\*Auteur correspondant : thierry.lebeau@uha.fr

### **CONTEXTE DE L'ETUDE**

Comme toute culture spécialisée conduite en mode intensif, la vigne est protégée des attaques de maladies, ravageurs et autres mauvaises herbes par différents produits phytopharmaceutiques. Ces pratiques culturales conduisent à l'utilisation de nombreuses substances actives minérales (ex : sulfate de cuivre) et organiques (ex : aminophosphonates).

Ce travail s'inscrit dans un projet (LIFE ENVIRONMENT Artwet) visant à développer un procédé biologique de traitement des eaux de ruissellement d'un bassin versant viticole alsacien et des sédiments, issus de l'érosion des sols, accumulés dans un bassin d'orage.

### **PRESENTATION DU PROJET LIFE ENVIRONMENT Artwet**

Le bassin d'orage (BO) du Waldeg se situe à 15 Km au Sud/Sud-Ouest de Colmar, sur le piémont de Rouffach (Alsace, France). D'un volume de 1500 m<sup>3</sup> (320 m<sup>2</sup>), il reçoit les eaux et les sédiments d'un bassin versant topographique de 61 ha, soit un bassin hydraulique de 40 ha dont 67,8 % sont exploités en vigne. Ce bassin d'orage a pour vocation première de réguler les flux d'eaux afin de prévenir tout risque d'inondation des habitations situées à l'aval. Il reçoit ainsi, tout au long de l'année, les eaux de ruissellement descendant des coteaux viticoles ainsi que des particules de sol érodées, vecteurs de produits phytosanitaires issus des traitements. Ce bassin d'orage est naturellement végétalisé (notamment avec *Phragmites australis* L.) et peut ainsi être considéré comme une zone humide artificielle (ZHA).

Le projet interdisciplinaire LIFE ENVIRONMENT Artwet (« Mitigation of agricultural non point-source pesticide pollution and phytoremediation in artificial wetland ecosystems ») vise à réduire la charge polluante en sortie du bassin d'orage et à obtenir un rejet dans l'environnement conforme au bon état écologique prévu par la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 (directive cadre européenne, 2000/60/EC). Le cœur du projet porte sur l'étude et l'optimisation du traitement de produits phytosanitaires par cette ZHA en prenant en compte le fonctionnement hydro-bio-chimique du système « eau-sédiment-végétation-bactéries ». L'un des points clés de cette étude est d'adapter le temps de séjour des polluants aux capacités épuratrices des plantes et des bactéries en développant un triplet « adsorbant (rétention des polluants)-bioaugmentation (inoculation de microorganismes préalablement sélectionnés)-phytoremédiation. La dissipation de deux herbicides (glyphosate, diuron et son métabolite, le 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA)) et la complexation du cuivre en vue d'une extraction accrue par des macrophytes préalablement sélectionnés sont plus particulièrement étudiés.

Le présent travail avait pour but de (i) caractériser les espèces bactériennes naturellement présentes dans le BO de Rouffach (ii) isoler les souches bactériennes les plus performantes dans la dégradation et/ou de production de sidérophores (iii) caractériser (morphologiquement, biochimiquement...) la/les espèce(s) ayant le meilleur potentiel pour être utilisée(s) en bioaugmentation en vue de réduire les teneurs en contaminant des eaux de sortie du BO.

## **MATERIELS ET METHODES**

Des prélèvements de sédiments ont été réalisés en entrée d'eau secondaire (P2) du BO et dans une zone plus anoxique à l'aval du BO où l'eau a tendance à stagner (P4). Le sédiment a été échantillonné à deux profondeurs : 0-5 cm (horizon 1, H1) et 5-10 cm (horizon 2, H2). Le prélèvement H1 est considéré entièrement rhizosphérique tandis qu'il a été possible de distinguer dans l'horizon 2 une portion rhizosphérique (H2-R) d'une autre non rhizosphérique (H2-NR).

Après extraction des bactéries contenues dans le sédiment, des cultures sur milieu contaminé en diuron, 3,4-DCA, glyphosate et cuivre ont été réalisées afin d'isoler des bactéries capables de dégrader les herbicides et de complexer le Cu. Des techniques de RISA (Ribosomal Intergenic Spacer Analysis) et de RFLP (restriction fragment length polymorphism) ont permis de différencier des isolats génétiquement différents. Les capacités de dégradation par ces isolats du glyphosate, diuron et 3,4-DCA ont été mesurées par HPLC (High Performance Liquide Chromatography) tandis que la complexation du cuivre a été déterminée par la méthode CAS (Chrome Azurol S). Une analyse moléculaire plus fine par PCR-TTGE (Polymerase Chain Reaction-Temporal Gradient Gel Electrophoresis) des isolats les plus performants, complétée par leur séquençage a été réalisée.

## **RESULTATS-DISCUSSION**

Sur 563 isolats tolérants aux diuron, 3,4-DCA, glyphosate et cuivre, 259 isolats s'avèrent capables de dégrader les composés organiques tandis que 84 peuvent complexer le Cu (dont 35 isolats aptes à la fois à la dégradation des pesticides et à la complexation du Cu). Les capacités dégradantes et/ou complexantes des isolats bactériens, de même que leurs stratégies de croissance (*r* ou *K*) s'avèrent différentes selon la localisation et la profondeur des prélèvements. Les conditions abiotiques différentes (Eh, pH, teneur en contaminants, présence de rhizodépôts) ont très certainement contribué à la sélection de ces différents isolats bactériens.

Les analyses moléculaires des 17 isolats les plus performants montrent qu'il s'agit le plus souvent de consortia. Les différentes souches qui composent ces consortia semblent être génétiquement proches et les niveaux de dégradation et/ou complexation observés semblent être dépendants non pas des souches considérées individuellement mais de leurs associations. Ces résultats ont été mis en relation avec certaines caractéristiques biotiques et abiotiques du bassin d'orage. Une caractérisation (morphologique, biochimique...) plus poussée des deux consortia les plus performants a été réalisée.

## **CONCLUSION-PERSPECTIVES**

Les capacités de dégradation des différents isolats ne semblent pas être dues aux souches elles-mêmes mais plutôt à leurs associations. La compréhension du fonctionnement biochimique (par exemple cométabolisme) des consortia les plus performants pourrait être un élément déterminant dans la perspective d'optimiser le procédé de bioaugmentation à associer à la phytoremédiation pour la gestion des contaminants transitant par le BO.

## **Mobilité et phytodisponibilité du cuivre dans des sédiments viticoles : effet de l'inoculation de bactéries complexant des métaux**

**CORNU Jean-Yves, JEZEQUEL Karine, HUGUENOT David, BOIS Paul, NORINI Marie-Paule et LEBEAU Thierry**

Equipe Dépollution Biologique des Sols, Université de Haute Alsace, 33 rue de Herrlisheim, BP 50568, 68008 Colmar cedex, France.  
karine.jezequel@uha.fr

### **Introduction**

Les traitements phytosanitaires intensifs en viticulture conjugués aux flux de ruissellement et d'érosion lors d'épisodes pluvieux, se traduisent régulièrement par le lessivage d'une quantité importante de pesticides. Une partie de ces pesticides rejoint les bassins d'orage où ils s'accumulent dans les sédiments issus de l'érosion des sols en amont. Des phénomènes de bioatténuation s'observent dans ces bassins en raison du développement de véritables écosystèmes impliquant une microflore complexe et des macrophytes. Pour autant, ces systèmes, à vocation première hydraulique, ne permettent pas de traiter efficacement les contaminations.

La phytoextraction est la seule technique capable d'extraire *in situ* les polluants métalliques d'une matrice poreuse (sédiment, sol). La durée des traitements représente cependant le principal inconvénient de cette technique. Le couplage de la bioaugmentation, une des techniques de bioremédiation, à la phytoextraction apparaît ainsi comme une possibilité, déjà expérimentée avec succès, d'optimiser ces traitements.

Les faibles temps de séjour hydraulique dans le bassin d'orage étudié (1 h à 24 h) expliquent que les microorganismes et les macrophytes n'aient pas le temps nécessaire pour agir suffisamment sur la dynamique des contaminants. L'ajout de matériaux adsorbants est un moyen d'allonger le temps de séjour des contaminants.

Le procédé biologique développé s'inscrit dans une démarche d'ingénierie écologique. Il vise à proposer un triplet adsorbant(s) – microorganisme(s) – plante(s) à introduire directement dans le bassin d'orage afin (1) d'augmenter le temps de séjour des contaminants et (2) d'optimiser le traitement biologique en associant bioaugmentation et phytoremédiation.

Cette étude vise à tester l'efficacité de ce procédé vis-à-vis du cuivre. Elle a pour but d'évaluer l'effet de l'inoculation de bactéries sélectionnées capables de produire des molécules complexantes, dont des sidérophores, sur la mobilité et la phytoextraction du cuivre dans un sédiment viticole.

### **Matériel et méthodes**

#### Mise au point du procédé

La mise au point du procédé est basée sur la mise en œuvre d'un triplet adsorbant(s) – microorganisme(s) – plante(s) résultant d'études antérieures au sein de l'équipe.

#### *Sélection de l'adsorbant*

La capacité d'adsorption vis-à-vis du cuivre de différents matériaux organiques (rafle de maïs, pulpe de betterave) et minéraux (vermiculite, perlite) a été testée dans différentes matrices (eau ultra-pure, extrait de sédiment, eau de ruissellement provenant du bassin d'orage). La pulpe de betterave s'avère être le meilleur adsorbant pour le cuivre quelle que soit la matrice étudiée. Sous agitation, elle adsorbe jusqu'à 60% du cuivre ajouté en seulement deux heures. De ce fait, elle a été retenue pour cette étude.

#### *Sélection bactérienne*

Une sélection de bactéries cultivables isolées à partir du sédiment accumulé dans un bassin d'orage proche de Rouffach (Haut-Rhin, France) a été réalisée. Parmi les 207 isolats génétiquement différents, analysés par RISA et RFLP, 84 ont montré des capacités à complexer les métaux (test Fe-CAS). Des mesures fluorimétriques ont permis de préciser que parmi ces 84 isolats, 21 produisaient des sidérophores (notamment de la pyoverdine) et complexaient spécifiquement le cuivre. L'isolat 106, un consortium, a été retenu pour cette étude en raison de ses capacités de dégradation d'herbicides (glyphosate, diuron), en plus de la complexation du Cu.

#### *Sélection de la plante*

La capacité à extraire le cuivre de trois macrophytes (*Phragmites australis*, *Scirpus lacustris* et *Typha latifolia*) a été testée en laboratoire sur le sédiment prélevé dans le bassin d'orage. La teneur en cuivre du sédiment a été augmentée par ajout de cuivre sous forme  $\text{CuSO}_4$  à raison de 50 et 500 mg Cu  $\text{kg}^{-1}$ . *Phragmites australis* est l'espèce retenue : teneurs en Cu de ses parties aériennes supérieures à celles des autres espèces étudiées et coefficient de translocation élevé ( $> 3$ ), même à 500 mg Cu  $\text{kg}^{-1}$ .

#### Expérimentations

L'efficacité du triplet Pulpe de betterave – Consortium 106 – *Phragmites australis* a été testée en logettes climatisées dans des expérimentations visant à reproduire le fonctionnement du bassin d'orage. Ces expérimentations ont été menées dans des répliques miniatures du bassin d'orage (23cm  $\times$  39 cm  $\times$  10 cm) contenant 6 kg de sédiment.

Une succession de trois événements pluvieux, à raison d'un par semaine, a été simulée par ajouts répétés (x3) d'une solution (1.6 L, 18 mL  $\text{min}^{-1}$ ) contaminée en cuivre (37,5 mg  $\text{L}^{-1}$ ), glyphosate (50 mg  $\text{L}^{-1}$ ), diuron (10 mg  $\text{L}^{-1}$ ) et 3,4 dichloroaniline (10 mg  $\text{L}^{-1}$ ).

Deux régimes hydrauliques ont été testés : un régime « semi-continu » avec vidange du bassin d'orage et un régime « batch » sans vidange.

L'efficacité du procédé est évaluée sur les critères suivants : quantité de cuivre en sortie des bassins d'orage miniatures, cuivre extrait par les plantes. Plusieurs variables explicatives sont prises en compte pour aider à la compréhension du fonctionnement du procédé, notamment la survie microbienne, le potentiel redox du sédiment et la mobilité du cuivre.

#### **Résultats**

Les résultats qui seront présentés permettront de mieux appréhender (1) les interactions entre plantes et bactéries dans les milieux contaminés, (2) la dynamique du cuivre dans les sédiments et (3) la pertinence du couplage bioaugmentation – phytoextraction pour l'extraction du cuivre dans les zones humides artificielles.



## Processus rhizosphériques déterminant la phytodisponibilité du cuivre pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole

BRAVIN Matthieu N<sup>1,\*</sup> et HINSINGER Philippe<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : UMR ECO&SOLS, INRA-IRD-Montpellier SupAgro, 2 place Viala, 34060 Montpellier, matthieu.bravin@cirad.fr

\* Nouvelle adresse : UPR Recyclage et risque, CIRAD, avenue Agropolis, 34098 Montpellier

### Introduction

La phytodisponibilité des éléments traces (ET) dans les sols est couramment estimée à l'aide de méthodes physico-chimiques mises en œuvre sur le sol non rhizosphérique (« bulk soil ») (Peijnenburg *et al.* 2007). Pourtant, les activités racinaires sont capables de profondément altérer les propriétés physico-chimiques du sol au contact des racines, i.e. la rhizosphère, modifiant ainsi la disponibilité des ET (Wenzel *in press*).

Dans le contexte des sols à antécédent viticole contaminés en cuivre (Cu) en Languedoc-Roussillon, nous avons cherché à identifier les principaux processus rhizosphériques contrôlant la phytodisponibilité de Cu pour le blé dur (*Triticum turgidum durum* L.) lorsqu'il est cultivé dans des sols présentant de fortes variations de pH. Ce résumé présente une synthèse des résultats acquis dans le cadre de la thèse de Matthieu Bravin (Bravin 2008).

### Matériel et méthodes

Une banque de sols d'une quarantaine d'échantillons a été constituée de manière à couvrir des niveaux de contamination en Cu (32-184 mg kg<sup>-1</sup>) et de pH (3,9-7,8) variés.

Au cours d'une première expérimentation au champ, des plants de blé dur ont été prélevés sur chaque site et la concentration en Cu dans les parties aériennes et les racines a été déterminée. Le sol adhérent aux racines, considéré comme rhizosphérique, a été collecté et la concentration en Cu et le pH ont été mesurés sur des extraits CaCl<sub>2</sub> dans la rhizosphère et le bulk soil pour comparaison.

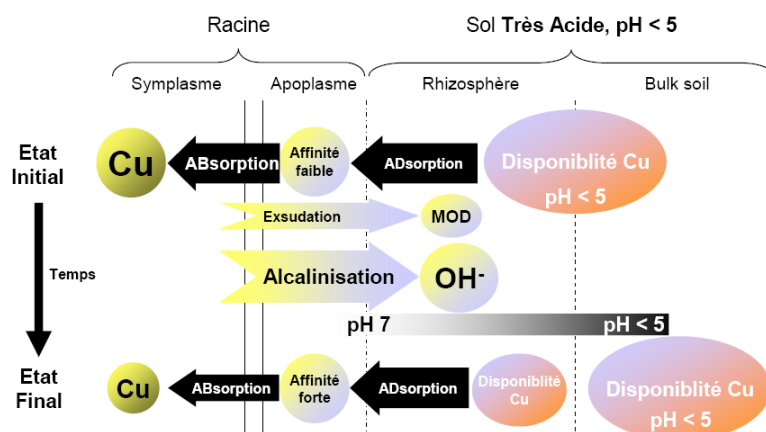
Des expérimentations complémentaires au laboratoire ont enfin été réalisées à l'aide du système de culture en biotest développé par Chaignon et Hinsinger (2003).

### Phytodisponibilité de Cu en sols acides

En sols très acides (pH < 5, Figure 1), la disponibilité de Cu est initialement très forte. Cependant, le blé dur est capable d'induire une alcalinisation de la rhizosphère qui peut se traduire par un pH égal à environ 7 à la surface des racines. Suite à l'alcalinisation, l'affinité de Cu pour l'apoplasme racinaire augmente mais la concentration de Cu dans le compartiment apoplasmique n'est pas plus forte qu'en l'absence d'alcalinisation de la rhizosphère du fait d'une disponibilité de Cu beaucoup plus faible dans la rhizosphère. En fin de compte, l'absorption de Cu est fortement diminuée. L'alcalinisation de la rhizosphère est donc apparue comme le phénomène majeur régulant (diminuant) la phytodisponibilité de Cu pour le blé dur dans les sols très acides.

### Phytodisponibilité de Cu en sols neutres à alcalins

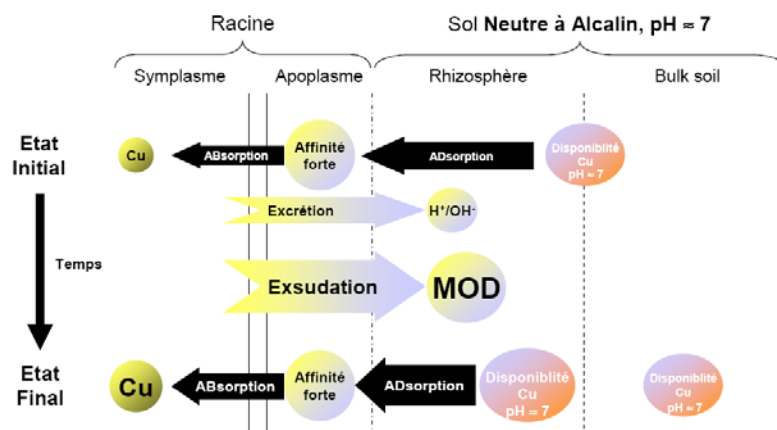
En sols neutres à alcalins (pH ≈ 7, Figure 2), la disponibilité de Cu est initialement faible. L'activité racinaire modifie peu le pH ( $\Delta\text{pH} \leq 0,5$ ) mais en revanche induit une augmentation significative de la concentration en MOD dans la rhizosphère. L'augmentation de la concentration en MOD tend à augmenter la disponibilité de Cu dans la rhizosphère et suggère une augmentation de la phytodisponibilité de Cu pour le blé dur.



**Figure 1.** Processus rhizosphériques régulant la phytodisponibilité du cuivre (Cu) à l'interface sol-racine pour le blé dur cultivé en sol très acide ( $\text{pH} < 5$ ) contaminé en Cu. Explications dans le texte.

### Conclusion

In fine, la disponibilité de Cu dans la rhizosphère du blé dur dans un sol très acide est similaire à la disponibilité de Cu dans la rhizosphère du blé dur dans un sol neutre à alcalin présentant un niveau équivalent de contamination. La phytodisponibilité de Cu pour le blé dur ne serait donc pas dépendante du pH initial du sol, mais plutôt du niveau de contamination en Cu du sol tel que cela a été observé sur le terrain.



**Figure 2.** Processus rhizosphériques régulant la phytodisponibilité du cuivre (Cu) à l'interface sol-racine pour le blé dur cultivé en sol neutre à alcalin ( $\text{pH} \approx 7$ , non calcaire) contaminé en Cu. Explications dans le texte.

D'un point de vue agronomique, ces résultats ont des conséquences importantes du point de vue des risques de phytotoxicité de Cu pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole dans le contexte languedocien, i.e. avec une large gamme de pH et un niveau modéré de contamination en Cu des sols. Dans les sols les plus acides, le phénomène d'alcalinisation semble prévenir l'apparition d'une phytodisponibilité élevée et ses conséquences en terme de rhizotoxicité. Au contraire, les problèmes liés à une phytodisponibilité excessive de Cu pour le blé dur seront vraisemblablement rencontrés très majoritairement dans les sols calcaires en lien avec un risque élevé d'apparition d'une chlorose ferrique (Michaud *et al.* 2007).

### Bibliographie

- Bravin NM 2008 Thèse de doctorat, Montpellier SupAgro.
- Chaignon V et Hinsinger P 2003 J. Environ. Qual. 32, 824-833.
- Michaud AM *et al.* 2007 Plant Soil 298, 99-111.
- Peijnenburg WJGL *et al.* 2007 Ecotox. Environ. Safe. 67, 163-179.
- Wenzel WW *in press* Plant Soil DOI 10.1007/s11104-008-9686-1.

## Contaminations des sols par les activités minières à Lubumbashi (RDC). Incidences en matière de diagnostic et de choix de solutions de gestion

MPUNDU MUBEMBA Michel<sup>1,2</sup>, NGOY SHUTCHA Mylor<sup>1,3</sup>, FAUCON Michel  
Pierre<sup>3</sup>, MAHY Grégory<sup>2</sup>, NGONGO LUHEMBWE Michel<sup>1</sup>, MEERTS Pierre<sup>3</sup>,  
COLINET Gilles<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Faculté d'agronomie, Université de Lubumbashi, BP 1825 Lubumbashi, RDC,  
[mpundu.mubemba@unilu.ac.cd](mailto:mpundu.mubemba@unilu.ac.cd)

<sup>2</sup> Sol, Ecologie, Territoire, FUSAGx, Passage des déportés 2, B-5030, Gembloux,  
[colinet.g@fsagx.ac.be](mailto:colinet.g@fsagx.ac.be)

<sup>3</sup> Génétique et écologie végétale, ULB. CP244, boulevard du Triomphe, 1050 Bruxelles,  
[pmeerts@ulb.ac.be](mailto:pmeerts@ulb.ac.be)

### 1. Introduction

Le développement de la ville de Lubumbashi (RD Congo) est intimement lié à l'extraction minière et au traitement des minerais de cuivre et connaît actuellement un regain d'activités impressionnant dans tout le Katanga. Face au constat de dégradation des écosystèmes particulièrement flagrant à Lubumbashi et au risque de disparition d'une série d'espèces végétales endémiques du cuivre dans les sites miniers, des études sont menées pour (i) caractériser l'étendue spatiale des contaminations des différents compartiments écosystémiques (sols, sédiments, eaux, végétation), (ii) évaluer les risques de contamination de la chaîne alimentaire par les activités de production agricole dans les sites contaminés, (iii) mieux connaître les conditions édaphiques spécifiques aux plantes du cuivre et (iv) intégrer celles-ci dans des actions de réhabilitation des sites dégradés. Est présenté ici l'état d'avancement des recherches relatives aux deux premiers points et menées dans le cadre du projet REMEDLU, financé par la coopération interuniversitaire belge.

### 2. Méthodologie

L'estimation des contaminations des sols par certains éléments traces métalliques aux alentours de Lubumbashi ainsi que des risques de transfert vers la chaîne alimentaire repose sur (i) l'estimation spatialisée des contaminations des sols, (ii) la compréhension des mécanismes de transferts sols-plantes et (iii) l'évaluation des risques de dissipation vers les hydrosystèmes d'une part, vers les cultures potagères d'autre part. Les différentes étapes de l'estimation des contaminations des sols sont l'évaluation préliminaire du potentiel géochimique de sites contaminés de manière naturelle ou suite aux activités de traitement des minerais (Colinet *et al.*, 2007), l'estimation des teneurs naturelles dans les sols autour de Lubumbashi, la cartographie des contaminations. Les impacts des contaminations sur les relations sols-plantes sont étudiés sur base de relevés de végétation (Faucon *et al.*, 2008), de mesures de bioconcentration et de tests de croissance et de tolérance par des expérimentations en pots, en jardin expérimental ou *in-situ* (Ngoy Shutcha *et al.*, sd).

### 3. Principaux résultats

#### 3.1. Contaminations des sols

Les analyses effectuées sur les roches minéralisées et divers sites contaminés ont montré toute l'importance de définir une typologie des contaminations, notamment pour les éléments Cd, Pb et Zn pour lesquels les différences de teneurs sont les plus marquées.

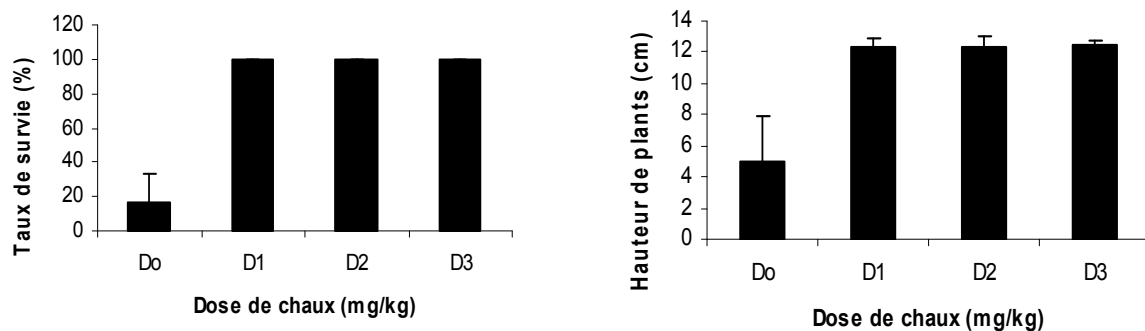
Un référentiel relatif aux teneurs naturelles a été établi pour les principaux types de sols rencontrés dans les quartiers de Lubumbashi les plus dégradés d'un point de vue environnemental. Des séries de sol identiques ont ainsi été caractérisées en milieu rural ou forestier et à proximité de la cheminée de la Gécamines.

Les résultats confirment l'importance des contaminations en milieu urbain et montrent également une forte variabilité spatiale à courte distance. Les phénomènes de dégradation des sols sont à l'origine d'importantes redistributions des contaminants dans les systèmes sols-sédiments et la caractérisation de l'état de surface apparaît importante dans le diagnostic de la contamination.

### 3.2. Contaminations des sols et risques de transferts

Dans le cadre de la limitation des dissipations des ETM dans l'environnement, des essais de croissance et de tolérance aux contaminants ont été menés sur différentes espèces herbacées et ligneuses candidates à la phytostabilisation d'une part, sur des plantes potagères d'autre part. L'effet de différentes doses de chaux et de compost a été observé sur un certain nombre de paramètres visuels (taux de germination, taux de survie, hauteur des plants, nombre de feuilles... figure 1), ainsi que sur les concentrations dans la plante.

Les expériences relatives à la phytostabilisation ont montré l'importance cruciale du niveau d'acidité de la réaction du sol sur sa phytotoxicité et ont permis de sélectionner des espèces qui pourraient satisfaire aux exigences d'une revégétalisation rapide.



**Figure 5 :** Taux de survie (gauche) et hauteur de plants (droite) de *Leucaena leucocephala* à 90 jours en fonction de la dose de chaux dans un essai en pots installé en 2007 : D0 = Sol contaminé sans amendement, D1 = Sol contaminé + 5 g/kg de chaux, D2 = Sol contaminé + 10 g/kg de chaux, D3 = Sol contaminé + 15 g/kg de chaux.

## 4. Conclusions et perspectives

Les premières études relatives à la caractérisation des contaminations autour de Lubumbashi ont permis de définir les niveaux de référence exempts de contamination, de mieux cerner l'étendue des contaminations et de mettre en évidence l'importance des redistributions de surface. Les expérimentations *ex-situ* ont permis de sélectionner des traitements (chaux, matière organique) pour limiter la phytotoxicité des contaminants ainsi que des espèces candidates à la phytostabilisation.

Les travaux futurs viseront d'une part à estimer l'ampleur des contaminations dans les zones péri-urbaines à vocation agro-pastorale ainsi que d'autre part à valider les résultats des expérimentations par la mise en place d'essais *in situ*.

## Références

- Colinet G., Saad L., Cubaka A., Ngongo M., Mahy G., Verbruggen N., Bock L. Meerts P. [2007]. Phytoremediation of contaminated sites in urban environment : preliminary results of a study focussed on Lubumbashi. 9th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE). Beijing, China, July 15-19, 2007.
- Faucon M.-P., Colinet G., Mahy G., Ngongo Luhembwe M., Verbruggen N., Meerts P. (2008). Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *crepidorhodon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant and Soil*. Accepted 2 octobre 2008.
- Ngoy Shutcha M., Mpundu Mubemba M., Faucon M.-P., Ngongo Luhembwe M., Visser M., Colinet G., Meerts P. (sd). Phytostabilisation of Copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments. Submitted.

## Transfert sol-plante du nickel et du manganèse dans des sols miniers latéritiques de Nouvelle-Calédonie

POUSCHAT Priscilla, ROSE Jérôme, KELLER Catherine et AMBROSI Jean-Paul

CEREGE, UMR 6635, Aix-Marseille Université, CNRS, IRD, CdF, Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 AIX EN PROVENCE Cedex 04, pouschat@cerege.fr

### Introduction

Les sols ferritiques (plus de 50 % de fer (Fe)) de Nouvelle-Calédonie sont naturellement riches en métaux (chrome (Cr), nickel (Ni), cobalt (Co) et manganèse (Mn)), déficients en nutriments (azote, phosphore, potassium), et ont un ratio calcium/magnésium très faible. Sous ces conditions écologiques particulières, la Nouvelle-Calédonie, déjà reconnue comme un « point chaud » de biodiversité constitue un laboratoire naturel pour l'étude et la compréhension des stratégies d'adaptation des plantes aux sols métallifères, et plus particulièrement des phénomènes de tolérance et d'(hyper)accumulation des métaux par les plantes. La compréhension de tels mécanismes est notamment nécessaire au développement de techniques de phytoextraction, mais également de restauration post-mine des écosystèmes et de phytoremédiation de sites pollués de manière générale.

Nickel et manganèse sont tous deux des éléments essentiels à la vie des plantes. Cependant, certaines plantes ont la capacité de les tolérer et les accumuler ou hyperaccumuler au-delà des quantités usuellement présentes dans leurs parties aériennes. Si le nickel a été très étudié chez les plantes hyperaccumulatrices, il existe très peu d'études concernant la spéciation ou la localisation du manganèse bio-accumulé par les plantes, ou co-accumulé (Ni et Mn). En conséquence, les objectifs de cette étude étaient de mieux comprendre le transfert du manganèse, en parallèle avec celui du nickel, depuis le sol jusqu'aux feuilles de plantes « modèles » de tolérance et d'(hyper)accumulation, ainsi que l'adaptation de ces plantes à des sols métallifères hostiles.

### Matériels et méthodes

Un échantillonnage a été réalisé en février 2007 le long d'une toposéquence de bassin versant d'un massif minier ultrabasique de Nouvelle-Calédonie, le Koniambo (Figure 1). Des plantes modèles, parmi deux genres ubiquistes de Nouvelle-Calédonie (Myrtacées et Euphorbiacées), ont été choisies pour l'étude du manganèse (*Tristaniopsis guillainii* et *T. calobuxus*) à différentes altitudes et de la co-accumulation Mn et Ni (*Phyllanthus serpentinus*).

Les feuilles, tiges et racines des plantes ont été collectées. Les sols rhizosphériques et bruts associés ont été échantillonnés et caractérisés. Parties de plantes et sols ont été analysés pour leurs concentrations totales en nutriments et métaux par ICP-OES. Un traitement statistique par analyse en composantes principales (ACP) a été réalisé sous Statistica 7.

Dans un second temps, afin de pouvoir imager et déterminer la localisation et la spéciation des métaux dans les échantillons végétaux tout en leur évitant un risque de déshydratation, une « chaîne du froid » a été mise en place, depuis le terrain jusqu'aux analyses. Toutes les techniques analytiques utilisées ont dû tout d'abord être adaptées à la cryogénie afin d'éviter tout risque de modification des tissus et composition des plantes. La localisation de Mn et Ni a été étudiée en mode cryogénique à différentes échelles : microscope analytique à rayons X ( $\mu$ XRF-EDX) de laboratoire avec platine à effet Peltier, cryovidéomicroscope X à balayage (cryo-SXM) en synchrotron (ESRF, Grenoble) et cryo-

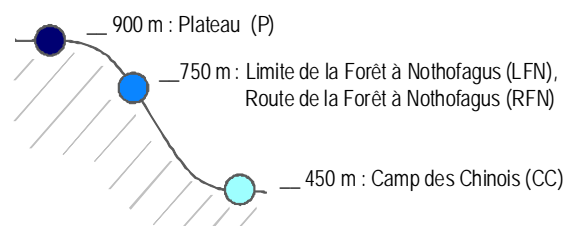


Figure 1 : Schéma récapitulatif de la toposéquence d'échantillonnage.

microscope électronique à balayage (cryo-MEB/EDX) sur coupes fines d'échantillons congelés et réalisées en cryo-microtome. Les spéciations de Mn et Ni dans les plantes et les sols ont été déterminées par la spectroscopie d'absorption des rayons X en mode cryogénique (cryo-XAS) (ESRF, Grenoble ; ELETTRA, Trieste). Un jeu de références aux seuils K du Mn et Ni a été utilisé pour modéliser les échantillons en combinaisons linéaires.

### Résultats et discussion

Les analyses totales en métaux et nutriments ont révélé des teneurs très élevées en métaux dans les sols (de manière générale, 40 % Fe, 2 % Cr, 0,4 % Mn, 0,3 % Ni et < 1 % Co), non corrélées aux teneurs dans les plantes (par exemple dans les feuilles de *T. guillainii*, 30-70 mg Fe/kg matière sèche (MS), < 1 mg Cr/kg MS, 500-1 500 mg Mn/ kg MS, < 10 mg Ni/kg MS et < 25 mg Co/kg MS). De manière générale, les plantes n'ont pas un comportement passif, et accumulent de manière différenciée ces métaux.

Etant donné le grand nombre de données obtenues, un traitement statistique par ACP a été effectué sur les sols et les plantes. Dans un premier temps, l'analyse de la composition chimique de sols a révélé que les sites d'échantillonnage (Figure 1) se différençaient en premier lieu (Figure 2). L'ACP n'a pas révélé de différenciation de leur caractère rhizosphérique ou brut (Figure 2a) d'une part, ou des sols des espèces testées d'autre part (Figure 2b).

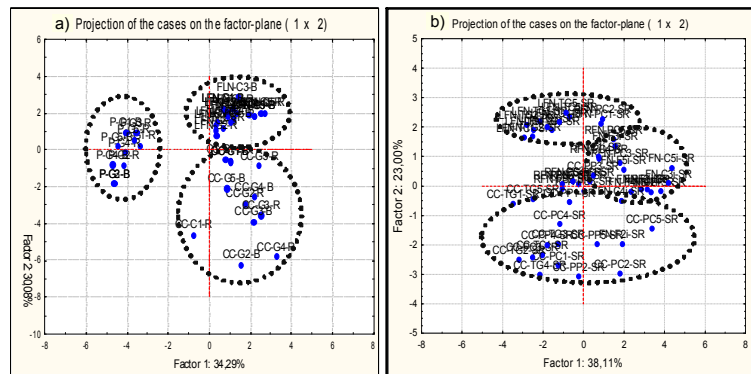


Figure 2 : ACP des sols a) rhizosphériques et bruts associés aux *Tristaniopsis* de 450 à 900 m b) rhizosphériques associés aux *Tristaniopsis* et *Phyllanthus* de 450 et 750 m.

De même, des ACP sur les *Tristaniopsis* ont révélé une différenciation chimique par site et non par espèce (données non présentées), il ne semblait pas y avoir une différence significative de comportement face au manganèse entre *T. guillainii* et *T. calobuxus*.

Ceci s'est confirmé lors des études de localisation et spéciation du manganèse. En effet, la microscopie électronique à balayage et la microscopie X ont montré que le manganèse se répartissait dans tous les types de tissus, de la racine à la feuille, avec par exemple, pour la feuille, une accumulation préférentielle dans des tissus métaboliquement moins actifs tels que les épidermes, aussi bien chez *T. guillainii* que chez *T. calobuxus*. La même tendance a été observée chez *P. serpentinus*, aussi bien pour le manganèse que le nickel. Enfin, l'étude de la spéciation du manganèse depuis le sol jusqu'aux feuilles par cryo-XAS puis traitement par combinaisons linéaires de composés de référence a permis de mettre en évidence une diminution du degré d'oxydation du manganèse entre le sol et la racine, de Mn(III) et Mn(IV) à Mn(II) respectivement, quelle que soit l'espèce testée. De plus, sa forme chimique n'évolue pas depuis la racine jusqu'à la feuille et est identique chez toutes les plantes testées. Il se trouve sous forme de complexes organométalliques : un monodentate type Mn(II)-acetate (environ 2/3), et un bidentate type Mn(II)-acetylacetonate (1/3 environ). Quant au nickel, les mêmes formes et partition ont été observées.

### Conclusion

Si les *Tristaniopsis*, plantes ubiquistes des maquis, semblent avoir un comportement sélectif vis-à-vis des métaux, les ACP ont montré que la différenciation entre les plantes se faisait au niveau des sites d'échantillonnage (différences dans la composition des sols comme des plantes), et non de l'espèce testée. Il en était de même avec *P. serpentinus*. Ceci semble se confirmer par l'étude des localisations et spéciation des métaux. En effet, malgré une spéciation différente dans les sols, Ni et Mn bioaccumulés se trouvent sous forme de complexes organométalliques similaires dans les plantes, majoritairement dans des tissus métaboliquement moins actifs.

## Impact de la transpiration sur l'absorption de nickel par *Leptoplax emarginata* : approche écophysiological

COINCHELIN David<sup>1</sup>, BARTOLI François<sup>1</sup>, ROBIN Christophe<sup>2</sup>,  
ECHEVARRIA Guillaume<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : INPL (ENSAIA)/INRA, Laboratoire Sols et Environnement, B.P. 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, [david.coinchelin@ensaia.inpl-nancy.fr](mailto:david.coinchelin@ensaia.inpl-nancy.fr)

<sup>2</sup> : INPL (ENSAIA)/INRA, Laboratoire Agronomie Environnement, B.P. 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex

### Introduction

La phytoextraction est une technique de remédiation in situ des sols qui consiste en des cultures successives de plantes hyperaccumulatrices sur des sols contaminés en Eléments en Traces Métalliques (ETM). Ces plantes vont extraire et stocker dans leurs parties aériennes les ETM du sol contaminé. Malgré l'intérêt porté sur cette technologie depuis une vingtaine d'années, il n'y a pas vraiment de démonstrations de son succès, les pratiques agronomiques étant peu connues et des modèles devant être encore développés pour prédire sa faisabilité sur site.

Robinson *et al.* (2003) proposent une équation simplifiée de prédiction de la quantité d'ETM accumulé dans les parties aériennes d'une plante (fonction puits de la plante) :

$$M = \Phi.T.[C] \quad (1)$$

où M est la quantité d'ETM dans la biomasse aérienne, T le volume d'eau transpiré, [C] la concentration en ETM dans la solution du sol et  $\Phi$  un coefficient d'absorption racinaire et de translocation de l'ETM considéré. Le coefficient d'absorption racinaire et de translocation est un paramètre qui dépend fortement du couplage entre production de biomasse et transpiration mais aussi de la concentration en ETM dans la solution du sol.

Dans cette étude nous avons étudié (i) l'impact de la transpiration sur l'absorption de Ni par une plante hyperaccumulatrice comparativement à du blé, non accumulateur d'ETM, et (ii) validé, dans un milieu poreux non réactif, ce modèle "fonction puits de la plante".

### Matériels et méthodes

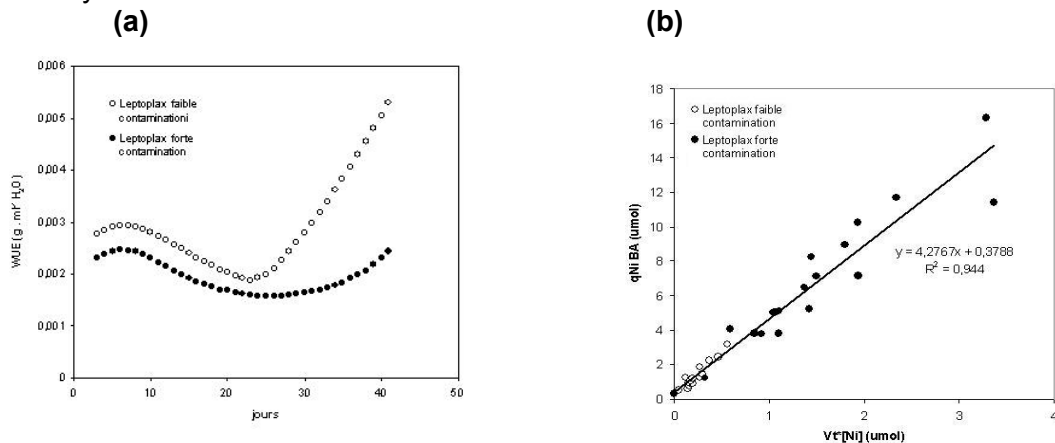
Nous avons suivi les cinétiques de croissance et d'accumulation du nickel par la plante hyperaccumulatrice de Ni *L. emarginata*, et par le blé, dans des pots fermés contenant du sable non-réactif fertilisé et contaminé artificiellement en Ni. Les niveaux de contamination en Ni dans la solution du sol étaient de 1 mg/L pour une partie des *L. emarginata* (faible contamination) et 10 mg/L pour l'autre partie (forte contamination). Les concentrations en Ni étaient gardées relativement constantes durant la culture grâce à des ajouts contrôlés de métal lors des irrigations quotidiennes. La quantité d'eau transpirée a été mesurée quotidiennement pour chaque plante et des mesures couplées de transpiration foliaire et d'assimilation carbonée ont été effectuées juste avant le prélèvement hebdomadaire de plantes et de solutions du sol, en vue d'analyses. Ces analyses ont consisté en des pesées pour déterminer les biomasses racinaires et aériennes, des analyses chimiques pour estimer les quantités de métal sur et dans les racines ainsi que dans la biomasse aérienne, des analyses physico-chimiques des solutions du sol extraites à l'aide d'une pompe à vide (pH, concentration en nickel et en ions fertilisants).

### Résultats et discussions

#### Ecophysiological et teneurs en Ni dans les plantes

Lorsque que l'on regarde comment l'eau est efficacement utilisée pour la photosynthèse (WUE), on voit que pour un même volume d'eau transpirée, les plantes cultivées sur du sable faiblement contaminé avaient la production de biomasse la plus importante (figure 1a). On observe également, pour les deux modalités, une diminution du WUE en début de culture, jusqu'aux seuils des 25<sup>èmes</sup> (faible contamination) et 30<sup>èmes</sup> (forte contamination) jours, à partir desquels le rapport WUE augmente.

La concentration moyenne en Ni dans les racines (matière sèche) était, en début de culture, de 234 mg/kg pour la forte contamination et de 88 mg/kg pour la faible contamination, contre seulement 78 et 23 mg/kg en fin de culture, respectivement. Corrélativement, la quantité de Ni dans les racines de l'hyperaccumulateur diminue aussi. Nous avons ainsi estimé la cinétique du flux de nickel passant des racines vers la biomasse aérienne, cette translocation étant très marquée en début de culture jusqu'aux seuils écophysiologicals identifiés. Cela est attribuable aux diminutions de l'utilisation efficace de l'eau pour la photosynthèse (WUE) observées jusqu'à ces seuils. En effet, la concentration de Ni dans les racines étant très importante en début de culture, la plante a consommé beaucoup d'eau pour transporter le Ni vers les parties aériennes dans un but de détoxification, cette eau étant alors moins utilisable pour la photosynthèse.



**Fig. 1. (a)** Evolution de l'utilisation efficace de l'eau pour la photosynthèse (rapport entre la production de biomasse aérienne et la transpiration) au cours de la culture en g biomasse aérienne sèche/ml d'eau transpirée. **(b)** Relation entre la quantité de Ni accumulée dans la biomasse aérienne de *L. emarginata*, au cours du temps et le produit de ce volume cumulé d'eau transpirée, en fonction du temps, par la concentration correspondante en Ni dans la solution du sol (équation (1)).

#### Relation entre la transpiration et l'accumulation de Ni

Il y a une forte corrélation entre la quantité de Ni accumulée, au cours du temps, dans les parties aériennes de *L. emarginata* et le volume cumulé d'eau transpirée correspondant. Plus la plante transpire plus cette dernière absorbe et accumule l'ETM. Le fait d'avoir gardé la concentration en Ni dans la solution du sol relativement constante nous a permis d'obtenir une relation linéaire entre la quantité de nickel phytoaccumulé dans les parties aériennes et le produit du volume cumulé d'eau transpiré par la concentration correspondante en Ni dans la solution du sol (figure 1b).

Nous avons ainsi validé l'équation (1) de Robinson et al. (2003), la pente de cette régression linéaire étant le coefficient d'absorption racinaire et de translocation du nickel,  $\Phi$ , de cette équation. Notons que la droite de régression passe tout près de l'origine, son interception avec l'axe des ordonnées étant égale à 0,31 μmoles de Ni, ce qui est très proche de la quantité initiale de Ni dans la graine (0,28 μmoles). Pour le nickel, la valeur du coefficient  $\Phi$  est de 4,28 pour *L. emarginata*, quelque soit la concentration en Ni de la solution du sol, alors qu'elle n'est que de 0,05 pour le blé, très faible accumulateur d'ETM.

#### **Conclusions**

Nous avons pu mettre en évidence l'interaction entre la transpiration et la translocation du Ni. Nous avons aussi déterminé un coefficient d'absorption racinaire et de translocation du Ni pour *Leptoplax emarginata* ( $\Phi = 4,28$ ) afin de l'utiliser ultérieurement dans une modélisation non spatialisée de la phytoaccumulation, qui prendra en compte les réactivités de la rhizosphère et du sol non rhizosphérique.

Robinson B, Fernandez J-E, Madejon P, Maranon T, Murillo, J-M, Green S, Clothier B, 2003. Phytoextraction and assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant and Soil* 249: 117-125.



## Etude *in situ* et à long terme du devenir et des conséquences environnementales de la multipollution d'un sol

LEYVAL Corinne<sup>1</sup>, BARNIER Christophe<sup>2</sup>, BEGUIRISTAIN Thierry<sup>1</sup>,  
AUDA Pascale<sup>4</sup>, BERTIN Philippe<sup>6</sup>, BIACHE Coralie<sup>3</sup>, CEBRON Aurélie<sup>1</sup>,  
FAURE Pierre<sup>3</sup>, MASFARAUD Jean-François<sup>4</sup>, CAUPERT Cécile<sup>1</sup>, OUVRARD  
Stéphanie<sup>2</sup>, RAOULT Noële<sup>7</sup>, SIMONNOT Marie-Odile<sup>5</sup>, VASSEUR Paule<sup>4</sup>

<sup>1</sup>LIMOS, Laboratoire des Interactions Microorganismes-Minéraux-Matière Organique dans les Sols, CNRS, Nancy Université, Faculté des Sciences BP239 54506 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex

<sup>2</sup>LSE: Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120 INPL (ENSAIA/INRA), 2, avenue de la Forêt de Haye 54505 Vandoeuvre les Nancy

<sup>3</sup>G2R : Géologie et Gestion des Ressources Minérales et Energétiques, UMR7566 CNRS-Nancy Université BP 239 54506 - Vandoeuvre-les-Nancy Cedex

<sup>4</sup>LIEBE : Laboratoire Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes UMR 7146 CNRS-Université de Metz ;

<sup>5</sup>LSGC : Laboratoire des Sciences du Génie Chimique CNRS UPR 6811 1, rue Grandville BP20451 54001 NANCY Cedex,

<sup>6</sup>GMGM, Strasbourg,

<sup>7</sup>GISFI-LSE

### Contexte de l'étude

Les activités agricoles, urbaines ou industrielles, sont à l'origine de contaminations des sols, qui représentent un risque de toxicité et de transfert à l'homme. La contamination des sols est très souvent multiple, liée à des mélanges de contaminants organiques et métalliques. Bien qu'il ne s'agisse pas de polluants émergents, la présence de contaminations multiples, à la fois organiques et métalliques dans les sols, largement rencontrées sur des sites industriels comme par exemple des anciennes cokeries, pose un problème important en termes d'identification des polluants et de leur impact sur l'environnement ainsi qu'en termes de remédiation. Or, la problématique des **multipollutions** a été encore peu étudiée, et il est actuellement difficile d'évaluer l'évolution *in situ* de ces multipollutions et leurs interactions et les conséquences pour l'environnement et pour l'homme.

Pour aborder cette problématique complexe des multipollutions dans les sols, une approche multidisciplinaire associant la géochimie, la microbiologie, la toxicologie et la science du sol a été proposée dans le cadre du projet ANR Multipolsite (2008-2012).

Le projet a pour objectif **d'étudier à long terme et *in situ* le devenir de multipollutions organiques et métalliques dans un contexte d'atténuation naturelle et de phytoremédiation, avec une approche multidisciplinaire et intégrée** prenant en compte: l'analyse des polluants dans les sols, les solutions, les végétaux, la biodisponibilité et la toxicité des polluants, la colonisation végétale spontanée et la croissance des plantes introduites, la faune du sol et la diversité microbienne fonctionnelle, c'est-à-dire celle impliquée dans la biodégradation des polluants organiques, dans la tolérance aux éléments en traces métalliques et dans leur mobilité –biodisponibilité, et conduisant à des données pour une modélisation de l'écodynamique de ces polluants.

### Matériels et méthodes

Ce projet s'appuie sur la plate-forme expérimentale du GISFI (GIS sur les Friches Industrielles) à Homécourt (54), avec un dispositif de 24 parcelles expérimentales (2x3x0,4m, lxlxH) mis en place en 2005 et des lysimètres de grande taille (1m<sup>2</sup> de section x 2m de haut). Les travaux sont réalisés avec le sol d'une ancienne cokerie contaminé en hydrocarbures

aromatiques polycycliques (HAP) et en métaux (Zn, Cd, As). Ces parcelles sont constituées de cuves en inox et permettent de récupérer et d'analyser les effluents de chaque parcelle. Des prélèvements de terre et de végétaux sont effectués depuis la mise en place des parcelles deux fois par an, ainsi qu'un suivi des effluents, pour analyser le devenir des polluants et leur toxicité au cours du temps et en fonction des traitements. Le dispositif de parcelles comporte 5 traitements, avec 4 parcelles par traitement :

Non plantées non désherbées (végétation spontanée)

Non plantées désherbées (désherbage manuel)

Plantées (*Noccaea caerulescens*)

Plantées (*Medicago sativa*)

Plantées et mycorhizées (*Medicago sativa* + *Glomus intraradices*)

Enfin, quatre parcelles plantées (*Medicago sativa* + *Glomus intraradices*) sont réalisées avec la même terre après traitement par désorption thermique.

### Résultats

L'analyse des 16 HAP dans les échantillons de terre prélevés montre une diminution significative de leur concentration au cours du temps, mais pas de différence significative entre les traitements. Les analyses des hydrocarbures saturés, aromatiques, des résines et asphaltènes ne montrent pas non plus de différence entre les traitements. Ces résultats suggèrent une faible disponibilité des HAP dans le sol, qui est confirmée par les faibles valeurs d'extractibilité au Tenax. La plante hyperaccumulatrice initialement plantée sur le site ne s'est pas bien développée et n'a pu être analysée. Pour la luzerne, le taux de colonisation mycorhizienne a été très faible les deux premières années, et est plus élevé dans les parcelles traitées par désorption thermique indiquant une toxicité vis à vis des champignons mycorhiziens. Les analyses des teneurs en métaux dans la luzerne montrent des teneurs en Zn et en As non négligeables dans les parties aériennes des luzernes. Pour les parcelles colonisées par la végétation spontanée, la richesse et la diversité des espèces varient entre les parcelles de sol non traité et traité par désorption thermique. Des analyses de métaux dans certaines de ces plantes devraient être effectuées. La densité et la diversité bactérienne ont augmenté la première année, puis se sont stabilisées, mais la diversité bactérienne semble peu influencée par le type de végétation. En revanche, la recherche de gènes fonctionnels impliqués dans la dégradation des HAP (gènes de HAP-dioxygénase) par PCR en temps réel montre une évolution des communautés dégradantes au cours du temps qui diffère en présence et en absence de végétation. Parmi les tests de toxicité utilisés sur les percolats et sur les terres prélevées, une toxicité élevée des percolats des parcelles a été observée sur la reproduction des céridaphnies et sur la division algale, qui n'est pas encore expliquée.

### Conclusions et perspectives

Le suivi de ces parcelles a montré que le système évolue peu d'un point de vue chimique et entre les modalités. Cependant, la prise en compte des paramètres biologiques a mis en évidence des résultats différents, notamment une toxicité des terres et des percolats vis à vis des organismes, et la présence de bactéries portant les gènes de dégradation des HAP en plus grand nombre dans les parcelles plantées.

La poursuite de ces travaux abordera l'écodynamique des polluants et leurs conséquences à long terme sur les organismes du sol (microorganismes, faune, flore), leur diversité et sur les communautés microbiennes fonctionnelles à différentes échelles (génétique, transcriptomique et protéomique). Ce projet doit permettre également de relier la teneur en polluants et leur biodisponibilité, avec le devenir des polluants, leur toxicité et leur transfert aux organismes vivants.

## **L'ingénierie écologique appliquée à la biodégradation des polychlorobiphényles dans les sols et sédiments contaminés : état des connaissances**

**SECHER Camille<sup>1</sup>, CORNU Jean-Yves<sup>2</sup>, JEZEQUEL Karine<sup>3</sup>, LEBEAU Thierry<sup>4</sup>**

Equipe de Dépollution Biologique des Sols, Université de Haute Alsace, 33 rue de Herrlisheim, BP 50568, 68008 Colmar Cedex, France

<sup>1</sup>: camille.secher@uha.fr, <sup>2</sup>: jean-yves.cornu@uha.fr, <sup>3</sup>: karine.jezequel@uha.fr, <sup>4</sup>: thierry.lebeau@uha.fr

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des polluants organiques persistants synthétisés et utilisés pour de nombreuses applications industrielles (fluide hydraulique, plastifiant...) jusque dans les années 1970. En effet, leur structure constituée d'un noyau biphényle sur lequel sont greffés un à dix atomes de chlore leur confère des propriétés physico-chimiques intéressantes : grande stabilité thermique et chimique (décomposition thermique à partir de 1000°C et faible sensibilité aux acides, bases et oxydants), nature fortement lipophile, semi volatilité et longue demi-vie (jusqu'à plusieurs centaines d'années pour certains congénères). Ces composés sont très répandus dans les milieux naturels, notamment les sols et les sédiments où ils s'accumulent (jusqu'à plus de 400 µg/kg (poids sec) dans certains sédiments du Rhône). Ils représentent ainsi un danger pour l'environnement et pour l'homme en raison de leur toxicité chronique provoquant principalement des troubles neurologiques et hépatiques.

Des normes ont été instaurées afin de fixer les concentrations maximales en PCB dans les boues (catégorie à laquelle sont assimilés les sédiments de dragage). D'après l'arrêté du 3 juin 1998 relatif au décret 97-1133 du 8 décembre 1997, la concentration de chacun des PCB indicateurs (n° 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 selon la numérotation de l'IUPAC) doit être inférieure à 0,1 mg/kg (poids sec) et la somme des concentrations de ces congénères ne doit pas excéder 0,8 mg/kg (poids sec).

Alors que le confinement des sédiments dans des conditions appropriées élimine tout risque de contamination des écosystèmes connexes aux sites de dépôts, se pose le problème de la saturation progressive de ces sites et de l'augmentation des coûts associés. Durant le stockage des sédiments, leur décontamination doit donc être envisagée dans la perspective de les valoriser ultérieurement. La décontamination biologique présente de nombreux avantages (impact sociétal positif, moins onéreux et moins dangereux que les méthodes physico-chimiques).

La phytoremédiation, sans réduire directement la charge polluante, limite les risques d'érosion éolienne (phytostabilisation). En l'associant à la bioremédiation, elle stimule les processus microbiens de dégradation.

Ce travail a pour but de présenter l'état des connaissances sur la biodégradabilité des PCB et la possibilité de mettre en place un traitement biologique des sédiments de dragage contaminés associant bioaugmentation et phytoremédiation. La bioaugmentation, une des techniques de bioremédiation, consiste à inoculer des sédiments par des microorganismes préalablement sélectionnés et cultivés en masse.

La dégradation microbienne des PCB peut suivre différentes voies métaboliques en fonction des conditions d'oxygénation du milieu : déchloration anaérobie (conversion des PCB contenant plus de six atomes de chlore méta et para substitués en PCB faiblement chlorés voire en biphényle), biodégradation aérobie utilisant les PCB mono et dichlorés comme

substrats (source de carbone pour la croissance microbienne (Shaw *et al.*, 2003)) et biodégradation aérobie par cométabolisme permettant la dégradation de PCB plus fortement chlorés. Cette dernière nécessite la présence d'un co-substrat ayant pour rôle d'induire la voie métabolique de dégradation des PCB. Ce co-substrat peut être le biphenyle (Luo *et al.*, 2007) ou des métabolites secondaires de plantes (carvone, naringine...) pouvant être retrouvés dans les exsudats racinaires

Une contrainte majeure limitant la dégradation microbienne des PCB est leur faible biodisponibilité. Du fait de leur caractère fortement lipophile, ils s'adsorbent sur la matière organique d'où la nécessité d'ajouter des surfactants (chimiques ou produits par des bactéries ou des plantes).

Bien que très peu de plantes accumulent les PCB dans leurs tissus (Whitfield Aslund *et al.*, 2007), elles peuvent contribuer indirectement à leur dégradation : modification des conditions physico-chimiques du sol par l'intermédiaire des exsudats racinaires, induction des gènes microbiens responsables de la dégradation des PCB (Macek *et al.*, 2000), diminution de la diffusion des contaminants, augmentation de l'aération du sol (Demnerova *et al.*, 2005), stimulation du transfert des gènes de dégradation des PCB entre bactéries (Shaw *et al.*, 2003), stabilisation de l'activité microbienne.

La mise au point d'un traitement biologique nécessite ainsi la maîtrise de nombreux paramètres tels que les voies métaboliques de dégradation mises en jeu et les microorganismes impliqués, la biodisponibilité des PCB ainsi que l'influence de l'ajout de plantes sur la dégradation. La fiabilité d'un tel procédé de dépollution requiert d'adopter une démarche d'ingénierie écologique caractérisée par la manipulation *in situ* de systèmes écologiques dans un contexte écosystémique (interaction des composantes biotiques et abiotiques) incluant la conception, la réalisation et le suivi d'aménagements ou d'équipements inspirés de, ou basés sur, les mécanismes qui gouvernent les systèmes écologiques.

### Références bibliographiques

- DEMNEROVA K., MACKOVA M., SPEVAKOVA V., BERANOVA K., KOCHANKOVA L., LOVECKA P., RYSLAVA E., MACEK T. (2005). Two approaches to biological decontamination of groundwater and soil polluted by aromatics – characterization of microbial populations. *International microbiology* vol 8, pp 205 – 211
- LUO W., D'ANGELO E.M., COYNE M.S. (2007). Plant secondary metabolites, biphenyl, and hydroxypropyl- $\beta$ -cyclodextrin effects on aerobic polychlorinated biphenyl removal and microbial community structure in soils. *Soil Biology and Biochemistry* vol 39, pp 735 – 743
- MACEK T., MACKOVA M., KAS J. (2000). Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. *Biotechnology Advances* vol 18, pp 23 – 34
- SHAW L.J., BURNS R.G. (2003). Biodegradation of organic pollutants in the rhizosphere. *Advances in applied microbiology*, vol 53, p 1 – 58
- WHITFIELD ASLUND M., ZEEB B.A., RUTTER A., REIMER K.J. (2007). *In situ* phytoextraction of polychlorinated biphenyl – (PCB) contaminated soil. *Science of the Total Environment* vol 374, pp 1 – 12

## **Pollution atmosphérique diffuse en phénanthrène sur un système sol-plante-microorganismes symbiotiques : études en microcosmes**

**DESALME Dorine, CHIAPUSIO Geneviève, BINET Philippe, GILBERT Daniel,  
TOUSSAINT Marie-Laure et BERNARD Nadine**

Laboratoire Chrono-environnement, UMR CNRS/UFC 6249 USC INRA, Université de Franche-Comté, 4 place Lucien Tharradin, BP 71427, 25211 Montbéliard cedex, ddesalme@univ-fcomte.fr

### **Contexte et objectifs**

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques sont des polluants organiques émis lors de combustions incomplètes industrielles et domestiques de combustibles fossiles et de bois. Il s'agit d'une famille de composés toxiques, rémanents et récalcitrants à la biodégradation dont la présence dans les milieux constitue un problème sanitaire et environnemental. Pour cette raison, l'impact et le transfert de ces molécules sur les végétaux et leurs microorganismes symbiotiques ont fait l'objet de nombreuses études dans le cadre de pollutions d'origines industrielles du sol. Cependant, *in situ*, les végétaux et le sol sont exposés à des pollutions diffuses *via* les dépôts atmosphériques.

C'est pourquoi, cette étude créait en conditions contrôlées une pollution atmosphérique diffuse afin d'y exposer du sol nu ou des systèmes sol-plante-microorganismes symbiotiques.

Les objectifs de cette étude étaient donc :

- 1) de simuler une contamination atmosphérique diffuse en HAP
- 2) de déterminer la contamination du sol dans les 2 cas (sol nu ou végétalisé) et des végétaux par les HAP atmosphériques
- 3) d'évaluer l'impact de ces polluants sur les végétaux et les symbiontes racinaires.

### **Matériels et méthodes**

Des pots contenant du sol nu (-TV) ou contenant des semis de Trèfle violet (+TV) ont été installés dans des enceintes soumises à un flux d'air contaminé en phénanthrène (PHE) pendant 15 jours (-TV) ou 1 mois (+TV). Des capteurs passifs ont été mis au point pour mesurer les concentrations de PHE dans les enceintes. Un sol (brunisol eutrophe) provenant d'une parcelle agricole vosgienne (Maconcourt) a été utilisé. Lors du dépotage, les parties racinaires ont été isolées du reste de la plante et du sol. Les racines et le sol ont été divisés en deux lots : 0-1 cm (sol et racines de surface) et 1-15 cm (sol et racines de profondeur). Le nombre de nodules totaux et actifs, ainsi que la fréquence et l'intensité de la mycorhization ont été déterminés pour les deux profondeurs. La contamination en PHE dans les différents compartiments du sol et des végétaux a été déterminée par dosage analytique (CPG-MS) après lyophilisation et broyage et extraction ASE.

### **Premiers résultats**

Les teneurs atmosphériques, contrôlées tout au long de l'étude, sont proches de celles retrouvées *in situ* aux abords de sources d'émissions (environ 150 µg PHE/m<sup>3</sup> air).

#### *Contamination du sol nu par le PHE atmosphérique:*

Le sol nu présente une contamination de 609 ng PHE/g MS en surface tandis que le sol en profondeur ne contient que 21 ng PHE/g MS, soit 30 fois moins qu'en surface (tableau 1). Ces valeurs sont cohérentes avec notre premier objectif qui était de simuler une pollution atmosphérique diffuse en PHE.

*Contamination et impact du PHE sur le système sol-plante-microorganismes symbiotiques*

La concentration en PHE dans le sol de surface exposé à une atmosphère polluée est significativement plus élevée que le sol de surface témoin d'une part, et que le sol de profondeur exposé d'autre part. Les racines des trèfles exposés et non-exposés ont des concentrations similaires en surface et en profondeur. Leurs concentrations sont significativement plus importantes que celles des racines non exposées (tableau 1). Aucune modification significative de la fréquence ou de l'activité des nodules n'est mise en évidence après un mois d'exposition au PHE atmosphérique. Les paramètres de mycorhization des trèfles exposés au PHE ne varient pas significativement de ceux des plantes témoins.

**Tableau 1** : Contaminations moyennes en PHE du sol nu et du sol végétalisé après exposition au PHE dans les enceintes de pollution atmosphérique diffuse.

Traitement	Profondeur	Sol nu (-TV)		Sol-végétaux-microorganismes (+TV)		
		[PHE]air (µg/m <sup>3</sup> )	[PHE]sol (ng/g MS)	[PHE]air (µg/m <sup>3</sup> )	[PHE]sol (ng/g MS)	[PHE]racines (µg/g MS)
Témoin	0-1 cm	0	6 ± 3	0	8 ± 2	0,36 ± 0,18
	1-15 cm		12 ± 4		8 ± 2	0,37 ± 0,20
Pollué	0-1 cm	183 ± 20	609 ± 85	152 ± 31	46 ± 32	1,07 ± 1,08
	1-15 cm		21 ± 4		12 ± 5	1,79 ± 0,48

### Conclusion

Les teneurs en PHE retrouvées dans le sol nu valide notre dispositif de laboratoire comme étant capable de simuler une pollution atmosphérique diffuse.

Dans les 2 microcosmes considérés (-TV et +TV), le PHE d'origine atmosphérique est retrouvé uniquement en surface du sol et ne diffuse pas en profondeur pendant la durée de l'expérimentation. Aussi, la contamination du 1<sup>er</sup> cm de sol est significativement plus importante (de l'ordre de 10 fois) quand le sol est nu.

Cependant, aucun impact du PHE d'origine atmosphérique n'a été mis en évidence sur la nodulation et la mycorhization du Trèfle après 1 mois d'exposition.

### Perspectives

Ces premiers résultats nous permettent de penser que la végétation joue un rôle important dans la contamination des milieux en interceptant une grande partie des dépôts atmosphériques et/ou en stimulant la biodégradation du PHE dans le sol par les microorganismes libres. Ces différentes hypothèses seront explorées lors de prochaines expériences. En particulier, il serait intéressant de déterminer le devenir du PHE intercepté par les parties aériennes des plantes (adsorption, absorption, translocation aux parties racinaires par transport phloémien).

**SESSION 4 : POLLUANTS EMERGENTS DANS LES SOLS :  
IDENTIFICATION, PROBLEMES, REMEDIATION**

**AFFICHES**





## **Migration colloïdale de l'arsenic et de l'antimoine sur un ancien site minier : approche physico-chimique et minéralogique**

**CLEMENT Hugues, JOUSSEIN Emmanuel\*, SOUBRAND-COLIN Marilyne, WANAT Nastasia**

Université de Limoges, EA 4330 GRESE « Groupement de Recherche en Eau Sol et Environnement », Faculté des Sciences et Techniques, 123 av Albert Thomas 87000 LIMOGES.

\* mail : emmanuel.joussein@unilim.fr

### **Introduction**

La connaissance des facteurs conduisant à la mobilité et à la biodisponibilité des métaux et métalloïdes dans les sols est nécessaire pour déterminer les risques environnementaux liés à ces pollutions. Dans le cadre des sols contaminés par les métaux et métalloïdes, l'objectif est de prévoir à terme le devenir des métaux dans les sols afin d'évaluer les risques de migration et de contamination de ces éléments vers les nappes ou/et vers la chaîne alimentaire par les plantes (biodisponibilité). Dans le but de mieux appréhender ceci, il est nécessaire de déterminer les formes physico-chimiques sous lesquelles les métaux/métalloïdes se trouvent dans la solution du sol, car c'est le milieu par lequel s'effectuent les transferts et dans lequel les végétaux puisent les métaux disponibles (Bruemmer *et al.*, 1986). Un des facteurs prépondérants dans la dynamique du transfert de certains éléments potentiellement toxiques est la présence de colloïdes (Citeau *et al.*, 2003).

Dans les sols, les colloïdes sont des particules composites constituées d'un assemblage minéral et organique (argiles, oxyhydroxydes, sulfures, matière organique...) avec des propriétés de surface différentes de celles des composés purs correspondants (Beckett and Le, 1990, Coston *et al.*, 1995). Par conséquent, leur rôle dans la dynamique des métaux/métalloïdes dans les sols va dépendre en grande partie de leur abondance, de leur propriété de surface et de leur réactivité vis-à-vis des métaux/métalloïdes. Il est donc prépondérant de bien caractériser ces colloïdes naturels dans l'environnement en évitant toute dénaturation et ce tant du point de vue minéralogique que physico-chimique. L'objectif de cette étude est donc de caractériser et d'étudier la nature, les propriétés de surface et la réactivité des colloïdes présents dans un sol riche en métaux et métalloïdes (As, Sb, Pb, Zn...) développé sur un ancien site minier (bassin de décantation) abandonné depuis 45 ans.

### **Matériels et Méthodes**

Le site d'étude est situé dans le Limousin (France). Il correspond à un ancien bassin de décantation issu de l'activité minière aurifère abandonné depuis 45 ans et présentant une contamination polymétallique (As, Sb, Pb, ...) avec d'importantes teneurs supérieures à 0.1% pour ces 3 éléments. Aucun remaniement n'a été effectué depuis la fin de l'activité minière, entraînant ainsi le développement de technosols. La végétation est composée de graminées, prèles, et bouleaux. Les caractéristiques physico-chimiques complémentaires du sol peuvent être obtenues sur les résumés de Wanat *et al.* (Evolution pédologique et transfert de polluants métalliques ou métalloïdes vers le couvert végétal d'anciens sites miniers).

Afin de récupérer les solutions de sol, des rhizons ont été installés au niveau de 2 zones distinctes de par leur différentes (i) teneurs en métaux/métalloïdes, (ii) minéralogie, et (iii) couvert végétal (prèle vs graminées). Les concentrations en As et Sb ont été dosées par ICP-MS et le carbone organique dissous par COTmètre. L'étude systématique au MEB, MET-EDX et au cryo-FEG a permis de caractériser la structure des arrangements particuliers présents dans les solutions, leurs constitutions en relation avec les phases porteuses de métaux/métalloïdes, et de différencier les types récurrents dans des contextes distincts.

### Résultats et discussions

Brièvement, les technosols sont caractérisés par un fin horizon d'accumulation de la matière organique et d'un horizon A irrégulier. Les  $\text{pH}_{\text{eau}}$  des différents horizons du sol sont compris entre 3 et 4. La minéralogie déterminée par diffraction des rayons X et MEB-EDX est essentiellement composée de quartz, feldspaths, phyllosilicates (chlorite, illite-micas, kaolinite principalement), de sulfates et d'arséniates : beudantite  $\text{PbFe}_3(\text{AsO}_4)(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$ , scorodite ( $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), anglésite ( $\text{PbSO}_4$ ). Les concentrations en As et en Sb du sol augmentent avec la profondeur de 10000 à 120000  $\text{mg.kg}^{-1}$  et de 650 à 938  $\text{mg.kg}^{-1}$  respectivement.

Les solutions du sol préalablement filtrées à 0,45  $\mu\text{m}$  ont un pH acide (4,3) et présentent des concentrations moyennes en carbone organique dans l'horizon A de  $384 \pm 49 \text{ mg l}^{-1}$  et des concentrations en As de 8680  $\mu\text{g.l}^{-1}$  et de 410 ppb en Sb

L'étude par MEB et MET-EDX montre clairement la nature et la morphologie des colloïdes avec une présence de composite organique-minéraux. Les phases solides les plus couramment observées sont les illites et les chlorites intimement associées avec des sulfates micrométriques riches en As. Des phases amorphes sont également présentes.

Les résultats confirment le rôle important de la matière organique qui s'agrège sur les surfaces minérales favorisant ainsi des propriétés physico-chimiques variées et une capacité d'agrégation des phases porteuse de métaux/métalloïdes facilitant ainsi leur migration en profondeur. Une détermination fine de la matière organique de ces sols ainsi que le rôle de la matière organique dissoute sur le transport des métaux/métalloïdes est étudié dans le résumé de Soubrand-Colin *et al.* (Rôle de la matière organique dissoute sur la mobilité des éléments en traces dans des sols contaminés).

Cette approche intégrée permet ainsi de caractériser de façon efficace les colloïdes des sols du point de vue constitution et réactivité. Dans le but de mieux appréhender la migration colloïdale au sein d'un solum naturel, une étude similaire est en cours sur des sols plus différenciés riches en chrome et nickel développés sur roches ultrabasiques (serpentinites) du Limousin ainsi que sur un arénosol présentant une anomalie géochimique en arsenic.

### Références

- Bruemmer J., Gerth J., Tiller K.G. (1988) Reaction of kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *Journal of Soil Science* 39, 37-52.
- Beckett R., Le N.P. (1990) The role of organic matter and ionic composition in determining the surface charge of suspended particles in natural waters. *Colloid and Surface Science* 44, 35-49.
- Citeau L., Lamy I., van Oort F., Elsass F. (2003) Colloidal facilitated transfer of metals in soils under different land use, *Colloids and Surfaces A.: Physicochem. Eng. Aspects* 217, 11-19.
- Coston J.A., Fuller C.C., Davis J.A. (1995)  $\text{Pb}^{2+}$  and  $\text{Zn}^{2+}$  adsorption by a natural aluminum- and iron-bearing surface coating on an aquifer sand, *Geochimica Cosmochimica Acta* 59, 3535-3547.
- Néel C., Bril H., Courtin-Nomade A., Dutreuil J.P. (2003) Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma* 111, 1-20.

## Remobilisation de l'arsenic de déchets miniers après 40 ans de re-végétalisation naturelle et conséquences sur la mobilité de l'arsenic

David MONTAGNE<sup>1,2</sup>, Catherine NÉEL<sup>2</sup>, Pascal LABROUSSE<sup>2</sup>,  
Emmanuel JOUSSEIN<sup>2</sup> et Hubert BRIL<sup>2</sup>

<sup>1</sup>UMR INRA/AgroParisTech 1091 Environnement et Grandes Cultures (EGC), avenue Lucien Brétignières, F-78850 Thiverval-Grignon

<sup>2</sup>EA 4330, Groupe de Recherche Eau Sol Environnement (GRESE), Université de Limoges, Faculté des Sciences et Techniques, 123 rue Albert Thomas, F-87060 Limoges Cedex

### 1. Introduction

Les industries minières et de traitement des minerais ont produit de part le monde des quantités importantes de déchets présentant fréquemment des pollutions métalliques multiples. Ces déchets constituent aujourd'hui autant de sources de pollution pour les sols et les eaux de surfaces ou souterraines. Parmi les modes de gestion de ces pollutions, les techniques de phytoremédiation et notamment de phytostabilisation ont fait l'objet de très nombreuses recherches. Toutefois la plupart de ces études ont été effectuées en conditions contrôlées et/ou sur des durées n'excédant que très rarement la dizaine d'année pour les rares suivis de terrain. Afin de préciser l'impact de la végétation sur la dynamique et la localisation de l'arsenic et du plomb au sein des différentes phases solides sur le moyen terme, trois sols développés dans les déchets d'une exploitation aurifère riches en As et Pb et en cours de re-végétalisation naturelle depuis 40 ans ont été échantillonnés en fonction de leur durée de re-végétalisation. Les stocks d'As et de Pb remobilisés par la végétation ont alors été évalués à partir de la quantification des stocks de ces éléments associés aux matières organiques dans les humus et les horizons de surface des différents profils échantillonnés et comparés aux stocks en ces éléments contenus dans la fraction minérale.

### 2. Matériel et Méthodes

La mine d'or dite de la Petite Faye se situe à 60 km au nord-ouest de Limoges dans le département de la Creuse (France). La zone étudiée correspond au bassin de décantation des déchets issus du traitement de minerais aurifère. L'or était associé à de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), de l'arsénopyrite ( $\text{FeAsS}$ ) et de la galène ( $\text{PbS}$ ) à l'origine de concentrations en As et Pb excédant localement  $10\,000\text{ mg kg}^{-1}$ .

Le bassin de décantation, d'une superficie d'un hectare, a été subdivisé en trois zones distinctes en fonction de la végétation. Cette zonation a été interprétée par Dutreuil *et al.* (1997) comme le résultat d'une durée de re-végétalisation croissante à mesure que l'on passe de la zone 1 à la zone 3. La zone 1 se caractérise ainsi par une végétation encore rare et dominée par des graminées (*Agrostis tenuis*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*). La zone 2 se caractérise par des sols entièrement couverts d'une végétation plus diversifiée que dans la zone 1 comprenant outre des graminées des espèces comme *Calluna Vulgaris*, *Cytisus scoparius* ou *Cirsium palustre*. Enfin, la zone 3 est très largement dominée par des prêles (*Equisetum telmateia*, *Equisetum arvense*).

Quelque soit la zone considérée, la formation des sols à partir des déchets miniers se caractérise par l'accumulation de matières organiques à la surface du sol (Neel *et al.*, 2003) et une très faible incorporation de cette matière organique au sein des horizons minéraux. Depuis 40 ans se sont peu à peu formés des horizons organiques dont l'épaisseur totale et la différenciation en horizons augmente de la zone 1 à la zone 3. Il est à noter que la grande majorité des racines s'observent à l'interface entre les horizons organiques et minéraux et pénètrent très peu à l'intérieur de ces derniers.

Pour chaque sol, un profil de sol a fait l'objet d'un prélèvement par horizon (OL, OF, OH, A et C). La densité apparente, la distribution granulométrique, les teneurs en carbone organique total ainsi que les teneurs totales en As et Pb de ces différents horizons ont été

mesurées. Parallèlement, la matière organique et la matière minérale présentes dans les horizons OH des 3 zones et dans l'horizon A de la zone 3 ont été séparées par fractionnement granulo-densimétrique (Balesdent *et al.*, 1998) et les concentrations en As, Pb et en carbone organique des différentes fractions obtenues analysées. Les concentrations en carbone organique dissous, As et Pb des eaux de traitement ont été analysées.

Finalement, les stocks d'As et Pb associés aux matières organiques dans chacune des trois zones ont été calculées à partir des concentrations mesurées dans les différents horizons et/ou les différentes fractions et des mesures de densité apparente des différents horizons.

### 3. Résultats et discussion

Les concentrations en As et Pb des horizons C varient respectivement entre 0,44 et 6,6 g 100g<sup>-1</sup> et entre 260 et 12 800 mg kg<sup>-1</sup> avec un minimum dans la zone 2 du fait de l'hétérogénéité spatiale du processus de sédimentation (Neel *et al.*, 2003). Quelque soit la zone considérée, les concentrations en carbone organique des horizons organiques (OL et OF) ou des fractions organiques issues des horizons OH et A sont très largement supérieures aux concentrations en carbone organique dans les fractions minérales ou les horizons minéraux (horizons C) illustrant la pertinence des échantillonnages par horizon d'une part et des séparations granulo-densimétrique d'autre part. Dans les horizons organiques et les fractions organiques des horizons organo-minéraux, les concentrations en As et Pb augmentent par paliers successifs de l'horizon OL à l'horizon A en passant par les horizons OF (zones 1 et 2) et OH (zone 3). Les concentrations maximales en As et Pb sont ainsi observées dans la fraction organique de l'horizon A de la zone 3 où elles atteignent respectivement 1,89 g 100g<sup>-1</sup> et 6 425 mg kg<sup>-1</sup>. Cette augmentation des concentrations en As et Pb avec le niveau de dégradation des matières organiques a été interprétée comme le résultat d'une dégradation préférentielle des matières organiques les moins riches en As et Pb (Balabane *et al.*, 1999). Les calculs de stocks d'As et de Pb remobilisés par la végétation montrent que ces stocks augmentent de moins de 1% des stocks totaux contenus dans les 5 premiers centimètres de sol à 3% pour As et de 1% à plus de 7% pour le Pb lorsque la durée de re-végétalisation augmente. Cette augmentation de la part de Pb et d'As remobilisée par la végétation apparaît ainsi davantage fonction de la durée de re-végétalisation et tout particulièrement de l'épaisseur des accumulations de matières organiques à la surface du sol que des concentrations totales, variables en fonction des zones mais qui n'apparaissent pas ici comme un facteur limitant.

### 4. Conclusion

Au cours du temps, la re-végétalisation naturelle de déchets miniers a conduit à un transfert de l'arsenic et du plomb initialement associé aux phases minérales du sol vers les matières organiques et à son accumulation dans les horizons organiques. Ce phénomène déjà non négligeable dans les zones 2 et 3 où la végétation s'est implantée depuis le plus longtemps va s'intensifier à l'échelle du site dans son ensemble au fur et à mesure de la colonisation par la végétation de l'ensemble du bassin de décantation. La question reste alors (i) de préciser la dynamique de cette accumulation d'arsenic et de plomb dans les horizons organiques, en particulier sa persistance dans le temps et (ii) quel peut-être l'impact de cette remobilisation en terme de mobilité et donc de distribution potentielle dans l'environnement ?

### 5. Références

- Balabane, M., Faivre, D., Van Oort, F., and Dahmani-Mullet, H., 1999. Mutual effects of soil organic matter dynamics and heavy metals fate in a metallophyte grassland. *Environmental Pollution*, 105: 45-54.
- Balesdent, J., Besnard, E., Arrouays, D. and Chenu, C., 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil*, 201: 49-57.
- Dutreuil, J.P., Bril, H., Roussel, C., Jarry, L., Petit, D., and Minette, F., 1997. Grain size and mineralogical controls on vegetal colonisation of tailings in a former gold mine (La petite Faye Massif Central, France). In: Panunen, H. (Ed.), *Mineral Deposits*. Balkema, Rotterdam, pp 895-898.
- Neel, C., Bril, H., Courtin-Nomade, A. and Dutreuil, J.-P., 2003. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma*, 111(1-2): 1-20.

## **Caractérisation et modélisation hydrologique distribuée des transferts de chlordécone en contexte tropical volcanique. Cas du bassin du Pérou (Guadeloupe, France) en zone bananière antillaise**

**PAK Lai Ting<sup>1,2</sup>, CATTAN Philippe<sup>1</sup>, COLIN François<sup>2</sup>, VOLTZ Marc<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>: UPR 26, CIRAD, Station de Neufchâteau, Sainte-Marie, 97130 Capesterre-Belle-Eau, France

<sup>2</sup>: UMR LISAH, INRA-IRD-SupAgro, 2 Place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France

Le milieu tropical volcanique, notamment aux Antilles, est caractérisé par un fort gradient altitudinal favorable aux transferts rapides, aussi bien à la surface que dans les sols, par un fort gradient pluviométrique (de 2 à 8 m d'eau par an en Guadeloupe suivant l'altitude), la permanence des cultures et les traitements phytosanitaires en raison d'une saisonnalité climatique peu marquée. Les sols fortement infiltrants rendent les écoulements souterrains dominants et leur taux de matière organique élevé leur confère des capacités de sorption de molécules importantes. Enfin, la succession de projections volcaniques hétérogènes produit un milieu souterrain complexe. Ces caractéristiques confèrent l'originalité à l'étude des transferts hydrologiques dans ce milieu.

Les cultures de bananiers structurent fortement les systèmes de production et les paysages de la Guadeloupe. L'activité agricole bananière est soupçonnée d'affecter différentes composantes de l'environnement telles que les sols et les eaux en raison de pratiques culturales peu raisonnées à hauts niveaux d'intrants. La mécanisation mal maîtrisée contribue à la dégradation de la fertilité des sols et du développement d'un parasitisme tellurique difficile à contrôler favorisé par la monoculture bananière et conduisant à une utilisation croissante de pesticides.

C'est dans ces conditions que la chlordécone, un insecticide organochloré persistant, a été appliquée entre 1972 et 1993 sur les cultures de bananes antillaises pour contenir les dégâts d'un charançon sur les bulbes. Son application a conduit à une pollution durable des eaux, des sols et organismes vivants et à des impacts sociétaux et économiques forts : atteintes à l'image des Antilles, obligation de réorientations culturelles. Les raisons de cette pollution résident dans la stabilité élevée et la grande résistance à la dégradation chimique, biologique ou thermique de cette molécule qui font qu'elle subit peu ou pas de dégradation dans le milieu naturel. Son hydrophobie élevée entraîne une faible solubilité et une forte fixation sur la matière organique des sols engendrant un lessivage faible mais récurrent, à l'origine d'une pollution chronique des eaux.

Peu de références existent sur les voies de dispersion des pesticides dans le contexte volcanique tropical. Les quelques références disponibles sont cantonnées à l'étude hydrologique dans un contexte de forêts tropicales humides très différent et ne concernent ni les bassins versants cultivés ni les processus de contamination des eaux.

Une étude récente (Charlier, 2007) a mis en évidence la contribution majeure des voies d'écoulement souterraines à l'alimentation des cours d'eau ainsi qu'aux pollutions d'un bassin versant élémentaire cultivé. Un modèle de fonctionnement hydrologique spatialisé a été ainsi constitué et permet de tester des aménagements orientant la circulation des eaux. Cependant les conditions d'extension de ce modèle à des bassins élémentaires situés dans d'autres contextes agro-pédo-climatiques reste à réaliser de même que l'intégration des processus à l'échelle du bassin versant ressource correspondant à une prise d'eau potable ou un écosystème aquatique.

Les objectifs sont la caractérisation des transferts d'eau et de chlordécone dans le bassin ressource d'une rivière situé en zone bananière antillaise (rivière du Pérou) et la

modélisation de longues chroniques hydrologiques dans le cours d'eau pour déterminer l'exposition des organismes aquatiques à la chlordécone et, de là, à la contamination par les produits phytosanitaires.

Les approches sont menées à l'échelle de deux bassins versants, lieu d'intégration des phénomènes de transferts liés à l'eau et aux produits phytosanitaires. L'originalité de la méthode consiste en l'étude de deux bassins emboîtés : un bassin élémentaire comme laboratoire d'étude des processus et un bassin ressource intégrant les processus identifiés sur l'autre bassin. Le bassin élémentaire (bassin de Féfé 17,8 ha), sous-bassin de la rivière Pérou permet une observation fine, une quantification et une modélisation des transferts. Cette échelle permet l'étude de certains processus tels que l'incidence du couvert végétal des bananiers dans sa contribution au ruissellement de surface et à l'infiltration, l'influence du réseau de fossés sur le phénomène de réinfiltration et la contribution de la circulation de subsurface dans la dynamique des transferts. Le fonctionnement particulier du bassin mis en évidence lors de précédents travaux a conduit à l'utilisation de différents modèles pour décrire les processus. Un modèle de surface (MHYDAS) est utilisé pour simuler les transferts d'eau et de pesticides par les eaux de ruissellement. Les transferts au sein du sol et du sous-sol et leurs interactions avec le réseau hydrographique devront prendre en compte les zones non saturées et saturées.

L'étude du bassin-versant ressource de la rivière Pérou permet de suivre les évolutions de la contamination des eaux et l'exposition des organismes vivants aux pesticides d'amont en aval. La compréhension de l'agrégation des processus de transferts à cette échelle permet de proposer des aménagements en vue de limiter la dispersion de pesticides. L'étude consiste en l'élaboration d'un modèle de fonctionnement simplifié des processus sur le bassin Pérou qui intègre les travaux réalisés sur le bassin Féfé, du profil de sol aux mécanismes hydrologiques de transport. Elle prend en compte l'influence des différents contextes agro-pédo-climatiques au sein du bassin Pérou.

Ce type d'étude appliqué à l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la contamination des ressources et à la recherche de stratégies de prévention, notamment par modification de la répartition des systèmes de culture représente un moyen efficace de gestion du milieu. L'étude de la chlordécone présente des enjeux socio-économiques et environnementaux en Guadeloupe. Les caractéristiques de la chlordécone telles que l'absence de dégradation apparente confère à la molécule la possibilité d'être utilisée comme un traceur des voies d'écoulement d'un bassin versant.

L'étude de deux bassins versants permet d'aborder le phénomène de « transfert d'échelles » de façon originale. En effet, les processus de transferts de la parcelle au bassin versant élémentaire sont souvent abordés mais pas le passage du bassin élémentaire au bassin ressource. Enfin, que ce soit la modélisation du bassin élémentaire Féfé ou celle du bassin ressource Pérou, leur application à d'autres bassins versants volcaniques en milieu tropical humide ou à d'autres molécules sera possible.

### **Référence bibliographique**

Charlier, J.B., 2007. Fonctionnement et modélisation hydrologique d'un petit bassin versant cultivé en milieu volcanique tropical. Thèse de doctorat de Montpellier 2. 247 p.

## Rôle de la matière organique dissoute sur la mobilité des éléments en traces dans des sols contaminés

Marilyne SOUBRAND-COLIN, Emmanuel JOUSSEIN, Sylvain FONTES, Nastasia WANAT and Jean-Philippe BASLY

Université de Limoges, GRESE (Groupement de Recherche en Eau Sol et Environnement) EA 4330, Faculté des Sciences et Techniques, 123 av Albert Thomas 87000 LIMOGES.  
Email. marilyne.soubrand@unilim.fr

### Introduction

Le devenir des éléments en traces (ET) dans les sols contaminés est un problème environnemental majeur puisque ces éléments risquent d'être prélevés puis de s'accumuler dans les végétaux ou de migrer et contaminer les nappes. Dans l'environnement, les matières organiques du sol (MOS) jouent un rôle important dans le devenir et le transfert des ET. Les matières organiques sont parmi les constituants les plus réactifs des sols, et présentent une triple particularité en raison à la fois de sa forte affinité pour les ET, de son caractère labile et de sa multiplicité de formes (à la fois sous formes solides, solubles ou encore de matières organiques vivantes). Parmi les MOS, la matière organique dissoute (MOD) favorise la mobilité des ET augmentant ainsi les risques potentiels de contamination de la chaîne alimentaire et des nappes. En effet la MOD qui est constituée d'un mélange hétérogène de molécules organiques, est l'une des fractions la plus mobile des MOS et peut être opérationnellement séparées entre les substances non humiques et les substances humiques (i.e. acides fulviques et humiques). Les substances humiques constituent une fraction importante des MOS et surtout de la MOD et ont une forte affinité vis-à-vis des ET affectant ainsi la mobilité de ces éléments dans les sols. En effet, la présence de matière organique soluble du type acide fulvique peut être à l'origine d'une mobilisation d'ET, alors que la matière organique peu soluble du type acide humique peut contribuer au stockage des ET dans le sol. La labilité de la matière organique à plus ou moins long terme pose alors le problème du relargage et de la redistribution des ET qui y sont associés.

L'objectif de cette étude est de caractériser le rôle de la MOD sur la mobilité de certains ET (Cu, Pb, Zn et As, Sb) dans deux sols contaminés par les activités minières et métallurgiques et dans un sol naturellement riche en As.

### Matériels et Méthodes

Trois sols ont été échantillonnés pour cette étude : deux sols contaminés par les activités minières et métallurgiques ainsi qu'un sol naturellement riche en As. Le sol noté **EVM** se situe à proximité d'une ancienne usine métallurgique du Nord de la France et a été contaminé par des émissions atmosphériques riches en Pb et Zn. Les deux autres sols sont situés dans le Limousin (France) : un sol (**LPF**) développé sur des sédiments contaminés (As, Pb, Sb, Zn...) d'un ancien bassin de décantation minier (extraction de l'or) abandonné depuis 45 ans, et un second (**EAA**) naturellement riche en As due une anomalie géochimique naturelle. Les trois horizons de surface de ces sols ont une teneur en carbone organique ( $\approx 10\%$ ) et un ratio C/N similaire.

Les substances humiques ont été extraites selon le protocole d'Holtzclaw *et al.* (1976) légèrement modifié, et qui est sensiblement équivalent à la procédure préconisée par l'IHSS (International Humic Substance Society). L'évaluation de la distribution des ET et du carbone organique entre les substances humiques et non-humiques a été réalisée.

### Résultats et discussion

Les acides fulviques et les acides humiques représentent respectivement de 10% à 33% du carbone organique total du sol. Les résultats ont mis en évidence une forte proportion d'ET associés à la MOD représentant jusqu'à 30 % de la teneur totale de ces ET. D'importantes différences sont effectives entre Cu d'une part et Pb et Zn d'autre part. Dans la fraction organique extraite par NaOH, Pb et Zn sont en plus faible concentration que Cu. Pour les sols contaminés, Cu est associé à plus de 70 % aux substances humiques voire à 98 % dans le sol naturel. Ceci est en accord avec Schnitzer et Hansen (1970) et Wu *et al.* (1999) qui montrent clairement que Cu forme des complexes plus stables et solubles avec les matières organiques comparé aux autres ET. Les résultats montrent que les ET sont associés majoritairement aux acides humiques par rapport aux acides fulviques : quel que soit le type de sol, Cu est majoritairement lié aux acides humiques tandis que Pb et Zn le sont à des concentrations moindres (*i.e.* environ 60 % pour Zn et Pb dans EAA et environ 2% dans LPF). La séquence d'affinité des ET pour les acides humiques est similaire pour les 3 sites : Cu >>> Pb > Zn.

Cette étude a mis en évidence une forte proportion d'éléments en traces associée à la MOD. Ces ET sont principalement associés aux acides humiques impliquant leur immobilisation dans les sols. Cependant, une quantité non négligeable de complexes solubles formés entre les ET et les acides fulviques peut favoriser de manière importante la mobilité de ces ET au sein des profils de sol. L'étude de la migration de ces ET sous forme colloïdale (constitué d'un assemblage minéral et organique) est réalisée dans le résumé de Clément *et al.* (Migration colloïdale de l'arsenic et de l'antimoine sur un ancien site minier: approche physico-chimique et minéralogique).

Dans la continuité de cet étude, les concentrations en groupements fonctionnels et la capacité des acides fulviques à complexer les ET sont en cours de réalisation. En effet, elles affectent de façon significative la capacité complexante des sols et peuvent par conséquent influencer la spéciation des cations de la phase solide et liquide du sol.

### Références

- Holtzclaw, K. M., G. Sposito, and G.R. Bradford. 1976. Analytical Properties of Soluble, Metal-complexing Fractions in Sludge-soil Mixture: I. Extraction and Purification of Fulvic Acid. *Soil Science Society of America Journal*. 40. 254-258.
- Schnitzer, M. and Hansen, E. H. 1970. Organo-metallic interactions in soils : 8. An evaluation of methods for the determination of stability constants of metal-fulvic and acid complexes. *Soil Science*. 109. 333-340.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. Wiley-Interscience, New York.
- Wu, J. Laird, D. A., Thompson, M. L. 1999. Sorption and desorption of copper on soil clay components. *J. Environ. Qual.* 28. 334-338.



## Evolution pédologique et transfert d'éléments métalliques et métalloïdes vers le couvert végétal d'un ancien site minier

WANAT Nastasia\*, JOUSSEIN Emmanuel, SOUBRAND-COLIN Marilyne,  
BASLY Jean-Philippe

<sup>1</sup>Université de Limoges, EA 4330 GRESE « Groupement de Recherche en Eau Sol et Environnement », Faculté des Sciences et Techniques, 123 av Albert Thomas 87060 LIMOGES cedex.

\*Email. nastasia.wanat@etu.unilim.fr

A l'échelle européenne, on compte au moins 1,5 millions de sites pollués ; l'une des sources de pollution est l'extraction minière. L'inconvénient majeur des pollutions métalliques est l'impossibilité pour les polluants de se dégrader de manière naturelle. Les techniques de dépollution restant très coûteuses, il devient nécessaire de trouver des solutions de stabilisation des polluants afin d'éviter tout transfert vers la nappe et la rivière. La revégétalisation naturelle en est parfois la première étape. Par conséquent, l'étude fine des conditions de revégétalisation naturelle des anciens sites miniers permet de mieux appréhender les processus d'adaptation des végétaux et ainsi de faciliter l'emploi de plante spécifique en phytostabilisation et/ou phytoextraction.

L'objectif du travail présenté est d'étudier la spéciation des éléments métalliques/métalloïdes (As, Pb, Sb et Zn) et leurs transferts du sol vers les végétaux naturellement implantés sur un ancien site minier.

### Matériels et méthodes

Le site d'étude est situé dans le Limousin (France) et correspond à un ancien bassin de décantation minier (extraction de l'or) abandonné depuis 45 ans, présentant ainsi une contamination polymétallique (As, Sb, Pb, Zn...) supérieure pour la plupart à 0,1 %. Aucun remaniement n'a été effectué depuis la fin de l'activité minière, favorisant ainsi le développement de technosols. Le site se découpe en deux zones distinctes selon le type de végétation et les caractéristiques des matériaux déposés (substrat). La végétation est composée essentiellement de graminées, de fougères aigles (*Pteridium aquilinum*), de bouleaux (*Betula pendula*) et de prêles (*Equisetum telmateia*). Un profil représentatif a été réalisé dans chacune des deux zones étudiées.

L'ensemble des paramètres physico-chimiques (pH, granulométrie, capacité d'échange cationique (CEC), matière organique) des sols a été déterminé. La minéralogie a été caractérisée essentiellement par diffraction des rayons X. La spéciation chimique des éléments métalliques/métalloïdes est déterminée par extractions séquentielles de type BCR (Bureau Community of Reference).

Dans le but d'étudier le transfert sol-plante de ces éléments, un échantillonnage des végétaux représentatifs du site ainsi que le sol rhizosphérique associé a été réalisé puis dosés par ICP-MS.

### Résultats et discussions

Le pH<sub>H2O</sub> des sols est acide (3,4 à 4,5 en fonction de la zone). Les teneurs en matière organique sont élevées (jusqu'à 70% pour les horizons O). La CEC augmente vers la surface, par exemple, dans la zone 1, de 2,1 à 19,1 cmol(+)/kg. La composition fine de la matière organique de ces sols ainsi que le rôle de la matière organique dissoute sur le transport des métaux/métalloïdes sont étudiés dans le résumé de Soubrand-Colin *et al.* (Rôle de la matière organique dissoute sur la mobilité des éléments en traces dans des sols contaminés). La phase minérale de ces technosols est constituée essentiellement de quartz, feldspaths, phyllosilicates (muscovite, chlorite et kaolinite), de scorodite (FeAsO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O), d'anglésite

( $\text{PbSO}_4$ ), de beudantite ( $\text{PbFe}_3(\text{AsO}_4)(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$ ) et de ségnitite ( $\text{PbFe}_3\text{H}(\text{AsO}_4)_2(\text{OH})_6$ ). La caractérisation et l'étude de la nature des propriétés de surface et de la réactivité des colloïdes présents dans ces sols sont consultables dans le résumé de Clément *et al.* (Migration colloïdale de l'arsenic et de l'antimoine sur un ancien site minier : approche physico-chimique et minéralogique). La spéciation du Pb, Zn et As, mise en évidence par extractions BCR, montre que ces éléments sont tous majoritairement contenus dans la fraction résiduelle. Hormis pour le Pb, la fraction échangeable pour As et Zn est plus importante, jusqu'à 4,5% et 16% respectivement. La fraction liée aux oxy-hydroxydes de Fe et Al amorphes est comprise entre 3 et 16,5%.

Le transfert sol-plante des éléments métalliques/métalloïdes pour les 4 végétaux considérés a été évalué par le calcul du facteur de bioaccumulation (BCF), défini par le rapport entre la concentration en élément dans la plante et sa concentration dans le sol rhizosphérique. Pour As et Pb, les BCF sont faibles, de 0,04 à 0,22, indiquant un transfert limité de ces éléments vers les végétaux. Par contre, pour Zn, les BCF sont nettement plus élevés pouvant aller jusqu'à 3,5 et 4,8 pour la prêle et la fougère respectivement. Le Zn est donc l'élément le plus mobile confirmant ainsi les résultats obtenus par extractions séquentielles. Le facteur de translocation du Zn, défini comme le rapport de la teneur en élément entre les parties aériennes et racinaires, est supérieur à 1 pour le bouleau, la fougère et la prêle. Ces plantes peuvent donc être considérées comme indicatrices de pollutions métalliques/métalloïdes (Baker, 1981) dans le cadre de ce site d'étude.

#### **Référence**

Baker A.J.M. (1981) Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy-metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643 – 654.

***SESSION 5 : SOLS, BIODIVERSITE, ECOLOGIE FONCTIONNELLE***

***COMMUNICATIONS ORALES***

***SESSION 5A : Fonctionnement biologique des sols***



## Profil fonctionnel des communautés bactériennes de l'épisolum humifère le long d'une chronoséquence de 130 ans de hêtraie pure

TRAP Jean<sup>1</sup>, LAVAL Karine<sup>2</sup>, LEGRAS Pierre<sup>1</sup>, AKPA-VINCESLAS Marthe<sup>1</sup>, DECAËNS Thibaud<sup>1</sup>, AUBERT Michaël<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire d'Ecologie-UPRES EA 1293 ECODIV, UFR Sciences et Techniques, Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, jean.trap@etu.univ-rouen.fr

<sup>2</sup>Laboratoire BioSol, ESITPA, 3 rue du Tronquet, 76130 Mont Saint Aignan, klaval@esitpa.org

### Introduction

La compréhension du fonctionnement de l'épisolum humifère des systèmes forestiers à l'échelle de la rotation apparaît aujourd'hui indispensable afin de développer une sylviculture durable. Des travaux récents ont montré des changements importants du cycle interne de l'azote (minéralisation et nitrification) au sein de l'épisolum humifère (EH) au cours de la maturation de peuplements sans appréhender les principaux acteurs biologiques régulant le recyclage de la matière organique et la minéralisation de l'azote: les microorganismes. L'objectif de cette étude était de caractériser le profil fonctionnel potentiel des communautés bactériennes (PFCB) de l'EH à l'échelle de la rotation d'une futaie régulière pure de hêtre afin de mettre en évidence d'éventuels changements synchrones entre la dynamique de l'azote et le PFCB. A l'aide des plaques *Ecoplates Biolog*, le PFCB de l'EH a été caractérisé le long d'une chronoséquence de hêtre de 130 ans.

### Matériels et méthodes

Seize parcelles issues du massif forestier d'Eawy (Haute Normandie) ont été sélectionnées afin de reconstituer une chronoséquence empirique de hêtraie pure. Les seize parcelles, situées sur des LUVISOLS, présentent une épaisseur de limon supérieure à 80 cm. Toutes les parcelles sont issues de régénération naturelle et gérées en futaie régulière mono-spécifique de hêtre (*Fagus sylvatica*) par l'Office National des Forêts. Les conditions climatiques, édaphiques et historiques sont identiques pour l'ensemble des parcelles. Quatre stades sylvoles ont été retenus : 20 ans (stade I), 60 ans (stade II), 90 ans (stade III) et 130 ans (stade IV), tous représentés par 4 parcelles.

Au centre de chaque parcelle, nous avons échantillonné trois horizons de l'épisolum humifère au sein de cadrats de 25 x 25 cm, i.e. l'horizon OL, les horizons OF + OH notés FH et les 5 premiers centimètres sous l'OH notés 5PC. Les échantillons ont été conservés dans des sacs hermétiques à 4°C dans une glacière pour le transport. Au laboratoire, les feuilles ont été grossièrement coupées, les brindilles et racines retirées, et les sols ont été tamisés à 2mm. Afin d'extraire les cellules bactériennes cultivables, des aliquotes de chaque échantillon ont été dilués dans des Falcons contenant une solution stérile de NaCl à 0.85 % (dilution au dixième). Un dénombrement bactérien a ensuite été réalisé sur des milieux gélosés R2A coulés dans des boîtes de Petri après 48 heures d'incubation à 20°C à l'obscurité.

Nous avons utilisé des plaques BIOLOG<sup>®</sup> Ecoplates<sup>™</sup> (Biolog Inc., USA) afin de caractériser le profil fonctionnel potentiel des communautés bactériennes (PFCB) de l'épisolum humifère. Chaque plaque comporte trois répétitions de 31 substrats carbonés différents et de trois puits témoin. Les Falcon stériles contenant les échantillons extraits au NaCl 0,85% ( $10^{-1}$ ) ont été centrifugés à 1000 rpm pendant 10 minutes après 5 minutes de Vortex. Une densité bactérienne de 1500 bactéries cultivables a été inoculée par puits (Calbrix et al. 2005). Deux mesures de Densité Optique (D.O.) ont été réalisées à 590 nm, i.e. aux temps  $t_0$  (avant incubation) et  $t_{48}$  (après 48 heures d'incubation à 20°C) à l'aide d'un lecteur de plaques BIOLOG (Microplate E-Max, Molecular Devices, Sunnyval, CA). La Richesse Fonctionnelle Potentielle (RF) et l'Average Well Color Development (AWCD) ont été calculés pour chaque horizon de chaque parcelle.

La richesse fonctionnelle potentielle (RFP) correspond au nombre de puits pour lesquels la densité optique est supérieure à 0,25 après 48 heures d'incubation (Plassart et al. 2008). L'AWCD correspond à la densité optique moyenne des puits. Les différences entre les stades sylvoles ont été testées par des analyses de variances (One-way ANOVA) et par le test de TukeyHSD (Honest Significant Differences) pour les trois horizons étudiés. Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel R. Les tests ont été effectués au seuil de significativité de  $P < 0,05$  avec  $n=4$ .

## Résultats

Au sein de l'horizon OL, la richesse fonctionnelle potentielle (RF) est significativement plus élevée pour les stades matures, i.e. 14,51% des substrats sont métabolisés pour le stade I (20 ans) contre 33% au stade IV (130 ans). Les substrats carbonés fortement métabolisés sont le D-xylose, L-asparagine, et l' $\alpha$ -cyclodextrin. Au sein des horizons OF+OH, la RF la plus élevée s'observe également au stade IV avec 37,90% des substrats utilisés. La RF la plus faible s'observe au stade I avec 21,48% d'utilisation des substrats. Les stades II et III présentent des valeurs intermédiaires. Les substrats métabolisés au sein de cet horizon diffèrent fortement des ceux de l'horizon OL, i.e. le méthyl-D-glucoside, le N-acétyl-D-glucosamine ou encore l'acide D-galacturonique. Au sein des 5PC, la RF la plus faible s'observe au stade II avec 4,03% de puits positifs (D.O. > 0.25). Seulement 12,90% des substrats sont utilisés au stade I. Les stades III et IV présentent une richesse fonctionnelle de 7,25% et 9,67%, respectivement. Le N-Acetyl-D-Glucosamine est le substrat le plus métabolisé au sein des 5PC. Enfin, le profil métabolique observé à l'échelle de l'épisolum humifère est proche de celui des horizons OL et FH, i.e. la richesse fonctionnelle augmente significativement du stade I au stade IV (de 11,46% à 29,39%). Les stades II et III présentent des valeurs intermédiaires. La richesse fonctionnelle potentielle est significativement plus élevée au sein des horizons holorganiques par rapport aux 5 premiers centimètres pour tous les stades, excepté le stade I (20 ans). Bien que l'Average Well Color Development (AWCD) ne diffère pas significativement entre les stades quelques soient les horizons, il tend à augmenter du stade II au stade IV. Les horizons FH présentent un AWCD significativement supérieure à celui des 5PC pour tous les stades, excepté le stade IV (130 ans).

## Discussion

Le profil fonctionnel potentiel des communautés bactériennes change fortement le long de la chronoséquence. Ces changements, qui se traduisent principalement par une augmentation de la diversité fonctionnelle potentielle, pourraient être impliqués dans le contrôle des patrons de variations de la minéralisation de l'azote et de la nitrification potentielles au cours de la maturation des peuplements. En effet, les patrons de variations de la dynamique de l'azote et du PCFB sont fortement concordants. Néanmoins, les facteurs de contrôle sous-jacents restent à être identifiés. Il apparaît fort probable que la structure des communautés bactériennes change au cours de la chronoséquence, aussi bien en terme de composition spécifique, d'abondance relative que de biomasse, et que ces changements structuraux soient le facteur proximal des patrons fonctionnels. La réalisation d'empreintes génétiques des communautés microbiennes nous apportera les informations complémentaires. L'apparition des moders et des horizons OF et OH le long de la chronoséquence pourrait être responsable de l'augmentation de la diversité fonctionnelle de l'épisolum humifère. Ces horizons sont riches en matières organiques fines et dissoutes telles que le DOC et le DON. La matière organique fine pourrait fournir aux bactéries des substrats différents quant à la qualité et la quantité, sélectionner certaines espèces et ainsi modifier (i) la structure des communautés bactériennes et (ii) le profil fonctionnel bactérien. Cette hypothèse pourrait également expliquer l'augmentation de la diversité fonctionnelle potentielle au sein des horizons OL. La composition chimique de la litière de hêtre pourrait changer au cours de la maturation du peuplement et affecter différemment les communautés bactériennes. Pour conclure, cette étude montre des changements synchrones entre (i) la diversité fonctionnelle des communautés bactériennes, (ii) la dynamique de l'azote et (iii) les formes d'humus. Enfin, il est important de noter que la diversité fonctionnelle bactérienne potentielle des formes d'humus de type moder (hémimoder, eumoder, dysmoder) est plus élevée que celle des formes d'humus de type dysmulls.

## Références

Pierre Plassart, Marthe Akpa Vincelas, Christophe Gangneux, Anne Mercier, Sylvie Barry and Karine Laval 2008. Molecular and functional responses of soil microbial communities under grassland restoration. [Agriculture, Ecosystems & Environment](#), **127, Issues 3-4**, 286-293 pp.

Calbrix, R., Laval, K., Barry, S., 2005. Analysis of the potential functional diversity of the bacterial community in soil: a reproducible procedure using sole-carbon-source utilization profiles. *European Journal of Soil Biology* 41, 11-20.

## **Impact de la succession végétale sur la dynamique du système endogé et conséquences fonctionnelles sur les interactions épigé-endogé**

**PEREZ Gabriel\*, DUJARDIN Gaylord, DECAENS Thibaud, CHAUVAT Matthieu**

Laboratoire d'Ecologie-UPRES EA 1293 ECODIV, UFR Sciences et Techniques, Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, France

\*E-mail. : [gabriel.perez@etu.univ-rouen.fr](mailto:gabriel.perez@etu.univ-rouen.fr)

### **Introduction**

Les systèmes épigés et endogés ont longtemps été considérés comme isolés l'un de l'autre. Aujourd'hui, il est reconnu que ces systèmes sont intimement liés et que leurs interactions jouent un rôle primordial dans le contrôle des processus écologiques. D'une part, le système épigé fournit la matière organique nécessaire au fonctionnement des réseaux trophiques du système endogé. D'autre part, les biotes du sol contrôlent la structure et la composition des assemblages végétaux, par exemple via la régulation de la mise à disposition des éléments minéraux. L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les relations s'établissant entre les systèmes épigés - endogés au cours d'une succession végétale comprenant cinq stades successifs. Les principales questions relevant de cette étude sont : les systèmes épigés-endogés suivent-ils une dynamique commune? Y a-t-il un couplage de la dynamique de ces systèmes au cours de la succession végétale? Si oui, quels en sont les acteurs?

### **Matériels & méthodes**

Le site d'étude est un coteau calcaire de Haute-Normandie (Hérouville) classé au réseau NATURA 2000 sous le nom : « Boucles de la Seine aval » (n° FR2300123). Le site est caractérisé par une forte pente (15 à 40°) et une orientation sud-ouest. Le sol est un Rendosol et la roche mère est calcaire. La chronoséquence observée est constituée de 5 stades de végétation : pelouse rase (A), brachypodaie (B), pelouse piquetée (C), fourré (D) et forêt (E). Trois transects permanents sont suivis, chacun d'entre eux passant par les cinq stades précédemment évoqués. De plus, sur chaque transect trois répétitions par stades sont réalisées. L'échantillonnage de la flore se fait par la méthode des quadrats permanents. Les stades A, B, C ont été relevés au printemps 2007 et les stades D & E au printemps 2008. La mésofaune est échantillonnée par carottage (5 cm Ø) puis extraction (méthode de Berlese-Tullgren). Deux campagnes sont réalisées, une au printemps et une en automne. L'analyse des communautés microbiennes est effectuée à la fois d'un point de vue quantitatif mais aussi qualitatif. Pour le quantitatif, nous réalisons un dénombrement bactérien et une mesure du taux de carbone de la biomasse bactérienne par la méthode de fumigation-extraction puis analyse du C.org dissous au Shimadzu-TOC-5050A. Pour le qualitatif, le taux de minéralisation du carbone est estimé par incubation contrôlée et une analyse de diversité fonctionnelle est réalisée via la méthode de Biolog avec des Ecoplates à 31 substrats.

### **Résultats**

#### **Facteurs abiotiques**

La profondeur du sol augmente de manière significative au cours de la succession, de 7,2 à 26,8 cm. A l'inverse, l'humidité et le pH du sol diminuent légèrement (34,01 % en A à 29,65 % en D pour l'humidité et 8,11 en B à 7,98 en E pour le pH). Le taux de carbone organique présente une forte différence significative entre le stade A et les autres stades de la succession allant jusqu'à une valeur deux fois plus élevée que celle du stade C.

#### **Facteurs biotiques**

##### **Végétation**

127 espèces dont 111 espèces herbacées et 16 espèces ligneuses ont été identifiées sur l'ensemble de la succession. La richesse spécifique totale décroît le long du gradient de succession des stades herbacés vers les stades arborescents avec pour maximum le stade de pelouse rase (42 espèces) et pour minimum le stade fourré très appauvri avec seulement 10 espèces. Les valeurs de turnover des espèces entre stades sont relativement élevées, jusqu'à 60 % entre le stade C & D : transition entre milieu ouvert et milieu fermé.

#### **Communautés microbiennes**

Le dénombrement bactérien montre une diminution progressive du nombre d'UFC au cours de la succession, 40% d'UFC en moins entre le stade A & E. De même, le carbone de la biomasse microbienne décroît significativement le long de la chronoséquence, de 0,94 mg.g<sup>-1</sup> au stade A à 0,64 mg.g<sup>-1</sup> au stade E. Le taux de minéralisation du carbone est aussi influencé par les stades de la succession avec un dégagement d'environ 20 à 25 % plus élevé dans le stade A par rapport aux autres stades. De plus, les analyses Biolog (taux de métabolisation et l'AWCD) présentent un même patron de variation avec une courbe en cloche. Les stades initiaux et terminaux (A & E) de la succession présentent des valeurs plus faibles que les stades intermédiaires (B, C & D). Enfin, l'analyse de l'AWCD par l'indice de Bray-Curtis isole nettement le stade A des autres stades de la succession.

#### **Faune**

Nous avons recensé 33 espèces de collemboles. L'abondance moyenne de ceux-ci varie de 8305 ind.m<sup>-2</sup> au stade B à 13047 ind.m<sup>-2</sup> au stade E et la richesse spécifique s'échelonne de 7,1 au stade B à 9,3 au stade E. L'abondance moyenne des oribates et des gamases prédateurs n'est pas significativement influencée par le facteur « stade de la succession ». Néanmoins, l'analyse des communautés de collemboles par indice de dissimilarité (Bray-Curtis) nous permet d'observer une hiérarchisation des communautés en fonction des stades avec une séparation dichotomique des stades ouverts et des stades fermés. Le taux de renouvellement des espèces augmente jusqu'au passage du stade B à C (25%) puis décroît progressivement.

#### **Discussion – Conclusion**

La dynamique observée du système épigé (biomasse et richesse spécifique végétale) s'accompagne d'importants changements du système endogé. Les résultats obtenus nous permettent d'apprécier de fortes tendances de la succession. Par exemple, les paramètres C.org et C.min sont positivement corrélés suggérant un lien entre la quantité de carbone disponible et la capacité minéralisatrice de la microflore. De plus C.min est aussi positivement corrélé à la biomasse microbienne. Cependant on ne peut ignorer le fait que la qualité de la matière organique joue aussi un rôle sur cette capacité de minéralisation. Le lien positif entre la richesse spécifique de la végétation et la biomasse microbienne tend à supporter cette dernière affirmation. Une diversité floristique élevée peut produire une importante diversité biochimique d'exsudats racinaires et donc sélectionner une plus grande diversité de populations microbiennes. Il va de soi que plus la composition floristique est hétérogène et variée plus les fonctions nécessaires à la dégradation de la litière arrivant au sol doivent être complexes. Il en va de même pour la faune du sol qui est impactée par ce changement d'état ouvert-fermé du système épigé. La structure des communautés de collemboles se stabilise une fois le changement d'état passé comme en témoigne les taux de remplacements des espèces. Ces modifications structurelles au niveau des communautés s'accompagnent de forts changements fonctionnels influençant la dynamique successione. Les variations de quantité et composition de matière organique végétale (aérienne et souterraine) au cours de la succession entraînent un changement des éléments qui transitent au sol et impactent ainsi la structure et le fonctionnement des communautés biotiques. Ainsi, les systèmes épigés et endogés s'influencent mutuellement le long de la succession végétale par une modification des flux de matières. Les études visant à comprendre et à modéliser la cinétique successione des écosystèmes doivent donc intégrer la co-dynamique entre système épigé et endogé.



## Populations lombriciennes et structuration des sols en forêts alluviales

**SALOMÉ Clémence<sup>1</sup>, GOBAT Jean-Michel<sup>1</sup>, LE BAYON Claire<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : Laboratoire Sol et Végétation, Université de Neuchâtel, Rue Émile Argand 11, 2009 Neuchâtel SUISSE, [clemence.salome@unine.ch](mailto:clemence.salome@unine.ch)

Les écosystèmes alluviaux sont des milieux d'un grand intérêt écologique présentant une importante diversité biologique, faunistique et végétale. Dans un but de conservation et de protection de ces zones alluviales sensibles à l'anthropisation, les autorités suisses ont établi une Ordonnance fédérale en 1992 qui régleme la protection de ces milieux désormais classés d'importance nationale.

La biodiversité des écosystèmes alluviaux est à attribuer à un milieu riche en niches écologiques différentes, une mosaïque d'habitats permise grâce à une dynamique de l'eau rajeunissant et perturbant régulièrement le système par les phénomènes de crue. Cette variabilité d'habitats peut s'observer au niveau de la végétation par la présence de successions végétales traduisant un gradient d'évolution, de stabilisation et de maturité des sous-unités du système.

D'un point de vue pédologique, les sols (majoritairement des FLUVIOSOLS) sont caractérisés comme étant jeunes et peu évolués, présentant des caractéristiques proches de celles des alluvions leur ayant donné naissance. Cependant, l'activité biologique y est intense du fait d'une végétation en forte croissance, dans des conditions écologiques généralement très favorables (eau, nutriments, etc). Ainsi, les processus biologiques liés à la structuration de l'horizon organo-minéral des sols et à l'incorporation de matière organique débutent rapidement dans ces milieux pionniers.

Dans ce contexte, nous proposons d'étudier les populations de lombriciens en tant qu'ingénieurs des horizons A ou J, en particulier leur rôle dans la mise en place de la structuration des sols. Deux gradients écologiques ont été choisis :

- Un gradient méso-climatique altitudinal : depuis l'étage subalpin à l'étage collinéen, en passant par l'étage montagnard.
- Un gradient d'éloignement et d'exhaussement à la rivière, stratifié par unité de végétation (stades de succession croissants : saulaie, aulnaie, frênaie) traduisant ainsi un gradient de stabilité des sous-unités du système.

Les sols sont tous carbonatés et les hydro-systèmes considérés sont caractérisés par une forte dynamique alluviale.

Les hypothèses principales de ce travail sont :

- Il existe une chronoséquence pédologique de structuration de l'horizon organo-minéral, le long du gradient de végétation, et ceci aux trois étages altitudinaux considérés,
- Les processus pédogénétiques, et notamment l'incorporation de la matière organique, sont plus lents à l'étage subalpin en comparaison des 2 autres étages ; de ce fait, des stades de structuration intermédiaires pourront être observés.
- Les deux hypothèses précédentes seront modulées par l'hétérogénéité granulométrique et l'épaisseur des dépôts alluvionnaires qui conditionneront, dès les stades initiaux, la présence de certaines communautés lombriciennes et donc la mise en place de la structure.

Pour chaque étage méso-climatique altitudinal, au moins 3 unités de végétation sont choisies et 3 profils de sol au minimum sont décrits, échantillonnés et analysés.

La structuration est quantifiée à travers des mesures de stabilité des agrégats (diamètre moyen des agrégats après tamisage humide), de localisation de la matière organique

(fractionnement physique), et par analyse de lames minces (résultats non présentés). Les populations lombriciennes sont échantillonnées en parallèle, à l'automne et au printemps. Les teneurs en carbone organique, azote total, CaCO<sub>3</sub>, ainsi que la granulométrie du sol sont analysés jusqu'à une profondeur de 30 cm.

Nos résultats démontrent que depuis l'étage collinéen jusqu'à l'étage subalpin, les biomasses totales de lombriciens diminuent avec l'altitude. Pour un même étage bioclimatique, les biomasses augmentent en fonction de l'éloignement à la rivière. Aux étages montagnard et collinéen, les différences sont accentuées entre l'aulnaie et la frênaie. *In situ*, la structuration de l'horizon organo-minéral semble suivre cette même tendance. La composition et les proportions des différentes catégories écologiques évoluent selon les 2 gradients, avec une dominance très nette des anéciques à l'étage collinéen. Cette dernière catégorie écologique est absente à l'étage subalpin.

Ces résultats préliminaires confirment des études précédentes sur le sujet à l'étage montagnard, à savoir une chronoséquence pédologique sur une courte échelle de temps. Notre travail généralise cette observation à d'autres étages bioclimatiques. Cependant, l'intensité et la significativité des processus de structuration et de l'activité des acteurs biologiques le long des 2 gradients seront discutés pendant cette présentation.

## Impact d'un amendement calco-magnésien sur la macrofaune du sol et sur certains processus fonctionnels associés dans les Vosges

AUCLERC Apolline, ARAN Delphine, PAGNOUT Christophe, WAGNER Philippe, MASFARAUD Jean-François, GUEROLD François et NAHMANI Johanne

CNRS UMR 7146, Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE), Université Paul Verlaine-Metz Campus Bridoux, 57070 Metz  
apolline.auclerc@umail.univ-metz.fr

Dans certaines régions du monde, des décennies de dépôts atmosphériques acides ont sévèrement altérés les écosystèmes forestiers et les services écologiques qui leur sont associés. Le recours à des épandages d'amendements calco-magnésiens peut représenter une alternative intéressante pour corriger les effets délétères de l'acidification et restaurer les processus fonctionnels qui caractérisent les sols et les eaux de surface. Dans ce contexte, en 2003 une opération unique en France de restauration a eu lieu dans le massif vosgien. Deux bassins versants (BV), l'un drainant un substratum gréseux et l'autre granitique ont fait l'objet d'épandages aériens d'amendements. Ces deux BV ainsi que deux BV acides contigus, ont été équipés de dispositifs de mesures et de placette d'observation. L'objectif de notre étude est de prédire et comprendre la dynamique temporelle de la diversité biologique des macro-invertébrés et certains processus fonctionnels associés en réponse à l'acquisition progressive des nouvelles caractéristiques physico-chimiques des sols. Notre projet étudie également l'impact de l'amendement sur la diversité et le fonctionnement de la mésofaune et des micro-organismes du sol (présentation orale de CLIVOT Hugues *et al.*).

Pour chacun des quatre BV, trois transects séparés de 50 m ont été définis et deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées en automne 2007 et printemps 2008. La macrofaune des sols a été collectée par tri manuel dans sept blocs de sol de 25x25x15cm espacés de 5 m et prélevés sur chacun des trois transects. Les individus ont été placés dans de l'alcool à 70% pour identification à la loupe binoculaire. Des mesures de respiration ont été réalisées *in situ* ainsi que des analyses physico-chimiques sur des sous-échantillons des blocs de sol prélevés pour la macrofaune (pH, dosage de la matière organique, carbone, azote, capacité d'échange cationique).

L'amendement a induit une augmentation significative du pH H<sub>2</sub>O, de 3.88 à 4.26 sur grès (Kruskal-Wallis  $p < 10^{-4}$ ) et de 3.91 à 4.15 sur granite (Kruskal-Wallis,  $p < 10^{-7}$ ).

A l'automne 2007, l'abondance totale des macro-invertébrés diminue significativement dans les sites amendés par comparaison aux sites témoins (ANOVA,  $p < 10^{-2}$ ). Des modèles linéaires généralisés montrent que l'amendement induit une diminution significative des abondances de la plupart des taxons, alors que seuls les *Lumbricidae* (ANOVA,  $p < 10^{-2}$ ) et *Curculionidae* (ANOVA,  $p = 0.04$ ) sont favorisés par l'amendement (Figure 1).

Une analyse de co-inertie testant les covariations entre les abondances des taxons et les concentrations en cations des sols, oppose sur l'axe 1 (62.53%) les BV gréseux, dans lesquels les concentrations en K<sup>+</sup> et H<sup>+</sup> covarient avec l'abondance des *Linyphiidae* et des *Agelenidae*, et les BV granitiques dans lesquels les concentrations en Na et Al covarient avec l'abondance des *Carabidae* et *Theridiidae* (Monte-Carlo  $p = 0.04$ ) (Figure 2). Ainsi, l'amendement en modifiant la concentration des cations du sol, semble avoir un effet sur l'abondance des macro-invertébrés.

D'autres expérimentations sont actuellement en cours afin de mieux comprendre les effets de l'amendement sur les processus fonctionnels associés à la macrofaune, comme par exemple l'étude de la dégradation des litières (utilisation de litterbag).

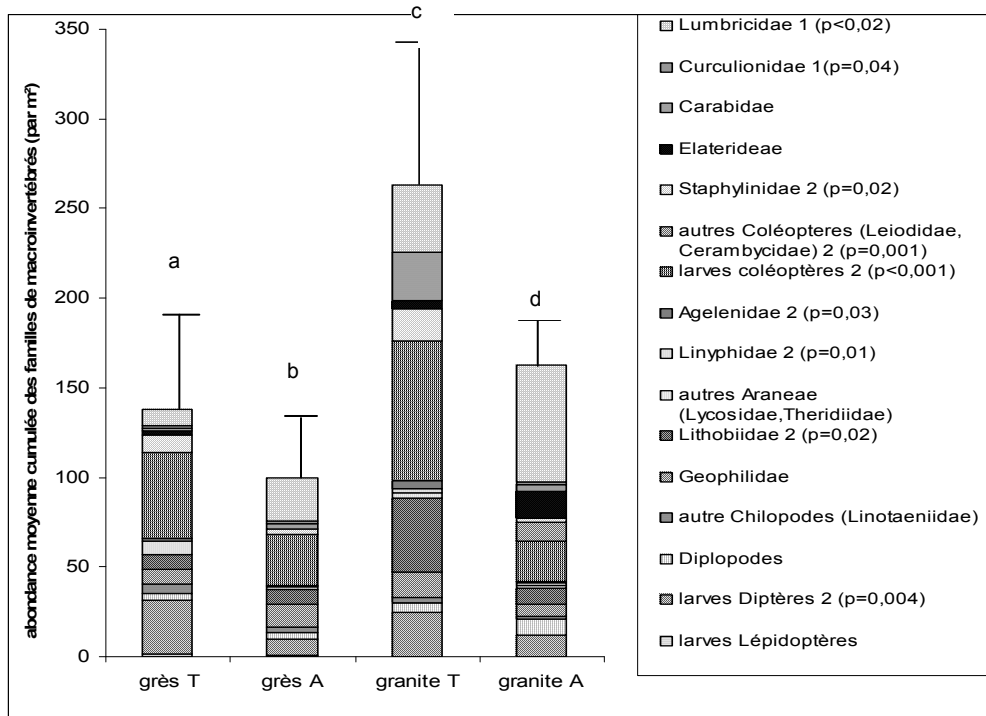


Figure 1 : Abondance moyenne cumulée des macro-invertébrés du sol dans les sites gréseux et granitiques, amendés (A) et témoins acides (T).

1 : effet positif de l'amendement sur l'abondance du taxon (p-value d'une ANOVA).

2 : effet négatif de l'amendement sur l'abondance du taxon (p-value d'une ANOVA).

Les lettres traduisent les différences significatives (ANOVA réalisée sur l'abondance moyenne des échantillons).

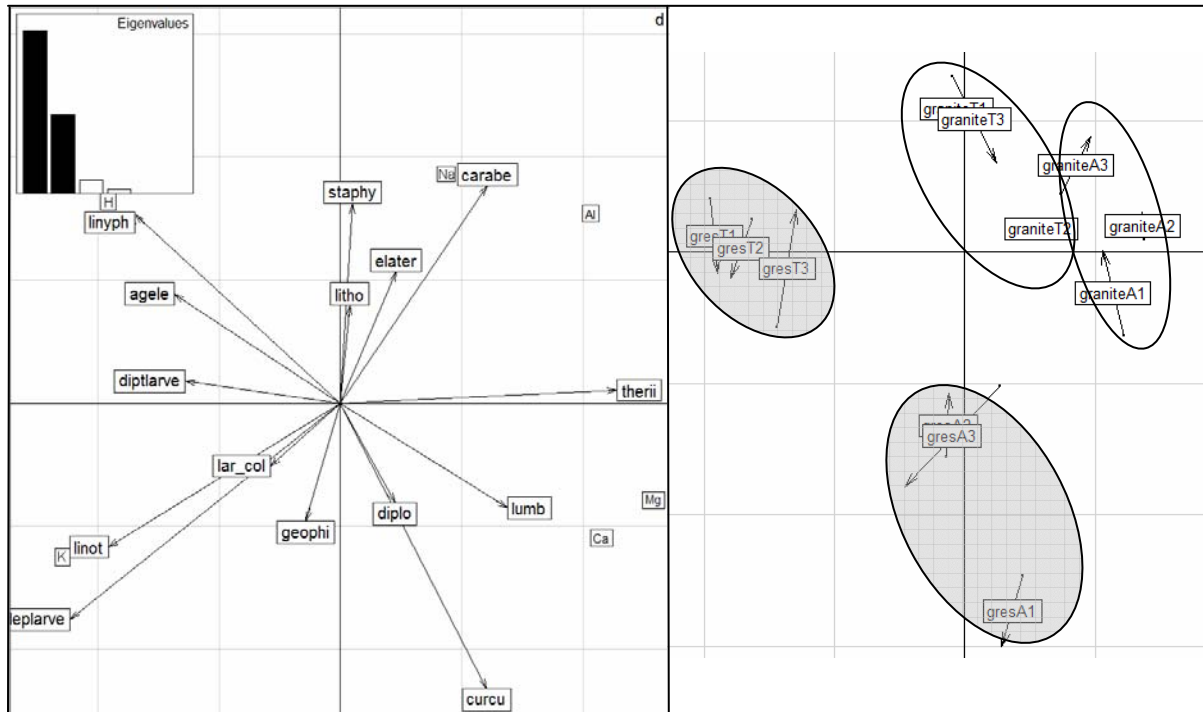


Figure 2 : Analyse de co-inertie entre l'abondance des taxons et certaines caractéristiques chimiques.

agele : Agelenidae, carabe : Carabiidae, curcu : Curculionidae, diplo : Diplopodes, diptlarve : larves de Diptères, elater : Elateridae, geophi : Geophilidae, lar\_col : larves de Coléoptères, leplarve : larves de Lépidoptères, linot : Linotaeniidae, linyph : Linyphiidae, litho : Lithobiidae, lumb:Lumbricidae, staphy :Staphylinidae, therii : Theridiidae; Ca, Mg, K, Al, Na, H : concentration en ions du sol (en mg/g de sol) ;

gresA (1,2,3) : 3 transects du BV gréseux amendé, gresT (1,2,3) : 3 transects du BV gréseux témoin acide, graniteA (1,2,3) : 3 transects du BV granitique amendé, graniteT (1,2,3) : 3 transects du BV granitique témoin acide.

***SESSION 5 : SOLS, BIODIVERSITE, ECOLOGIE FONCTIONNELLE***

***COMMUNICATIONS ORALES***

***SESSION 5B : Diversité et activités bactériennes dans les sols***



## **Restauration de bassins versants acidifiés : effet sur la diversité des communautés bactériennes du sol**

**CLIVOT Hugues, ARAN Delphine, ROUSSELLE Philippe, AUCLERC Apolline,  
DEVIN Simon, NAHMANI Johanne, WAGNER Philippe, BAUDA Pascale,  
POUPIN Pascal, PAGNOUT Christophe, GUEROLD François**

Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes, CNRS UMR 7146,  
Université Paul Verlaine, Rue du Général Delestraint, 57070 Metz, France  
hugues.clivot@umail.univ-metz.fr

### **Introduction**

Depuis la révolution industrielle, les dépôts atmosphériques de polluants acides ont provoqué une acidification et une déminéralisation des sols dans de nombreuses régions de l'hémisphère nord. De très nombreux travaux ont révélé une érosion marquée de la biodiversité et un dysfonctionnement des écosystèmes terrestres et aquatiques. Le recours à l'épandage d'amendements calco-magnésiens peut représenter une alternative pertinente pour restaurer les écosystèmes acidifiés. En France, dans le massif vosgien qui a été particulièrement touché, deux opérations de restauration de bassins versants, l'un drainant un substratum gréseux et l'autre granitique, ont été initiées à l'automne 2003. L'amélioration constatée des caractéristiques physico-chimiques des sols amendés (présentation orale Auclerc *et al.*) permet d'envisager des changements au sein des communautés microbiennes susceptibles d'affecter le fonctionnement et la dynamique globale de l'écosystème.

### **Matériel et méthodes**

A l'automne 2007 et au printemps 2008, des prélèvements de sol ont été réalisés sur deux bassins versants vosgiens amendés et sur les bassins versants acides contigus (15 points de prélèvement par site).

La diversité bactérienne a été évaluée par extraction de l'ADN génomique total, amplification des régions V3-V5 des ADNr 16S (1, 2) et séparation par électrophorèse en gradient dénaturant (DGGE). L'analyse comparative des profils DGGE a été réalisée par NMDS (Non-metric MultiDimensional Scaling). Le séquençage des ADNr 16S obtenus pour la campagne d'automne a également permis une analyse taxonomique complète des communautés bactériennes présentes sur nos sites.

La diversité fonctionnelle a été évaluée grâce au système BIOLOG EcoPlate™. Ce système permet d'évaluer les capacités métaboliques des communautés bactériennes pour 31 substrats carbonés. L'analyse comparative des profils BIOLOG a été réalisée par ACP (Analyse en Composante Principale).

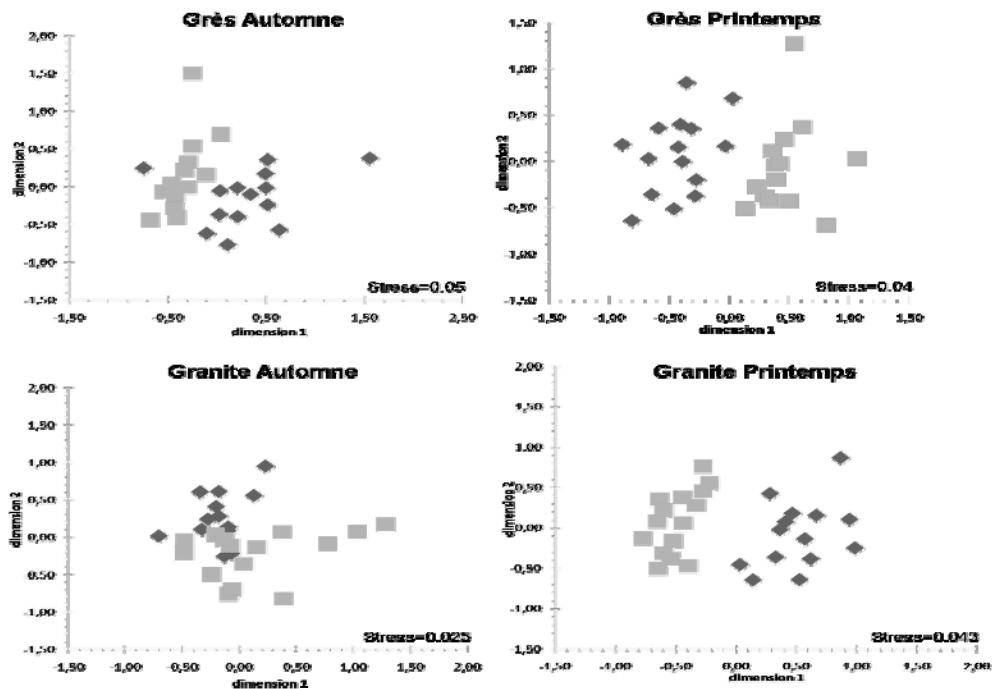
### **Résultats et discussion**

Les profils DGGE ont mis en évidence un effet marqué de l'amendement sur les communautés bactériennes du sol (Figure 1). Le séquençage des ADNr 16S a révélé une augmentation significative de la diversité taxonomique (indices de Shannon H') sur les sites amendés (H' grès témoin : 1,93 vs amendé : 2,61 – H' granite témoin : 2,11 vs amendé : 2,22) et du ratio Proteobacteria/Acidobacteria révélateur d'une amélioration des propriétés d'un sol (grès témoin : 0,69 vs amendé : 0,88 – granite témoin : 0,70 vs amendé : 1,53) (3).

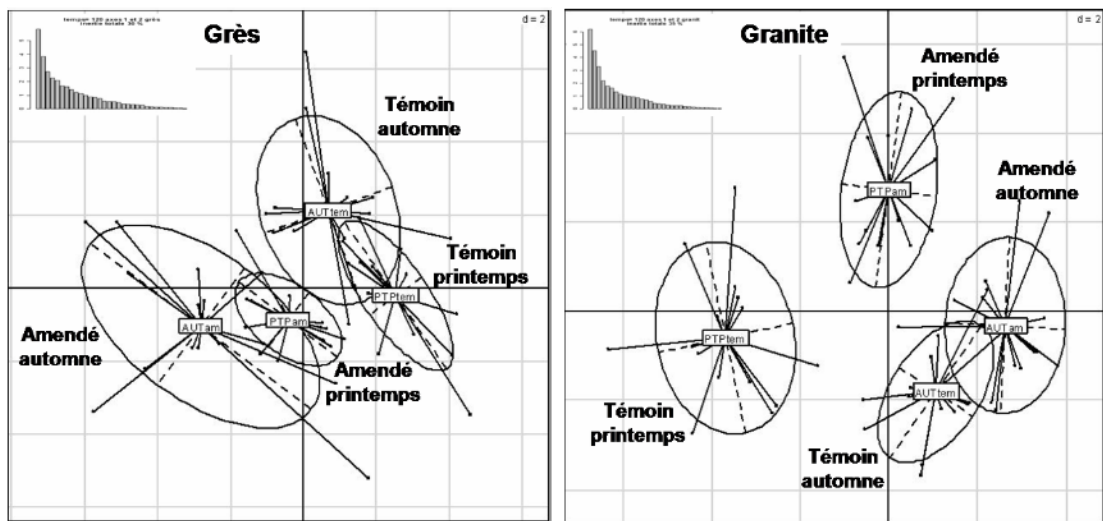
Les résultats des BIOLOG ont confirmé un effet de l'amendement sur la diversité fonctionnelle (Figure 2). En effet, sur les deux types de roches, les profils du métabolisme carboné des communautés bactériennes sont significativement différents.

Quatre ans après les opérations de restauration, ces travaux ont mis en évidence un effet marqué de l'amendement sur les communautés bactériennes du sol sur les deux sites d'étude (roche mère granite et grès). Des travaux complémentaires sont actuellement en cours

et visent à apprécier l'impact des effets observés sur des processus fonctionnels clés (dégradation des litières, cycle de l'azote...).



**Figure 1.** Ordination NMDS basée sur les matrices de similarités des profils d'empreinte moléculaire DGGE. Les figurés carrés (■) représentent les échantillons issus des sols amendés et ceux en forme de losange (◆) leurs témoins acides.



**Figure 2.** Analyse en composante principale sur le premier plan factoriel de l'utilisation des 31 substrats carbonés par les communautés bactériennes durant 120 heures dans le système BIOLOG EcoPlate™. Le plan factoriel représente 30% de l'inertie totale sur grès et 35% sur granite.

### Indications bibliographiques

1. Muyzer, G., de Waal, E.C., Uitterlinden, A.G., 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 695-700.
2. Schäfer, H., Muyzer, G., John, H.P., 2001. Denaturing gradient gel electrophoresis in marine microbial ecology. In: *Methods in Microbiology*, vol. 30. Academic Press, pp. 425-468.
3. Smit, E., Leeflang, P., Gommans, S., van den Broek, J., van Mil, S., Wernars, K., 2001. Diversity and Seasonal Fluctuations of the Dominant Members of the Bacterial Soil Community in a Wheat Field as Determined by Cultivation and Molecular Methods. *Appl. Environ. Microbiol.* 67, 2284-2291.



## Diversité des communautés microbiennes telluriques à l'échelle du territoire national

**DEQUIEDT Samuel<sup>1</sup>, LELIEVRE Mélanie<sup>1</sup>, JOLIVET Claudy<sup>2</sup>, MARTIN Manuel<sup>2</sup>,  
SABY Nicolas<sup>2</sup>, ARROUAYS Dominique<sup>2</sup>, HARMAND Jérôme<sup>3</sup>, Loisel Patrice<sup>4</sup>,  
THIOULOUSE Jean<sup>5</sup>, LEMANCEAU Philippe<sup>1</sup>, RANJARD Lionel<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> UMR INRA UB Microbiologie du Sol et de l'Environnement, INRA Dijon

<sup>2</sup> INRA Orléans - Unité INFOSOL, 45166 Olivet

<sup>3</sup> Equipe d'ingénierie des Procédés, LBE-INRA, Narbonne, France

<sup>4</sup> UMR INRA Analyse des systèmes et Biométrie, Montpellier

<sup>5</sup> Université de Lyon ; université Lyon 1 ; CNRS ; UMR 5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive, Villeurbanne  
contact : ranjard@dijon.inra.fr

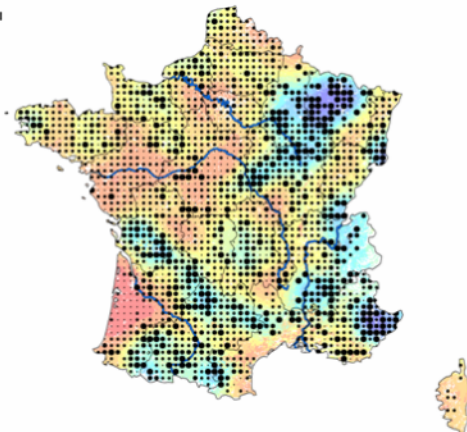
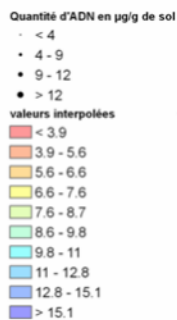
Un des enjeux de l'écologie microbienne moderne est de mieux définir et comprendre les processus qui génèrent et maintiennent la biodiversité microbienne des sols, notamment par une meilleure estimation et caractérisation de la diversité « beta » de ces communautés (changement de composition de la communauté à l'échelle du paysage). Pour cela, il faut s'appuyer sur des outils puissants et robustes de caractérisation de la biodiversité microbienne et les appliquer sur des échantillonnages de grande envergure tant sur les plans spatiaux que temporels. Dans ce contexte, le projet ECOMIC-RMQS a été mis en place pour caractériser l'abondance et la diversité des communautés bactériennes indigènes de tous les sols du RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols). Le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) mis en place depuis 2002 par le GISSOL, comprend 2200 sols répartis sur l'ensemble du territoire français selon une grille systématique. Il constitue donc un cadre national pour l'observation de l'évolution de la qualité des sols. Ce réseau systématique de mesures et de suivi des paramètres pédologiques, géré par l'unité INFOSOL (INRA Orléans), a pour objectif de détecter de façon précoce l'apparition et les tendances de la dégradation de l'état des sols en mesurant dans un premier temps un certain nombre de paramètres physiques et chimiques. Pour chacun des prélèvements de sols, les caractéristiques physico-chimiques, le spectre proche infra-rouge de la matière organique (NIRS), les paramètres climatiques environnants, les compositions floristiques, l'utilisation des terres et les pratiques agricoles seront répertoriés. Dans le programme ECOMIC-RMQS, la densité et la diversité/structure génétique des communautés bactériennes ont été caractérisées grâce à l'utilisation d'outils de PCR quantitatives et d'empreintes moléculaires type ARISA, directement sur l'ADN extrait des sols du RMQS. En parallèle, des outils statistiques ont été développés afin i) de caractériser les profils bio-géographiques de la diversité bactérienne des sols de France, ii) d'évaluer la contribution relative des paramètres pédo-climatiques et d'utilisation des terres sur la diversité des communautés, iii) de calibrer l'information spectrale avec les paramètres chimiques et bactériens et iv) d'identifier des bio-indicateurs bactériens d'environnements et d'activités anthropiques spécifiques.

Les principaux résultats significatifs obtenus dans le cadre de ce programme seront présentés dans cette communication orale et seront d'ordre :

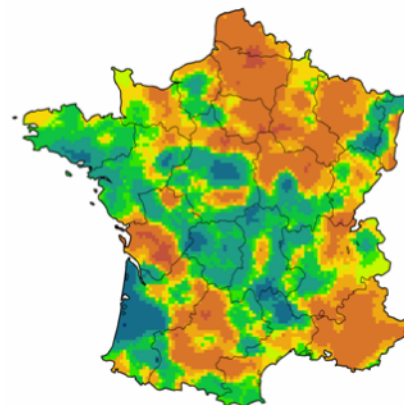
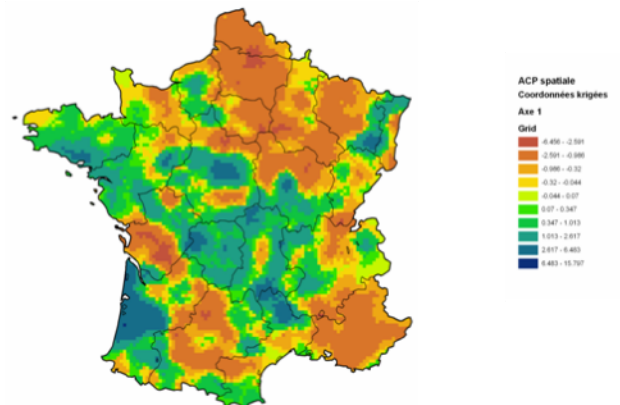
- scientifiques :

- cartographie de la biomasse microbienne et de la densité bactérienne des sols à l'échelle de la France (cf figure ci-dessous).
- cartographie des structures génétiques des communautés bactériennes à l'échelle de la France (cf figure ci-dessous)
- mise en évidence de profils biogéographiques de distribution de la densité et diversité bactérienne des sols à l'échelle du territoire et meilleure compréhension de l'assemblage des communautés à grande échelle.

- hiérarchie de l'influence des paramètres environnementaux (type de sol, mode d'usage, climat, ...) sur la densité et structure génétique des communautés bactériennes des sols.
  - première démonstration d'une relation aire – espèce significative pour les communautés bactériennes du sol à l'échelle du territoire
  - description et hiérarchie de pools régionaux de diversité microbienne
  - lien entre la diversité végétale des sites étudiés et la diversité microbienne des sols correspondants.
- méthodologiques et logistiques :
- création de la plateforme GenoSol ([http://www.dijon.inra.fr/plateforme\\_genosol](http://www.dijon.inra.fr/plateforme_genosol)) pour améliorer les capacités techniques et logistiques des partenaires du programme.
  - mise en place de la base de données microbiologie et du « pipeline » d'analyses des données
  - mise en place de la DNA-thèque des sols français au sein de la plateforme GenoSol
- opérationnels :
- mise en place d'un référentiel d'interprétation de l'abondance et de la diversité des communautés microbiennes des sols
  - mise en évidence de l'influence de certains modes d'usages.



**Cartographie de la biomasse des sols français**



**Cartographie de la structure génétique des communautés bactérienne des sols français**

## Bactéries anammox terrestres : diversité et activité

**HUMBERT Sylvia<sup>1</sup>, TARNAWSKI Sonia<sup>1</sup>, CONEN Franz<sup>2</sup>, SETH Barbara<sup>2</sup>,  
BAGNOUD Alexandre<sup>1</sup>, MALLET Marc-Philippe<sup>1</sup>, FROMIN Nathalie<sup>3</sup>,  
ARAGNO Michel<sup>1</sup> et ZOPFI Jakob<sup>1,4</sup>**

<sup>1</sup>: Institut de Biologie, Laboratoire de Microbiologie, Université de Neuchâtel, Suisse  
[sylvia.humbert@unine.ch](mailto:sylvia.humbert@unine.ch)

<sup>2</sup>: Institut de Géosciences Environnementales, Laboratoire des isotopes stables, Université de Bâle, Suisse, [franz.conen@unibas.ch](mailto:franz.conen@unibas.ch)

<sup>3</sup>: Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier, France  
[nathalie.fromin@cefe.cnrs.fr](mailto:nathalie.fromin@cefe.cnrs.fr)

<sup>4</sup>: Institute de Géologie et Paléontologie, Laboratoire de Biogéosciences, Université de Lausanne, Suisse, [jakob.zopfi@unil.ch](mailto:jakob.zopfi@unil.ch)

### Écologie d'anammox dans les écosystèmes terrestres

La découverte d'un nouveau processus appelé 'anammox' dans le cycle de l'azote a suscité beaucoup d'intérêt ces dernières années. Ce processus anammox, pour 'anaerobic ammonium oxidation', permet la conversion de l'ammonium en azote moléculaire en utilisant le nitrite comme accepteur d'électron (Kuenen, 2008). Il est réalisé sous conditions anoxiques par des bactéries faisant partie de l'ordre des *Planctomycetes*.

Anammox a été mis en évidence en premier lieu, dans les systèmes de traitement des eaux usées (Mulder *et al.*, 1995). Il a ensuite été largement décrit dans divers environnements naturels, comme dans les eaux salées (Lam *et al.*, 2007), des sédiments marins (Rich *et al.*, 2008) ou dans des lacs méromictiques (Schubert *et al.*, 2006). Dans ces environnements aquatiques, anammox peut représenter par endroits jusqu'à plus de 60% de l'azote moléculaire produit (Kuypers *et al.*, 2005; Schmid *et al.*, 2007). Seulement cinq genres candidats sont actuellement connus : *Candidatus* 'Brocadia', 'Kuenenia', 'Anammoxoglobus', 'Jettenia' et 'Scalindua'. Tous ces genres ont été détectés dans des systèmes de traitement des eaux usées, mais seul 'Scalindua' a été identifié dans des environnements aquatiques (Schmid *et al.*, 2007).

Ce processus a été reconnu comme ayant une grande importance dans la formation d'azote moléculaire dans les écosystèmes aquatiques et dans l'élimination de composés azotés dans le traitement des eaux usées. Cependant, rien n'est actuellement connu quant à la diversité, la distribution et l'activité des bactéries anammox dans les écosystèmes terrestres. Ainsi, les objectifs de ce travail ont été 1) de voir si les bactéries anammox sont présentes dans les écosystèmes terrestres et leurs attribuer une affiliation phylogénétique 2) d'analyser leur distribution dans un environnement précis et finalement 3) de voir si elles sont actives et sous quelles conditions, afin d'évaluer leurs contributions à la formation de N<sub>2</sub> en comparaison à la dénitrification.

Le métabolisme des bactéries anammox nécessite la présence simultanée des formes oxydées et réduites de l'azote sous conditions anoxiques. Par conséquent, les zones de transition oxiques-anoxiques pourraient représenter des habitats favorables pour les bactéries anammox dans les écosystèmes terrestres. De tels environnements peuvent se retrouver, 1) dans la rhizosphère où l'oxygène, consommé par la respiration des racines et des microorganismes, crée localement un environnement plus anoxique que dans le sol distant, ce phénomène est inversé dans les sols saturés en eau, 2) dans les poches anoxiques au sein des macro-agrégats du sol, 3) aux interfaces sol/eau présentes dans les sols saturés en eau ou sous l'influence d'une nappe.

En suivant cette hypothèse, de nombreux écosystèmes terrestres ont été prospectés pour la présence des bactéries anammox: des milieux humides, des bords de lacs, des champs cultivés, un aquifère poreux, un permafrost, des tourbières. La présence et la diversité

des bactéries anammox ont été analysées dans les échantillons provenant des différents environnements en utilisant une approche de clonage-séquençage (PCR-nichée, clonage-séquençage). L'étude d'un réductisol en bordure de lac a été approfondie, et anammox a été détecté et quantifié le long du profil de sol par des incubations isotopiques-<sup>15</sup>N. Les paramètres physico-chimiques du réductisol ainsi que l'activité anammox ont été mesurés au printemps, en été et en automne afin de mieux comprendre la dynamique et les exigences écologiques de ces bactéries.

La présence de bactéries anammox a été démontrée dans les milieux humides, les bords de lacs, l'aquifère poreux, le permafrost, les champs cultivés et dans des échantillons de sol associés avec des plantes nitrophiles. Les cinq genres de bactéries anammox et deux groupes inconnus ont été détectés, reflétant ainsi une plus grande diversité que dans les environnements marins : la majorité des séquences de clones environnementaux est liées à *Candidatus* 'Kuenenia' et 'Brocadia' tandis que 'Scalindua' domine les communautés anammox aquatiques. Les bactéries anammox n'ont pas été retrouvées dans tous les échantillons ou fractions de sol, indiquant une distribution hétérogène et des exigences écologiques précises comme la présence de nitrate et d'une zone de fluctuation de la nappe d'eau créant des interfaces oxiqes-anoxiques. L'activité anammox a été détectée à différentes profondeurs du profil du réductisol notamment dans la zone de transition oxiqes-anoxique créée par le battement de la nappe. Durant l'année, des variations de l'activité ont été observées entre les profondeurs et les saisons. L'activité anammox est présente au printemps et en automne lorsque l'activité des plantes et des bactéries dénitrifiantes est plus faible. Ce résultat suggère la présence d'une compétition importante dans ce sol pour les composés azotés inorganiques. De manière générale, anammox contribue faiblement à la production de N<sub>2</sub> dans le réductisol soit environ 1% du N<sub>2</sub> total produit. Dans cette étude, la dénitrification est donc le processus de production de N<sub>2</sub> dominant par rapport à anammox.

En conclusion, cette étude est l'une des premières à démontrer la présence de bactéries anammox dans différents écosystèmes terrestres et leur activité dans un réductisol. A présent, des études plus détaillées sur le processus anammox, en augmentant le panel d'écosystèmes terrestres prospectés, amèneraient à une meilleure compréhension de la contribution et de l'interaction de ce processus dans le cycle d'azote terrestre.

- Kuenen JG. (2008). Anammox bacteria: from discovery to application. *Nat Rev Microbiol* **6**: 320-326.
- Kuypers MMM, Lavik G, Woebken D, Schmid M, Fuchs BM, Amann R *et al.* (2005). Massive nitrogen loss from the Benguela upwelling system through anaerobic ammonium oxidation. *Proc Nat Acad Sci U.S.A* **102**: 6478-6483.
- Lam P, Jensen MM, Lavik G, McGinnis DF, Muller B, Schubert CJ *et al.* (2007). Linking crenarchaeal and bacterial nitrification to anammox in the Black Sea. *Proc Natl Acad Sci U S A* **104**: 7104-7109.
- Mulder A, van de Graaf AA, Robertson LA, and Kuenen JG. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *FEMS Microbiol Ecol* **16**: 177-183.
- Rich JJ, Dale OR, Song B, and Ward BB. (2008). Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in Chesapeake Bay sediments. *Microb Ecol* **55**: 311-320.
- Schmid MC, Risgaard-Petersen N, van de Vossenberg J, Kuypers MMM, Lavik G, Petersen J *et al.* (2007). Anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in marine environments: widespread occurrence but low diversity. *Environ Microbiol* **9**: 1476-1484.
- Schubert CJ, Durisch-Kaiser E, Wehrli B, Thamdrup B, Lam P, and Kuypers MMM. (2006). Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). *Environ Microbiol* **8**: 1857-1863.

## Importance de la diversité fonctionnelle des bactéries dans les mécanismes d'altération des phyllosilicates 2:1 dans les sols lorrains

BALLAND Clarisse<sup>1</sup>, POSZWA Anne<sup>1</sup>, MUSTIN Christian<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: Laboratoire des Interactions Microorganismes-Minéraux-Matière Organique dans les Sols (LIMOS), UMR 7137, Nancy-Université, CNRS, Faculté des Sciences, BP 70239, 54506 Vandoeuvre-les-Nancy, Cedex. clarisse.balland@limos.uhp-nancy.fr

### Contexte

La diversité microbienne contribue au fonctionnement des sols et peut être utilisée comme un indicateur biologique de la qualité des sols et de leur fertilité. Outre leur rôle important dans la dégradation des matières organiques (MO), les bactéries hétérotrophes participent directement ou indirectement à l'altération des minéraux silicatés primaires ou secondaires dans les sols. (1) Ces processus bactériens qui conduisent à la libération et à la solubilisation des éléments participent à la nutrition des plantes, à la chimie des solutions et du complexe d'échange des sols et à la formation de minéraux secondaires. Les deux principaux mécanismes qui interviennent dans l'altération bactérienne des silicates sont l'acidolyse (altération par les protons) et la complexolyse (via la production de métabolites secondaires). Ces processus sont généralement étudiés et quantifiés sans mettre en relation les interactions « bactérie-minéral » et leur diversité avec les conditions environnementales pour définir leur rôle sur le fonctionnement des sols.

Le but de cette étude est ainsi d'évaluer la contribution des bactéries au processus d'altération de phyllosilicates en fonction de la diversité microbienne, des métabolites secondaires, de la réactivité du minéral et du type de sol. Cette étude a été conduite avec des communautés et des souches bactériennes isolées de différents horizons de rendzine (WRB 2006 : Calcaric Leptosol), sol brun acide (WRB 2006 : Cambisol), sol cryptopodzolique (WRB 2006 : Entic Podzol), et podzol (WRB 2006 : Podzol).

### Démarche expérimentale

Deux séries d'expériences ont été réalisées en réacteurs miniaturisés (Tableau 1), la première avec les communautés bactériennes isolées des sols (conditions biotiques) et la seconde avec des acides minéraux et organiques (conditions abiotiques).

	Modalités	Paramètres suivis
Conditions abiotiques	HNO <sub>3</sub>	
	Ac. Citrique	Fe, pH
	Ac. gluconique	
Conditions biotiques	Communautés bactériennes: rendzine (A1, C)	
	Communautés bactériennes: sol brun acide (A1, B, C)	
	Communautés bactériennes: sol cryptopodzolique (A1, A/E, Bs, C)	Fe, pH, acides organiques produits
	Communautés bactériennes: Podzol (A1, E, Bh, Bs, C)	

**Tableau 1** : Modalités des expériences et paramètres suivis

Le principe de la méthode repose sur l'utilisation de microplaques filtrantes (0.22 µm pore size, Millipore) composées de 96 puits permettant de suivre plusieurs paramètres et d'effectuer des répétitions pour chaque modalité (agent d'altération). Chacun des puits contient un milieu nutritif carencé en fer (Fe) et magnésium (Mg), une source d'énergie et de carbone (glucose), et un minéral, le phlogopite (phyllosilicate ferromagnésien), seule source de Fe et Mg. Les processus d'altération sont identifiés et leur intensité quantifiée en mesurant les protons et le fer en solution. Le phénotypage des bactéries est établi en prenant en compte également les acides organiques libérés en solution et le glucose consommé (Tableau 1). Les résultats des 2 séries d'expériences ont permis de définir un modèle de dissolution surface contrôlée du phlogopite en se basant sur une équation empirique modifiée. Celle-ci décrit le taux de libération du fer (RFe) en fonction du pH

considérant l'influence des protons ( $a_{H^+}$ ), des ligands ( $a_L$ ) et des activités bactériennes supplémentaires ( $\beta$ ) :

$$RFe = k_H(a_{H^+})^m + k_L(a_L)^l + \beta$$

où  $k$  est le taux de dissolution,  $a_{H^+}$ , et  $a_L$  l'activité des protons et des ligands organiques;  $m$ , et  $l$  l'ordre de la réaction. Le facteur  $\beta$  prend en compte l'impact des activités bactériennes supplémentaires sur l'altération (e.g. production de complexe fort).

### Résultats et discussion

Les processus d'altération mis en jeu par les communautés bactériennes sont différents selon les grands types de sols (Figure 1). Ainsi, l'acidolyse est le processus dominant développé par les bactéries cultivables issues des horizons du podzol et du sol brun acide. L'acido-complexolyse est le processus dominant développé par les bactéries cultivables issues des horizons du sol cryptopodzolique et la rendzine (Figure 1). Les résultats obtenus avec les communautés bactériennes isolées du podzol contrastent avec le grand processus de pédogenèse expliquant la différenciation de ce sol. En présence de ces communautés, en fin d'expérience, le pH obtenu est de l'ordre de 3. Or, à ce pH, les acides organiques libérés sont protonnés pour la plupart et seuls les protons agissent. Ceci suggère l'existence de processus d'altération locaux différents de ceux détectable à l'échelle du sol où d'autres agents d'altération (ici principalement issus des litières) interviennent.

À l'échelle de l'horizon, quel que soit le type de sol, plus les bactéries sécrètent des acides organiques (exprimés sous forme de carbone métabolisé sur la Figure 2), plus le fer est libéré en solution. Ceci suggère une faible importance de la richesse en nutriments du sol sur le potentiel d'altération des bactéries. Deux stratégies de libération du fer sont observées en fonction de la teneur en MO des horizons : (1) les communautés bactériennes isolées d'un horizon riche en MO libèrent peu d'acides organiques, mais ceux-ci sont très complexants, comme l'acide citrique et oxalique. Elles ont donc un métabolisme lent (= stratégie K), mais très efficace, permettant une libération importante de fer, (2) les communautés isolées d'un horizon pauvre en MO libèrent une grande quantité d'acides organiques avec un faible pouvoir complexant comme l'acide lactique ou acétique. Leur métabolisme rapide (= stratégie r) est en faveur de la croissance bactérienne, et non d'une libération efficace du fer.

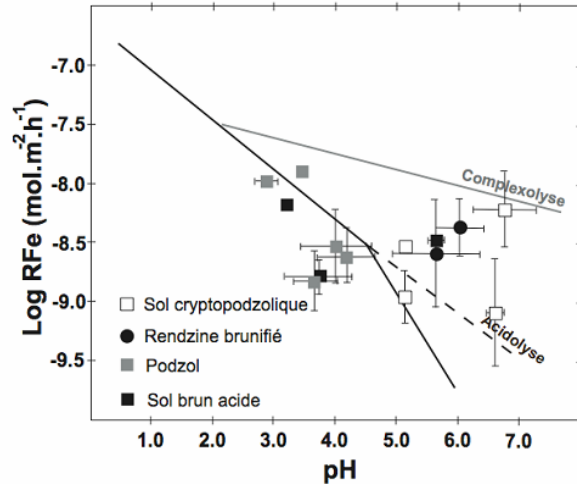


Figure 1. Taux de libération du fer en fonction du pH. Les droites représentent les résultats obtenus en conditions abiotiques pour définir le modèle de dissolution du phlogopite

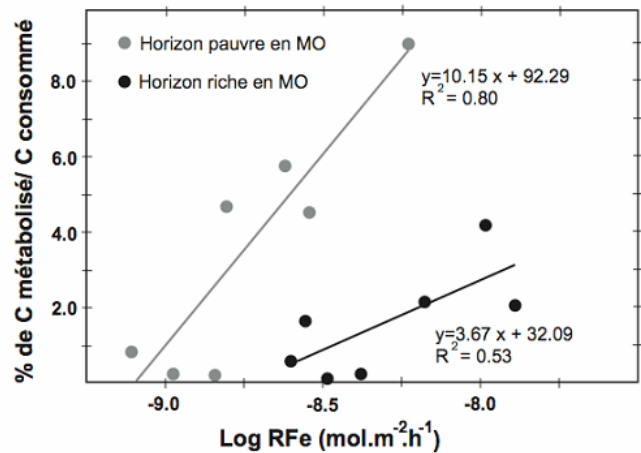


Figure 2. Pourcentage de carbone métabolisé par les communautés bactériennes et taux de libération du fer correspondant.

***SESSION 5 : SOLS, BIODIVERSITE, ECOLOGIE FONCTIONNELLE***

***COMMUNICATIONS ORALES***

***SESSION 5C : Activités biologiques et pollution***





## **Structure de la communauté mycorhizienne de sols viticoles soumis à différentes techniques d'entretien**

**KREMER Laurent<sup>1</sup>, NASSR Najat<sup>1</sup>, LEBEAU Thierry<sup>2</sup>, MARCHAND David<sup>3</sup>**

1 : RITTMO Agroenvironnement, 37 rue de Herrlisheim 68000 Colmar

2 : Equipe de Dépollution Biologique des Sols, Université de Haute-Alsace, IUT Colmar, 33 rue de Herrlisheim, BP 50568 68008 Colmar Cedex

3 : Chambre d'Agriculture du Haut-Rhin, 11 rue Jean Mermoz, 68127 Sainte-Croix-en-Plaine

Certaines pratiques culturales ont un impact significatif sur les champignons mycorhiziens, particulièrement les endomycorhizes qui vivent en association avec environ 85% des plantes herbacées. Le niveau de la fertilisation phosphatée et les traitements fongicides appliqués sur les cultures sont les facteurs qui semblent avoir le plus d'impact sur ces microorganismes. D'autres pratiques auraient également des impacts importants comme le travail du sol et les précédents culturaux.

En viticulture, la mycorhization naturelle est souvent plus intense dans les interrangs enherbés, ce qui peut présenter plusieurs avantages agronomiques et environnementaux. Pour la plante, les bénéfices de la mycorhization consistent en une augmentation de la capacité d'assimilation des éléments minéraux (principalement P, mais aussi Cu, Zn et N), un effet positif sur la croissance, une plus grande résistance vis-à-vis de certains phytopathogènes (*Botrytis*), une tolérance accrue aux stress abiotiques (choc thermique, dessiccation, pollution, contaminants divers), ainsi qu'une stabilisation des agrégats, et donc de la structure du sol par le réseau mycélien. Cette symbiose contribue donc notamment à réduire l'apport de pesticides et de fertilisants chimiques tout en protégeant les cultures et la qualité des sols.

Des essais menés par la Chambre d'Agriculture du Haut Rhin dans le cadre de l'opération FERTI-MIEUX « Collines, eau et terroirs » ont porté sur le suivi agronomique d'une parcelle viticole de 5 ares de type limoneux. La parcelle étudiée a été entretenue selon trois techniques : alternance d'interrangs enherbés et travaillés ainsi qu'un désherbage chimique sous le rang (glyphosate en postlevée, pas d'utilisation d'antigerminatif de prélevée). L'enherbement permanent est obtenu à partir d'un mélange de semences composé à 60% de Pâturin des prés (concurrence faible avec la vigne), 30% de Fétuque rouge demi-traçante (concurrence moyenne) et 10% de Ray-grass anglais (concurrence moyenne à forte).

Le CRITT RITTMO Agroenvironnement a analysé la structure de la communauté des champignons mycorhiziens (glomérormycètes) en fonction des traitements d'entretien de la vigne. Une analyse comparée de la structure de la communauté fongique en fonction des traitements a été réalisée à l'aide d'une technique d'empreinte moléculaire.

La technique de PCR-TTGE (*Polymerase Chain Reaction - Temporal Temperature Gradient Electrophoresis*) est une méthode d'étude de la diversité microbienne appliquée aux sols qui permet l'accès à la microflore (cultivable et non cultivable) via les ADN extraits. Pour cette étude, la séquence ciblée par la PCR est une portion d'un gène spécifique aux glomérormycètes (350 PB) codant pour l'ARNr de la sous-unité 18S. Les fragments d'ADN amplifiés sont ensuite séparés par électrophorèse. Cette technique d'empreinte génétique est basée sur la mobilité électrophorétique décroissante des molécules d'ADN doubles brins dans un gel de polyacrylamide dénaturant soumis à un gradient de température. Le gradient de température imposé permet l'ouverture des doubles brins d'ADN. Quand l'ADN double-brins

atteint sa température de fusion ( $T_m$ ), la migration de l'ADN dans le gel s'arrête. La  $T_m$  dépend de la séquence d'ADN (composition en nucléotides) et est propre à un fragment donné.

Cinq échantillons de sol rhizosphérique ont été prélevés pour chaque traitement, à deux profondeurs (0-20 cm et 20-40 cm) toujours à égale distance du pied de vigne. Deux campagnes de prélèvement ont été réalisées : la première au mois de juin 2008, après le travail du sol et le traitement des vignes, au moment de la floraison où les besoins nutritionnels sont importants ; la seconde au mois de novembre 2008, au moment de la chute des feuilles et avant le repos végétatif.

Les premiers résultats (échantillons prélevés en juin 2008) montrent qu'indépendamment de la profondeur de prélèvement, la structure de la communauté mycorhizienne est significativement différente entre un sol désherbé et un sol enherbé, le sol enherbé présentant la plus grande diversité microbienne. Le sol travaillé présente une structure génétique comparable à celle du sol désherbé. On ne note cependant pas de différences significatives de structure entre le sol travaillé et des deux autres traitements (enherbé et désherbé).

En séparant les échantillons par horizon de prélèvement, on constate que le travail du sol induit des différences significatives de structure de la communauté mycorhizienne entre les deux horizons de prélèvement (0-20 cm et 20-40 cm) alors que l'effet de l'horizon n'est pas significatif avec les autres traitements. Dans le cas de l'enherbement, la diversité génétique est importante et peu variable dans les deux horizons. Le sol désherbé présente une diversité génétique moindre, ainsi qu'une hétérogénéité importante dans les échantillons analysés, en particulier dans l'horizon supérieur. Le nombre d'espèces est moyen pour le sol travaillé, avec une grande homogénéité, surtout dans l'horizon supérieur.

Certains pesticides peuvent inhiber significativement la colonisation racinaire par les endomycorhizes. Ces traitements induisent une sélection des espèces de champignons mycorhiziens présentes dans le sol. L'enherbement a pour effet inverse de stimuler la mycorhization, ainsi la présence d'un couvert végétal modifie la quantité et la qualité des exsudats racinaires, ce qui permet l'établissement et la pérennisation de nombreuses espèces. Le travail du sol pourrait sélectionner certaines espèces capables de coloniser rapidement les racines taillées par le passage de l'outil, ce qui expliquerait la faible variabilité des résultats.

Une deuxième série de prélèvements (novembre 2008) est actuellement en cours d'analyse. Les premiers résultats font à nouveau ressortir un effet horizon tous traitements confondus. L'horizon supérieur est relativement homogène : on ne voit pas d'effet traitement significatif, les hétérogénéités dans la distribution des échantillons apparaissent dans l'horizon inférieur.

Le recoupement des résultats des deux séries de prélèvements permettra de déterminer s'il s'agit d'un effet de saisonnalité ou de l'effet des itinéraires techniques employés qui s'estompe.

## Un dispositif expérimental pour suivre la minéralisation d'un substrat marqué au $^{13}\text{C}$ par des petits échantillons de sol

MONARD Cécile<sup>1</sup>, BARDOUX Gérard<sup>2</sup>, NUNAN Naoise<sup>2</sup>  
& VIEUBLE-GONOD Laure<sup>1</sup>

1 : INRA UMR Environnement et Grandes Cultures, équipe sol, Bât EGER, 78850 Thiverval Grignon

2 : UMR Bioemco, équipe Matière Organique des Sols, Bât EGER, 78850 Thiverval Grignon  
cmonard@grignon.inra.fr

Le sol est un milieu hétérogène qui peut être considéré comme la juxtaposition de micro-environnements plus ou moins propices au développement, à l'activité et à la survie microbienne. Des analyses globales de la structure des communautés microbiennes à la suite de changements environnementaux ne seront donc peut-être pas représentatives de changements à l'échelle des populations microbiennes. Dans le cas de biodégradation de molécules complexes telles que les pesticides, il est d'autant plus important de se placer à une échelle proche des microorganismes dégradants. En effet, la dégradation de ces molécules nécessite différentes étapes métaboliques pouvant être réalisées par différentes espèces microbiennes et si toutes ces populations dégradantes sont présentes dans un même micro-habitat et que les conditions locales sont favorables à leur activité, la dégradation sera très localisée. En revanche, si les populations dégradantes ne sont pas co-localisées, la minéralisation de la molécule dépendra également de la diffusion des métabolites et de leur probabilité de contact avec les microorganismes. L'étude des processus de biodégradation dans le sol nécessite donc de se placer à l'échelle de l'habitat microbien. Néanmoins, les outils permettant de relier directement la distribution spatiale des microorganismes dégradant les pesticides à la fonction de minéralisation (c'est-à-dire en travaillant sur un même échantillon de sol) restent limités. En effet, s'ils sont adaptés à des petits échantillons de sol (échelle millimétrique) ils nécessitent l'utilisation de substrats marqués au  $^{14}\text{C}$  ne permettant pas de réaliser des analyses moléculaires sur les mêmes échantillons que ceux sur lesquels la minéralisation de la molécule a été suivie. L'utilisation d'isotopes stables comme marqueurs est donc nécessaire mais aucun dispositif permettant de travailler sur des petits échantillons n'est pour l'instant disponible.

A partir d'un dispositif expérimental existant au laboratoire et utilisé pour le suivi de minéralisation de substrats marqués au  $^{14}\text{C}$  par des petits échantillons de sol, l'objectif de ce travail était de réaliser une transposition vers l'utilisation du marquage au  $^{13}\text{C}$ . Alors que le  $^{13}\text{C}$  présente l'avantage d'être non radioactif, d'autres précautions sont à prendre lors de son utilisation. En effet, le  $^{13}\text{C}$  est naturellement présent dans l'atmosphère et même si son abondance est faible, il est nécessaire d'éviter toute contamination notamment lorsque l'on travaille sur des petits échantillons de sol qui génèrent de faibles minéralisations de substrats. Différents tests et optimisations ont été réalisés jusqu'à l'obtention de résultats satisfaisants et le dispositif a été validé par l'étude de la variabilité de la dégradation de  $^{13}\text{C}$ -glucose et  $^{13}\text{C}$ -2,4-D.

### Principe du dispositif expérimental

400 mg de sol frais sont placés dans les puits d'une microplaque 24 puits, le  $^{13}\text{C}$ -substrat est ajouté et des supports plastiques sur lesquels sont placés des pièges à  $\text{CO}_2$  (filtres en microfibre de verre imbibés de  $\text{NaOH}$  0.2N) sont déposés dans chaque puits. Dans chaque plaque 4 blancs sont réalisés en déposant un piège sur un support dans des puits ne contenant pas de sol. La plaque est recouverte d'un joint viton<sup>®</sup> et placée dans un système d'étau qui permet d'exercer une pression uniforme sur toute la plaque et assure ainsi l'étanchéité de chaque puits. Afin d'éviter toute contamination avec du  $\text{CO}_2$  atmosphérique l'ensemble de ces manipulations est réalisé dans une boîte à gant sous atmosphère sans  $\text{CO}_2$  (19%  $\text{O}_2$ , 81%  $\text{N}_2$ ).

Le dispositif est ensuite placé à 20°C. A la fin de l'incubation il est démonté dans la boîte à gant et les pièges à CO<sub>2</sub> sont placés dans des flacons en verre de 12.5 ml fermés hermétiquement par des capsules avec septum. Les pièges peuvent ainsi être conservés avant analyse ce qui présente un avantage par rapport au dosage direct. Pour l'analyse, le CO<sub>2</sub> piégé sous forme de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> est remobilisé par injection de 500 µl d'H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 85 % à travers le septum de la capsule et incubation pendant 24 h à 50°C. L'émission de CO<sub>2</sub> totale est mesurée par µGC et les valeurs isotopiques du CO<sub>2</sub> sont mesurées sur un GC-IRMS.

### **Etapes de mise au point**

Afin de limiter les éventuelles contaminations par une source externe de C, l'ensemble du matériel utilisé ainsi que les étapes clés impliquées ont été testés :

- Vérification de l'étanchéité de la boîte à gant
- Test de la contamination de la soude utilisée pour le piège à CO<sub>2</sub>
- Test des filtres en fibres de verre
- Test du H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>
- Efficacité du piégeage et de la remobilisation acide du CO<sub>2</sub>
- Etanchéité de chaque puits dans le dispositif d'étau
- Etude du fractionnement isotopique généré par les étapes de piégeage et de remobilisation acide du CO<sub>2</sub>

Chacun de ces éléments a été optimisé et validé afin de limiter au maximum les biais liés à des contaminations par une source de C extérieure. La réalisation de blancs pour chaque expérimentation permet de soustraire la libération et la valeur isotopique du CO<sub>2</sub> contaminant aux résultats de minéralisation obtenus.

### **Validation**

La variabilité de la minéralisation de deux substrats plus ou moins facilement dégradés par les microorganismes du sol (glucose et 2,4-D) a été étudiée sur des petits échantillons de sol. 13 µg de C-glucose ( $\delta^{13}\text{C}$  de 4431 ‰) ou C-2,4-D ( $\delta^{13}\text{C}$  de 4517 ‰) par gramme de sol sec ont été apportés à 400 mg de sol frais (40 % d'humidité finale, n = 40). Le sol a été incubé à 20°C dans le dispositif expérimental pendant 26 h pour le glucose et 79 h pour le 2,4-D (phase exponentielle). Les pièges à CO<sub>2</sub> ont été récupérés et le CO<sub>2</sub> piégé a été remobilisé par attaque acide et dosé sur un µGC et un GC-IRMS.

Bien que le sol ait été homogénéisé (tamisage à 5 mm), une variabilité de la minéralisation des deux substrats a été observée. Le glucose étant un substrat plus accessible aux microorganismes du sol que le 2,4-D, il est dégradé par des communautés microbiennes de plus grande taille et le coefficient de variabilité de sa minéralisation est moins important que celui calculé pour le 2,4-D (9.8% contre 19.3%). En effet, la dégradation du 2,4-D nécessite la présence de gènes spécifiques qui ne sont pas présents chez tous les microorganismes du sol ce qui génère une hétérogénéité dans la distribution et l'abondance de ces microorganismes se répercutant sur la fonction de minéralisation. Le fait de travailler sur des petits échantillons de sol permet d'accéder à cette variabilité qui n'aurait peut-être pas pu être observée si l'analyse avait été réalisée à une plus grande échelle.

### **Perspectives**

A partir de ce dispositif qui est maintenant opérationnel nous souhaitons déterminer 1) si les populations des consortia microbiens impliqués dans la dégradation de pesticides (2,4-D) sont co-localisés ou non dans des micro-habitats en étudiant la covariance de gènes codant pour la dégradation de cette molécule et en la reliant à la fonction de biodégradation et 2) si la teneur en eau a un impact sur les probabilités de rencontre entre microorganismes dégradants et pesticides et par conséquent sur la biodégradation de ces molécules.

## **Etude des potentialités métaboliques de communautés bactériennes de sols pollués, par une approche biopuce ADN**

**TERRAT Sébastien, DUGAT-BONY Eric, BOUZID Ourdia, DUMAS Emilie, MISSAOUI Mohieddine, GRAVELAT Fabrice, GONCALVES Olivier, BIDERRE-PETIT Corinne, PEYRETAILLADE Eric, PEYRET Pierre**

Laboratoire Microorganismes : Génome et Environnement., équipe Génomique Intégrée des Interactions Microbiennes, Université Blaise Pascal - 24, avenue des Landais - 63177 Aubière.  
[pipeyret@univ-bpclermont.fr](mailto:pipeyret@univ-bpclermont.fr)

### **I) Problématique Biologique**

Du fait des activités anthropiques, les composés xénobiotiques s'accumulent dans l'environnement, contaminant l'ensemble des écosystèmes. De nombreuses normes et réglementations, en constante évolution, amènent les entreprises et les collectivités à intégrer la gestion de l'environnement dans leurs activités et dans leur politique de développement et d'aménagement du territoire. Dans ce domaine, la dépollution des sols est restée largement en retard par rapport aux moyens mis en œuvre dans les procédés de traitement et d'épuration des eaux. La base de données BASOL recense les sites et sols pollués en France. Plus de 4 000 sites actifs, c'est-à-dire pollués, et 300 000 à 400 000 sites potentiels qui ont abrité, par le passé, une activité pouvant être à l'origine d'une pollution des sols ont été répertoriés. Les polluants détectés dans 40,99 % de ces sites sont des hydrocarbures qui sont persistants, bioaccumulables et surtout toxiques.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (ou HAP) sont une classe répandue de ces composés organiques hydrophobes. Ces molécules sont essentiellement issues de pyrolyse et de combustion incomplète de matières organiques. De plus, les HAPs font partie des POP (Polluants Organiques Persistants) de par leur faible solubilisation dans les milieux aqueux, de leur adsorption aux particules solides et de leur temps de rétention important dans l'environnement.

Les approches proposées de réhabilitation des sites contaminés par bioremédiation reposent sur l'exploitation des capacités cataboliques des microorganismes dont la richesse, la diversité et les potentialités sont très importantes. Ces processus de biodégradation impliquent généralement des consortia microbiens et contrairement aux traitements classiques de remédiation, c'est un procédé *in situ*, donc non invasif, qui représente par conséquent une nouvelle alternative de traitement des environnements pollués. De nombreux microorganismes aérobies et anaérobies sont capables de dégrader divers HAPs, comme le phénanthrène (PHE) et le fluoranthène (FLUO). L'étude exhaustive des communautés microbiennes présentes et des voies métaboliques de dégradation de polluants apparaît donc comme un élément essentiel dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes étudiés.

### **II) Stratégies d'Etude**

Actuellement, il est encore très difficile d'appréhender la composition des communautés microbiennes d'environnements complexes, par les méthodes conventionnelles. En effet, plus de 99% des bactéries sont réfractaires à la croissance avec les méthodes actuellement développées. Il est donc nécessaire d'avoir recours aux approches de biologie moléculaire basées sur l'extraction et la caractérisation des acides nucléiques des microorganismes de l'environnement étudié. De plus, la très grande diversité microbienne des écosystèmes est loin d'être connue.

Dans ce contexte, les biopuces ADN constituent de nouveaux outils de biologie moléculaire dits à « haut débit » qui permettent d'apporter des solutions pour explorer le fonctionnement de ces environnements. En effet, leur utilisation permet d'analyser l'expression

simultanée de milliers de gènes ou l'identification de milliers d'espèces microbiennes en une seule expérimentation. Pour cela, des sondes oligonucléotidiques ciblant spécifiquement les gènes d'intérêt sont déterminées, fixées sur un support solide (lame de verre) afin de détecter la présence de séquences homologues complémentaires parmi les acides nucléiques extraits de l'écosystème étudié. Du fait de la complexité des écosystèmes naturels, les biopuces ADN apparaissent comme des outils de choix pour étudier la biodiversité microbienne, ses fonctions métaboliques, ainsi que son évolution spatio-temporelle.

Un inventaire des gènes a été réalisé et utilisé pour l'élaboration d'une biopuce ADN fonctionnelle permettant d'identifier et de suivre les populations microbiennes impliquées dans la dégradation des HAPs. Plusieurs logiciels développés au laboratoire ont été utilisés pour l'élaboration des sondes oligonucléotidiques spécifiques et exploratoires : GoArrays (Rimour S. et al., 2005) et Metabolic Design.

### **III) Résultats**

Une biopuce fonctionnelle comportant 141 sondes ciblant 6 gènes directement impliqués dans la dégradation du PHE a été élaborée. La détermination des sondes courtes a été réalisée avec l'algorithme MetabolicDesign développé au sein de notre laboratoire. Le principe de cet algorithme est, pour chaque enzyme ciblée, de prendre en compte la dégénérescence totale du code génétique pour développer des sondes dégénérées ainsi que toutes les sondes spécifiques qui en résultent. Parmi elles, certaines peuvent être des sondes exploratoires jamais observées dans les bases de données. Ces sondes sont potentiellement des sondes « exploratoires ».

Les sondes longues résultent quant à elle de la concaténation de deux séquences courtes ciblant un même gène à l'aide de la stratégie GoArrays. Le principe utilisé par cet algorithme permet d'augmenter la sensibilité des sondes générées tout en conservant leur caractère très spécifique : la concaténation de 2 sondes courtes est réalisée à l'aide d'une séquence de liaison de quelques bases. Une hybridation stable induit alors la formation d'une boucle au sein de la cible.

Dans le but de valider la spécificité et la sensibilité des sondes déterminées, les produits PCR correspondant à 3 gènes ont été hybridés sur la biopuce prototype. Les résultats obtenus montrent une hybridation spécifique de la quasi-totalité des sondes avec leur cible et une augmentation significative du signal lorsque la stratégie GoArrays est appliquée. De plus, pratiquement aucune sonde n'entraîne d'hybridations aspécifiques.

### **IV) Conclusion – Perspectives**

Les prochaines étapes de validations biologiques vont reposer sur l'utilisation de cibles plus complexes (ARN extrait de souches bactériennes épuratrices; ADN et ARN extraits d'environnements complexes). Ces expériences permettront l'identification et le suivi in situ des potentialités métaboliques des populations microbiennes indigènes d'un environnement contaminé par des HAPs. Ce type de biopuces devrait permettre de participer à la compréhension des mécanismes contribuant au fonctionnement et aux adaptations d'un écosystème donné et d'améliorer les conditions de bioremédiation de divers sites pollués.

### **V) Bibliographie**

Rimour S., Hill D. et al. (2005). "GoArrays : highly dynamic and efficient microarray probe design." *Bioinformatics* 21 (7) : 1094-1103.

**SESSION 5 : SOLS, BIODIVERSITE, ECOLOGIE FONCTIONNELLE**

**AFFICHES**





## Identification des fonctions microbiennes associées la dégradation du soufre organique dans les sols par une approche de métaprotéomique

**SLEZACK-DESCHAUMES Sophie (a)\*, MARON Pierre-Alain (b)\*, VONG Phuy-Chhoy (a), PIUTTI Séverine (a), RANJARD Lionel (b), BENIZRI Emile (a)**

*\*Ces deux auteurs ont contribué également à ce travail*

(a) UMR 1121 Nancy-Université - INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 2 avenue de la Forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy [sophie.deschaumes@ensaia.inpl-nancy.fr](mailto:sophie.deschaumes@ensaia.inpl-nancy.fr)

(b) UMR INRA – Université de Bourgogne Microbiologie des Sols et de l'Environnement, CMSE, 17 rue de Sully, BP 86510, F-21065 Dijon cedex France

### Introduction

Le soufre (S) est le 4<sup>ième</sup> élément majeur pour les plantes qui absorbent cet élément sous forme minérale (sulfates). Cependant, dans les sols, S est présent très majoritairement sous des formes organiques (Tabatabai, 1984) non directement utilisables par les plantes. L'intervention d'une microflore, hétérotrophe pour le C, est donc essentielle pour assurer la minéralisation du S organique en sulfates nécessaires à la nutrition des plantes. Cependant, jusqu'à très récemment, cette microflore a été considérée comme une « boîte noire » fonctionnelle, sans prise en compte ni de sa diversité taxonomique, ni des fonctions (enzymes) exprimées par cette microflore et intervenant dans la minéralisation du S organique.

Plusieurs fractions de S organique, plus ou moins réduites, peuvent être distinguées dans les sols (Freney, 1975 ; Zhao *et al.*, 2006) suggérant qu'un grand nombre d'enzymes sont susceptibles d'intervenir dans la transformation de ces différents pools de S. Actuellement, seules quelques unes de ces enzymes, telle que l'arylsulfatase sont caractérisées et utilisées comme marqueur fonctionnel de la minéralisation de S (Crécut *et al.*, 2009). Les développements récents de métaprotéomique permettent d'envisager d'identifier, sans *a priori* et à l'échelle de la communauté, les fonctions microbiennes intervenant *in situ* dans la minéralisation de S. Notre hypothèse est que ces fonctions sont exprimées par la microflore dans des conditions limitantes en S.

Dans ce contexte, notre objectif a été de caractériser par une approche de métaprotéomique les protéines différentiellement exprimées (structure fonctionnelle) dans des conditions de limitation en S afin d'identifier de nouvelles voies métaboliques de minéralisation de S. Par ailleurs, l'évolution de la structure fonctionnelle des communautés bactériennes a été comparée à celle de la structure génétique.

### Matériel et méthodes

Des microcosmes d'un sol argilo-calcaire (Martincourt, 54) tamisé à 5mm ont été incubés en conditions contrôlées (20°C à l'obscurité, 80% CRC). Les sols ont été amendés ou non avec 3 doses différentes de glucose (respectivement 2, 4 et 6g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol) dans des conditions non limitantes en azote (80mg équivalent N kg<sup>-1</sup> de sol). Des prélèvements (3 répétitions par traitement) ont été réalisés à 0, 1, 3, 7 et 15 jours après mise en incubation. A chaque temps de cinétique, un bilan net de S a été réalisé pour les différents traitements. Les cellules bactériennes ont été recueillies du sol sur gradient de Nycodenz puis l'ADN génomique et les protéines totales solubles ont été extraits à partir des culots cellulaires (Crécut *et al.*, 2009). La structure génétique des communautés bactériennes a été analysée par ARISA à l'aide du logiciel 1D-Scan (ScienceTec). Les protéines ont été séparées en électrophorèse bidimensionnelle (IEF : gradient pH 4-7). Après coloration à l'argent, les profils protéiques ont

été analysés à l'aide du logiciel Progenesis sameSpots (Nonlinear Dynamics) afin d'identifier les protéines différentiellement exprimées.

### Résultats et discussion

L'apport d'une source de carbone simple tel que le glucose conduit à une augmentation significative de l'immobilisation de S-sulfates comparativement aux sols non amendés en glucose. De plus, la quantité de S-sulfates immobilisés augmente significativement avec la dose de glucose apporté (2, 4 et 6 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol). Ces résultats suggèrent que l'apport de carbone crée des conditions limitantes en S-sulfates pour la microflore qui sont favorables à l'expression d'enzymes impliquées dans la minéralisation de S organique (Maron *et al.*, 2007).

L'effet de ces apports de carbone sur la structure génétique et fonctionnelle des communautés bactériennes a ensuite été analysé. L'Analyse en Composantes Principales des profils ARISA montre que la structure génétique des communautés bactériennes des sols amendés avec du glucose se discrimine significativement de celles des sols non amendés en glucose, dès 1 jour après apport (Figure 1). De plus, la structure génétique de ces communautés évolue significativement entre 4 et 7 jours pour les sols amendés en glucose. Aucun effet de la dose de glucose apporté n'est par contre observé. La structure fonctionnelle (métabotéome) des sols amendés en glucose se différencie elle également de celle des sols non amendés en glucose et évolue entre chaque temps de cinétique. Par ailleurs, des différences de structure fonctionnelle sont observées entre les différentes doses de glucose (Figure 2). Ce dernier résultat suggère en conséquence une « réactivité » fonctionnelle (métabolique) plus importante des communautés bactériennes comparativement aux évolutions de structure génétique (Kertesz, 2007). Ces modifications de structure fonctionnelle résultent de la présence/absence de polypeptides ou de modifications de l'intensité relative de ces spots, en fonction des traitements (Figure 2). Près de 200 polypeptides sont différentiellement exprimés suite à l'apport de glucose. Le séquençage des spots induits en réponse à l'apport de glucose (conditions limitantes en S) devrait permettre d'identifier des protéines impliquées dans la minéralisation de S.

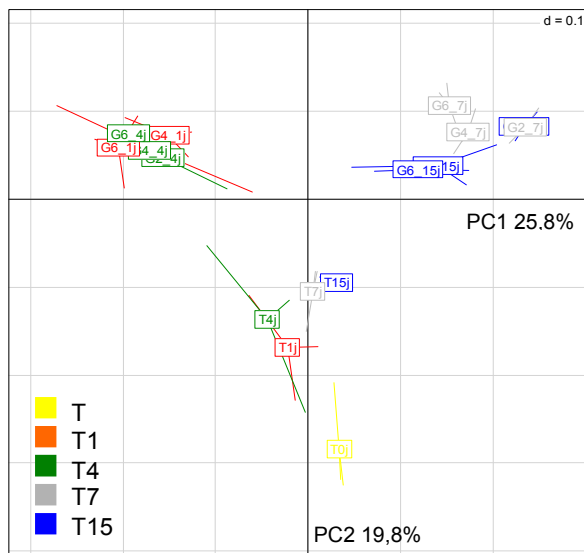


Figure 1. Analyse en Composantes Principales des profils ARISA obtenus pour les sols amendés (G) ou non (T) en glucose à 0, 1, 3, 7 et 15 jours après apport.

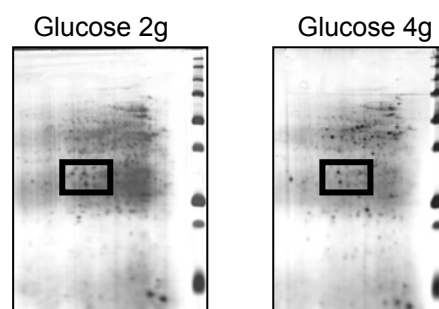


Figure 2. Evolution des profils polypeptidiques des sols amendés avec 2g (A) et 4g (B) équivalent C kg<sup>-1</sup> sol, 7 jours après apport. Exemple de polypeptides différentiellement exprimés selon la dose de carbone apportée en encadré.

- Tabatabai, 1984. Biogeochemistry 1, 45-62.  
 Freney, 1975. Soil Biology and Biochemistry 7, 217-221.  
 Zhao *et al.*, 2006. Soil Biology and Biochemistry 38, 1000-1007.  
 Crégut *et al.*, 2009. Soil Biology and Biochemistry, sous presse.  
 Maron *et al.*, 2007. Microbial Ecology 53, 486-493.  
 Kertesz, 2007. Advances in Applied Microbiology. 62, 235-268.  
 Maron, 2008. Research in Microbiology 159, 231-236.

# L'épaisseur de l'horizon A comme indicateur écologique au sein d'un contexte agropastoral. Approche cartographique à l'échelle de la parcelle expérimentale

GRELLIER Séraphine<sup>1</sup>, FLORSCH Nicolas<sup>2</sup>, JANEAU Jean-Louis<sup>1</sup>,  
PODWOJEWSKI Pascal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> IRD c/o School of Bioresources Engineering and Environmental Hydrology (BEEH), Rabie Saunders Building, UKZN, Box X01, Scottsville, 3209, South Africa.  
[grellier\\_seraphine@yahoo.fr](mailto:grellier_seraphine@yahoo.fr)

<sup>2</sup> UMMISCO/IRD, 32, avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy Cedex, France; UPMC, Paris; Dept of Mathematics and Applied Mathematics, UCT, South Africa.

## 1. Introduction

Occupant d'importantes étendues en Afrique australe et partout dans le monde, les activités agropastorales contribuent à faire évoluer la qualité écologique des sols. Dans ces contextes, les pâturages peuvent être notamment envahis par des ligneux dont l'impact est souvent négatif pour un usage spécifique des sols (Archer *et al.*, 1995). La cartographie de l'épaisseur de l'horizon A, qui dans certains cas peut offrir le plus de résistance à l'érosion, peut être un indicateur pertinent des déterminismes et interactions qui définissent la qualité des sols et leur évolution dans le paysage.

Dans cette étude, nous voulons répondre à la question du rôle éventuel des horizons A et B sur la présence de ligneux envahissants (*Acacia sieberiana*) au moyen de la méthode géophysique dite « Slingram » avec l'EM38 de Geonics. Le premier mètre étant dominé par la transition entre l'horizon A plutôt électriquement résistant et l'horizon B plus argileux et conducteur, une inversion bayésienne constitue une méthode très robuste pour déterminer les 3 paramètres que sont ces deux conductivités et la profondeur du mur de l'horizon A.

## 2. La méthode Slingram (voir <http://www.geonics.com/html/technicalnotes.html>)

L'EM38 exploite l'induction électromagnétique à faible nombre d'onde : la mesure relève de l'équation de diffusion électromagnétique. Ainsi, en présence de deux horizons, la réponse est, pour l'appareil posé au sol et tenu verticalement, avec  $z$  la profondeur de l'interface,  $\sigma_a$  la conductivité apparente,  $\sigma_1$  la conductivité de l'horizon superficielle et  $\sigma_2$  la conductivité sous-jacente :  $\sigma_a = \sigma_1 [1 - R_v(z)] + \sigma_2 R_v(z)$ , où  $R_v(z) = 1 / \sqrt{4z^2 + 1}$ . En combinant une mesure verticale, une mesure horizontale et une mesure verticale prise 50 cm au-dessus du sol, on dispose de 3 mesures devant permettre l'inversion des 3 paramètres que sont les deux conductivités et la profondeur de l'interface.

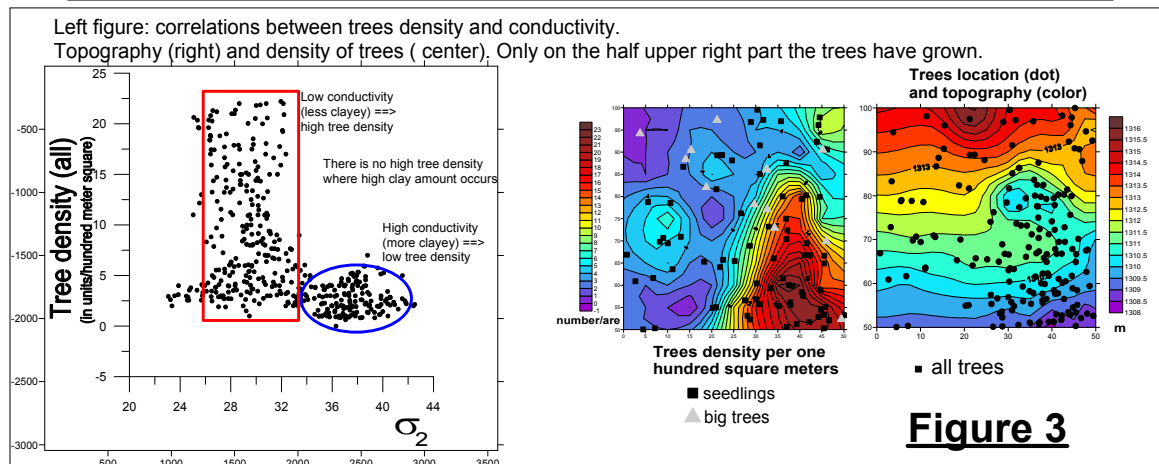
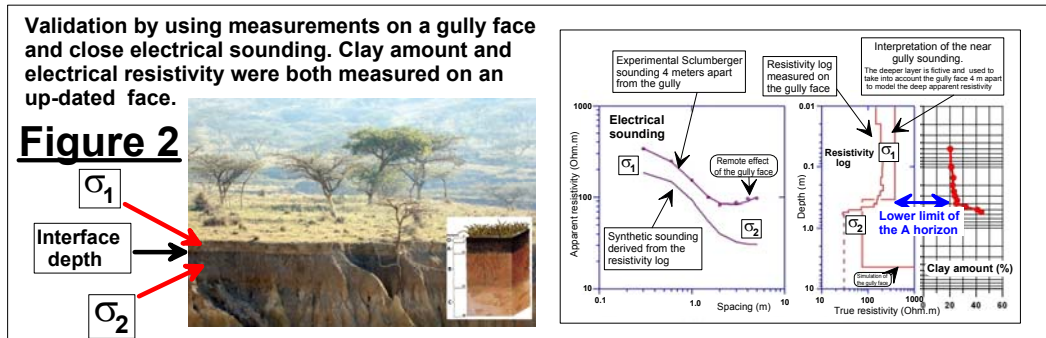
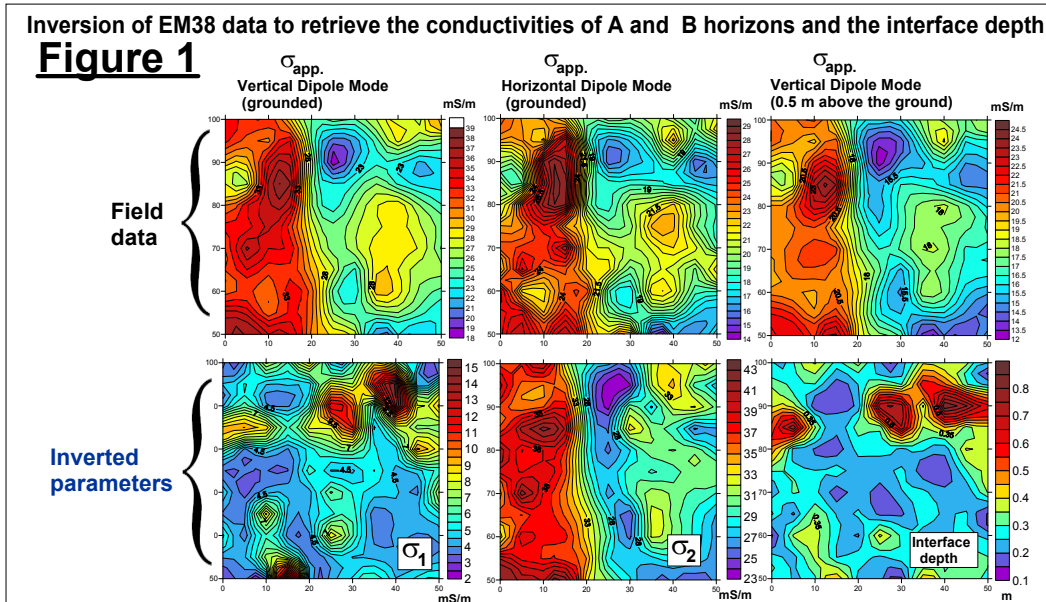
## 3. La méthode bayésienne

Elle consiste à *propager l'information* dont on dispose avec les données vers l'espace des paramètres (inconnus), à *travers la loi physique* qui les relie (voir Tarantola et Valette, 2002). La solution du problème inverse est donnée sous la forme d'une loi de probabilité sur les paramètres. Cette loi, de trois variables ici, est ensuite exploitée pour calculer les lois marginales et finalement les moyennes et valeurs de dispersion pour chaque paramètre.

## 4. Résultats et conclusion

D'après la solution obtenue (cf. figure 1), on note que la structure qui traverse les trois jeux de données est totalement découplée après inversion : elle ne relève que de la conductivité du deuxième horizon qui varie avec le taux d'argile (entre 40 et 50% dans cette couche, après calibration). La figure 2 montre le contexte géo-électrique et valide ce qui précède.

La figure 3 présente la corrélation entre les populations d'arbres et les paramètres du terrain. Bien que la densité d'arbres soit très faible pour les fortes valeurs de conductivité, on ne peut cependant pas noter de corrélation significative avec les profondeurs des horizons tels que vus par la géophysique. Une légère mais évidente réponse de la présence d'arbre à la topographie (effet hydrologique ?) est visible. Ainsi la disparité entre les jeunes pousses et les grands arbres est plus probablement due à la présence de bétail et/ou à la disponibilité en eau et en nutriments. Des études complémentaires à cette étude préliminaire prenant en compte d'avantage de paramètres écohydrologiques pourront confirmer ce résultat.



Ref. Archer S., Schimel D. S. & Holland E. A. (1995) Mechanisms of shrubland expansion: Land use, climate or CO<sub>2</sub>. *Climatic change* 29: 91-95.

Tarantola A. and Valette B. 1982. Inverse problems - Quest for in-formation. *Journal of Geophysics* 50, 159–170.

## Effets de la double inoculation, Bradyrhizobium- Mycorhizes arbusculaires sur la croissance et la nutrition minérale de quatre variétés de *Bituminaria bituminosa*

NASSIRI Laila<sup>1</sup>, CHANA Samira<sup>1</sup>, IBIJBIJEN Jamal<sup>1</sup>, ISMAILI Mohammed<sup>1</sup>,  
CORREAL Enrique<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Université Moulay Ismail, Faculté des Sciences, Département de Biologie,  
B.P. 11201 Zitoune, Meknès, Maroc. nassirithami@yahoo.fr

<sup>2</sup> : Centre des Ressources Naturelles, Murcia, Espagne, enrique.correal@carm.es

La légumineuse fixatrice d'azote, *Bituminaria bituminosa* est un arbuste méditerranéen, fourrager, de haute valeur nutritive. Dotée d'une grande plasticité écologique, aussi bien édaphique que climatique, notamment en Péninsule Ibérique, cette espèce était très répandue au Maroc ; Actuellement, elle y est mal connue et mal exploitée. Par ailleurs, en régions arides, assez fréquentes dans le pourtour du bassin méditerranéen, le recours aux champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) et aux *Rhizobium* en tant que bio fertilisants pourrait être une alternative économique et écologique pour l'amélioration de la fertilité des sols, souvent pauvres en azote, en phosphore et en oligo-éléments.

Ainsi, dans le but d'une revalorisation de cette espèce, un essai a été conduit en pots, sous serre à la faculté des sciences de Meknès afin d'étudier l'effet de la double inoculation mycorhizienne et rhizobienne sur la croissance des plantes et leur nutrition minérale. Le dispositif expérimental était un boc aléatoire complet avec quatre répétitions. Le substrat utilisé était un mélange (proportions 20/80) de sable et de sol pauvre en phosphore (P total : 1.17 g P/Kg ; P, ppm- Olsen : 36,02).

Quatre variétés, de provenance espagnole ont été choisies (*Mijas*, *Perdiz*, *Tenrefie* et *B. bituminosa sp*). Un inoculum liquide à base d'une souche de *Bradirhizobium.sp*, a été appliqué en trois reprises ; Trois espèces de champignon AM : *Glomus clarum*, *Gigaspora rosea* et *Glomus deserticola* ont été apportées au moment du semis sous forme de sol plus des fragments de racines d'orge mycorhizées (environ 30g par pot). De plus, un témoin absolu, sans aucune inoculation a été également utilisé.

Les résultats obtenus montrent que la double inoculation a amélioré significativement la croissance (2 à 3 fois) des 4 variétés de *Bituminaria bituminosa* par rapport aussi bien aux témoins absolus qu'aux plantes avec inoculation simple ; La combinaison *Glomus clarum* – *Rhizobium* étant la plus performante, surtout avec la variété *Mijas*.

Aussi, la double inoculation a donné une augmentation en Azote total accumulé sauf pour les variétés *Mijas* et *B. bituminosa sp* où l'effet de la combinaison *Glomus deserticola* - *Rhizobium* était moindre, comparé à l'apport d'un seul des deux inoculums. Comme pour la biomasse, la meilleure réponse fut celle de la variété *Mijas* en présence de *Glomus clarum* plus *Rhizobium*.

Concernant le Phosphore total, un très bon résultat a été enregistré chez les quatre variétés, dans le cas de l'apport combiné *Rhizobium* – CMA à l'exception de l'association *Mijas* - *Rhizobium* - *Glomus deserticola* où ce traitement avait un effet inférieur à celui de l'inoculation par *Glomus deserticola* seul.

Par ailleurs, une amélioration de l'accumulation en Potassium a été obtenue quelque soit le type d'inoculation ; Toutefois, la meilleure réponse a été induite par le traitement *Glomus clarum* - *Rhizobium* et ce chez les quatre variétés ; là aussi, la combinaison *Glomus clarum* - *Rhizobium* avec la variété Mijas étant la meilleure.

D'un autre côté, la dépendance mycorhizienne observée chez les plantes inoculées par les CMA en présence du *Rhizobium* était plus importante que chez les plantes inoculées par les mycorhizes seuls. La combinaison *Glomus clarum* -*Rhizobium* a été efficace avec Tenerife puis avec Mijas et *B. bituminosa* sp alors qu'avec la variété Perdiz, l'effet le plus élevé était celui de *Gigaspora rosea* – *Rhizobium*.

Enfin, en terme d'efficience relative des CMA, on a obtenu les valeurs 64, 59 et 36 % pour *Glomus deserticola*, *Glomus clarum* et *Gigaspora rosea* respectivement. Quant à l'inoculation mixte, les traitements *Glomus clarum* –*Rhizobium* et *Gigaspora rosea* -*Rhizobium* ont été les meilleurs avec une efficience relative de 79 % et 77 %.

En conclusion, il apparaît que la double inoculation a amélioré significativement la croissance et l'absorption minérale chez *Bituminaria bituminosa* ; la meilleure réponse sur le plan variétal a été obtenue avec la variété Mijas.

Par conséquent, une bonne gestion de cette légumineuse et de ses partenaires symbiotiques pourrait contribuer d'une manière assez significative dans l'amélioration de la production fourragère et la réhabilitation des écosystèmes en zones marginales.

**Mots clés :** *Bituminaria bituminosa*, double inoculation Bradyrhizobium, Mycorhize arbusculaire

## Effet de l'incorporation de carbone (résidu de blé et glucose) sur la taille et l'activité de la communauté bactériennes du sol impliquée dans la minéralisation du soufre organique

PIUTTI Séverine<sup>a</sup>, USMAN Muhammad<sup>a</sup>, NIKNAHAD-GHARMAKHER Hamid<sup>b</sup>,  
VONG Phuy-Chhoy<sup>a</sup>, SLEZACK-DESCHAUMES Sophie<sup>a</sup>, RECOUS Sylvie<sup>b</sup>,  
BENIZRI Emile<sup>a</sup>

a : UMR 1121 Nancy-Université - INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 2 avenue de la Forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy [severine.piutti@ensaia.inpl-nancy.fr](mailto:severine.piutti@ensaia.inpl-nancy.fr)

b : INRA UMR614 INRA-Univ Reims "Fractionnement des Agroressources et Environnement" (FARE), CREA, 2 Esplanade Roland Garros, 51000 Reims

### Introduction

Le soufre (S) est un élément majeur pour la croissance des plantes notamment par son rôle essentiel dans la biosynthèse protéique. Le S organique peut représenter jusqu'à 95% du S total présent dans la plupart des sols<sup>2</sup> et c'est la minéralisation de ces formes, du fait de transformations microbiennes, qui permet la libération des sulfates nécessaires à la nutrition de la plante. L'efficacité de ces transformations dépend de la présence et de l'activité des micro-organismes capables de réaliser cette minéralisation. Du fait des différentes formes de S organique présentes dans les sols, de nombreuses enzymes sont impliquées dans la minéralisation du S organique<sup>3</sup>. Parmi celles-ci, l'arylsulfatase (ARS), enzyme permettant la minéralisation des esters de sulfates (forme organique majeure dans les sols agricoles et parmi les plus labiles) peut être appréhendée comme un marqueur fonctionnel de la minéralisation de S. Cette activité contribue notamment à la minéralisation biochimique de S<sup>4</sup> induite en cas de limitation en S. Différentes bactéries du sol possèdent cette activité et la taille de cette communauté microbienne fonctionnelle varie selon le couvert végétal<sup>5</sup>. La corrélation positive observée entre l'activité ARS et la teneur en MO du sol suggère que le carbone (C) joue un rôle majeur dans la dynamique de S des sols<sup>6</sup>, d'autant plus que les micro-organismes du sol sont hétérotrophes. Notre hypothèse est que des apports de C organique simple (glucose) ou complexe (résidus végétaux), en créant les conditions favorables à l'augmentation de la taille de la microflore hétérotrophe, pourraient induire une limitation en S pour la microflore. A court terme, cette limitation stimulerait alors la minéralisation de S, *via* l'activité ARS, afin de répondre aux besoins en S de la microflore.

### Matériel et méthodes

Nous avons mis en incubation pendant 56 jours en conditions contrôlées (20°C, conditions non limitantes en azote) un sol (limon argileux) tamisé humide à 5 mm, et recevant des résidus de blé ou du glucose. Les résidus de blé étaient sous la forme de particules de paille de 2-3 mm, et composés de 42,7% C, 0,05% N, 0,072% S, soit des rapports C/N de 93 et C/S de 591. Les traitements étudiés sont : Sol (témoin), Sol + Glucose (4 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol), Sol + résidu Blé (2 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol), Sol + résidu Blé (3 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol), Sol + résidu Blé (4 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol). Les variables suivies (0, 3, 7, 14, 28, 56 jours) ont été la minéralisation du C, la biomasse C par méthode de fumigation extraction, l'activité ARS, la taille communauté bactérienne ARS, et la teneur en sulfate du sol.

---

<sup>2</sup> Tabatabai (1984). *Biogeochemistry* 1 : 45-62.

<sup>3</sup> Eriksen *et al.* (1998). In *Sulphur in Agrosystems*, 39-73.

<sup>4</sup> Mc Gill *et Cole* (1981). *Geoderma*. 26 : 267-286.

<sup>5</sup> Cregut *et al.*, (2009). *Soil Biology and Biochemistry* (sous presse)

<sup>6</sup> Knights *et al.* (2001). *Soil Biology and Biochemistry* 33 : 1797-1804.

## Résultats et discussion

La minéralisation du glucose est beaucoup plus rapide que celle des pailles de blé pour lequel aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les trois doses (2, 3 et 4 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol) lorsque cette minéralisation est exprimée en proportion de l'apport de C. Concernant la biomasse microbienne, elle représentait 1366 mg C microbien kg<sup>-1</sup> sol à 3 jours pour le glucose et seulement 123 mg C microbien kg<sup>-1</sup> sol dans le sol témoin. Aucune différence n'a été mise en évidence entre les trois doses de paille blé pour cette variable. La différence de cinétique entre le glucose et la paille de blé était très prévisible (dégradabilité beaucoup plus faible du blé due à sa composition biochimique), mais la similitude de la réponse des 3 doses de paille de blé, indique qu'il n'y avait aucun facteur limitant de la décomposition de la paille, notamment la disponibilité du sulfate, quelle que soit la dose de C apportée. Nous avons ensuite comparé les traitements équivalents en terme de C à savoir Glucose et Blé (4 g C kg<sup>-1</sup> de sol) afin de voir l'impact de la nature du carbone sur le cycle de S. Le suivi de l'activité ARS (Figure 1) révèle une augmentation significative de cette activité 3 jours après apport de glucose (103 µg PNS g<sup>-1</sup> sol h<sup>-1</sup>) et 7 jours après apport du blé (62 µg PNS g<sup>-1</sup> sol h<sup>-1</sup>). Cette augmentation d'activité est en partie liée à une augmentation de la taille de la communauté fonctionnelle bactérienne (p<0,01) (Figure 2). Ceci suggère que l'apport de C sous forme de résidu ou de glucose est à l'origine d'une augmentation de biomasse microbienne, dont la communauté bactérienne fonctionnelle. Cette dernière serait à l'origine de l'augmentation de l'activité ARS, enzyme connue pour être induite chez les bactéries dans des conditions limitantes en sulfates<sup>7</sup>. Enfin, nos résultats montrent une immobilisation nette de S respectivement 3 jours et 7 jours après apport du glucose et du blé. Cette immobilisation résulte de l'augmentation de la biomasse microbienne<sup>8</sup> conduisant à une organisation du S dans des composés microbiens labiles, susceptibles d'être minéralisés plus rapidement que le S stabilisé dans la MO<sup>9</sup>.

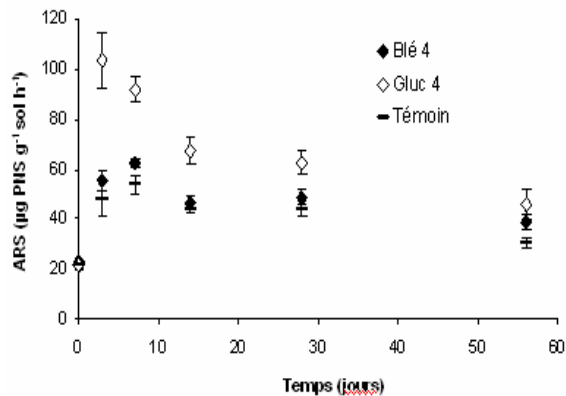


Figure 1 : Evolution de l'activité ARS potentielle au cours du temps pour les différents traitements

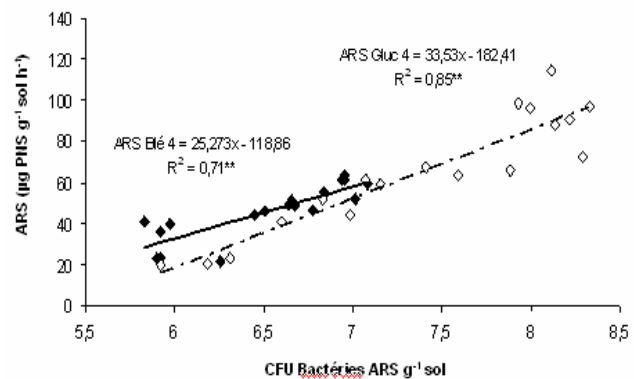


Figure 2 : Relation entre l'activité ARS potentielle et la taille de la communauté fonctionnelle dans les traitements Glucose et Blé (4 g équivalent C kg<sup>-1</sup> de sol)

## Conclusion

Ce travail montre qu'en réponse à un apport de C, induisant une augmentation de la biomasse microbienne, l'activité ARS et la densité de la communauté bactérienne fonctionnelle sont augmentées. Néanmoins quelle que soit la nature du C, le bilan de S, est en faveur d'une immobilisation nette en dépit de l'augmentation de l'activité de minéralisation, suggérant une utilisation accrue de S minéral par la microflore et limitant de ce fait la biodisponibilité de cet élément dans le sol.

<sup>7</sup> Beil *et al.*, (1995). European Journal of Biochemistry. 229 : 385-394.

<sup>8</sup> Wu *et al.*, (1993). Soil Biology and Biochemistry 11 : 1567-1573.

<sup>9</sup> Ghani *et al.*, (1993). Soil Biology and Biochemistry 25 : 1739-1744.



***SESSION 6 : Utilisation des sols en milieu urbain et péri-urbain :  
problèmes spécifiques***

**COMMUNICATIONS ORALES**



## Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration

SAULAIS Muriel<sup>1</sup>, LEMOINE Damien<sup>2</sup>, BEDELL Jean-Philippe<sup>1</sup>, SALERI Renato<sup>3</sup>,  
LEQUAY Hervé<sup>3</sup>, BLAKE Gérard<sup>4</sup>, DELOLME Cécile<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: Laboratoire des Sciences de l'Environnement, Rue Maurice Audin, 69120 Vaulx en Velin ;  
[muriel.saulais@entpe.fr](mailto:muriel.saulais@entpe.fr), [bedell@entpe.fr](mailto:bedell@entpe.fr); [delolme@entpe.fr](mailto:delolme@entpe.fr)

<sup>2</sup>: UMR 5023, Laboratoire Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux. Université Claude Bernard  
Lyon 1, 43, bd du 11 novembre 1918, Bâtiment Forel, 69622 Villeurbanne  
Cedex ; [dlemoine@univ-lyon1.fr](mailto:dlemoine@univ-lyon1.fr)

<sup>3</sup>: Laboratoire Aria, Ecole d'Architecture de Lyon, rue Maurice Audin, 69518 Vaulx en Velin  
cedex ; [renato.saleri@lyon.archi.fr](mailto:renato.saleri@lyon.archi.fr) ; [herve.lequay@lyon.archi.fr](mailto:herve.lequay@lyon.archi.fr)

<sup>4</sup>: Laboratoire d'Optimisation de la Conception et de l'Ingénierie de l'Environnement, Université  
de Savoie, ESIGEC, Domaine Universitaire Le Bourget du Lac, 73376 Le Bourget du Lac ;  
[gerard.blake@univ-savoie.fr](mailto:gerard.blake@univ-savoie.fr)

### Introduction

Les bassins de rétention ou d'infiltration sont des techniques alternatives couramment  
utilisées afin d'assurer la décantation des eaux pluviales urbaines. Ces ouvrages font ainsi  
l'objet d'arrivées irrégulières d'eau pluviale, produisant des dépôts contaminés par des métaux  
lourds et des polluants organiques, par sédimentation des matières en suspension.

Ces ouvrages peuvent également présenter la particularité d'être spontanément  
colonisés par la végétation. Cet écosystème perturbé peut être caractérisé par sa végétation  
ou phytocénose conditionnée par les facteurs écologiques locaux (climatiques, édaphiques,  
biotiques). Il est ainsi intéressant de mettre en relation la répartition et la dynamique de la  
végétation avec les caractéristiques du sol et les perturbations subies par ce milieu (distribution  
hétérogène de l'eau, présence et épaisseur des sédiments contaminés).

### Matériel et méthodes

Cette étude caractérise la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration  
des eaux pluviales situé dans une zone industrielle lyonnaise de 185 ha et qui présente un  
dépôt de surface contaminé (métaux lourds et hydrocarbures essentiellement). Le bassin  
étudié, « Django Reinhardt » est un bassin de 8000 m<sup>2</sup>. Les études antérieures ont souligné  
l'importante contamination de ce bassin par les métaux lourds tels que Zn, Cu et Cd.

Cette étude se base, tout d'abord, sur l'élaboration d'un inventaire floristique de  
l'ouvrage mené au printemps 2008 et d'une étude bibliographique sur les espèces dominantes  
et bio-indicatrices du milieu. La technique utilisée, développée par Braun-Blanquet en 1934,  
repose sur l'estimation, pour chacun des taxons du relevé, de l'abondance-recouvrement.

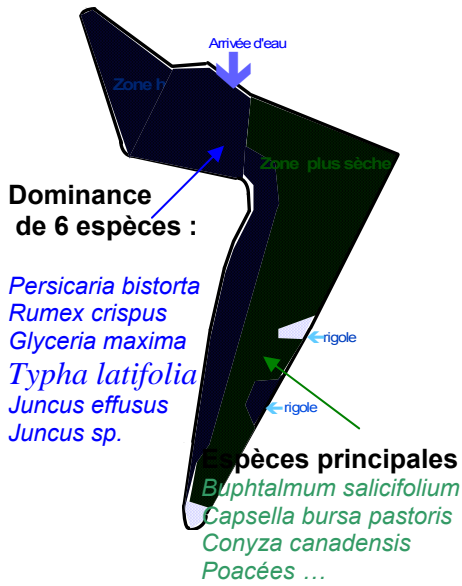
Cette étude se poursuit par une caractérisation plus fine du substrat avec détermination  
des principales caractéristiques physico-chimiques (pH, Eh, teneur en eau, perte au feu, ions  
majeurs, teneurs en métaux ...) du sédiment localisé au pied de trois espèces parmi les plus  
dominantes du bassin : *Eleocharis palustris*, *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*. A ces  
prélèvements effectués fin juin, fin août, et fin décembre s'est rajoutée la mesure des  
concentrations métalliques (Zn, Cu, Cd) au sein des racines et parties aériennes. Cette mesure  
permet d'estimer les capacités accumulatrices de ces espèces se développant naturellement  
dans ce milieu anthropisé. Seuls les prélèvements de fin juin et fin août seront présentés.

### Résultats et discussion

Inventaire L'inventaire floristique fait apparaître deux principales zones : une zone  
humide à l'entrée du bassin et qui suit la bordure Sud-Ouest, et une zone plus sèche de type  
prairie.

La zone plus sèche présente un substrat plus ou moins caillouteux, avec une accumulation  
variable de litière végétale et de mousse. Cette zone se caractérise par une diversité botani-

Figure 1 : Schéma de Django



-que importante par endroits avec une vingtaine d'espèces pour des aires minimales de 16 m<sup>2</sup>. Les espèces prédominantes sont indicatrices de milieux nus ou remaniés fréquemment, humides et herbeux. La plupart de ces espèces sont annuelles ou bisannuelles et considérées comme pionnières.

La zone humide se caractérise par une végétation, moins diversifiée, organisée en patchs avec 6 espèces prédominantes caractéristiques de milieux saturés ou immergés par l'eau. On note principalement des espèces vivaces adaptées aux milieux perturbés, présentant une forte croissance et un important recouvrement. Les espèces dominantes de la zone humide, telles que *Typha latifolia*, *Glyceria maxima* ou encore *Juncus effusus* sont connues pour leur capacité d'extraction des métaux lourds.

**Plantes principales :** Prélèvements (Seuls les résultats de juin sont ici présentés).

Les prélèvements confirment l'importante humidité du substrat de croissance, à dominante alcalin, accumulé au sein de la zone humide. Les premiers résultats des différents sédiments mettent en avant une homogénéité dans les paramètres physico-chimiques tels que le pH, la teneur en eau, les teneurs en ions

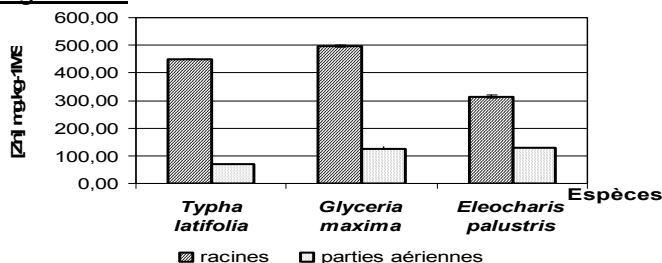
majeurs [tableau 1]. Dans les différentes zones échantillonnées, seules les teneurs en métaux sont légèrement supérieures dans les sédiments s'accumulant au pied d'*Eleocharis palustris*. Les teneurs métalliques sont similaires à celles obtenues dans d'autres sédiments d'assainissement pluvial (Clozel *et al.*, 2006). Quelque soit le métal, les teneurs accumulées par la plante sont, d'une part, plus élevées au niveau racinaire quelque soit l'espèce et sont, d'autre part, globalement plus importantes pour *Glyceria maxima* [cf. figure 2 pour le Zn]. Les concentrations relevées dans ces plantes sont relativement élevées par rapport aux valeurs recensées dans la bibliographie (Vardanyan et Ingole, 2005; Du Laing *et al.*, 2009).

**Conclusion** La méthodologie appliquée dans cette étude, alliant à la fois la caractérisation de la flore et une détermination des paramètres physico-chimiques du substrat de croissance des espèces dominantes, donne non seulement des informations pertinentes sur le fonctionnement de l'ouvrage ainsi que sur l'influence de la plante sur les paramètres physico-chimiques de sédiment des bassins d'assainissement pluvial.

Tableau 1 : Paramètres physico-chimiques des sédiments prélevés en juin

		pH	Teneur en eau	Perte au feu % MS	Conductivité (mV)	Al total (mg/kg MS)	Fe total (mg/kg MS)	Zn [mg.kg <sup>-1</sup> MS]	Cd [mg.kg <sup>-1</sup> MS]	Cu [mg.kg <sup>-1</sup> MS]
<i>Typha latifolia</i>	Moyenne	7,5	62,87	18,89	324.33	11290.33	18309.33	1396.67	3.83	245.28
	Ecart-type	0,09	1,35	0,13	27.3	533.88	566.23	11.55	0.11	15.99
<i>Glyceria maxima</i>	Moyenne	7,58	60,43	19,51	255.67	10531.00	17378.33	1260	3.22	188.28
	Ecart-type	0,12	0,7	0,45	29.16	770.2	210.15	62.45	0.07	7.4
<i>Eleocharis palustris</i>	Moyenne	7,53	56,5	19,32	430.67	11994.00	17709.33	1646.67	5.05	273.46
	Ecart-type	0,03	0,7	0,25	14.84	526.94	448.65	55.08	0.43	28.03

Figure 2 : Concentrations accumulées en Zn au sein des 3 espèces



Clozel B, Ruban V, Durand D, Conil P. 2006. Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry* 21, 1781-1798.

Vardanyan L.G., Ingole B.S. 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems

Du Laing G., Van de Moortel A.M.K., Moors W., De Grauwe P., Meers E., Tack F.M.G., Verloo M.G. 2009. Factors affecting metal concentration in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the scheldt estuary.

## Effets à court terme des composts de Déchets Urbains Solides et de leur mode d'apport sur les rendements de *Sorghum bicolor* (var. sariasso 14) et sur les propriétés chimiques d'un *Lixisol Ferric*

KABORE Wind-Tinboma Théodore<sup>1,2</sup>, HIEN Edmond<sup>1,2</sup>, ZOMBRE Prosper<sup>1</sup>, HOUOT Sabine<sup>3</sup>, MASSE Dominique<sup>4</sup>

1. Université de Ouagadougou, UFR/SVT, 03 BP 7021 Ouagadougou 03, kathewin@yahoo.fr, edmondhien@hotmail.com, prosper.zombre@univ-ouaga.bf

2. Institut de Recherche pour le Développement, UMR ECO&SOLS BP182 Ouagadougou, theodore.kabore@ird.bf, hien@ird.bf

3. Institut National de la Recherche Agronomique, UMR EGC, B.P 01 78850 Thiverval-Grignon, sabine.houot@grignon.inra.fr

4. Institut de Recherche pour le Développement, UMR ECO&SOLS, IRD/LRI BP434 101 Antananarivo 1, dominique.masse@ird.fr

Le maintien de la fertilité des sols est vital pour une production agricole durable, particulièrement dans les pays tropicaux Sub-sahariens, en vue de nourrir une population de plus en plus nombreuse. Le rôle central de la matière organique dans le maintien de cette capacité productive des sols a été prouvé par plusieurs travaux antérieurs. Autour des grands centres urbains dans les pays tropicaux, pour faire face à la rareté de cette matière organique, l'utilisation directe des déchets urbains solides (DUS) apparaît comme une alternative de choix dans la mesure où ces déchets contiennent de fortes proportions de substrats organiques (65-90%). Toutefois, cette utilisation directe peut être hasardeuse et représenter un risque sanitaire pour l'homme, participer à la pollution de l'environnement et à l'augmentation des émissions des gaz à effet de serre. Différents travaux ont montré que le compostage apparaît comme l'une des meilleures voies pour le recyclage des DUS en vue de leur valorisation dans les systèmes de culture.

L'objectif principal de l'étude était de mesurer l'effet de composts de DUS dont les compositions initiales et les qualités finales sont connues, sur quelques propriétés du sol et sur le rendement des cultures en zone semi-aride au centre du Burkina Faso. Pour cela, un dispositif split-plot constitué de 42 parcelles élémentaires de 12.25m<sup>2</sup> disposées en trois blocs a été utilisé au cours de la saison agricole 2007 à Gampéla (12°24' N; 1°21' O ; altitude 278 m). Le climat y est de type soudano-sahélien et la pluviométrie moyenne annuelle des 30 dernières années est de 711 mm. Les facteurs testés sont i) le type de compost : six composts âgés de 16 semaines produits en fosse à partir de déchets d'abattoir (DA), déchets de cuisine (DC), feuilles d'arbres (DV) et du papier (P), incorporés dans les mélanges initiaux selon des proportions variables : DAc (50 % DA + 45 % DV + 5 % P); DA+DC (37.5 % DA + 12.5 % DC + 45 % DV + 5 % P); DA+DC+ (30 % DA + 20 % DC + 45 % DV + 5 % P); DA+DC- (45 % DA + 5 % DC + 45 % DV + 5 % P); DCc (50 % DC + 45 % DV + 5 % P); DVc (90 % DV + 10 % P). Ces composts sont comparés à un témoin T sans fertilisant. Les teneurs en éléments traces métalliques sont faibles et largement inférieurs aux seuils édictés en vigueur (AFNOR, 2006) ; ii) le mode d'apport du compost : apport localisé aux poquets (L) ou épandage sur toute la surface de la parcelle élémentaire (E). La quantité de compost apportée s'inspire de la dose recommandée par la recherche nationale et est fixée à 3 t (MB).ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. La culture test utilisée est le sorgho (*Sorghum bicolor* L. Moench, variété SARIASO14). Les plants sont semés à 80 cm entre les lignes de semis et 40 cm sur la ligne, avec 3 plants par poquet. Le semis a été réalisé en juillet 2007 et la récolte a été faite en novembre 2007.

Les effets de différents composts de DUS sur la croissance en hauteur du sorgho (à 8, 30 et 75 jours après semis), le rendement du sorgho et ses composantes (densité des pieds à la récolte, densité des pieds épiés, nombre de panicules, nombre de panicules remplies, poids de 1000 grains, rendements grain et paille) ont été mesurés. Quelques paramètres chimiques

du sol (MO, N total, P total, pH) ont été mesurés avant la mise en place de l'essai et une saison agricole après l'essai.

Analysant l'effet des facteurs testés sur la croissance en hauteur du sorgho, les résultats ont montré que tous les composts ont un effet significatif sur cette croissance à toutes les dates de mesures ( $p < 0.0001$ ). Ces différences sont moins importantes en début de croissance et deviennent plus importantes un mois après. Le mode d'apport du compost (L ou S) n'influence pas cette croissance. Toutefois, le mode d'apport du compost interagit significativement ( $p < 0.0001$ ) avec le type de compost sur la hauteur des plants à toutes les dates de mesure. Au stade floraison correspondant à 75 jours après semis, les plus grands pieds étaient observés sur les parcelles sous apport de composts DAC, DA+DC+, DA+DC- en apport localisé tandis que les plants les plus petits étaient présents sur les traitements DVc(L) et témoin. Au cours de cette saison agricole, la densité des plants à la récolte, le nombre de panicules/ha, le nombre de panicules pleines/ha n'ont pas été affectés par le type de compost, le mode d'apport et leur interaction. Cependant, le type de compost influence significativement ( $p < 0.05$ ) le poids de 1000 grains, le rendement grain, le rendement paille et l'indice de récolte (rendement grain/ rendement paille) en %. De même, le type de compost et le mode d'apport interagissent de façon significative sur les rendements grain et paille ( $p < 0.05$ ). Sur toutes les parcelles amendées avec des composts de DUS (excepté DVc), le rendement grain était supérieur à celui du témoin (rendement moyen de  $585 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  contre une moyenne nationale de  $600 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Différents travaux ont montré que dans les sols tropicaux très pauvres en MO, un apport organique induit de fortes modifications sur les propriétés du sol et partant améliore les rendements des cultures. Cet effet des composts a été observé dans l'ordre suivant :  $\text{DA+DC}^-(\text{L}) > \text{DAC}(\text{L}) \approx \text{DAC}(\text{E}) > \text{DA+DC}^+(\text{L}) \approx \text{DA+DC}^+(\text{E}) \approx \text{DA+DC}(\text{E}) \approx \text{DCC}(\text{E}) \approx \text{DV}(\text{E}) > \text{DA+DC}(\text{L}) \approx \text{DA+DC}^-(\text{E}) \approx \text{DCC}(\text{L}) > \text{DVc}(\text{L}) \approx \text{T}(\text{L}) \approx \text{T}(\text{E})$ . Ainsi, l'épandage a permis d'obtenir de meilleurs rendements par rapport à la localisation avec les composts DVc, DCC et DA+DC. Ces composts correspondaient à des produits peu stabilisés et/ou en immobilisation d'azote minérale comme l'ont montré les données d'incubation en conditions contrôlées (C-CO<sub>2</sub> dégagé cumulé en %COT et N minéral immobilisé). Par contre, avec DA+DC- et DA+DC+ (plus stabilisés par rapport aux autres composts), le rendement grain était meilleur en apport localisé. Le rendement paille suit cette même tendance. Une compétition entre les organismes du sol et les plantes (« faim d'azote ») pourrait être à l'origine de ces différences, l'épandage permettant d'amoindrir cette compétition en diluant les effets négatifs, contrairement à l'apport localisé.

Avant la mise en place de l'essai (point 0), les sols des différentes parcelles élémentaires avaient des teneurs sensiblement identiques. L'apport de composts augmente significativement seulement le pH du sol ( $p = 0.003$ ), les autres paramètres restant inchangés. Par contre l'apport localisé permet d'augmenter significativement la MO du sol ( $p < 0.0001$ ), le rapport C:N du sol ( $p = 0.006$ ) et le pH du sol ( $p < 0.0001$ ) seulement au niveau des poquets. Dans les espaces inter-poquets et sur les parcelles avec épandage, les paramètres du sol ont peu variés comparativement au témoin et au point 0, mais l'épandage a tendance à augmenter le pH. La localisation semble favoriser le stockage du carbone dans les sols agricoles. Toutefois, l'effet des composts sur l'amélioration des propriétés du sol reste limité à court terme.

En une saison agricole, les composts de DUS permettaient de multiplier par 2 ou 3 les rendements du sorgho si leur mode d'apport était adapté à leur qualité. Le compostage apparaît donc comme une voie prometteuse pour la fourniture d'une matière organique de qualité aux producteurs en zone semi-aride d'Afrique de l'Ouest. La reconduction de l'essai sur plusieurs années devrait permettre de confirmer ces résultats.

**Mots-clés** : déchets urbains solides, compostage, sorgho, apport localisé, épandage, rendement, Burkina Faso

## **Les coulées boueuses dans les zones péri-urbaines en Alsace : étude de la perception du risque dans les problématiques de gestion locale**

**HEITZ Carine<sup>1</sup>, GLATRON Sandrine<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : Bureau d'Economie Théorique et Appliquée (BETA – UMR UdS/CNRS 7522) ; Laboratoire Image, Ville et Environnement (LIVE – ERL UdS/CNRS 7230), 3 Rue de l'Argonne 67 083 Strasbourg Cedex, [carine.heiz@lorraine.u-strasbg.fr](mailto:carine.heiz@lorraine.u-strasbg.fr)

<sup>2</sup> : Laboratoire Image, Ville et Environnement (LIVE – ERL UdS/CNRS 7230), 3 Rue de l'Argonne 67 083 Strasbourg Cedex, [sandrine.glatron@lorraine.u-strasbg.fr](mailto:sandrine.glatron@lorraine.u-strasbg.fr)

Les coulées boueuses, objet de notre étude, apparaissent dans les zones agricoles des collines limoneuses alsaciennes (Outre-Forêt, Kochersberg et Sundgau). Elles surviennent essentiellement suite à de fortes précipitations localisées spatialement (un ou plusieurs petits bassins versants voisins) et temporellement (durant les mois de mai-juin). A cette époque de l'année, les sols sont encore peu couverts par la végétation composée majoritairement de cultures de printemps telles que le maïs ou le tournesol. Les facteurs « physiques » de déclenchement sont aujourd'hui bien connus (nature des sols, pente, conditions météorologiques) et des actions curatives techniques et/ou agronomiques existent (Boardman and Poesen, 2006). Elles consistent, par exemple, en la mise en place de systèmes de protection de type bassins de rétention, digues, etc. ou en des modifications dans l'organisation des parcelles agricoles (Joannon *et al.*, 2006). Néanmoins, le nombre de coulées boueuses et les dégâts induits ne diminuent pas (Auzet *et al.*, 2005). D'autres freins à leur réduction existent et ils semblent être d'ordre socio-économique. De ce fait, notre approche explore les apports d'une connaissance fine des perceptions de ces risques par les populations. Cette connaissance a pour but de réfléchir à d'autres types de protection, à une adaptation des politiques de réduction des dommages et à une gestion cohérente de ces risques. Toutes ces réflexions sont menées à une échelle locale (la commune, le bassin versant) afin d'être fidèle aux enjeux soulevés par les populations enquêtées ainsi qu'à leur échelle de représentation des zones à risques.

La méthode utilisée consiste à collecter des données de perception relatives au risque « coulée boueuse » via l'envoi de 3000 questionnaires d'enquête auto-administrés. Après une phase de test (entretiens et pré-questionnaires), nous avons choisi d'axer le questionnaire autour de 5 points relatifs (i) à la notion de risque (replacée dans un contexte social puis environnemental) ; (ii) aux processus de formation des coulées boueuses ; (iii) aux opinions des enquêtés en termes de responsabilité et à leurs attentes en termes (iv) de prévention et (v) de protection face aux coulées boueuses. Afin de tenir compte de la dimension spatiale dans les perceptions, une cartographie cognitive est demandée aux enquêtés. La spatialisation des risques se traduit également par le biais de la technique d'échantillonnage, basée sur une distinction des zones de formation des coulées boueuses : 70 questionnaires ont été collectés en zone de formation et 138 en zone de dépôt des sédiments.

Le taux de retour atteint est de 14% (sans relance). Les résultats montrent que le « risque » est défini comme un « danger » (pour 60% des enquêtés) très « aléatoire » (28%) et aux « conséquences » très négatives (25%). Seulement 13% des enquêtés associent les catastrophes naturelles aux coulées boueuses, largement supplantées par les catastrophes naturelles aux dégâts plus importants, telles que les tremblements de terre (50%) ou les tempêtes (51%). Les coulées boueuses sont d'ailleurs souvent liées à des catastrophes induites par de « mauvais » choix en termes d'aménagement des zones habitées (24%) ou agricoles (par la diminution des zones enherbées et par la prédominance des cultures de

printemps – 48%). Néanmoins, 42% des enquêtés se sentent menacés par un tel risque et les résultats montrent que seuls 17% des enquêtés ont été sensibilisés aux comportements à adopter en cas de survenue d'une coulée boueuse.

Ces résultats montrent l'importance de l'information des populations pour réduire les comportements et situations à risque. Il est alors important d'identifier les interlocuteurs et acteurs les plus légitimes à apporter ces informations. Ainsi les instances locales (la mairie, les élus) apparaissent comme des interlocuteurs privilégiés par les populations. A 45%, les populations font confiance aux informations diffusées par la mairie sur ce risque. *A fortiori*, 83% de la population enquêtée estime que la mairie doit endosser le rôle de diffuseur d'informations. Ces données pointent le caractère local de la gestion, alors que cette dernière ne dépend pas uniquement des décisions municipales : les niveaux de décision régionaux ou nationaux sont méconnus des populations.

Ces acteurs interviennent alors dans l'information mais ils ont aussi un rôle important dans la mise en place de mesures de protection. Mais quelles mesures prendre ? Les mesures agricoles et techniques sont également plébiscitées. En effet, des mesures comme les bandes enherbées ou les réaménagements des parcelles sont spontanément citées par 40% des enquêtés. Les aménagements techniques (bassins de rétention, digues) sont connus pour 39% des enquêtés. Ces derniers revêtent un caractère nettement plus sécuritaire que les mesures initiées dans les zones agricoles. 26% des enquêtés pensent que seuls les ouvrages techniques offrent une telle sécurité.

Tous ces résultats sont importants dans la mise en place des campagnes d'informations efficaces. Elles doivent non seulement être en adéquation avec les niveaux de perception (pour adapter le discours et les préconisations au public concerné) mais doivent aussi être diffusées par le biais d'interlocuteurs perçus comme légitimes (principalement les acteurs locaux dans cette étude). De plus, des travaux menés en économie comportementale et issus de réflexions conjointes entre économistes et psychologues (Kahneman *et al.*, 1982) montrent que nos niveaux de perception sont pondérés par nos propres échelles de valeurs. Ces probabilités subjectives (essentiellement liées à nos expériences) viennent ainsi pondérer les perceptions et influencer les prises de décision. Les perceptions des risques des individus ne sont donc pas linéaires et certains modèles économiques développés à la suite d'enquêtes permettent d'introduire les perceptions individuelles des risques et de mieux appréhender les comportements observés. Par la détermination d'indicateurs issus des résultats d'enquête, il nous est possible de proposer des adaptations de certains modèles pré-existants (RDEU, EU). Les approches géographiques (par les données issues d'une enquête) et économiques (par l'utilisation, à terme, de nos données en économie expérimentale) sont alors complémentaires et permettent une réflexion sur une gestion cohérente des risques.

Auzet, A.-V., Heitz, C., Armand, R., Guyonnet, J. and Moquet, J.-S., 2005. Les "coulées de boue" dans le Bas-Rhin: analyse à partir des dossiers de demande de reconnaissance de l'état de catastrophe naturelle, Institut de Mécanique des Fluides et des Solides, Strasbourg.

Boardman, J. and Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. In: J. Boardman and J. Poesen (Editors), Soil Erosion in Europe. Wiley, pp. 479-487.

Joannon, A., Souchère, V., Martin, P. and Papy, F., 2006. Reducing runoff by managing crop location at the catchment level, considering agronomic constraints at farm level. *Land Degradation & Development*, 17(5): 467-478.

Kahneman, D., Slovic, P. and Tversky, A., 1982. *Judgement under uncertainty: Heuristics and biases*. Cambridge University Press, 555 pp.



## **Enjeux économiques liés à l'aléa d'érosion des sols : étude pilote de faisabilité d'une évaluation des coûts dans une région française (Alsace)**

**CERDAN Olivier<sup>1</sup>, AUZET Anne-Véronique<sup>2</sup>, BOUZIT Madjid<sup>1</sup>,  
VAN DIJK Paul<sup>3</sup>, GUYONNET Julien<sup>2</sup>, MOQUET Jean-Sébastien<sup>2</sup>,  
CRUZ-MERMY Davy<sup>1</sup>, HEITZ Carine<sup>2</sup>**

1 : BRGM, Orléans ([o.cerdan@brgm.fr](mailto:o.cerdan@brgm.fr))

2 : Université de Strasbourg

3 : ARAA, (Association pour la Relance Agronomique en Alsace), Strasbourg

On assiste depuis plusieurs années à une prise de conscience des enjeux environnementaux aussi bien au niveau national qu'europpéen. Afin de traduire ces préoccupations au travers d'une meilleure gestion, plusieurs directives européennes ont ainsi été mises en place et déclinées au niveau national. En ce qui concerne les effets néfastes de la dégradation des sols, et notamment des phénomènes d'érosion, la mise en place d'outils législatifs d'aides à la gestion n'est pas encore effective. Une difficulté rencontrée est le manque de lisibilité sur les enjeux économiques liés à ces problématiques. Dans ce contexte, l'objectif de ce travail est de réaliser une étude pilote de faisabilité d'une évaluation des coûts dans une région française. Notre choix s'est porté sur la région Alsace où les secteurs de collines limoneuses occupés par les grandes cultures sont dorénavant affectés de manière fréquente par des phénomènes de ruissellement et d'érosion des sols. Ces transferts superficiels ont en aval des impacts dommageables, les plus marquants étant les coulées et inondations boueuses dans les zones urbanisées.

La méthodologie élaborée a suivi deux étapes successives. Tout d'abord une évaluation économique *a posteriori* des dommages sur la base d'un travail important d'analyse des dossiers de déclaration de catastrophes naturelles auprès des communes concernées du Bas-Rhin. Cette analyse a permis de déduire des coûts par commune suivant trois catégories, les coûts aux particuliers, aux collectivités et aux entreprises.

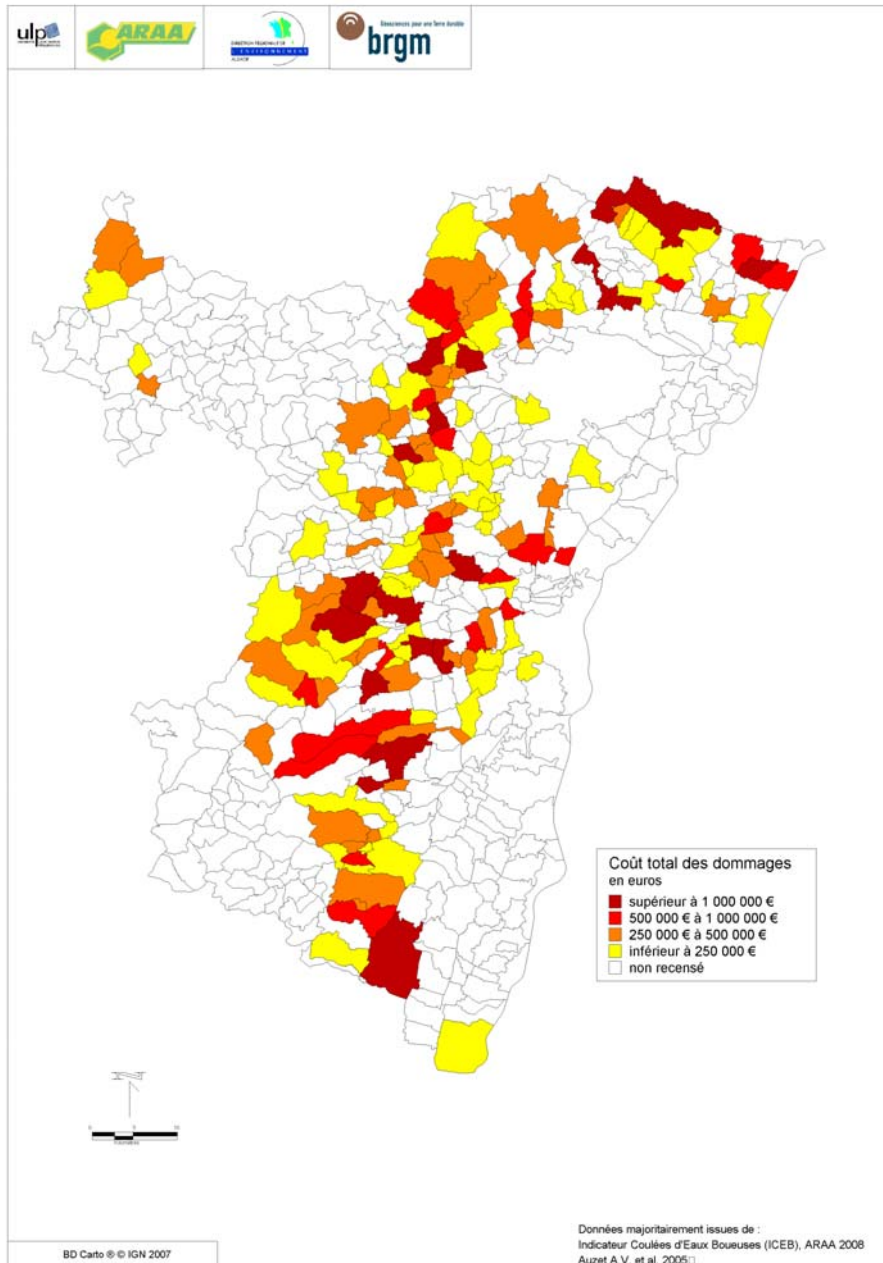
Sur la période considérée (1984-2006), le coût total des dommages représente un montant de près de 74 millions d'euros. Le coût annuel est très variable d'une année à l'autre. Le coût moyen annuel total est estimé à 3,8 millions d'euros répartis comme suit : 1,7 M€/an de dommages aux particuliers ; 0,6 M€/an de dommages aux collectivités et 1,5 M€/an de dommages aux entreprises. Un aperçu de la distribution géographique du coût total des dommages montre que le coût est également très inégalement réparti suivant les différentes communes concernées du département. En rapportant le coût total des dommages au nombre d'habitants des 159 communes concernées (données INSEE), le montant serait équivalent à une dépense de 578 € par habitant.

Dans une deuxième étape, ces coûts ont été repris et reliés à une cartographie régionale d'un indice de risque « coulée de boue » pour effectuer une extrapolation des coûts à l'échelle de la région. Les coûts totaux calculés sont comparables pour les deux départements avec un total autour de ca. 16 millions d'euros par an pour la région. Par commune concernée par la cartographie du risque coulée de boue, on obtient donc un coût moyen annuel de ca. 25000 euros / commune / an.

Cette première étude a donc permis d'obtenir une première estimation des coûts « tangibles » des conséquences des coulées de boue. Même si ce résultat représente une première avancée dans la prise de conscience du coût engendré par ce phénomène, ce résultat reste encore très préliminaire. La première limite qui est apparue dès le départ du projet est le manque évident de données disponibles sur les coûts économiques. Ne serait-ce que pour les coûts qui ont été envisagés dans cette étude, plusieurs hypothèses ont été émises qui pourraient être validées par l'intermédiaire d'une collaboration poussée avec la

FFSA afin de récupérer les montants des indemnisations mobilisées par les assurances après les événements ayant fait l'objet d'un arrêté Catastrophe Naturelle.

Ensuite il restera toujours l'évaluation des coûts environnementaux ou sociaux qui nécessitent qu'une véritable réflexion de fond soit menée. Cette réflexion dépasse d'ailleurs le simple cadre de l'érosion des sols auquel on s'est attaché dans cette étude. Mais aucune étude d'évaluation économique complète ne pourra être réalisée si on ne se pose pas les questions des coûts de la dégradation du « milieu naturel ».



*Distribution des coûts totaux des dommages dans le Bas-Rhin pour la période 1984 – 2006*

Tout d'abord, *in situ*, la perte du sol en soi entraîne une atteinte aux « fonctions » du sol, qu'elles soient d'ordre économique, mais également d'ordre environnemental ou d'ordre esthétique ou patrimonial. Ensuite hors site, l'entraînement de particules solides et de contaminants entraînés va également conduire à une dégradation d'autres milieux naturels, notamment les milieux aquatiques, qu'ils soient en surface ou souterrains, ainsi que la faune et la flore associées.

## La protection des sols par le droit en zone urbaine et périurbaine

LIEBAULT Nicolas<sup>1</sup>

<sup>1</sup> doctorant en droit, Centre d'études et de recherche en administration publique (CERAP), 3, square Alice 75014 Paris, [n.liebault@yahoo.fr](mailto:n.liebault@yahoo.fr)

Sous l'effet de la pression démographique, l'étalement urbain donne lieu dans notre pays à une préoccupante imperméabilisation des sols. Un tiers du territoire national est ainsi aujourd'hui urbanisé. Au rythme actuel de consommation de l'espace, la surface agricole utile d'un département disparaît tous les six ans et il n'existera plus de surface constructible en Ile-de-France d'ici deux cents ans. L'urbanisation affecte en particulier plus de la moitié des rivages, lesquels correspondent à 42% de la croissance métropolitaine. Cette urbanisation passe pour sa plus grande partie par un phénomène de développement périphérique (périurbanisation) qui prend le pas sur celui du renouvellement urbain du fait du gel des terrains en ville. Entre 1962 et 1999, la population périurbaine s'est accrue de 70%.

Jusqu'à une période récente, toute la législation de l'urbanisme incitait à l'étalement urbain et s'opposait à la densité. Aujourd'hui, et en particulier depuis la loi SRU, la protection des sols est heureusement redevenue un objectif à part entière, théoriquement mis en oeuvre par les outils de planification conférés aux décideurs publics par le droit de l'urbanisme, et, pour une moindre part, par le droit de l'environnement et le droit rural. Ainsi, l'article L. 110 du Code de l'urbanisme dispose que « le territoire français est le patrimoine commun de la nation » et en déduit que l'harmonisation par les collectivités publiques de leurs prévisions et de leurs décisions d'utilisation de l'espace doit s'effectuer de manière à « gérer le sol de façon économe ». Et l'article L. 121-1 du même code dispose que « les SCOT, PLU et cartes communales déterminent les conditions permettant d'assurer (...) (3°) la préservation de la qualité (...) du sol et du sous-sol. ». Ces grands principes sont importants mais demeurent pour l'instant en eux-mêmes peu contraignants, le Conseil constitutionnel ayant jugé récemment que l'article L. 121-1 n'imposait « aucune obligation de résultat ».

Aujourd'hui, 90% des surfaces habitées sont couvertes par des documents d'urbanisme, mais les 10% restantes correspondent à la moitié du territoire national et ces territoires sont en grande majorité des territoires naturels à protéger et des espaces agricoles à préserver. Dans ces zones non couvertes, la règle de la « constructibilité limitée » s'applique en théorie (article L. 111-1-2 du code de l'urbanisme), à savoir l'interdiction de toute construction en dehors des « parties actuellement urbanisées des communes », une règle visant à éviter une urbanisation diffuse, un habitat dispersé et le phénomène du « mitage ». Mais la question de la définition de l'« urbanisation actuelle » reste posée car la jurisprudence se contredit largement sur les critères à retenir : le droit définit en effet très difficilement les zones urbaines comme les zones périurbaines, ces dernières étant classées parfois dans les zones urbaines (article L. 121-1 3°), parfois dans les zones rurales (article L. 143-1). Surtout, toute une série d'exceptions est venue amoindrir la portée de la « constructibilité limitée », puisque « l'extension des constructions existantes », « les constructions et installations nécessaires à des équipements collectifs, à des aires d'accueil de gens du voyage, à la mise en valeur des ressources naturelles, à l'exploitation agricole, la réalisation d'opérations d'intérêt national », ou encore « la diminution de la population communale » peuvent désormais justifier des dérogations à la règle, la vidant ainsi de son contenu.

Toutefois, évolution intéressante, la loi SRU de l'an 2000 a étendu la règle de la « constructibilité limitée » aux zones couvertes par un Plan local d'urbanisme (PLU) ou un Plan d'occupation des sols (POS), en mettant en avant le concept de l'« extension limitée de l'urbanisation » (repris de l'article L. 146-4 touchant à l'espace littoral). Initialement, le PLU ne

pouvait ainsi être révisé dans le sens d'une urbanisation dans les communes non situées dans le périmètre d'un Schéma de cohérence territoriale (SCOT) et situées à moins de 15 km d'une agglomération de plus de 15000 habitants ou à moins de 15 km de la mer. Mais la loi « Urbanisme et Habitat » du 2 juillet 2003 est venue considérablement amoindrir la portée de cette disposition, en limitant les agglomérations considérées à celles de plus de 50000 habitants et en rendant possibles toute une série de dérogations préfectorales, en cas d'«inconvénients excessifs» ou de «rupture géographique» entre la commune et l'agglomération. De ce fait, le nombre des communes concernées par la règle est passé de 24300 à seulement 15000...

Quant aux documents d'urbanisme eux-mêmes, ils apparaissent encore insuffisamment protecteurs des sols. En particulier, ces documents ne comportent pas d'objectifs quantitatifs de consommation de l'espace. C'est le cas au niveau régional des directives territoriales d'aménagement (DTA), créés en 1995, qui visent pourtant la « préservation des espaces naturels, des sites et des paysages ». Sur ce même niveau régional, les Schémas régionaux d'aménagement et de développement du territoire (SRADT) manquent pour l'instant de portée normative et ne peuvent y suppléer. Et au niveau des agglomérations cette fois, cela est également le cas des SCOT, sensés déterminer pourtant, dans le respect des équilibres résultant des principes énoncés aux articles L. 110 et L. 121-1, « les grands équilibres entre les espaces urbains et à urbaniser et les espaces naturels et agricoles ou forestiers ». L'obligation, depuis l'ordonnance du 3 juin 2004, d'une évaluation environnementale de ces documents ne compense pas cette absence d'objectifs.

Sur le plan communal, il est obligatoire depuis la loi SRU de justifier dans les PLU le choix du zonage au regard des principes des articles L. 110 et L. 121-1, donc en fonction des impératifs de la protection des sols. Et un projet d'aménagement et de développement durable (PADD) définit maintenant le projet urbain dont le règlement va permettre la réalisation du PLU et peut donc en théorie intégrer des critères de gestion économe des sols. Mais, ici aussi, la portée de ce PADD a été fortement atténuée par la loi « Urbanisme et Habitat », laquelle a supprimé son opposabilité aux décisions relatives à l'utilisation du sol, consacrée pourtant par l'ancien article R. 123-1-1 comme par la jurisprudence.

Enfin, le droit de l'environnement et le droit rural comportent des dispositions ayant pour conséquence une gestion économe du sol en zone urbaine et périurbaine. Rappelons en effet qu'un tiers des exploitations agricoles sont situées dans la périphérie des villes (200 000 environ). Mais la portée en est limitée car le Code de l'environnement comme le Code rural assurent moins cette protection par une planification globale que par la préservation de zones considérées comme ponctuellement remarquables. C'est le cas en droit de l'environnement des sites inscrits et classés, des zones de protection du patrimoine architectural, urbain et paysager (ZPPAUP), de certains paysages, des parcs naturels régionaux, des parcs nationaux et des réserves naturelles. C'est également le cas en droit rural des zones agricoles protégées (ZAP) créées en 1999, lesquels ont par ailleurs globalement échoué dans leur mise en application.

Afin de remédier à l'étalement urbain, il apparaît nécessaire selon nous de développer des villes plus compactes, contenant le développement urbain et périurbain, avec un polycentrisme en niveaux (centres urbains secondaires) dotés d'une densité importante de logements et d'une proximité des transports collectifs. Mais cet impératif se situe à contre-courant d'un marché immobilier privilégiant la construction individuelle dans des zones résidentielles à faible densité. Pour parvenir à un tel objectif, nous avons souhaité montrer que les instruments juridiques ont un rôle essentiel à jouer. Une prochaine étape dans cette protection par le droit pourrait dépendre de la discussion au Parlement en juin/juillet prochain du projet de loi portant engagement national pour l'environnement (Grenelle 2), lequel comporte une importante révision des documents d'urbanisme.

## Modes de production et perceptions du sol

**CHRISTEN Guillaume**

Doctorant en sociologie CRESS EA 1334 (Centre de recherche et d'Etude en Sciences Sociales) associé au groupe Gerihco (Gestion Risque et Histoire des Coulées boueuses) Université de Strasbourg,  
22 rue René Descartes , Le Patio- Bâtiment 5- Bureau 5321, 67084 Strasbourg  
[Guillaume.christen@gmail.com](mailto:Guillaume.christen@gmail.com)

La communication que nous proposons porte sur la perception, soit la représentation et la compréhension que les agriculteurs se font de leurs sols et de leur environnement susceptibles de constituer des freins ou leviers quant à la réception de nouveaux discours environnementaux et de nouveaux itinéraires techniques (techniques de cultures simplifiées).

A partir d'enquêtes menées auprès des agriculteurs du périmètre d'érosion de Morschwiller (Bas-Rhin) et des élèves en formation agricole (un établissement secondaire d'enseignement agricole du Bas-Rhin), nous insisterons sur la perception sociale du sol. Pour ce faire, nous examinerons les taxinomies de classification et de nomination du sol et ce afin de comprendre la représentation et la compréhension que se font les agriculteurs du fonctionnement biologique des sols, de ses mécanismes vivants. Nous présenterons des facteurs sociaux internes et externes au monde agricole à l'origine des schémas de perception et d'appréciation avec lesquels les agriculteurs pensent et agissent sur leurs sols. Nous insisterons tout d'abord sur l'importance du mode de production comme modalité sociale à l'origine de perceptions et de pratiques différenciées du sol. Puis nous nous intéresserons à l'identité professionnelle du métier d'agriculteur centrée autour de la norme technique à l'origine de freins sociaux contrariant ou non la requalification de l'environnement dans les techniques et pratiques culturelles.

### Modes de production et rapports au milieu

Nous présenterons une typologie différenciant trois types de mode de production auxquels correspondent trois degrés de spécialisation dans la pratique maïsicole, à savoir les systèmes associant (i) bovins lait et cultures, (ii) bovins viande et cultures ou « groupe en transition », (iii) les systèmes à spécialisations multiples. Ces trois groupes définis, il s'agira d'identifier et de décrire la *relation au milieu*<sup>10</sup>, relation qu'entretient chacun de ces groupes d'agriculteurs à son environnement. L'examen du discours sur la *contrainte naturelle*<sup>11</sup> nous permettra de mesurer l'influence et l'importance des représentations de la nature consubstantielles aux modes de production quant aux manières dont les agriculteurs pensent et se représentent les mécanismes vivants, le sol, les logiques et causes des coulées boueuses. Nous nous arrêterons plus particulièrement sur la distinction entre systèmes sans élevage et ceux associant l'élevage et aux rapports à la nature transmis/produits par ces deux modes de production. Nous comparerons le travail d'élevage<sup>12</sup> favorisant l'acquisition d'un *pouvoir être sur le vivant*<sup>13</sup> à l'origine d'une perception organique du sol et celui de céréalier (des systèmes sans élevages) construisant une relation au milieu et au sol sur les seuls

---

<sup>10</sup> Augustin Berque, *Etre humain sur la terre* (1996), Editions Gallimard Coll. Le débat. Cet auteur définit le milieu, comme la relation particulière qu'entretient un individu ou un groupe social à son environnement.

<sup>11</sup> Ritz-Stoessel J., (1989), *Le maïs ou la culture sans la nature*, in *Du rural à l'environnement*, Editions L'Harmattan, sous la direction de Nicole Mathieu et Marcel Jolivet

<sup>12</sup> Dans notre cas d'espèce, il s'agit exclusivement d'éleveurs en bovins viande.

<sup>13</sup> Christen G., (2009), *Médiation technique et rapport pratique à la nature : le cas des phénomènes d'érosion des sols en Alsace*, in Cahiers du CRESS numéro 10 à paraître. Par « *pouvoir être sur le vivant* », nous entendons l'attitude, le comportement, la manière d'être de l'agriculteur face à la nature, au vivant.

aspects techniques et productifs. A partir de ces acquis nous présenterons les effets de ces représentations quant aux motivations des agriculteurs à adopter de nouveaux itinéraires techniques (intégrant les techniques sans labour), mais aussi la part d'environnement qu'ils seraient prêts à reconsidérer, à qualifier ou non dans leurs pratiques quotidiennes.

Consubstantielle aux modes production, l'identité professionnelle, à savoir la manière dont l'agriculteur pense et se représente son métier, participe également à la construction de sa relation à l'environnement et au sol.

### ✓ Aspirations sociales des agriculteurs

Ainsi, les premiers résultats acquis dévoilent l'existence de « *clapets anti-retour*<sup>14</sup> » pour la génération des agriculteurs actuellement en activité : il existe des freins sociaux qui ont pour origine la légitimité accordée au *référentiel de l'agriculteur entrepreneur*<sup>15</sup>. Ce dernier symbolise la réussite sociale, favorisant l'accès à des conditions de travail et in fine à un mode de vie libéré ou du moins partiellement libéré de la *contrainte naturelle*<sup>16</sup>. Fortement ancré dans les consciences, nous verrons en quoi le référent de l'agriculteur entrepreneur élaboré autour de la norme technique, constitue-t-il ou non un frein social important dans la considération de l'environnement dans les pratiques culturelles ? Cette question sera discutée en référence à l'émergence de modèles alternatifs et à l'évolution du modèle dominant, notamment son degré « d'érosion sociale » dans les représentations des agriculteurs.

---

<sup>14</sup>Après avoir accédé à des conditions de travail et in fine à des conditions de vie plus ou moins affranchies de la contrainte naturelle (représentée par exemple par le système bovins lait), les agriculteurs trouvent improbable voire impensable de revenir à un système antérieur, comme le retour à l'herbe, ou à des modes de production qui demandent davantage de temps de travail.

<sup>15</sup> Muller P., Faure A., Gerbeaux F., (1989), *Les entrepreneurs ruraux : agriculteurs, artisans, commerçants, élus locaux*, Editions L'Harmattan

<sup>16</sup> Ritz-Stoessel J., (1989), *Le maïs ou la culture sans la nature*, in *Du rural à l'environnement*, Editions L'Harmattan, sous la direction de Nicole Mathieu et Marcel Jolivet

***SESSION 8 : Sols, techniques de travail, production agricole, durabilité des agrosystèmes***

***COMMUNICATIONS ORALES***





## Rôle des fossés agricoles dans la recharge des nappes en contexte méditerranéen

DAGÈS Cécile, VOLTZ Marc, BSAIBES Aline, PREVOT Laurent, HUTTEL Olivier, LOUCHART Xavier, GARNIER François, NEGRO Sandrine

INRA, Laboratoire d'Etude des Interactions Sol, Agrosystème, Hydrosystème, UMR SupAgro INRA IRD  
place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France

Les fossés sont présents dans nombreux paysages agricoles. Ils ont été creusés par les agriculteurs pour protéger leurs cultures des risques d'érosion liés au ruissellement ou de saturation des sols lorsque les nappes affleurent. En milieu agricole méditerranéen, à l'automne, ils collectent les écoulements de surface générés par des précipitations intenses au cours desquelles les nappes, initialement basses, remontent fortement. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'influence de ces aménagements anthropiques sur les flux d'infiltration et de recharge. La démarche mise en oeuvre repose sur le calcul du bilan hydrologique de sorte à évaluer distinctement les flux d'infiltration et de recharge au niveau des parcelles – infiltration et recharge diffuse – et ceux au niveau des fossés – infiltration concentrée ou pertes linéaires et recharge concentrée –. Pour cela, une portion de 27ha d'un bassin versant agricole méditerranéen a été équipée pour suivre les variables du bilan hydrologique. Ce dispositif est présenté figure 1.

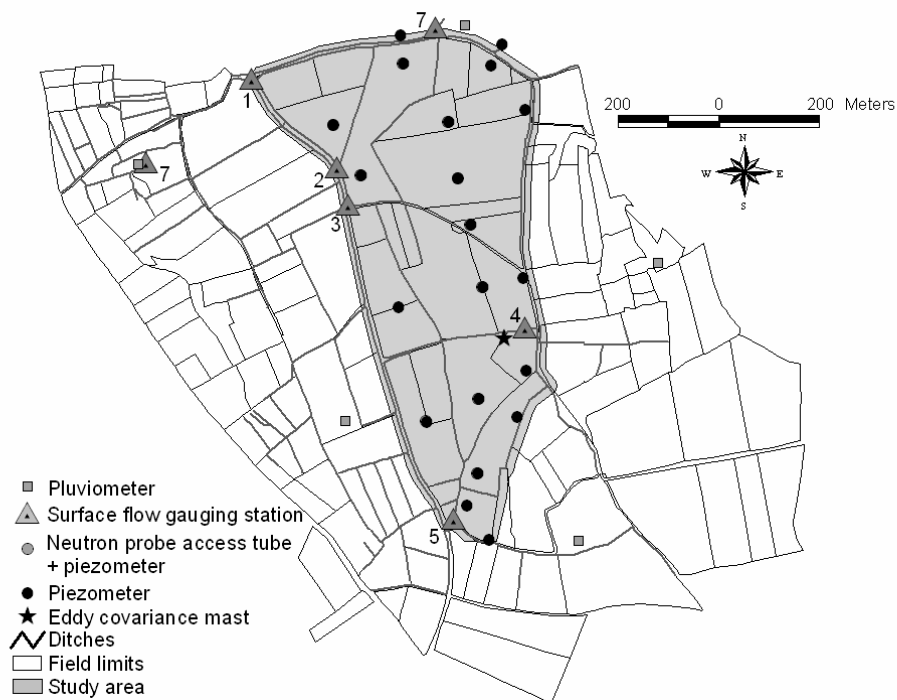


Figure 1: Dispositif expérimental

Le bilan a été calculé pour 2 événements de pluie et de crues automnaux. La figure 2 illustre les résultats pour le 1<sup>er</sup> événement. Les résultats montrent que les fossés contribuent à hauteur de 50% à la recharge totale de la nappe.

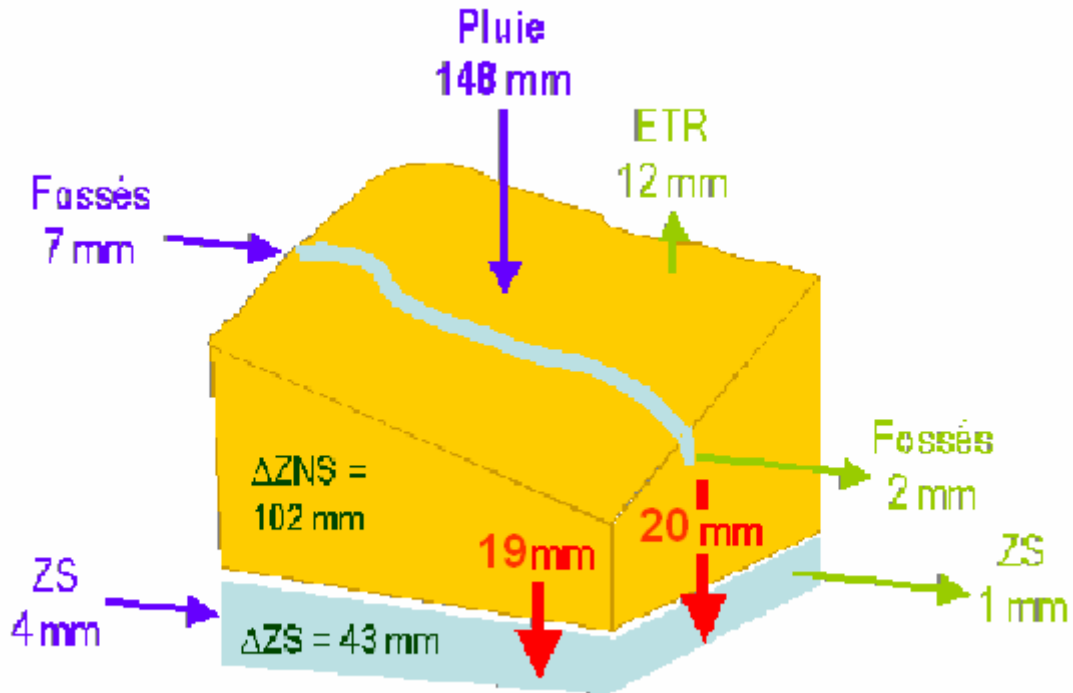


Figure 2: Termes du bilan (en mm) calculés ou estimés pour la période du 7 au 20 octobre 2005

Le bilan calculé pour le 2<sup>ème</sup> événement conforte ces résultats. Une analyse des incertitudes a été réalisée à l'aide de simulations de Monte Carlo. La distribution ainsi obtenue de la recharge concentrée et de la recharge diffuse est reportée sur la figure 3. Ces distributions montrent que les incertitudes d'estimation des flux de recharge sont très importantes. Une meilleure connaissance des propriétés du sol, en particulier de la porosité de drainage, permettrait d'améliorer ces estimations.

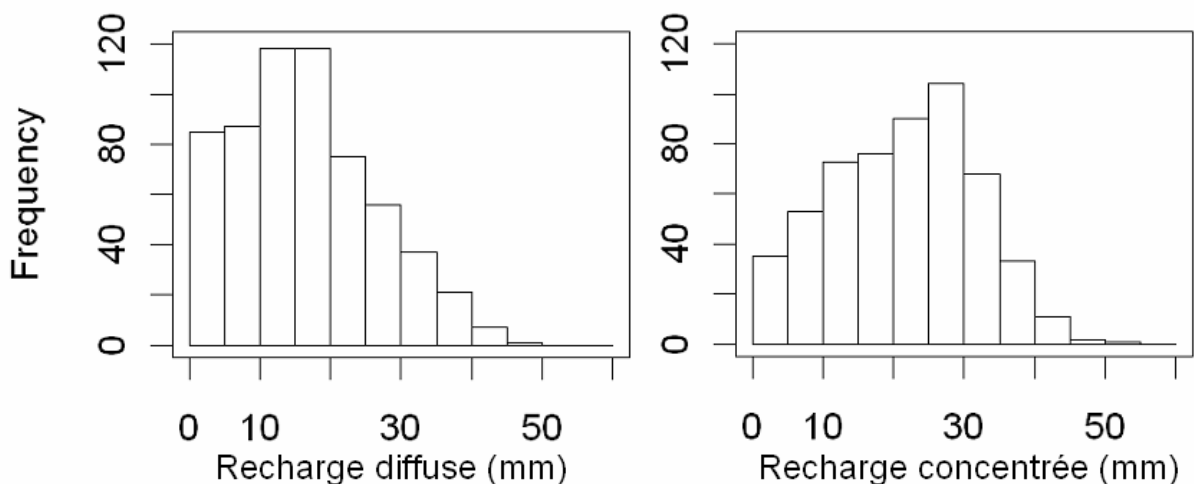


Figure 3: Distribution des recharges concentrée et diffuse obtenues par simulation de Monte Carlo pour la période du 7 au 20 octobre 2005.

## Étude comparative de l'impact des techniques culturales conventionnelles et simplifiées sur le fonctionnement hydrodynamique du sol à l'échelle de colonnes de sol non perturbé

BESSON Arlène<sup>1,2</sup>, VANCLOOSTER Marnik<sup>1</sup>, JAVAUX Mathieu<sup>1</sup> et BIELDERS Charles<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire, Université catholique de Louvain, Croix du Sud 2, bte 2, B-1348 Louvain-la-Neuve, Belgique

<sup>2</sup> : Division Soil and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Celestijnenlaan 200E, box 2411, B-3001 Leuven, Belgique

[Arlene.Besson@ees.kuleuven.be](mailto:Arlene.Besson@ees.kuleuven.be)

### Introduction

En contexte agricole, la diversité des pratiques culturales peut représenter une source importante de variabilité spatio-temporelle des propriétés hydrodynamiques du sol. Dans la littérature, de nombreuses études mettent en évidence l'impact des techniques culturales sur les propriétés hydrodynamiques du sol. Cependant les résultats sont très controversés du fait, entre autre, de la variabilité des facteurs environnementaux impliqués, des types de sols analysés, des pratiques testées ou encore de la diversité des échelles d'espace et de temps étudiées (Strudley *et al.*, 2008, pour une synthèse). La caractérisation de l'impact des pratiques agricoles sur le fonctionnement hydrodynamique nécessite une quantification précise appuyée d'un calcul des incertitudes d'estimations. Notre étude visait ainsi à quantifier, par une approche alliant l'expérimentation de laboratoire à la modélisation mécaniste des processus, l'impact de deux techniques de travail du sol sur son fonctionnement hydrodynamique.

### Matériel et méthodes

Sur des colonnes de sol limoneux non perturbé (0,5 m<sup>3</sup>) issues d'agroécosystèmes conventionnel (CT) et simplifié (MT) (Domaine UCL, Louvain-la-Neuve, Belgique), des expériences d'infiltration d'eau et de solutés sont réalisées en conditions contrôlées.

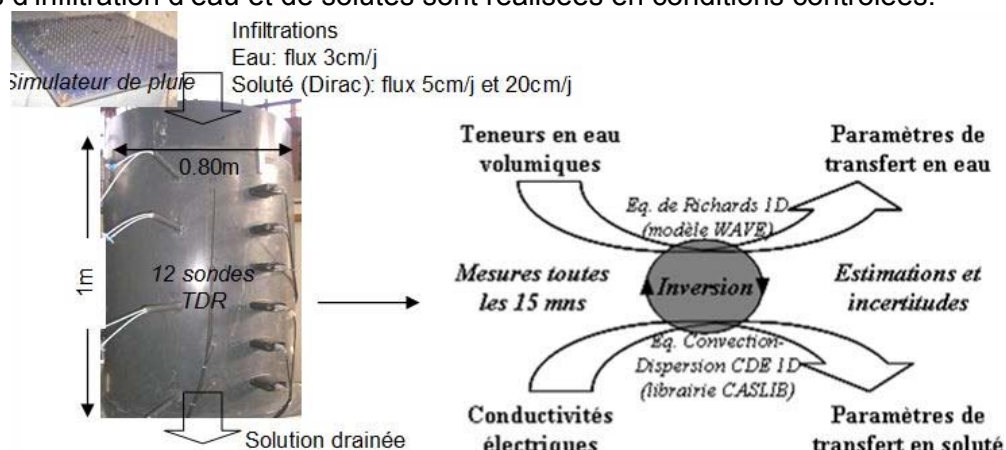


Figure 1 : Dispositif de mesure et estimation des paramètres hydrodynamiques par modélisation inverse.

L'infiltration d'eau est réalisée avec un flux constant de 3 cm/jour. L'infiltration de solutés, sous forme de pulse Dirac, est réalisée avec un premier flux constant de 5 cm/jour, puis un second flux de 20 cm/jour. Par inversion de modèles mécanistes (modèle WAVE, Vanclouster *et al.*, 1996; modèle CASLIB, Javaux, 2004), à partir des séries temporelles de teneurs en eau et de conductivités électriques mesurées par sondes TDR à plusieurs profondeurs du sol, les propriétés de transfert d'eau et de solutés sont estimées (Figure 1). Appuyée d'un calcul des incertitudes des estimations, une analyse locale et intégrée de ces

propriétés permet de décrire avec précision l'impact du travail du sol sur les transferts en relation avec la modification structurale des horizons pédologiques de surface.

### Résultats et discussion

Des différences significatives en termes de transferts d'eau et de solutés apparaissent entre le sol MT et le sol CT (Figure 2). Ce dernier présente une conductivité hydraulique à saturation, des vitesses de transfert de solutés plus élevées et une dispersivité plus faible. Le labour semble être à l'origine d'une forte hétérogénéité structurale macroscopique, de chemins préférentiels macroporaux expliquant des écoulements rapides et peu dispersifs. Au contraire, le sol non labouré (MT), plus compacté, présente des écoulements plus lents et dispersifs (Figure 2d). Néanmoins, pour les deux sols, une augmentation de la dispersivité avec la profondeur est obtenue (Figure 2b): le processus de transport de solutés dominant est, dans les deux cas, de type stochastique-convectif.

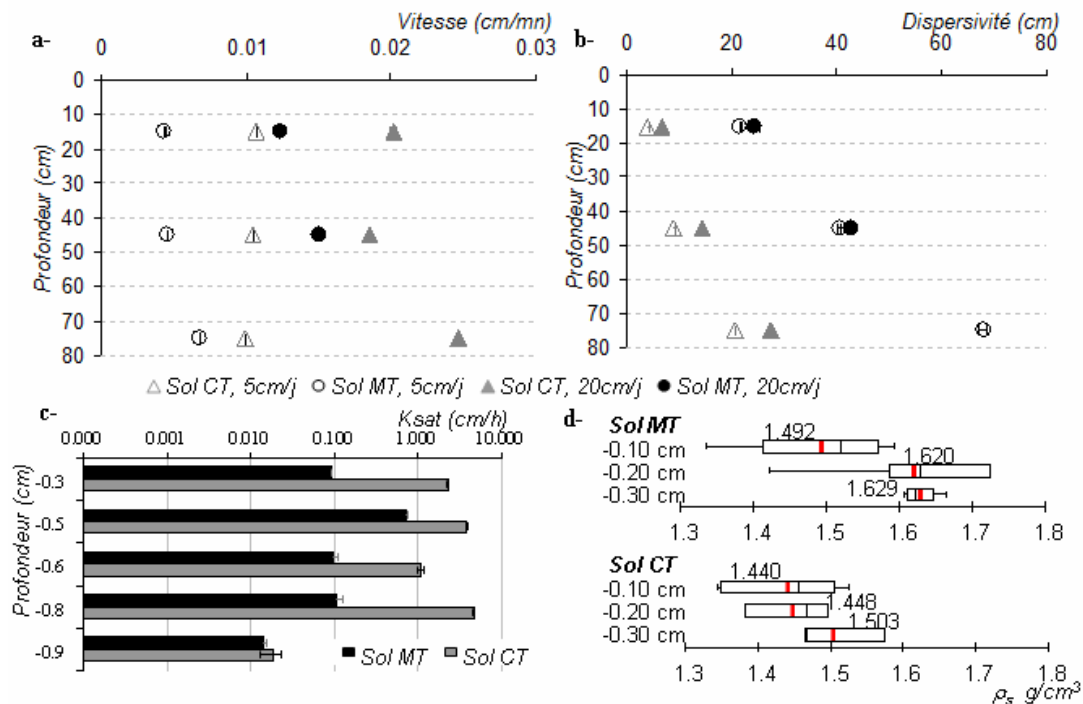


Figure 2 : a- Vitesses de transfert de solutés, b- dispersivités, c- conductivités hydrauliques à saturation et d- masses volumiques sèches à différentes profondeurs des sols CT et MT.

### Conclusion

En alliant l'expérimentation de laboratoire à la modélisation mécaniste des processus, nous montrons non seulement l'influence des techniques de travail du sol sur les transferts mais également l'influence de processus incidents tels que la reconsolidation naturelle et/ou le compactage du sol lié au passage d'engins agricoles in situ. Nous soulignons, de plus, l'influence des conditions aux limites sur les résultats et interprétations. En effet, pour les deux sols, le transport de soluté dominant est stochastique-convectif, transport lié aux conditions imposées. Un travail complémentaire mené en laboratoire sur la variabilité de ces conditions apporterait des éléments de compréhension sur les mécanismes hydrodynamiques et leurs déterminants.

### Références

- Javaux, M. 2004. *CASlib: a Matlab library for Convection-dispersion Analytical Solutions. Reference and user's manual.*, Université catholique de Louvain, Louvain la Neuve, Belgium.
- Strudley, M. W., Green, T. R. & Ascough II, J. C. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil and Tillage Research*, **99**, 4-48
- Vanclooster, M., Viaene, P., Christiaens, K. & Ducheyne, S. 1996. *WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and the vadose environment. User's manual*, Leuven, Belgium

## Suivi spatio-temporel du compactage des sols

CHANET Myriam<sup>1</sup> et MARIONNEAU Anicet<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Cemagref, Unité TSCF, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière cedex, myriam.chanet@cemagref.fr

<sup>2</sup> : Cemagref, Unité TSCF, Domaine des Palaquins, 03150 Montoldre, anicet.marionneau@cemagref.fr

La circulation des engins agricoles sur les parcelles peut entraîner une diminution de la porosité du sol plus ou moins sévère et la formation d'ornières en surface. Des dispositifs de caractérisation sont indispensables pour répondre aux besoins d'identification et de délimitation des zones compactées, mais aussi aux besoins de traçabilité des contraintes appliquées au sol afin de suivre l'évolution de la structure du sol sous le passage des roues tout au long des cycles culturaux.

L'intensité du compactage et la profondeur de l'ornière résultent :

- des contraintes mécaniques appliquées par l'engin, qui dépendent des caractéristiques de ce dernier et de celles des pneumatiques (charge, pression de gonflage...),
- et de la résistance mécanique du sol au moment du passage de l'engin qui dépend de la nature et de l'état du sol (texture, états hydrique et structural).

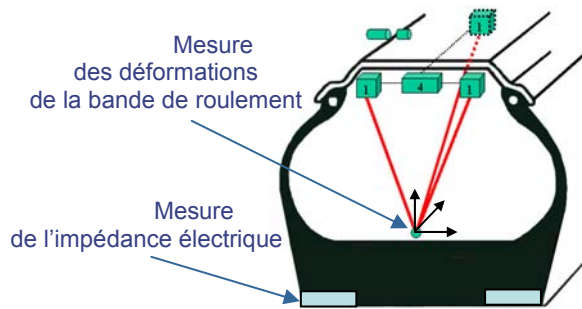
De nombreux modèles de compactage ont été développés [Keller *et al.*, 2007]. Ils requièrent des paramètres d'entrée décrivant les caractéristiques de l'engin, celles des pneumatiques et celles du sol. La principale limite de ces modèles est la non prise en compte des hétérogénéités spatiales de ces paramètres.

Nos travaux portent sur le compactage des sols dû à la circulation des engins agricoles sur les parcelles lors des interventions culturales. Au vu de la multiplicité des facteurs entrant en jeu dans ce processus, l'étude du compactage à l'échelle d'une parcelle ne peut se faire par la seule mise en place de mesures ponctuelles, trop longues et peu adaptées pour une résolution fine. Nous avons donc développé un outil d'investigation rapide, appelé pneu-capteur car basé sur un pneumatique<sup>1</sup>, permettant d'enregistrer les dégradations subies par le sol, et ainsi d'accéder aux variations spatio-temporelles du compactage du sol à l'échelle de la parcelle agricole et au rythme des interventions culturales.

Les informations géolocalisées sont recueillies *in situ* de manière non destructive et en continu par le pneu-capteur équipé de capteurs de mesure des déformations du pneumatique et de mesure électrique.

---

<sup>1</sup> Brevet N° 05-11455 " Système de caractérisation de l'action d'un pneumatique d'un véhicule sur le sol et du sol lui-même"



L'intensité du compactage dépendant à la fois de la nature et de l'état du sol (granulométrie et composition, teneur en eau) au moment du passage et de son histoire de chargement (contraintes appliquées à la surface du sol), l'intérêt de cet outil est sa capacité à accéder à la variabilité intra-parcellaire des propriétés du sol ou des caractéristiques du véhicule (variation de la teneur en eau, variations de la charge de l'engin et du couple appliqué au cours de l'opération culturale).

En effet, à partir des déformations de la bande de roulement, différents modèles ont été établis afin d'estimer en dynamique lors de la circulation de l'engin sur la parcelle :

- la charge verticale appliquée sous le pneumatique,
- le couple à la roue,
- la longueur de l'empreinte.

Les mesures électriques permettent quant à elles d'accéder aux variations de nature et d'état du sol.

Ces grandeurs estimées servent alors à alimenter un modèle de compactage. Ainsi, il est possible d'estimer le compactage à l'échelle de la parcelle et d'en suivre ses évolutions spatiale et temporelle afin de mettre en oeuvre des opérations préventives ou correctives.

Keller T., Défossez P., Weisskopf P., Arvidsson J., Richard G., *SoilFlex: A model for prediction of soil stresses and soil compaction due to agricultural field traffic including a synthesis of analytical approaches*, Soil and Tillage Research, 93, 2, pp. 391-411, 2007

## Conséquences de l'arrêt du labour sur les états structuraux des sols cultivés et leurs fonctions

**KOLLER Rémi<sup>1</sup>, BURTIN Marie-Line<sup>1</sup>, RAPP Olivier<sup>1</sup>, VAN DIJK Paul<sup>1</sup>**

1 : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP 30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg - [araa@bas-rhin.chambagri.fr](mailto:araa@bas-rhin.chambagri.fr)

Les techniques de travail du sol induisent une structuration de l'horizon travaillé par les outils agricoles, en interaction avec les caractéristiques du sol et les agents climatiques. Le développement récent des techniques sans labour conduit à s'interroger sur les conséquences de l'abandon de la charrue à soc sur cette structuration et à leurs répercussions (a) sur la culture à travers de nouvelles conditions d'enracinement et (b) sur la circulation de l'eau dans une porosité modifiée.

Sur 4 sites expérimentaux mis en place en Alsace par divers opérateurs entre 2000 et 2004 (tableau 1), des observations directes ont été mises en œuvre d'une part sur les états structuraux de la couche travaillée par la méthode du profil cultural, d'autre part sur l'enracinement par la cartographie des racines d'une culture de maïs.

*Tableau 1 : les 4 situations étudiées en Alsace*

Site (département) [maîtres d'œuvre de l'essai] – année d'observation	Type de sol	Pente	Enjeu pour le sol dans l'essai	Succession de culture	dernier labour	Modalités en non labour
Geispitzen (68) [ARAA et ARVALIS] 2007	Sol limoneux brun calcaire profond sur loess (calcosol issu de loess)	oui	ruissellement et de l'érosion	Maïs monoculture, en sec	Automne 2001	✓ [décompacteur 30 cm] ✓ dents rigides 15 cm 2 X ✓ vibroculteur 2 X
Hochfelden (67) [CA 67] 2008		oui	ruissellement et de l'érosion	Maïs monoculture, en sec	Automne 2000	1) TCSL ✓ dents rigides 18 cm ✓ herse rotative 8 cm 2) Semis direct
Obernai (67) [Lycée agricole et CA67] 2007		non	fertilité du sol	Maïs – Blé + CI – Betterave sucrière + CI, en sec	Automne 2004	1) TCSL ✓ chisel 25 cm ✓ vibroculteur 3 X 2) Semis direct
Niederentzen (68) [ARAA et INRA] 2008	sol caillouteux peu profond rubéfié sur alluvions caillouteuses du Rhin (fersialsol luvique, leptique caillouteux)	non	fertilité du sol	Maïs monoculture avec irrigation	Automne 2001	✓ chisel 25 cm ✓ vibroculteur 2 X

### Les états structuraux observés

Les observations sont conduites selon la méthode descriptive du profil cultural (Manichon et Gautronneau 1987, voir [www.isara.fr/fr/profilcultural](http://www.isara.fr/fr/profilcultural)), sur une largeur suffisante pour intégrer les éléments déterminants de la structure, liés aux passages d'outils de largeurs connues et de leurs tracteurs. Il s'agit d'observations réalisées sous culture en place, après la floraison du maïs, pour une mise en relation avec des observations indépendantes d'autres éléments indicateurs du fonctionnement de la culture (cartographies d'enracinement). Une interprétation synthétique des états structuraux des différentes zones du profil (combinant les constats sur l'état interne des mottes et leurs modes d'assemblage) est établie selon une grille qualifiant une aptitude estimée à l'enracinement, c'est à dire une porosité plus ou moins favorable.

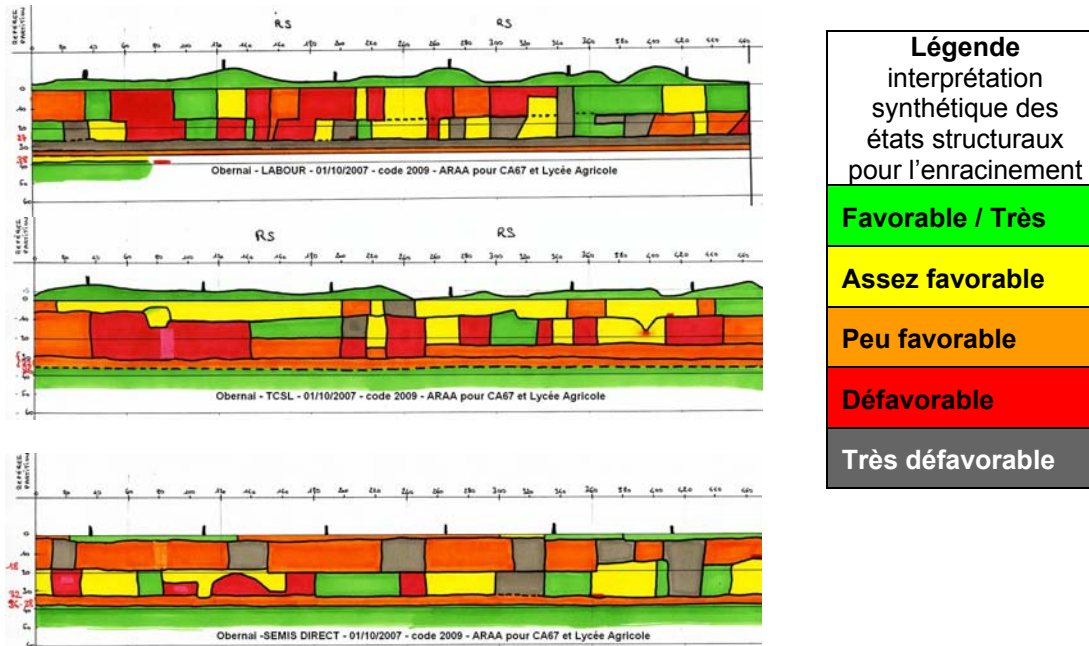


Figure 1 : Comparaison des états structuraux en octobre 2007 à Obernai sous maïs

Les conséquences de l'arrêt du labour sur les états structuraux, ici observées après 3 années, se manifestent rapidement (figure 1). La partie supérieure de l'ancien horizon labouré est bien structurée en TCSL, mais apparaît plus fermée en semis direct. La semelle de labour s'estompe dans les 2 cas, alors qu'elle se maintient sous labour. Les observations réalisées sur les autres sites sont concordantes avec celles-ci. L'enracinement des cultures est affecté par ces états, mais pas toujours de façon significative. Sous labour, dans des vides créés entre les bandes de terre retournées, on observe des traces d'écoulements de sub-surface au-dessus du fond travaillé. Ces observations morphologiques peuvent être mises en relation avec les hydrogrammes des écoulements en bas de parcelle qui sont mesurés à Geispitzen.

#### Les limites des observations d'états structuraux

La modification régulière des états structuraux du sol par la succession des passages d'outils crée des conditions particulières de développement de l'activité biologique au sein du sol. La macroporosité verticale d'origine biologique, liée à l'importance des populations de lombriciens anéciques, modifie ainsi sensiblement les conditions d'enracinement et de circulation de l'eau au sein du sol. La simple observation des états structuraux ne rend pas compte de ces modifications d'activité biologique, pas plus que des modifications de porosité induites. Les comptages des populations de lombrics sur 2 des sites (Obernai en 2007, Hochfelden en 2008) par M. Cannavaciuolo (LEVA Angers) et C. Barbot (CA67) attestent de différenciations importantes de cette activité.

Pour la circulation de l'eau, en situation de culture, la capacité d'infiltration de l'eau d'un sol résulte des états de surface du sol, qui commandent l'entrée de l'eau dans le profil, ainsi que de la structure des horizons sous-jacents et de la macroporosité d'origine biologique, qui conditionnent les transferts verticaux. Ces états sont tous conditionnés par les choix en matière de travail du sol et de gestion des couverts végétaux et des résidus. L'examen des états structuraux explique ainsi une partie du comportement des sols. En complément, une observation détaillée de l'activité des lombriciens s'avère particulièrement pertinente pour expliquer la porosité dans un contexte de techniques différenciées de gestion du sol. Pour les cultures, si les états structuraux expliquent parfois les enracinements observés, un déficit relatif d'exploration racinaire n'induit pas forcément une moindre productivité de la culture dans des situations où l'offre en eau et en nutriments du milieu est suffisante.



## Effet de l'apport répété de composts sur le comportement hydrique d'un sol : cas d'un sol limoneux cultivé du Bassin Parisien

CHALHOUB Maha<sup>1,2</sup>, COQUET Yves<sup>1</sup>, VACHIER Pierre<sup>1</sup>, LABAT Christophe<sup>1</sup>,  
BODINEAU Guillaume<sup>1</sup>, RAMPON Jean-Noël<sup>1</sup>, HOUOT Sabine<sup>1</sup>

1 : U.M.R.- E.G.C. 1 route de Beynes 78850 Thiverval Grignon  
[mchalhou@grignon.inra.fr](mailto:mchalhou@grignon.inra.fr), [coquet@grignon.inra.fr](mailto:coquet@grignon.inra.fr), [vachier@grignon.inra.fr](mailto:vachier@grignon.inra.fr),  
[Christophe.Labat@grignon.inra.fr](mailto:Christophe.Labat@grignon.inra.fr), [jnrampon@grignon.inra.fr](mailto:jnrampon@grignon.inra.fr),  
[Guillaume.Bodineau@orleans.inra.fr](mailto:Guillaume.Bodineau@orleans.inra.fr), [sabine.houot@grignon.inra.fr](mailto:sabine.houot@grignon.inra.fr)  
2 : ED (143) Bât 504 Université Paris Sud 91405 Orsay - France

Le sol est un milieu poreux dont la compréhension des propriétés de transfert du sol dépend de sa structure poreuse. L'apport de composts à long terme peut modifier la structure et les propriétés hydrodynamiques du sol (Schneider *et al.*, 2009). Le but de cette étude est la caractérisation quantitative des flux d'eau et de solutés à la suite d'apports répétés de composts. Trois composts différents par leur propriétés bio-physico-chimiques sont apportés sur chaume de blé, tous les deux ans, depuis 1998 à la dose de 4 tonnes de C organique/hectare : un compost issu d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs (OMR), un compost issu de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectée sélectivement (BIO), un compost issu d'un mélange de déchets verts et boues de station d'épuration (DVB). Les effets de ces composts sont comparés à ceux d'un fumier de bovin et à un témoin sans amendement organique. L'étude a été réalisée sur un dispositif expérimental (dispositif QualiAgro, collaboration INRA-Veolia Environnement), à Feucherolles (Yvelines, France), dont l'objectif est d'évaluer l'impact agronomique et environnemental de composts d'origine urbaine. Le dispositif est cultivé selon une rotation maïs-blé. Le sol est de type limoneux lessivé (luvisol) développé sur une épaisseur d'environ de 2,5 m.

Un suivi de l'état hydrique du sol de chaque traitement a été réalisé au champ avec des tensiomètres à mercure et des sondes TDR (Time Domain Reflectometry) installés à différentes profondeurs allant de 20 à 160 cm. A partir des chroniques de mesure *in situ* de potentiel ( $h$ ) et de teneur en eau volumique ( $\theta$ ), nous avons obtenu pour chaque profondeur d'investigation la relation  $\theta(h)$  correspondante. La gamme de potentiel et de teneur en eau explorée est relativement réduite, compte tenu du fonctionnement *in situ* des tensiomètres qui décrochent au delà de 800 mbar. De plus, en profondeur, le sol ne ressuie pas suffisamment et les succions atteintes ne sont pas très grandes. Pour une même profondeur, les relations  $\theta(h)$  obtenues au sein des différents traitements sont assez proches les unes des autres. On peut donc décrire les caractéristiques de rétention en eau des différents traitements pour chaque profondeur par une seule relation  $\theta(h)$ .

Pour suivre la dynamique de l'eau dans le sol, un traçage de l'eau a été fait avec un traceur inerte conservatif (le bromure). Des prélèvements de sol, tous les 50 mm de pluie, ont été faits jusqu'à 1,20 m de profondeur, avec un échantillonnage fin du sol tous les 5 et 10 cm selon la dynamique du pic du traceur dans le profil. La cartographie de la dose de traceur épandue en surface du sol indique une variabilité importante en  $x$  et  $y$  de l'épandage de bromure effectué qui peut être liée au labour et l'hétérogénéité de l'épandage. En moyenne, le pic du traceur se déplace de 10 cm tous les 50 mm de pluie ce qui estime une porosité efficace de l'ordre de 50%. De même, le traceur suit la même dynamique dans le sol avec le temps pour les différents traitements.

Pour simuler le fonctionnement hydrodynamique du sol, on a eu recours à un modèle déterministe et mécaniste, Hydrus 1D, version 4.05 (Simunek *et al.*, 2008). Nous avons choisi de travailler avec l'expression mathématique de van Genuchten (1980) et Mualem (1976) pour décrire la courbe de rétention  $\theta(h)$  et la courbe de conductivité hydraulique  $K(h)$ . Deux

démarches ont été suivies pour évaluer les propriétés hydriques des horizons par inversion de l'équation de Richards.

Dans la première démarche, nous avons utilisé le code RETC (van Genuchten *et al.*, 1991) qui permet d'ajuster le modèle de van Genuchten – Mualem sur des mesures indépendantes de rétention et de conductivité hydraulique mesurées dans les différents horizons de sol, et sur des données  $\theta(h)$  de terrain des différents profondeurs. Dans les deux cas d'ajustements, il n'a pas été possible d'obtenir une représentation numérique correcte de la dynamique de l'eau au cours du temps observée pour le traitement DVB.

Dans la deuxième démarche, nous avons divisé notre année de suivi hydrique 2007-2008 en deux périodes, la période non cultivée où la parcelle a été laissée nue et une deuxième, correspondant à la période cultivée avec du maïs. Le but est de déterminer la variabilité temporelle des propriétés hydriques après la reprise du travail du sol lors de la préparation du lit de semence et pendant le développement de la plante. La première période s'étale entre décembre 2007 et avril 2008 et correspond à la période de recharge du sol. La deuxième période s'étale entre début mai, date de fabrication du lit semence du maïs, et octobre 2008 et correspond à la période de ressuyage. Cette période explore une gamme de potentiel plus importante allant jusqu'à  $pF = 2,8$ .

Pour cette seconde démarche, nous avons utilisé le modèle HYDRUS en résolution inverse, basée sur l'algorithme de Marquardt-Levenberg, afin d'optimiser les paramètres hydrauliques ( $K_s$ ,  $\theta_s$ ,  $\theta_r$ ,  $\alpha$ ,  $n$ ) à partir de l'évolution des deux variables d'états, teneur en eau volumique et potentiel de l'eau, au cours du temps pour chaque période séparément. Cette calibration a été faite en divisant notre profil en 'n' couches correspondant au nombre de profondeurs de mesures hydriques. La procédure d'optimisation a été faite couche après couche en allant de la surface vers la profondeur et en fixant les paramètres des couches 'n-1' lors de l'ajustement de la couche suivante 'n'. Une très bonne amélioration de la description numérique de la dynamique hydrique a été observée pour chaque période. A partir des valeurs de paramètres hydrauliques issus de la période cultivée, il n'a pas été possible de représenter numériquement la dynamique hydrique de la 2<sup>nde</sup> période et vice versa.

De même une nette amélioration de la description du bilan d'eau dans le sol a été obtenue en utilisant les valeurs des paramètres hydrauliques issus de la période non cultivée pour décrire numériquement des mesures de teneur en eau gravimétrique faite pendant la période cultivée mais sur une parcelle laissée nue. Ce qui peut être expliqué par une variabilité temporelle créée lors de préparation du lit de semence et aussi lors du développement de la culture. Notre prochaine étape de travail, est d'intégrer le suivi de la dynamique du traceur dans cette estimation des paramètres hydrauliques, ainsi que dans l'estimation de la dispersion hydrodynamique.

Cette partie de ce travail nous a permis de vérifier que l'apport répété des composts tous les deux ans, depuis 1998, n'a pu modifier la structure du sol et par la suite n'a pas eu d'effet négatif sur la dynamique de l'eau dans le sol. Le comportement hydrique observé dans la parcelle témoin est similaire à celui des traitements recevant les deux types d'amendements organiques, les composts et le fumier de bovin.

MUALEM, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* **12**, 513-522.

Schneider S., Coquet Y., Vachier P., Labat C., Roger-Estrade J., Benoit P., V. Pot, Houot S., 2009. Impact of urban wastes compost application on the near-saturated hydraulic conductivity of a loamy soil. *J. Environ. Qual.*, **38**: 772-781.

SIMUNEK, J, SEJNA, M, and VAN GENUCHTEN, MT. 2009. *The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 4.09, HYDRUS software series 1, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.*

VAN GENUCHTEN, MT, LEIJ, FJ and YATES, SR. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. *U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-91/065, Washington, DC.*

**Effet du recyclage de composts en grandes cultures  
sur les apports au sol d'éléments en traces métalliques  
et les risques de transfert à la plante :  
Synthèse après 10 ans d'un essai de plein champ (QualiAgro)**

**MICHAUD Aurélie<sup>1</sup>, BODINEAU Guillaume<sup>1</sup>, RAMPON Jean-Noel<sup>1</sup>,  
CAMBIER Philippe<sup>1</sup>, BENOIT Pierre<sup>1</sup>, HAUDIN Claire-Sophie<sup>1</sup>,  
LHOUELLIER Claire<sup>2</sup> et HOUOT Sabine<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : UMR Environnement et Grandes Cultures, INRA – AgroParisTech, Equipe Sol, 78850 Thiverval-Grignon, amichaud@grignon.inra.fr

<sup>2</sup> : VEOLIA Environnement R&D, Centre de Recherche pour la Propreté et l'Energie, 78520 Limay

### **Introduction**

Le compostage de déchets organiques urbains (déchets verts, biodéchets, boues d'épuration...) permet le recyclage de leur matière organique et la valorisation des éléments fertilisants qu'ils contiennent. Toutefois, la valorisation agricole des composts, quand leur efficacité agronomique est avérée, ne peut être effectuée sans assurer leur innocuité, ce qui nécessite d'évaluer sur le long terme les éventuels impacts sur l'environnement, notamment l'apport d'éléments en traces métalliques (ETM).

L'objectif de cette présentation est de synthétiser les résultats obtenus sur l'essai QualiAgro (Feucherolles, 78) sur la période 1998-2007, en ce qui concerne les effets de l'épandage en grandes cultures de différents composts sur les teneurs en ETM des sols et des plantes.

### **Matériels et méthodes**

L'essai de plein champ QualiAgro a été mis en place en 1998 en collaboration avec Veolia Environnement R&D pour tester l'effet du recyclage agricole de différents composts d'origine urbaine. Cet essai de 6 ha comporte 4 blocs de 10 parcelles correspondant aux différents traitements étudiés : trois composts d'origine urbaine (d'ordures ménagères résiduelles, OMR ; de boue d'épuration, DVB ; de biodéchets, BIO), un fumier de bovins servant d'amendement organique de référence et un témoin sans apport d'amendement organique. Les traitements (incluant le témoin sans apport) sont croisés avec 2 niveaux de fertilisation azotée (faible et optimal). L'essai est cultivé en rotation blé-maïs et les produits résiduels organiques (PRO) sont apportés tous les 2 ans sur la base d'un apport identique de carbone organique pour tous les traitements (4 t C / ha).

Le sol du site QualiAgro est de type limoneux lessivé (luvisol), d'une profondeur supérieure à 1,2 m, et développé à partir de limon loessique carbonaté qui apparaît vers 1,6 m de profondeur. Le pH est de 7,0 en surface.

Les teneurs en ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) ont été mesurées dans le sol (horizon de surface 0-29 cm) à la mise en place de l'essai en 1998 afin d'avoir l'état initial avant apport de PRO au sol. Le sol (horizon de surface) et les PRO sont échantillonnés avant l'épandage tous les 2 ans et les plantes cultivées sont échantillonnées à la récolte (résidus de culture et grains). Les teneurs en ETM sont mesurées pour l'ensemble des échantillons par la méthode HF (NF X31-147) (sauf Hg par combustion sèche dans les végétaux, méthode INRA).

### **Résultats et discussion**

Les teneurs moyennes en ETM dans les PRO épandus sur la période 1998-2006 respectent les normes NFU 44-095 sur les composts de boues et NFU 44-051 sur les amendements organiques. Par ailleurs, les flux en ETM totaux apportés par les PRO lors de

l'épandage 2007 respectent les seuils autorisés hormis le Cu et le Zn pour le compost DVB et le fumier et le Pb pour le fumier. Ces dépassements s'expliquent en partie par les doses épandues qui sont supérieures (environ 1,5 fois) à celles pratiquées par les agriculteurs.

Les teneurs en ETM dans le sol à l'état initial sont plus faibles que dans les sols du même type de la région et correspondent à des sols agricoles classiques (tableau 1). Après cinq épandages, des différences significatives de teneurs en ETM totaux entre traitements sont observées pour Cd, Cu, Pb et Zn dans la partie de l'essai recevant un complément azoté optimal (tableau 2) ainsi que dans celle recevant un complément minéral faible (sauf pour Pb). Dans la partie recevant un complément azoté optimal, les épandages répétés de PRO ont entraîné une augmentation significative des teneurs en ETM dans l'horizon de surface du sol par rapport au témoin pour Cd et Zn avec le compost BIO et le fumier, Cu avec le compost DVB et Pb avec le compost OMR. Cependant, ces teneurs restent faibles et dans la moyenne des sols de la région.

Teneur totale dans le sol (mg kg <sup>-1</sup> )							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
<b>Essai (état initial, 1998)</b>	0.23 (0.01)	45.3 (2.7)	11.6 (0.9)	0.09 (0.02)	15.0 (0.9)	25.3 (6.1)	49.2 (3.4)
<b>Autres sols région</b>	0.27 (0.06)	46.3 (5.8)	20.3 (7.7)	0.14 (0.06)	19.8 (3.1)	38.0 (13.8)	52.3 (3.3)

Tableau 1 : Teneurs totales en ETM dans le sol initial (mg kg<sup>-1</sup>) dans l'horizon de surface (0-29 cm), comparaison avec les teneurs moyennes des horizons de surface des sols cultivés du même type de la région (10 sols analysés). Les écarts types sont indiqués entre parenthèses.

Teneur totale dans le sol (mg kg <sup>-1</sup> )							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
<b>2007 (apport N opt.)</b>							
DVB	0.23 (0.01)	44.0 (2.0)	15.5 (0.9)*	0.11 (0.01)	14.8 (0.3)	24.0 (2.1)	56.0 (2.4)
OMR	0.22 (0.01)	45.9 (2.7)	14.8 (0.3)	0.12 (0.03)	15.2 (0.9)	27.7 (3.0)*	56.0 (2.9)
BIO	0.23 (0.01)*	45.9 (5.5)	14.1 (1.5)	0.08 (0.02)	15.3 (0.2)	25.3 (1.36)	59.6 (6.4)*
Fumier	0.23 (0.01)*	43.4 (1.3)	15.0 (1.7)	0.09 (0.03)	15.0 (0.8)	25.2 (2.7)	58.5 (3.6)*
Témoin	0.21 (0.00)	43.2 (1.0)	12.2 (0.6)	0.07 (0.02)	14.9 (0.7)	21.7 (0.9)	48.6 (0.8)
P value	0.0298	0.4844	0.0492	0.0754	0.6042	0.0397	0.0397

Tableau 2 : Teneurs totales en ETM dans le sol (partie de l'essai recevant un complément azoté optimal) après 5 épandages en 2007 (mg kg<sup>-1</sup>). Les écarts types sont indiqués entre parenthèses. \* indique une différence significative du traitement avec apport de PRO par rapport au témoin.

Les teneurs en ETM dans les grains de blé sont supérieures à celles observées dans les grains de maïs, sauf pour Ni. Pour le blé et le maïs, les teneurs en ETM tendent à être supérieures dans les résidus de culture que dans les grains, sauf pour Zn (blé et maïs) et Cu (blé). Des différences significatives ponctuelles de teneurs en ETM des grains sont observées entre les traitements, teneurs parfois supérieures et parfois inférieures au témoin selon les années, particulièrement sur la partie de l'essai avec un complément azoté minimal (e.g. teneurs de Cu, Ni et Zn significativement supérieures pour l'OMR par rapport au témoin sur maïs en 2003, teneurs de Ni significativement inférieures pour tous les traitements organiques par rapport au témoin sur maïs en 2005). Toutefois, aucune augmentation durable dans le temps des teneurs en ETM dans les plantes n'est observable suite aux apports de PRO, sur la période étudiée.

### Conclusion et perspectives

L'épandage répété de composts a entraîné une augmentation significative de la teneur en certains ETM dans l'horizon de surface du sol (Cd, Cu, Pb et Zn). En revanche, globalement aucun effet significatif n'a été observé sur les transferts d'ETM à la plante. Les risques à moyen terme concernant le passage dans les récoltes des ETM sont donc faibles pour ce système de culture. La mise en place d'un réseau coordonné de sites permettra de comparer ces résultats à d'autres contextes agro-pédo-climatiques.

## Mise à l'épreuve d'un modèle décrivant l'évolution pendant 18 ans de la quantité de phosphore biodisponible en fonction du cycle biogéochimique du P dans un champ cultivé

MESSIGA Aimé Jean<sup>1,2</sup>, ZIADI Noura<sup>1</sup>, PARENT Léon-Etienne<sup>2</sup>, MOREL Christian<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), 2560 Boul. Hochelaga, Québec, Qc, G1V 2J3, Canada, [aimejean.messiga@agr.gc.ca](mailto:aimejean.messiga@agr.gc.ca)

<sup>2</sup>Département des sols et génie Agroalimentaire, Université Laval, Québec, Qc, G1K 7P4, Canada;

<sup>3</sup>UMR 1220 TCEM, INRA, BP 81, 33883 Villenave d'Ornon cedex, France;

Améliorer la qualité du pilotage de la fertilisation phosphatée dans les parcelles cultivées est une solution pour limiter les fuites de phosphore des champs vers les eaux de surface et leurs conséquences néfastes et coûteuses. L'objectif général de ce travail est d'analyser le cycle biogéochimique du phosphore dans un dispositif expérimental de longue durée (18 ans).

Ce travail a été fait pour un dispositif expérimental au champ comprenant 4 répétitions en bloc et trois régimes de fertilisation phosphatée, 0 (P<sub>0</sub>), 28 (P<sub>28</sub>) ou 82 (P<sub>82</sub>) kg P ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en moyenne sur 18 ans, apportés sous forme de superphosphate triple (45%P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Le sol est cultivé sous monoculture de maïs de 1975 à 1992. Des échantillons de la couche labourée (0-28 cm) ont été prélevés en 1975, 1982, 1987 et 1992. Le P exporté dans les grains récoltés a été déterminé chaque année. Le P biodisponible du sol a été évalué comme la somme des ions phosphates (Pi) dissous et ceux associés aux constituants solides du sol qui peuvent diffuser à l'interface solide-solution du sol, susceptibles d'équilibrer la solution sous l'effet d'un gradient de concentration. La quantité de Pi diffusibles à l'interface solide-solution (Pr) a été obtenue pour 3 temps (4, 40 et 400 min) en appliquant le principe de dilution isotopique aux <sup>32</sup>Pi introduits dans la solution (Fardeau *et al.* 1991).

La moyenne sur 18 ans du rendement est respectivement de 8.2, 8.5 et 8.5 t MS grain ha<sup>-1</sup> pour P<sub>0</sub>, P<sub>28</sub> et P<sub>82</sub>, avec une teneur moyenne de 3.0, 3.2 et 3.4 mg P kg<sup>-1</sup> MS grain. Pour cette première analyse, le bilan cumulé de P a été calculé en ne considérant que la fertilisation et les exportations dans les récoltes. Les autres termes possibles du bilan, comme le drainage par exemple, ont été négligés. Le bilan cumulé de P est de -410, -7 et +862 kg P ha<sup>-1</sup>. Il y a une relation linéaire ( $y=0.77(\pm 0.03) + 1.10(\pm 0.06)10^{-3} x$ ,  $r^2=0.92$ , 12 obs.), invariante avec l'année d'échantillonnage, entre les valeurs de C<sub>p</sub> et le bilan cumulé de P (Fig. 1).

Les valeurs expérimentales de Pr varient à la fois avec C<sub>p</sub> et la durée de dilution isotopique (Fig. 2). Elles sont décrites par l'équation :  $Pr=5,72 C_p^{0,69} t^{0,24}$ . Ce résultat est en accord avec de nombreuses études (Morel, 2007 ; Stroia *et al.* 2008).

La quantité de P biodisponible sur une année (somme des ions P dissous et diffusibles pendant 1 an en supposant l'équation ci-dessus valide) pour la valeur de C<sub>p</sub> à bilan nul (0.77 mg P L<sup>-1</sup>, Fig. 1) est de 472 kg P ha<sup>-1</sup> dans la couche labourée. La valeur de C<sub>p</sub> obtenue par itération en simulant un bilan de -100 kg P ha<sup>-1</sup> est de 0.55 mg P L<sup>-1</sup> soit une variation de 0.22 mg P L<sup>-1</sup>, deux fois supérieure à celle observée dans les conditions du champ. La valeur prédite à partir d'expériences de laboratoire est donc du même ordre de grandeur que celle observée au champ quoique légèrement surestimée. Un résultat similaire a déjà été observé sous prairie (Stroia *et al.* 2007). Cette mise à l'épreuve du modèle décrivant l'évolution de la quantité de P biodisponible en fonction du bilan de phosphore est néanmoins encourageante. La prise en compte de la lixiviation d'ions phosphate dans le bilan cumulé de P devrait expliquer pour partie cet écart. En effet, la lame d'eau drainée chaque année est de l'ordre de 500 mm dans les conditions agro-climatiques du dispositif ce qui représente de l'ordre de 1 à 10 kg P ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> suivant les années et les traitements.

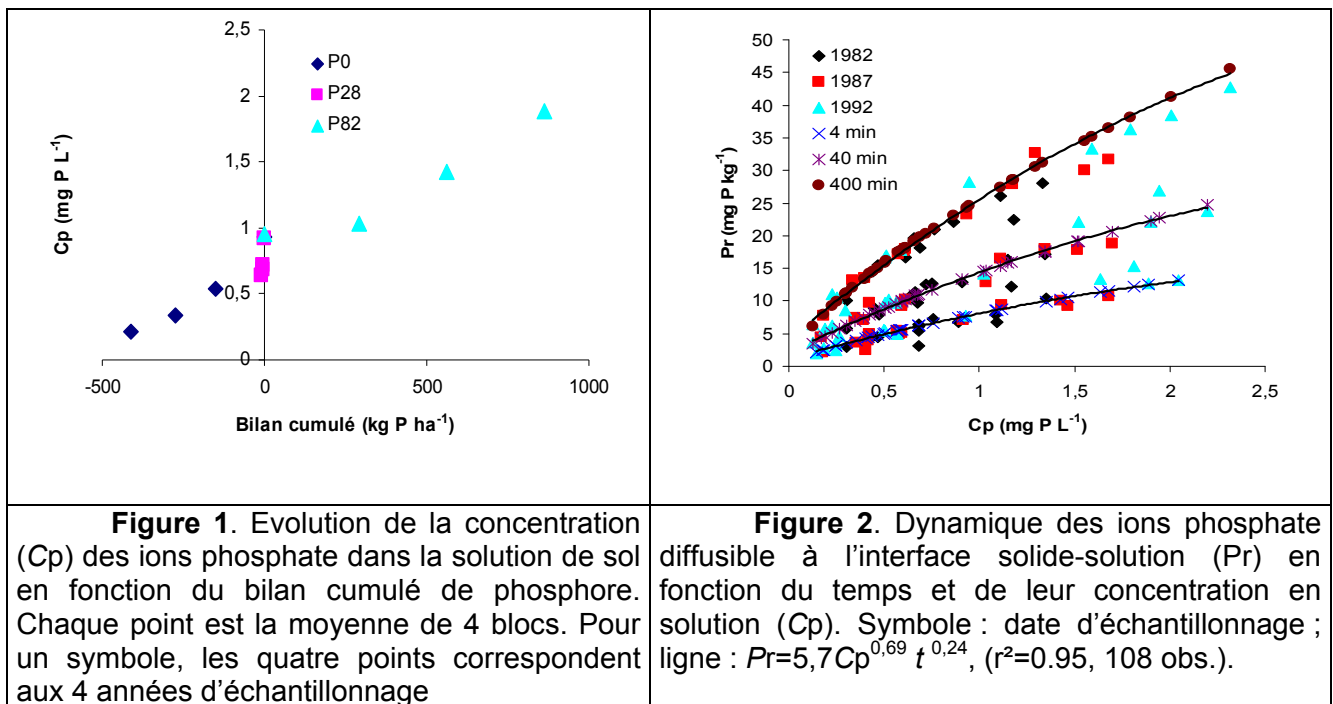
En conclusion, l'analyse du fonctionnement du cycle du P dans ce dispositif expérimental montre que le modèle proposé, construit sur une évaluation biogéochimique du P

biodisponible couplée à une équation de conservation de masse, est encourageante. Un calcul plus complet du bilan cumulé de P permettra d'en améliorer la capacité prédictive.

Fardeau J.C., C. Morel et R. Boniface, 1991. Cinétiques de transfert des ions phosphates du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie*, 11 : 787-797.

Morel C. 2007. Mobilité et biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés : mécanismes, modélisation et diagnostic. *Oceanis*, 33-1/2 : 51-74.

Stroia C., Morel C., Jouany C., 2007. Dynamics of diffusive soil phosphorus in two grassland experiments determined both in field and laboratory conditions. *Agric. Ecosys.Env.* 119:60-74



## Evaluation de la pertinence du taux de saturation en phosphore en tant qu'indicateur de bonnes pratiques en matière de fertilisation phosphorée dans les sols agricoles en région wallonne (Belgique)

RENNESON Malorie<sup>1</sup>, VANDENBERGHE Christophe<sup>1</sup>, MARCOEN Jean Marie<sup>1</sup>, BOCK Laurent<sup>1</sup> et COLINET Gilles<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: Laboratoire de Géopédologie, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux (Belgique), renneson.m@fsagx.ac.be

### Introduction

Bien qu'il constitue un élément indispensable aux cultures, le phosphore engendre des risques environnementaux car il intervient avec l'azote dans l'eutrophisation des eaux de surface. Ce problème est largement d'actualité avec la Directive cadre Eau qui impose aux états-membres de l'Union européenne d'atteindre un bon état des masses d'eau d'ici 2015. La réponse à cette problématique requiert la mise en place de mesures de gestion tant au niveau de l'azote que du phosphore.

Le phosphore d'origine agricole est la principale source d'eutrophisation des eaux de surface en région wallonne (Belgique). C'est pourquoi une surveillance de l'état des sols en relation avec leur gestion agronomique apparaît primordiale. Cela ne peut se faire que *via* l'utilisation d'indicateurs pertinents des risques de transfert du P dans les systèmes sol-sédiments. Le taux de saturation en phosphore (TSP) des sols est ainsi déjà utilisé dans plusieurs pays (Pays-Bas, Canada, etc.). Il exprime théoriquement la part des sites de fixation du P effectivement occupés par cet élément.

### Objectifs

Cette étude a été menée pour évaluer (i) la capacité du TSP à discriminer des modes de gestion phosphorée relativement contrastés et (ii) la variabilité spatiale et temporelle du TSP afin d'en améliorer la connaissance et d'identifier les facteurs liés au sol.

### Matériel et méthodes

Six exploitations ont été sélectionnées en vue de représenter une gamme de conditions géologiques et agronomiques variées. Elles sont situées en régions limoneuse, sablo-limoneuse et en Condroz et appartiennent à un réseau de fermes de référence supervisées depuis 2002 pour la gestion des nitrates. Le mode de gestion phosphoré est défini sur base d'un bilan phosphaté (apports - exportations).

Les échantillons prélevés ont été analysés afin de déterminer les quantités de fer ( $Fe_{ox}$ ), d'aluminium ( $Al_{ox}$ ) et de phosphore ( $P_{ox}$ ) extraites à l'oxalate d'ammonium (méthode de Blakemore).

$$TSP = \frac{P_{ox}}{0,5(Fe_{ox} + Al_{ox})} \times 100 = \frac{P_{ox}}{CFP} \quad (\%) \quad \text{où CFP = Capacité de Fixation en}$$

Phosphore.

Le phosphore disponible ( $P_{dispo}$ ) a également été évalué par la méthode de Lakanen-Erviö ( $CH_3COO-NH_4+EDTA$ , pH 4,65).

### Résultats et discussion

Le TSP observé lors de l'analyse des échantillons présente des valeurs allant de 17 à 84% avec une moyenne de  $42 \pm 13\%$ . Ces valeurs s'avèrent relativement élevées en comparaison de celles obtenues dans les sols de la Région flamande (Belgique) et des normes en vigueur en Flandre et aux Pays-Bas. Ces dernières ne peuvent donc être transposées aux sols wallons.

Par ailleurs, les valeurs du TSP sont relativement variables d'une exploitation à une autre. Mais les modes de gestion appliqués par les agriculteurs expliquent assez mal ces différences observées entre les exploitations. Certaines parcelles avec un bilan phosphaté négatif présentent, en effet, un TSP supérieur à celui d'autres parcelles au bilan largement excédentaire. L'historique de la parcelle, de même que les réserves en P du sol, semblent donc jouer un rôle important dans les teneurs en  $P_{dispo}$  et le TSP.

Il a cependant pu être démontré que les modes de gestion n'influencent pas uniquement les teneurs en P mais déterminent également la CFP. En effet, des essais de différents modes de gestion phosphorées sur une même parcelle ont montré le rôle des apports phosphorés sur la CFP.

Outre la relation entre le TSP et les modes de gestion, l'influence du type de sol sur le TSP a pu être mise en évidence, le paramètre le plus déterminant sur le TSP étant la texture.

De plus, une tendance générale à l'augmentation du TSP a pu être mise en évidence par comparaison des échantillons datant de 2004 avec ceux prélevés en 2008. Cette augmentation s'observe même dans les parcelles présentant un bilan phosphaté négatif.

Soulignons encore que l'ensemble des échantillons utilisés dans cette étude a permis de déterminer une corrélation significative entre le phosphore extrait à l'oxalate et le  $P_{dispo}$  extrait selon la méthode en usage dans les laboratoires d'analyse de terre en région wallonne. Cette corrélation tend à montrer que l'analyse du  $P_{ox}$  n'apporte que peu d'information supplémentaire vis-à-vis du  $P_{dispo}$ , plus simple et moins coûteux à déterminer.

Enfin, la variabilité spatiale du TSP a été étudiée et a permis de faire ressortir le rôle de la topographie et du drainage sur la distribution spatiale du P et du TSP. De même, cette étude a permis de démontrer qu'un échantillonnage composite d'une vingtaine d'échantillons est acceptable et que la variabilité intraparcélaire ne doit pas obligatoirement être prise en considération lors de l'évaluation du TSP au sein d'une parcelle.

#### **Evaluation du TSP en tant qu'indicateur agronomique**

Un indicateur des pratiques agricoles adéquates doit répondre à certains critères d'évaluation. L'évaluation du TSP fournit les réponses suivantes :

Discrimination temporelle et spatiale .....	Non
Justesse analytique .....	Oui
Coût et temps d'analyse .....	Non
Transparence et facilité d'interprétation .....	Non
Pertinence vis-à-vis des réglementations .....	Non
« Transposabilité » .....	Oui

La plupart de ces critères n'étant pas respectés, le TSP ne peut être considéré comme un indicateur adéquat des pratiques de fertilisation phosphorée.

#### **Conclusion**

La gestion du P des sols agricoles dans la lutte contre l'eutrophisation nécessite l'utilisation d'indicateurs environnementaux tels que le TSP. La pertinence du TSP en tant qu'indicateur des bonnes pratiques agricoles en Région wallonne a été évaluée. De manière générale, le TSP n'apparaît pas comme un bon indicateur car il dépend à la fois des apports phosphorés et du type de sol. Ce dernier élément rend l'utilisation du TSP difficile en Région wallonne vu les contextes pédologiques variés qu'il est possible de rencontrer. De même l'analyse du  $P_{ox}$  n'apporte que peu d'information supplémentaire par rapport au  $P_{dispo}$ .

Enfin, cette étude a permis de mieux comprendre les relations entre le TSP et les propriétés des sols qui en déterminent la distribution spatiale.

En conclusion, le contexte wallon ne se prête pas à l'utilisation du TSP comme outil de discrimination des pratiques agricoles.



## Rôle du type de sol dans l'élaboration de la qualité « nitrates » des eaux sous parcelles agricoles : exemple de l'interculture après maïs en Alsace

BURTIN Marie-Line<sup>1</sup> et RAPP Olivier<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg, ml.burtin @bas-rhin.chambagri.fr

<sup>2</sup> : ARAA, o.rapp@bas-rhin.chambagri.fr

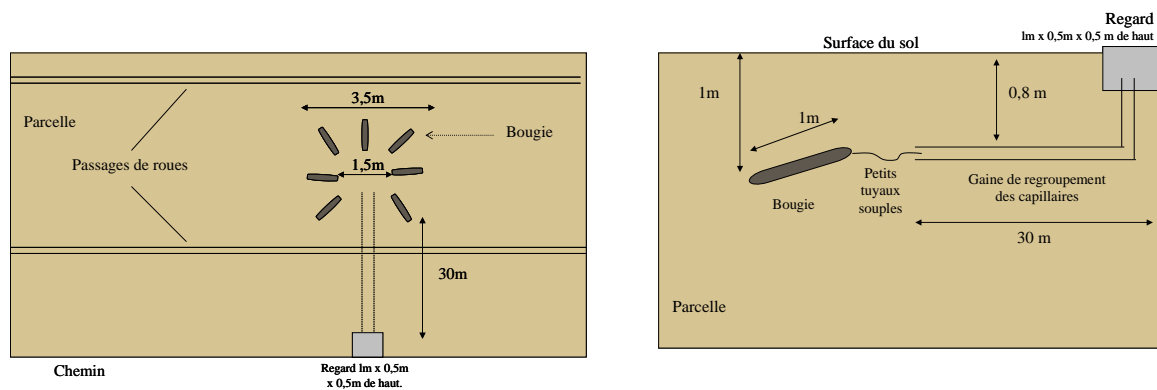
### Les objectifs du réseau

Depuis 2003, l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace a mis en place un observatoire des fuites de nitrates des parcelles agricoles vers les eaux souterraines, dont l'objectif est de connaître la qualité des eaux produites par différents systèmes de cultures dans la plaine d'Alsace. Il doit permettre d'évaluer les améliorations apportées par les techniques de gestion de l'azote, de fournir des données pour la validation de modèles de lessivage des nitrates et d'élaborer un outil simple de prédiction de cette qualité. Les situations agronomiques étudiées s'articulent autour de deux axes principaux : les systèmes de cultures et la sensibilité des sols au risque de lessivage des nitrates. Les sols des sites représentent toute la diversité des sols de la plaine d'Alsace, depuis les sols caillouteux de la Hardt, développés sur les alluvions caillouteuses du Rhin (calcosol fluviatique, caillouteux, leptique), aux sols limoneux à limono-argileux, profonds, sains, calcaires, issus des dépôts loessiques (calcosol issu de loess), en passant par les limons sablo-argileux ou argilo-sableux de la basse plaine rhénane ou du Piémont vosgien (calcosol fluviatique et fluvisol brunifié, rédoxique ou hydromorphe).

### Le dispositif de mesure

Le protocole de mesures analyse régulièrement, sur les 29 parcelles du réseau, la teneur en nitrates de l'eau prélevée à 1m de profondeur à l'aide de bougies poreuses. Les mesures sont réalisées de début octobre de l'année n à fin juin de l'année n+1. Ces mesures permettent, grâce à un bilan hydrique simple, réalisé annuellement de début août à fin juillet de l'année suivante, de déterminer la lame d'eau drainante, la quantité d'azote perdu et la teneur moyenne en nitrates de la lame d'eau qui a quitté les parcelles. Par ailleurs, les pratiques agricoles sont enregistrées et des mesures de reliquats d'azote dans le sol et d'azote absorbé par la culture sont réalisées. Le type de sol de chaque site a été décrit et ses principales caractéristiques (texture, humidités caractéristiques, densité apparente, ...) déterminées lors de la mise en place.

Figure 6 – Schéma du dispositif de mesure de dessus et de profil



### Les résultats

Nous disposons actuellement de 118 bilans analysables. Le 1<sup>er</sup> constat concerne le drainage : son total annuel est relativement faible, 125 mm en moyenne sur nos résultats, et dans 61% des situations, on observe du drainage printanier entre avril et juillet. Dans les sols caillouteux, c'est même dans 86% des situations que ce drainage printanier survient.

Les hypothèses sur l'importance prépondérante du type de sol se révèlent confirmées (Tableau 1) : le drainage annuel, les quantités d'azote perdu et la concentration moyenne en nitrates de la lame d'eau drainante sont significativement supérieurs pour les sols caillouteux.

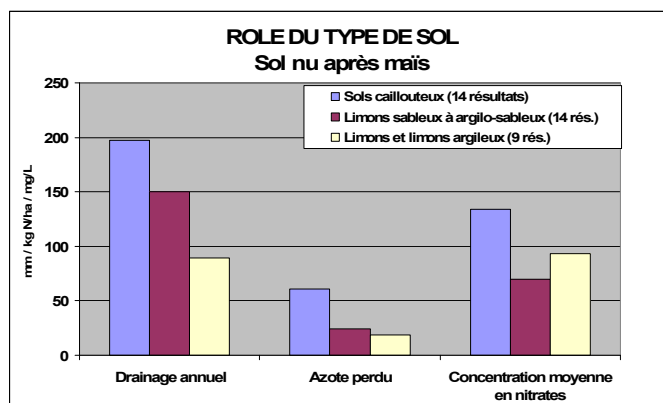
Tableau 1 - Résultats globaux

Type de sol	Nombre de résultats	Drainage annuel en mm	Azote perdu en kgN/ha	Concentration moyenne en nitrates en mg/L
Sols caillouteux	21	203	52	113
Limons sableux à argilo-sableux	49	133	21	69
Limons et limons argileux	48	84	14	75
	<b>118</b>	<b>125</b>	<b>23</b>	<b>80</b>

Cette différence pourrait s'expliquer par des systèmes de culture différents : dans les sols caillouteux, la monoculture de maïs irrigué est presque le seul système de cultures étudié alors que des systèmes plus diversifiés sont cultivés dans les autres situations.

Lorsqu'on isole dans nos résultats ceux enregistrés sous sol nu après maïs, on observe la même hiérarchie (Figure 7).

Figure 7 – Rôle du type de sol dans l'interculture après maïs



Pour un système de culture donné, les drainages sont différents entre les sols caillouteux, les limons sablo-argileux et les limons : cela est à mettre en relation avec des niveaux de réserve utile croissants. Les quantités d'azote perdu sont elles aussi significativement différentes et en moyenne dépassent 50 kg N/ha dans les sols caillouteux. Les concentrations en nitrates de la lame d'eau drainante sont également supérieures dans ces sols ; cela est plus surprenant car on aurait pu imaginer qu'avec un drainage plus élevé, la concentration moyenne serait plus faible (dilution).

### Perspectives

Ces premiers résultats doivent être approfondis en complétant l'analyse par la prise en compte des pratiques agricoles (ajustement de la fertilisation azotée par exemple). Leur transformation en un outil prédictif de la qualité de l'eau sous parcelles agricoles nécessitera l'utilisation d'outils d'analyses plus complexes tels qu'arbres de régression ou modélisation.

## Valorisation énergétique des pailles de céréales et préservation de l'état organique des sols agricoles : un enjeu pour une agriculture durable en Picardie ; une aide à la décision pour l'agriculteur

TOMIS Vincent<sup>1</sup>, DUPARQUE Annie<sup>1</sup>, DAMAY Nathalie<sup>2</sup>, MARY Bruno<sup>3</sup> ;  
En collaboration avec ANCELIN Olivier<sup>4</sup>, DERSIGNY Christian<sup>4</sup>, DURANEL Jacques<sup>4</sup>,  
FLEUTRY Laurent<sup>4</sup> et BERTRAND Caroline<sup>5</sup>

1 : Agro-Transfert Ressources et Territoires, 2 chaussée Brunehaut, 80200 Péronne  
[v.tomis@agro-transfert-rt.org](mailto:v.tomis@agro-transfert-rt.org) ; 2 : Laboratoire d'Analyses et de Recherche de l'Aisne (LDAR), rue  
Fernand Christ, 02000 LAON ; 3 : INRA US 1158 Agro-Impact, rue Fernand Christ, 02007 LAON ; 4 :  
Chambres d'agriculture de Picardie ; 5 : Fédération Régionale des Coopératives Agricoles (FRCA)

### Contexte :

Le développement de la valorisation de biomasse à des fins de production énergétique a conduit dans plusieurs régions à recenser et évaluer les gisements des différentes sources de matières ligno-cellulosiques disponibles pour alimenter de nouvelles filières. En Picardie, les pailles des céréales, classiquement produites sur environ 50% des surfaces cultivées de la région, constituent une ressource potentiellement mobilisable à ces fins, à certaines conditions cependant. Les agriculteurs sollicités pour s'engager à livrer annuellement des pailles dans le cadre de contrats de longue durée avec les filières industrielles s'interrogent en effet fortement sur les risques de détérioration progressive de l'état organique et de la qualité de leurs sols. En s'appuyant sur les acquis du projet régional CARTOPAILLES<sup>18</sup> dédié à cette problématique, comme suite à celui-ci et dans le cadre du projet Gestion et Conservation de l'Etat Organique des sols agricoles de Picardie<sup>19</sup>, notre étude a permis de proposer une aide à la décision destinée aux agriculteurs concernés et validée par les scientifiques et les professionnels agricoles engagés dans l'étude.

### Bases de raisonnement et démarche de travail :

Les matières organiques (MO) du sol jouent un rôle pivot dans la détermination de la fertilité globale du sol. Même si les références quantitatives à ce sujet restent rares, une teneur « suffisante » en matières organiques est généralement considérée comme une forme d'assurance face à certains problèmes agronomiques possibles (battance, érosion, mauvaise alimentation hydrique...). Au-delà des aspects agronomiques, les MO du sol influencent aussi largement ses principales fonctions environnementales, telles que la maîtrise du risque d'érosion, la dynamique des polluants et qualité de l'eau, la biodiversité tellurique, l'émission de gaz à effet de serre ou la séquestration de carbone.

Deux indicateurs quantitatifs sont actuellement utilisés pour évaluer et suivre l'évolution de l'état organique d'un sol : le stock et la teneur en carbone organique de ce sol sur une épaisseur ou plus justement une masse de terre donnée. Certaines des fonctions évoquées des matières organiques, telle que la fourniture d'azote minéral ou le stockage de carbone, peuvent être reliées plus spécifiquement au stock, d'autres, principalement des propriétés physiques, sont rattachées à la teneur en carbone organique du sol.

La gestion de l'état organique des sols cultivés doit permettre de préserver leurs principales fonctions agronomiques et environnementales en veillant à maintenir ou à améliorer à la fois stocks et teneurs en carbone organique, au moins sur la profondeur travaillée.

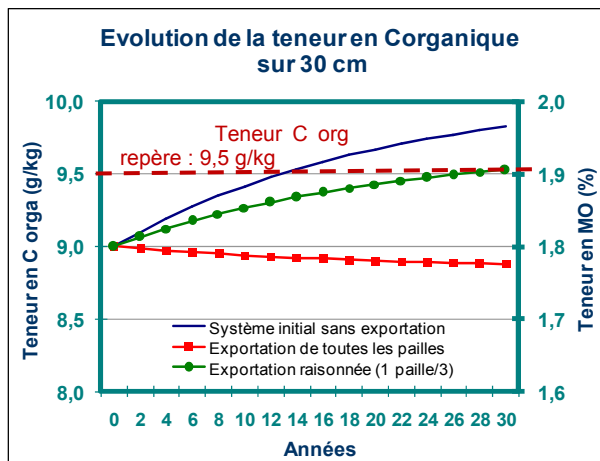
<sup>18</sup> CARTOPAILLES : Projet régional (2004 à 2007), porté la Fédération Régionale des Coopératives Agricoles de Picardie, en partenariat avec l'INRA de Laon, ARVALIS Institut du Végétal, l'Institut Lasalle-Beauvais, la Chambre d'Agriculture de l'Aisne, Alternatich, avec le soutien financier du Conseil Régional de Picardie et de Direction Régionale de Recherche et de la Technologie.

<sup>19</sup> GCEOS : Projet régional (2004-2009), conduit par Agro-Transfert Ressources et Territoires, en partenariat avec l'INRA de Laon-Mons, Les Chambres d'Agriculture de Picardie, le LDAR, l'Institut Lasalle-Beauvais, la fédération régionale des experts fonciers et agricoles, la Fédération Régionale des Coopératives Agricoles de Picardie, avec le soutien financier du Conseil Régional de Picardie.

Pour évaluer l'impact des exportations de pailles sur l'état organique des sols sur le long terme, l'outil de simulation SIMEOS-AMG, fondé sur le modèle de calcul de bilan humique AMG de l'INRA de Laon (Saffih-Hdadi et Mary, 2008) a été mobilisé et appliqué à une sélection de parcelles bien renseignées de la base de données d'analyses de terre du LDAR. Le principe général retenu pour en déduire les taux d'exportation acceptables sans détérioration de la qualité des sols repose sur une double règle de décision : (i) limiter le déstockage de carbone organique du sol (critère environnemental) ; (ii) éviter que la teneur en carbone organique du sol ne s'éloigne d'une valeur de référence, ou « teneur repère » établie par grand type de situation connue en région, croisant système de culture et type de sol (critère agronomique). Des travaux importants sont en cours (Chenu *et al.*, 2008) pour traduire les teneurs en carbone organique des sols cultivés en termes de stabilité structurale et de sensibilité à la battance, mais il reste impossible de définir une teneur « satisfaisante » qui fasse référence pour toutes les propriétés et fonctions du sol recherchées. Ainsi, la teneur repère que nous avons retenue a été définie de manière expérimentale : elle correspond à la médiane des valeurs de teneur en C organique observée pour chaque ensemble de parcelles de la base de données LDAR 1999-2005 matérialisant une situation type « système de culture x type de sol ». L'adoption de la teneur médiane comme teneur repère revient à considérer, qu'en région, ce sont les sols aux teneurs inférieures à cette teneur repère qui présentent potentiellement des problèmes de fertilité. De fait, scientifiques et acteurs du développement rassemblés pour cette étude se sont accordés sur ce principe.

### Résultats :

Sept systèmes de cultures ont été définis pour couvrir l'ensemble des situations en Picardie. Pour chaque système de culture croisé avec un type de sol et pour une gamme de teneur en C organique, un taux moyen d'exportation des pailles a été déterminé, variant de 0 % pour les systèmes intensifs avec cultures industrielles, à 50 % pour les systèmes céréaliers, voire plus de 50 % lorsque des amendements organiques sont effectués, lorsque des cultures intermédiaires sont implantées ou encore lorsque le travail du sol est réduit.



Néanmoins, si l'agriculteur observe des signes de détérioration des propriétés de ses sols, la restitution de toutes les pailles est vivement conseillée.

### Exemple : (figure ci-contre)

Système de culture : Betterave – blé – orge – colza – blé  
 Cultures intermédiaires : 1 an/4  
 Apport de vinasse 3 T/ha tous les 5 ans  
 Sol limoneux ; Labour 3 ans/5 à 25 cm  
 Teneur en C org repère : 9,5 g/kg

**Exportation possible selon les règles de décision : 1 paille/3**

**Discussion :** Simulation avec le modèle AMG de l'INRA de Laon

L'extrapolation de la démarche à d'autres régions n'est réalisable que si elles disposent de bases de données d'analyses de terre permettant d'identifier une teneur repère par cas-type. Par ailleurs, lors d'un changement récent d'occupation du sol de type retournement de prairie, cette démarche ne semble pas pertinente puisque toute exportation de biomasse serait interdite du fait du déstockage naturel de carbone organique du sol qui s'opère pour atteindre un niveau d'équilibre plus faible. Certains cas particuliers sont donc à traiter à part.

### Références :

- Saffih-Hdadi K. et Mary B., 2008. Soil Biology and Biochemistry, 40, 594-607  
 Chenu C., 2008. Colloque GESSOL 2 / 4 décembre 2008 / PARIS, 41-46  
 FRCA *et al.*, 2008. Brochure « Exporter des pailles sans risque pour l'état organique des sols – Guide de décision à la parcelle » Brochure disponible sur le site <http://www.agro-transfert-rt.org/>

## **Activités agricoles en Alsace, impacts sur les sols et pistes d'amélioration**

**HUSS Régis, BATT Michel, METREAU Dominique**

Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin (Espace Européen de l'Entreprise, 2 rue de Rome, BP 30 022 Schiltigheim, 67013 STRASBOURG CEDEX  
r.huss@bas-rhin.chambagri.fr

**Le sol et ses composantes : principaux facteurs de production de l'agriculture. Améliorer le fonctionnement du sol par la limitation du travail du sol, la couverture végétale et la rotation.**

La production agricole alsacienne se distingue par une présence significative de cultures de printemps ou cultivées en ligne à forte valeur ajoutée (asperges, houblon, tabac, betteraves sucrières, maïs, maraîchage, chou à choucroute, arboriculture et vignes, ...). La présence d'une nappe phréatique de qualité en plaine rhénane permet un accès facile à l'eau d'irrigation. Cette diversité d'espèces végétales est à compléter par la présence d'élevages intensifs souvent déconnectés, du moins partiellement, des surfaces cultivées (sauf pour l'élevage bovin en zones herbagères).

Ces éléments d'intensification se confirment à travers les résultats des premiers diagnostics énergétiques réalisés. Pour 30 % d'énergie consommée en plus que la moyenne nationale (816 EQF/ha), nous produisons 3 fois plus d'énergie que la moyenne française (3030 EQF/ha).

Ceci n'est pas sans conséquences sur le milieu naturel. Celui-ci est très sollicité pour répondre aux exigences économiques de production de denrées alimentaires. Ces filières alimentent un gros bassin de consommation (producteur de boues de station d'épuration) qu'est la vallée rhénane avec une forte densité de population (plus de 250 habitants au km<sup>2</sup>). Ce territoire rural tend à s'urbaniser avec une imperméabilisation progressive des sols de l'ordre de 700 à 800 ha par an liée à la création d'infrastructures routières et économiques.

Le travail du sol, axé sur une énergie bon marché, s'est également intensifié par un volume de terre labouré plus important et une dilution de la matière organique des sols. Ces sols restent nus pendant 6 mois par an, sont exposés aux pluies et au rayonnement solaire. Par le changement climatique, les épisodes orageux sont plus précoces (avril, mai, juin) et les cultures de printemps ne sont pas encore installées. Sur les zones concernées, ces facteurs combinés entraînent un phénomène d'érosion des sols cultivés d'une rare intensité.

Les orientations agronomiques préconisées tendent à lutter contre ces phénomènes par la reconstruction du pool organique des sols et s'articulent autour de 3 axes :

- la suppression ou la limitation du travail du sol
  - l'introduction systématique de couverts végétaux
  - la mise en place de rotations cohérentes
- 1) La réduction ou la suppression du travail du sol évite la dilution de la matière organique et favorise la structure du sol, limite la battance et l'érosion et augmente la capacité d'échange à la surface du sol. Cette action permet également de réaliser des économies de carburant, de main d'œuvre et de limiter les charges de mécanisation à moyen et long terme.
  - 2) L'introduction de couverts végétaux permet de cultiver et d'introduire dans la rotation des espèces qui ne sont pas présentes dans la rotation. Une multitude de possibilités s'offre à l'agriculteur désireux de construire une activité biologique performante de son sol et de réduire la consommation d'engrais.
  - 3) La mise en place de rotations cohérentes accompagne l'amélioration de la structure du sol et de l'activité biologique en facilitant la limitation du travail du sol. Mais le principal avantage consiste en la limitation d'usage de produits phytosanitaires (désherbants, insecticides, fongicides,...). Le raisonnement des marges économiques se fera sur l'ensemble de la rotation en intégrant le bénéfice agronomique d'une culture sur les suivantes (ex : légumineuses).

Ces trois piliers garantissent une ouverture sur de nouveaux systèmes de productions plus équilibrés. Dans un premier temps, ils seront gourmands en besoin de formation et d'échange pour assurer la maîtrise technique par l'observation de la part des agriculteurs mais bénéfiques pour le sol. Les premiers effets rapidement visibles sont l'augmentation de la portance des sols lors des trafics pendant les interventions, mais également une augmentation de l'infiltration de l'eau ainsi que du drainage pour une plus grande résistance des plantes au stress hydrique. Cette notion d'agriculture de conservation permet de participer à la séquestration du carbone par la limitation du travail du sol et surtout de construire l'auto-fertilité des sols pour limiter la dépendance aux artifices (la mécanisation, la main-d'œuvre, les engrais et les produits phytosanitaires). L'ensemble de ces mesures limiteront la pression environnementale des activités agricoles, participeront à la sécurisation et à l'augmentation des rendements.

Les organismes en charge du développement agricole et de la protection des milieux engagent une concertation commune à travers des actions de terrain afin d'intégrer les notions de couverture permanente (vivante ou morte) des sols dans ces périmètres sensibles.

Un retour en force à l'agronomie permettra de répondre aux enjeux de durabilité des systèmes de production agricole.

L'ensemble de ces démarches assure à l'agriculteur la reprise en main intégrale de son système en captant et valorisant l'énergie solaire mais également en recyclant les produits organiques et minéraux issus de l'ensemble de la société. Cette phase dépend souvent de décisions politiques courageuses imposant le tri organique sélectif pour pouvoir considérer certains déchets comme des amendements et non des indésirables. Améliorer le regard des autres pour service rendu et créer de nouveaux liens avec la société. L'agriculteur retrouvera fierté, enthousiasme et créativité grâce à l'ensemble des réflexions engagées autour de l'agronomie, de la mise en valeur du territoire en tant que gestionnaire du paysage.

## La prise en compte du sol dans les méthodes d'évaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale

BOCKSTALLER Christian<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : INRA, UMR Nancy-Université - INRA Agronomie et Environnement Nancy Colmar BP 20507, 68021 Colmar Cedex, bockstal@colmar.inra.fr

### Introduction

L'émergence des problèmes environnementaux notamment, durant ces dernières décennies a conduit à la remise en question du modèle productiviste de l'agriculture intensive. De nombreux acteurs plaident aujourd'hui pour le développement d'une agriculture plus durable. Les experts et acteurs qui se sont saisis de ces questions s'accordent sur la nécessité de disposer d'outils permettant d'évaluer les atouts et les faiblesses des systèmes de production eu égard à la durabilité, et ont proposé de recourir à des indicateurs. Ceci peut expliquer que depuis une quinzaine d'années, on a assisté à une multiplication des méthodes d'évaluation basées sur des batteries d'indicateurs destinés à évaluer différents thèmes relevant d'une ou plusieurs dimensions de la durabilité (Rosnoblet *et al.*, 2006). La présente communication a pour objectif de traiter au travers d'une revue des méthodes disponibles de la prise en compte du sol dans les indicateurs agri-environnementaux. Celle-ci peut être vue sous deux angles différents :

- dans quelle mesure ces méthodes traitent de thématiques liées au sol telle la qualité chimique, l'érosion, etc. ?
- quelles propriétés du sol sont utilisées pour renseigner des variables rentrant dans le calcul des indicateurs.

### Prise en compte de thématiques liées au sol dans les méthodes d'évaluation agri-environnementale

Dans le cadre du projet ANR-ADD Impact nous avons effectué un recensement exhaustif des méthodes d'évaluation de la durabilité en agriculture disponibles dans la bibliographie au niveau mondial. Du Tableau 1 il ressort que dans 55% des méthodes analysées de manière approfondie au moins un indicateur portait sur une thématique liée au sol (Rosnoblet *et al.*, 2006). ce qui en fait le compartiment environnemental le plus abordé.

**Tableau 1** : Thématiques environnementales prises en compte dans des méthodes d'évaluation de la durabilité d'après Rosnoblet *et al.* (2006). L'analyse a porté sur 1 186 indicateurs de 82 méthodes d'évaluation de la durabilité

Thématique	% méthodes
Sol	55%
Utilisation des sols et paysage	39%
Biodiversité	33%
Eau (profonde et superficielle)	32%
Air	29%
Qualité des récoltes	18%
Protection des cultures et santé animale	18%

Parmi les thématiques abordées, on peut citer celles traitant de la fertilité des sols (matière organique, N, P, K, etc.), des impacts sur les propriétés chimiques (pH, salinisation), physiques (perméabilité, etc.), de la conservation des sols (érosion, ruissellement), ou encore de pollution des sols (métaux lourds, pesticides).

Peu de méthodes traitent de la compaction des sols ou de l'activité biologique. Pour cette dernière thématique, peu de connaissances sur les processus sont disponibles et seuls des indicateurs basés sur des mesures de terrain (Ex : activité enzymatique) sont proposés. Mais ces indicateurs ne permettent pas de remonter aux causes liées aux pratiques agricoles (Bockstaller *et al.*, 2008a).

#### **Propriétés du sol utilisée dans les méthodes d'évaluation agri-environnementale**

Certaines méthodes, comme la méthode IDEA (Zahm *et al.*, 2008) n'utilisent que des indicateurs simples, basés uniquement sur des pratiques agricoles (Bockstaller *et al.*, 2008a), comme par exemple le pourcentage de surface non labourée, l'utilisation de types d'intrants (compost, fumier), ou encore des bilans de minéraux. Dans certains cas, des indicateurs de sensibilité du milieu comme le pourcentage de sols sensibles au compactage ou au lessivage seront ajoutés, comme dans la liste d'indicateurs du projet OTPA (Guillaumin *et al.*, 2007). Ces indicateurs simples ne permettent pas de fournir, individuellement une information précise sur les impacts et de hiérarchiser les facteurs entrant en jeu.

Les indicateurs issus de modèles font appels à des propriétés du sol qui sont croisées avec les données sur les pratiques. Ces indicateurs permettent de relier les impacts environnementaux aux pratiques agricoles. Dans le cas de modèles à base physique une description détaillée par horizon de la texture, de la teneur en matière organique, de la densité apparente si ce n'est des propriétés hydraulique (Ex : conductivité hydraulique à saturation) sont demandées. Ces exigences rendent souvent l'application des modèles difficiles. Dans le cas de la méthode INDIGO<sup>®</sup> développée à l'INRA de Colmar (Bockstaller *et al.* 2008b), les modèles calculant les indicateurs ne nécessitent que des caractéristiques venant d'une analyse de terre et d'une description simplifiée qu'on peut retrouver dans des guides des sols régionaux comme ceux de l'ARAA en Alsace. Des points critiques demeurent, telle l'estimation de la profondeur et de la réserve hydrique du sol pour l'indicateur traitant du lessivage des nitrates. Les indicateurs matière organique et phosphore exigent une analyse de terre fournissant respectivement les teneurs en argile, en calcaire, en matière organique et en P du sol. Pour l'indicateur I-Phy (Bockstaller *et al.*, 2008c) qui évalue les risques liés aux pesticides, seule une description qualitative (classe de texture, de profondeur de sol, de matière organique, etc.) est demandée.

#### **Conclusion**

La thématique sol joue un rôle important dans beaucoup de méthodes d'évaluation agri-environnementale par rapport à l'enjeu plus global de la durabilité. Cependant, en fonction du type d'indicateur, la demande en données liées au sol sera plus ou moins importante. La mise à disposition de certaines données (Ex : réserve utile) est un enjeu pour la faisabilité de certains indicateurs. Des thématiques telles l'activité biologique ou la compaction des sols manquent d'indicateurs reliant les pratiques aux impacts et nécessiteraient plus d'investissement scientifique.

#### **Références**

- Bockstaller, C. *et al.*, 2008a. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28, 139-149.
- Bockstaller, C., *et al.* 2008b. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? In: Reau, R., Doré, T. (Eds.), *Systèmes de culture innovants et durables*: Educagri, Dijon, pp. 29-51.
- Bockstaller, C *et al.* 2008c. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries* n°86, 103-114.
- Guillaumin, A. *et al.*, 2007. OTPA: Des indicateurs pour caractériser la participation des exploitations agricoles d'un territoire au développement durable. 2ème partie: Guide des indicateurs. *Projet CASDAR OTPA*, p. 144.
- Rosnoblet, *et al.* 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. In: Fotyma, M., Kaminska, B. (Eds.), *9th ESA Congress, Warsaw, Poland*, pp. 707-708.
- Zahm, F., *et al.* 2008. Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method - from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development* 16, 271-281.



***SESSION 8 : Sols, techniques de travail, production agricole, durabilité des agrosystèmes***

***AFFICHES***



# Variabilité temporelle et spatiale de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation sous deux systèmes contrastés de travail du sol

ALLETTO Lionel<sup>1</sup>, COQUET Yves<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Université de Toulouse - Ecole d'ingénieurs de Purpan, Département d'agronomie – 75, voie du TOEC BP 57 611, 31 076 Toulouse cedex 3, France ; <sup>2</sup> UMR 1091 INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures, Institut National de la Recherche Agronomique/Institut National des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, BP 01, 78 850 Thiverval-Grignon, France.

Adresses mél. [lionel.alletto@purpan.fr](mailto:lionel.alletto@purpan.fr) ; [Yves.Coquet@agroparistech.fr](mailto:Yves.Coquet@agroparistech.fr)

## 1. Introduction

Les propriétés physiques des sols cultivés conditionnent le comportement des solutés appliqués. Ces propriétés présentent de fortes variabilités spatiale et temporelle dont l'importance dépend de l'échelle à laquelle ces propriétés sont observées (van Es et al., 1999). Dans une parcelle agricole, le travail du sol est une source de variabilité des propriétés hydrauliques dans l'horizon de surface (Messing et Jarvis, 1993). L'action mécanique du travail du sol modifie notamment la structure du sol, sa porosité et la distribution des résidus de culture. Généralement, sous les systèmes incluant un labour à la charrue à versoirs (pratique conventionnelle en Europe), la conductivité hydraulique ( $K$ ) augmente immédiatement après le travail du sol puis décroît au cours de la saison culturale (Angulo-Jaramillo et al., 1997). En techniques de conservation, qui maintiennent plus de 30 % de la surface du sol couverte par des résidus de culture, les perturbations du sol par les opérations culturales sont réduites mais la structure de surface du sol est affectée par la présence de résidus organiques qui, en augmentant la sinuosité et la rugosité, peuvent accroître les capacités d'infiltration (Findeling et al., 2003). Toutefois, malgré de nombreuses références sur le sujet, les effets du travail du sol sur la conductivité hydraulique ne sont toujours pas clairement établis (Green et al., 2003). L'objectif de cette étude est de clarifier les principales sources de variabilité de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique à l'intérieur d'une parcelle agricole, en surface et à 15 cm de profondeur.

## 2. Matériels et méthodes

L'étude a été conduite en 2005 sur une parcelle agricole de 15 ha en monoculture de maïs irrigué sur sol limoneux hydromorphe (Boulbènes) de la vallée alluviale de la Garonne conduite en technique conventionnelle avec labour (CT) et en technique de conservation (MT) avec travail du sol superficiel. Sur chacune des modalités de travail du sol, 3 sites de texture contrastée ont été identifiés. Des mesures de masse volumique apparente ( $\rho_b$ , g.cm<sup>3</sup>) et de conductivité hydraulique au voisinage de la saturation ( $K$ , mm.h<sup>-1</sup>) ont été réalisées sur chacun de ces sites, sur les rangs et dans les inter-rangs de maïs et à 6 dates différentes réparties durant la saison culturale (mai à octobre). Une analyse statistique de l'influence des différents facteurs (Travail du sol = TILL ; Site de mesure = SITE ; Position relative au rang = POS ; Date de mesure = TIME) et de leurs interactions sur la variance des propriétés physiques étudiées a été réalisée et ces différents facteurs ont été hiérarchisés.

## 3. Résultats et discussion

### 3.1. Masse volumique apparente

La dynamique temporelle (TIME) est le facteur le plus important dans l'explication de la variabilité de  $\rho_b$  à la fois en surface et en subsurface. En CT, la tendance générale, en surface et à 15 cm de profondeur, est à une augmentation de  $\rho_b$  au cours du cycle culturel. En MT, les

résultats sont similaires dans la zone travaillée en surface (0-12 cm) mais pas dans la zone non travaillée (mesures à 15 cm) pour laquelle la masse volumique apparente est restée assez stable durant la saison. Pour les mesures de surface, la localisation dans le rang ou l'inter-rang (POS) apparaît être le second facteur d'explication de la variabilité de  $\rho_b$ , devant tout effet relatif au système de travail du sol. A 15 cm de profondeur, l'interaction TIME x TILL est le second facteur expliquant la variance de  $\rho_b$  ce qui souligne une dynamique temporelle différente entre MT et CT à cette profondeur.

### 3.2. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation

#### a. En surface du sol

Quel que soit le potentiel matriciel appliqué, l'analyse de la variance montre que seules la dynamique temporelle (TIME) et la position relative au rang de maïs (POS) sont des facteurs significatifs de la variance de la conductivité hydraulique. Toutefois les effets des facteurs significatifs dans l'explication de la variabilité de  $K$  sont dépendants du potentiel matriciel. Pour les potentiels supérieurs ou équivalents à -0,6 kPa, *i.e.* pour les pores ayant un diamètre équivalent  $\geq 5$  mm, POS est la source principale de variabilité de  $K$  immédiatement suivie par TIME. Il ressort notamment que les rangs ont des valeurs de  $K$  plus faibles au début de la saison culturale que les inter-rangs à -0,1 kPa et à saturation s'expliquant par une plus forte proportion de terre fine créée par le coutre du semoir. En position d'inter-rang, la décroissance de  $K$  avec le temps a été modélisée à l'aide d'une cinétique d'ordre 1 ce qui donne une indication de la stabilité temporelle de la porosité sous les différents systèmes de travail du sol. Il apparaît que les techniques de conservation permettent d'accroître la stabilité temporelle de la porosité du sol.

#### b. A 15 cm de profondeur

Les résultats de la décomposition de la variance montrent que TIME est la source principale de variabilité à -0,3, -0,1 kPa et à saturation suivie de l'interaction TIME x TILL. Ceci suggère que si des mesures sont réalisées à une seule date spécifique durant une période de culture, les résultats peuvent surestimer les effets liés au travail du sol, les effets sur la conductivité hydraulique pouvant « changer de sens » (*i.e.* plus forte conductivité en labour à une date, et en non-labour à une autre date) et ainsi se compenser au cours du temps.

### Conclusion

Les propriétés physiques étudiées dépendent principalement :

- (1) De la position relative au rang de maïs. La faible capacité d'infiltration sur le rang accroît le risque de transfert par ruissellement (chemins d'écoulement préférentiel).
- (2) De la date de mesure, ce qui rend difficile la caractérisation des effets liés aux pratiques culturales à cause de leur dynamique temporelle.
- (3) De l'interaction entre type de travail du sol et date ce qui peut conduire à une mauvaise estimation des effets réels du travail du sol, si celle-ci n'est pas pleinement prise en compte dans le dispositif expérimental.

### Références

- Angulo-Jaramillo, R., Moreno, F., Clothier, B.E., Thony, J.L., Vachaud, G., Fernandez-Boy, E., Cayuela, J.A., 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* 61, 27-32.
- Findeling, A., Ruy, S., Scopel, E., 2003. Modeling the effects of a partial residue mulch on runoff using a physically based approach. *Journal of Hydrology* 275, 49-66.
- Green, T.R., Ahuja, L.R., Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116, 3-27.
- Messing, I., Jarvis, N.J., 1993. Temporal variation in the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. *Journal of Soil Science* 44, 11-24.
- van Es, H.M., Ogden, C.B., Hill, R.L., Schindelbeck, R.R., Tsegaye, T., 1999. Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1599-1608.

## **Les systèmes de travail du sol simplifié : des alternatives pour la protection de l'environnement**

**RUSU Teodor, GUS Petru, BOGDAN Ileana, MORARU Paula Ioana,  
POP Adrian Ioan, CACOVEAN Horea et CLAPA Doina**

Université de Sciences Agricoles et Médecine Vétérinaire de Cluj-Napoca, 3-5, Manastur, 400372, Cluj-Napoca, Roumanie, [rusuteodor23@yahoo.com](mailto:rusuteodor23@yahoo.com)

### **Introduction**

Dans le cadre du développement de l'agriculture durable, l'opinion générale est qu'il n'existe pas de système universellement valable de travail du sol, en raison de l'existence de spécificités locales qui concernent particulièrement le climat et le sol, mais sont aussi fonction du niveau d'équipement technique. Les systèmes de conservation du sol dans des régions différentes doivent avoir des traits spécifiques par rapport aux particularités écologiques du milieu et aux caractéristiques des plantes cultivées, de manière à ce que ces systèmes puissent être appliqués de façon différente. L'influence du système de travail sur les propriétés du sol représente des indicateurs importants pour la conservation de la fertilité du sol et pour l'évaluation de la durabilité du système agricole. En même temps, la conservation de la fertilité du sol suppose l'application d'un système de travail qui optimise les besoins culturels de la plante avec les modifications induites dans le sol, en assurant l'amélioration des qualités du sol, et l'obtention de productions élevées et constantes. La conservation de la fertilité du sol est ainsi indissolublement liée à la conservation et à l'amélioration des indicateurs de la fertilité du sol, ainsi qu'à la productivité du système de travail appliqué.

### **Matériels et méthodes**

Les résultats présentés ici sont obtenus sur aluviosol molique. Le terrain fait partie de la deuxième classe de qualité avec 73 points d'évaluation pour la qualité arable. Le profil du sol est du type: Amp – Am – A/C – Cca. La teneur en argile varie entre 46,6 et 51,1% sur la tranche 0-40 cm et le pH est de 7,25. La teneur en humus est de 3,01 % dans les premiers 20 cm et 2,96% entre 20 et 40 cm. Le terrain est une plaine avec une nappe phréatique à 2-3 m.

Les variables expérimentales ont été les suivantes : A. Le système conventionnel: V1 – charrue classique + disque (2x). B. Le système simplifié: V2 – paraplow + grappe rotative. V3 – chisel + grappe rotative. V4 – grappe rotative.

Les variables expérimentales ont été appliquées pendant une période de rotation de 4 ans : maïs – soja - blé d'automne – pomme de terre / colza. Les expériences ont été placées d'après la méthode des placettes sous-divisées, la dimension d'une placette expérimentale étant au minimum de 300 mètres carrés. Du point de vue climatique, la zone collinaire des placettes est caractérisée par des valeurs moyennes multi-annuelles de 613 mm de précipitations. Le régime thermique de la zone est caractérisé par des températures moyennes multi-annuelles de 8,2 C0.

### **Résultats et discussions**

Les déterminations effectuées relèvent que l'application des systèmes de travail du sol simplifié modifie la densité apparente du sol. Les valeurs déterminées sont les suivantes : 1,18 – 1,26 g/cm<sup>3</sup> pour les premiers 20 cm et 1,39 g/cm<sup>3</sup> entre 20 et 30 cm suivants dans le cas du labour à la charrue, et respectivement 1,19 -1,35 g/cm<sup>3</sup> pour les premiers 20 cm et 1,32-1,38 g/cm<sup>3</sup> entre 20 et 30 cm selon le système de travail du sol simplifié. Il est utile de préciser que les caractères du sol liés à l'application des systèmes de travail du sol simplifié n'influence pas la puissance de pénétration des racines, mais aboutit à des modifications en ce qui concerne l'utilisation de l'eau, la nitrification et la température du sol. Par la diminution du nombre de travaux du sol et la croissance de la quantité de matière organique restée en surface du sol, les

systèmes simplifiés de travail contribuent essentiellement à la restauration de la structure. Le paillis à la surface du sol le protège et lors de sa transformation sous l'action de micro- et macro-organismes du sol, contribue à l'amélioration de sa structure. Le nombre de macroagrégats hydrostables s'accroît toujours, quel que soit le mode de travail simplifié : de 0,1 à 2,2% entre 0 et 10 cm et de 4,9 à 5,2% à une profondeur entre 10 et 30 cm, en comparaison avec le système classique (Tableau 1). On constate que les systèmes de travail du sol simplifié ne modifient pas la texture du sol. L'infiltration dans le sol déterminée à la surface du sol avec un perméamètre de terrain relève une quantité d'eau pénétrée dans le sol de 5,7 l/m<sup>2</sup>/minute dans les cas du labour à la charrue et des valeurs variant entre 6,5 et 7,9 l/m<sup>2</sup>/minute dans le cas des systèmes de travail simplifié (Tableau 2). En liaison avec cette caractéristique du sol, la réserve d'eau accumulée entre 0 et 50 cm de profondeur est de 1 à 32 m<sup>3</sup>/ha de plus que dans le système de travail du sol classique. En appliquant les systèmes de travail du sol simplifié, la teneur en matière organique enregistre une tendance de croissance d'environ 0,41 %. Les valeurs enregistrées sont les suivantes : 3,11% dans le cas du labour à la charrue et 3,12 à 3,52% dans les cas du système de travail du sol minimum.

Tableau 1

L'évolution du degré de hydrostabilité de la structure du sol en fonction du système de travail

Variantes Caractéristique	Profondeur cm	Charrue classique + disque 2x	Paraplow + grappe rotative	Cizel + grappe rotative	Grappe rotative
Degré d'hydrostabilité, %	0-10	69,2	69,6	69,3	71,4
	10-20	71,3	79,0	79,5	79,2
	20-30	73,6	79,4	79,6	78,5

Tableau 2

L'évolution des caractéristiques physiques du sol en fonction du système de travail

Variantes Caractéristique	Profondeur cm	Charrue classique + disque 2x	Paraplow + grappe rotative	Chisel + grappe rotative	Grappe rotative
Infiltration, l/m <sup>2</sup> /minute	0-5	5,7	7,9	6,5	6,8
Réserve d'eau, m <sup>3</sup> /ha	0-50	936	968	954	937

Le système de travail du sol influence les éléments de productivité des espèces cultivées et en conséquence les productions obtenues. En appliquant les systèmes de travail du sol simplifiés, les productions obtenues montrent qu'on peut obtenir des résultats différentiels, le choix de la version de travail en liaison avec la plante de culture étant décisif. Ainsi, par rapport avec la version de travail conventionnelle les productions obtenues suite aux travaux du sol simplifié ont donné des pourcentages différents: maïs 92,1-97,9%, soja 96,4-101,6%, blé 95,1-98,2%, pomme de terre 82,4-93,4% et colza 94,8-97,8%.

### Conclusions

Les systèmes de travail du sol simplifié représentent une alternative pour le système conventionnel de travail du sol par la préservation des caractéristiques du sol et les productions assurées. L'application continue pendant 4 ans du même système de travail du sol dans une rotation : maïs, soja, blé, pomme de terre, colza, a déterminé l'amélioration des caractéristiques physiques, hydrophysiques et biologiques du sol, la restauration de la structure et aussi l'augmentation de la perméabilité du sol pour l'eau.

## Prise en compte du type de sol dans l'élaboration du conseil aux agriculteurs : exemple de la dose d'engrais minéral à apporter sur maïs en Alsace

SCHAUB Anne<sup>1</sup>, RAPP Olivier<sup>1</sup>, BURTIN Marie-Line<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP 30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg [a.schaub@bas-rhin.chambagri.fr](mailto:a.schaub@bas-rhin.chambagri.fr), [o.rapp@bas-rhin.chambagri.fr](mailto:o.rapp@bas-rhin.chambagri.fr), [ml.burtin@bas-rhin.chambagri.fr](mailto:ml.burtin@bas-rhin.chambagri.fr)

En Alsace, toute la plaine et le Sundgau sont classés en zone vulnérable à la pollution par les nitrates d'origine agricole, ce qui représente 60 % de la superficie de la région. Pour protéger la nappe rhénane, des références techniques ont été acquises par des expérimentations au champ depuis plus de 20 ans, pour fournir aux agriculteurs un conseil de dose d'engrais minéral ajustée. L'accent a été principalement mis sur la fertilisation du maïs, culture qui couvre 40 % de la SAU régionale et qui est implantée à 85 % en zone vulnérable.

Le calcul de la dose d'engrais minéral azoté à apporter sur maïs prend en compte le type de sol, le précédent cultural, le régime organique et le niveau de rendement attendu.

### 1. Matériel et méthodes

#### 1.1. Concept

Le calcul de la dose d'engrais minéral azoté complémentaire (X) repose sur la méthode du bilan dans sa formulation qui utilise les fournitures en azote du sol, soit, en système sans apport de matières organiques :

$$X = 2,3 R + n - N_0 - E$$

avec : R = niveau de rendement du maïs (en q/ha à 15% humidité),

n = « azote non utilisable » =  $RAR_x - RAR_0$  (en kg N/ha)

$N_0$  = « fourniture en azote du sol » (en kg N/ha)

E = effet d'une situation particulière par rapport à la situation classique (précédent maïs ou céréale sans culture intermédiaire) (en kg N/ha).

Le niveau de rendement est fixé par l'agriculteur, en faisant la moyenne des rendements obtenus sur les 5 dernières récoltes, en ôtant le meilleur et le moins bon.

L'azote « non utilisable » est issu d'essais doses d'azote. Il est estimé par la différence entre le reliquat après récolte pour la dose optimale d'azote X et pour une dose nulle.

La « fourniture » en azote du sol est issue du réseau de témoins zéro azote. C'est la quantité d'azote absorbée par le maïs en un cycle cultural, sur une parcelle sans apport d'engrais minéral azoté.

#### 1.2. Protocole

Pour mesurer les fournitures en azote du sol, le dispositif expérimental est constitué d'une placette de maïs délimitée dans une parcelle d'agriculteur conduite sans engrais minéral l'année de l'étude. C'est ce que l'on nomme maïs témoin zéro azote. On y mesure sa biomasse et sa teneur en azote pour calculer l'absorption d'azote par la plante entière, que l'on nomme fourniture en azote du sol.

Le type de sol est déterminé par un sondage à la tarière qui permet de le rattacher à la fiche du guide des sols d'Alsace et à la typologie régionale des sols d'Alsace.

L'itinéraire technique de la parcelle de l'année maïs aussi des années précédentes est collecté.

Chaque année, l'ARAA, les Chambres d'agriculture du Bas-Rhin et du Haut-Rhin et les principaux organismes stockeurs alsaciens mettent en place une cinquantaine de parcelles de maïs témoins zéro azote, réparties dans toute la plaine d'Alsace et le Sundgau, sur des types de sol variés. Un témoin zéro n'est jamais 2 ans de suite au même endroit.

### 1.3. Base de données

Les résultats des fournitures en azote des sols sont stockés dans une base de données Excel, comportant les renseignements sur la parcelle (dont le type de sol) et le système de culture : depuis 1987, elle compte 64 champs et près de 900 enregistrements pour les systèmes de cultures sans apports organiques ; une seconde base contient plus de 600 enregistrements pour les systèmes avec apports organiques, essentiellement des effluents d'élevage.

## 2. Résultats

Il faut au moins 5 résultats par an pendant au moins 3 ans pour caractériser une situation homogène, par exemple un type de sol avec un même précédent cultural.

Le traitement des données a montré que c'est le type de sol qui fait le plus varier les fournitures, de 60 kg N/ha pour un sol caillouteux superficiel sur alluvions du Rhin dans la région de la Hardt, à 150 kg N/ha pour un sol profond humifère d'anciennes zones humides dans la région du Ried noir du nord de Strasbourg.

La fourniture-référence retenue pour le calcul de la dose d'engrais pour une situation homogène est le 1er quintile des fournitures mesurées. Cela signifie que 80 % des fournitures mesurées sont au-dessus de la fourniture-référence, ce qui se traduit par un conseil de dose sécurisé pour les agriculteurs. Le but est de protéger la nappe, tout en maintenant les rendements.

Ces références conduisent à apporter des doses d'engrais minéral assez différentes entre régions : par exemple, 225 kg N/ha dans la Hardt pour 120 q/ha de rendement visé et 130 kg N/ha dans un sol issu de loess du Bas-Rhin après une culture intermédiaire pour 110 q/ha visés.

Type de sol (dénomination locale)	n	N <sub>0</sub>
	kg N/ha	
Sol superficiel de Hardt	10	60
Sol profond de Hardt	10	100
Sol de Basse plaine rhénane	20	100
Sol de Plaine de l'III	10	90
Sol de Ried brun caillouteux	20	105
Sol de Ried gris	20	100
Sol de Ried noir sud de Strasbourg	20	100
Limons sablo-argileux du piémont	25	100
Sols sableux	10	60
Sols de Ried noir nord de Strasbourg	20	150
Sols de l'Ochsenfeld	10	60
Lehms	25	80
Loess et lehms sur loess du Haut-Rhin	25	100
Loess et lehms sur loess d'Outre-Forêt	25	100
Loess et lehms sur loess du reste du Bas-Rhin	25	130

Situations particulières	E
	kg N/ha
Culture intermédiaire	20
Précédent chou ou pomme de terre	40 à 50
Précédent tabac brun	20 à 30
Précédent jachère	10 à 30

## 3. Conclusion et perspectives

Ces références sont la base des conseils diffusés notamment dans les opérations Agri-mieux par les conseillers des chambres d'agriculture. Même si les situations les plus fréquentes sont caractérisées, le réseau est maintenu chaque année, de façon à vérifier qu'il n'y a pas de dérive des fournitures avec le temps et l'évolution des itinéraires techniques. Par ailleurs, des situations sont peu à peu précisées. Par exemple, l'accent est actuellement mis sur l'effet des cultures intermédiaires en fonction de l'espèce végétale et des conditions de leur implantation.



**SESSION 9 (+7) : ANALYSE SPATIALE, CARTOGRAPHIE,  
MODELISATION**

**COMMUNICATIONS ORALES**

***Session 9A : Méthodes de spatialisation (télédétection, géophysique,  
géostatistiques...)***



## **Modèle d'organisation des sols en contexte méditerranéen à forte composante morphogénétique. Exemple du bassin versant de la Peyne (Hérault)**

**COULOUMA Guillaume<sup>1</sup>, FOLLAIN Stéphane<sup>2</sup> et LAGACHERIE Philippe<sup>1</sup>**

1 :LISAH, INRA, 2 place Viala 34060 Montpellier Cedex 1, coulouma@supagro.inra.fr, lagache@supagro.ira.fr

2 :LISAH, Montpellier Supagro, 2 place Viala 34060 Montpellier, follain@supagro.inra.fr

### **Introduction**

Modéliser de façon déterministe la distribution des sols à l'échelle des paysages nécessite une compréhension préalable des facteurs prépondérants à l'origine des variabilités pédologiques observées pour identifier clairement les processus dominants. Cette démarche vise à améliorer la prise en compte des propriétés du sol dans les modèles agri-environnementaux distribués. Le présent travail a eu pour objectifs d'établir une cartographie détaillée du bassin versant de La Peyne (Hérault – France) afin de caractériser les variabilités et de proposer un modèle d'organisation des sols explicatif.

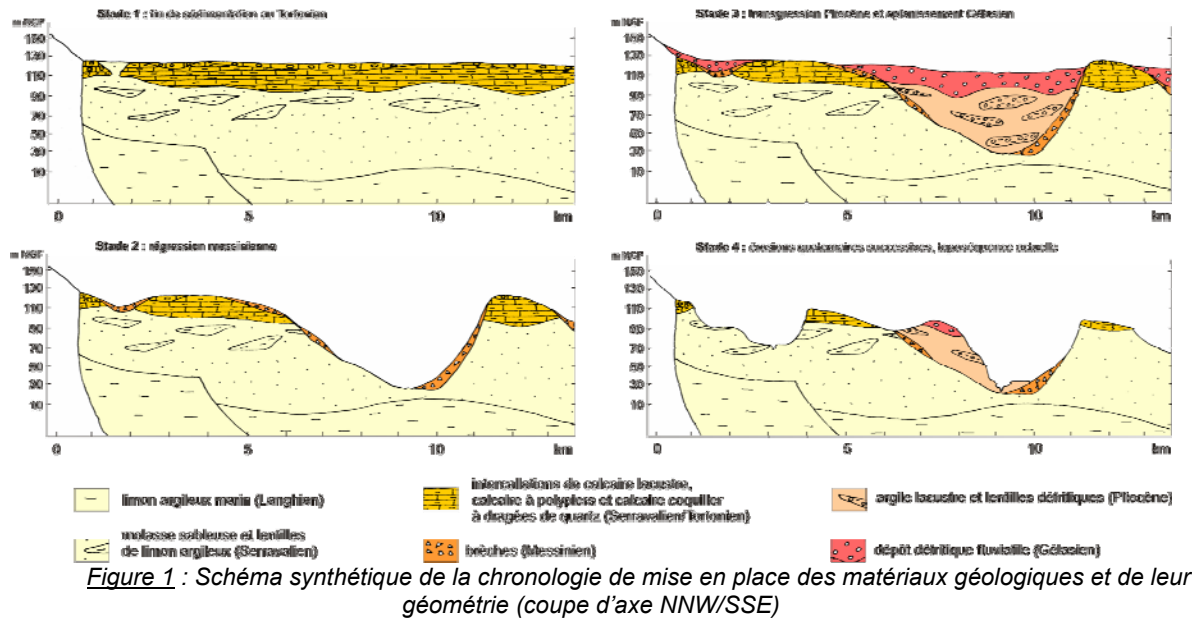
### **Matériel et Méthode**

La cartographie classique des sols à l'échelle 1/25 000<sup>ème</sup> a été menée sur une surface de 55 km<sup>2</sup> comprenant la moyenne vallée de la Peyne, affluent de l'Hérault. Les sondages à la tarière pédologique ont permis une observation rapide du sol sur de nombreux sites, autorisant ainsi la délimitation d'unités de sols les plus homogènes possibles. La description du sondage est réalisée suivant la méthode STIPA2000. L'observation sur 1,20 m. de profondeur maximum comprend l'analyse de la texture *in situ* en se référant au triangle des textures GEPPA, la détermination de la couleur suivant la charte Munsell, l'évaluation de la proportion d'éléments grossiers (graviers et cailloux > 2mm) et l'application du test d'effervescence à l'acide chlorhydrique dilué. Toutes ces informations sont recueillies, référencées sur une fiche et renseignées dans une base de données. Le milieu viticole représente environ 70 % de la S.A.U. de la moyenne vallée de la Peyne et l'utilisation agricole influe nettement sur les premiers horizons de sol. En effet plusieurs charrages profonds sont généralement utilisés pour préparer le sol avant la mise en culture. Les 70 premiers centimètres sont constitués d'horizons cultivés. Sur l'ensemble de la cartographie du bassin versant, 846 sondages sont utilisés pour les analyses statistiques. Les analyses présentées dans ce travail se limitent aux horizons cultivés. Ces informations ont ensuite été croisées avec des données géologiques constituées d'observations d'affleurements, de forages profonds et d'une analyse bibliographique des travaux antérieurs permettant d'établir une chronologie précise de mise en place des matériaux.

### **Analyse de la chronologie de mise en place des matériaux et de leur géométrie**

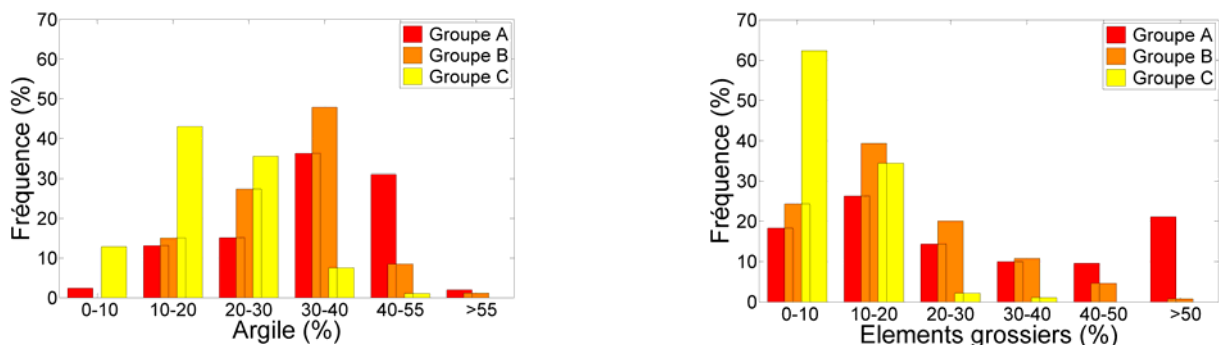
Les résultats montrent de manière explicite la relation entre les principaux paramètres de sol avec les matériaux géologiques. Il ne s'agit là pas d'une relation simple, car la chronologie de mise en place de ces matériaux géologiques influe également sur la distribution des sols. Dans un premier temps, nous présentons l'analyse de la chronologie et de la géométrie de mise en place des matériaux géologiques. La chronologie peut se diviser synthétiquement en plusieurs stades déterminants représentés sur la figure 1. La sédimentation marine miocène est générale sur le pourtour méditerranéen. Le stade 1 correspond à la fin de cette large période de sédimentation marine avec la prédominance de dépôts lacustres, sous forme de calcaire à dragées et de calcaire coquillier. La résistance de ces dépôts à l'érosion, associée au manque de puissance du réseau hydrographique local permet lors du stade 2 de limiter l'érosion à quelques talwegs encaissés lors de la régression massive et rapide au Messinien. Contrairement au reste de la plaine languedocienne où ils ne

subsistent qu'au niveau de buttes témoins isolées, les calcaires lacustres miocènes évoqués précédemment sont ici en grande partie conservés. La transgression mondiale zancléenne très rapide ne permet pas un dépôt franchement marin ni l'établissement d'une marge littorale. Des dépôts à base d'argile se produisent localisés au creux des dépressions messiniennes et prennent irrégulièrement un caractère continental. Le stade 3 correspond au terme ultime de l'aplanissement alluvial de piémont au Gelasien. A partir de cette étape, les successions de phases d'apport et d'érosion du Pléistocène débutent pour obtenir la forme du paysage actuel (stade 4).



### Influence de ces matériaux sur la distribution des principales propriétés de sol

Suite à l'analyse précédente, il apparaît que les reliques de calcaires lacustres en position haute dans le paysage constituent aujourd'hui une limite entre deux domaines géopédologiques bien distincts, qui détermine la répartition spatiale des sols associés. Par exemple, les sols situés au Nord de la ligne de crête, sur sédiments miocènes antérieurs (groupe C) présentent des faibles taux d'éléments grossiers associés à un taux d'argile médian inférieur à 20 %. Les sols situés en partie Sud de la zone sur apports pliocène postérieurs (groupe A) présentent des taux d'éléments grossiers importants associés à un taux d'argile médian supérieur à 30%. Les sols situés à l'interface entre les deux milieux (groupe B) ont une signature intermédiaire.



**Figure 2 :** Distribution des teneurs en argile et en éléments grossiers dans l'horizon cultivé des trois groupes de sols

### Conclusion

Contrairement à ce que l'on peut observer sous des climats à forte empreinte pédogénétique, en milieu méditerranéen, la connaissance de la distribution des matériaux et de leur chronologie de mise en place est primordiale pour analyser la variabilité des sols rencontrés. Ces premiers résultats permettent d'émettre des hypothèses sur le déterminisme de la variabilité des sols à l'échelle du pourtour méditerranéen dans le cas des marges littorales miocènes.

## Utilisation des techniques de Télédétection pour l'évaluation et la prédiction du risque d'érosion hydrique dans le sud du rift Ethiopien

BOUAZIZ Moncef<sup>1,2</sup>, GLOAGUEN Richard<sup>1</sup>, KNOCHE Malte<sup>1</sup> et LEIDIG Mathias<sup>1</sup>

1 :Remote Sensing Group TU-Bergakademie Freiberg, B. von-Cottastr. 2, 09599 Freiberg, Germany. E-mail adress:moncef.bouaziz@gmail.com

2 :Ecole Nationale des Ingénieurs de Sfax, B.P. w.3038 Sfax-Tunisie

### Introduction

L'érosion est un processus de dégradation du sol observé partout dans le monde. Le risque d'érosion hydrique à l'échelle d'un bassin versant est le résultat d'une interaction de plusieurs facteurs tel que la topographie, les précipitations, la couverture du sol et la lithologie du sol.

Le bassin versant Melka Wakena faisant l'objet de la présente étude est constitué de plusieurs cours d'eau qui menacent les terrains cultivés aussi que les ressources en eau.

En effet, l'objectif visé par cette étude est de prévoir les zones à risque d'érosion hydrique et de décrire le potentiel de contribution des techniques de télédétection et des SIG pour évaluer les facteurs qui contrôlent l'érosion hydrique.

La combinaison des facteurs dominants, topographie, utilisation et caractéristiques des sols et des données pluviométriques est analysée puis évaluée suivant sa contribution à affecter l'érodibilité des sols. La base qualitative de cette approche consiste à attribuer un poids à chaque unité spatiale exprimant ainsi l'intensité de l'érosion hydrique et suivant le diagramme du model ICONA modifié.

### Méthodologie

Pour étudier le phénomène d'érosion, plusieurs techniques sont utilisées. Ces dernières procèdent généralement suivant un caractère quantitatif ou qualitatif (Moore *et al.*, 1993 ; Bishr and Radwan, 1995 ; Gessler *et al.*, 1995). La modélisation dans cet étude a été effectuée selon le model ICONA développer par l'institut de conservation de la nature en Espagne.

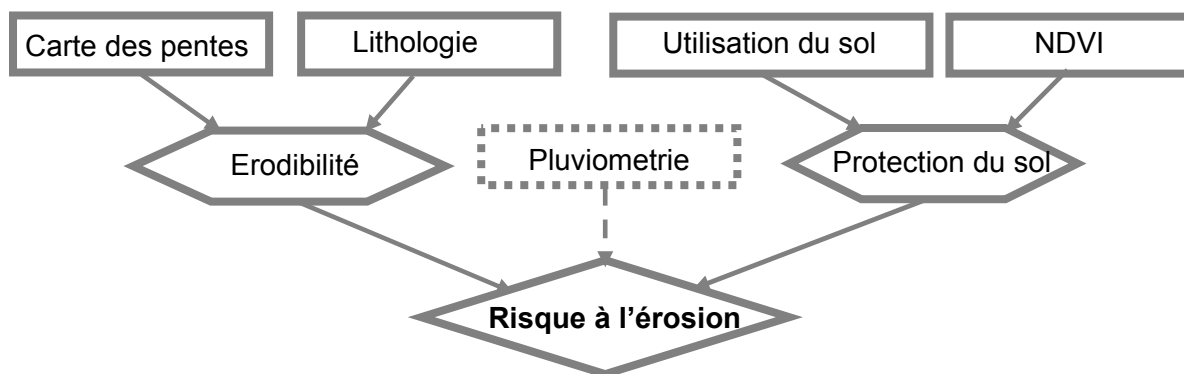


Fig. 1. Principe de la Méthodologie d'étude

En effet, dans notre cas on a utilisé la technique de pondération qui possède un caractère qualitatif pour apprécier la contribution propre de chaque composante d'une couverture donnée.

Evidemment, il faudrait définir la même échelle et la même résolution spatiale pour l'ensemble des couches d'information utilisées. Les facteurs de pondération ne sont pas choisis d'une manière arbitraire et ils possèdent un caractère relatif (Bouaziz *et al.* 2005).

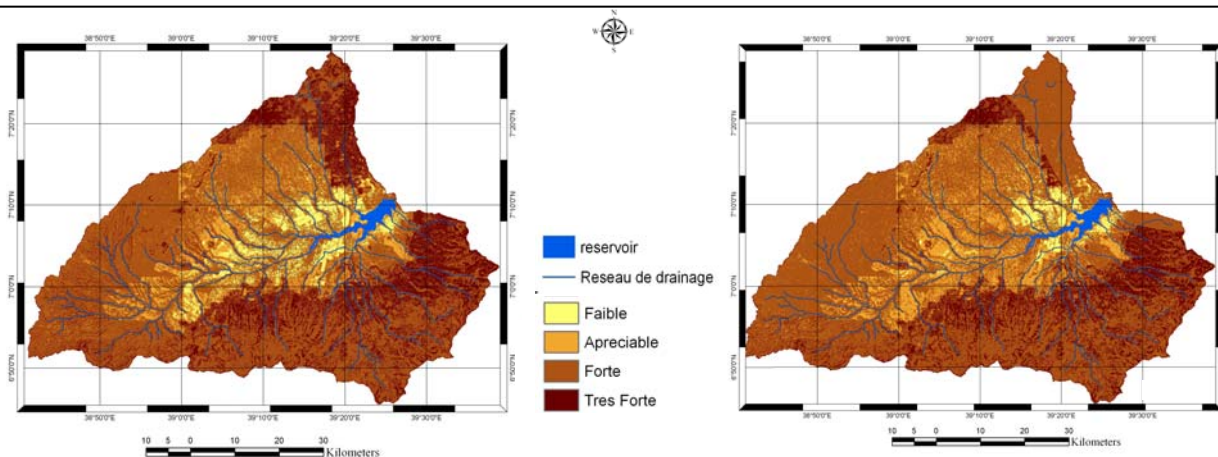


Fig. 2. Carte du risque à l'érosion (ICONA modèle)

Fig.3. Carte du risque à l'érosion (ICONA modèle modifié)

Ainsi, ces facteurs sont attribués avec l'intervention des spécialistes appartenant aux différentes disciplines impliquées dans le phénomène de l'érosion hydrique.

La génération de la carte de risque à l'érosion est le résultat d'une combinaison entre la carte d'érodibilité avec celle de la protection du sol. En se basant sur une maximum Likelihood Classification (MLC) la carte d'utilisation du sol est produite puis associée à la carte de végétation pour produire la carte de protection du sol. Alors que la carte d'érodibilité est issue de la carte des pentes avec la carte des sols. Dans la présente étude, les données TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission) constituent un nouvel apport pour le model ICONA. La distribution spatiale de l'intensité pluviométrique extraite du TRMM fait l'objet d'un facteur contrôlant de l'hétérogénéité spatiale des risques d'érosion.

### Conclusion

Les cartes dérivées de la présente étude nous ont permis de classer l'intensité de l'érosion et d'évaluer le risque d'érosion à l'échelle du bassin versant. Le modèle ICONA ne tient pas compte dans sa méthodologie du facteur pluviométrique. Ce facteur contrôlant de l'érosion hydrique a été introduit dans les intrants du modèle ICONA modifié. La différence entre la distribution spatiale de différentes classes de risque d'érosion (Fig. 2 et 3) illustre bien l'impact des données TRMM sur la variation de l'intensité du risque à l'érosion.

La méthodologie adoptée dans cette étude est rapide et simple. Elle a permis en premier lieu l'élaboration de la carte de risque à l'érosion, en deuxième lieu, elle sera une base cartographique afin de fournir aux aménageurs et aux gestionnaires du milieu rural les documents cartographiques, qui peuvent être utilisés directement comme outil de travail et de décision dans le but d'envisager des scénarios d'aménagements pour la conservation des eaux et des sols.

### Références

- BISHR, Y.A. and RADWAN, M.M., 1995: Preliminary design of a decision support system for watershed management. ITC Journal, vol. 1, p. 23-28.
- BOUAZIZ M., BOUAZIZ S. ET MAHJOUR M. R. -2005 Application du système d'information géographique pour l'étude de l'érosion hydrique et l'aménagement du bassin versant, cas d'étude Agareb-Sfax. Annales des mines et de la géologie. National office of mines. p. 44;
- GESSLER, P.E., MOORE, I.D., MCKENZIE & N.J. and Ryan, P.J. 1995: Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. International Journal of Geographical Information Systems, vol. 9, no 4, p. 421-432.
- MOORE, I.D. & GESSLER, P.E., NIELSON, G.A. AND PETERSON, G.A., 1993: Soil attribute prediction using terrain analysis. Soil Science Society of America Journal, vol. 2, p. 443-452.

## Délimitation hydro-pédologique de zones de gestion du parcellaire agricole, à l'aide de données de relief de précision et d'images multispectrales

SYLVAIN Jean-Daniel<sup>1</sup>, MICHAUD Aubert R.<sup>2</sup>, DESLANDES Julie<sup>2</sup>, VEZINA Karine<sup>1</sup>, SAINT-LAURENT Ivana<sup>2</sup>, LAVOIE André<sup>1</sup>, NOLIN Michel<sup>3</sup>, GRENON Lucie<sup>3</sup>, GAGNE Gilles<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Université de Sherbrooke, Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Sherbrooke (Québec), J1K 2R1, Canada, [jean-daniel.sylvain@usherbrooke.ca](mailto:jean-daniel.sylvain@usherbrooke.ca).

<sup>2</sup> : Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein Québec (Québec) G1P 3W8, CANADA, [aubert.michaud@irda.qc.ca](mailto:aubert.michaud@irda.qc.ca).

<sup>3</sup> : Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Laboratoires de pédologie et agriculture de précision, 979, avenue de Bourgogne, bureau 140. Québec, (Québec) G1W 2L4. [michel.nolin@agr.gc.ca](mailto:michel.nolin@agr.gc.ca).

L'apport en phosphore au milieu aquatique joue un rôle prépondérant dans la prolifération des cyanobactéries qui nuisent à l'équilibre des écosystèmes. Les surfaces agricoles vulnérables aux phénomènes de ruissellement représentent une source importante de ces exportations de phosphore en conditions printanières (Michaud, 2004). Or, le comportement d'un sol face aux événements climatiques varie selon ses propriétés physico-chimiques. De plus, les conditions agroclimatiques, la morphologie du paysage, les pratiques culturales et les aménagements hydroagricoles sont aussi susceptibles d'influencer la dérive des contaminants dans l'environnement. Dans un tel contexte, l'établissement d'une stratégie de protection des sols et de l'eau passe par l'acquisition de connaissances concernant la répartition spatiale des facteurs clés qui contrôlent le mouvement de l'eau et des contaminants. Néanmoins, les données nécessaires à l'établissement des patrons de distribution spatiale de ces facteurs sont généralement manquantes, particulièrement pour les propriétés des sols (Lagacherie *et al.*, 2006). En effet, la complexité et la diversité des processus ayant mené à la formation des sols contribuent à la variabilité spatiale de leurs propriétés intrinsèques (Mendonça-Santos *et al.*, 2007 ; Nolin, 2000). Au cours des dernières années, plusieurs travaux ont permis de mettre en relation les liens qui existent entre les descripteurs de la position d'un sol dans le relief (pente, profil concave, convexe) et sa distribution (Pennock, 2003).

Toutefois, la nature complexe du relief et la faible précision des modèles numériques d'élévation sont à l'origine d'une mauvaise classification (Hengl et Rossiter, 2003). Aussi, les propriétés hydrologiques des sols sont aussi influencées par les facteurs ayant modifié l'évolution du matériel parental. Ainsi, le comportement hydrologique d'un sol ne peut s'expliquer entièrement par la topographie et nécessite l'utilisation de données auxiliaires permettant de représenter l'influence des processus pédogénétiques (Nolin, 2000). À cet égard, plusieurs travaux ont démontré que l'utilisation de l'imagerie multispectrale sur sols nus permet de dériver des indicateurs permettant de mettre en évidence les propriétés des sols. Du point de vue de plusieurs chercheurs, l'intégration de ces informations s'avère un complément important aux attributs topographiques (Madeira Netto *et al.*, 2007 ; Mendonça-Santos *et al.*, 2007). L'objectif de ce projet consiste à subdiviser le parcellaire agricole en unités hydro-pédologiques requérant les mêmes besoins en termes de nutriments et d'aménagement.

Pour ce faire, des données issues d'un modèle numérique d'élévation à haute résolution (LiDAR), d'une image multispectrale aéroportée captée au printemps 2006 et des données de télédétection sont comparées dans le but de caractériser la couverture pédologique du territoire

étudié. D'une part, les données altimétriques permettront de segmenter le territoire en unités de paysage présentant des caractéristiques géomorphologiques similaires. D'autre part, les images multispectrales et les données de télédétection permettront de produire des indices spectraux permettant de caractériser la distribution spatiale des propriétés hydro-pédologiques et d'analyser leur impact sur la végétation présente. Ces indices seront calibrés à l'aide de mesures spectrales et d'humidité de sol recueillies sur le terrain. Toutes ces informations seront intégrées dans le modèle de classification par logique floue LandMapR© (MacMillan, R.A. et al., 2000). L'intégration de variables auxiliaires supplémentaires est aussi envisagée.

Jusqu'à présent, le projet a permis de valider la capacité du modèle à reconnaître la variabilité des propriétés des sols sur la base de données altimétriques. Des données pédologiques recueillies à l'été 2006 ont permis de valider l'intérêt de l'approche de segmentation à l'échelle de la parcelle (1 : 7500) et du territoire (1 : 20 000 et 1 : 40 000). Les informations fournies par les indices spectraux et les variables auxiliaires devraient permettre de mieux cerner la variabilité des propriétés hydro-pédologiques.

La classification du parcellaire agricole en zones de gestion permettra aux partenaires impliqués de développer des outils en mesure de supporter la gestion des sols et des cultures ainsi que les aménagements hydro-agricoles. En somme, il sera possible d'augmenter les rendements des cultures, de diminuer les impacts environnementaux des activités agricoles et d'améliorer la qualité de vie des citoyens.

## Références

- Hengl, T. et Rossiter, D.G. (2003). Supervised Landform Classification to Enhance and Replace Photo-Interpretation in Semi-Detailed Soil Survey. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 67, n° 6, p. 1810-1822.
- Lagacherie, P., A.B. McBratney et M. Voltz (2006). *Digital Soil Mapping - An introductory perspective*. Elsevier, vol. 31, 350 p.
- MacMillan, R.A., Pettapiece, W.W., Nolan, S.C. et Goddard, T.W. (2000). A generic procedure for automatically segmenting landforms into landform elements using DEMs, heuristic rules and fuzzy logic. *Fuzzy Sets and Systems*, vol. 113, n° 1, p. 81-109.
- Madeira Netto, J.S., Robbez-Masson, J.M. et Martins, E. (2007). Visible-NIR Hyperspectral, imagery for discriminating soil types in the La Peyne watershed, *Digital soil mapping : An introductory perspective* (p. 219-233). Elsevier.
- Mendonça-Santos, M.L., McBratney, A.B. et Minasny, B. (2007). Soil, prediction with spatially decomposed environmental factors, *Digital soil mapping : An introductory perspective* (p. 269-280). Elsevier.
- Michaud, A.R. (2004). *Indicateurs agroenvironnementaux adaptés à la gestion de projets ciblés sur la prévention de la pollution diffuse par le phosphore*. PH.D, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec,
- Nolin, M. (2000). Variabilité et structure d'organisation spatiale des sols. In CPVQ, *1er colloque sur la géomatique agricole et l'agriculture de précision* (p. 143-166), St-Hyacinthe, 23 et 24 mars 2000.
- Pennock, D.J. (2003). Terrain attributes, landform segmentation, and soil redistribution. *Soil and Tillage Research*, vol. 69, n° 1-2, p. 15-26.



## **Prédiction spatiale de propriétés des sols à l'échelle départementale à partir de cartes pédologiques à grande échelle et de variables environnementales**

**LEMERCIER Blandine<sup>1,2</sup>, LOUM Macoumba<sup>1,2</sup>, WALTER Christian<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup> : AGROCAMPUS OUEST, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de Saint-Brieuc 35042 Rennes Cedex, France

<sup>2</sup> : INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de Saint-Brieuc 35042 Rennes Cedex, France

### **Contexte**

La disponibilité accrue de descripteurs du milieu physique et les développements récents de la cartographie numérique des sols ouvrent de nouvelles perspectives de spatialisation des informations pédologiques. Ce travail s'inscrit dans le cadre du programme Inventaire, Gestion et Conservation des Sols (IGCS), et plus particulièrement du Référentiel Régional Pédologique à l'échelle 1/250 000 de la Bretagne. Les cartes pédologiques à 1/25 000 préexistantes constituent une source d'information sur la distribution spatiale des sols et de leurs propriétés intéressante à valoriser. En effet, le modèle implicite d'organisation spatiale des sols établi par le pédologue cartographe peut être dégagé et formulé explicitement à partir de variables du milieu physique.

### **Objectif**

Ce travail a pour objectif de tester une démarche de prédiction de propriétés des sols basée sur un modèle sol/paysage ajusté à partir de cartes pédologiques précises et non-exhaustives. Deux propriétés des sols sont considérées successivement : le matériau parental et le degré d'hydromorphie.

### **Matériel et méthodes**

Les travaux présentés ont été réalisés dans la moitié nord de l'Ille-et-Vilaine (Bretagne). La zone d'étude couvre plus de 4 640 km<sup>2</sup>.

Les informations pédologiques utilisées sont de deux types (figure 1) :

- jeu de données d'apprentissage : cartes pédologiques existantes à 1/25 000. Elles couvrent 525 km<sup>2</sup>, soit 11 % de la surface étudiée.
- jeu de données de validation : 424 observations ponctuelles (sondages à la tarière) localisées hors de la zone d'apprentissage.

Le modèle est élaboré à partir de l'algorithme d'arbre de classification MART (Multiple Additive Regression Tree) (Friedman and Meulman, 2003). MART est basé sur une extension (« Stochastic Gradient Boosting ») des modèles d'arbres de régression et de classification, utilisant l'erreur de classification pour affiner la prédiction de façon itérative. L'approche adoptée comprend deux étapes :

1. Elaboration du modèle d'organisation spatiale de la variable à prédire dans la zone d'apprentissage et validation interne (sur des pixels appartenant à la zone d'apprentissage) ;
2. Extrapolation du modèle à l'ensemble de la zone d'étude et validation externe.

Les variables du milieu physique explicatives du matériau parental (variables d'entrée du modèle) sont de types topographiques (altitude, pente, indice topographique composé, convexités, dénivelé et distance au cours d'eau), géologiques (lithologie, carte experte des formations superficielles), géophysiques (mesures aéroportées : rapport K/Th, atténuation des émissions de K calculée par unités géologiques), et géographiques (orientation, latitude).

Le résultat de la prédiction du matériau parental est intégré entre autres variables d'entrées du modèle de prédiction du degré d'hydromorphie.

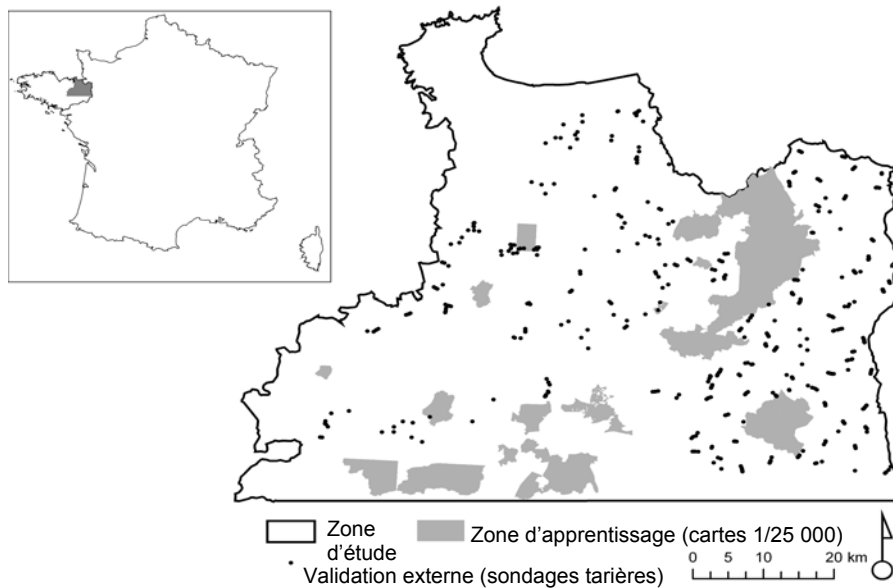


Figure 1. Zone d'étude et informations pédologiques utilisées pour l'élaboration des modèles et la validation externe

### Résultats

- Prédiction du matériau parental (14 classes) :

Le modèle de prédiction est bien ajusté : plus de 74 % des pixels de la zone d'apprentissage sont correctement prédits. Les variables les plus discriminantes sont l'atténuation des émissions de K calculée par unités géologiques, la latitude, l'altitude, et les formations superficielles. Les schistes durs, les granites, et les limons éoliens sont les matériaux les mieux prédits. Le taux de pixels correctement classés est de 46 % en validation externe.

- Prédiction de la classe d'hydromorphie (4 classes) :

L'indice de précision global du modèle (validation interne) est de 69 %. Les variables les plus influentes sont le matériau parental prédit précédemment, l'indice topographique composé, l'atténuation des émissions de K calculée par unités géologiques et la lithologie. La validation externe montre un taux de bon classement de 57%, les sols les moins hydromorphes et les plus hydromorphes étant les mieux prédits.

### Discussion et conclusion

Les résultats des validations internes montrent que l'utilisation de MART est pertinente pour prédire des propriétés pédologiques. L'extrapolation du modèle donne des résultats moins satisfaisants, mais prometteurs au regard de la faible étendue de la zone d'apprentissage par rapport à la zone d'étude, et du jeu de données de validation limité et dont la distribution spatiale est hétérogène.

Ces travaux seront poursuivis à l'échelle régionale, en élaborant les modèles non plus à partir des cartes existantes, mais des informations ponctuelles disponibles.

### Références bibliographiques

- Friedman J.H., Meulman J.J., 2003. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. *Statistics in Medicine*, 22,1365-1381.
- Grinand C., Arrouays D., Laroche B., Martin M.P., 2008. Extrapolating regional landscapes from an existing soil map: Sampling intensity, validation procedures, and integration of spatial context. *Geoderma*, 143,180-190.

## **Cartographie haute résolution de la conductivité électrique apparente des sols estimée à partir d'imagerie multispectrale par l'utilisation d'un réseau de neurones**

**CAMUS Adrien<sup>1,2</sup>, MATHÉ Vivien<sup>1</sup>, LÉVÊQUE François<sup>1</sup>, KERNÉIS Éric<sup>3</sup>, AUGEREAU Bertrand<sup>4</sup> et POUGET Frédéric<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : UMR CNRS 6250 LIENSs, Université de La Rochelle, Institut du Littoral et de l'Environnement, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, [acamus@univ-lr.fr](mailto:acamus@univ-lr.fr), [vmathe@univ-lr.fr](mailto:vmathe@univ-lr.fr), [fleveque@univ-lr.fr](mailto:fleveque@univ-lr.fr), [fpouget@univ-lr.fr](mailto:fpouget@univ-lr.fr)

<sup>2</sup> : Institut EGID, Université Bordeaux 3, 1 allée François Daguin, 33607 Pessac Cedex, [Adrien.CAMUS@egid.u-bordeaux3.fr](mailto:Adrien.CAMUS@egid.u-bordeaux3.fr)

<sup>3</sup> : INRA, Centre de Recherche de Poitou-Charentes, UE57 Unité expérimentale de Saint-Laurent-de-la-Prée, 545 route du Bois Maché, 17450 Saint-Laurent-de-la-Prée, [eric.kerneis@stlaurent.lusignan.inra.fr](mailto:eric.kerneis@stlaurent.lusignan.inra.fr)

<sup>4</sup> : UMR CNRS 6172 XLIM-SIC, Université de Poitiers, Bâtiment SP2MI, Téléport 2, Boulevard Marie et Pierre Curie, BP 30179, 86962 Futuroscope Chasseneuil Cedex, [augereau@sic.sp2mi.univ-poitiers.fr](mailto:augereau@sic.sp2mi.univ-poitiers.fr)

### **Contexte et objectifs de l'étude**

La cartographie précise de la variabilité des sols se heurte le plus souvent à la nature ponctuelle des relevés destinés à caractériser les sols. En effet, si les carottages et les profils permettent d'avoir une connaissance directe sur les caractéristiques des sols, ces techniques ne permettent pas d'obtenir des informations continues et les cartographies qui en découlent sont la plupart du temps issues d'une interpolation entre des mesures discrètes et réparties de manière hétérogène.

Afin d'obtenir des cartes de variabilité des sols à haute résolution, deux approches sont envisageables. D'un côté, les méthodes de prospection géophysique, principalement les méthodes électriques et électromagnétiques, sont à l'heure actuelle des méthodes couramment utilisées qui permettent de caractériser certaines propriétés physico-chimiques du sol telles que l'humidité et la salinité à partir de la mesure de la conductivité électrique apparente (ou de son inverse, la résistivité électrique apparente). De l'autre, la télédétection, et plus particulièrement l'imagerie multispectrale, qu'elle soit aérienne ou satellitaire, permet d'obtenir de manière instantanée une image des éléments visibles en surface (végétation, sol nu, eau libre) à différentes longueurs d'onde du spectre électromagnétique, dans le visible et le proche infrarouge.

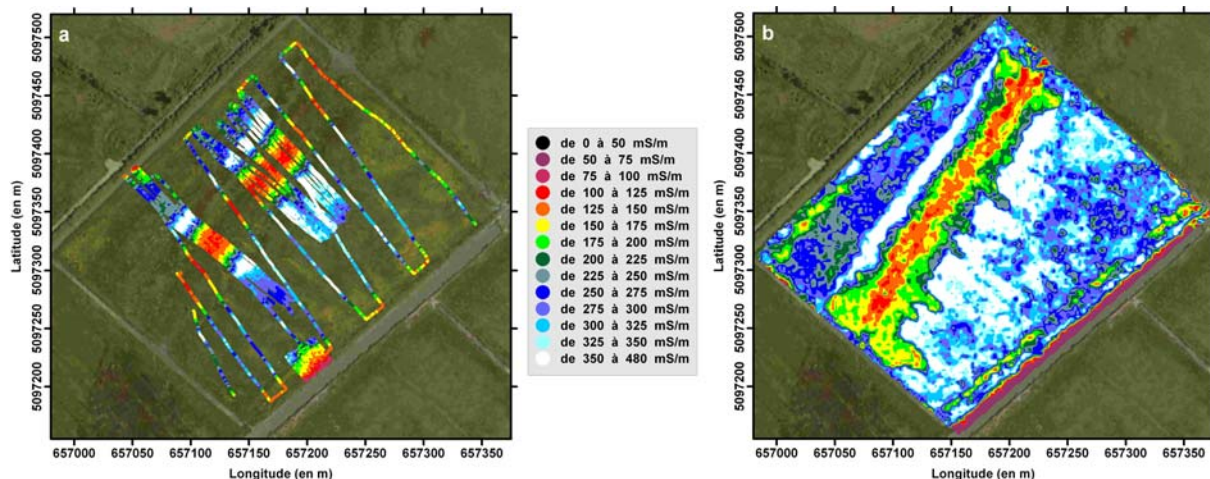
Si dans le cas des méthodes géophysiques la relation entre grandeur mesurée et propriétés physico-chimiques du sol est assez directe, ce n'est pas toujours le cas en télédétection. En effet, dans le cas de sol nus, le lien entre la signature spectrale observée et les caractéristiques du sol est évident. Néanmoins, cette configuration reste rare dans les régions tempérées ; les images de télédétection fournissent alors principalement des informations sur les peuplements végétaux. Il est néanmoins possible d'obtenir des informations sur le sol en considérant les végétaux comme un vecteur traduisant certaines caractéristiques physico-chimiques de ces sols. En effet, les différentes espèces végétales ne se développent que si le sol présente des facteurs abiotiques spécifiques (pH, humidité, salinité...) qui pour certains peuvent être caractérisés par la géophysique de surface ; les plantes traduisent donc les conditions de la partie supérieure du sol correspondant à la profondeur d'enracinement. Ainsi, si la prospection géophysique et la télédétection ne fournissent pas des données identiques, ces approches permettent d'obtenir des données complémentaires pour déterminer la nature et les propriétés des sols.

Notre objectif est d'utiliser cette complémentarité pour réaliser un changement d'échelle entre d'une part l'information locale précise issue de la prospection électromagnétique et

d'autre part les données à l'échelle du paysage provenant de l'imagerie aérienne et / ou satellitaire. Afin de développer cette méthodologie, cette approche a été testée sur la zone des marais de la façade atlantique française (marais de Rochefort, Charente-Maritime), afin de cartographier le paléoréseau de drainage naturel, composés de sédiments argilo-tourbeux toujours humides même en saison sèche, contrastant avec les argiles fluvio-marines qui constituent le remplissage holocène de ces marais.

### Méthodologie et principaux résultats

Afin de réaliser ce changement d'échelle, la conductivité du sol est estimée à l'aide d'un réseau de neurones à partir d'imagerie multispectrale aérienne (capteur CASI) et satellitaire (images SPOT). La phase d'apprentissage du réseau a été réalisée sur une zone test limitée représentative des associations sol / végétation présentes sur la zone d'étude, pour chaque unité de surface préalablement définie autant de valeurs en entrée que de bandes spectrales constituant l'image (de 3 pour les images SPOT à 15 pour les images CASI, couvrant le visible et le proche infrarouge) et une valeur en sortie, la conductivité électrique mesurée avec un EM38 selon une résolution proche de celle de l'imagerie multispectrale. Après cette étape d'étalonnage, le réseau va être utilisé sur des surfaces plus grandes couvertes par les données de télédétection dans le but d'estimer la conductivité électrique des sols à une résolution (taille du pixel de l'image multispectrale ; 1 point pour une superficie de 4 m<sup>2</sup> dans le cas des images CASI utilisées) et une superficie (zone de plusieurs hectares similaire à la zone test retenue) difficilement envisageable avec les méthodes géophysiques conventionnelles (Figure 1).



**Figure 1** : Comparaison entre conductivité électrique mesurée avec un EM38 (a) et conductivité électrique estimée à partir d'imagerie multispectrale CASI par l'utilisation d'un réseau de neurones (b) sur une parcelle du marais de Rochefort

Les premiers résultats, obtenus en utilisant un réseau à fonctions radiales de base (RBF), montrent qu'il est possible d'estimer de manière correcte (plus de 80% de points bien estimés) la conductivité électrique des sols à partir d'imagerie multispectrale. Le choix de la période d'acquisition de l'imagerie multispectrale est particulièrement important dans les zones humides ; les contrastes d'état de maturation de la végétation doivent être relativement bien marqués entre les différents types de sols.

Il est tout à fait envisageable d'étendre cette méthodologie à d'autres contextes pédologiques ; l'utilisation de données de télédétection variées et facilement accessibles (matériellement et financièrement) peut permettre l'utilisation de cette méthodologie dans des démarches appliquées à l'agriculture de précision (quantification de la variabilité intraparcellaire des besoins en intrants et en irrigation), à la cartographie des associations végétales ou encore à la cartographie de structures archéologiques.

## **Cartographie Numérique des propriétés des sols par imagerie hyperspectrale pour la modélisation environnementale en zone méditerranéenne : le projet DIGISOL-HYMED**

**LAGACHERIE P.<sup>1</sup>, GOMEZ C.<sup>1</sup>, BACHA S.<sup>4</sup>, BEN MECHLIA M.<sup>5</sup>, BARET F.<sup>2</sup>,  
BLANCA Y.<sup>1</sup>, COULOUMA G.<sup>1</sup>, DEROUICHE M.<sup>6</sup>, FOLLAIN S.<sup>1</sup>, HAMROUNI H.<sup>6</sup>,  
JACOB F.<sup>1</sup>, LE BISSONNAIS Y.<sup>1</sup>, LE MARTRET H.<sup>1</sup>, MASMOURI M.M.<sup>5</sup>,  
MCBRATNEY A.B.<sup>7</sup>, MINASNY B.<sup>7</sup>, MONESTIEZ P.<sup>3</sup>, RACLOT D.<sup>1</sup>, SABEUR N.<sup>8</sup>**

1 : INRA-IRD-SupAgro LISAH Montpellier

2 : INRA EMMAH Avignon

3 : INRA BioSP Avignon.

4 : Centre National de Télédétection. Tunis

5 : Institut National Agronomique de Tunis. Tunis

6 : DG ACTA. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques. Tunis

7 : Faculty of Agriculture, Food & Natural Resources, Université de Sydney

8 : ENIT LTSIRS, Tunis

Afin d'être opérationnel pour assister les décideurs aux échelles globales, nationales et locales, la modélisation environnementale a besoin de données sols précises. Les bases de données pédologiques existantes dans le monde ne sont ni suffisamment exhaustives, ni suffisamment précises pour être utilisées efficacement dans ce but. Une alternative crédible est la cartographie numérique des sols qui peut être définie comme « la création et l'enrichissement de systèmes d'information pédologiques à références spatiales par des modèles numériques inférant les variations spatiales et temporelles des sols et de leurs propriétés à partir d'observations de sol et de données spatiales d'environnement des sols ». Pour pallier le manque de données de sol, le groupe de travail UISS « Digital Soil Mapping » a récemment proposé de réaliser une carte numérique mondiale des propriétés de sol à haute résolution (<100x100m) utilisant les techniques de cartographie numérique de sol. Cette proposition a été récemment concrétisée par le lancement du programme « GlobalSoilMap.net » (<http://www.globalsoilmap.net>). Cette nouvelle carte mondiale des sols devrait permettre à terme d'améliorer l'aide à la décision dans une large gamme de problèmes d'intérêt mondial comme la production de nourriture, le changement climatique et les problèmes de dégradation environnementale.

Le projet DIGISOL-HYMED (<http://www.umar-lisah.fr/digisolhymed>) a pour but de mettre au point et de tester en vraie grandeur une approche de cartographie numérique des sols susceptible de satisfaire les objectifs de la carte numérique mondiale des sols pour les milieux méditerranéens. Cette approche est fortement basée sur l'utilisation de la spectroscopie spatiale, dont nos premiers essais en Languedoc (Lagacherie *et al.*, 2008, Gomez *et al.*, 2008) ont démontré l'intérêt pour spatialiser certaines propriétés des surfaces de sol nues. En milieu méditerranéen où les surfaces de sol nues ou peu végétalisées peuvent couvrir, à certaines périodes, de larges superficies des territoires à cartographier, nous attendons de la spectrométrie spatiale des estimations directes de quelques propriétés de la surface du sol (taux de carbone, texture,...). Nous attendons également une amélioration significative des estimations des propriétés non directement estimables par la voie précédente (propriétés des horizons profonds, propriétés des surfaces végétalisées) par des modèles d'inférence spatiales utilisant comme nouvelles données d'entrée les propriétés de surface du sol estimées par spectrométrie.

La région d'étude principale du projet de recherche (1200 km<sup>2</sup>) est localisée dans le gouvernorat de Nabeul, en Tunisie. Le projet scientifique comprend trois étapes :

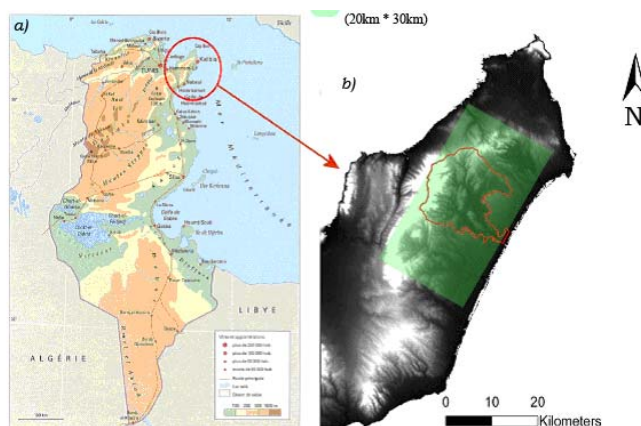


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude du projet DIGISOL-HYMED.

La première étape a pour but de prédire le maximum de propriétés de surface des sols à partir d'un traitement de données de spectres de réflectance du Visible et Proche Infrarouge (350-2500 nm). Des fonctions de Spectrotransfert pour la prédiction simultanée de plusieurs propriétés de sol seront tout d'abord développées à partir des mesures spectrales de laboratoire et de terrain. Ces fonctions seront alors appliquées à des données hyperspectrales aéroportées correspondant à des sols nus, afin de cartographier à haute résolution les propriétés de surface. Ensuite la prédiction simultanée de plusieurs propriétés de sol sur des surfaces composées de mélange (sol, végétation et roche) sera abordée. Pour cela des méthodes telles que l'inversion de modèle de transfert radiatif et l'analyse en composante indépendante seront étudiées.

La deuxième étape a pour but de réaliser une cartographie numérique des propriétés de sol en surface et sub-surface en utilisant les résultats issus de l'étape précédente. Dans un premier temps, les propriétés de surface des sols issues du traitement des images hyperspectrales, seront extrapolées aux zones inaccessibles par télédétection par des inférences spatiales géostatistiques (krigeage, simulation conditionnelle). Dans un deuxième temps, les propriétés des horizons profonds des sols seront estimées selon une approche de cartographie numérique de sol (McBratney, 2003) utilisant a) des données pédologiques existantes sur la zone d'étude préalablement organisées dans une base de données géographique, b) des indicateurs de relief traduisant la différenciation des sols par les processus de redistribution des matériaux, prépondérants en milieux méditerranéens et c) les images de propriétés de surface des sols précédemment estimées.

La troisième étape consistera à déterminer la valeur ajoutée de la cartographie numérique des sols par rapport aux bases de données sols existantes, pour la modélisation environnementale. Nous avons sélectionné deux cas d'études de modélisation environnementale qui ont déjà été validés au cours de programmes de recherches précédents sur le même terrain d'étude et qui seront appliqués dans ce programme : a) évaluation spatiale de la vulnérabilité des sols à l'érosion (programme ANR MESOEROS ([mesoeros21.brgm.fr/](http://mesoeros21.brgm.fr/))) et b) cartographie du rendement de blé en situation de limitation en eau (programme DIMAS, FP7).

### Remerciements

DIGISOL-HYMED bénéficie d'un soutien financier de l'ANR (n° ANR-08-BLAN-0284-01).

### Bibliographie

- Gomez, C., Lagacherie, P. and Coulouma, G., Continuum Removal versus PLSR method for clay and calcium carbonate content estimation from laboratory and airborne hyperspectral measurements, 2008. *Geoderma* 148 (2), 141-148.
- Lagacherie, P., Baret, F., Feret, J.B., Madeira Netto, J.S. and Robbez-Masson J.M. 2008. Clay and Calcium carbonate contents estimated from continuum removal indices derived from laboratory, field and airborne hyper-spectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112, 825-835.
- McBratney, A.B., Mendonça Santos, M.L., Minasny, B., 2003. On Digital Soil Mapping. *Geoderma* 117, 3-52.

**SESSION 9 (+7) : ANALYSE SPATIALE, CARTOGRAPHIE,  
MODELISATION**

**COMMUNICATIONS ORALES**

***THEMES 9B : Modèles spatialisés de transfert (érosion, pesticides...)***





## Projet ERRUISSOL ou la cartographie des zones à risque de ruissellement et d'érosion en Région Wallonne (Belgique)

DEMARCIN Pierre<sup>1</sup>, SMOOS Augustin<sup>1</sup>, DAUTREBANDE Sylvia<sup>1</sup>,  
MOKADEM Abdel Ilah<sup>2</sup>, DEGRÉ Aurore<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Unité d'Hydrologie et Hydraulique agricole, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique. degre.a@fsagx.ac.be

<sup>2</sup>Direction générale opérationnelle agriculture, environnement et ressources naturelles du Service public de Wallonie. DGARNE, 14 Chaussée de Louvain, 5000 Namur, Belgique.

### Introduction

Le projet de Cartographie Numérique des Risques d'Erosion et de Ruissellement en Wallonie (ERRUISSOL) a visé, entre 2005 et 2008, à constituer une première base de données cartographique et numérique relative aux risques d'érosion et de ruissellement sur l'entière du territoire wallon (16 900 km<sup>2</sup>) en vue de sa mise à disposition pour tous les acteurs de la gestion de l'espace rural.

### Matériel et Méthodes

Au cours de chacune des étapes du projet, les meilleures données disponibles ont été utilisées. Les données altimétriques sont issues du PICC<sup>1</sup> (échelle 1/1000<sup>ème</sup>) qui procède au relevé de points au sol selon un maillage carré de 50 m ainsi qu'un relevé systématique de différents points remarquables. Les données vectorielles de l'IGN<sup>2</sup> (échelle 1/10 000<sup>ème</sup>) ainsi que les données des levés lasers des lits majeurs des principaux cours d'eau y ont été adjointes lorsqu'elles permettaient d'améliorer la précision de l'information. Ces données ont été interpolées via la fonction « topoToRaster » de ArcMap© proposée par Hutchinson (1989) en un modèle numérique de terrain au format raster de résolution 10m au sol (Hengl, 2006). La validité de ce MNT a été testée via un échantillonnage systématique de terrain.

Les pentes ont été cartographiées par la fonction « slope ». Elles sont utilisées à ce jour dans différentes législations relatives à l'éco-conditionnalité ainsi qu'à la gestion de l'azote en agriculture.

Le risque érosif diffus est estimé pixel par pixel au moyen de l'équation de Wischmeier et Smith (1978). Pour ce faire, l'érosivité de la pluie est estimée spatialement sur base des moyennes interannuelles spatialisées de pluies et de la relation proposée par Bolinne et al. (1980) pour la Région wallonne. L'érodibilité du sol est tirée de l'équation de Wischmeier et Smith (1978) via l'exploitation notamment de la carte numérique des sols de Wallonie (CNSW, 2004).

Ainsi, en posant l'hypothèse d'une culture typique de la région (déterminant le facteur cultural C), il devient possible, via l'équation du facteur « LS pente et longueur de pente » de Wischmeier *et al.* (1978), de cartographier la longueur de parcelle conduisant à une perte en sol considérée comme admissible (10t/ha.an, telle que proposée par Bolinne (1980)).

Le risque de ruissellement diffus est estimé comme la valeur de la fonction de production sur base de la méthode SCS de l'USDA. La carte numérique des sols de Wallonie permet de classer chaque sol selon les quatre groupes hydrologiques, tenant compte de leurs paramètres d'infiltrabilité. La carte d'occupation des sols et la carte des pentes sont utilisées pour déterminer le paramètre CN (Curve Number). Les valeurs des productions de ruissellement, pixel par pixel, sont cartographiées pour des pluies de projet de périodes de retour 25, 50, 100 ans ainsi que pour une pluie exceptionnelle.

Le risque de concentration du ruissellement se base sur l'application successive des fonctions « flowDirection » et « flowAccumulation », les pixels sont ensuite reclassés selon la

---

<sup>1</sup> Projet informatique de cartographie continue. Service public de Wallonie

<sup>2</sup> Institut géographique national

superficie du bassin versant afférent (de 1 à 9 ha : risque faible ; de 9 à 18 ha : risque moyen ; plus de 18 ha : risque élevé).

### Résultats et discussion

Le modèle numérique de terrain est validé par comparaison aux mesures réalisées lors de l'échantillonnage systématique réalisé dans le domaine agricole. Il présente un RMSE de 0,8 m en z.

Les cartographies de risque d'érosion hydrique diffuse, de risque de ruissellement diffus et de risque de ruissellement concentré peuvent être consultées sur le portail cartographique du Service public de Wallonie (<http://cartographie.wallonie.be>).

Les événements pluvieux de 2006 à 2008 et leurs conséquences en matière d'inondations par ruissellement et par coulées boueuses ont permis une validation des cartographies produites (exemple en figure 1). Les axes de concentration du ruissellement cartographiés se superposent aux ravines observées sur les orthophotoplans (figure 2).

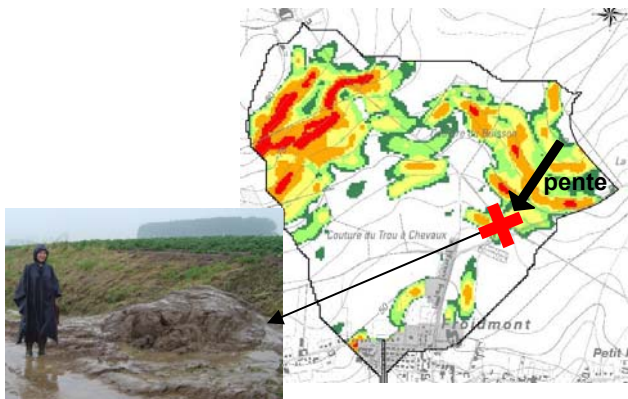


Figure 1 : Accumulation de boue au pied d'un versant classé à risque



Figure 2 : Orthophotoplans montrant des ravines formées par le ruissellement avec en superposition la carte des risques de ruissellement concentré.

### Conclusions

Les bases de données produites dans le cadre du projet Erruissol sont des outils précieux de gestion hydrologique et hydraulique des bassins versants. Elles trouvent leurs applications tant dans le domaine de l'aménagement foncier rural que dans celui de la gestion du territoire mais aussi dans la prévention des risques d'inondations par ruissellement et coulées boueuses. Enfin, elles permettent le développement de schémas d'orientation visant à résoudre des problématiques avérées relatives au ruissellement et à l'érosion.

### Références

- Bollinne A., Laurant A., Rosseau P., Pauwels J.M., Gabriels D. and Aelterman J. (1980). Provisional rain erosivity map of Belgium. In: M. DeBoodt and D. Gabriels, Editors, Assessment of Erosion, Wiley, New York, 111-120
- Carte Numérique des Sols de Wallonie (2004). Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux pour le compte de la Région Wallonne (DGA). D'après la Carte des Sols de la Belgique levée à 1/20.000 pour le compte de l'IRSIA.
- Hengl T. (2006). Finding the right pixel size. Computers & Geosciences, 32, 1283-1298.
- Hutchinson, M.F. 1988. Calculation of hydrologically sound digital elevation models. Paper presented at Third International Symposium on Spatial Data Handling at Sydney, Australia.
- Hutchinson, M.F. 1989. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. Journal of Hydrology 106: 211-232
- Wischmeier WH., Smith DD. (1978). Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. USDA, Agricultural Handbook n° 537, Washington DC, 58 p.
- Wischmeier W.H., Johnson C.B., Cross B.V., (1971) - A Soil erodibility Nomograph for farmland and construction sites. Journal of Soil and Water Conservation, 26, 189-192.

## Le facteur d'enrichissement : un indicateur local et spatial de la contamination anthropique des sols

**BOURENNANE Hocine<sup>1</sup>, DOUAY Francis<sup>2</sup>, STERCKEMAN Thibault<sup>3</sup>, VILLANNEAU Estelle<sup>4</sup>, CIESIELSKI Henri<sup>5</sup>, FOURRIER Hervé<sup>2</sup>, KING Dominique<sup>1</sup>, BAIZE Denis<sup>1</sup>**

1: INRA, Unité de Science du Sol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 Ardon F-45075 Orléans Cedex 2. [Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr](mailto:Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr) ; [Dominique.King@orleans.inra.fr](mailto:Dominique.King@orleans.inra.fr) ; [Denis.Baize@orleans.inra.fr](mailto:Denis.Baize@orleans.inra.fr)

2: ISA, Laboratoire Sols et Environnement, 48 Boulevard Vauban, F-59046 Lille, France. [f.douay@isa-lille.fr](mailto:f.douay@isa-lille.fr) ; [h.fourrier@isa-lille.fr](mailto:h.fourrier@isa-lille.fr)

3: INPL(ENSAIA)/INRA, Laboratoire Sols et Environnement, BP 172, F-54505 Vandoeuvre-lès-Nancy Cedex. [Thibault.Sterckeman@ensaia.inpl-nancy.fr](mailto:Thibault.Sterckeman@ensaia.inpl-nancy.fr)

4: INRA, Unité Infosol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 Ardon F-45075 Orléans Cedex 2. [Estelle.Villanneau@orleans.inra.fr](mailto:Estelle.Villanneau@orleans.inra.fr)

5: INRA, Laboratoire d'Analyses des Sols, 273 rue de Cambrai, F-62000 Arras. [ciesielski@arras.inra.fr](mailto:ciesielski@arras.inra.fr)

### 1. Introduction

L'objectif de ce travail était : (1) d'évaluer la contamination d'origine anthropique des sols du Nord-Pas de Calais par les éléments traces (ET) à l'aide de la cartographie des facteurs d'enrichissements (FE) ; (2) de confronter la cartographie des enrichissements de surface avec des données, actuelles ou passées, de l'occupation des sols afin de rechercher les principales sources de ces enrichissements.

### 2. Matériels et méthodes

#### 2.1 Le territoire étudié

Le Nord-Pas de Calais est une région très densément peuplée qui a été profondément affectée par des industries lourdes, l'exploitation minière du charbon (dans le passé) et une agriculture intensive, toujours active. Cette région regroupe environ 4 000 000 d'habitants sur 12.400 km<sup>2</sup>. Localement, la densité de population excède 500 habitants par km<sup>2</sup>.

Le substrat géologique est constitué de sédiments marins déposés depuis le Primaire jusqu'au Tertiaire. Il s'agit soit de roches massives et dures (tels que des calcaires durs, des grès ou des schistes), des roches très cryoturbées fragmentées telles les craies et parfois, des argiles ou des sables. Ces substrats sont généralement recouverts par des formations superficielles quaternaires : le plus souvent des loess ou des loess sableux, mais également des colluvions ou des alluvions récentes fluviales et marines.

Dans cette région, les processus pédogénétiques ont peu modifié la composition héritée des matériaux parentaux ; celle-ci gouverne la part naturelle des teneurs totales en métaux traces mesurées dans les horizons des sols. Les argiles à silex sont la seule exception. Ce sont de vieilles formations résiduelles hautement altérées et ayant pu, de ce fait, s'enrichir en certains éléments.

Par ailleurs, il n'existe pas d'anomalies géochimiques naturelles. En revanche, un certain nombre de sources de pollutions, ponctuelles ou diffuses, sont bien identifiées. Les sites de pollution intense les mieux étudiés sont ceux aux alentours des usines Metaleurop Nord à Noyelles-Godault (fermée en 2003), Umicore à Aubry et la zinguerie de Mortagne-du-Nord dont l'activité a cessé en 1962.

#### 2.2 Construction de la base de données

La base de données a été construite en rassemblant des données collectées dans le cadre de quatre programmes de recherche distincts menés avec différentes stratégies d'échantillonnage et concernant pour l'essentiel des sols agricoles. Toutes les analyses ont été réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA à Arras, qui a toujours utilisé les mêmes méthodes.

La technique d'échantillonnage a consisté en des prélèvements de 2 à 6 échantillons pris dans des fosses en respectant les limites des horizons. Les différentes stratégies d'échantillonnage se complètent assez bien et permettent une couverture presque complète du territoire régional et des diverses causes de contaminations anthropiques. Plus récemment, une campagne complémentaire de prélèvements et d'analyses a été réalisée pour constituer un jeu de données indépendant pour la validation des cartes de facteurs d'enrichissement. Ainsi 50 sites ont été échantillonnés (horizon de surface et horizon profond ou matériau parental) selon une sélection aléatoire stratifiée par petite région agricole.

### **2.3 Calcul des facteurs d'enrichissement (FE)**

En chacun des 252 sites prospectés, les concentrations totales en 18 ET (As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, V et Zn) et en aluminium ont été déterminées dans les horizons de surface et dans l'horizon profond ou le matériau parental. Un FE a ainsi été calculé en chaque site pour chaque ET comme le ratio entre la concentration en un ET en surface et celle mesurée dans le niveau profond de référence, normalisées par les concentrations en Al dans les horizons correspondants.

Ce calcul implique qu'il existe un lien pédogénétique entre les deux couches superposées prises en compte en chaque site. Il ne suffit donc pas de confronter les compositions de surface et de profondeur, il faut vérifier à chaque fois que les deux niveaux analysés sont issus du même matériau parental. Il faut aussi que les processus pédogénétiques n'aient pas modifié sensiblement les rapports ET/Al dans l'horizon de surface.

### **2.4 Procédures de cartographie et de validation**

La technique de simulation séquentielle gaussienne a été conduite pour cartographier les FE. La cartographie a été validée par l'analyse des performances des simulations grâce à une mesure de l'exactitude et de la précision, sur la base du jeu de données de 50 sites qui n'a pas servi lors de la cartographie, des réalisations obtenues pour chaque FE.

## **3. Résultats et discussion**

L'analyse variographique a montré que les valeurs des facteurs d'enrichissement de 8 éléments sont structurées spatialement. Des simulations séquentielles gaussiennes ont donc été conduites pour cartographier ces FE. Les résultats de la validation cartographique permettent de conclure que les cartes obtenues sont toutes précises, voire exactes et précises pour certaines. Ces cartes ont donc été utilisées pour discuter l'origine et l'extension spatiale de l'enrichissement exogène en ET des horizons de surface.

Les résultats ainsi obtenus sont hautement cohérents avec les diverses sources de contamination connues. Le cadmium montre un enrichissement sur la totalité de la région, y compris dans les zones rurales éloignées de toute source industrielle. En zones rurales, le FE du cadmium varie de 3 à 10. Ses valeurs peuvent atteindre 100 près des sources industrielles. Le zinc et le plomb présentent des enrichissements locaux à proximité immédiate d'usines et des zones urbaines où les valeurs des FE varient de 3 à 10. Le bismuth, le cuivre et l'étain montrent des enrichissements modérés principalement autour des plus grandes agglomérations et des zones d'intenses activités industrielles. Les valeurs de leurs FE varient de 1,5 à 3 hors des zones rurales. L'indium montre des niveaux d'enrichissement similaires à ceux du bismuth, mais seulement à proximité immédiate de l'ancienne fonderie de zinc (Metaleurop Nord). Pour le thallium, il ne semble pas y avoir d'enrichissement des sols.

Il ressort de nos travaux que le calcul des facteurs d'enrichissement permet la détection et la quantification précise à l'échelle locale comme régionale de la contamination anthropique des horizons de surface. Cette approche est bien adaptée aux zones de roches sédimentaires où les sols ont subi de faibles transformations pédogénétiques mais n'est pas applicable partout.

### **Remerciements**

Nous remercions l'ADEME pour le soutien financier au programme dit NICOSIA dont une partie des résultats est présentée dans ce résumé.

## **Établissement d'une méthode générique d'estimation du risque de transferts de produits phytosanitaires vers les eaux à l'échelle régionale**

**BOURENNANE SCHNEBELEN Nathalie<sup>1</sup>, RABOT Eva<sup>1</sup>, FORT Jean-Luc<sup>2</sup>,  
CAM Catherine<sup>2</sup>, ARROUAYS Dominique<sup>1</sup>, MINETTE Sébastien<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> US1106 Unité de Service Infosol, INRA - Centre de Recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, F-45075 ORLEANS Cedex 2, France. Nathalie.Schnebelen@orleans.inra.fr

<sup>2</sup> Chambre Régionale d'Agriculture de Poitou-Charentes, BP 50002, F-86550 MIGNALOUX BEAUVOIR. Jean-Luc.FORT@poitou-charentes.chambagri.fr

### **Introduction et contexte**

Le programme national d'actions, défini par la circulaire du 1<sup>er</sup> août 2000, lancé par les Ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement vise une réduction des pollutions par les produits phytosanitaires. A ce titre, les groupes régionaux de lutte contre les pollutions par les produits phytosanitaires sont sollicités afin de réaliser un diagnostic de leur territoire à l'échelle régionale. Parmi les multiples objectifs, il s'agit notamment d'identifier les bassins versants prioritaires vis-à-vis du risque de pollution comme outil d'aide à la décision, de valider les choix de zones prioritaires préalablement définies et d'optimiser l'implantation des réseaux de surveillance de la qualité des eaux superficielles et souterraines.

La méthode utilisée est celle du diagnostic régional, telle qu'elle est présentée dans le document produit par le CORPEN (CORPEN Groupe Phytoprati-SIG, 2003). Elle permet une représentation des zones à risque de transfert de produits phytosanitaires d'un point de vue qualitatif. Elle consiste à croiser des informations de natures diverses, influant sur les modes de circulation de l'eau et sur les facteurs facilitant les transferts de produits phytosanitaires. Cette méthode est souvent employée car sa réalisation est assez accessible.

L'évaluation du risque de transfert de produits phytosanitaires a nécessité, dans les régions ayant finalisé l'étude, un long travail de concertation entre les acteurs et experts en environnement. La difficulté réside notamment dans le choix des critères à prendre en compte en fonction de la disponibilité des données, et leur mode de combinaison. A cet égard, l'unité Infosol de l'INRA d'Orléans propose, en collaboration avec de nombreux partenaires régionaux déjà engagés dans une démarche d'estimation des risques, d'établir une méthode générique.

### **Matériel et méthodes**

Cette étude s'appuie sur l'analyse de plusieurs méthodes de diagnostic régional, ainsi que sur la méthode préconisée par le CORPEN. Ce dernier document présente des éléments de méthodologie, sans proposer une méthode directement applicable. Ainsi, plusieurs méthodes régionales ont été développées en parallèle, utilisant des démarches, paramètres et sources de données différentes.

L'étude s'appuie également sur trois bassins versants contrastés de la région Poitou-Charentes, utilisés pour tester la méthode générique. L'un est à dominante céréalière (La Boutonne), un autre à dominante viticole (Le Né, partie aval) et le dernier à dominante maraîchère (L'Arnoult). Ce choix se base également sur le fait que ces zones sont actives du point de vue des politiques environnementales (SAGE, Zone d'Action Prioritaire pour la lutte contre les produits phytosanitaires).

## Résultats et conclusion

La comparaison des diverses méthodes de diagnostic régional existantes a permis d'observer la variabilité des méthodes employées et d'en caractériser les points forts. Les divergences concernent principalement l'évaluation de la vulnérabilité. Les aspects dilution, pratiques culturales et enjeux sont plus formalisés et laissent une moins grande part de liberté dans le choix des paramètres à utiliser.

La méthode générique proposée est résumée Figure 1. Elle se base sur la compréhension des phénomènes de circulation de l'eau et des transferts des produits phytosanitaires. Ses principaux atouts sont d'être aisément reproductible et applicable à tout contexte régional.

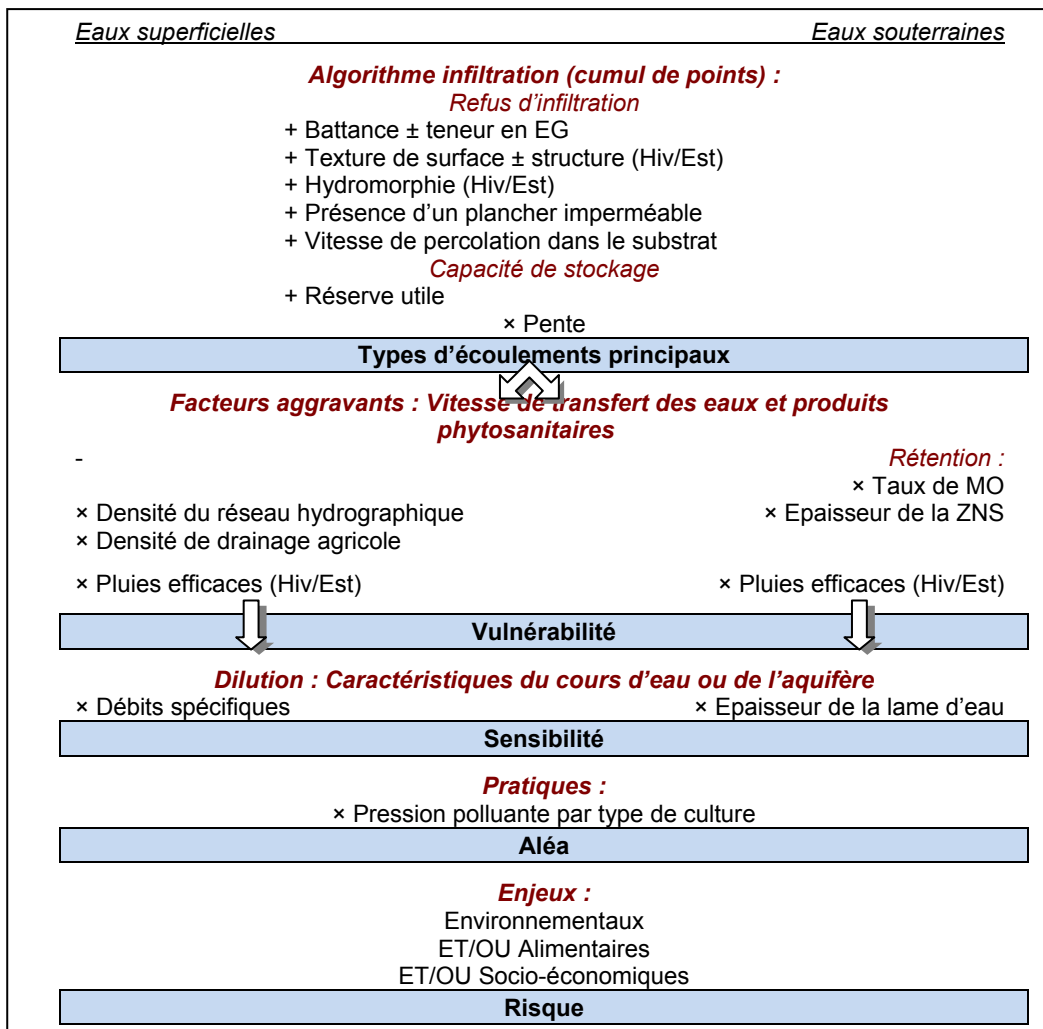


Figure 1 : Démarche et paramètres de la méthode générique proposée

Une application a été menée sur les trois bassins versants tests de la région Poitou-Charentes. Quatre cartes d'aléa aux transferts de produits phytosanitaires ont été établies, pour les deux types de ressource en eau, souterraines et superficielles, et à deux périodes climatiques. La validation des résultats a été effectuée par comparaison avec les diagnostics locaux et les analyses chimiques d'échantillons d'eau de surface et souterraine.

## Références bibliographiques

CORPEN Groupe Phytopratt-SIG, 2003 – Eléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires – Utilisation des outils de traitement de l'information géographique : SIG. Brochure, 84 p.

## **Prédiction des propriétés du sol à l'échelle nationale à partir des données du RMQS : Exemple des Eléments Trace Métalliques**

**SABY Nicolas P.A.<sup>1</sup>, JOLIVET Claudy<sup>1</sup>, BOULONNE Line<sup>1</sup>, RATIÉ Céline<sup>1</sup>,  
MARCHANT Ben P.<sup>2</sup>, LARK R.Murray<sup>2</sup>, THIOULOUSE Jean<sup>3</sup>,  
et ARROUAYS Dominique<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : INRA INFOSOL, US 1106, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS Cedex 2

<sup>2</sup> : Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire AL5 2JQ, UK

<sup>3</sup> : Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive, F-69622, Villeurbanne, FRANCE

En 2006, La Commission Européenne a adopté une stratégie thématique et une proposition de directive cadre (European Communities, 2006) visant à assurer le maintien de la qualité des sols européens et leur capacité à supporter l'activité humaine et les écosystèmes. Ce travail a permis d'identifier les principales menaces pesant sur les sols, comme par exemple la contamination des sols par les éléments traces métalliques. La mise en place d'une telle politique de protection des sols et l'identification des zones à risques ont pour conséquence la nécessité de disposer d'informations précises et distribuées sur la variabilité des propriétés des sols dans l'espace et dans le temps. En d'autres termes, ces politiques impliquent la mise en place de dispositifs de mesure de la qualité des sols à forte résolution spatiale. De plus, les données collectées par ce type de réseau doivent être analysées par des méthodes statistiques adaptées à la nature et l'extension spatiale de l'information manipulée afin d'offrir des prédictions fiables sans artefact de calculs.

Ainsi, le nombre d'observations et leur extension spatiale à l'échelle d'un pays se traduisent par des défis à relever pour leur analyse statistique. Le nombre d'observations (supérieur à 2000 pour la France) pose d'abord des difficultés pour la mise en œuvre de techniques géostatistiques demandant beaucoup de ressource en calcul, en particulier les méthodes REML (Lark & Cullis, 2004). L'extension spatiale quant à elle se traduit par la possibilité de rencontrer des contextes pédo-climatiques contrastés conduisant à des structures spatiales hétérogènes des propriétés du sol. En outre, l'impact des pollutions locales peut biaiser l'analyse des structures spatiales à plus petite échelle. Ces données sont souvent nommées « outliers » et conduisent notamment à la surestimation de la variance de la propriété du sol étudiée. Enfin, le nombre de propriétés mesurées en chaque observation offre la possibilité d'étudier l'échelle des relations spatiales entre les propriétés du sol.

L'objectif de ce travail est de proposer des méthodes d'analyses statistiques adaptées aux données issues du programme Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) permettant de cartographier les pollutions diffuses en ETM au niveau national. Pour cela, il se fonde sur la prise en compte du contexte pédoclimatique et des outliers dans le calcul des modèles de distribution spatiale des ETM.

Le jeu de données extrait de la base de données du RMQS comporte plus de 2000 sites localisés sur le territoire national selon une grille régulière de 16 km de côté. Sur chaque site RMQS, deux échantillons composites (issus de 25 prélèvements) sont prélevés selon un échantillonnage non aligné sur une surface d'échantillonnage de 20 x 20 m. Le premier échantillon est prélevé dans la couche supérieure du sol (couche travaillée ou 0-30 cm) et le second dans la couche de sol sous-jacente (limite inférieure de la couche travaillée jusqu'à 50 cm ou 30-50 cm). Les teneurs totales de 8 ETM (Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Mo, Pb, Zn) ont été déterminées après extraction par HF-HClO<sub>4</sub> et 5 ETM (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) par extraction par l'EDTA.

Dans ce travail, nous proposons premièrement de modéliser la teneur en ETM à l'échelle nationale à l'aide des modèles linéaires à effets mixtes (MLM) (Lark & Cullis, 2004). Nous nous fondons sur un modèle à 3 composantes. La première composante correspond au déterminisme du matériau parental ou de l'occupation du sol et, est représentée par l'effet fixe du MLM. La deuxième composante correspond aux variations au sein de chaque modalité de l'effet fixe et est représentée par l'effet aléatoire du MLM. La troisième composante correspond au processus spatial secondaire issu de la présence d'outliers dans le jeu de données. Elle nécessite pour sa modélisation d'employer des techniques robustes (Lark, 2002) permettant d'identifier ces outliers. Ils peuvent ainsi, soit être éliminés du jeu de données (Rawlins *et al.*, 2006), soit « winsorizer » (Hawkins & Cressie, 1984). Cette dernière technique consiste à réévaluer la valeur des outliers en éliminant la 3e composante tout en maintenant les 2 premières.

Dans un deuxième temps, nous avons étudié les relations spatiales entre les éléments trace par la mise en œuvre d'analyses multivariées sous contraintes spatiales (Thioulouse J., 1995). Une relation de voisinage des observations est traduite en termes de pondération (nombre de voisin en chaque site) et introduite par la suite dans le calcul de l'ACP. Elle permet de mettre en évidence des structures globales par le calcul de composantes cartographiables.

Les résultats de ce travail montrent l'intérêt de disposer de bases de données distribuées à l'échelle nationale pour la cartographie des contaminations des sols en ETM. Ils montrent aussi l'importance de s'appuyer sur des techniques statistiques adaptées à la nature de l'information et notamment la présence d'outliers.

## Bibliographie

- European Communities (2006). Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council. Establishing a Framework for the Protection of Soil and Amending Directive 2004/35/EC.COM(2006) 232.2004/35/EC.COM(2006)232. European Commission, Brussels, Belgium.
- Hawkins, D.M., Cressie, N. (1984). Robust kriging - A proposal. *Journal of the International Association for Mathematical Geology*, 16, 3–18.
- Lark, R.M., 2002. Modelling complex soil properties as contaminated regionalized variables. *Geoderma*, 106, 799–813.
- Lark, R.M., Cullis B.R. (2004). Model based analysis using REML for inference from systematically sampled data on soil. *European Journal of Soil Science*, 55, 799–813.
- Rawlins, B.G., Lark, R.M., Webster, R., O'Donnell, K.E. (2006). The use of soil survey data to determine the magnitude and extent of historic metal deposition related to atmospheric smelter emissions across Humberside, UK. *Environmental Pollution*, 143, 416–426.
- Thioulouse, J., Chessel, C. and Champely S. (1995). Multivariate analysis of spatial patterns: a unified approach to local and global structure. *Environmental and Ecological Statistics*, 2, 1-14.



## Comment estimer les propriétés hydriques effectives des horizons de sol hétérogènes ?

**COUSIN Isabelle, SAMOUELIAN Anatja, FRISON Anthony, RICHARD Guy**

INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans  
cedex 2  
Isabelle.Cousin@orleans.inra.fr

### Introduction

Maillon élémentaire de l'organisation des sols, l'horizon constitue l'objet de référence pour caractériser la couverture pédologique, son évolution et son fonctionnement. Pour qualifier le fonctionnement hydrique de ce dernier, il est souvent nécessaire de recourir à des modèles lesquels nécessitent, entre autres, de connaître les propriétés hydriques des horizons. Lorsque les horizons sont hétérogènes (horizons présentant des glosses, horizons cultivés, horizons caillouteux, etc...), l'estimation de certaines de leurs propriétés, notamment la conductivité hydraulique, reste un challenge. L'objectif de ce travail est de proposer une méthodologie pour déterminer les propriétés hydriques effectives – courbe de rétention en eau, conductivité hydraulique en régime saturé et insaturé - d'un horizon hétérogène.

### Matériel et méthodes

Nous avons choisi un horizon modèle de sol hétérogène : il s'agit de l'horizon E&BT d'un LUVISOL DEGRADE (voir la description du profil dans Quénard *et al.*, 2009). Cet horizon est composé d'une juxtaposition complexe de volumes clairs, limoneux, et de volumes ocre, plus argileux et plus riches en oxydes de fer. L'organisation géométrique de ces volumes clairs et ces volumes ocre a été obtenue grâce à une prospection de résistivité électrique en 3D, qui permet d'obtenir une image à une résolution de 3 cm, sur un volume d'environ 0,15 m<sup>3</sup> (Figure 1) (Cousin *et al.*, 2009).

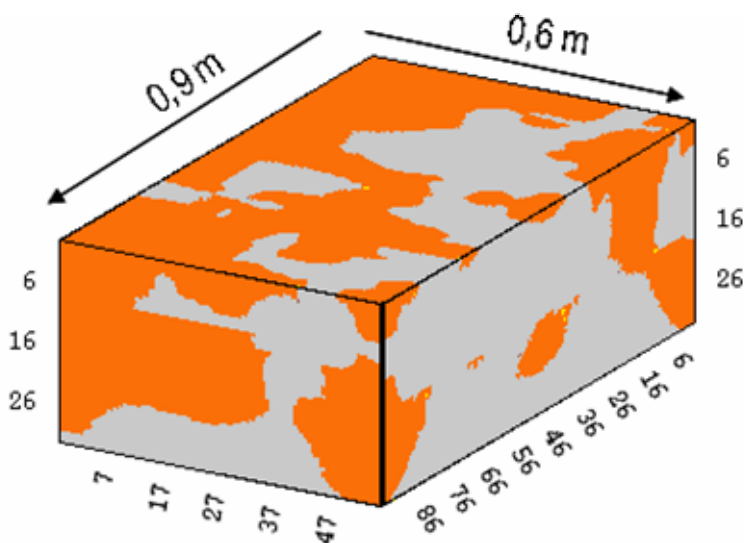


Figure 1 : Organisation tridimensionnelle des volumes ocre et des volumes clairs de l'horizon E&BT d'un LUVISOL DEGRADE.

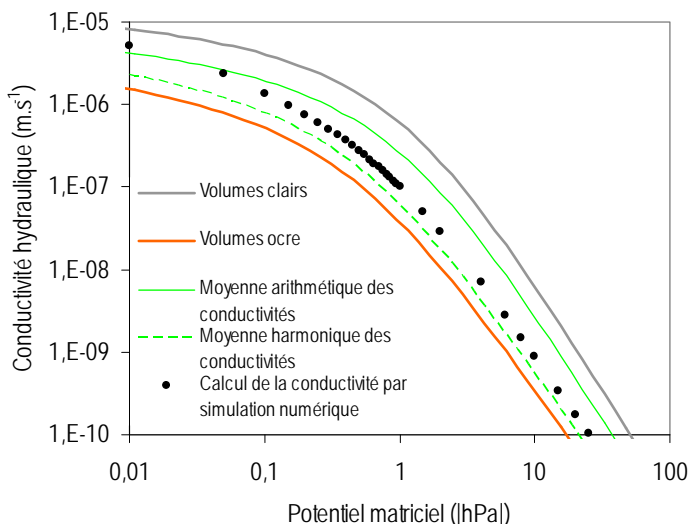
Des prélèvements non perturbés de volumes ocre et de volume clairs ont permis la détermination i) de la courbe de rétention grâce à des mesures de teneur en eau volumique sur des échantillons équilibrés à différents potentiels dans des presses à membrane de Richards, et ii) la courbe de conductivité en régime saturé et insaturé grâce à des mesures avec un perméamètre à charge constante et un dispositif évaporatoire de Wind miniaturisés.

## Résultats et conclusions

L'estimation de la courbe de rétention en eau à l'échelle de l'horizon est calculée par des moyennes arithmétiques pondérées par la proportion des différents volumes pédologiques, à chaque point de teneur en eau. Les courbes de rétention en eau des volumes ocre et des volumes clairs sont contrastées et l'estimation de la courbe en eau résultante à l'échelle de l'horizon doit donc tenir compte des deux volumes.

L'estimation de la conductivité hydraulique en régime insaturé est plus complexe et se fonde sur un arbre de décision qui permet de faire des choix en fonction des conductivités hydrauliques des volumes élémentaires.

Si le contraste de conductivité hydraulique entre les volumes pédologiques élémentaires est faible, le calcul de la propriété effective consiste en un calcul de moyennes arithmétiques ou harmoniques. Si par contre le contraste de conductivité hydraulique est élevé, la démarche consiste à simuler numériquement le fonctionnement hydrologique de l'horizon pour en déduire sa conductivité hydraulique effective. La figure 2 présente un exemple de détermination de la conductivité par calcul des moyennes et par simulation numérique sur une coupe 2D extraite du volume de sol 3D analysé.



Dans cet exemple, les courbes de conductivité hydraulique des volumes ocre et des volumes clairs sont significativement différentes (il y a parfois un ordre de grandeur entre la conductivité des volumes clair et celle des volumes ocre). La détermination de la conductivité hydraulique par simulation numérique est intermédiaire entre les courbes des volumes élémentaires. La conductivité calculée par la moyenne arithmétique est supérieure à celle obtenue par simulation. La conductivité calculée par moyenne géométrique est inférieure à celle obtenue par simulation. On constate que pour des potentiels matriciels inférieurs à -10 hPa, la moyenne harmonique constitue, dans ce cas, une bonne approximation de la conductivité hydraulique.

**Figure 2 :** Détermination de la conductivité hydraulique effective. Comparaison des conductivités calculées par des moyennes et de la conductivité déterminée par simulation numérique.

## Références

Cousin I., Bourennane H., Frison A., Giot G., Pasquier C., Richard G., 2009. Caractérisation de la structure tridimensionnelle d'un horizon hétérogène : apport de la résistivité électrique 2D et 3D. Actes des Journées d'Etudes des Sols, 11-15 mai 2000, Strasbourg, France.

Quénard L., Samouëlian A., Frison A., Cousin I., 2009. Prise en compte des hétérogénéités locales et spatiales en vue de la modélisation hydrique d'un sol drainé. Actes des Journées d'Etudes des Sols, 11-15 mai 2000, Strasbourg, France.

**SESSION 9 (+7) : ANALYSE SPATIALE, CARTOGRAPHIE,  
MODELISATION**

**COMMUNICATIONS ORALES**

**SESSION 9C : Estimation de propriétés des sols pour (ou à partir) de  
Bases de Données**



## **Incidence de la qualité du sol sur la formation du prix des terres agricoles**

**CURMI Pierre<sup>1</sup>, HILAL Mohamed<sup>2</sup>, CAVAILHES Jean<sup>2</sup>, AY Jean-Sauveur<sup>2</sup>,  
BRAYER Jean Marc<sup>1</sup>, BARGEOT Lionel<sup>3</sup>, BROCHIER Myriam<sup>1</sup>, CARLOT Aurore<sup>1</sup>,  
DAVADAN Maud<sup>1</sup>, LAROCHE Bertrand<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> : AgroSup Dijon, Eq. Diquas, 26 Bd Dr Petitjean, 21079 Dijon, p.curmi@enesad.fr

<sup>2</sup> : Inra, UMR 1041 Cesaer, 26 Bd Dr Petitjean, 21079 Dijon

<sup>3</sup> : AgroSup Dijon, Eduter, 26 Bd Dr Petitjean, 21079 Dijon

<sup>4</sup> : Inra, InfoSol, 2163 avenue de la Pomme de Pin, Ardon, 45075 Orléans Cedex 2

Dans la plupart des travaux sur le prix des terres agricoles, les caractéristiques « de nature » (pédologie, relief, climat) ne sont pas intégrées, car les bases de données correspondantes sont rarement disponibles. Notre travail, qui réunit agronomes, géographes et économistes, contribue à combler cette lacune. Plus précisément, il s'agit d'analyser le rôle de certains paramètres de la qualité des sols dans la formation du prix des terres à destination agricole.

Cavailhès et Wavresky (2003) ont montré que, dans la région dijonnaise, le prix des terres à destination agricole dépendait de facteurs urbains (distance à Dijon, densité de population, etc.) et de facteurs agricoles (petite région agricole, nature cadastrale des terres). Les premiers tiennent à une « influence urbaine » qui s'explique par l'anticipation de plus-values d'urbanisation. Les seconds n'ont été appréhendés par l'étude que d'une manière très approximative : nature cadastrale des parcelles, marge brute standard (qui a peu de sens à un niveau géographique fin) et petite région agricole. Malgré cela, des effets significatifs apparaissent sur les valeurs foncières. Leur sens correspond à l'intuition : les vergers sont plus chers que les terres et les autres catégories moins chères que ces dernières, etc.

Le travail de Cavailhès et Wavresky montre que l'utilisation de données pédologiques devrait améliorer les résultats. Pour ce faire, nous estimons un modèle hédoniste dont le principe consiste à décomposer le prix d'un bien – ici la terre agricole – en la somme de ses attributs (qu'ils soient intrinsèques, comme la surface ou la qualité pédologique, ou liés à la localisation des parcelles, comme la distance à la ville). Le marché foncier analysé est décrit par les transactions foncières notifiées à la Safer durant la période 1993-2005 pour le département de la Côte-d'Or (21). Les données comportent des variables caractérisant le bien (superficie, nature cadastrale, liste des parcelles avec leur localisation), la transaction (prix, date, type, opérateurs), les acheteurs et les vendeurs. Chaque parcelle faisant partie de la transaction a été géoréférencée dans le système de coordonnées Lambert par appariement avec les données numériques du cadastre. Les transactions incluant des parcelles de vignes et les communes viticoles ont été exclues.

Les données pédologiques proviennent de la base de données « Sols et territoires de Bourgogne » au 1/250 000<sup>e</sup> qui délimite des unités cartographiques de sols (UCS), incluant un ensemble d'unités typologiques de sols (UTS). Les types de sols sont eux-mêmes composés d'un empilement de strates (horizons) précisément caractérisées en utilisant le dictionnaire de données Donesol (Infosol, 2005). La capacité de stockage en eau (CSE) est la variable intégratrice principale que nous avons choisie pour quantifier la qualité agronomique des UTS. Des variables auxiliaires caractérisant la strate de surface, directement appréhendables par l'agriculteur et influant sur le comportement du sol, ont été aussi testées (teneur en argile,

teneur en limon, charge en éléments grossiers, teneur en matière organique). Nous avons enfin distingué, au niveau de l'UTS, 4 classes d'hydromorphie. L'agrégation des données à l'échelle de l'UCS a été réalisée de la manière suivante : valeur de l'UTS dominante ou valeur moyenne pondérée pour la CSE (Laroche, 1997) valeur de l'UTS dominante pour les variables auxiliaires.

L'attribution à une transaction d'une variable de qualité de sol, spatialisée à l'échelle de l'UCS, se fait en deux temps. D'abord, l'information est affectée aux parcelles par l'intermédiaire d'un SIG ; ensuite, on calcule pour chaque transaction une valeur moyenne pondérée par la surface des parcelles constituant la transaction. Une fois l'appariement réalisé, le modèle explicatif du prix est log-linéaire : le logarithme du prix de la transaction est expliqué par les attributs du bien (y compris ceux relatifs à la qualité des terres) et de la transaction. Il est estimé en décomposant la variable d'erreur en un terme aléatoire communal et en un terme individuel de la transaction (*random-effects model*). L'estimation du modèle a été réalisée en utilisant le logiciel SAS (*proc model*).

La CSE a un effet statistiquement positif, ce qui signifie que la qualité des sols a une incidence sur le prix des terres agricoles. Les estimations montrent que pour un écart type supplémentaire de CSE, le prix des terres s'accroît de 3%, soit environ 80€/ha au point moyen. L'utilisation d'un modèle économétrique multivarié permet d'obtenir ce résultat en contrôlant les autres caractéristiques observées des transactions qui influent également sur les prix. Les teneurs en argile et en limon, de même que le caractère non hydromorphe des sols, ont un effet positif. En revanche, la teneur en matière organique (MO), toujours à autres caractéristiques égales, apparaît comme négativement corrélée avec le prix des terres.

Une autre spécification du modèle permet de différencier l'effet de la CSE selon le niveau d'hydromorphie des sols. On obtient un effet de la CSE non monotone selon l'hydromorphie. Alors que la relation positive est maintenue pour les sols peu ou non hydromorphes, l'effet d'interaction pour les parcelles hydromorphes est négatif, bien que non statistiquement significatif. Ce changement de signe de l'impact de la CSE selon l'hydromorphie est à relier avec un autre type d'effet croisé que l'on a obtenu. L'existence d'un effet négatif du taux de matière organique peut être issu du fait que les sols hydromorphes sont naturellement plus riches en matière organique. Cela nous permet donc de revenir sur l'effet négatif de la teneur en matière organique, tel qu'un premier modèle (supposant un effet linéaire et monotone) le faisait apparaître.

Nous arrivons donc à la première conclusion qu'un examen minutieux des relations croisées entre les variables pédologiques est nécessaire, car les relations peuvent être fortement non-linéaires. D'autres travaux sont envisagés sur ces questions, avec pour objectifs d'intégrer la pluviométrie et la topographie afin d'affiner les résultats sur les variables de qualité des sols déjà présentes. Une seconde conclusion de ce travail est à mettre en lien avec les différentes échelles utilisées. Bien que les données pédologiques et économiques soient fortement agrégées et à des degrés différents, une certaine incidence de paramètres caractérisant la qualité des sols dans l'élaboration du prix est mise en évidence.

### Références

- Cavallières J., Wavresky, P. 2003 - Urban influences on periurban farmland prices. *European Review of Agricultural Economics* 30 (3): 333-357.
- Infosol, 2005 - Donesol version 2.0 : Dictionnaire de données, 357 p.
- Laroche B., 1997 - Détermination et représentation cartographique de la capacité de stockage en eau des sols du département de la Côte-d'Or. *Rapport de stage du DESS « Espace Rural et Environnement » université de Bourgogne, Inra, Enesad-Cnerta, 50p*

## Estimation des densités apparentes de sols forestiers à l'aide de la méthode *GBM* : *Generalized Boosted Regression Modeling*

JALABERT Stéphanie<sup>1</sup>, MARTIN Manuel<sup>2</sup>, ARROUAYS Dominique<sup>2</sup>,  
RENAUD Jean-Pierre<sup>3</sup>, BOULONNE Line<sup>2</sup>, JOLIVET Claudy<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : ENITA de Bordeaux, UF Agrosystèmes et Forêts, 1 Cours du Général de Gaulle, CS 40201, 33175 GRADIGNAN CEDEX, s-jalabert@enitab.fr

<sup>2</sup> : Centre INRA d'Orléans, US INFOSOL, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS CEDEX 2

<sup>3</sup> : Office National des Forêts, Département Recherche, Les Merises, Parc de Haye, 54840 VELAIN-EN-HAYE

### Introduction

La densité apparente des sols ( $\rho$ ) est une propriété essentielle pour l'évaluation des flux et des stocks d'éléments. Cependant, les valeurs de  $\rho$  manquent fréquemment dans les études pédologiques, car sa mesure sur le terrain est longue, coûteuse et laborieuse. Des Fonctions de Pédotransfert (FPT) ont été développées dans le but de prédire  $\rho$  en utilisant des propriétés pédologiques facilement disponibles (Adams, 1973; Alexander, 1980 ; Manrique et Jones, 1981 ; Bernoux *et al.*, 1998). Une récente étude (De Vos *et al.*, 2005) compare la performance de 12 FPT, réparties en 5 groupes, sur un jeu de données issues de sols forestiers. Ces fonctions dérivent des méthodes statistiques de régression simple ou multiple. La méthodologie utilisée dans cette étude se base sur les travaux de Martin *et al.* (2009), ici appliquée aux sols forestiers du projet Biosoil<sup>22</sup>-France. Nous proposons 3 modèles d'estimation des densités issus de la méthode du *Generalized Boosted Regression Modeling* (*GBM*; Ridgeway, 2006), que nous comparons aux 5 familles de fonctions présentées par De Vos *et al.* (2005).

### Matériel et Méthodes

Les données utilisées proviennent des prélèvements effectués lors la campagne Biosoil 2006-2007, sur les placettes du réseau européen de surveillance des forêts. Ces placettes sont réparties selon une grille à maille carrée de 16 km de côté. En France, Biosoil est également associé à l'implantation forestière du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). Le réseau Biosoil-France compte au total 548 sites forestiers. Le jeu de données mobilisé dans cette étude comporte 1070 mesures de densités apparentes ( $\rho$ ), provenant de 423 de ces sites. Les mesures de  $\rho$  ont été effectuées entre 0 et 30 cm de profondeur, par la méthode au cylindre (NF X31-501) ou à l'eau (NF X31-503).

L'approche *GBM* (package R *gbm*) fait partie de la famille des *Boosted Regression Trees* qui combine 2 algorithmes : (1) la construction d'arbres de régression et (2) le "boosting", qui ajuste et combine ces arbres de manière itérative, afin de minimiser une fonction de perte (*loss function*). Le nombre d'itérations, nommé *best.iter*, est déterminé par l'algorithme *GBM*. Celui-ci est composé de plusieurs paramètres (Ridgeway, 2006) dont les principaux sont : le nombre maximal d'arbres de régression (*nt*), le seuil d'apprentissage (*learning rate*, *lr*), le nombre maximal de variables participant à la création des arbres élémentaires (*tree size*, *ts*) et le nombre maximal d'observations au niveau des noeuds terminaux des arbres (*n.minnobsinode*, *mobs*). La première étape est l'optimisation de ces paramètres **par validation croisée**. A chaque répétition, le modèle est ajusté sur une proportion d'individus choisie aléatoirement (jeu de données **interne**). Le jeu de données restant (jeu **externe**) est utilisé pour l'étape de validation du modèle. La proportion de données retenues pour le jeu d'ajustement est de 90%. Les paramètres optimaux ainsi obtenus sont utilisés pour ajuster les modèles *GBM* sur l'ensemble du jeu de données.

<sup>22</sup> La présentation du projet BIOSOIL est disponible à l'adresse suivante : <http://biosoil.jrc.ec.europa.eu/>

## Résultats

- Trois modèles ont été ajustés par la méthode *GBM* sur le jeu de données Biosoil :
- **modèle G3** : 3 variables d'entrée (teneurs en carbone organique (*oc*), argile (*clay*) et limons (*silt*))
  - **modèle G8** : 8 variables d'entrée (profondeur (*depth*), teneur en eau (*moist*), teneur en carbone organique (*oc*), pH (*ph*), somme des bases échangeables (*bases*), substrat géologique (*pmat*), essence forestière dominante (*species*), type de forêt (*use*))
  - **modèle G11** : modèle G8, avec en plus l'introduction des textures *clay et silt* et ainsi que la teneur en éléments grossiers (*gravel*).

**Tableau 1 : Paramètres des modèles *GBM* et indices statistiques obtenus pour les jeux de données interne et externe**

Des 5 familles de FPT de De Vos *et al.* (2005), le modèle D est le plus performant. Sur jeu de données externe, 45% de la variabilité des densités est expliquée avec une erreur de  $\pm 0,216 \text{ g/cm}^3$  (Tableau 1). Les résultats obtenus pour le modèle G3 restent proches du modèle D : le coefficient de détermination ( $R^2$ ) en validation externe est d'environ 50% avec une erreur de  $\pm 0,206 \text{ g/cm}^3$ .

	Modèles			
	D†	G3	G8	G11
lr	-	0,1	0,05	0,05
ts	-	7	7	5
mobs	-	5	5	5
nt	-	3000	3000	3000
best.iter	-	33	205	324
$R^2$	0,4507	0,5996	0,8623	0,9005
$R^2$ externe	0,4512	0,4989	0,6287	0,7139
RMSPE	0,2158	0,1859	0,1101	0,0934
RMSPE externe	0,2162	0,2065	0,178	0,1568
† Equation du modèle D : $\rho = a_0 + a_1 * \ln(oc) + a_2 * [\ln(oc)]^2$				

Les modèles G8 et G11 montrent de meilleurs résultats, avec l'introduction de variables qualitatives (*species*, *pmat*). Sur l'ensemble du jeu de données, les deux modèles expliquent respectivement 86% et 90% de la variation de  $\rho$  (Tableau 1). La qualité prédictive est également démontrée pour le jeu de données externe, avec, des  $R^2$  atteignant 63% et 71%, et des erreurs résiduelles plus faibles ( $\pm 0,178 \text{ g/cm}^3$  et  $\pm 0,157 \text{ g/cm}^3$ ).

L'algorithme *GBM* estime la participation de chaque variable d'entrée dans la prédiction de  $\rho$  et nous permet ainsi d'isoler les facteurs les plus importants. La teneur en carbone organique (*oc*) est la variable prédominante des 3 modèles obtenus. Pour G8 et G11, la prédiction des densités est fortement influencée par les variables *species*, *pmat* et *moist*. L'introduction de *clay*, *silt* et *gravel* dans G11 révèle seulement l'importance de la teneur en éléments grossiers dans la prédiction des densités.

Sur le jeu de données Biosoil, l'approche *GBM* montre une nette amélioration du pouvoir prédictif, comparé aux FPT anciennement publiées. L'utilisation de cette nouvelle approche, sur des jeux de données similaires où les densités sont inconnues, permet d'améliorer significativement les prédictions.

## Références

- Adams, W.A., 1973.** The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *J. Soil Sci.*, 24:10-17.
- Alexander, E.B. 1980.** Bulk densities of California soils in relation to other soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:689-692.
- Bernoux, M., D. Arrouays, C.C. Cerri, B. Volkoff, and C. Jolivet. 1998.** Bulk densities of forested Amazonian soils related with other soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:743- 749.
- De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J., Muys, B., 2005.** Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:500-510.
- Manrique, L.A., Jones, C.A., 1991.** Bulk density of soils in relation to physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:476-481.
- Martin, M., Lo Seen, D., Nair, K.M., Bourgeon, G., Arrouays, D. (2009).** Optimizing of pedotransfer functions for estimating bulk density using Boosted Regression Trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73:485-493.
- Ridgeway, G., 2006.** Generalized Boosted Models: a guide to the *GBM* package. R vignette.



## **La base de données sur les sols d'Alsace, un outil opérationnel de valorisation de la connaissance des sols**

**SAUTER Joëlle<sup>1</sup>, PARTY Jean-Paul<sup>2</sup>, KOLLER Rémi<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg, j.sauter@bas-rhin.chambagri.fr

<sup>2</sup> SOL CONSEIL, 251 route de la Wantzenau, 67000 Strasbourg, jean-paul.party@wanadoo.fr

<sup>3</sup> ARAA, r.koller@bas-rhin.chambagri.fr

### **1. Les données disponibles**

La base de données sur les sols d'Alsace, gérée par l'ARAA, a été élaborée dans le cadre du programme national « Inventaire Gestion et Conservation des Sols » (IGCS), initié par le Ministère de l'Agriculture avec l'appui scientifique de l'INRA. Ces travaux ont débuté en Alsace en 1995, ils ont été principalement financés par la Région Alsace, le Ministère de l'Agriculture et la profession agricole. L'ARAA assure la construction et l'exploitation de la base de données. L'essentiel des travaux de collecte et de numérisation des données a été réalisé par Sol Conseil. La base de données sur les sols d'Alsace comporte différents niveaux de précision des informations :

- 1/25 000<sup>ème</sup> sur 15 000 ha du vignoble alsacien,
- 1/50 000<sup>ème</sup> sur 135 000 ha de surfaces agricoles de la plaine et des collines du Haut-Rhin,
- 1/100 000<sup>ème</sup> sur 550 000 ha pour l'ensemble de l'Alsace hors montagne vosgienne renseignés avec les données issues des guides des sols d'Alsace (collection de 10 documents réalisés sous maîtrise d'ouvrage de la Région Alsace en partenariat avec l'Agence de l'Eau-Rhin Meuse),
- et bientôt 1/250 000<sup>ème</sup> sur les 830 000 ha de l'ensemble du territoire alsacien qui constituera le Référentiel Régional Pédologique.

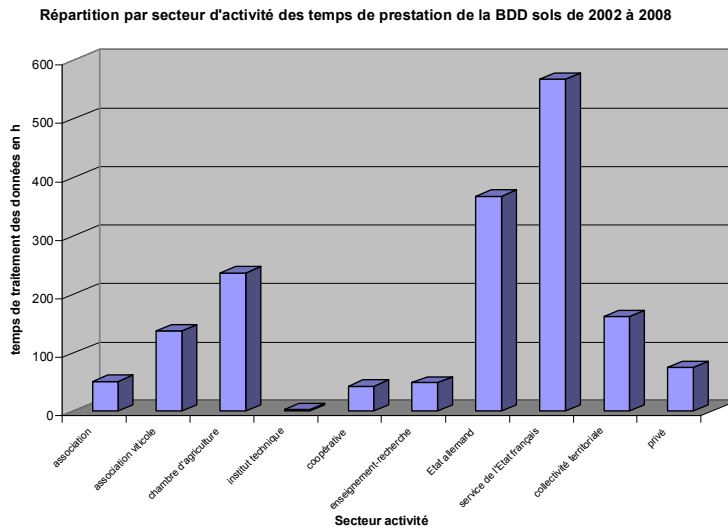
Construite selon le modèle DONESOL2 (<http://www.gissol.fr/programme/igcs/igcs.php>), elle permet le stockage de données ponctuelles (595 fosses pédologiques sont numérisées à ce jour pour l'Alsace) et de données surfaciques (unités cartographiques de sols, composées de types de sols, eux mêmes décrits selon une succession de strates).

### **2. Les valorisations de la base de données**

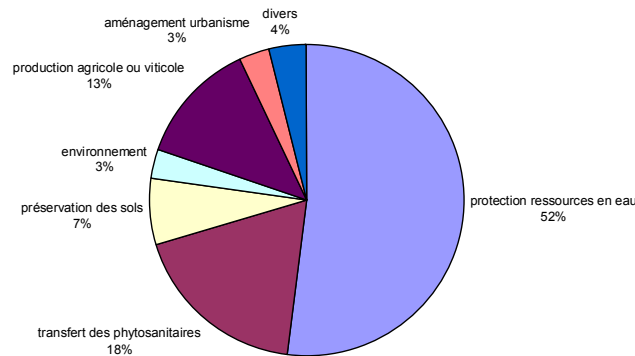
La base de données offre des possibilités de traitements complexes des informations relatives au sol et leur combinaison avec d'autres sources de données. Elle constitue un outil opérationnel d'aide à la décision et a déjà permis de répondre à des problématiques diverses. Les principales demandes d'information et de données sur les sols sont enregistrées (voir Figure1). Une vingtaine de demandes ont été comptabilisées en moyenne par an pour une durée totale de travail réalisé par l'ARAA de 10 à 20 jours par an. A ces demandes courantes est venue s'ajouter 2 années sur 3 une demande exceptionnelle (commande institutionnelle) qui a nécessité en moyenne 20 à 30 jours de travail.

La base de données a fait ses preuves quant à son utilité technique. L'autofinancement par les travaux de mise à disposition de données est cependant minime au regard des besoins pour maintenir une offre de service efficace (mise à jour de la base de données, maintenance et exploitation, service d'information sur les sols), aussi y'a t-il un enjeu majeur de constitution d'un partenariat durable autour de cet outil pour assurer le maintien et l'enrichissement de ce capital d'informations sur les sols, son exploitation et sa mise à disposition auprès de divers utilisateurs.

Figure 1 : Répartition des temps de traitement de la base de données sur les sols d'Alsace



Répartition par domaine d'activité des temps de traitement de la BDDsols de 2002 à 2008



### 3. Place de l'outil dans les problématiques locales à fort enjeu illustrée par deux exemples

Zones favorables à l'habitat du grand Hamster d'Alsace au regard du critère sols : la carte obtenue à partir de la BDDsol a constitué une donnée importante dans la délimitation d'une zone de reconquête sur des bases objectivées.

Zones potentiellement humides : la base de données a permis de faire une estimation des surfaces potentiellement concernées par l'application de l'arrêté du 24 juin 2008 sur la délimitation des zones humides appuyée sur les critères relatifs aux sols. Elle produit des éléments chiffrés illustrant les impacts probables sur le territoire alsacien et mettant en avant les enjeux locaux. L'outil se retrouve ainsi au centre des discussions entre administration et profession agricole. Dans ce contexte, des informations accompagnant les résultats de l'étude sont primordiales : (1) prise en compte de la précision des données (notion d'échelle, variabilité des sols), (2) expertise complémentaire accompagnant les résultats obtenus par traitement numérique des données, (3) accompagnement à l'utilisation des résultats.

### 4. Perspectives

Les objectifs principaux sont de continuer à enrichir la base de données, de mutualiser avec d'autres régions les outils d'exploitation de la base (travaux démarrés dans le cadre d'IGCS) et aussi de diffuser plus largement les données grâce à internet et en lien notamment avec le projet websol (voir résumé VINATIER *et al*).

**SESSION 9 (+7) : ANALYSE SPATIALE, CARTOGRAPHIE,  
MODELISATION**

**COMMUNICATIONS ORALES**

**SESSION 9D : Présentation de Bases de Données : Implémentation,  
harmonisation, diffusion**



## Identification spatiale de l'hétérogénéité économique des terres agricoles : Essai sur la base d'une relecture des réformes MacSharry de la PAC (1992)

AY Jean-Sauveur<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UMR 1041 INRA - ENESAD CESAER, 26 Bd Dr Petitjean 21000 Dijon.

[jean-sauveur.ay@enesad.inra.fr](mailto:jean-sauveur.ay@enesad.inra.fr)

L'appréciation de la qualité des sols n'est pas une chose aisée tant du point de vue conceptuel que pratique. D'une part, l'utilisation du terme fait référence à la nature (entre bonne et mauvaise) du matériau, caractérisation qui ne peut pas être séparée des fonctions qu'il remplit. Les fonctions des sols actuellement reconnues sont nombreuses: support d'activités humaines diverses (production végétale, résidentiel, transport), filtration, épuration, réserve biologique, stockage d'eau ou de carbone, etc. Mais la difficulté conceptuelle ne provient pas seulement du fait que plusieurs fonctions peuvent être remplies simultanément et à des degrés différents ; elle provient aussi et surtout du fait que les choix humains peuvent influencer sur la nature des sols et leur qualité (en choisissant d'attribuer tel sol à tel usage). La qualité se définit-elle en aval ou en amont des choix humains? Aucune réponse normative ne sera donnée ici. D'autre part, du côté pratique, il peut être pertinent de ne considérer qu'une fonction du sol afin de faire apparaître que la nature d'un sol n'est pas l'unique élément qui conditionne sa capacité à remplir cette fonction, et donc sa qualité. C'est l'objectif du présent travail par le biais de la production en grandes cultures ou plus précisément, en céréales, oléagineux et protéagineux (COP). La fonction productive est d'un intérêt particulier puisque, pour de nombreux espaces du territoire national, c'est selon cette capacité économique que les propriétaires choisissent l'usage d'un sol. Il semble alors important d'identifier dans l'espace comment est distribuée l'*hétérogénéité économique* des sols car elle conditionne leurs capacités à remplir d'autres fonctions.

Nous parlons d'hétérogénéité économique puisque les unités de sol ne se différencient pas qu'en terme de composition intrinsèque, elles se différencient selon la localisation, le climat environnant, la taille et la pente des parcelles dans lesquelles elles s'inscrivent. Autant d'exemples d'attributs qui influencent les potentialités productives (ou d'autres fonctions économiques) et donc les choix d'utilisation. Ainsi, la définition économique de l'hétérogénéité des sols nécessite l'intégration de facteurs qui ne se limitent pas aux caractéristiques intrinsèques. Pour cela, la théorie économique permet d'identifier une hétérogénéité des sols sans la faire reposer nécessairement sur des caractéristiques naturelles. L'hétérogénéité sera ici déduite des choix opérés par les personnes qui utilisent le sol. Cette hypothèse de travail est, comme nous allons voir, plutôt complémentaire qu'opposée aux méthodes qui reposent sur les attributs observables ; elle possède des avantages et inconvénients qui peuvent se combiner avec les avantages et inconvénients des autres approches (Jolivet *et al.* 2006). Dans la littérature économique, la méthode est dite des *préférences révélées* (Stavins 1999) et repose sur le postulat que l'observation des choix peut permettre de déduire des caractéristiques inobservables telles que les préférences des personnes ou, ici, la qualité du sol. Définir la qualité des sols comme non observable permet de combler un certain nombre de problèmes présents dans les travaux sur les attributs intrinsèques du sol (tels que les relations holistes<sup>23</sup>, les problèmes d'échelle, etc. Sojka et Upchurch 1999, Karlen *et al.* 2003). Un autre intérêt, notamment par rapport aux expérimentations agronomiques, est que nos résultats intègrent les structures agricoles existantes et les contraintes technico-économiques liées à la

---

<sup>23</sup>Des relations holistes se manifestent lorsque le tout (qualité) n'est pas directement déductible des constituants.

production végétale. Les limites de l'approche seront explicitées dans la description du travail et l'interprétation.

Considérons une exploitation produisant exclusivement des grandes cultures au sein d'une région spécialisée dans ce type de productions végétales. Le sol qu'elle utilise est hétérogène en terme de rendement, de mécanisation, de taille des parcelles, de distance aux villes, de climat, d'exposition, etc. Avant la réforme MacSharry (1992) de la Politique Agricole Commune (PAC) et cela depuis au moins 1967, la production en COP avait des débouchés assurés à un prix minimal garanti. Supposons que les surfaces cultivées étaient optimales pour l'exploitation, étant donné sa structure économique (quantité de travail, matériel, bâtiments, etc.) La réforme de la PAC de 1992 peut s'interpréter comme un contrat proposé à l'exploitant(e). Suite à une baisse des prix garantis décidée par le législateur et dans la limite des superficies qu'il cultivait antérieurement, il lui sera proposé des compensations financières sous formes de paiements directs proportionnels à un ensemble de surfaces qu'il aura déclaré. La contrepartie de ces versements compensatoires est l'obligation de retirer de la production alimentaire une proportion fixée à 15% des surfaces déclarées. Le contrat propose donc un montant fixe de compensation par hectare déclaré en échange d'une perte économique variable du fait de l'hétérogénéité des terres gelées. Ainsi, lors des choix d'assolement en 1993, la quantité de terres gelées permet d'approcher le coût subjectif du retrait de la production qui n'est autre que l'hétérogénéité économique du sol telle que nous l'avons définie. Les exploitants gèlent en effet les terres de moins bonne qualité sous l'angle productif. Lors du choix de mise en gel, ce sont les parcelles agricoles les moins "préférables" qui vont être gelées ; et ce sont ces mêmes terres qui sont menacées d'abandon, de conversion vers d'autres usages et qui sont économiquement les plus contraignantes à utiliser. Une autre hypothèse qui rend un tel travail possible est l'absence d'anticipation de la réforme, en particulier sur l'achat ou la vente de parcelles et l'adaptation des structures productives. En utilisant les informations de l'enquête "structure des exploitations"<sup>24</sup> et en particulier les assolements, un modèle économétrique permet de tester les hypothèses sur les liens entre structures productives et réactions à la réforme. La quantité de terre retirée de la production qui ne peut pas être expliquée par les différences observées entre les exploitations peut être attribuée à l'hétérogénéité du sol.

Les prédictions théoriques sur les structures individuelles (effet du nombre de travailleurs et du matériel utilisé) sont validées par le modèle empirique : plus les exploitations sont intensives en travail ou en matériel, moins elles vont geler de terres. De plus, nous obtenons une indication sur la qualité du sol à l'échelle de l'exploitation agricole et de la commune, des échelles décisionnelles pertinentes pour l'usage du sol. De tels résultats sont à prendre avec précaution car il n'existe pas de test statistique qui permette de valider le lien entre variabilité spatiale et qualité de sol. Par la confrontation de cette distribution spatiale avec des caractéristiques intrinsèques aux sols, cela pourrait être envisagé. C'est en ce sens que la présente approche est complémentaire des travaux existants et en cours sur les attributs mesurables de la qualité des sols. En explorant les liens spatiaux qui existent entre des valorisations fonctionnelles (comme dans ce travail) et des attributs observables, la connaissance des sols pour de meilleures utilisations et régulations pourra progresser.

**Jolivet C., Arrouays D., Boulonne L., Ratié C., Saby N. 2006.** Le réseau de mesure de la qualité des sols en France (RMQS): État d'avancement et premiers résultats. *Étude et Gestion des Sols*, 13 p.134-149.

**Karlen D.L., Ditzler C.A., Andrews S.S. 2003.** Soil quality : why and how ? *Geoderma*, 114 p.145-156.

**Sojka R.E., Upchurch 1999.** Reservation regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 57 p.743-749.

**Stavins R.N. 1999.** The costs of carbon sequestration: A revealed-preference approach. *American Economic Review*, 89 p.994-1009.

---

<sup>24</sup> Qui renseigne les mêmes exploitations spécialisées avant (1990) et après (1993) la réforme de la PAC. Ces informations sont issues du service statistique du ministère en charge de l'agriculture.

## **Réalisation d'une interface Web de mise à disposition et d'analyse des données des Référentiels Régionaux Pédologiques**

**VINATIER Jean Marie <sup>1</sup>, CHAFCHAFI Ahmed <sup>2</sup>**

1 Pôle Agronomie, Environnement et territoires, CRA Rhône Apes, [jmv@rhône-alpes.chambagri.fr](mailto:jmv@rhône-alpes.chambagri.fr)

2 Chef de projet géomatique, Sol info Rhône Alpes, [ach@rhône-alpes.chambagri.fr](mailto:ach@rhône-alpes.chambagri.fr)  
23 rue jean Baldassini, 69007 LYON

WebSol est une interface Web cartographique dédiée à la mise à disposition et à l'utilisation des Référentiels Régionaux Pédologiques.

Cette interface, mise à disposition des maîtres d'ouvrages régionaux IGCS dès fin 2009 devra permettre:

- de mettre en ligne les Référentiels Régionaux Pédologiques répondant aux exigences de la structure de données DONESOL
- d'établir des modalités facilitant l'interrogation et l'extraction de ces bases de données
- de gérer les règles d'accès en fonction des utilisateurs
- de communiquer avec des interfaces web utilisatrices de ces données
- de s'interfacer avec nos annuaires locaux d'utilisateurs

Les partenariats de ce projet, retenu par le CASDAR (2007 à 2009) sont : l'INRA Infosol, Sol Info Rhône Alpes, le CNERTA - Dijon, l'ARAA, l'IAAT, les CRA Poitou Charentes et Languedoc Roussillon, les CDA de la Nièvre et de la Seine et Marne





## Comment harmoniser des données issues de 2 dispositifs de surveillance de la qualité des sols ?

LACARCE Eva<sup>1</sup>, MARTIN Manuel<sup>1</sup>, BOULONNE Line<sup>1</sup>, RENAUD Jean Pierre<sup>2</sup>,  
LE BAS Christine<sup>1</sup>, ARROUAYS Dominique<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : US 1106 INFOSOL, INRA Centre de recherche d'Orléans, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, F45075 ORLEANS CEDEX 2

<sup>2</sup> : Inventaire Forestier National, Direction Technique, 1-4 rue Girardet, CS 4216, F54042 NANCY CEDEX

### Introduction

Dans un contexte où les réglementations environnementales, comme la Directive Sol, s'établissent au niveau continental voire global, il est urgent de disposer de données interoperables à ce niveau. La directive INSPIRE (European Parliament & European Union Council, 2007) inscrit d'ailleurs à l'horizon 2015, la couverture totale du territoire Européen en données harmonisées sur le sol. Or, les réseaux de veille sur la qualité des sols harmonisés au niveau Européen sont essentiellement issus des programmes de la convention sur la pollution transfrontalière de l'air (UNECE-CLRTAP) tel le projet Biosoil (Lacarcé *et al.*, 2009). Les observatoires de la qualité des sols sont essentiellement nationaux, comme en France, le Réseau de la Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) (Jolivet *et al.*, 2006). Pour établir des comparaisons à l'échelle européenne, les données récoltées nationalement devront être rendues comparables. (1) Les données et la documentation des données sous forme de métadonnées, et (2) des outils pour rendre les données elles-mêmes harmonisées devront être mis à disposition (Baritz & Eberhardt, 2008). Kibblewhite *et al.* (2008) ont proposé des structures d'échange, un cadre d'harmonisation des échantillonnages, mais, ont conclu sur des carences méthodologiques pour standardiser les données avec par exemple des fonctions d'extrapolation des données. En conséquence, nous avons choisi de nous intéresser à la possibilité de standardiser les données françaises avec les données d'un dispositif harmonisé au niveau européen.

### Matériels et méthodes

Les études sur les méthodologies d'harmonisation a posteriori s'accordent sur la nécessité de sites où différents dispositifs d'observation sont menés en parallèle. Les sols forestiers français ont été prélevés et analysés, sur un même réseau de maille 16 km x 16 km, dans les dispositifs RMQS et Biosoil. La présente étude est focalisée sur 5 paramètres clef : C organique, pH, P, K et Pb. Une comparaison qualitative des dispositifs basée sur les métadonnées a d'abord été menée. Puis, la régression linéaire par la méthode des moindres carrés a été utilisée pour comparer les données des dispositifs RMQS et Biosoil émanant d'horizons se superposant. Dans un troisième temps, les stocks d'un horizon 0 – 30 cm virtuel, calculés à partir des concentrations et des densités du sol ont été comparés. Les stocks ont été calculés à partir des mesures de masses de terre et d'éléments grossiers pour le RMQS, et à partir d'une estimation du volume des éléments grossiers et de l'estimation de la densité de la terre fine selon Adams (1973) pour Biosoil.

### Résultats

Les différences entre les 2 dispositifs portent à la fois sur les profondeurs d'échantillonnage et sur les méthodes analytiques. Pour le RMQS, l'horizon minéral 0 – 30 cm et l'horizon organique ont été prélevés, alors que pour le dispositif Biosoil ce sont les horizons organiques, non différenciés, et les horizons minéraux 0 – 10 cm, 10 – 20 cm et 20 – 40 cm.

Les mesures de carbone organique et de pH suivent un même protocole normalisé au niveau international : analyse élémentaire par combustion sèche pour le C organique (ISO

10694 :1995) et, mesure du pH (ISO 10390 :1994) dans une suspension 1/5 dans de l'eau. Par contre le P, le Pb et le K sont analysés après extraction à l'eau régale (ISO 11466 :1995 modifié) et par extraction à l'HF et HClO<sub>4</sub> pour le K (ISO 14869-1 :2001) dans Biosoil ; alors que, dans le RMQS, l'extraction est selon la méthode Olsen pour le P (NF ISO 11263), et, par extraction à l'HF et HClO<sub>4</sub> pour le K et le Pb (NF X31-147).

Les paramètres pour lesquels les analyses sont identiques (C organique, pH) ou proches (K extrait à l'HF et à l'HClO<sub>4</sub>) produisent des résultats comparables pour des horizons se superposant ( $R^2 > 0,85$ ). Par contre les mesures de P et de K<sub>eau régale</sub> ne peuvent pas être extrapolées entre les dispositifs ( $R^2 < 0,5$ ), excepté pour le P des horizons organiques. Le Pb, malgré des protocoles extractifs divergents, montre une bonne corrélation entre les deux dispositifs. La corrélation entre les dispositifs peut être sensiblement améliorée en éliminant quelques valeurs présentant des résidus par rapport au modèle linéaire supérieurs à la vibrisse externe, qui pourraient être le fait d'erreurs.

Pour les paramètres sur lesquels des bonnes corrélations sont observées, les coefficients directeurs des droites d'ajustement sont proches de 1, mais supposent un ajustement pour l'extrapolation des valeurs de C organique et de K qui sont plus concentrés en surface dans les horizons minéraux.

Le calcul des stocks introduit de la variabilité due à la détermination de la densité et des éléments grossiers. La corrélation entre les dispositifs reste cependant bonne pour les paramètres déterminés selon des méthodes analogues ( $R^2 > 0,85$ ). Pour le Pb qui n'avait été mesuré que sur l'horizon 0 – 10 cm du dispositif Biosoil, l'extrapolation des stocks pour le dispositif RMQS est plus difficile.

### Discussion et Conclusion

Le poids déterminant de la méthode analytique dans l'extrapolation des données entre 2 dispositifs de surveillance des sols a été mis en évidence. Les profondeurs d'échantillonnage, par contre, jouent peu sur la possibilité d'extrapolation. Ce constat renforce l'idée que les dispositifs de surveillance nationaux doivent adopter, autant que possible, des protocoles analytiques standardisés au niveau international (normes ISO). Ce constat insiste aussi sur la nécessité d'archiver les sols pour permettre la ré-analyse des échantillons selon des protocoles harmonisés. L'importance des méthodes analytiques dépend toutefois des espèces chimiques en présence comme pour le Pb, pour lequel, les extractions à l'eau régale et à l'HF et HClO<sub>4</sub> produisent des résultats analogues. Ainsi, des exercices de comparaison et d'inter-calibration entre laboratoires d'analyse et protocoles analytiques semblent primordiaux pour évaluer les possibilités d'extrapolation.

Pour aller plus loin, le nombre de sites en double dispositif nécessaires pour extrapoler, de façon fiable, les données issues de 2 observatoires, avec ou sans stratification du choix des sites pourrait être déterminé.

### Bibliographie

- Adams, W. A. 1973. The effect of organic matter and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science*, 24, 10-17.
- Baritz, R. & Eberhardt, E. 2008. Database Design and Selection. In., Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.
- European Parliament & European Union Council 2007. Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE). In., Official Journal of the European Union, pp. L108/101-114.
- Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C. & Saby, N. 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. *Etude et Gestion des Sols*, 13, 149-164.
- Kibblewhite, M. G., Jones, R. J. A., Baritz, R., Huber, S., Arrouays, D., Micheli, E. & Stephens, M. 2008. ENVASSO Final Report Part I: Scientific and Technical Activities. ENVASSO Project (Contract 022713). In. (ed U. coordinated by Cranfield University, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.), pp. 80.
- Lacarcé, E., Le Bas, C., Cousin, J. L., Pesty, B., Toutain, B., Houston Durrant, T. & Montanarella, L. 2009. Data management for monitoring forest soils in Europe for the Biosoil project. *Soil Use And Management*, 25, 57-65.

## Nécessité et difficultés de l'implémentation d'une base de données pédologiques au Grand-Duché de Luxembourg

JUILLERET Jérôme<sup>1</sup>, HISSLER Christophe<sup>1</sup>, MARX Simone<sup>2</sup>,  
DOMAGALSKI Bartosz<sup>1</sup>, HITZELBERGER Patrik<sup>1</sup>, PFISTER Laurent<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centre de Recherche Public-Gabriel Lippmann – 41, rue du Brill – L-4422 Belvaux –Grand Duché de Luxembourg, courriel: [juillere@lippmann.lu](mailto:juillere@lippmann.lu)

<sup>2</sup> Service de Pédologie, Administration des Services Techniques de l'Agriculture (ASTA) –72, avenue Salentiny – L-9080 Ettelbruck – Grand-Duché de Luxembourg, courriel: [simone.marx@asta.etat.lu](mailto:simone.marx@asta.etat.lu)

### Introduction

Pour permettre à l'État luxembourgeois de se positionner à l'échelle européenne, l'Administration des Services Techniques de l'Agriculture (ASTA) et le Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann (CRP-GL) ont combiné leurs compétences pour développer une base de données nationale pour les sols. Les expériences française et belge en matière de base de données - sol sont prises en compte par les développeurs. L'approche multidisciplinaire adoptée dans le cadre de ce projet, entre pédologie (Service de pédologie de l'ASTA et département Environnement et Agro-biotechnologies du CRP-GL) et informatique (département Informatique Systèmes et Collaboration du CRP-GL) permettra d'aboutir à une application dotée d'un grand potentiel évolutif de sorte que le Luxembourg puisse notamment se positionner dans l'optique d'une harmonisation européenne des connaissances sur les sols.

### Etat des lieux de la connaissance pédologique au Luxembourg

Le Service de pédologie, en charge de la carte des sols auprès de l'ASTA, sous l'autorité du Ministère de l'Agriculture, a été créé en 1951. En 1963, une commission consultative pour l'établissement de la carte pédologique, à laquelle se sont joints des experts originaires des pays limitrophes (dont le Professeur R. Tavernier de l'Université de Gand et A.P.A Vink de l'International Training Center of aerial survey de Delft), a été mise en place pour mettre en route les travaux de cartographie des sols.

Durant les années 1963 à 1967, un premier travail de synthèse cartographique a permis d'établir une carte pédologique à l'échelle 1/50.000 de la partie ouest de notre pays. Parallèlement, les premiers travaux de cartographie détaillée, associés à des descriptions de profils et à des analyses physico-chimiques, de régions-pilotes ont débuté. En 1969, une carte des associations de sols, reprenant l'ensemble du pays luxembourgeois, a été éditée au 1/100.000. Elle est issue d'une étude par photogrammétrie en association avec des prospections cartographiques sur le terrain dans des régions pilotes.

A ce jour, les deux tiers de la surface du pays sont couverts à l'échelle du 1/10.000 sur base de la légende de la carte des sols de Wallonie (Bah et al., 2007). Mais seulement 50 % du territoire est publié sous forme des 7 feuilles de la carte des sols à l'échelle du 1/25.000. Environ 600 profils pédologiques ont ainsi été décrits au sein des 1700 km<sup>2</sup> couverts. Nombre d'entre eux incluent des analyses complémentaires granulométriques (2mm 1mm, 0,5mm, 0,25mm, 0,1mm / 50µm / 2µm) et chimiques (pHeau, pHcacl<sub>2</sub>, carbonates, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O, C<sub>org</sub>, C/N, CEC, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>libre). Les échantillons de sols provenant des profils historiques sont actuellement conservés dans une pédothèque.

### Développement de la base de données des sols luxembourgeois

Le système de nomenclature des sols luxembourgeois, emprunté à celui de la Belgique, a conduit les développeurs de l'application à examiner la base de données pédologique belge AARDEWERK, mise en place à la fin des années 80. Malgré une grande compatibilité vis-à-vis de la nomenclature, des méthodes analytiques et une analogie pédologique manifeste,

l'élaboration d'une copie luxembourgeoise de AARDEWERK nous a paru peu novateur à la lumière des avancées en sciences du sol et en matière de développement de base de données de manière plus générale.

Suite à ce constat, l'expérience française DONESOL, développée par l'INRA, riche de plusieurs décennies de développement et d'ajustement, a été examinée avec intérêt. Très vite DONESOL de par la qualité et la quantité d'informations stockées, nous a paru comme un modèle d'inspiration au développement de l'application luxembourgeoise. Cependant la compatibilité avec la méthode de cartographie belgo-luxembourgeoise en vigueur au Service de pédologie grand-ducal nous a conduit à la plus grande attention dans le choix des champs descriptifs issus de DONESOL. De plus, dans un contexte européen d'harmonisation des bases de données, il nous a paru nécessaire d'intégrer les prérogatives en matière de description des sols et de nomenclature de l'IUSS Working Group WRB.

L'élaboration d'une base de données pédologique permettant avant tout de stocker des données observées ou analysées implique également la notion d'harmonisation des informations. En conséquence, parallèlement au développement de notre base de données, les auteurs se sont attelés à élaborer un Système d'Encodage Normalisé de l'Information Pédologique (SENIP) permettant d'alimenter la future base de données. Le système a été développé sur base d'une analyse comparative du Guide de Manuel de Descriptions des Sols édité du laboratoire de Géopédologie de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Delecour et Kindermans, 1977), du Système de Transfert de l'Information Pédologique et Agronomique français (Falipou et Legros, 2002) et des Guidelines for soil description de la FAO (2006).

### **Conclusion**

Le Luxembourg réalisera donc son propre modèle de base de données qui tiendra compte des exigences et des particularités de son territoire. Le développement informatique de la base se déroulera en deux phases : d'abord, la création d'un outil intermédiaire pour la saisie des profils existants ; ce module servira également à l'évaluation des exigences fonctionnelles du produit final qui sera réalisé dans une deuxième phase.

En tirant profit du développement tardif d'une telle application au Luxembourg, les technologies récentes seront évaluées et utilisées. A titre d'exemple, le stockage et l'exportation de données sous un format XML sont envisagés au lieu de se baser uniquement sur des modèles relationnels. Ceci s'affirme également au niveau de l'utilisation des méthodes de développement informatique, dites méthodes « Agile » (Shore et Warden, 2007), qui permettent une prise en compte des besoins et attentes du client en cours de développement du produit.

Le but est d'arriver à un outil qui facilitera l'obtention de documents d'aide à la décision dans la gestion des pratiques agricoles ou de l'aménagement du territoire et permettra au Grand-Duché de répondre aux exigences liées à la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau et à la mise en place d'une Directive Cadre sur la Protection de la Qualité des Sols.

### **Références**

Bah B., Engels P., Colinet G., Bracke C., Veron P. and Bock L. (2007) Légende de la carte numérique des sols de Wallonie (Belgique) sur base de la légende originale de la carte des sols de la Belgique de l'IRSIA à 1/20000. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 53 p.

Delecour F., Kindermans M. (1977) Manuel de description des sols. Laboratoire de Géopédologie, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, Gembloux, Belgique, 111 p. + annexes.

Falipou P., Legros J.-P. (2002) Le système STIPA-2000 d'entrée et édition des données pour la base nationale de sols DONESOL II. *Étude et Gestion des Sols* 9 : 55 – 70.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2006) Guidelines for soil description. Fourth edition. 83 p. + annexes.

Shore J., Warden S. (2007) *The Art of Agile Software Development: Software Through People*. Addison-Wesley Longman, Amsterdam, 304 p.

## Démarche qualité et cartographie régionale des sols dans le cadre du programme Sols de Bretagne

**BERTHIER Lionel<sup>1</sup>, LE BRIS Anne Laure<sup>2</sup>, LEMERCIER Blandine<sup>2</sup>,  
WALTER Christian<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : UMR 1069 INRA/AGROCAMPUS OUEST Sol-AgroHydrosystèmes-Spatialisation (SAS), 4 rue Stang Bihan, 29000 Quimper, [lionel.berthier@agrocampus-ouest.fr](mailto:lionel.berthier@agrocampus-ouest.fr)

<sup>2</sup> : UMR 1069 INRA/AGROCAMPUS OUEST Sol-AgroHydrosystèmes-Spatialisation (SAS), 65 rue de Saint Briec, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, [blandine.lmercier@agrocampus-ouest.fr](mailto:blandine.lmercier@agrocampus-ouest.fr), [anne-laure.lebris@agrocampus-ouest.fr](mailto:anne-laure.lebris@agrocampus-ouest.fr), [Christian.Walter@agrocampus-ouest.fr](mailto:Christian.Walter@agrocampus-ouest.fr)

### Introduction

La réalisation du Référentiel Régional Pédologique (RRP) breton est initié depuis 2005 dans le cadre du volet cartographique du programme « Sols de Bretagne ». Coordonné par AGROCAMPUS OUEST, il vise à produire, en 5 ans, une carte des unités cartographiques de sols (UCS) ou pédopaysages à l'échelle 1/250 000<sup>e</sup> associée à une base de données dont le format est standardisé (DONESOL). Ces UCS regroupent plusieurs types de sols dont les contours ne sont pas délimités mais dont l'organisation au sein de la couverture pédologique et les caractéristiques sont précisées. L'acquisition de données pédologiques sur le terrain est nécessaire car seulement 48% de la région a fait l'objet d'une cartographie à petite ou moyenne échelle. Cette phase est en cours de finition.

La qualité des données produites dans le cadre de ce programme de cartographie à petite échelle est une préoccupation majeure. En effet, elle conditionne les utilisations futures, renseigne les utilisateurs sur la fiabilité des données. De plus, la qualité et la quantité des données constitutives du RRP déterminent son niveau de valeur matérialisé par l'attribution d'un label (minimal, moyen ou supérieur).

Un contrôle global de la base de données en fin de constitution est réalisé par l'unité Infosol de l'INRA. Le succès de cette procédure de validation suppose la mise en œuvre en amont d'une démarche qualité, d'autant plus que plusieurs opérateurs interviennent dans la caractérisation des UCS, des sols, ainsi que la constitution de la base de données. L'objectif est ici de montrer quelques aspects de cette démarche à différentes étapes du programme.

### Qualité des données géographiques

La délimitation des UCS ne repose pas sur une méthodologie nationale du fait de la complexité des milieux et de la part de subjectivité dont fait preuve l'expert lors du tracé. Des critères de qualité sont définis dans le cahier des clauses techniques générales (Infosol, 2005) et concernent notamment la taille minimale des polygones constitutifs des UCS, l'homogénéité des tracés sur la région. En complément, nous avons souhaité améliorer la traçabilité du tracé en lui-même.

L'évolution des techniques dans le domaine informatique nous donne accès à un grand nombre d'informations exhaustives et qui traduisent la variabilité régionale de critères déterminant les types de sol ou influençant leur fonctionnement. Nous avons défini les UCS par expertise en croisant dans un Système d'Information Géographique des données topographiques (altitude et ses dérivées), géologiques (socle et formations superficielles), et d'occupation du sol (types de paysages). Une méthodologie reposant sur le tracé de polygones et le renseignement d'une table attributaire informant sur le(s) critère(s) à l'origine du tracé, le degré de confiance et la pertinence du tracé a été établie. Ces polygones sont ensuite agrégées en polygones pour constituer des UCS. L'homogénéité des tracés par les différents opérateurs à l'échelle régionale est ainsi assurée et le positionnement de chaque limite est expliqué.

### **Qualité du plan d'échantillonnage**

Le cahier des clauses techniques générales (Infosol, 2005) indique les nombres de sondages et profils nécessaires selon le niveau de résolution et d'analyse choisi. Nous avons opté pour le niveau intermédiaire. Ainsi, la réalisation de 1 sondage à la tarière pour 500 ha et de 1 fosse pédologique pour 5000 ha est préconisée.

Nous avons établi notre plan d'échantillonnage à la tarière au préalable. Dans chaque UCS, la densité de 1 sondage pour 500 ha a été respectée. Des transects ont été positionnés par expertise dans les UCS de manière à rencontrer la plus grande variabilité supposée de sols. Le long de ces transects, des sondages ont été réalisés selon la morphologie locale. Des observations isolées sont également réalisées afin de conforter des hypothèses de distribution des sols et d'avoir une répartition homogène des sondages. Un échantillonnage par maille aurait pu être envisagé. Néanmoins, il nous semblait moins pertinent pour comprendre l'organisation des sols qui, en Bretagne, est très lié aux versants. De plus, il aurait nécessité plus de moyens et de temps. Le positionnement des profils (décrits et analysés) a été choisi parmi les sondages tarière les plus représentatifs des UTS recensées et non caractérisées dans des études pédologiques antérieures.

### **Qualité des données sémantiques constitutives de la base de données**

Compte tenu de l'avancée du programme, il ne sera abordé ici que la qualité des données ponctuelles (sondages et profils). Deux types de données sont à distinguer.

Les sondages à la tarière réalisés dans le cadre du programme sont décrits précisément et alimentent la base de données nationale. Afin de ne pas effectuer une double saisie des informations (sur papier puis dans la base nationale), une application de saisie sur le terrain a été développée en collaboration avec le bureau d'étude SIGBEA. Ainsi, tous les sondages sont localisés précisément par GPS et les observations sont consignées au format DONESOL dans un SIG nomade. Des contraintes d'intégrité à la saisie renforcent la qualité des données ; la normalisation du processus diminue les oublis de saisie. Deux tables attributaires sont générées (relatives au profil et aux horizons du profil). Chaque soir un contrôle de cohérences des données est réalisé ; c'est une étape essentielle dans la qualité des informations recueillies. Il est suivi d'un contrôle global de la base de données en fin de campagne.

Le deuxième type de données ponctuelles qui fait l'objet d'une démarche qualité est constitué des données recensées dans les études pédologiques antérieures au programme. Dans un premier temps, nous déterminons les profils pertinents qui seront saisis. Il s'agit des profils géoréférencés, décrits précisément, analysés, et caractérisant un type de sol représentatif. La saisie n'est pas réalisée par un opérateur externe mais par un pédologue ce qui limite les erreurs. Un contrôle des saisies est effectué à posteriori par extraction des données de l'étude en question (vérifications visuelles, requêtes). De plus, des saisies par différentes personnes d'un même profil sont réalisées afin de contrôler la transcription des données littérales au format DONESOL.

### **Conclusion**

Une étude réalisée par Laroche et Doux (2007) sur une quinzaine de RRP indique que les deux problèmes majeurs rencontrés sont « le non-respect de la structure de la base de données » et la « définition non-conforme des unités cartographiques ». La démarche qualité entreprise en Bretagne devrait permettre d'améliorer notamment ces deux points. Elle devra se poursuivre, notamment pour la finalisation de la base de données.

### **Références bibliographiques**

Infosol, 2005 - Référentiel Régional Pédologique : Cahier des clauses techniques générales, 21 pages.  
Laroche B., Doux J., 2007 - Vérifications de la qualité des Référentiels Régionaux Pédologiques en France : Etat des lieux et enseignements. Note technique. *Etude et Gestion des Sols*, 14(3), pp. 219-236.

## Un guide pour une observation agronomique des sols, destiné aux agriculteurs et aux agronomes

DELAUNOIS Antoine<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : Chambre d'agriculture du Tarn. BP89. 81003 Albi cedex. [a.delaunois@tarn.chambagri.fr](mailto:a.delaunois@tarn.chambagri.fr)

### Introduction : un guide pour mieux comprendre la complexité du sol

Le sol est un milieu complexe ; il existe de nombreuses façons de mieux le connaître.

Dans le monde agricole, les cartes des sols et la typologie des sols sont utilisées. Les analyses de terre sont faites couramment pour une caractérisation physico-chimique. Le profil cultural est parfois réalisé pour vérifier la structure du sol et l'impact des outils de travail du sol. Dans la pratique de leur métier, les agriculteurs font de très nombreuses observations sur leurs sols.

Ce guide agronomique a pour objectif de proposer une méthode et des repères pour aider les agriculteurs et les agronomes à mieux évaluer la fertilité agronomique des sols par l'observation directe sur le terrain.

### Une méthode qui se veut rapide et précise

Ce guide, réalisé pour le sud-ouest de la France, présente quelques méthodes d'observation classiques ou innovantes. Les observations sont quantifiées par comptages, par mesures, ou en créant des classes types. Ceci permet d'augmenter la précision des observations. Il est ainsi plus précis de dénombrer « environ 10 turricules par m<sup>2</sup> », que de parler d'un nombre élevé de turricules.

Une interprétation agronomique de ces données est proposée. Elle est basée sur l'expertise régionale, et sur quelques données bibliographiques. Le minimum et le maximum observés permettent de définir l'étendue de la plage de mesure. Celle-ci est ensuite découpée en 5 à 7 classes de fertilité agronomique, allant de très bon à moyen, jusqu'à très faible.

Une fiche de description permet de recenser toutes les données. Les diverses observations sont le plus souvent cohérentes. Par exemple, « l'activité de surface des vers de terre est conforme à leur activité en profondeur ». Le guide actuel propose de quantifier **7 observations** sur les états de surface et **11** sur les différentes couches de sol de profondeur, soit **18 observations quantifiables**. Enfin, quelques petites fiches agronomiques proposent des solutions générales pour augmenter la fertilité des sols.

**Nous présentons ci-après 4 exemples d'observations et d'interprétation agronomique.**

### Les états de surface permettent de faire des mesures rapides et performantes

Les états de surface sont importants car ils permettent de faire rapidement des observations intéressantes : l'activité des vers de terre, l'importance de la battance, l'intensité de l'érosion hydrique, la profondeur des ornières, l'abondance des mousses et des algues. Ces états de surface sont appréciés par les observateurs car elles nécessitent peu d'efforts : « il n'y a pas de trou à faire ! ». Elles sont aussi intéressantes car elles permettent de se faire une idée rapide de la diversité spatiale de la parcelle ou de l'exploitation agricole. Enfin, elles sont performantes pour l'agronome : il est possible de faire rapidement 5 ou 10 répétitions. Les résultats obtenus ont ainsi une très bonne précision statistique.

### L'activité des vers de terre pour caractériser l'activité biologique des sols

Les vers de terre sont, sans-doute, la première masse animale des terres émergées. Leur masse peut varier de 0,020 à 5 tonnes par hectare (Bouché, 2009), notamment en fonction des pratiques agronomiques. Leur impact est important sur la fertilité agronomique.

Ils laissent de nombreuses traces de leurs activités sur les sols. En surface, ils créent de la porosité par leurs galeries, ils fissurent les croûtes de battance, ils créent une structure grumeleuse, ils produisent des turricules, et ils forment des « cabanes » (Ménard, 2006) au dessus de leurs principales galeries. En profondeur, on peut observer la taille de leurs galeries (de 1 à 13 mm) et leur densité. Ces observations témoignent de l'activité lombricienne :

biomasse lombricienne, tailles et âges des vers de terre. Les grosses galeries de 13 mm sont produites par de très gros vers (de 30 à 50 g/vers par exemple), probablement âgés de 10 ou 20 ans (Bouché, 2009).

**Tableau 1 : Densité des grosses galeries de vers de terre (diamètre de 5 à 13 mm)**

Densité	Activité des vers de terre	Signification
Une grosse galerie tous les 3 à 5 cm	Excellente	Excellente activité lombricienne
Une grosse galerie tous les 5 à 10 cm	Très bonne	Continuer à favoriser cette bonne activité.
Une grosse galerie tous les 20 à 40 cm	Moyenne	Activité lombricienne à améliorer.
Une grosse galerie tous les 50 à 100 cm	Faible	Continuer à favoriser le développement des vers de terre.
Pas de grosses galeries	Très faible	Absence de gros vers de terre.

### **La battance, le ruissellement et l'érosion**

Ce sont des phénomènes importants pour l'agriculture (levée des cultures, qualité biologique des sols, conservation des sols), pour l'environnement (qualité des eaux, ...) et pour la société (inondations, coulées d'eaux boueuses, ...). Suivant les états de surface et la structure des sols en profondeur, les vitesses d'infiltration des eaux peuvent varier de moins de 1 mm/heure (Boiffin *et al.*, 1988) à 300 mm/h (Bouché, 1990). Le risque érosif est fortement dépendant de l'activité biologique (Delaunoy, 2002). Les mesures de la croûte de battance, de l'érosion hydrique, de la porosité de surface et des galeries lombriciennes sont efficaces pour caractériser ce risque d'érosion.

### **Favoriser le fonctionnement vertical des sols**

Un fonctionnement vertical du sol semble indispensable pour permettre des échanges importants entre l'atmosphère, les différentes couches du sol et la roche-mère. L'absence de battance, la porosité de surface, les grosses galeries verticales des vers anéciques, un enracinement vertical et profond, des limites diffuses entre les horizons sont à rechercher. Inversement, les croûtes de battance, le ruissellement de surface ou de subsurface (à faibles profondeurs), les semelles superficielles ou de fond de labour, les sous-sols imperméables favorisent les fonctionnements horizontaux des sols. Ceux-ci semblent défavorables à la fertilité des sols, favorisant les pertes par ruissellement, par érosion ou par lessivage. Inversement, un fonctionnement vertical ascendant et descendant favorise les échanges dans le subécosystème sol (le « turn-over »).

### **Conclusion**

Ces observations quantifiées du sol permettent une expertise rapide, précise et performante d'une partie du fonctionnement des sols. Leur fertilité agronomique peut être mieux caractérisée. Ce guide sol nous semble donc un bon outil de vulgarisation pour les agriculteurs et les agronomes. L'observation des états de surface est particulièrement intéressante vu sa facilité de mise en œuvre.

De nombreuses indications sont obtenues sur l'activité biologique, les vers de terre, la structure, le fonctionnement vertical, les risques de ruissellement et d'érosion hydrique, .... La photographie est un bon complément aux observations.

Ce guide sur les sols est utilisable pour d'autres régions moyennant des adaptations. Il est téléchargeable sur le site [agritarn.com](http://agritarn.com).

### **Bibliographie**

- Boiffin J., Papy F., 1988 – Prévision et maîtrise de l'érosion : influence des systèmes de culture. Perspectives Agricoles, 1-6.
- Bouché M., 2009 – Directeur de recherche INRA à la retraite. Communications orales.
- Bouché M., 1990 - Ecologie opérationnelle assistée par ordinateur. Masson, 572 p.
- Delaunoy A., 2002 - L'érosion hydrique : un signe de la dégradation biologique des sols dans le sud-ouest de la France. AFES, Journées Nationales de l'Etude des Sols, 22-24 octobre 2002, Orléans, 123-125, 33 diapositives.
- Delaunoy A., Bruno J.F., Costes J.L., Longueval C., Revel J.C., 2004 - Le non-labour lutte contre l'érosion. Perspectives agricoles, mai 2004, 60-63.
- Fayolle L., Gautronneau Y., 1998 - Détermination des peuplements et de l'activité lombricienne en grandes cultures, à l'aide du profil cultural. Congrès mondial de sciences du sol, Montpellier, Poster, Symposium 32, 10 p.
- Ménard F. 2006, in [http://www.radio-canada.ca/actualite/v2/decouverte/niveau2\\_liste88\\_200612.shtml#](http://www.radio-canada.ca/actualite/v2/decouverte/niveau2_liste88_200612.shtml#)



**SESSION 9 (+7) : ANALYSE SPATIALE, CARTOGRAPHIE,  
MODELISATION**

**AFFICHES**



## Mise au point d'un Système d'Information Géographique (SIG), à l'échelle de la parcelle, évaluant le risque de pollution des eaux par l'usage des pesticides (PESTEAUX)

BAH Billo<sup>1</sup>, NOËL Stéphanie<sup>2,\*</sup>, BUFFET Dominique<sup>1</sup>, HENRIET François<sup>3</sup>,  
PIGEON Olivier<sup>3</sup>, HUYGHEBAERT Bruno<sup>2</sup>

(1) Section Biométrie, Gestion des données et Agrométéorologie, Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W), Rue de Liroux 9, B-5030 Gembloux, Belgique

(2) Département Génie rural, CRA-W, B-5030 Gembloux, Belgique

(3) Département Phytopharmacie, CRA-W, B-5030 Gembloux, Belgique

\*Courriel : [b.bah@cra.wallonie.be](mailto:b.bah@cra.wallonie.be)

Dans le cadre de la mise en application de la Directive Cadre Eau (Directive 2000/60/CE), le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W) a mis en évidence la nécessité de créer un Système d'Information Géographique (SIG) permettant d'évaluer le risque de pollution des eaux par l'usage des pesticides, à l'échelle locale. L'originalité de ce système est de générer des cartes permettant d'identifier, à l'échelle parcellaire, les risques de transferts diffus (ruissellement, infiltration, ...) de produits phytosanitaires vers les ressources en eau. Ce risque est estimé principalement sur base de l'étude de trois types d'informations : la **pression anthropique** (occupation du sol, traitement phytosanitaires appliqués, ...); les **caractéristiques de la parcelle** (son contexte environnemental, sa topographie, sa forme et ses caractéristiques intrinsèques – nature du substrat géologique et types de sols) et les **données météorologiques locales**. Les données numériques existantes (bases de données cartographiques et d'analyses) sur les eaux superficielles (réseau hydrographique, plans d'eau, ...) et souterraines (zones de captages, ...), qui sont les entités concernées par la pollution (les cibles), sont également prises en compte dans l'étude. Une valeur de risque est attribuée à chaque parcelle sur base d'un schéma décisionnel considérant les facteurs clés de ces couches d'information et leur importance relative.



## Evaluation d'une carte pédologique à moyenne échelle

DELMAS Magalie<sup>1</sup>, MICHELIN Joël<sup>2</sup>, GILLIOT Jean-Marc<sup>2</sup>

1 : BRGM - ARN, 3 Avenue Claude-Guillemain, BP 6009 - 45060 Orléans Cedex 2

2 : UMR INRA-AgroParisTech- EGC- Bât EGER Equipe Sol - 78850 Thiverval-Grignon

Courriel : [m.delmas@brgm.fr](mailto:m.delmas@brgm.fr)

### 1/ Introduction

La spatialisation des sols et de leurs propriétés est un élément clé pour considérer les transferts de polluants dans les eaux souterraines. Dans le cadre du programme de recherche ESHEL du MEDDAD, étudiant la caractérisation du risque de contamination de la nappe de Beauce par les pesticides, une carte pédologique au 1/10000 d'un bureau d'étude, construite à partir d'une démarche classique, a été analysée et évaluée. Au vu des résultats de cette évaluation, des classifications des sols ont été élaborées à partir de sondages de terrain pour aboutir à des zonages sous SIG. Les résultats des différentes approches ont ensuite été analysés et comparés. Ce travail a permis de mettre en évidence l'importance de la démarche cartographique mais aussi la difficulté de spatialiser les sols dans cette région homogène du point de vue du paysage mais très hétérogène du point de vue des propriétés pédologiques.

### 2/ Analyse et évaluation de la carte pédologique

L'évaluation de la carte a été réalisée tant sur les informations que sur la démarche ayant permis de les élaborer. Les unités typologiques de sols (UTS) sont définies par la nature du substrat (si deux matériaux se superposent, ils sont indiqués), profondeur du substrat, le type de sol (classification CPCS) et l'intensité de l'hydromorphie.

A partir de la carte et des observations de terrain utilisées pour élaborer la carte une première évaluation correspond à la pureté de la carte. L'impureté étant la proportion d'observations qui ne correspond pas à ce qui est défini par chaque unité cartographique de sols (UCS). L'impureté calculée pour les UCS et pour les différents critères de définition des unités donne : 55% pour les UCS, 7% pour le Matériau 1, 22% pour le Matériau 2, 36% pour la profondeur du substrat, 17% pour le Nom du sol : 17%, et 25% pour l'intensité de l'hydromorphie. La profondeur du substrat est le critère qui engendre le plus d'impureté.

De plus, dans cette première partie du travail, il est mis en évidence qu'un certain nombre de points pouvant poser problème dans la démarche cartographique, tels que la densité de sondages insuffisante pour l'échelle cartographique visée, des imprécisions de positionnement des sondages, des incertitudes sur la description des sols, des incohérences sur le tracé des plages cartographiques. Ces problèmes permettent de souligner la nécessité de normaliser la démarche cartographique et de mettre les informations pédologiques sous forme de bases de données pour en faciliter l'exploitation et permettre une meilleure analyse de la cohérence des données.

### 3/ Nouvelles cartes et comparaison des résultats

La spatialisation des informations pédologiques proposée par la carte évaluée s'est avérée insuffisante. De nouvelles classifications des sols ont alors été mises en place à partir des sondages pédologiques de base, suivant une approche experte sous SIG. La classification des sols a été élaborée par la mise en place d'un arbre de décision : chaque cheminement (branche) permet d'aboutir à une typologie de sol. Le zonage de ces types de sols est basé sur la méthode de l'interpolation au plus proche voisin.

Les deux cartes ont été comparées (pixel à pixel) en créant une matrice de contingence. Les résultats sont présentés dans le Tableau 1 : 70% des pixels sont codés de la même façon sur les deux cartes (celle issue d'une démarche classique et celle résultant d'une simple interpolation au plus proche voisin). On remarque différents niveaux de correspondance

selon les types de sols. En effet, on peut voir que pour les sols les plus représentés dans cette zone (Néoluvisols et Luvisols), les deux cartes présentent plus de pixels communs (plus de 70 % de pixels identiques), alors que pour les sols tels que les calcosols et rendosols il y a beaucoup moins de correspondances entre les deux cartes. Ces différences majeures peuvent bien sûr s'expliquer par l'interprétation faite pour le tracé des plages cartographiques, mais aussi par les différentes interprétations qui peuvent être faites lors de la définition des types de sols. Par exemple, la limite entre les Calcosols et Rendosols n'est pas toujours facile à évaluer.

Tableau 1 : Matrice de contingence : nombre de pixels pour chaque classe de sols et pour chacune des cartes. Code des types de sol : 1- sols bruns (Brunisols) ; 2- sols bruns calciques (Calcisols) ; 3- sols bruns calcaires (Calcosols) ; 4- sols bruns lessivés (Néoluvisols) ; 5- sols lessivés (Luvisols) ; 6- rendzines (Rendosols).

		code sur carte d'origine						Total lignes	Total (%)
		1	2	3	4	5	6		
code sur la carte interpolé e	1	2449	270	474	1199	237	23	4652	52%
	2	272	2242	442	1004	640	112	4712	47%
	3	200	437	2851	1092	104	10	4694	61%
	4	322	858	832	23062	3951	162	29187	79%
	5	163	156	237	5365	15268	65	21254	72%
	6	10	107	551	43	73	371	1155	32%
	Total colonnes	3416	4070	5387	31765	20273	743	65654	
Total (%)	72%	55%	53%	72%	75%	50%		70%	

Pour valider la carte résultant de l'interpolation au plus proche voisin, un autre jeu de sondages a été constitué. Pour cela les types de sols définis à partir de ces sondages de validation ont été comparés à ceux définis sur la carte : seulement 16% de ces sondages correspondent. Pour expliquer cette faible correspondance différents aspects doivent être considérés. D'une part la validation elle-même peut être discutée ; la répartition des sondages de validation n'est pas homogène, les observations et descriptions des sondages peuvent être biaisées par la subjectivité des pédologues. Mais ceci s'explique également par la variabilité à très courte distance (quelques dizaines de mètres) de la profondeur du substrat calcaire. En effet, les dépôts de limon éolien masquent l'ancien relief du substrat calcaire. Aussi, les résultats obtenus reflètent la difficulté de cartographier les sols de la zone d'étude.

#### 4/ Conclusions

Ce travail a permis de mettre en évidence l'importance de plusieurs étapes clés dans la chaîne de production cartographique des sols et la nécessité de bien les maîtriser, afin d'obtenir une base de donnée pédologique pleinement exploitable.

Enfin, la cartographie des sols de la zone d'étude s'avère complexe : cette zone est caractérisée par une variabilité importante des propriétés pédologiques contrôlant les transferts de polluants, malgré une homogénéité apparente en surface.

Pour améliorer la cartographie de cette zone, une autre approche serait à mettre en place, en sélectionnant par exemple des secteurs représentatifs sur lesquels l'échantillonnage serait plus dense, ou en utilisant des outils géophysiques. Il semble en effet qu'une certaine logique de répartition des sols selon la microtopographie peut être mise en évidence, ce qui constitue une perspective pour spatialiser les sols de cette zone.

## Les guides des sols d'Alsace, des outils pour identifier les sols et mieux les valoriser

**GARTNER Lucienne<sup>1</sup>, SAUTER Joëlle<sup>2</sup>, PARTY Jean-Paul<sup>3</sup>, KOLLER Rémi<sup>4</sup>**

1 : Région Alsace, Direction de l'Agriculture, de la Forêt et du Tourisme, 1 place du Wacken, BP91006, 67070 Strasbourg Cédex,

Lucienne.GARTNER@region-alsace.eu

2 : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg, j.sauter@bas-rhin.chambagri.fr

3 : SOL CONSEIL, 251 route de la Wantzenau, 67000 Strasbourg, jean-paul.party@wanadoo.fr

4 : ARAA, r.koller@bas-rhin.chambagri.fr

### Objectifs visés par les guides des sols

Afin de répondre à un important besoin de connaissances et permettre aux différents utilisateurs ou spécialistes des sols de disposer d'un langage commun, la Région Alsace a souhaité éditer une série de 10 guides des sols d'Alsace. Ces documents techniques donnent les éléments nécessaires pour déterminer, de façon simple, dans chacune des petites régions naturelles d'Alsace, les principales caractéristiques des sols, leurs atouts et leurs contraintes d'utilisation. Fruit d'un important travail de terrain, puis de synthèse et d'interprétation des données, les guides des sols d'Alsace offrent, par une présentation claire des données, une information utile, directement accessible. Ils répondent aussi bien aux besoins des agronomes ou des conseillers et des techniciens agricoles, qu'aux besoins des responsables de projets d'aménagement, des écologues ou des ingénieurs en charge d'élaboration de plans d'épandages de boues d'épuration. Réalisés en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, avec le soutien technique de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), les guides des sols constituent désormais des documents de référence à l'échelle régionale, en matière de connaissance des sols, et un outil de gestion incontournable pour concilier économie et environnement.

### Le contenu des guides des sols

Chaque document, d'un volume de 150 à 250 pages, est construit selon une maquette élaborée conjointement par l'ARAA et SOL-CONSEIL. Il comporte les éléments suivants :

- une **carte géomorphologique des paysages** de la petite région naturelle
- une **clé d'identification des principaux types de sols**, permettant de s'orienter vers les fiches de sol correspondant à la situation rencontrée sur le terrain et ceci à partir de données simples (localisation dans le paysage, texture, carbonatation, pierrosité, hydromorphie., etc.)
- des **fiches descriptives des principaux types de sols**, présentant sur 4 pages (1) des éléments sur la genèse et la place du sol dans le paysage, accompagnés d'une photo ou d'un schéma, (2) des critères d'aide à la reconnaissance du type de sol à partir d'observations simples faites sur le terrain à l'aide d'une tarière et d'une pissette d'acide, (3) la description morphologique accompagnée d'une photo et des résultats analytiques d'une fosse pédologique jugée représentative de l'unité de sol, (4) des éléments sur les caractéristiques générales du sol et leur variabilité, (5) les atouts et contraintes du sol (réserve en eau, risque de tassement, excès d'eau, sensibilité au ruissellement et à l'érosion, etc.), (5) des commentaires ayant trait aux potentialités agronomiques du sol, mode de fertilisation (chaulage, fractionnement des engrais azotés, etc.), risque de lessivage des nitrates illustré par une courbe d'évolution

simulée du lessivage des nitrates en conditions hivernales (modèle de Burns) et pouvoir épurateur.

-un **zonage des sols à l'échelle du 1/100 000<sup>ème</sup>**

-des **synthèses thématiques** : données climatiques locales, besoins en eau des cultures, fertilisation, circulation de l'eau dans le sol et drainage, risque de lessivage des nitrates, sensibilité au ruissellement, pouvoir épurateur des sols, etc.

Fig : Répartition par zones des 10 guides des sols d'Alsace





## **Sensibilité d'un outil de modélisation du ruissellement et de l'érosion à la précision spatiale des données sols**

**HOFSTETTER Elodie<sup>1</sup>, VAN DIJK Paul<sup>2</sup>, SAUTER Joëlle<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : Etudiante Master 2 Géosciences, Environnement et Risques, spécialisation Risques Naturels, stagiaire à l'ARAA/INRA Colmar. Université Louis Pasteur (ULP), 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg CEDEX. Elodie.hofstetter@laposte.net

<sup>2</sup> : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP 30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg. araa@bas-rhin.chambagri.fr

### **Introduction**

La présente étude s'intéresse à la précision spatiale des données sols nécessaire pour une modélisation de l'érosion et du ruissellement pertinente à l'échelle d'un bassin versant de quelques km<sup>2</sup>, dans l'optique d'estimer et de comparer l'efficacité des programmes de mesures de lutte contre l'érosion et des coulées boueuses.

### **Méthodes et données**

Par le biais de la modélisation spatialisée (modèle : LISEM) l'étude quantifie : (a) l'incidence de l'échelle des données sols sur l'érosion et le ruissellement simulés, et (b) l'incidence du choix de la fonction de pédotransfert (FPT) (Nemes, Rosetta, Spaw) sur les paramètres hydriques du modèle et par voie de conséquence sur l'érosion simulée. Le modèle spatialisé LISEM (Limbourg Soil Erosion Model), à base physique, permet la simulation du ruissellement, du cheminement d'eau et de l'érosion, en prenant en compte les variables relatives à la topographie, à l'occupation du sol et aux différents types de sols. L'ensemble des fichiers d'entrée de LISEM est intégré et géré par l'interface PC Raster, qui est un outil qui permet d'intégrer l'évolution de processus spatiaux au cours du temps (modélisation spatio-temporelle). Pour obtenir la carte d'entrée ldd (local drain direction) qui prend en compte le sens de travail du sol et la topographie nous avons utilisé le modèle TCRP (Tillage-Controlled Runoff Pattern).

Les simulations ont été faites sur deux bassins versants en Alsace, ayant un degré de diversité pédologique différent (faible et élevé). Pour les deux bassins, des bases de données sols aux échelles allant du 1/25 000<sup>ème</sup> au 1/100 000<sup>ème</sup> ont été utilisées.

### **Résultats**

Les résultats montrent une forte sensibilité des sorties du modèle à la précision spatiale des données sols pour le bassin versant à variabilité pédologique élevée pour lequel l'échelle du 1/25 000<sup>ème</sup> est préconisée par rapport au 1/100 000<sup>ème</sup>. Par contre, pour le bassin versant aux sols limoneux et plutôt homogènes l'apport de l'échelle au 1/50 000<sup>ème</sup> par rapport au 1/100 000<sup>ème</sup> est faible. La figure 1 nous montre que l'utilisation des données sols à l'échelle du 1/100 000<sup>ème</sup> conduit à une sous-estimation de l'infiltration, et par conséquent à une surestimation de l'érosion et des dépôts par rapport aux données issues de la carte des sols au 1/25 000<sup>ème</sup>. L'étude montre également l'incidence importante du choix de la FPT sur l'infiltrabilité, le ruissellement et l'érosion simulés.

### **Conclusions**

La précision d'échelle a plus d'incidence quand les sols du bassin versant sont hétérogènes au niveau textural. Il est important d'estimer la variabilité texturale dans les secteurs à étudier pour pouvoir définir les exigences par rapport aux données sols à fournir au modèle ; l'utilisation des données sols à une précision spatiale insuffisante peut conduire à un mauvais diagnostic et par conséquent à une prise de mesures mal fondée. Les FPT sont des outils qu'il faut manipuler avec précaution. Il est important dans chaque étude de modélisation de préciser la fonction utilisée car elle conditionne fortement les résultats.

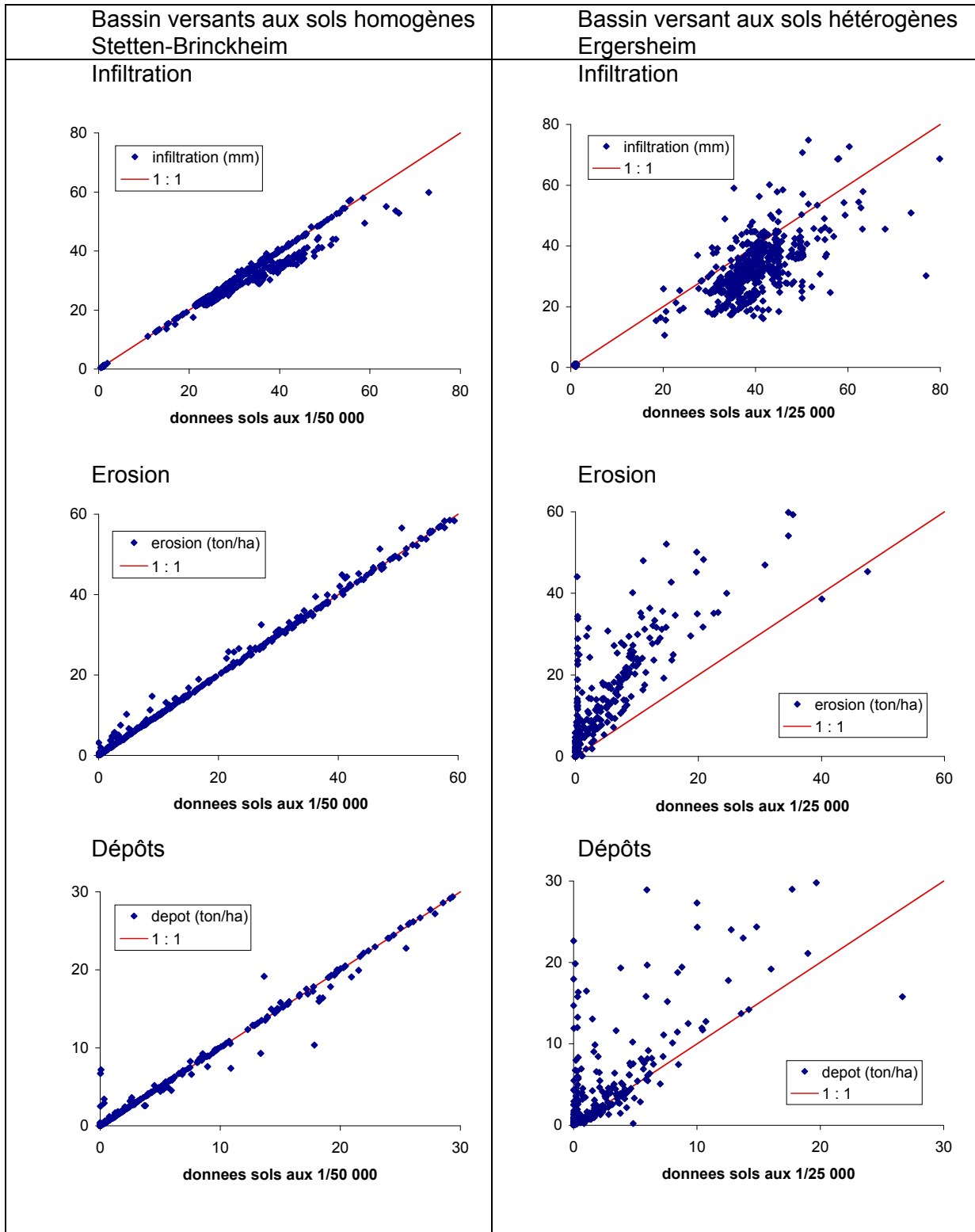


Figure 1 : Comparaison des résultats de simulation entre une alimentation du modèle LISEM avec des données sols à l'échelle du 1/100 000 et des données sols à une précision spatiale supérieure. La figure compare l'infiltration (A), l'érosion (B) et les dépôts (C) simulés en fonction de l'échelle de la carte des sols utilisée sur 1000 points à l'intérieur des bassins d'étude pour un temps de retour de 25 ans en juin.

Jetten V., 1995. LISEM (Limbourg Soil Erosion Model) : a user guide. Faculty of Geographical Sciences, Utrecht University. 73 p.

Van Dijk P.M., Auzet A.V., Lemmel M., 2005. Rapid assessment of field erosion and sediment transport pathways in cultivated catchments after heavy rainfall events. Earth Surface Processes and Landforms, Volume 30. Pp 169-182.

## Harmonisation des bases de données sols française et allemande pour la modélisation du lessivage des nitrates vers la nappe rhénane

SAUTER Joëlle<sup>1</sup>, VAN DIJK Paul<sup>1</sup>, WALDMANN Frank<sup>2</sup>, GRIMM-STRELE Jost<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP 30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg [araa@bas-rhin.chambagri.fr](mailto:araa@bas-rhin.chambagri.fr)

<sup>2</sup> LGRB, Regierungspräsidium Freiburg, Abt. 9 - Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Referat 93 Landesbodenkunde, Albertstr. 5, D-79104 Freiburg im Breisgau, Allemagne, [frank.waldmann@rpf.bwl.de](mailto:frank.waldmann@rpf.bwl.de)

<sup>3</sup> LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Postfach 10 01 63, D-76231 Karlsruhe, [grimm-strele@t-online.de](mailto:grimm-strele@t-online.de)

### Introduction

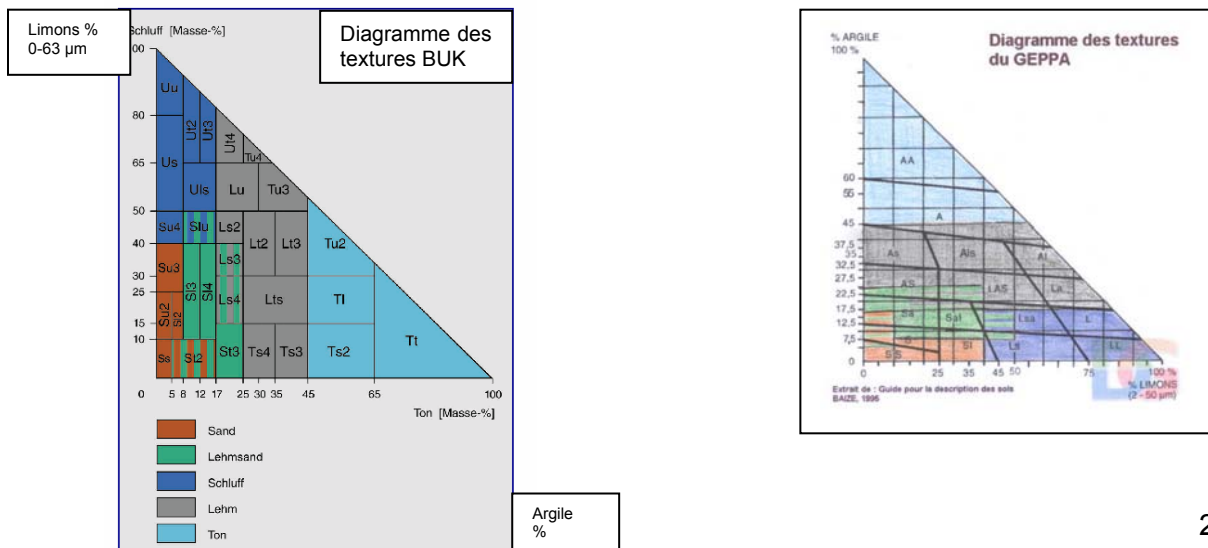
La problématique de la pollution des eaux souterraines de la plaine du Rhin Supérieur par les nitrates est connue depuis des années (Région Alsace, 1997 et 2006). La nappe phréatique rhénane couvre quasiment 80 % des besoins en eau potable de part et d'autre du Rhin. Elle est particulièrement menacée en raison de la présence d'une agriculture intensive et d'une forte densité de population. Le projet transfrontalier « Monit » (INTERREG IIIa) avait pour objectif l'élaboration d'un modèle permettant l'évaluation des mesures pour réduire les transferts de nitrates vers la nappe sur l'ensemble du territoire transfrontalier de la plaine rhénane supérieure comprenant des parties de la Suisse, de la France et de l'Allemagne. Le sol joue un rôle prédominant dans le cycle de l'azote et conditionne largement le potentiel de lessivage. La modélisation spatialisée ne pouvait se faire qu'en intégrant et harmonisant des bases de données sols des pays concernés.

### Travaux réalisés

La collaboration entre le LGRB (Bade-Wurtemberg) et l'ARAA (Alsace) a permis de traduire toutes les données sols alsaciennes existantes à l'échelle 1/100000<sup>ème</sup> dans le système de classification allemand Bodenkundliche Kartieranleitung (Verbesserte und erweiterte Auflage, hannover 1994) et Boden Übersichtskarte (BUK 200) pour alimenter le modèle de recharge de la nappe GW-Train (notamment les classes d'hydromorphie et les classes de réserve utile en eau du sol). La figure 1, le tableau 1 ainsi que la figure 2 illustrent une part du travail d'établissement de correspondances qui a été fait. Cette collaboration a aussi permis de créer des couches de données transfrontalières (i.e. texture, taux de cailloux, teneur en matière organique et densité apparente) pour la modélisation du transfert des nitrates dans le sol avec les modèles STICS et Stoffbilanz.

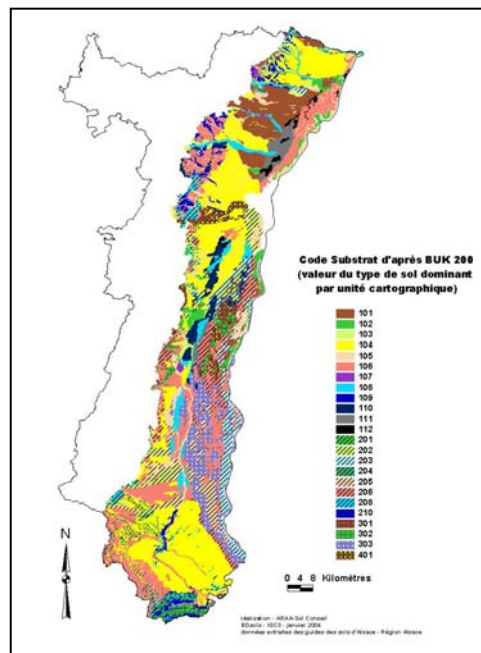
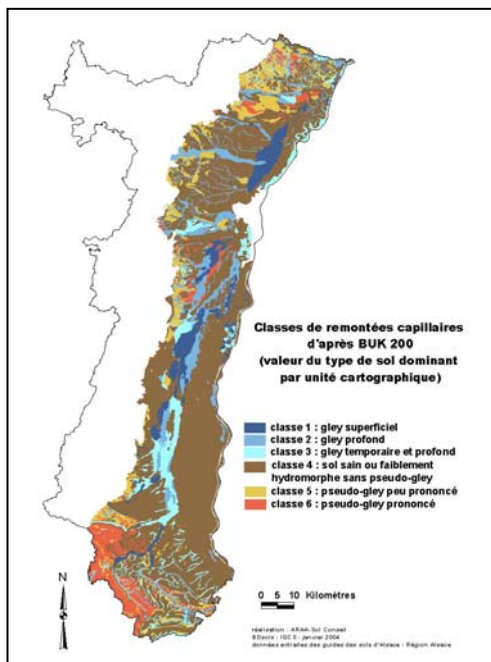
(voir <http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt4/monit/>)

Figure 1 : Triangles de textures utilisés pour la transposition des données



**Tableau 1 : Codierung für Substrat und Gründigkeit nach BUK 200 - Codification pour le substrat et la profondeur de sol meuble d'après BUK200**

Flächenkennung (UCS)	Vorherrschende feindbodenarten (texture dominante)	Bodenartengruppen Bodenkundliche Kartieranleitung (classes de textures allemandes)	Classes de textures françaises GEPPA (Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée)
Skelettfreie bis -arme, meist tiefgründige Böden (Tiefe >= 10 dm und Skelettanteil <10 Vol.%) Sols non caillouteux à faiblement caillouteux, le plus souvent profonds (>= 100 cm et moins de 10% de cailloux en volume)			
101	Sand - sables	Ss, Su2, Si2, Su3, (Si2)	Textures grossières sableuses SS, SI, (S)
102	Lehmsand - Sables argileux	Si3, Si3, Si4	Textures moyennes sablo argileuses Sal, Sa
103	Lehmsand im Wechsel mit Lehm - Association sables argileux avec argiles limoneuses ou sableuses	Ls3, Ls4	(LAS), (AS)
104	Schluff - Limons	Uu, Us, Ut2, Ut3, Uls, Su4	Textures moyennes limoneuses LL, L, Ls, (Lsa)
105	Schluff im Wechsel mit Lehm - Association de limons avec argiles limoneuses ou sableuses		
106	Lehm - Argiles limoneuses ou sableuses	Ut4, Tu4, Lu, Tu3, Ls2, Lt2, Lt3, Lts, Ts4, Ts3	Textures fines argilo-limoneuses et argilo-sableuses As, Als, Al, La, (AS), (LAS)
107	Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton - Association d'argiles limoneuses ou sableuses avec argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
108	Lehm über Ton - Argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
109	Ton im Wechsel mit Lehm über Ton - Association d'argiles avec des argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
110	Ton - argiles	Tu2, Ti, Ts2, Tt	Textures très fines argileuses AA, A
111	Torf im Wechsel mit Sand und Lehm - Association de tourbes avec sables et argiles limoneuses ou sableuses		
112	Torf - Tourbe		
Skeletthalige, meist mittel- bis tiefgründige Böden (5 < Tiefe <10 dm und 10% < Skelettanteil <40%) - Sols caillouteux, moyennement profond à profond (50 cm <= profondeur <100 cm, 10 à 40 % de cailloux)			
201	Lehmsand - Sables argileux	Si3, Si3, Si4	Textures moyennes sablo argileuses Sal, Sa
202	Lehmsand im Wechsel mit Lehm - Association sables argileux avec argiles limoneuses ou sableuses	Ls3, Ls4	(LAS), (AS)
203	Lehmsand im Wechsel mit Lehm über Ton - Association de sables argileux avec argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
204	Lehmsand über Lehm oder Ton - Sables argileux sur argiles ou sur argiles limoneuses ou sableuses		
205	Schluff im Wechsel mit Lehm - Association de limons avec argiles limoneuses ou sableuses		
206	Lehm - argiles limoneuses ou sableuses	Ut4, Tu4, Lu, Tu3, Ls2, Lt2, Lt3, Lts, Ts4, Ts3,	Textures fines argilo-limoneuses et argilo-sableuses As, Als, Al, La, (AS), (LAS)
207	Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton - Association d'argiles limoneuses ou sableuses avec argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
208	Lehm über Ton - Argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
209	Ton im Wechsel mit Lehm über Ton - Association d'argiles avec des argiles limoneuses ou sableuses sur argiles		
210	Ton - argiles	Tu2, Ti, Ts2, Tt	Textures très fines argileuses AA, A
211	Torf im Wechsel mit Sand und Lehm - Association de tourbes avec sables et argiles limoneuses ou sableuses		
Skelettreiche, meist flach- bis mittelgründige Böden (Tiefe < 5 dm) und 40 < Skelettanteil < 75% - Sols très caillouteux, le plus souvent peu à moyennement profond moins de 50 cm, 40 à 75% de cailloux			
301	Sand - sables	Ss, Su2, Si2, Su3, (Si2)	Textures grossières sableuses SS, SI, (S)
302	Lehmsand, Schluff und Lehm - Sables argileux, limons et argiles limoneuses ou sableuses		Textures moyennes
303	Lehm und Ton - argiles limoneuses ou sableuses et argiles		Textures fines à très fines
Stark wechselnde Skelettführung und Gründigkeit - Taux de cailloux et profondeur très variables			
401	Lehm und Ton - argiles limoneuses ou sableuses et argiles		Textures fines à très fines



**Figure 2 : Deux illustrations de transposition de la base de données sur les sols d'Alsace dans les classifications utilisées en Allemagne dans le Bade Wurtemberg**

***SESSION 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols***

**COMMUNICATIONS ORALES**



## **Les processus de transfert de particules argileuses menant à la formation des luvisols et des planosols et contribuant à d'autres pédogenèses**

**BAIZE Denis et JAMAGNE Marcel**

INRA Science du Sol – Centre d'Orléans – CS 40001 Ardon – 45075 ORLÉANS Cedex 2  
[denis.baize@orleans.inra.fr](mailto:denis.baize@orleans.inra.fr)

Le départ sélectif de particules argileuses d'horizons supérieurs (codés Ae et E) est nommé éluviation. Les transferts verticaux avec accumulation absolue dans des horizons plus pro-fonds (codés BT) correspondent à l'illuviation ou argilluviation : ils mènent à la formation progressive de luvisols. Les transferts latéraux avec évacuation des particules fines dans les eaux de nappes hypodermiques temporaires circulant latéralement mènent à un appauvrissement en argile superficiel et à la formation de planosols.

Pour qu'il y ait argilluviation importante et formation de luvisols, il faut trois conditions simultanées : i) un climat suffisamment pluvieux où les précipitations sont très nettement supérieures à l'évapotranspiration ; ii) un matériau parental suffisamment perméable ; iii) la présence d'argiles dispersables et lessivables. C'est pourquoi les luvisols ne peuvent pas se développer dans des sables quartzeux. Les matériaux les plus favorables sont les matériaux limoneux, particulièrement les loëss ou limons loëssiques qui se décarbonatent vite ( $\text{CaCO}_3 < 15\%$ ) et dont la porosité s'accroît encore après la dissolution des particules calcaires.

Quand l'illuviation verticale d'argile est le processus dominant (liée à un fonctionnement hydrique essentiellement vertical), favorisée par l'existence d'un matériau et d'un climat favorables, elle a, au bout d'une certaine durée, des conséquences morphologiques majeures (cf. ci-dessous). La chronoséquence des luvisols issus de matériaux loëssiques a été proposée par Jamagne. Les 4 stades principaux sont : Néoluvisols - Luvisols Typiques – Luvisols Typiques rédoxiques – Luvisols Dégradés. Dans cette vision "classique" l'horizon BT se colmate peu à peu au cours du temps et devient de moins en moins perméable ce qui génère au contact entre horizons E et BT la stagnation des eaux pluviales et des conditions d'oxydo-réduction de durée et d'intensité croissantes. Combinée à une acidification progressive, cette évolution débouche sur le processus de "dégradation" géochimique et morphologique.

Il existe également des luvisols, sableux en surface, développés dans des "formations cal-caires redistribuées" qui contiennent des particules argileuses mobilisables. C'est le cas des sols de la bordure sud de la Forêt de Fontainebleau et de ceux de la plaine de Pierrelaye.

### **Morphologie et fonctionnement des luvisols**

Suite à des transferts verticaux de particules fines, une forte différenciation texturale s'installe progressivement entraînant un contraste croissant entre des horizons supérieurs appauvris en argile, de teintes claires, à la structure mal affirmée et peu stable et des horizons de moyenne profondeur enrichis en argile, de teintes assez vives et montrant des structures polyédriques bien affirmées. Ces agrégats et tous les macropores montrent des revêtements argileux ou argilo-ferrugineux, bien visibles surtout en lames minces (ferri-argilanes).

Deux raisons peuvent intervenir simultanément pour expliquer pourquoi les quantités d'argiles accumulées dans l'horizon BT semblent toujours très supérieures aux quantités d'argiles perdues dans le E. Un horizon BT est, d'abord, un horizon d'altération par décarbonatation et par altération des minéraux primaires. Une bonne part de l'argile qui s'y trouve n'est pas d'origine illuviale. De plus, il y a toujours la possibilité de troncature partielle des horizons E, peu résistants à l'érosion.

Les luvisols issus de limons loessiques représentent de grandes superficies dans la moitié nord de la France et en Belgique (Picardie, Brie, Beauce, Vexin, Artois, Haute Normandie, Boischaut Nord, Touraine, Sundgau, Wallonie, Limbourg, etc.). Ces sols ont été particulièrement bien étudiés par la thèse et les travaux de Jamagne et confirmés par de nombreuses cartographies à différentes échelles (Favrot, Bégon, Isambert, Roque, Baize, etc.).

Doivent être évoqués également des sols ayant évolué comme des luvisols après une très longue pédogenèse antérieure développée dans des matériaux très argileux, qui étaient pourtant censés mal se prêter à l'illuviation d'argile : i) les "terres d'Aubues" des plateaux de basse Bourgogne ; ii) les sols issus des argiles à chailles. Pour preuves : une différenciation texturale très marquée mais surtout des revêtements argileux et ferrugineux très abondants et très nets, aussi bien sur les faces d'agrégats que sur les éléments grossiers (chailles), visibles à l'œil nu comme au microscope.

### **Les planosols "primaires"**

Le facteur principal responsable de leur fonctionnement hydrique et de leur morphologie est l'existence d'un plancher imperméable constitué par un horizon argileux, sur lequel les eaux de pluie viennent buter avant de s'écouler latéralement, même sur des pentes très faibles. Les matériaux parentaux sont des sédiments argileux marins ou lagunaires denses. Les horizons argileux semi-profonds ne reçoivent pas d'argiles illuviales. Les planosols ne représentent pas les mêmes superficies que les luvisols mais ils ont été décrits un peu partout dans la moitié nord de la France là où affleurent des roches argileuses sédimentaires (Champagne humide, Perche, Bourbonnais, Sologne, Forêt d'Orléans, etc.).

### **Questions toujours pendantes**

Des interrogations demeurent relatives aux fonctionnements présent et futur des luvisols sous l'influence croissante des activités humaines et des changements climatiques. En milieu forestier, l'argilluviation est-elle toujours active aujourd'hui dans les Luvisols Typiques ? En contexte cultivé drainé (Luvisols Typiques rédoxiques), y a-t-il encore entraînement des particules argileuses ? Celui-ci est-il plutôt accéléré ? Les particules mobilisées dans l'horizon L quittent-elles le solum via les drains pour partir dans les ruisseaux ou continuent-elles à aller vers le BT ? Quelles conséquences pour les transferts de pesticides et d'éléments en traces ! Certaines réponses sont fournies par les travaux de P. Mercier – cf. son résumé). Dans le cas des Luvisols Dégradés drainés et chaulés, la "dégradation géochimique" est-elle stoppée ?

### **Conclusions**

Sous nos climats, il y a fréquemment transfert vertical de particules argileuses dans les solums (voire au sein d'altérites) sans pour autant formation de solums ayant la morphologie générale et le fonctionnement typique des luvisols : quelques argilanes ne font pas un luvisol ! De même, beaucoup de solums argileux montrent des appauvrissements importants de leurs horizons de surface sans pour autant avoir atteint une morphologie planosolique typique.

Dans les années 1970, les "sols lessivés" étaient à la mode et on en a vu partout, dès que les horizons de surface s'avéraient nettement appauvris en argile et même si les horizons profonds s'avéraient très argileux. Ainsi, en Sologne et en Bourbonnais, des sols furent désignés comme "sols lessivés" qui seraient de nos jours plutôt rattachés aux planosols. Le terme même de "sol lessivé" était ambigu. Un horizon supérieur "lessivé" (i.e. appauvri en argile) peut être présent dans toutes sortes de solums dans lesquels le processus principal est un appauvrissement latéral (voire une dégradation géochimique primaire) et non un transfert vertical.

Les termes luvisols et planosols sont donc plus explicites et permettent de bien distinguer les deux morphologies et les deux types de fonctionnements hydriques, vertical vs latéral.



## **Mobilisation et transport de particules en sol intact : Vers une identification et une hiérarchisation des mécanismes en jeu**

**MICHEL Eric et MAJDALANI Samer**

INRA UMR 1114 EMMAH – Centre d'Avignon  
[eric.michel@avignon.inra.fr](mailto:eric.michel@avignon.inra.fr)

Le transport de particules de taille colloïdale dans le sol, fait l'objet d'un nombre d'études important, à l'image des enjeux que représente sa compréhension :

- Des polluants peu solubles peuvent s'adsorber à leur surface. Si les colloïdes sont mobiles, lors d'une pluie, ces polluants peuvent être transportés rapidement vers les eaux souterraines et en altérer la qualité. Dans un sol intact la présence de chemins d'écoulement préférentiel (fissures ou macropores creusés par des invertébrés ou résultant de la décomposition de racines) peut exacerber encore ce transport rapide.
- Ce transport de particules appelé lessivage est un des mécanismes les plus répandus de pédogenèse. Il est à l'origine de la formation des Luvisols.

A ce jour, la compréhension, en *sol intact*, des processus microscopiques de *mobilisation, transport* et *déposition* des colloïdes autochtones du sol est insuffisante. Elle ne permet pas de prédire de façon réaliste les quantités de polluants atteignant la nappe phréatique ou le processus de lessivage.

Cette communication présente un travail expérimental de documentation et de hiérarchisation des principaux mécanismes de mobilisation. Pour cela, plusieurs séries de pluies de caractéristiques physiques (fréquence, intensité) et chimiques (pH, force ionique) ont été simulées sur des colonnes de sol intact (Calcisol et Luvisol). Les hydrogrammes de drainage (flux drainé en fonction du temps) et particulogrammes (concentration en particule en fonction du temps) ont été enregistrés.

Pour chaque événement pluvieux, le particulogramme est composé d'un "pic de concentration" pendant la phase transitoire de l'hydrogramme. Ce pic de concentration relaxe ensuite vers une concentration faible et constante ("queue") lorsque le régime permanent de l'écoulement est atteint. Un hydrogramme et un particulogramme typique sont représentés sur la figure 1.

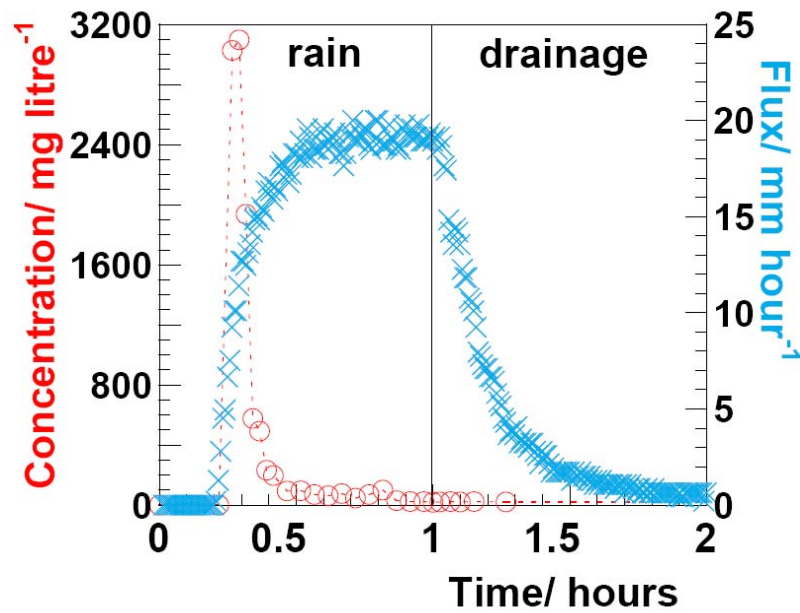


Figure1: Hydrogramme (croix) et particulogramme typiques observé lors d'une pluie simulée (ici de durée une heure, et d'intensité 20 mm/h). Remarquer que le pic de concentration a lieu pendant la phase transitoire de l'écoulement.

Les résultats expérimentaux obtenus ont montré que les facteurs connus pour influencer la mobilisation de particules de taille colloïdale (teneur en eau initiale, force ionique, intensité de la pluie notamment) n'agissent pas de manière indifférenciée sur les deux phases du particulogramme: Certains affectent préférentiellement le "pic de concentration" d'autres la "queue" du particulogramme.

Ces résultats expérimentaux originaux ont conduit à formuler l'hypothèse de deux mécanismes de mobilisation prépondérants, actifs préférentiellement pendant les phases transitoires puis stationnaires lors d'une infiltration. Un modèle simplifié de mobilisation pendant la phase transitoire de l'écoulement basé sur ces mécanismes sera présenté et discuté.

## Modélisation de la mobilisation *in situ* de colloïdes dans des colonnes de sol non remanié

MAJDALANI Samer<sup>1</sup>, MICHEL Eric<sup>2</sup>, DI-PIETRO Liliana<sup>2</sup>,  
ANGULO-JARAMILLO Rafael<sup>3,4</sup>, ROUSSEAU Marine<sup>3</sup>

<sup>1</sup> : LHyGeS UMR 7517 67000 Strasbourg, [samer.majdalani@imfs.u-strasbg.fr](mailto:samer.majdalani@imfs.u-strasbg.fr)

<sup>2</sup> : INRA UMR 1114 Climat Sol et Environnement, 84000 Avignon, [eric.michel@avignon.inra.fr](mailto:eric.michel@avignon.inra.fr)  
et [lili@avignon.inra.fr](mailto:lili@avignon.inra.fr)

<sup>3</sup> : LTHE UMR 5564 38000 Grenoble

<sup>4</sup> : ENTPE, Laboratoire des Science de l'environnement, 69518 Vaulx-en-Velin,  
[Rafael.ANGULO@entpe.fr](mailto:Rafael.ANGULO@entpe.fr)

### Contexte

L'étude du transport des particules dans les sols s'inscrit dans le cadre de la lutte contre la pollution des sols et des eaux souterraines. De nombreuses études de terrain ou de laboratoire ont montré l'aptitude des colloïdes à faciliter le transport de polluants (métaux lourds, pesticides, radionucléides) dans les sols (Kretzschmar *et al.*, 1999). La plupart des études expérimentales portant sur le transfert de particules ont été réalisées sur des sols remaniés ou sur des milieux poreux artificiels. Très peu d'expériences en laboratoire ont été réalisées sur des colonnes de sol non remanié où les particules naturelles sont mobilisées *in situ* (Schelde *et al.*, 2002), ce qui explique d'ailleurs la rareté des modèles traitant la mobilisation *in situ* des colloïdes. Dans ce travail, nous nous sommes intéressés à la modélisation de la mobilisation *in situ* de colloïdes dans des colonnes de sol non remanié. Le modèle proposé (Majdalani *et al.*, 2007) se distingue par l'hypothèse de variation temporelle du stock de particules accessibles à la solution infiltrante au cours de l'événement pluvieux.

### Description du modèle

Le modèle décrit le transport préférentiel des particules dans des colonnes de sol non remanié, en condition non saturée, et tout en prenant en compte : (i) Les régimes transitoires de l'écoulement de l'eau (front d'imbibition et front de drainage), et le régime permanent, et (ii) L'histoire de la mobilisation à travers une dynamique de détachement de particules reflétant l'évolution temporelle du stock de particules disponibles. Les hypothèses du modèle sont :

- Le transfert préférentiel de l'eau est décrit par une onde cinématique dispersive (Di-Pietro *et al.*, 2003),
- Le transport de particules est décrit par une équation de convection dispersion avec un terme source/puits,
- Le terme puits est représenté par un attachement de particules suivant une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre avec un coefficient d'attachement constant,
- Le terme source consiste en un détachement de particules suivant une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre mais avec un coefficient de détachement variable avec le temps (i.e. avec la quantité de particules déjà mobilisées).

La dernière hypothèse constitue la nouveauté du modèle. La cinétique de détachement ainsi proposée tient compte de la variation du stock de particules mobilisables avec le temps. Les équations du modèle sont résolues numériquement utilisant la méthode des différences finies avec une discrétisation implicite. Les paramètres du modèle sont estimés à l'aide de la méthode inverse des algorithmes génétiques en minimisant l'écart entre les valeurs observées et simulées (Majdalani *et al.*, 2008).

### Résultats et perspectives

L'application du modèle aux résultats expérimentaux de Rousseau *et al.* (2004) (Figure 1) montre une reproduction satisfaisante des données expérimentales quelle que soit la forme du particulogramme : (i) pic initial suivi d'une augmentation de la concentration (Figure 1a), (ii) pic initial suivi d'une augmentation puis diminution de la concentration (Figure 1b), (iii) pic initial suivi d'une décroissance lente de la concentration (Figure 1c), et (iv) pic initial suivi d'une décroissance rapide de la concentration vers un niveau bas et constant (Figure 1d). Notons que le comportement de la Figure 1d est la forme classique de particulogrammes observés dans la littérature. Les perspectives de ce travail consistent à lier les paramètres du modèle aux conditions expérimentales et/ou aux propriétés du sol.

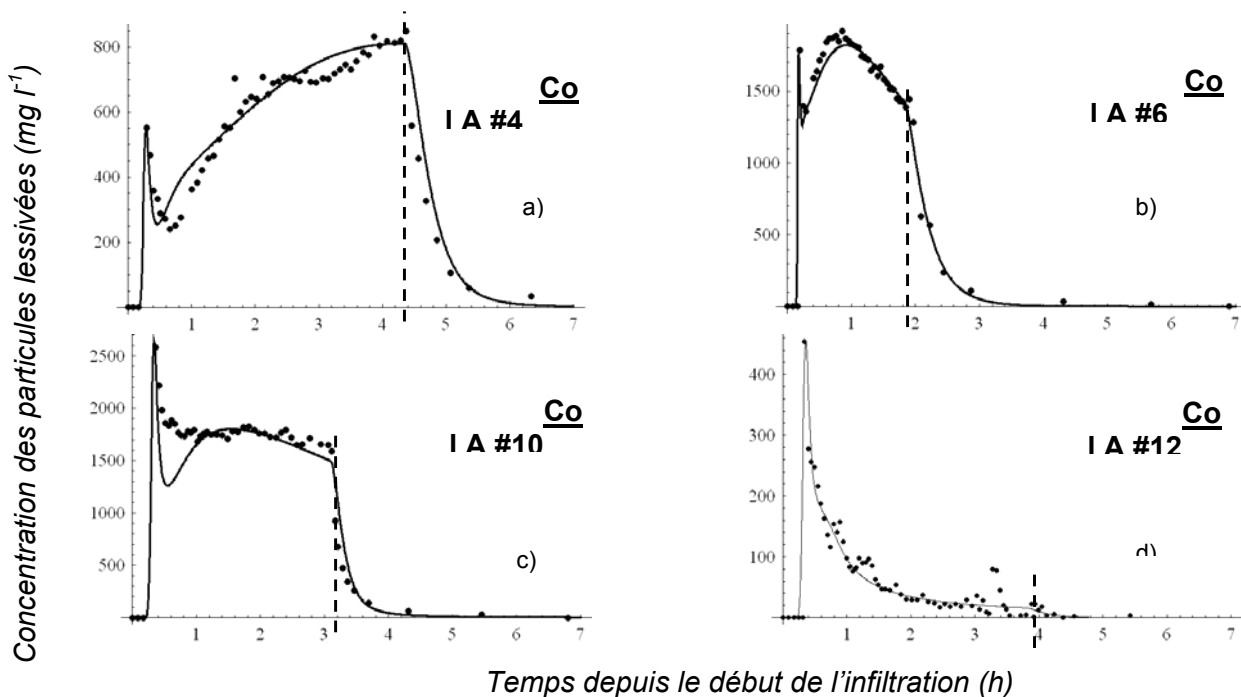


Figure 1. Résultats de simulations du modèle pour une colonne A (25 cm diamètre, 70 cm hauteur) prélevée sur le site de l'INRA de Versailles par Rousseau *et al.* (2004). La colonne A a subi 12 événements pluvieux successifs. Le numéro indique l'ordre de l'événement. La pluie est imposée en surface et les particules mobilisées *in situ* sont recueillies en bas de la colonne. (cercles : Données expérimentales, courbe : Simulation, droite pointillée : Temps d'arrêt de l'irrigation).

### Références bibliographiques

- Di-Pietro, L., S. Ruy and Y. Capowiez. 2003. Predicting water flow in soils by traveling-dispersive waves. *J. Hydrol.* 278 (1-4): 64-75.
- Majdalani, S., E. Michel, L. Di Pietro, R. Angulo-Jaramillo, and M. Rousseau. 2007. Mobilization and preferential transport of soil particles during infiltration: A core-scale modeling approach. *Water Resour. Res.*, 43, W05401, doi: 10.1029/2006WR005057.
- Majdalani, S., R. Angulo-Jaramillo, and L. Di Pietro. 2008. Estimating preferential water flow parameters using a binary genetic algorithm inverse method. *Environmental Modelling & Software*, doi: 10.1016/j.envsoft.2007.12.002.
- Kretzschmar, R., M. Borkovec, D. Grolimund, and M. Elimelech. 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Adv. Agron.* 66: 121-193.
- Rousseau, M., L. Di Pietro, R. Angulo-Jaramillo, D. Tessier, and B. Cabibel. 2004. Preferential Transport of Soil Colloidal Particles: Physicochemical Effects on Particle Mobilization. *Vadose Zone J.* 3: 247-261.
- Schelde, K., P. Moldrup, O. H. Jacobsen, H. de Jonge, L. W. de Jonge, and T. Komatsu. 2002. Diffusion-limited mobilization and transport of natural colloids in macroporous soil. *Vadose Zone J.* 1: 125 - 136.

## Le drainage : une incidence sur l'évolution pédogénétique des sols

**MERCIER Pascale**

Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2 rue du Dr Guérin, 60200 COMPIEGNE  
[Mercier.pascale@aesn.fr](mailto:Mercier.pascale@aesn.fr)

L'installation de réseaux de drainage a largement été développée dans l'optique d'améliorer la qualité agronomique des sols. Si ce type d'aménagement a modifié le comportement hydrologique du réseau hydrographique, les conséquences sur l'évolution pédogénétique sont également importantes.

L'analyse de cette problématique a été menée sur les sols du bassin Parisien en étudiant le transfert particulaire au sein d'un réseau de drains sur le bassin versant du Grand Morin (programme PIREN Seine). La complexité des particules dans le milieu naturel et en particulier des particules fines rend difficile leur caractérisation et ce, pour plusieurs raisons. Extraites du milieu, elles sont sujettes à des modifications physico-chimiques par ailleurs importantes dans les processus de transfert et dans la compréhension des mécanismes. En outre, les méthodes d'analyses rendent mal compte de leur variabilité intrinsèque. Le travail a donc été mené en couplant différentes méthodes de caractérisation des particules et en complétant l'analyse par des traçages par radioéléments.

Les sols sont naturellement soumis à deux processus qui induisent des changements dans la distribution des éléments qui le constituent : le lessivage et le ruissellement. Le lessivage entraîne la migration de particules du haut vers le bas du profil. Après le stade d'altération mécanique, les particules sont entraînées de l'horizon de surface vers les horizons de profondeur où elles s'accumulent. Les propriétés physiques des horizons inférieurs s'en trouvent modifiées. Le ruissellement affecte quant à lui la migration horizontale des particules. Le transfert horizontal dépend des caractéristiques de la pluie, de l'état du sol et des agrégats ainsi que du contexte géomorphologique et cultural. Selon la position de la parcelle dans le bassin versant, le ruissellement va affecter la séquence d'évolution verticale du sol. Les pratiques agricoles interviennent sur les processus de redistributions. L'évolution des sols résulte donc de la combinaison de ces deux processus.

L'installation des réseaux de drainage a modifié sensiblement les deux phénomènes précédemment évoqués. Favorisant l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol, les quantités d'eau ruisselées sont moindres. Parallèlement, les conditions d'écoulement dans le sol sont modifiées. Les transports de matières par ruissellement s'en trouvent réduits avec des diminutions de l'ordre de 30 à 40% à l'échelle de la parcelle. Les quantités de matières en suspensions restent non négligeables. Sur la parcelle étudiée, les pics de concentration en MES vont jusqu'à 1.5 g/l. Les taux d'érosion à l'année sont irréguliers mais peuvent atteindre plus de 200 kg/ha.an.

Outre cet aspect quantitatif, les grands traits des modifications induites par le drainage sur le transfert particulaire ont pu être cernés.

Dans un premier temps c'est la finesse des particules transportées qui apparaît, la majorité d'entre elles ayant une taille inférieure à 200 nm. L'importance de ces particules est nette puisqu'elle se ressent sur la distribution en masse : plus de 80% des particules ont une taille inférieure à 450 nm.

La caractérisation de la nature de ces particules montre une forte proportion de phyllosilicates parmi lesquels les minéraux 2/1 de type smectite et interstratifiés sont préférentiellement entraînés, avec près de 50% en masse des particules entraînées. Mais elle montre aussi le transfert non négligeable de kaolinite et de quartz généralement peu affectés

par les processus de pédogénèse classique, l'évolution naturelle d'un sol concernant principalement le transfert de phyllites. On retrouve également de la matière organique et du fer. Le drainage provoque donc une modification du type de particules entraînées en profondeur. L'export des particules vers le cours d'eau limite d'autant l'accumulation dans le bas du profil.

La nature organo-minérale des matières entraînées laisse supposer un entraînement en provenance des couches superficielles du sol. Les kaolinites, la matière organique sont en effet plutôt localisées dans l'horizon A. L'utilisation de traceurs géochimiques d'origine anthropique confirme cette hypothèse : l'utilisation du césium a permis d'établir que les teneurs des particules issues du drain étaient similaires à celles de l'horizon A.

Enfin, la rapidité semble l'autre aspect majeur du rôle du drainage dans le transfert particulaire puisqu'il apparaît que les échelles de temps sont bien inférieures à celles des pédogénèses en sols non drainés. L'utilisation du césium, marqueur isotopique issu des essais nucléaires donne un temps de parcours inférieur à 35 ans mais les convergences d'observations sur d'autres indicateurs laissent penser que les temps de parcours pourraient être bien plus rapides, à l'échelle des événements pluvieux qui les gouvernent ; ils sont, quoiqu'il en soit, incomparables aux phénomènes de pédogénèse classiques.

L'impact de ces modifications tant sur l'origine des particules que sur leur nature (fraction colloïdale) est à prendre en compte dans l'analyse des transferts de micropolluants dans le milieu naturel et dans les aménagements susceptibles d'en limiter l'incidence.

## Utilisation de la teneur en eau volumique à la capacité au champ *in situ* pour améliorer la prédiction des propriétés de rétention en eau des sols

AL MAJOU Hassan<sup>1,2</sup>, BRUAND Ary<sup>1</sup>, DUVAL Odile<sup>3</sup>

<sup>1</sup> : Université d'Orléans, CNRS, INSU, Université de Tours, - Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (ISTO), 1A Rue de la Férollerie, 45071 Orléans Cedex 2, France ([almajou@yahoo.fr](mailto:almajou@yahoo.fr), [ary.bruand@univ-orleans.fr](mailto:ary.bruand@univ-orleans.fr))

<sup>2</sup> : Université de Damas, Département des Sciences du Sol, Faculté Agronomique, PO Box 30621, Damas, Syrie.

<sup>3</sup> : INRA Orléans, UR0272 de Science du sol, Centre de Recherche d'Orléans, BP20619, 45166 Olivet Cedex, France ([Odile.Duval@orleans.inra.fr](mailto:Odile.Duval@orleans.inra.fr)).

### Introduction

La plupart des fonctions de pédotransfert (FPT) développées durant les trois dernières décennies pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols ont utilisé des caractéristiques dérivées de la composition granulométrique, la teneur en carbone organique et la densité apparente comme prédictors. En dépit du nombre élevé de FPT publiées qui sont le plus souvent des classes de fonctions de pédotransfert qui permettent d'estimer les propriétés hydriques après avoir regroupé et classé les sols selon leur composition (Bruand *et al.*, 2003 et 2004 ; Al Majou *et al.*, 2007), ou des fonctions de pédotransfert continues décrivant de façon continue la relation pouvant exister entre les caractéristiques du sol (composition granulométrique teneur en carbone organique ou matière organique, densité apparente) et ses propriétés de rétention en eau, la précision des prédictions reste faible. Plusieurs études ont montré que la prédiction des propriétés de rétention en eau est significativement améliorée dès lors que l'on prend en compte un ou plusieurs points de la courbe de rétention en eau (Rawls *et al.*, 1982 ; Wösten *et al.*, 2001).

### Objectif

Dans cette étude, notre objectif est de montrer que l'utilisation de la teneur en eau volumique à la capacité au champ *in situ* comme prédictor conduit à des prédictions de qualité supérieure à celle enregistrée avec des prédictors dérivés de la composition granulométrique, ou avec la teneur en carbone organique et de la densité apparente quelque soit la complexité des FPT développées.

### Matériel et méthodes

La base de données SOLHYDRO 1.0 : La base de données SOLHYDRO 1.0 rassemble 320 horizons qui ont été prélevés dans des sols de type Cambisol, Luvisol, Planosol, Albeluvisol, Podzol et Fluvisol (ISSS Working Group R.B., 1998), ces sols étant localisés principalement dans le bassin de Paris. La base SOLHYDRO 1.0 comprend 90 horizons de surface A ou L (de 0 à 30 cm profondeur) et 230 horizons de subsurface E, B et C (>30 cm profondeur). La base de données de validation : Un ensemble de 133 horizons comprenant 47 horizons de surface A et L et 86 horizons de subsurface E, B et C a été constitué afin de comparer la qualité des prédictions effectuées avec les FPT développées. Les sols échantillonnés ont été prélevés dans plusieurs régions de France. Les caractéristiques physico-chimiques et les propriétés de rétention de l'eau ont été déterminées pour les deux bases de données utilisées dans cette étude avec les mêmes méthodes.

### Résultats et discussion

Les résultats montrent que l'utilisation de la teneur en eau volumique à la capacité au champ *in situ* comme prédictor a significativement amélioré la qualité des prédictions des FPT

testées. Les résultats montrent aussi que la meilleure prédiction est enregistrée en utilisant la teneur en eau volumique à la capacité au champ in situ après stratification en fonction de la texture. La comparaison de la teneur en eau volumique à la capacité au champ avec celle enregistrée aux différents potentiels matriciels montre que celle-ci est proche de la teneur en eau à 100 hPa quelle que soit la texture (Figure 1). Ainsi, parce qu'elle peut être considérée comme l'approximation d'un point de la courbe de rétention en eau à une valeur particulière de potentiel, la teneur en eau volumique à la capacité au champ est le meilleur prédicteur de l'ensemble de la courbe de rétention en eau.

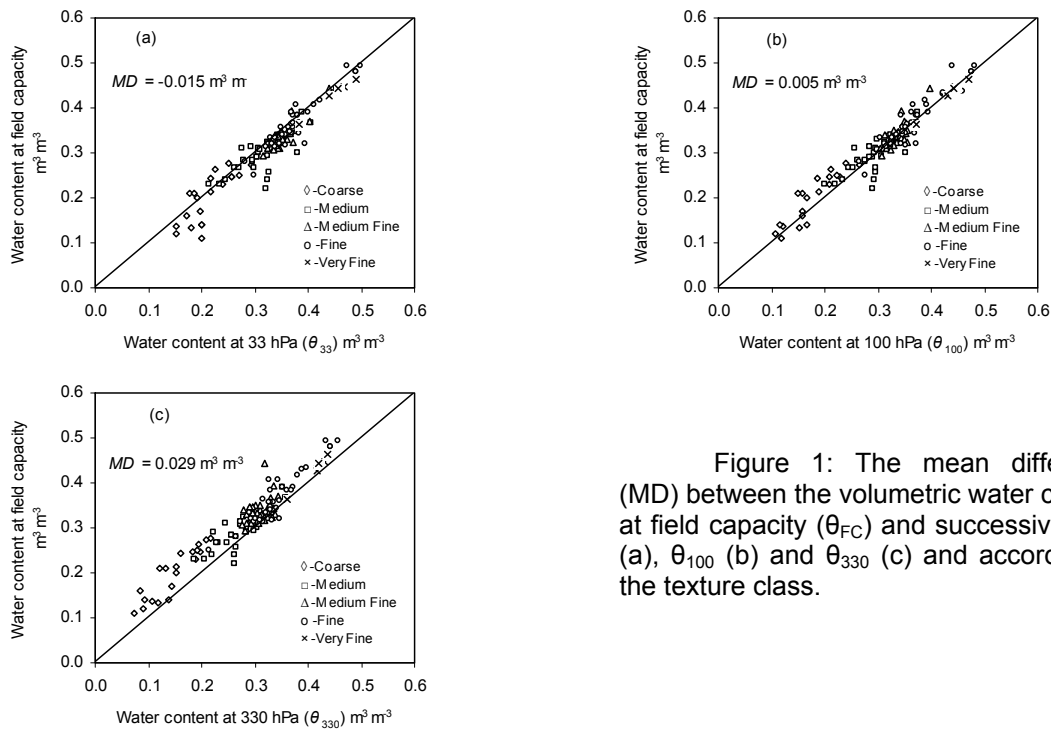


Figure 1: The mean difference (MD) between the volumetric water content at field capacity ( $\theta_{FC}$ ) and successively  $\theta_{33}$  (a),  $\theta_{100}$  (b) and  $\theta_{330}$  (c) and according to the texture class.

## Conclusion

Les résultats montrent par conséquent que l'utilisation de la teneur en eau volumique à la capacité au champ comme prédicteur a conduit à des prédictions de qualité supérieure à celles enregistrées avec des FPT plus sophistiquées et plus exigeantes. La faible précision enregistrée avec les FPT étudiées (classes de FPT ou FPT continues) ne serait pas liée, comme souvent évoqué dans la littérature, à une faible représentativité des sols utilisés pour développer les FPT mais à la faiblesse de la relation entre les prédicteurs utilisés et les propriétés de rétention en eau.

## Références

- Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O. and Cousin I. 2007. Variation of the water retention properties of soils: validity of class-pedotransfer functions. C.R. Geoscience, 339, 632–639.
- Bruand, A., Pérez Fernandez, P., Duval, O., 2003. Use of class pedotransfer functions based on texture and bulk density of clods to generate water retention curves. Soil Use and Management, 19, 232–242.
- Bruand, A., Duval, O., Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. Etude et Gestion des Sols, 11, 323–334.
- ISS Working Group RB 1998. World Reference Base for Soil Resources, First Ed. International Society of Soil Science (ISSS). ISRIC-FAO-ISSS-Acco. Leuven.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L. and Saxton, K.E. 1982. Estimation of soil water properties. Trans. ASAE, 26, 1747–1752.
- Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y.A. and Rawls, W.J. 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. Journal of hydrology, 251, 123–150.



## Une analyse du système de porosité des sols à partir des courbes de rétention en eau

RICHARD Guy<sup>1</sup>, DEXTER Anthony R.<sup>1,2,3</sup>, DEFOSSEZ Pauline<sup>4</sup>

<sup>1</sup> : UR 0272 Science du Sol, INRA, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2, France. [Guy.Richard@orleans.inra.fr](mailto:Guy.Richard@orleans.inra.fr)

<sup>2</sup> : Institute of Soil Science and Plant Cultivation (IUNG-PIB), ul. Czartoryskich 8, 24–100 Pulawy, Pologne

<sup>3</sup> : Le STUDIUM, 45071 Orléans cedex 2, France

<sup>4</sup> : UMR INRA/URCA FARE, CREA, 2 Esplanade Roland Garros, BP 224, 51686 Reims cedex 2, France

A partir d'un nouveau formalisme de la courbe de rétention en eau d'un sol, les auteurs proposent de revenir sur les concepts de porosités texturale et structurale proposés par Monnier et Stengel dans les années 1980.

Des courbes de rétention mesurées en Pologne et en France sur un grand nombre d'horizons ont été modélisées à partir d'une double exponentielle permettant d'estimer deux types de porosité : une porosité dite texturale et une porosité dite structurale.

Les auteurs analysent les effets des variations du taux de matières organiques du sol et de masse volumique sur les deux types de porosité. Il en ressort que le taux de matière organique affecte principalement la porosité texturale alors que la masse volumique affecte principalement la porosité structurale, en accord avec les hypothèses proposées par Monnier et Stengel.

Ce nouveau formalisme de la courbe de rétention apparaît intéressant pour mieux décrire le comportement des sols que celui classiquement adopté aujourd'hui dans la plupart des bases de données, à savoir le formalisme de van Genuchten.

### Références

- Dexter A.R., Czyz E. A., Richard G., Reszkowska A., 2008. A user-friendly water retention function that takes account of the textural and structural pore spaces in soil. *Geoderma*, 143, 3-4, 243-253.
- Dexter A.R., Richard G., Arrouays D., Czyż E.A., Jolivet C. and Duval O., 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma*, 144, 3-4, 620-627.
- Pereira J., Défossez P., Richard G., 2007. Soil susceptibility to compaction by wheeling as a function of some properties of a silty soil as affected by the tillage system. *European Journal of Soil Science*, 58, 1, 34-44.



## Rôle de la phase caillouteuse dans les propriétés hydriques des sols

TÉTÉGAN Marion<sup>a,b</sup>, COUSIN Isabelle<sup>a</sup>, NICOULLAUD Bernard<sup>a</sup>

<sup>a</sup> : INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON 45075 ORLEANS Cedex 2

[Marion.Tetegan@orleans.inra.fr](mailto:Marion.Tetegan@orleans.inra.fr)

<sup>b</sup> : ARVALIS – Institut du Végétal, Domaine expérimental du Magneraud 17700 ST PIERRE D AMILLY

### Introduction

Les sols sont des milieux hétérogènes à granulométrie variée et, en particulier, les sols caillouteux sont des sols qui présentent une teneur en éléments grossiers supérieure ou égale à 30 % en volume. Ces sols sont souvent peu épais, et, par conséquent, très vulnérables pour la lixiviation des nitrates et des produits phytosanitaires. Ils couvrent environ 30% de la surface des sols d'Europe de l'ouest. Malgré cette large étendue géographique, les sols caillouteux ont été peu étudiés, bien qu'ils posent des problèmes pour la production agricole, car certaines opérations culturales y sont difficiles. De plus, comme leur caractérisation est délicate, on néglige souvent la phase grossière lorsqu'on caractérise les propriétés de ces sols. Cependant, les éléments grossiers peuvent a priori modifier les propriétés physiques, chimiques et hydrodynamiques des sols. Ces modifications peuvent avoir des conséquences sur le comportement et les caractéristiques agronomiques du milieu. En particulier, la phase caillouteuse peut participer à l'alimentation hydrique des cultures et modifier la capacité de stockage d'eau du sol, ce qui suppose l'existence de transferts hydriques entre les éléments grossiers et la terre fine. L'objectif de ce travail est de caractériser ces échanges.

### Matériel et méthodes

Afin de caractériser ces échanges, nous avons mené deux expérimentations :

- d'une part, nous avons caractérisé la structure et les propriétés de rétention en eau d'éléments grossiers provenant de différents types de sols caillouteux. La structure a été caractérisée par la masse volumique déterminée par la méthode au pétrole, et la distribution de taille de pore obtenue en porosimétrie à mercure. Les propriétés de rétention ont été déterminées par des mesures de teneur en eau à différents potentiels obtenus dans des presses à membrane de Richards. Nous avons étudié trois types d'éléments grossiers : des gaizes, des calcaires et des craies.

- d'autre part, nous avons analysé, sur des échantillons de sol caillouteux non perturbés, les échanges entre la terre fine et les éléments grossiers : des cylindres de sol préalablement saturés ont été placés dans des presses à membrane à -100 hPa et nous avons déterminé la teneur en eau de la terre fine et des éléments grossiers lors de la mise à l'équilibre des échantillons. Ces travaux ont été menés sur un sol caillouteux calcaire.

Pour ces deux types d'expérimentations, n'ont été analysés que des éléments grossiers dont le diamètre est supérieur ou égal à 2 cm et inférieur ou égal à 5 cm ; c'est-à-dire la fraction « cailloux ». Ces cailloux ont été prélevés dans l'horizon de surface à la capacité au champ.

### Caractérisation des éléments grossiers de différents types de sol

La masse volumique apparente des cailloux varie au sein d'un même faciès. En comparant tous les types de matériaux, on constate que la masse volumique apparente des calcaires (entre 2 et 2,5 g/cm<sup>3</sup>) est supérieure à celle des craies (entre 1,4 et 1,7 g/cm<sup>3</sup>) et des gaizes (entre 1,2 et 1,4 g/cm<sup>3</sup>).

L'analyse des résultats obtenus en porosimétrie à mercure nous a amené à distinguer deux types de pores, « *macropores* » et « *micropores* », dont la limite varie selon les échantillons. Cependant, on constate dans tous les cas que le volume de macropores est très inférieur à celui des micropores. La microporosité des gaizes est supérieure à celle des craies qui est supérieure à celle des calcaires. Concernant la macroporosité, les différences sont moins importantes entre les différents types d'échantillons.

La détermination de certains points de la courbe de rétention nous a permis de montrer les deux résultats suivants :

- d'une part, pour les éléments grossiers étudiés, la teneur en eau à la capacité au champ est très proche de la teneur en eau à - 100 hPa.
- d'autre part, la teneur en eau à la capacité au champ équivaut en moyenne au double de la teneur en eau au point de flétrissement.

En conséquence, nous pouvons exprimer très simplement l'humidité utile en fonction de la teneur à la capacité au champ et nous proposons donc la fonction de pédotransfert suivante :  $HU = \frac{1}{2} \theta_{cc}$

avec HU, Humidité Utile et  $\theta_{cc}$ , teneur en eau à la capacité au champ.

### Suivi des échanges hydriques entre la terre fine et les éléments grossiers

L'étude réalisée pendant 15 jours a montré au cours du temps des variations de teneur en eau de la terre fine et des éléments grossiers : tout au long de l'expérimentation, la teneur en eau du sol (terre fine + éléments grossiers) reste à peu près stable, celle de la terre fine augmente et celle des éléments grossiers diminue. Les échanges hydriques entre la terre fine et les éléments grossiers sont très importants aux premiers jours de l'expérimentation. Nous avons constaté en fin d'expérience : (1) une stabilisation de la teneur en eau du sol (terre fine + éléments grossiers), (2) une augmentation de la teneur en eau de la terre fine, et (3) une baisse de la teneur en eau des éléments grossiers.

### Conclusion

Les transferts hydriques entre les phases de sol caillouteux dépendent du type d'élément grossier et du type de terre fine enrobant l'élément grossier. Nous avons défini une fonction de pédotransfert simple permettant d'estimer la partie de la réserve utile liée à la phase caillouteuse en fonction de la teneur en eau à la capacité au champ. Il reste tout de même à valider cette équation sur un plus grand nombre d'échantillons, surtout ceux qui présentent un volume poral élevé. Si elle s'avère robuste, cette équation pourrait être utilisée pour cartographier aisément la réserve utile des sols caillouteux sur de grands territoires.

Par ailleurs, nous avons caractérisé, à un potentiel donné, les échanges entre la terre fine et les éléments grossiers. Ces travaux doivent être poursuivis et étendus, non seulement à d'autres potentiels, mais également à d'autres types d'éléments grossiers.

## **Prise en compte des hétérogénéités locales et spatiales en vue de la modélisation hydrique d'un sol drainé**

**QUÉNARD Laurence<sup>a</sup>, SAMOUËLIAN Anatja<sup>a</sup>, FRISON Anthony<sup>a</sup>,  
COUSIN Isabelle<sup>a</sup>**

<sup>a</sup> UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche INRA d'Orléans, 2163 Av. de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS Cedex 2, France. laurence.quenard@orleans.inra.fr

### **Introduction**

L'Homme, de par ses pratiques culturales, modifie la circulation de l'eau dans les sols. Ce changement a pour conséquence une évolution de la structure du sol et des propriétés hydrodynamiques qui y sont associées. De plus certains processus pédogénétiques à l'origine de la différenciation des sols conduisent à des milieux très hétérogènes localement. Les LUVISOLS DEGRADE en sont un exemple. Les hétérogénéités locales et la variabilité spatiale se combinent parfois sur un même site, ce qui rend délicate la compréhension du fonctionnement hydrodynamique global.

Notre étude a consisté à caractériser et modéliser le comportement hydrique d'un sol agricole drainé en prenant en compte l'hétérogénéité spatiale des propriétés de transferts au sein d'une séquence de sol. Pour cela nous analysons le comportement hydrique de profils d'un LUVISOL DEGRADE situés proche et loin d'un drain. Nous proposons une méthode pour déterminer les propriétés de rétention effective à l'échelle de l'horizon, basée sur la connaissance des différents volumes de sols élémentaires représentatifs de chaque horizon.

### **Matériels et méthodes**

- Le site

Le sol étudié, qui est drainé depuis 16 ans, est un LUVISOL DEGRADE. Ce sol se compose de trois horizons distincts : i) l'horizon de surface AP (0-30cm) est un horizon de labour de texture limoneuse. On considère que ses propriétés sont constantes sur l'ensemble de la parcelle ; ii) les horizons d'éluviation E&BT (30-60cm) et d'illuviation BT (60-90cm) qui sont des horizons hétérogènes constitués chacun de deux volumes pédologiques élémentaires distincts : les volumes clairs et les volumes ocre. Les volumes clairs, de texture limoneuse, sont fortement appauvris en minéraux argileux et en oxydes de fer. Les volumes ocre sont argileux et présentent des concrétions noires d'oxy-hydroxyde de fer (Fe) et de manganèse (Mn) dues au phénomène d'oxydo-réduction. Les volumes clairs sont plus abondants dans l'horizon E&BT, et l'horizon BT est quant à lui plus riche en volumes ocre. En plus de cette hétérogénéité au sein du profil, il existe une variabilité latérale en fonction de la distance au drain. En effet Montagne (2006) a mis en évidence par analyse d'image que la proportion des volumes clairs est plus importante proche du drain, tandis que les volumes ocre sont plus abondants loin du drain. Comme Montagne, nous étudions ce site sur quatre profils verticaux, dont les distances au drain sont les suivantes : 0,6 m – 1 m – 2 m – 4 m.

- Détermination des propriétés de rétention des horizons E&Bt et Bt

Nous avons déterminé au laboratoire les propriétés de rétention des volumes pédologiques élémentaires clairs et ocre par la méthode des presses à membrane de Richards sur des agrégats non perturbés pluridécimétriques. Les courbes de rétention ont ensuite été décrites par le modèle de Van Genuchten (1980).

A l'échelle des horizons, la courbe de rétention effective, est calculée à chaque valeur de potentiel en effectuant une moyenne arithmétique des teneurs en eau de chaque volume

pédologique élémentaire, pondérée par les proportions des différents volumes pédologiques (Vogel *et al.*, 2008, Frison *et al.*, 2008).

- Simulation du fonctionnement hydrique

Grâce au logiciel Hydrus 1D (Simunek *et al.*, 2005), nous avons modélisé les transferts d'eau dans les profils de sol au cours de l'année 2007. C'est un modèle mécaniste qui résout l'équation de Richards pour modéliser les écoulements d'eau. Ces simulations sont ensuite validées par un suivi hydrique *in situ* effectué par des sondes capacitatives. De plus, nous disposons de données gravimétriques ponctuelles à quelques dates.

## Résultats

A l'échelle des volumes pédologiques élémentaires, les courbes de rétention sont contrastées. Ces différences peuvent s'expliquer par les compositions granulométriques des deux volumes. La teneur en eau des volumes clairs proche de la saturation est plus élevée que celles des volumes ocre. Au-delà du potentiel matriciel de  $-3\text{hPa}$ , l'eau est retenue plus facilement dans les volumes ocre qui présentent une texture plus argileuse.

A l'échelle de l'horizon, nous avons recalculé une courbe de rétention effective pour chaque position au drain en tenant compte des proportions des différents volumes. L'utilisation des propriétés de rétention effectives à l'échelle de l'horizon permet de simuler de manière assez satisfaisante le comportement hydrique dans les deux horizons (E&BT et BT). Les simulations s'accordent très bien avec les données de teneur en eau gravimétrique ponctuelles. En revanche, elles sont, en général, moins comparables avec les données des sondes terrain.

Les propriétés effectives peuvent parfois s'avérer délicates à déterminer. Il est donc intéressant de connaître la sensibilité du modèle aux propriétés de rétention des différents volumes élémentaires. La simulation établie à partir des propriétés effectives est utilisée comme scénario de référence, et comparée à des scénarios où le sol serait homogène et constitué exclusivement de volumes clairs ou exclusivement de volumes ocre. Proche du drain ces simulations sur milieu homogène sont très proches du scénario de référence, ce qui n'est pas le cas loin du drain. On sous-estime en effet significativement la teneur en eau réelle lors d'une période sans pluie, lorsque l'on considère les horizons E&BT et BT constitués exclusivement de volumes clairs.

## Conclusion

Nous avons appliqué à un cas concret la relation d'additivité de la courbe de rétention afin de déterminer au mieux les propriétés d'un milieu hétérogène. De cette manière les variations de teneur en eau des horizons E&BT et BT d'un LUVISOL DEGRADE ont pu être simulées de façon satisfaisante. Nous avons également montré la sensibilité du modèle aux paramètres des volumes élémentaires représentatifs à l'échelle de l'horizon. Pour poursuivre ce travail et améliorer la prédiction du fonctionnement par modélisation, il serait nécessaire de simuler le fonctionnement hydrique de la parcelle en 2 dimensions, du drain à l'inter drain.

## Références

- Frison A., Cousin I., Montagne D., Cornu S., 2008. Soil hydraulic properties in relation to rapid soil evolution induced by field drainage. EJSS, in press.
- Montagne D., 2006. Impact de la mise en culture et du drainage sur l'évolution récente des sols : ces des Luvisols dégradés de l'Yonne. *Thèse Université d'Orléans 251p.*
- Simunek J., Van Genuchten M.TH., Sejna M., 2005. The hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0. Riverside 240 p.
- Van Genuchten M.TH., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. SSSAJ, 44 : 892-898.
- Vogel H.J., Samouëlian A., Ippisch O., 2008. Multi-step and two-step experiments in heterogeneous porous media to evaluate the relevance of dynamic effects. *Advances in Water Resources* 31, 181-188.

**Modélisation à long terme de l'évolution des sols  
à l'échelle du profil pédologique :  
altération, incorporation de la matière organique et bioturbation**

**SALVADOR-BLANES Sébastien<sup>1</sup>, MINASNY Budiman<sup>2</sup>, McBRATNEY Alex B.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : UMR CNRS 6113, Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, Université François Rabelais, Faculté des Sciences et Techniques, Parc de Grandmont 37200 Tours, salvador@univ-tours.fr

<sup>2</sup> : Faculty of Agriculture, Food and Natural Resources, JRA McMillan Building A05, The University of Sydney, NSW 2006, Australie

Les processus de pédogenèse ont fait l'objet de très nombreuses études. Si ceux-ci sont maintenant bien connus, les travaux menés pour permettre de reproduire quantitativement l'évolution des sols *ab initio*, et dans leur intégralité restent rares. De nombreuses études ont en effet surtout porté sur la modélisation quantitative de processus individuels observés dans les sols ou au sein d'horizons de sols, et ceci souvent à des échelles de temps relativement courtes en comparaison avec la durée d'évolution des sols.

L'objectif est ici de proposer un modèle quantitatif de l'évolution des sols à l'échelle du profil pédologique. Ce modèle - nommé Pedogen - comporte différents modules, dont chacun vise à reproduire un processus majeur de la pédogenèse. En l'état actuel, le modèle tente de simuler les processus de fragmentation, d'altération chimique, de bioturbation et enfin d'incorporation de la matière organique. Le modèle est encore dans sa phase initiale de conception, la philosophie générale étant de maintenir la structure de chaque module suffisamment simple pour éviter la multiplicité des paramètres d'entrée, assurer la stabilité du modèle, et enfin pour permettre de reproduire l'évolution des sols telle que le pédologue l'envisage qualitativement. Le modèle doit à terme être capable de reproduire l'évolution d'un sol 'moyen' pour un contexte géologique et climatique général donné.

**Architecture du modèle**

L'échelle temporelle d'approche est la durée d'évolution du sol, soit plusieurs millénaires ou dizaines de millénaires, pour un pas de temps de l'ordre de la dizaine d'année au siècle. L'échelle spatiale d'approche est le profil pédologique. En l'état actuel, on ne considère donc aucun transfert latéral de matière. Le profil de sol simulé résulte de la sommation de couches élémentaires correspondant chacune à une quantité de matière libérée à chaque pas de temps par la roche du fait de son altération. Cette quantité libérée décroît exponentiellement avec l'augmentation de l'épaisseur de sol. Chacune de ces couches est soumise à divers processus de pédogenèse, dont quatre principaux sont ici modélisés : deux concernent l'altération de la matière libérée par la roche : fragmentation physique des fractions grossière et fine du sol, altération chimique de la fraction fine du sol. La dynamique de la matière organique, au travers de son incorporation sur et dans le sol et de sa minéralisation est également simulée. Enfin, les mouvements de matière au sein du profil de sol sont abordés au travers du processus particulier de bioturbation. A chaque pas de temps, ces processus impliquent une perte ou un ajout de matière conduisant à une modification de l'épaisseur des couches. Cette épaisseur est recalculée à chaque pas de temps à partir de l'estimation de la densité apparente de chacune des couches.

### **Structure des différents compartiments et application du modèle**

La matière libérée par la roche est composée de fragments grossiers soumis à une fragmentation physique représentée simplement par une cinétique de premier ordre. La fraction fine issue de cette fragmentation physique est subdivisée en 1000 cases correspondant au rayon de particules supposées sphériques. Ces particules sont soumises à chaque pas de temps à une fragmentation physique et à une altération chimique et redistribuées dans la case correspondant à leur nouveau rayon. La microdivision de ces particules est fonction de leur résistance intrinsèque à la fragmentation elle-même dépendante de leur nature minéralogique, de leur rayon, et enfin de leur position dans le profil pédologique. L'altération chimique de la particule est supposée correspondre à une dissolution congruente qui implique une diminution du diamètre de la particule ainsi que la formation de minéraux secondaires, selon des chemins d'altération définis par l'utilisateur du modèle.

La dynamique de la matière organique au sein du profil de sol est modélisée très simplement en employant le modèle de Hénin-Dupuis. La quantité de matière organique produite annuellement par la végétation est représentée par la productivité primaire nette (NPP). La valeur de la NPP est déterminée via le modèle Miami, prenant en compte la température et les précipitations moyennes annuelles. La disponibilité en eau est l'une des contraintes majeures de la NPP. Cette disponibilité, dépendante du climat et de la réserve utile du sol, est évaluée et prise en compte pour contraindre la NPP. Ainsi, la quantité de matière organique incorporée au sol évolue avec le degré d'évolution de ce dernier. L'incorporation de la matière organique au sein du profil de sol est prise en compte en déterminant le ratio entre l'apport de litière et l'apport de MO par les racines. La distribution des racines - et son évolution - au sein du profil de sol est également simulée, et contrainte par la profondeur de sol. Les bases de données globales climatiques et de végétation permettent de fournir les données d'entrée nécessaires au fonctionnement de ce module (Intergovernmental Panel on Climate Change, Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center).

La bioturbation, du fait notamment de l'activité de la faune du sol - et plus particulièrement des vers de terre - représente l'un des processus à l'origine de la redistribution de matière, à la fois vers le haut et le bas, à l'échelle du profil pédologique. Elle peut notamment aboutir à l'individualisation d'horizons au sein du sol. On se propose ici de modéliser cette redistribution à la fois pour la matière organique et la matière minérale, à partir du flux de matière bioturbée estimé à la surface du sol (quantité de turricules de vers de terre par exemple pour le flux montant). L'intensité de la bioturbation est considérée limitée par la teneur en éléments grossiers, et est fonction de la position de la couche considérée au sein du profil pédologique.

Le modèle est appliqué à différentes situations sur le globe, pour des climats contrastés. Les résultats obtenus sont discutés en particulier en ce qui concerne les liens et rétroactions entre propriétés du sol et production de matière organique.

### **Conclusions et perspectives**

Ce modèle constitue donc une tentative de simulation de l'évolution à long terme des sols à l'échelle du profil pédologique. Sa structure ouverte permet d'envisager de multiples améliorations et évolutions, que ce soit pour reproduire plus fidèlement un processus particulier, ou encore pour ajouter de nouveaux processus non encore modélisés. Son application à l'échelle du paysage est envisageable et permettra de prendre en compte les processus de redistribution latérale de matière. Enfin, la simulation de rétroactions entre l'évolution du sol et la dynamique de la végétation permet d'envisager une ouverture vers la modélisation des écosystèmes.



## **Eléments grossiers et sols Méditerranéens : un cas d'étude sur le bassin versant de « La Peyne »**

**FOLLAIN Stéphane<sup>1</sup>, EROLES VALLÉS Eva<sup>1</sup>, COULOUMA Guillaume<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Montpellier SupAgro, UMR LISAH, 2 place Viala, F-34060 Montpellier Cedex 1, follain@supagro.inra.fr

<sup>2</sup> INRA, UMR LISAH, 2 place Viala, F-34060 Montpellier Cedex 1, Coulouma@supagro.inra.fr

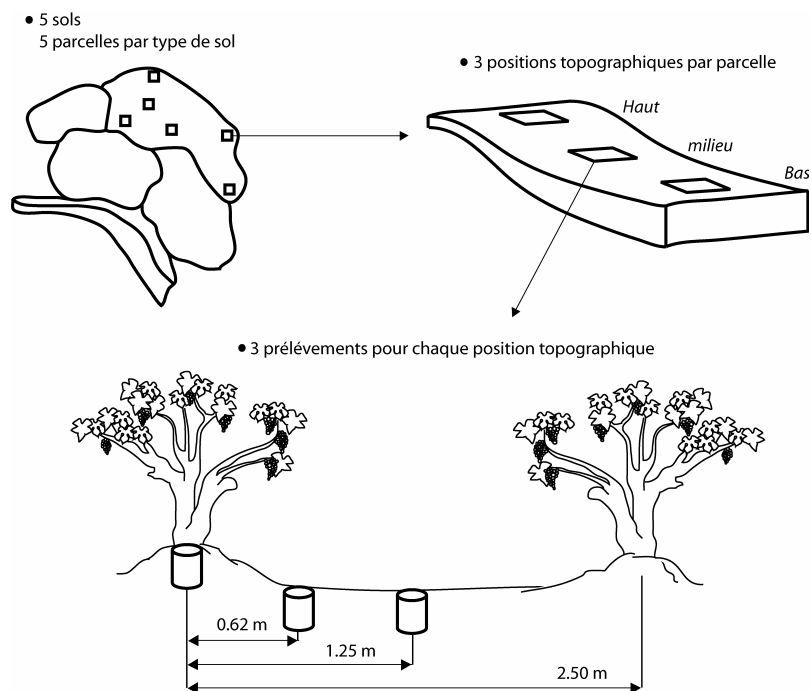
En Science du Sol, une attention particulière est donnée à l'étude des terres fines. Tant est si bien, que nous tamisons parfois nos sols à 2 mm pour ne plus observer la fraction grossière souvent considérée sans intérêt. Ce manque d'intérêt peut se comprendre dans de nombreux contextes pédoclimatiques. Mais les choses sont différentes lorsqu'on parle des sols méditerranéens à forte composante morphogénétique, et forte charge en éléments grossiers associée. En effet la charge en éléments grossiers a un effet significatif sur les propriétés mécaniques, hydrodynamiques et thermiques des sols (Poesen et Lavee, 1994) et tend de fait à modifier les processus de redistribution des sols.

La présente étude expose dans un premier temps une synthèse sur les principaux processus à l'origine de la variabilité de la charge en éléments grossiers dans les horizons de surface ainsi que sur les effets identifiés de cette charge sur les propriétés de sol. Puis dans un second temps propose une analyse comparée (basée sur les travaux d'Eroles Vallés, 2008) de la charge en éléments grossiers de surface de différents sols méditerranéens, afin d'identifier les déterminants prépondérants explicatifs des variabilités observées.

L'étude a été menée sur le bassin versant de « La Peyne », situé dans le Languedoc (France). Dans ce bassin versant agricole d'environ 80 km<sup>2</sup>, l'occupation du sol est largement dominée par des vignobles. Le climat est de type méditerranéen avec des précipitations annuelles moyennes de 650 mm an<sup>-1</sup> et une période sèche marquée entre le printemps et l'automne.

Les différents types de sols présents sur le site d'étude ainsi que leur cartographie ont été caractérisés par Coulouma *et al.* (2008) qui ont réalisé une cartographie pédologique au 1/25 000. Dans ce contexte pédoclimatique, la distribution spatiale des sols est étroitement liée à la diversité des substrats géologiques ainsi qu'aux redistributions morphogénétiques importantes en climat méditerranéen.

L'échantillonnage (Fig. 1) a été pensé afin de couvrir une multitude de conditions pédologiques, topographiques et orientation du système rang / inter-rang. A l'issue de cette campagne de terrain, 225 échantillons de sols ont été séchés et tamisés en 5 classes ([0-2 mm], [2-4 mm], [4-16 mm], [16-63 mm], ]>63 mm]) selon la classification des éléments grossiers proposée par Wentworth (1922) .



*Fig. 1. Plan d'échantillonnage*

Les résultats de l'analyse (statistiques descriptives, analyses multidimensionnées, analyse conditionnelle) montrent que le type de sol, la topographie et le travail du sol sont à des niveaux différents, des facteurs explicatifs des variabilités observées. Chaque type de sol est caractérisé par une charge en éléments grossiers (charge totale et de chacune des fractions), variable en fonction de la position topographique et de la position dans le système rang/ inter-rang. Ces résultats obtenus sur des échantillons collectés sur une étendue géographique importante (80 km<sup>2</sup>) sont cohérents avec ceux de la bibliographie. Aux détails près que la plupart des études analysent la distribution des éléments grossiers sur des unités géomorphologiquement homogènes, sur des étendues géographiques restreintes, présentant pour nombre d'entre elles un seul type de sol.

Ces résultats seront complétés dans un futur proche par une analyse morphométrique ainsi que par une détermination de la nature des éléments grossiers. L'ensemble de ces informations devront nous permettre à terme de mieux comprendre et estimer la charge en éléments grossiers dans les horizons cultivés et d'améliorer ainsi la prise en compte du sol dans les modélisations agri-environnementales.

### Références

- Eroles Vallés, E., 2008. Analyse et représentation de la granulométrie et de la charge en éléments grossiers des grands types de sol du bassin versant de «La Peyne », Languedoc Roussillon (France). Mémoire de fin d'étude d'Ingenieur – Ecole d'Agronomie de Lleida / Montpellier SupAgro, 48 p.
- Poesen, J. et Lavee, H. (Eds.), 1994. Special issue – Rock fragments in soil: surface dynamics. Geoderma 23.
- Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. The Journal of Geology 30, 377–392 p.

## Typologie des sols du complexe humide d'El-Kala Organisation de la couverture pédologique

**BENSLAMA Mohamed\*, IBENCHERIF H.\*, ZANACHE Habiba\*; DJILI Kaddour\*\***

\* Laboratoire de Biologie Végétale et Environnement, Université BADJI Mokhtar, B.P. 12, 23000 ANNABA Tel/Fax 08 87 54 00 E-mail [Bensmohand@yahoo.fr](mailto:Bensmohand@yahoo.fr)

\*\* Département des sciences du sol, Institut National Agronomique El-Harrache, Alger.

L'objectif de cette typologie est de proposer un classement cohérent et opérationnel des zones humides. Le fonctionnement des sols en zones humides ne peut être dissocié de celui du bassin versant dans lequel elles s'inscrivent. Le complexe humide d'El-Kala abrite une importante richesse naturelle qui se traduit par une mosaïque d'écosystèmes interdépendants.

### 1. Typologie des zones humides

Les zones humides du nord est algérien se sont développées :

- dans les dépressions dunaires,
- dans les zones de contact flyschs Numidiens/dunes,
- dans les zones de contact Plaine Alluviale/dunes,
- dans les dépressions lacustres.

### 2. Typologie des sols

La morphologie des sols situés dans les différentes stations étudiées révèle l'existence d'une organisation latérale et d'une organisation verticale de la couverture pédologique. En effet, en ce qui concerne l'organisation latérale, il s'est avéré qu'elle est contrôlée par le type de substrat géologique, la nature du couvert végétal et par le degré de saturation en eau qui sont responsables dans une large mesure de la formation et de la différenciation des sols dans le complexe humide d'El-Kala. Par contre, en ce qui concerne l'organisation verticale, il semble qu'elle est surtout sous la dépendance de la texture, du niveau de la nappe et de la vitesse de minéralisation de la matière organique.

#### 2.1- L'organisation latérale

L'analyse de la distribution latérale des sols dans les différentes zones géomorphologiques fait ressortir des différences notables entre stations.

**2.1.1. Les dépressions dunaires :** En se dirigeant de la périphérie vers le centre de la dépression, il existe un gradient d'accumulation de la matière organique qui concorde bien avec celui de l'augmentation du taux d'humidité dans le sol. Ces deux gradients ont mis en évidence trois types de sols qui se différencient essentiellement par l'état et la teneur de la matière organique dans leurs horizons. Au niveau de la dune, le sol étant sec, la matière organique est vite très dégradée et ses teneurs sont faibles. Le centre de la dépression est constamment humide, se caractérise par de forts taux de matière organique bien conservée. La zone d'interface entre la dune et la dépression proprement dite se caractérise par une situation intermédiaire avec des teneurs et des états de conservation de la matière organique qui évoluent en fonction des taux d'humidité. De ce fait, la succession logique des sols dans les dépressions dunaires est de type sol sableux, sol sableux humifère et sol tourbeux.

**2.1.2. La zone de contact dune/ plaine argileuse :** L'organisation des sols est sous l'effet de l'élément dominant, c'est à dire sous l'effet des dunes ou de la plaine. C'est ainsi que du côté dune et en allant vers la dépression, nous rencontrons exactement la même chaîne de sols des dépressions dunaires. Dans la rive opposée, en allant de la plaine argileuse vers le centre de la dépression, nous rencontrons successivement des sols peu évolués d'apport, des

sols hydromorphes à pseudo gley, des sols hydromorphes à gley et des sols hydromorphes humifères. Ce dernier type de sol marque la zone de transition vers l'influence des sables dunaires. La description morphologique des sols a montré que la formation de la tourbe est plus nette dans la zone sable dunaire par rapport à la zone plaine argileuse.

**2.1.3. La zone de contact dune/grès-argile de Numidie** : l'évolution et l'organisation des sols révèlent que l'influence des grès et argile de Numidie se manifeste par l'effet que joue les argiles dans la rétention de l'eau et la réduction, voire l'annulation, du drainage vertical et latéral des solutions ; ce rôle est diamétralement opposé à celui que joue les sables. Cette opposition de fonctionnement hydrique se traduit par des chaînes de sols différentes entre les deux berges. Ainsi, de la dune vers le centre de la dépression, nous retrouvons la même chaîne de sols des dépressions dunaires. Par contre, du côté grès et argiles de Numidie, nous rencontrons une chaîne de sols comparable à celle qui se trouve entre la plaine argileuse et la dépression, mais avec en plus, un certain enrichissement en sable issu de l'altération des grès.

**2.1.4. La zone des lacs** : Dans cette zone, l'organisation des sols est très complexe car elle est sous l'influence du réseau hydrographique qui alimente les lacs, des substrats traversés par les cours d'eau et par la saison. Néanmoins, d'une manière générale, la chaîne de sols type dans ce milieu est de type sol peu évolué, sol peu évolué humifère, sol hydromorphe humifère et sol tourbeux. Les sols tourbeux sont décrits surtout dans la zone de contact plan d'eau / dune sableuse, alors que les sols hydromorphe à gley se développent généralement dans les zones de contact de l'oued avec le plan d'eau.

## **2.2- L'organisation verticale**

La description morphologique des différents profils a permis de mettre en évidence plusieurs solum qui se différencient essentiellement par l'épaisseur, la couleur, la teneur en matière organique, la texture et la structure de leurs horizons.

L'étude des différents profils a montré que les sols situés à l'amont de la dépression sont constitués par deux ou trois horizons (domaine des sols peu évolués) alors que ceux qui se situent à son aval peuvent en avoir six. Cet épaississement des solums de l'amont vers l'aval des dépressions semble être en parfaite adéquation avec l'augmentation des taux d'humidité et avec la durée de la période humide des sols. Cette succession des horizons traduit ainsi une pédogenèse très dynamique contrôlée par les mouvements de l'eau et par la vitesse de décomposition de la matière organique ou, au contraire, par sa conservation et donc son accumulation dans les sols.

## **Conclusion**

La morphologie des sols situés dans les différentes stations étudiées révèle l'existence d'une organisation latérale et d'une organisation verticale de la couverture pédologique.

L'organisation latérale est contrôlée par le type de substrat géologique, la nature du couvert végétal et par le degré de saturation en eau qui sont responsables de la formation et de la différenciation des sols dans le complexe humide d'El-Kala.

L'organisation verticale est surtout sous la dépendance de la texture, du niveau de la nappe et de la vitesse de minéralisation de la matière organique.

***SESSION 10 : Pédologie générale, pédogenèse, caractérisation des sols***

***AFFICHES***



## **L'épisolum humifère en zone alluviale carbonatée: à quelle échelle spatiale devient-il un révélateur de la stabilité de la station?**

**AMSTUTZ René<sup>1</sup>, LE BAYON Claire<sup>2</sup>, GOBAT Jean-Michel<sup>3</sup>**

1 : Doctorant ; 2 : Maître-assistante ; 3 : Professeur

Laboratoire Sol & Végétation, Université de Neuchâtel, Rue Emile-Argand 11  
CH-2009 Neuchâtel  
rene.amstutz@unine.ch

L'évolution spatio-temporelle des plaines alluviales est influencée par la dynamique du système fluvial. A l'étage montagnard, plusieurs études ont démontré que les stades évolutifs de la végétation alluviale sont corrélés au degré de maturation des sols. Mais comment évolue l'épisolum humifère, la charnière de la relation sol-végétation? L'objectif de cette recherche est de déterminer, pour chaque phytocénose et chaque étage de végétation l'échelle d'approche la plus adéquate pour comprendre le rôle révélateur de l'épisolum humifère.

Par étage climatique, quatre phytocénoses homogènes sont considérées (végétation herbacée pionnière, saulaie, aulnaie, frênaie). Dans chacune d'elles, une grille de 10x25 mètres est installée.

Trente points aléatoires font l'objet d'une description fine de la végétation, des formes d'humus et de profils pédologiques. Une mesure de la production de biomasse et des analyses physicochimiques sur les différents horizons de l'épisolum sont réalisées.

Les premiers résultats obtenus démontrent la présence dominante des mulls, sauf dans les aulnaies subalpines dominées par les moders et mors. Au niveau des horizons organo-minéraux, un gradient d'affinement textural et d'accumulation de nutriments s'observe avec l'exhaussement par rapport au lit de la rivière. Cependant, les stocks de carbone et azote varient selon la microtopographie et la production de biomasse. Selon l'échelle spatiale d'approche, l'épisolum humifère semble donc révéler des liens fonctionnels différents entre la végétation et les sols, que des analyses supplémentaires vont tenter d'affiner.





## Teneur en eau des sols et instabilité de leur structure : conséquence sur la dispersion de l'argile

DEXTER Anthony Roger<sup>1,2,3</sup>, CZYŻ Ewa Antonina<sup>1,2,4</sup>, DAVY Joëlle<sup>1</sup>,  
RICHARD Guy<sup>1</sup>, DUVAL Odile<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : UR 0272 Science du Sol, INRA, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2, France. Odile.Duval@orleans.inra.fr

<sup>2</sup> : Institute of Soil Science and Plant Cultivation (IUNG-PIB), ul. Czartoryskich 8, 24–100 Pulawy, Pologne

<sup>3</sup> : Le STUDIUM, 45071 Orléans cedex 2, France

<sup>4</sup> : Faculty of Biology and Agriculture, University of Rzeszów, Aleja Rejtana 16c, 35-959 Rzeszów, Pologne

### Introduction

L'effet du séchage sur la stabilité de la structure du sol dans l'eau est étudié à l'aide de la quantité d'argile facilement dispersable (AFD) dans l'eau. Pour cela, on utilise un turbidimètre qui permet de quantifier les particules d'argile libérées dans la suspension après des temps d'humectation, d'agitation, puis de sédimentation standardisés. L'AFD est utilisée comme indicateur de l'instabilité du sol dans l'eau. Une faible quantité d'AFD indique que le sol est stable, que la cohésion entre les particules constituant le sol est forte.

### Matériels et méthodes

Plusieurs sols provenant du Bassin Parisien ont été utilisés. Deux sites concernent des couples labour-non labour (Boigneville) et témoin-déchets organiques (Feucherolles). Villamblain illustre le pôle argileux et Nogent illustre le pôle sableux (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques principales des sols étudiés

	Villamblain	Boigneville labour	Boigneville non labour	Feucherolles témoin	Feucherolles biodéchets	Faux-Perche	Nogent
	calcaire	néoluvisol	néoluvisol	luvisol rédoxique	luvisol rédoxique	luvisol dégradé	néoluvisol
	AL	LA	LA	LA	LA	LM	SL
Textue Argile g.kg <sup>-1</sup>	331	260	236	183	194	118	112
Carbe g.kg <sup>-1</sup>	13,0	13,3	28,9	9,4	16,5	12,1	16,9
pH	7,9	6,3	4,9	6,5	7,7	7,9	5,6
Fe total g.kg <sup>-1</sup>	28,7	23,8	21,6	18,1	18,5	13,6	7,9

Les échantillons prélevés sont des horizons de surface. Ils sont déshydratés selon plusieurs méthodes, afin de disposer d'une gamme de teneurs en eau suffisante (allant de 0,5 à 35 g.100g<sup>-1</sup> selon les sols choisis). En partant de la teneur en eau correspondant au prélèvement sur le terrain, une désorption progressive en phase vapeur à 20-23 °C est conduite sur des agrégats de 3-5 mm ou du sol émiétté. Ces échantillons sont soit déshydratés lentement à l'air, ou dans des boîtes hermétiques en présence de solutions saturées en sels correspondant à des potentiels matriciels bien définis, soit soumis à une succion de 1500 kPa à l'aide d'un extracteur à plaque céramique (Tableau 2).

### Principe de la mesure

L'argile facilement dispersable est mesurée à l'aide d'un turbidimètre Hach 2100AN qui détecte la quantité de lumière blanche diffusée par les particules présentes dans la

suspension. Les résultats sont exprimés en Unités Néphélométriques de Turbidité (NTU) normalisées selon la concentration initiale de la suspension. Environ cinq grammes de sol à teneur en eau connue sont introduits dans un flacon, le volume est ajusté à 125 ml avec de l'eau désionisée. Après 1 heure de repos, la mise en suspension du sol se fait en agitant le flacon par 4 retournements. Après 18 heures de sédimentation, un volume de 30 ml est prélevé au centre de la suspension à l'aide d'une pipette et est versé dans une cellule en verre. Celle-ci est introduite dans le turbidimètre. La mesure est effectuée instantanément.

### Résultats et discussion

Les résultats du tableau 2 montrent que la valeur de AFD décroît quand la teneur en eau (w) initiale décroît, et ceci pour tous les sols. La valeur chute brutalement quand on passe de w terrain à w séché à l'air. A partir de w à pF 5,34, la valeur est très faible et reste quasi-constante pour les w plus faibles. L'étude des relations entre la valeur de l'AFD et les teneurs respectives en argile, carbone, fer total (HF) n'ont pas permis de trouver une corrélation. Par contre, le site Boigneville non labour, qui est le plus riche en carbone, a l'AFD la plus faible. Le site de Villamblain, le plus riche en argile, a des valeurs également faibles.

La mise en évidence de l'effet de la teneur en eau initiale sur le résultat obtenu amène à proposer d'utiliser la teneur en eau à la capacité au champ pour une standardisation de la méthode.

Tableau 2 : Résultats de la mesure de turbidimétrie en fonction de la teneur en eau

nom	w g.100g <sup>-1</sup>	AFD NTU/(g.L <sup>-1</sup> )	Succion pF	w g.100g <sup>-1</sup>	AFD NTU/(g.L <sup>-1</sup> )	nom
<b>Villamblain</b>	25,7	4,08	« terrain »	24,4	3,42	<b>Faux-Perche</b>
10-20 cm	17,6	0,46	« air 48h »	16,3	1,63	2-10 cm
	16,1	0,38	4,20	10,5	1,39	
	10,5	0,26	« air lent »	4,8	0,32	
	6,8	0,18	5,34 (KCl)	2,4	0,12	
	5,6	0,18	5,58 (NaCl)	2,1	0,11	
	4,1	0,18	5,85 (NaBr)	1,4	0,11	
	0,6	0,24	6,47 (LiCl)	0,4	0,16	
<b>Boigneville</b>	25,4	6,04	« terrain »	35,9	1,66	<b>Boigneville</b>
labour	17,2	1,19	« air 48h »	17,7	0,73	non labour
2-8 cm	15,0	1,02	4,20	14,8	0,47	2-8 cm
	9,6	0,78	« air lent »	10,1	0,19	
	5,3	0,29	5,34	5,0	0,06	
	4,3	0,33	5,58	4,2	0,08	
	3,1	0,29	5,85	2,8	0,08	
	0,8	0,37	6,47	0,9	0,11	
<b>Feucherolles</b>	22,9	7,52	« terrain »	23,6	5,59	<b>Feucherolles</b>
témoin	14,2	3,48	« air 48h »	16,5	2,74	biodéchets
10-25 cm	12,5	2,71	4,20	13,8	2,16	10-25 cm
	7,1	1,37	« air lent »	7,3	0,96	
	3,7	0,25	5,34	4,1	0,28	
	2,9	0,27	5,58	3,3	0,22	
	2,1	0,21	5,85	2,5	0,21	
	0,6	0,26	6,47	0,7	0,24	
<b>Nogent</b>	22,1	3,06	« terrain »			
0-8 cm	17,3	0,76	« air 48h »			
	12,4	0,78	4,20			
	6,9	0,49	« air lent »			
	2,8	0,09	5,34			
	2,2	0,10	5,58			
	1,6	0,09	5,85			
	0,5	0,14	6,47			

### Références

Czyż E.A., Dexter A.R., Terelak H., 2002. Content of readily-dispersible clay in the arable layer of some Polish soils. *Advances in GeoEcology*, No. 35, Catena Verlag, Reiskirchen. 115-124.

Dexter A.R., Richard G., Czyż E.A., Duval O., 2008. *Un indicateur de la qualité physique de sols sensible aux effets des changements d'usage des sols et climatiques en vue de repérer les menaces qui pèsent sur le fonctionnement physique des sols*. Rapport intermédiaire, Projet Ademe Convention n° 0875C0013. 60 p.

## **Composition minéralogique d'échantillons du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS)**

**HARDY M., CORNU S., JOLIVET C., RATIE C., JOSIERE O., ARROUAYS D.**

INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2

L'étude minéralogique du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) est importante dans la mesure où elle participe à la description du fond géochimique naturel comme le montrent nos travaux récents.

Le RMQS regroupe des prélèvements de sols effectués sur le territoire français selon une maille carrée de 16 kilomètres de côté. Des diagrammes de rayons X sur poudre ont été réalisés sur des échantillons de Bretagne, de la région Centre, et du Limousin. Les échantillons ont été dopés par 25% de corindon comme étalon interne pour exploiter ultérieurement les résultats quantitativement. Différents types d'associations minérales ont été identifiés combinant le quartz, ubiquiste, et d'autres minéraux tels que l'amphibole, la goethite, le mica, la calcite, le plagioclase et les feldspaths.

La classe quartz + feldspaths représente près des deux tiers des sites examinés. La calcite est caractéristique de la région Centre. Les plagioclases sont caractéristiques de la Bretagne et du Limousin. Ces résultats traduisent l'origine sédimentaire ou plutonique des sols de ces trois régions. Dans un deuxième temps, nous allons rechercher dans chacune des grandes familles décrites ci-dessus des évolutions du fond pédogéochimique local en fonction de l'évolution du cortège minéralogique.



## Approche expérimentale du lessivage de particules fines

QUÉNARD Laurence<sup>a</sup>, SAMOUËLIAN Anatja<sup>a</sup>, COUSIN Isabelle<sup>a</sup>, BAIZE Denis<sup>a</sup>,  
CORNU Sophie<sup>b</sup>

<sup>a</sup> INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2 France

<sup>b</sup> INRA Unité GSE, BP 80, 13545 Aix en Provence cedex 04, France  
laurence.quenard@orleans.inra.fr

### Introduction

Dans de nombreux sols, notamment en milieu tempéré, on observe des horizons superficiels assez pauvres en particules fines (<2µm), contrastant avec des horizons plus profonds nettement plus riches en ces mêmes particules. Différents processus peuvent conduire à ce contraste textural. Ces sols peuvent résulter de l'altération de matériaux parentaux d'origines différentes ou de l'apport en surface de matériaux plus grossiers. Jamagne (1978) a démontré que certains de ces sols résultaient du processus de lessivage qui consiste en un transfert de particules fines dans les sols : l'horizon le plus superficiel est appauvri (phénomène d'éluviation) tandis que l'horizon d'accumulation sous jacent est enrichi (phénomène d'illuviation). Les traits diagnostiques de ce processus sont la présence de revêtements d'argiles et l'enrichissement en argile des horizons profonds (ou en certains éléments majeurs ou traces, lesquels sont préférentiellement liés à ces particules). Baize (1989, 1995) et d'autres auteurs ont décrit des planosols et des sols argileux appauvris, caractérisés par une très forte différenciation texturale, résultant du départ latéral de particules argileuses et leur exportation hors des solums dans des nappes hypodermiques temporaires. Pour Legros (2007) et Presley *et al.* (2004) l'accumulation d'argile dans l'horizon sous-jacent résulte de l'altération *in situ* de minéraux altérables de la roche mère. Pour Phillips (2007), la bioturbation jouerait également un rôle dans la création de profils à textures contrastées. Néanmoins sous l'action de la macrofaune des effets d'homogénéisation de profils ont également pu être observés par Faivre et Chamarro (1995). Enfin, le lessivage, du fait de difficultés techniques, n'a jamais été mesuré. Ce processus est le processus majeur à l'origine de la formation des luvisols. Sous les climats tempérés humides de la moitié nord de la France, les loess quaternaires sont les matériaux parentaux les plus favorables au développement de ces sols.

L'objectif de cette étude est donc de mettre en oeuvre une expérimentation au laboratoire pour quantifier le transfert vertical de particules (départ et accumulation) et disposer ainsi d'une séquence cinétique du lessivage. Pour réaliser cette expérimentation, nous avons choisi le limon parental d'un luvisol.

### Matériels et méthodes

Au laboratoire, deux expérimentations seront menées. La première sera focalisée sur le processus d'éluviation la deuxième sur l'illuviation. L'éluviation sera reproduite sur un monolithe constitué de la superposition de l'horizon limoneux évoqué ci-dessous (L1) sur un matériau quartzueux artificiel de granulométrie limoneuse (LQ). Nous suivrons la libération progressive des particules du L1 et leur piégeage dans le LQ qui servira donc de récepteur vierge d'argiles et permettra aussi de contrôler la condition à la limite inférieure. Ainsi, toute particule d'argile détectée dans LQ proviendra de l'éluviation du L1. L'illuviation sera reproduite sur un monolithe constitué d'une superposition d'un limon (L1), d'un autre matériau limoneux (L2) et du (LQ). Ainsi, nous suivrons le piégeage des argiles dans le L2.

Durant ces expérimentations, deux facteurs majeurs gouvernant le lessivage seront testés : le climat et la structure de sol. Nous appliquerons une pluie d'orage d'été sur monolithe sec et une pluie d'hiver de faible intensité sur monolithe humide. Entre deux périodes de pluies, une période d'assèchement permettra à l'échantillon de recouvrer sa teneur en eau initiale. Après chaque période de pluies, deux monolithes seront détruits et analysés (identification et

quantification des argiles par diffraction des rayons X et mesure de la CEC de la fraction  $< 2\mu\text{m}$ ) pour déterminer la nature des particules fines déplacées dans l'échantillon et les quantifier. L'évolution de la porosité associée sera aussi quantifiée par tomographie X.

Afin de mener à bien ces expérimentations, il a été nécessaire de choisir les matériaux sur lesquels seront menées ces expérimentations ainsi que les conditions expérimentales. Les caractéristiques pédologiques et minéralogiques des deux limons choisis (L1 et L2) devront être les plus contrastées possible afin de disposer de traceurs de transferts d'argiles.

Une synthèse bibliographique portant sur différents sols sur limons décrits dans la littérature a ainsi été réalisée pour sélectionner deux matériaux limoneux les plus distincts possible. Il a également été réalisé des analyses des fractions fines ( $0-0,2\mu\text{m}$  et  $0,2-2\mu\text{m}$ ) par diffraction des rayons X sur lames orientées (naturelles, chauffées et glycolées).

Pour déterminer les conditions initiales (teneur en eau d'un sol sec et d'un sol humide), les conditions aux limites supérieures (2 intensités de pluie), la taille des échantillons (L1, L2 et LQ) ainsi que la durée des expérimentations, un dimensionnement préliminaire des expérimentations a été effectué par modélisation grâce au logiciel Hydrus 1D (Simunek *et al.*, 2005). Ce logiciel simule les transferts d'eau en milieu non saturé par résolution numérique de l'équation de Richards. Nous avons ainsi pu simuler les transferts d'eau dans les monolithes et tester l'influence des différents paramètres.

### 1<sup>er</sup> résultat

Les caractéristiques de sols limoneux de quatre grandes régions françaises ont été comparées : le nord de la France (3 sites : Lambres-lès-Aire, Marcoing, et Busigny), le Bassin Parisien (2 sites : Château-Thierry et Mons-en-chaussée), l'Alsace (Thann), et le Bassin Aquitain (2 sites : Mirande et Muret).

Pour les caractéristiques pédologiques et géochimiques le Bassin Aquitain semble se distinguer des autres sites. En ce qui concerne la minéralogie de la fraction  $< 0,2\mu\text{m}$ , le site de Thann se différencie des autres sites par sa présence d'interstratifiés chlorite/vermiculite et l'absence de smectites abondantes dans les autres sites. Pour la fraction  $0,2-2\mu\text{m}$ , seul le site de Mons présente des smectites. Les sols de Thann et de Muret sont, quant à eux, constitués d'interstratifié chlorite/vermiculite non observés à Château-Thierry et Mons. Ainsi, les sites les plus contrastés en termes minéralogiques sont ceux de Mons (Picardie) et Château-Thierry (Bassin Parisien) par rapport à celui de Thann (Alsace). Pour les sites de prélèvements envisagés, la composition chimique ne semble pas un traceur pertinent, nous nous concentrerons donc sur la CEC et la minéralogie des argiles.

A l'aide d'hydrus 1D deux modalités climatiques ont été testées. Pour une intensité de pluie de 25mm/h pendant 1h, une nappe se forme à la surface du monolithe. Pour 5mm/h pendant 5h, une nappe se forme en surface mais aussi en profondeur. La formation d'une nappe favoriserait la mise en jeu de processus d'oxydo-réduction et compliquerait la quantification de l'impact du lessivage. Pour éviter la formation de nappe, le choix des conditions initiales et à la limite supérieure, la taille des échantillons et la durée des expérimentations doivent être optimisés.

### Conclusion

Ce travail a pour but de caractériser un processus mal connu : le lessivage des argiles. Nous allons essayer de le quantifier, de déterminer sa vitesse et si possible de le modéliser pour pouvoir au final l'intégrer dans un modèle d'évolution des sols.

### Références

- Baize D., 1989. Pédologie 2 pp.119-151.
- Baize D., 1995. EGS, 4, pp. 227-240.
- Faivre P., et Chamarro C., 1995. EGS 1, 25-42.
- Jamagne., 1978. Compte rendus hebdomadaires des séances de l'académie des sciences, 286: 25-27.
- Legros J.P., 2007. Les Grands Sols du Monde. 592 p.
- Phillips J.D., 2007. Catena, 70 : 90-104.
- Presley D.R., *et al.*, 2004. SSSAJ, 68 : 1916-1926.
- Simunek J., *et al.*, 2005. Hydrus1D Version 3.0. Riverside 240 p.

## **Impact du drainage sur la composition chimique des eaux d'un Luvisol dégradé : conséquences sur l'évolution du sol à court et moyen termes**

**SAMOUELIAN Anatja<sup>1\*</sup>, MONTAGNE David<sup>2</sup>, QUÉNARD Laurence<sup>1</sup>,  
BESNAULT Adeline<sup>1</sup>, GIOT Guillaume<sup>1</sup>, CORNU Sophie<sup>3</sup>**

1 INRA, UR 0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, CS 40001, 45075 Orléans cedex 2 France

2 UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures BP 01 78 850 Thiverval-Grignon France

3 Europôle de l'Arbois, Unité géochimie des sols et des eaux, BP 80, 13 545 Aix en Provence cedex 04, France

Anatja.Samouelian@orleans.inra.fr

### **Introduction**

Les sols représentent un compartiment clé des écosystèmes terrestres qui évoluent en permanence sous l'effet de forçages extérieurs. L'action de l'homme au travers de ses pratiques culturales telles que la mise en culture, le drainage, l'irrigation ou le travail du sol a un rôle qui ne peut plus être négligé (Cornu, 2005). Il constitue un facteur important de l'évolution récente des sols. Dans ce contexte, Montagne (2006) a quantifié, à partir de l'analyse de la phase solide du sol, l'impact d'un drainage agricole sur les processus d'éluviation et d'oxydo-réduction d'une parcelle de Luvisol dégradé drainée depuis une vingtaine d'années. Les modifications enregistrées par la phase solide sont cumulées et passées. L'analyse de la phase liquide permet quant à elle de déterminer les modifications ayant lieu actuellement, principalement les réactions d'oxydo-réduction dans notre cas. Ainsi l'objectif de cette étude est d'étudier la dynamique annuelle et saisonnière des conditions d'oxydo-réduction à l'échelle de la parcelle, de l'horizon et du volume pédologique de sol.

### **Matériel et Méthodes**

- Le site

La parcelle étudiée se situe dans l'Yonne sur des Luvisols dégradés. Ce sol se compose de trois horizons distincts : 1) l'horizon labouré de surface L (0-30 cm) à texture limoneuse, 2) l'horizon E&BT (30-60 cm) et 3) l'horizon BT (60-90 cm). Les deux derniers horizons sont constitués de deux volumes pédologiques distincts : les volumes clairs, limoneux avec 20% de fraction inférieure à 2 µm et les volumes ocres argilo-limoneux avec 30% de fraction inférieure à 2µm. Cette parcelle est drainée depuis 1987, à la base de l'horizon Bt, à environ 1m de profondeur. L'analyse de la phase solide le long d'une séquence perpendiculaire à un drain a montré une augmentation de la proportion relative des volumes pédologiques clairs proche du drain, et une diminution de celle des volumes ocre lorsque la distance au drain diminue (Montagne, 2006).

- Le suivi de mesure

Nous avons mis en place un suivi *in situ* hydrologique et géochimique des eaux du sol. Le suivi de la teneur en eau s'effectue par des mesures en continu au moyen de sondes capacitatives placées à 10, 30, 50 et 80 cm de profondeur et cela à trois distances du drain (0,7, 1,5, et 4 m) et par des prélèvements ponctuels. La pluviométrie ainsi que le débit sortant de la parcelle sont également mesurés en continu.

L'analyse géochimique des eaux du sol s'effectue à trois échelles différentes, au sein des volumes pédologiques ocre et clairs, à l'échelle de l'horizon et à l'échelle de la parcelle. Les eaux sont collectées respectivement via des bougies poreuses, des piézomètres, et un collecteur en sortie de drain. Eh, pH, conductivité et température sont mesurés sur le terrain. Les concentrations totales en Fe, Mn, Al, Si, ainsi que les teneurs en cations et anions majeurs et l'alcalinité sont mesurés au laboratoire.

### Résultats préliminaires

Le suivi de la teneur en eau *in situ* par les sondes capacitives ainsi que les prélèvements ponctuels montrent que l'horizon de surface et l'horizon E&BT présentent des variations de teneurs en eau significative au cours d'une année climatique contrairement à l'horizon BT. Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse de transfert latéral au sommet du BT évoqué par Montagne (2006) et modélisé par Quénard *et al.*, (2009). Les écoulements du drain se font pendant la période hivernale.

Les premiers résultats d'analyse des eaux montrent une relation cohérente entre le pH et Eh, ce qui confirme que le processus d'oxydo-réduction est l'un des processus pédogénétiques majeurs observé. Des valeurs de Eh témoignant de condition réductrices sont observées pour des périodes hivernales en 2005 et 2006, elles sont moins marquées pour les hivers 2007, 2008 et 2009, en lien vraisemblablement avec des hivers moins pluvieux ou plus froid. Enfin des épisodes pluvieux intenses provoquent une réoxygénation ponctuelle du système par effet de flush.

Les concentrations en Si dans le drain et les eaux du sol sont équivalentes pour les deux types d'eaux, relativement constantes au court du temps et très supérieures aux concentrations en Fe, Mn, et Al. Ce dernier aspect est cohérent avec la plus grande mobilité du Si dissous par rapport aux trois autres éléments et à sa teneur plus élevée dans les phases solides. Les concentrations en Fe, Mn, et Al sont variables dans le temps et semblent être liées à des variations de teneurs en eau. Elles sont notamment inférieures en 2007 et 2008 dans les eaux du drain par rapport à 2006, ce qui est cohérent avec les conditions plus réductrices enregistrées. Ces concentrations sont supérieures dans l'eau de l'horizon E&BT que dans celle du drain, suggérant une fixation des éléments en profondeur.

### Conclusion

Nous avons pu acquérir un jeu de données important, qui tient compte à la fois des variations hydrologiques du sol et de l'ambiance géochimique des eaux du sol, et ce sur une durée de quatre ans. Les processus d'oxydo-réduction mis en évidence sont concordants avec les résultats antérieurs de Montagne (2006). L'analyse temporelle de la base de donnée sera approfondie afin de déterminer l'impact d'une dynamique inter- saisonnière sur les processus d'oxydo-réduction mis en jeu. Des calculs d'indice de saturation seront réalisées sur des événements types afin de relier les prédictions faite par le modèle aux hypothèses mécanistiques faite sur la base de l'analyse des phases solides. Une modélisation couplée chimie transfert sera tentée.

### Références :

- Cornu S., 2005. Pédogenèses d'hier et d'aujourd'hui. HDR, Université d'Orléans  
Quénard L., Samouëlian A., Frison A., Cousin I., 2009. Prise en compte des hétérogénéités locales et spatiales en vue de la modélisation hydrique d'un sol drainé. Actes des Journées d'Etudes des Sols, 11-15 mai 2009, Strasbourg, France.  
Montagne 2006. Impact de la mise en culture et du drainage sur l'évolution récente des sols : cas des Luvisols dégradés de l'Yonne. Thèse de Doctorat, Université d'Orléans.



***SESSION 11 : Matières organiques, Biologie des sols***

***COMMUNICATIONS ORALES***



## Carbone pyrogénique dans les sols : Un avenir agricole ? Aspects qualitatifs et quantitatifs

ABIVEN Samuel<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Suisse. Samuel.abiven@geo.uzh.ch

### Carbone pyrogénique et « Biochar »

Un intérêt croissant s'est développé ces dernières années à propos du « Black Carbon » ou carbone pyrogénique (CPy), résidu de la combustion incomplète de la biomasse végétale, produit notamment lors des feux de forêts et de savanes. Cet intérêt se justifie pour deux raisons principales : (1) les quantités de CPy peuvent représenter jusque 60 % du carbone dans certains sols (Schmidt *et al.*, 1999 ; Czimczik *et al.*, 2005) ; (2) par sa nature, ce carbone est considéré comme très stable dans le sol, son turnover ayant plusieurs fois été estimé à plusieurs milliers d'années (Glaser *et al.*, 2002 ; Preston et Schmidt, 2006). Ce type de matière organique est considéré comme un candidat éventuel au stockage du carbone à long terme dans le sol.

Sur ces considérations environnementales se développent actuellement des interrogations agro-environnementales. Suivant l'exemple de la *terra preta* (Amazonie), sols noirs d'origine anthropogénique où les charbons ajoutés au sol par les Amérindiens lors des derniers millénaires semblent jouer un rôle central dans leur fertilité exceptionnelle (Glaser *et al.*, 2001), il a été proposé de produire un amendement d'origine pyrogénique, le « biochar ». Le biochar correspond à un charbon produit dans des conditions contrôlées et spécifiques (milieu limité en oxygène lors de la pyrolyse, etc...) et veut répondre dans le même temps à des préoccupations agronomiques et environnementales : produire de l'énergie au cours de la pyrolyse de la biomasse, séquestrer du carbone à long terme et augmenter la fertilité des sols. Dans le détail, les connaissances concernant le biochar et plus généralement le CPy dans les sols sont encore limitées.

### Caractéristiques du PyC

La qualité initiale du charbon apportée au sol varie principalement en fonction des conditions de la pyrolyse (température, présence d'oxygène, etc...) et du type de biomasse initiale utilisée. La température de pyrolyse produit des composés de nature très différente en terme d'aromaticité (Schneider *et al.*, en préparation), de composition élémentaire ou de surface spécifique (Conedera *et al.*, 2009).

Les techniques analytiques pour caractériser le PyC à la fois en tant que substrat et en tant que compartiment du sol font aussi l'objet d'un travail important. Par exemple, différentes techniques analytiques ont été comparées lors d'une comparaison inter-laboratoires de différents standards de composés pyrogéniques (Hammes *et al.*, 2007).

### Stabilité du PyC dans le sol

Pour répondre à l'objectif de séquestration du C dans les sols, le PyC se doit d'être stable à long terme. Les connaissances à ce sujet sont encore peu importantes. Sur des sites comme la *terra preta*, on retrouve des charbons très âgés (milliers d'années). Dans des études à court terme au laboratoire, des charbons fraîchement préparés semblent être partiellement décomposables. Dans une étude sur un sol de steppe russe, Hammes *et al.* (2009) ont montré que 20 % du PyC avait disparu du sol en 100 ans.

Les mécanismes de la dégradation et de pertes du CPy sont mal connus. Des études en laboratoire ont mis en évidence des dégradations biotiques (Baldock et Smernik, 2002 ;

Hamer *et al.*, 2004) et/ou abiotiques (par exemple Smith et Chughtai, 1996) significatives de ces composés. Des transports de composés par l'eau ont été aussi mis en évidence (Hockaday *et al.*, 2006), mais les mécanismes restent mal connus.

### Effets du CPy sur la fertilité du sol

Trois principaux mécanismes ont été proposés pour expliquer comment le CPy pourrait améliorer la fertilité du sol : (1) la modification directe de la chimie du sol par sa composition intrinsèque ; (2) la mise à disposition de surfaces actives chimiquement qui peuvent modifier la dynamique des nutriments et catalyser certaines réactions ; (3) la modification de caractéristiques physiques du sol pouvant bénéficier à la croissance des racines et à la rétention de l'eau (Sohi *et al.*, 2009). Les connaissances actuelles sur ces mécanismes sont morcelées et souvent limitées dans l'espace et dans le temps, d'où une difficulté d'extrapoler la plupart des résultats.

Une série d'études a montré que l'apport de biochar pouvait augmenter le rendement de cultures comme le pois ou le maïs (Sohi *et al.*, 2009). Ces études sont cependant souvent limitées dans le temps et consistent à des dispositifs expérimentaux en pots ou en petits essais agronomiques.

La présence dans le sol de CPy semble contribuer à l'augmentation de la matière organique autre que pyrogénique dans le sol. Ceci rend complexe la question de savoir si les effets du CPy sont directs ou dûs à la matière organique accumulée. Peu de données existent sur l'amélioration de la rétention en eau et de l'augmentation de la CEC. Le CPy semble pouvoir améliorer ces propriétés lorsque les quantités apportées sont importantes. D'autres effets du CPy sur l'émission de certains gaz, la rétention de nutriments et la modification du pH ont aussi été observés.

L'utilisation de biochar pour augmenter la fertilité des sols et séquestrer du carbone dans le sol semble donc être une technique prometteuse mais les connaissances restent actuellement très partielles et peu extrapolables.

### Références

- Baldock, J. A. et Smernik R. J., 2002. *Org. Geochem.* 33, 1093-1109.  
Conedera M. *et al.*, 2009. *Quaternary Science Reviews*. Sous presse.  
Czimczik C. I. *et al.*, 2005. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 417-428.  
Glaser B. *et al.*, 2001. *Naturwissenschaften*, 37-41.  
Glaser B. *et al.*, 2002. *Biol. Fert. Soil* 35, 219-230.  
Hamer U. B. *et al.*, 2004. *Org. Geochem.* 35, 823-830  
Hammes K. *et al.*, 2007. *Glob. Biogeochem. Cycles* 21, 1-18.  
Hammes K. *et al.*, 2008. *Biogeosci. Discuss.* 5, 661-683.  
Hockaday W. C. *et al.*, 2006. *Org. Geochem.* 37, 501 - 510.  
Preston C. M. et Schmidt M. W. I., 2006. *Biogeosc. Discuss.* 3, 397-420.  
Schmidt M. W. I. *et al.*, 1999. *Eur. J. Soil Sci.* 50, 351-365.  
Smith D. M. et Chughtai A. R., 1996. *J. Geophys. Res.* 101, 607-620.  
Sohi S. *et al.*, 2009. *CSIRO Land and Water science Report 05/09*. 64 pp.

## Prélèvement préférentiel de nitrate ou d'ammonium par différentes essences forestières

**SIEGENFUHR Henri<sup>1,2</sup>, ANDRIANARISOA Sitraka<sup>2</sup>, LEGOUT Arnaud<sup>2</sup>,  
DAMBRINE Etienne<sup>2</sup>, ZELLER Bernd<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : henrisiegenfuhr@gmail.com

<sup>2</sup> : UR 1138, INRA Nancy, Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, route d'Amance, 54280 Champenoux

### Résumé

Des études (Zeller *et al.*, 2007 ; Andrianarisoa, 2009) sur le site expérimental de Breuil Chenue (Morvan, France) ont montré que la nitrification est élevée sous les peuplements de hêtre, pin laricio et douglas, intermédiaire sous chêne sessile, et très faible sous sapin de Nordmann et épicéa. Par ailleurs, on observe que le drainage de nitrate dans le sol est élevé sous douglas et non sous hêtre alors que la nitrification est comparable sous ces deux essences.

L'objectif de ce travail est de vérifier si ces différences de nitrification et de drainage sont liées à la forme d'azote minéral prélevée ( $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NH}_4^+$ ) par les racines. Les hypothèses émises sont (i) une espèce produisant beaucoup de nitrate dans le sol (fortement nitrifiante) prélèverait plus de nitrate qu'une espèce peu nitrifiante ; (ii) il y aurait plus de drainage de  $\text{NO}_3^-$  dans le sol sous douglas car ses racines prélèveraient moins de nitrate que celles de hêtre.

Nous avons donc mesuré *in situ* la vitesse d'absorption des ions  $^{15}\text{NH}_4^+$  et  $^{15}\text{NO}_3^-$  par les racines d'arbres à l'aide d'un marquage au  $^{15}\text{N}$ . L'étude a été réalisée à Breuil Chenue sur des plantations mono spécifiques de 6 jeunes essences : hêtre (*Fagus sylvatica*), chêne (*Quercus sessiflora*), douglas (*Pseudotsuga menziesii*), pin (*Pinus laricio*), sapin (*Abies nordmanianna*) et épicéa (*Picea abies*) et de 4 essences âgées : douglas, pin, sapin et épicéa. Nous avons effectué les mesures sur des racines vivantes, *in situ*, afin de ne pas interrompre les régulations entre les racines et le houppier. Après avoir déterré délicatement quelques racines du sol, nous les avons plongées dans des tubes contenant une solution nutritive. Celle-ci est composée de nitrate d'ammonium marqué soit en ammonium (9/1 :  $^{15}\text{NH}_4^+ / ^{14}\text{NO}_3^-$ ), soit en nitrate (1/9 :  $^{14}\text{NH}_4^+ / ^{15}\text{NO}_3^-$ ). La quantité de  $^{15}\text{N}$  prélevée dans chaque tube a été mesurée après 2, 4 et 6h d'incubation.

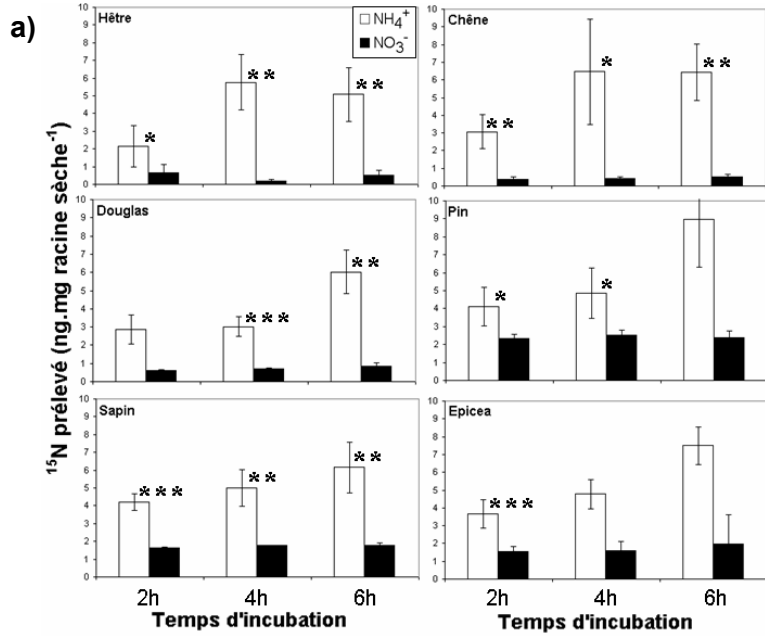
On observe que, quelle que soit l'essence et quel que soit son âge, le prélèvement d'ammonium est significativement plus important que celui de nitrate (figure 1). Toutefois, on remarque que :

- le prélèvement de  $\text{NO}_3^-$  est faible mais immédiat, non durable (arrêt dès 2h).
- le prélèvement de  $\text{NH}_4^+$  est important, avec une dynamique qui perdure dans le temps sauf pour le hêtre et le chêne.

La littérature (Marschner *et al.*, 1991 ; Rennenberg *et al.*, 1996 ; Bassirrad *et al.*, 1999 ; Schulze, 2000 ; Providoli *et al.*, 2006) indique, pour différentes essences et dans différentes conditions, que l'ammonium est la forme majoritairement prélevée. Notre étude confirme ce résultat pour 6 essences et pour des âges différents, *in situ*.

Les essences fortement nitrifiantes ne sont donc pas plus nitrophiles que les essences peu nitrifiantes. On notera tout de même que, contrairement aux ions ammonium dans le sol, les ions  $\text{NH}_4^+$  dans nos tubes sont mobiles. Ainsi on favorise le prélèvement d'ammonium. Toutefois, même lorsque les ions nitrate sont présents en grande quantité (9 pour 1), le prélèvement de  $\text{NO}_3^-$  reste très faible.

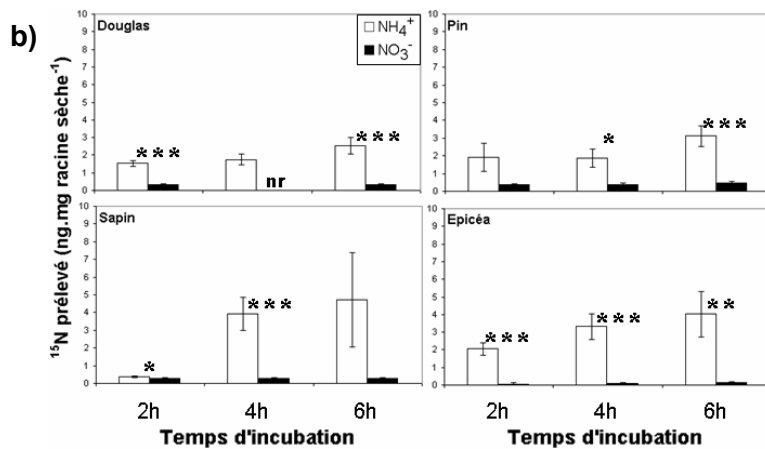
Par ailleurs, les racines de douglas ne prélèvent pas significativement plus de nitrate que les racines des autres arbres. Ainsi, on peut dire que la forme d'azote minéral absorbée n'a pas de lien avec le fort drainage de nitrate sous douglas, dans nos conditions expérimentales. L'immobilisation microbienne, avec des communautés différentes, est une autre hypothèse pouvant expliquer la différence de nitrification et le faible drainage sous hêtre par exemple.



**Figure 1**

Quantité de  $^{15}\text{N}$  prélevée à différents temps d'incubation par les racines d'arbres jeunes (a) et âgés (b), plongées dans une solution nutritive marquée soit en  $^{15}\text{N-NH}_4^+$  (blanc) soit en  $^{15}\text{N-NO}_3^-$  (noir).

Les valeurs sont des moyennes et les barres sont les écarts types. Le symbole \*\*\* indique une différence significative au seuil  $p < 0.001$  entre le prélèvement de nitrate et le prélèvement d'ammonium pour un même temps d'incubation; \*\* indique une différence significative au seuil  $p < 0.01$ ; \* indique une différence significative au seuil  $p < 0.05$ ; nr indique non renseigné.



## Références

- Andrianarisoa, K.S. 2009. Thèse. "Minéralisation de l'azote et nitrification dans les écosystèmes forestiers : effet du type de sol et de l'essence forestière", Université Henri Poincaré, Nancy, p. 250.
- BassiriRad, H., S.A. Prior, R.J. Norby and H.H. Rogers 1999. "A field method of determining  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  uptake kinetics in intact roots: effects of  $\text{CO}_2$  enrichment on trees and crop species". *Plant and Soil*. **217**(1-2):195-204.
- Marschner, H., M. Häussling and E. George 1991. "Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]". *Trees Structure and Function*. **5**(1):14-21.
- Providoli, I., H. Bugmann, R. Siegwolf, N. Buchmann and P. Schlegli 2006. "Pathways and dynamics of  $^{15}\text{NO}_3^-$  and  $^{15}\text{NH}_4^+$  applied in a mountain *Picea abies* forest and in a nearby meadow in central Switzerland". *Soil Biology & Biochemistry*. **38**(7):1645-1657.
- Rennenberg, H., S. Schneider and P. Weber 1996. "Analysis of uptake and allocation of nitrogen and sulphur compounds by trees in the field". *Journal of Experimental Botany*. **47**(303):1491-1498.
- Schulze, E.D. 2000. "Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems". In *Ecological studies* Ed. Springer, pp. 135-143.
- Zeller, B., S. Recous, M. Kunze, J. Moukoui, M. Colin-Belgrand, S. Bienaimé, J. Ranger and E. Dambrine 2007. "Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils". *Annals of Forest Science*. **64**(2):151-158.

## **Evaluation de bioindicateurs d'impact du recyclage de produits résiduels organiques en sols cultivés : lien avec les modifications des caractéristiques physico-chimiques du sol**

**HOUOT Sabine<sup>1</sup>, CAMBIER Philippe<sup>1,2</sup>, CAPOWIEZ Yvan<sup>3</sup>, STEINBERG Christian<sup>4</sup>, BEGUIRISTAIN Thierry<sup>5</sup>, LEBEAU Thierry<sup>6</sup>, LHOUTELLIER Claire<sup>7</sup>, BARRIUSO Enrique<sup>1</sup>, BENOIT Pierre<sup>1</sup>, BERNET Nathalie<sup>1</sup>, BODINEAU Guillaume<sup>1</sup>, DESCHAMPS Marjolaine<sup>1</sup>, DEVAUX Anne<sup>8</sup>, EDEL-HERMANN Véronique<sup>4</sup>, ETIEVANT Véronique<sup>1</sup>, GAUTHERON Nadine<sup>4</sup>, JAULIN Anne<sup>2</sup>, NORINI Marie-Paule<sup>6</sup>, LEYVAL Corinne<sup>5</sup>, PETRAUD Jean-Pierre<sup>2</sup>, RAMPON Jean-Noël<sup>1</sup>, RAULT Magali<sup>3</sup>**

1. INRA, UMR Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval Grignon ; houot@grignon.inra.fr
2. INRA, PESSAC, Route de Saint Cyr, 78000 Versailles
3. INRA, Laboratoire de Toxicologie Environnementale, 84000 Avignon
4. INRA, UMR Microbiologie du Sol et de l'Environnement, 21065 Dijon
5. CNRS, Nancy Université, LIMOS, 54506 Vandoeuvre les Nancy
6. Plate-forme technologique « Agrosystèmes », IUT Colmar, UHA, 68000 Colmar
7. CREED, Veolia Environnement R&D, 78520 Limay
8. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Laboratoire des Sciences de l'Environnement, 69518 Vaulx en Velin

### **Contexte de l'étude**

Les composts d'origine urbaine constituent une source majeure de matière organique en agriculture dans les zones où l'élevage a disparu comme en Ile-de-France, où les sols sont de texture limoneuse et pauvres en matière organique, ce qui se traduit par une structure instable. Les produits résiduels organiques (PRO) sont vecteurs de contaminants organiques et métalliques (ETM) en faibles concentrations. Leurs applications répétées pourraient avoir un effet perturbateur à moyen/long terme sur le fonctionnement biologique des sols, en raison du cumul de ces faibles doses de polluants. Mais les PRO sont avant tout des matières organiques (MO) dont l'apport répété peut modifier les caractéristiques physico-chimiques du sol comme sa teneur en MO, son pH... Ces 2 composantes doivent être prises en compte dans l'interprétation des effets des apports de PRO sur la composante biologique du sol. En fonction des résultats, les populations cibles testées seront alors proposées comme bioindicateurs.

### **Matériels et méthodes**

Dans le cadre du programme ADEME « Bioindicateurs », les effets à moyen terme du recyclage en agriculture de PRO ont été évalués dans un essai de longue durée mis en place en 1998 (Site QualiAgro, Yvelines). Différents PRO (Compost d'ordures ménagères résiduelles = OMR, compost de biodéchets = BIO, co-compost de boue d'épuration et de déchets verts = DVB, fumier de bovins = FUM) sont épandus tous les 2 ans à des doses équivalentes à 4 t C organique/ha. Les effets de ces épandages sont comparés à un traitement témoin ne recevant aucun apport organique. Ces 5 traitements organiques sont croisés avec 2 niveaux de fertilisation minérale (faible :-N ou optimale :+N). Le sol du dispositif est de type luvisol développé sur loess. Il est de texture limono-argileuse, décarbonaté jusqu'à 1 m de profondeur. Le dispositif est cultivé selon une rotation blé-maïs. Les épandages sont effectués en fin d'été sur chaumes de blé et enfouis par le labour.

Les prélèvements et mesures sont faits dans les traitements Témoin +N et - N, OMR+N et DVB+N, à différents pas de temps (T0 à T6) entre les épandages 2004 et 2006 pour comparer les effets des PRO aux variations annuelles liées au climat, à la présence de plantes... Les cibles biologiques testées sont : (1) abondance, diversité et activité des lombrics,

(2) structure des communautés microbiennes évaluée par PCR-TRFLP et PCR-TTGE pour les bactéries et les champignons, y compris les champignons mycorhiziens.

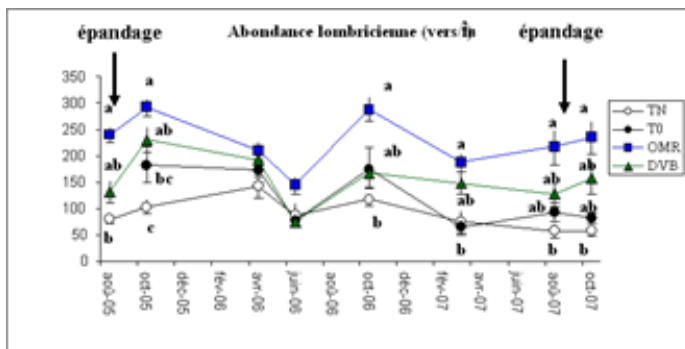
Les effets des apports sur les propriétés physico-chimiques de l'horizon labouré incluent : (1) propriétés physico-chimiques classiques (teneur en MO, pH, teneur en éléments traces, ETM, et composés traces organiques totaux, CTO ...), (2) spéciation des ETM par extraction chimique, (3) localisation des ETM et CTO dans des fractions de sol a priori plus utilisées par les organismes testés (fraction granulométrique grossière légère ou matière organique particulaire, MOP, plus riche en matière organique).

### Résultats

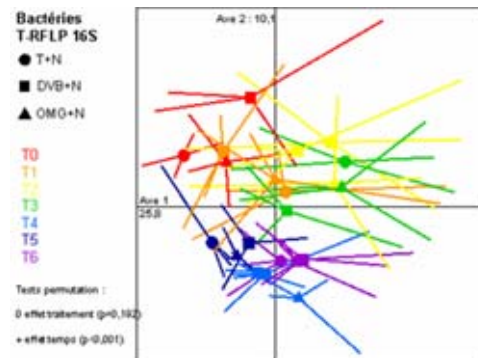
Quatre épandages de composts DVB et OMR ont différencié les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface comme le pH, les teneurs en C et N organique, les cations échangeables... Les apports d'ETM via les composts augmentent significativement les teneurs en Cu total (+18%). Cette évolution est peu ou pas visible pour les autres ETM.

Les épandages de composts augmentent le compartiment MOP surtout dans le traitement DVB, caractérisé par une plus grande abondance de matériel végétal grossier et ligneux. Les teneurs en ETM extractibles à l'EDTA sont supérieures dans les parcelles amendées comparées aux témoins ; ces différences sont plus importantes que celles révélées par les mesures des éléments totaux (+33%). Les concentrations en HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont faibles; similaires dans tous les traitements et équivalentes à celles mesurées généralement dans les sols cultivés. Elles sont supérieures dans les fractions granulométriques grossières qui concentrent ces polluants.

Aucun effet négatif n'est observé sur la communauté lombricienne (Fig. 1). Au contraire, le compost OMR a des effets positifs (augmentation de l'abondance et de la biomasse).



**Figure 1 :** Evolution entre 2 épandages de l'abondance lombricienne moyenne (et erreurs standards) dans les traitements suivis. Des symboles portant des lettres différents sont significativement différentes au seuil de 5% (chaque date testée séparément).



**Figure 2 :** Variation de la structure (PCR-TRFLP) des communautés bactériennes dans les traitements DVB+N, OMR+N et T+N au cours des 2 années d'étude (temps T0 à T6).

Aucune réponse de la microflore aux amendements organiques n'est observée. Par contre, la structure des communautés bactériennes et fongiques évolue dans le temps, et ceci pendant les deux années d'étude (Fig.2). Ces évolutions temporelles peuvent être liées aux variations saisonnières (conditions climatiques), mais également aux cultures et aux pratiques culturales. L'analyse de la structure des communautés bactériennes est bien un révélateur du comportement du biota dans le sol mais les variations restent difficiles à expliquer.

### Conclusion

Dans la situation étudiée, les effets à moyen terme d'apports de PRO sur les propriétés physico-chimiques du sol se traduisent par un impact faible, voir positif sur les cibles biologiques testées. Pour les populations microbiennes, les variations liées aux cycles climatiques et culturaux sont supérieures aux effets des PRO. Il serait intéressant de poursuivre par une approche plus fonctionnelle des populations présentes.



## **Effet du compostage sur la dynamique de résidus végétaux dans le sol : utilisation du marquage $^{13}\text{C}$ et $^{15}\text{N}$ à l'échelle moléculaire**

**LERCH Thomas<sup>1,\*</sup>, DIGNAC Marie-France<sup>2</sup>, BARDOUX Gérard<sup>2</sup>, HOUOT Sabine<sup>1</sup>**

1. UMR Environnement et Grandes Cultures, UMR INRA-AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon
2. UMR Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux, UMR INRA-CNRS-UPMC-ENS-IRD-AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon

\*thomas.lerch@grignon.inra.fr

### **Contexte et objectif :**

Dans le contexte environnemental actuel, l'apport au sol de composts est une pratique qui pourrait permettre, tout en recyclant la fraction organique des déchets, de participer à l'augmentation des teneurs en matières organiques des sols (MOS). Ceci a été observé sur le site expérimental de l'INRA à Feucherolles, où des composts sont épandus tous les deux ans depuis 8 ans. Cependant, l'effet du compostage sur la dynamique des matières organiques (MO) dans les sols est encore mal connu. Le procédé de compostage consiste en une dégradation accélérée des MO issues des déchets, conduisant à leur stabilisation. Comme lors du processus naturel de dégradation des MO dans les sols, les transformations des MO lors du compostage se font essentiellement sous l'action enzymatique de microorganismes. Mais contrairement à la dégradation naturelle des MO dans les sols, le compostage s'accompagne d'une augmentation significative de la température (jusqu'à 60°C) favorisant l'activité de certains microorganismes pendant la phase de dégradation thermophile. Cette spécificité des mécanismes de dégradation lors du compostage peut certainement influencer la dynamique dans les sols des MO formées. La composition des MO des composts étant très proche de celle des MO naturelles, il est nécessaire d'utiliser un traçage par des isotopes stables pour préciser l'origine et la dynamique du carbone et de l'azote dans les sols.

Des composts ont été fabriqués à partir de résidus végétaux isotopiquement marqués au  $^{13}\text{C}$  et  $^{15}\text{N}$ . La dynamique de ces végétaux compostés ou non a été étudiée, après leur apport dans un sol, incubé en conditions contrôlées. L'objectif de cette étude est d'évaluer les effets du compostage sur : 1) la composition chimique des MO, 2) le devenir du C et du N dans les sols, 3) les communautés microbiennes totales et spécifiquement impliquées dans la transformation des MO apportées.

### **Matériels et Méthode :**

Des composts ont été fabriqués dans un pilote de compostage à partir d'un mélange de résidus végétaux ayant poussé en atmosphère enrichie en  $^{13}\text{C}$  (pailles de maïs et de blé, feuilles de colza) dont certains avaient aussi reçu des engrais marqués  $^{15}\text{N}$ . Des boîtes en métal constituées de grilles de maille fine contenant les résidus végétaux ont été enfouies dans un pilote contenant des déchets verts non marqués et récupérées à la fin du compostage (3 mois). Avant et après cette étape, la composition chimique (sucres, lipides totaux en GC-FID et GC-MS) a été caractérisée et les teneurs isotopiques ont été mesurées (EA-IRMS et GC-c-IRMS). L'incubation des résidus végétaux compostés ou non avec le sol de Feucherolles (neoluvisol, horizon 0-30cm, tamisé à 5mm) a duré pendant 1 an en conditions contrôlées (20°C, capacité au champ). Les teneurs en  $^{13}\text{C}$  et  $^{15}\text{N}$  provenant des résidus de végétaux apportés ont été suivies dans la fraction minéralisée ( $\text{CO}_2$ , Nitrates, Ammonium), dans la biomasse microbienne extraite par fumigation-extraction, dans la fraction soluble au KCl et dans le sol non extrait (EA-IRMS). La caractérisation de la composition en PLFA (GC-FID, GC-

MS) et la mesure de leur signature isotopique (GC-c-IRMS) a permis de suivre l'évolution des communautés microbiennes totales et communautés microbiennes spécifiquement impliquées dans la biodégradation des résidus.

### Résultats :

Après 3 mois de compostage, la masse de végétaux compostés a diminué de presque 60% calculé sur la matière sèche. La teneur en carbone organique des résidus diminue de 10%, ce qui correspond à une perte de 69% du C initial des résidus compostés. La teneur en N total augmente elle de 35% pendant le compostage, expliquant par ailleurs la diminution du C/N. Aucune variation significative du  $\delta^{13}\text{C}$  n'a été observée. A l'inverse, on constate une diminution importante du  $\delta^{15}\text{N}$ . Ces résultats suggèrent que les molécules minéralisées durant le compostage avaient des teneurs en  $^{13}\text{C}$  similaires à celles qui composent le compost. Par contre, l'azote volatilisé était plus enrichi en  $^{15}\text{N}$  que le reste du mélange. Le dosage des sucres non cellulosiques et des lipides totaux a permis de mettre en évidence des différences de quantité et de composition de ces fractions biochimiques. En particulier, l'augmentation du rapport des sucres en C5 et C6 suggère que l'origine des sucres est plus bactérienne (glucose) que végétale (xylose) dans les mélanges de végétaux compostés. Ceci est corroboré par l'augmentation de la proportion des acides gras d'origine bactérienne. L'analyse isotopique des sucres et des lipides a mis en évidence un appauvrissement ou un enrichissement en  $^{13}\text{C}$  au cours du compostage, selon le composé considéré. En raison des tendances opposées pour certains composés, la différence de signature isotopique entre les résidus végétaux compostés ou non est plus faible pour les sucres totaux et les lipides totaux que pour les composés individuels, ce qui peut expliquer l'absence de différence significative des teneurs en  $^{13}\text{C}$  mesurées sur l'ensemble du mélange.

Par différence avec le sol témoin, la minéralisation des résidus non compostés a été estimée après 6 mois d'incubation à 36% de l'apport, contre 11% pour les résidus compostés. L'effet du compostage sur la stabilisation des MO apportées dans un sol est confirmé. Par contre, aucun effet quantitatif n'a été observé sur la biomasse microbienne. Les signatures isotopiques observées pour la fraction minéralisée, la fraction dissoute et la biomasse suivent les mêmes tendances pour le  $^{13}\text{C}$  et le  $^{15}\text{N}$  : valeurs plus faibles et plus stables dans le temps pour les résidus compostés. Les quantités de nitrates libérées sont supérieures lorsque les résidus sont compostés. L'analyse qualitative des PLFA a permis de mettre en évidence que la structure des communautés bactériennes du sol évoluait durant l'incubation, mais n'était que ponctuellement affectée par l'apport de résidus de végétaux jusqu'à 15 jours. La signature isotopique des PLFA révèle par contre des différences significatives entre les communautés microbiennes impliquées dans la dégradation des résidus de végétaux selon qu'il y ait eu compostage ou non.

### Conclusion et perspectives :

Si on compare à 6 mois d'incubation de résidus non compostés, les pertes de C sont donc plus importantes que 3 mois de compostage suivis de 3 mois d'incubation. D'autre part, l'apport de compost conduit à une augmentation significative de nitrates dans le sol, par rapport à des résidus non compostés. Si la dynamique des communautés microbiennes totales n'était pas affectée par les traitements, les communautés spécifiquement impliquées dans la dégradation des résidus étaient différentes selon qu'ils soient compostés ou non. Ces différences peuvent être dues aux modifications chimiques, et notamment du rapport C/N des végétaux durant le compostage. L'analyse de la dynamique des lignines, des sucres cellulosiques et d'autres marqueurs moléculaires permettra de mieux comprendre comment répondent les communautés microbiennes aux changements de la qualité des MO apportées dans le sol et *in fine* d'évaluer le potentiel de stabilisation de déchets compostés et d'identifier des marqueurs moléculaires pertinents qui pourront être suivis au champ.

## Type de cultures influençant l'agrégation et la matière organique du sol sous semis direct

MARTINS Márcio dos Reis<sup>1</sup>, CORÁ José Eduardo, MARCELO Adolfo Valente et JORGE Ricardo Falqueto

Département des Sols et des Engrais, Université d'État de São Paulo (UNESP). Alameda Jaboticabeiras. Via de Acesso Paulo D. Castellane, s/n. 14884-900. Jaboticabal, SP, Brésil  
<sup>1</sup> : reismartins@yahoo.com.br

### Introduction

Le semis direct, en fort développement de par le monde doit être amélioré pour les régions tropicales, à hiver chaud et sec, conditions communes dans les régions du sud-est et du centre-ouest du Brésil. L'adaptation du semis direct doit veiller à améliorer les propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols.

L'objectif du présent travail est de déterminer l'effet de rotations de cultures sur l'agrégation du sol et sur les teneurs en carbone organique et en glucides dans l'horizon de surface d'un Rhodic Eutrudox sous semis direct.

### Matériel et méthodes

L'essai, installé en 2002, se situe à Jaboticabal, Etat de Sao Paulo, Brésil (21°14'S, 48°17'W et 550 m d'altitude moyenne). Le climat local est classé, selon les critères de Köppen, comme tropical avec hiver sec et chaud (Aw). Les précipitations annuelles moyennes sont de 1417 mm. Le sol du site expérimental est un Rhodic Eutrudox.

Les vingt-huit traitements sont constitués par le croisement de quatre séquences de cultures d'été et de sept cultures d'hiver, avec à chaque fois trois répétitions (blocs). Les quatre séquences de cultures d'été, implantées en octobre/novembre, sont : monoculture du maïs (*Zea mays* L.) (notée MM) ; monoculture du soja (*Glicine max* (L.) Merrill) (SS) ; alternance soja/maïs (SM) ; alternance de riz (*Oryza sativa* L.)/haricot (*Phaseolus vulgaris* L.)/coton (*Gossypium hirsutum* L.)/haricot/riz/coton/haricot/riz (RHC). Les cultures d'hiver, implantées en février/mars, sont : maïs, tournesol (*Helianthus annuus* L.), radis fourrager (*Raphanus sativus* L.), millet (*Pennisetum americanum* (L.) Leeke), ambrevade (*Cajanus cajan* (L.) Millsp), sorgho à grain (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) et crotaire jonciforme (*Crotalaria juncea* L.).

Des échantillons ont été prélevés dans la couche 0-5 cm à la fin de la quatrième année de l'essai. Des agrégats de 6,30–2,00 mm ont été utilisés pour la mesure de la stabilité des agrégats (Yoder, 1936), avec des tamis de 2,00 ; 1,00 et 0,25 mm.

Les teneurs en carbone organique total (COT) (méthode de Walkley & Black, 1934), et les teneurs en glucides totaux (GLUt) et glucides extractibles à l'acide dilué (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>) (GLUad) (méthode de Lowe, 1993) ont été mesurées dans les agrégats.

Les analyses statistiques ont été effectuées avec le test de Tukey au seuil de 5%

### Résultats et discussion

La séquence de cultures MM a la plus forte stabilité d'agrégats de diamètre 6,30-2,00 mm. La séquence RHC a le plus grand pourcentage d'agrégats <0,25 mm et le plus faible pourcentage d'agrégats de 6,30-2,00 mm.

Ces différences entre les traitements sont dues aux mécanismes d'action des cultures sur l'agrégation du sol au travers de différences (1) entre les fractions organique du sol, (2) d'activité microbienne et (3) de dessèchement du sol. De plus, en considérant l'importance des hyphes fongiques et des racines pour la stabilisation des agrégats du sol (Six et al., 2006), les différences en quantité et niveau de renouvellement des racines par les différentes cultures expliquent probablement les contrastes de stabilité des agrégats.

Il n'y a pas eu d'effets de l'interaction entre les séquences de cultures d'été et les cultures d'hiver sur les pourcentages d'agrégats stables dans l'eau dans les différentes classes,

ni sur les teneurs en COT et les teneurs en glucides. De plus, les cultures d'hiver n'ont pas eu d'effet significatif sur ces propriétés.

Avant tamisage à l'eau, les plus grandes teneurs en COT dans les agrégats ont été trouvées dans les séquences MM et SS, et les plus basses dans la séquence RHC. Après tamisage à l'eau, les teneurs en COT dans les agrégats des classes 6,30-2,00 mm, 2,00-1,00 mm et 1,00-0,25 mm n'ont pas été influencées par les séquences de cultures d'été.

Les teneurs en COT dans les agrégats avant tamisage à l'eau ont été influencées par les cultures d'hiver. La crotolaire jonciforme a donné la plus haute teneur en COT et le maïs a donnée la plus basse. Pourtant, il n'y a pas d'effets des cultures d'hiver dans les teneurs en COT dans les agrégats après le tamisage dans l'eau.

La plus haute teneur en GLUad dans les agrégats avant tamisage à l'eau et dans les agrégats stables après tamisage à l'eau a été trouvée dans la séquence MM, sauf pour la classe <0,25 mm où les teneurs en GLUad n'ont pas été influencées par les cultures d'été.

En considérant les valeurs moyennes des paramètres chimiques pour tous les traitements, les plus hautes teneurs en COT, GLUt et GLUad ont été trouvées dans les agrégats de 2,00-1,00 mm et les plus basses dans les agrégats <0,25 mm (Fig. 1).

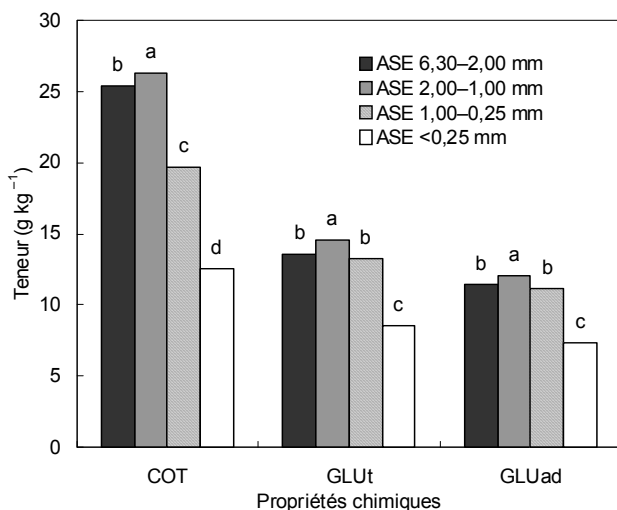


Fig. 1. Teneurs en COT et en glucides dans les différentes classes d'agrégats du sol. Pour une même propriété chimique, des lettres différentes indiquent des différences de valeurs selon le test de Tukey ( $P < 0.05$ ). ASE : agrégats stables à l'eau ; COT : carbone organique total ; GLUt : glucides totaux ; GLUad : glucides extractible à l'acide dilué.

La variation des teneurs en COT et glucides dans les agrégats des différentes classes peut être due à l'accumulation de produits de décomposition des résidus végétaux pour certaines classes d'agrégats (Guggenberger et al., 1995).

### Conclusion et perspective

Les résultats indiquent que l'influence des cultures sur la stabilité d'agrégats dans l'eau peut être vue au travers de l'influence du carbone organique et des polysaccharides facilement extractibles (polysaccharides non celluloses) du sol. Les mécanismes spécifiques à chaque culture doivent maintenant être spécifiés.

### Bibliographie

- Guggenberger, G. et al. 1995. Lignin and carbohydrates alteration in particle-size separates of an oxisol under tropical pastures following native savannas. **Soil Biol. Biochem.** 27, 1629-1638.
- Lowe, L.E., 1993. Total and labile acid extractable polysaccharide analysis of soils. In: Carter, M. R. (Ed.), **Soil sampling and methods of analysis**. Lewis. pp. 373-376.
- Six, J. et al. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil Till. Res.** 79, 7-31.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Sci.** 34, 29-38.
- Yoder, R.E., 1936. A direct method of aggregate analysis of soil and a study of physical nature of soil erosion losses. **J. Am. Soc. Agron.** 28, 337-351.

## **Stabilité structurale des déjections lombriciennes soumises à différentes intensités de travail du sol**

**BOTTINELLI Nicolas<sup>1</sup>, HALLAIRE Vincent<sup>1</sup>, MENASSERI Safya<sup>1</sup>,  
LE GUILLOU Cedric<sup>1</sup> et CLUZEAU Daniel<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : INRA/Agrocampus Ouest, UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, Rennes

<sup>2</sup> : Université Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, IFR CAREN, Station Biologique, 35380 Paimpont, France

INRA – UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 Route de Saint Briec CS 84215 - 35042 Rennes Cedex - France  
nicolas.bottinelli@rennes.inra.fr

### **Introduction**

La stabilité structurale des couches de surface est étroitement liée aux phénomènes de ruissellement et aux pertes en terre. Avec l'intensification de l'agriculture durant ces cinquante dernières années, la détérioration de la structure des sols, les phénomènes d'érosion et de pollution hors sites se sont largement accrus. C'est ainsi que de nouvelles pratiques plus conservatrices ont émergé. En France les techniques culturales sans labour (TCSL) sont en plein essor et représentaient en 2006 jusqu'à 33% des sols cultivés sous maïs et céréales. Les lombriciens, par la production de structures biogéniques modifient les processus d'agrégation et de stabilisation dans les couches de surface. Parce que les communautés lombriciennes sont favorisées sous TCSL, leur action sur la qualité physique des sols en est augmentée. Si nous disposons d'une littérature abondante sur les déjections déposées à la surface du sol, peu de références sont disponibles sur les déjections produites dans le sol, notamment en milieu cultivé. L'objectif de ce travail est donc d'identifier l'effet des lombriciens sur la stabilité des agrégats dans le sol sous TCSL.

### **Matériel et méthodes**

Cette étude est réalisée en Bretagne à la station expérimentale de Kerguéhenec, sur un sol limoneux de type Cambisol (FAO) où sont comparés 3 types de travail du sol : un labour conventionnel (LC), effectué avec une charrue traditionnelle équipée de rasettes, et qui retourne le sol sur 25 cm et enfouit les résidus ; un semis direct (SD) où seule la ligne de semis est travaillée sur une largeur de quelques centimètres et sur une faible profondeur (4 cm) par le semoir en laissant les résidus en surface ; un travail superficiel (TS), technique intermédiaire entre les deux précédentes, consistant en un passage de chisel à 12 cm de profondeur avant le passage du semoir ; ce travail du sol limité incorpore une part des résidus dans le profil travaillé. Au mois d'août après la récolte du blé, la proportion des déjections a été mesurée à deux profondeurs (2 cm et 12 cm) par une méthode originale permettant de quantifier leur surface par analyse d'image sur des coupes horizontales. Sur les déjections et leurs sols environnants respectifs ont également été mesurés la stabilité structurale (méthode Le Bissonnais) et certains facteurs responsables de la stabilisation des agrégats: la teneur en carbone organique total, la teneur en sucres extrait à chaud et l'hydrophobicité des agrégats (méthode water drop penetration time)

## Résultats et discussions

*Proportion surfacique des déjections.* A 2 cm de profondeur, la proportion de déjections est faible. Néanmoins, le SD contient plus de déjections comparé aux horizons travaillés (4 vs 2 %). Ces résultats seraient la résultante d'un plus grand nombre de lombriciens en non labour combiné à une conservation des déjections (agrégats non détruits par le travail du sol). A 12 cm, la proportion de déjections est multipliée par 2 quel que soit la modalité considérée. On montre que les déjections sont plus abondantes dans les modalités où la structure n'a pas été modifiée par le travail du sol, c'est-à-dire sous TS et SD (7 % et 9 %) comparé au LC (4 %). L'abondance des déjections observées peut être la conséquence d'une plus forte activité des lombriciens et/ou d'une moins forte dégradation de celles-ci. En effet il est largement reconnu que : (1) lorsque les conditions sont défavorables, les vers de terre descendent en profondeur et (2) plus on est en profondeur, moins forte est l'action du climat (humectation/dessiccation, gel/dégel).

*Propriétés des déjections comparées au sol environnant.* On observe qu'à 2 cm de profondeur, quel que soit le travail du sol, les propriétés des déjections sont similaires au sol environnant pour la teneur en C, la teneur en carbohydrates et la stabilité structurale. Seul l'hydrophobicité des agrégats est augmentée dans les déjections (1.93 s vs 0.93 s). Ces résultats supposent que les lombriciens ne sélectionnent pas préférentiellement des pools de matière organique en ingérant le sol. Ces résultats sont en accord avec des observations menées sur des sols fortement enrichis en C organique. En effet, le sol du site expérimental avec 25 % de C est proche de la saturation. A l'inverse les déjections situées à 12 cm se démarquent bien du sol environnant avec généralement une augmentation de toutes les propriétés. Trois hypothèses peuvent être proposées : (1) les vers de terre qui produisent des déjections à 12 cm ne sont pas les mêmes que ceux qui travaillent à 2 cm (endogé vs anécique) ; (2) la dynamique des déjections est moins importante à 12 cm qu'à 2 cm engendrant par conséquent une plus forte stabilité structurale ; (3) les teneurs en C moins importantes à 12 cm permettent au vers d'enrichir leurs déjections avec du C.

*Propriétés des déjections selon le travail du sol.* Quel que soit le type d'agrégat analysé (les déjections ou sol environnant), leurs propriétés sont affectées de la même façon par le travail du sol. Par exemple la stabilité des agrégats augmente du LC au SD aux 2 profondeurs étudiées. Ainsi les déjections sous SD sont plus stables que celles sous LC. Ce résultat est en accord avec quelques observations en milieu tempéré qui montrent que plus le sol est riche, plus les déjections produites sont stables.

## Conclusions

Nous pouvons conclure de la façon suivante :

- La méthode originale par analyse d'image s'avère efficace pour mettre en évidence des différences d'abondance des déjections dans le sol.
- L'abondance des déjections et leur stabilité sont plus importantes à 12 cm qu'à 2 cm de profondeur.
- L'abondance des déjections et leur stabilité sont plus importantes dans les horizons non travaillés.
- Ce travail amène quelques questions : quelle est la part des déjections produites par les vers anéciques et endogés ? et quelle est la dynamique des déjections dans les sols ?

## **Les matières organiques exogènes et natives influencent la stabilisation de la structure du sol : expérimentation et modélisation**

**LE GUILLOU Cédric<sup>1</sup>, MENASSERI Safya<sup>1</sup>, ANGERS Denis<sup>1,2</sup>,  
ABIVEN Samuel<sup>3</sup>, LETERME Philippe<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> INRA / Agrocampus Ouest Centre de Rennes, UMR Sol Agro et hydroystème Spatialisation, 65 rue de Saint Brieuc, 35042 Rennes cedex

<sup>2</sup> Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2560 Hochelaga Blvd, Ste Foy, QC G1V 2J3, Canada

<sup>3</sup> Université de Zurich, Winterthurerstr.190, Zurich 8057, Suisse

Auteur correspondant : Cedric.Leguillou@rennes.inra.fr

### **Introduction**

Les sols limoneux cultivés sont particulièrement sensibles aux phénomènes de battance, érosion et aux risques environnementaux et agronomiques associés. La stabilité structurale est une propriété physique du sol au cœur de ces enjeux. Un des leviers d'amélioration de la stabilité structurale du sol est l'apport de matière organique. La dynamique de la stabilisation d'un sol par apports organiques est dépendante de la nature biochimique de la matière organique apportée.

La dynamique de la stabilité structurale d'un sol limoneux suite à des apports de matière organique a pu être prédite par le modèle Pouloud (Abiven *et al.*, 2008). Cette prédiction basée sur les caractéristiques biochimiques des apports organiques a été étudiée sur un sol limoneux avec une teneur en carbone relativement faible (11,8 g C kg<sup>-1</sup> sol sec). L'objectif de ce travail est de tester le modèle Pouloud en étudiant la stabilisation de la structure par des apports organiques dans un sol limoneux issu d'un contexte de système de culture différent.

### **Matériel et méthodes**

Nous avons étudié quatre modalités d'apport sur un sol limono-sableux avec une teneur en carbone relativement élevée (23 g C kg<sup>-1</sup> sol sec) : minéral, paille, lisier de porc et fumier de bovin. Les apports organiques ont été caractérisés biochimiquement et incubés avec le sol dans les mêmes conditions contrôlées qu'Abiven *et al.* (2007). Les produits organiques ont été préalablement séchés à 40°C et broyés. Ils ont été apportés en quantité équivalente de carbone (4 g C kg<sup>-1</sup> sol sec) et caractérisés par la méthode Van Soest. Les mélanges ont été incubés pendant 2 mois à 25°C et à une humidité équivalente à la capacité au champ. La teneur en azote minéral de la modalité paille a été ajustée pour permettre sa décomposition optimale (Recous *et al.*, 1995). La cinétique de la stabilité structurale a été suivie selon la méthode de Le Bissonais (1996).

### **Résultats et discussion**

Comme les études de Cosentino *et al.* (2006), Abiven *et al.* (2007) et Annabi *et al.* (2007), l'humectation lente de Le Bissonais (1996) apparaît comme le test de stabilité structurale le plus sensible à l'apport de produits organiques.

Dans notre étude, la dynamique de la stabilité structurale du sol suite aux apports organiques suit la même tendance, en forme de cloche, que celles des études antérieures. La stabilité structurale augmente rapidement suite aux apports organiques puis tend à diminuer.

La teneur en carbone du sol relativement élevée n'a pas eu d'effet sur la dynamique générale de la stabilisation du sol par apports organiques. En revanche, l'amplitude de la stabilisation du sol par les apports organiques est comparativement plus élevée que celle retrouvée par Abiven *et al.* (2007). On suppose que l'interaction de la matière organique apportée avec celle native du sol définit l'amplitude de la stabilisation du sol.

Dans le modèle POULOU, cette dynamique de la stabilité structurale généralement retrouvée à la suite d'apports organiques est décrite selon une fonction mathématique de type log normal. Cette fonction s'applique à nos résultats. Dans l'étude d'Abiven *et al.* (2008) les paramètres de forme utilisés pour reproduire la dynamique de la stabilité structurale sont reliés à la teneur en lignine, en sucres solubles et en holocellulose (cellulose + hémicellulose) des apports organiques. Dans notre étude, seule une relation avec la lignine a été retrouvée mais d'un ordre différent que celle retrouvée dans l'étude d'Abiven *et al.* (2007).

### Conclusions

L'amplitude de la stabilisation du sol par apports organiques semble être issue de l'interaction des matières organiques exogènes et natives du sol. La dynamique de la stabilisation du sol par apports organiques suit un modèle général qui peut être reproduit par la formalisation mathématique de POULOU. Relier les paramètres de forme de cette dynamique aux caractéristiques initiales des apports organiques nécessite d'être calibré sur une gamme diversifiée en terme de composition biochimique des apports organiques. Il apparaît nécessaire de prendre en compte à la fois des caractéristiques des apports organiques et du sol pour prédire l'amplitude de la stabilisation du sol.

- Abiven, S., S. Menasseri, D.A. Angers, and P. Leterme. 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science* 58:239-247.
- Abiven, S., S. Menasseri, D.A. Angers, and P. Leterme. 2008. A model to predict soil aggregate stability dynamics following organic residue incorporation under field conditions. *Soil Science Society of America Journal* 72:119-125.
- Annabi, M., S. Houot, C. Francou, M. Poitrenaud, and Y.I. Bissonnais. 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal* 71:413-423.
- Cosentino, D., C. Chenu, and Y.I. Bissonnais. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38:2053-2062.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .1. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47:425-437.
- Recous, S., D. Robin, D. Darwis, and B. Mary. 1995. Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 27:1529-1538.



## Distribution, biodisponibilité, dynamique et impact du cuivre sur les communautés microbiennes dans les sols de vigne. Effet du statut organique des sols

NAVEL Aline<sup>1</sup>, DESAUNAY Aurélien<sup>1</sup>, SPADINI Lorenzo<sup>2</sup>, LEJON P.H. David<sup>3</sup>, LAMY Isabelle<sup>4</sup>, VINCE Erwann<sup>1</sup>, LEVEQUE Jean<sup>3</sup>, RANJARD Lionel<sup>3</sup> et MARTINS Jean M.F.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CNRS; Université Grenoble I, UMR5564 LTHE, 1025 Rue de la piscine, BP53, 38041 Grenoble Cedex 9, France. [jean.martins@hmq.inpg.fr](mailto:jean.martins@hmq.inpg.fr)

<sup>2</sup> CNRS; Université Grenoble I. UMR5559 LGIT, Grenoble, France.

<sup>3</sup> INRA-Université Bourgogne, UMR MSE, CMSE, 17 rue Sully, BP-86510, F-21065 Dijon.

<sup>4</sup> INRA- Versailles-Grignon, UR 251, PESSAC, RD 10, F-78026 Versailles Cedex.

Le rôle du statut organique des sols (SOS) dans le devenir et la toxicité du cuivre contenu dans la bouillie bordelaise a été évalué en microcosmes et en lysimètres d'un sol sous vigne amendé avec diverses matières organiques (site expérimental de long terme sur sol limono-argileux). Les microcosmes et les lysimètres du sol ont été contaminés ou non à 240 mg Cu kg<sup>-1</sup> et incubés à 23°C pendant 1 à 12 mois. La distribution (Fig. 1) et la dynamique de la matière organique et du cuivre ont été caractérisées par fractionnement granulométrique et spéciation solide en extraction séquentielles et par spéciation liquide par mesure de concentration de cuivre échangeable total (ICP-AES), libre (électrode sélective) et biodisponible (biosensor). L'impact du cuivre sur les communautés microbiennes a été évalué par des mesures de biomasse microbienne, de dénombrements cellulaires (Fig. 2) et de structure génétique par ARISA (Automated-Ribosomal-Intergenic-Spacer-Analysis). Les résultats ont permis de montrer que le statut organique du sol ou SOS (type, distribution et quantité de MO apportée<sup>1</sup>) contrôle largement la spéciation solide et liquide du cuivre et sa biodisponibilité. Les concentrations en cuivre biodisponible sont apparues bien corrélées aux concentrations de cuivre aqueux et également au cuivre complexé avec la matière organique dissoute (MOD). De manière similaire, l'impact observé sur les communautés microbiennes montre que le SOS contrôle largement la toxicité du cuivre. Le fractionnement granulométrique des sols (Fig. 3) a montré que le cuivre natif ainsi que le cuivre apporté se distribuent majoritairement dans les fractions fines des sols (<20µm) tout comme la matière organique réactive et les microorganismes<sup>2</sup>. Les variations de diversité bactérienne (B-ARISA) observées sont bien corrélées aux concentrations de Cu biodisponible mesurées<sup>3</sup>. Ces variations correspondent à un enrichissement en *Actinobacteria*, principalement dans le sol témoin non amendé, le plus sensible à la contamination. Pour les champignons, au contraire, aucune relation simple n'a pu être observée entre les paramètres biologiques et la spéciation du cuivre, suggérant un contrôle de la sensibilité au cuivre par l'état ou la structure initiale des communautés microbiennes, lui-même contrôlé par l'amendement organique apporté.

---

<sup>1</sup> Lejon D., Sebastia J., Lamy I., Nowak V., Chaussod R., Ranjard L. 2007. Relationships between soil organic status and microbial community density and genetic structure in two agricultural soils submitted to various types of organic management. *Microbial Ecology*. 53, 650-663.

<sup>2</sup> Navel Aline. Impact de la matière organique et de son évolution sur la biodisponibilité et la mobilisation du cuivre par les colloïdes des sols. Rapport de Master 2 Recherche OAH ST Univ. Grenoble I. 26 Juin 2008.

<sup>3</sup> Lejon D.P.H., J.M.F. Martins, J. Lévêque, L. Spadini, N. Pascault, D. Landry, R. Chaussod, and L. Ranjard. Copper dynamics and impact on microbial communities in vineyard soils of variable organic status. *Environ. Sci. Technol.* 42: 2819-2825. 2008.

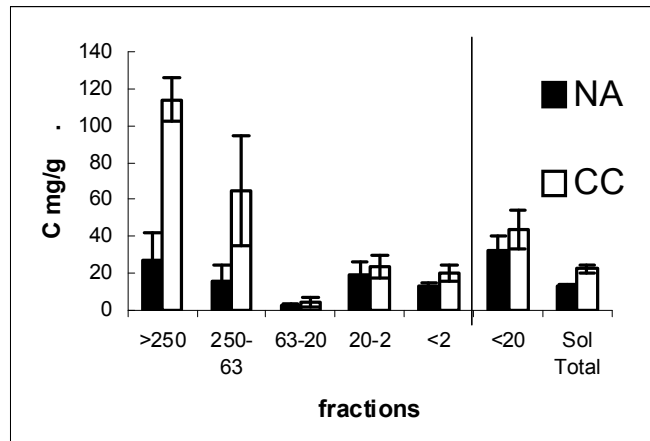


Fig 1. Distribution de la concentration en carbone organique total (mg/g) dans les fractions granulométriques ( $\mu\text{m}$ ) du sol non amendé (NA) et amendé en compost de conifère (CC). Les barres d'erreur représentent les écarts types entre les réplicats. La fraction <20 correspond à la somme des teneurs en C dans les fractions 20-2 et <2 $\mu\text{m}$ .

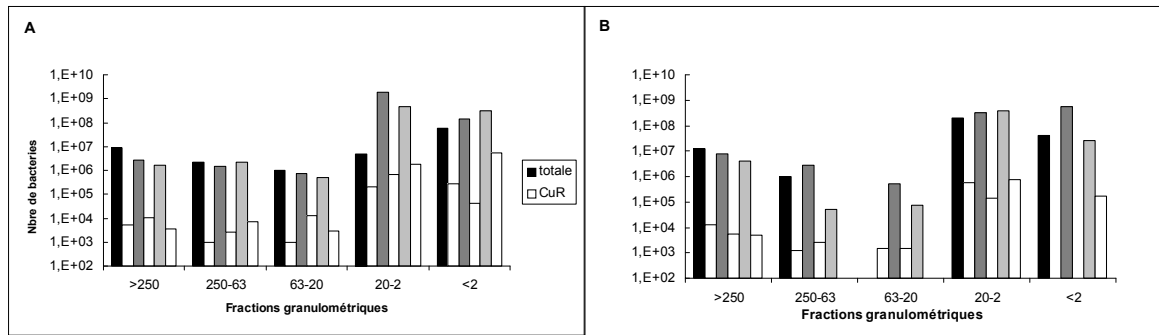


Fig 2. Evolution temporelle (T0j : noir, T7j : gris foncé et T21j : gris clair) de la distribution des bactéries cultivables totales (noir) et résistante au cuivre (blanc) dans les fractions granulométriques du sol. A : sol non amendé. B : sol amendé en compost de conifère.

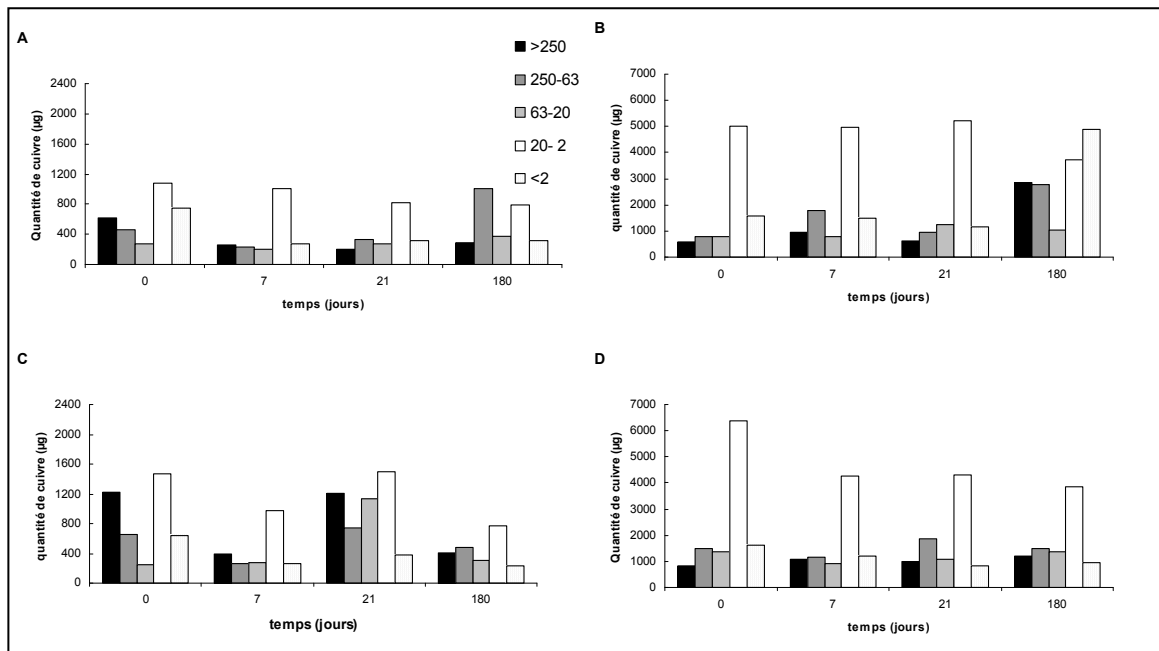


Fig 3. Evolution temporelle de la masse de cuivre dans les fractions granulométriques des sols. A : Sol témoin non amendé et non contaminé, B : Non amendé et contaminé en Cu à 240mg/L, C : amendé en compost de conifère et non contaminé, D : Amendé en compost de conifère et contaminé en Cu à 240 mg/L.

## Modifications des propriétés complexantes des matières organiques dissoutes vis-à-vis du cuivre dans la rhizosphère du blé

BRAVIN Matthieu N<sup>1,\*</sup>, GARNIER Cédric<sup>2</sup>, GERARD Frédéric<sup>1</sup>  
et HINSINGER Philippe<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : UMR ECO&SOLS, INRA-IRD-Montpellier SupAgro, 2 place Viala, 34060 Montpellier, matthieu.bravin@cirad.fr

<sup>2</sup> : Physico Toxico Chimie des Ecosystèmes Naturels, 33098 Talence, philippe.hinsinger@supagro.inra.fr

\* : UPR Recyclage et risque, CIRAD, avenue Agropolis, 34098 Montpellier

### Introduction

Les matières organiques dissoutes (MOD) jouent un rôle fondamental dans la régulation des cycles biogéochimiques des éléments minéraux. Plus particulièrement, leur concentration élevée ainsi que leur forte réactivité dans les sols font des MOD un vecteur de premier ordre dans le transfert des métaux vers les aquifères ou les organismes vivants, i.e. biodisponibilité (Dudal et Gérard 2004).

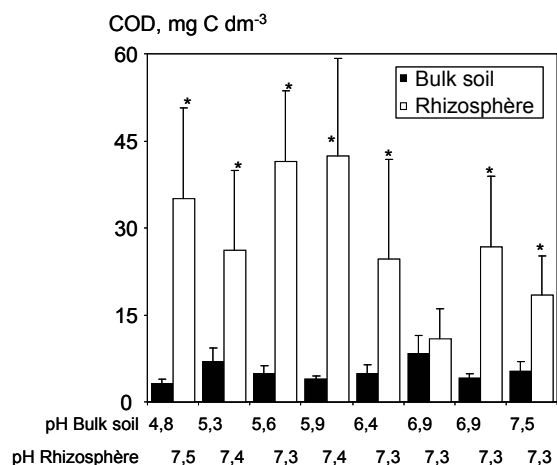
En revanche, l'influence des organismes vivants et notamment des plantes sur la concentration et la réactivité des MOD à l'interface sol-racines, i.e. dans la rhizosphère, reste mal connue.

Ce travail a donc eu pour objectif (i) de mesurer les modifications d'ordre quantitatif (concentration) et qualitatif (réactivité vis-à-vis du cuivre (Cu)) des MOD dans la rhizosphère du blé dur (*Triticum turgidum durum* L.) et (ii) d'évaluer leurs conséquences sur la disponibilité de Cu dans la rhizosphère.

### Matériel et méthodes

Le blé dur a été cultivé à l'aide d'un biotest végétal sur un sol modérément contaminé en Cu ( $184 \text{ mg kg}^{-1}$ ) et chaulé avant culture de manière à couvrir une large gamme de pH (4,5 – 7,5). Ce biotest végétal permet à la fois une récupération facilitée des racines et de la rhizosphère à l'issue de la culture (Chaignon et Hinsinger 2003).

A la récolte, un extrait salin non tamponné,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  2 mM, a été réalisé sur la rhizosphère et le bulk soil de manière à estimer le pH ainsi que les concentrations en MOD, en Cu total et en Cu libre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) en solution. La réactivité des MOD vis-à-vis de Cu en solution a été estimée par mesures voltammétriques (DPASV), ainsi que par la comparaison des spéciations de Cu en solution mesurée et modélisée à l'aide du code de calcul WHAM VI (Tipping 1998).

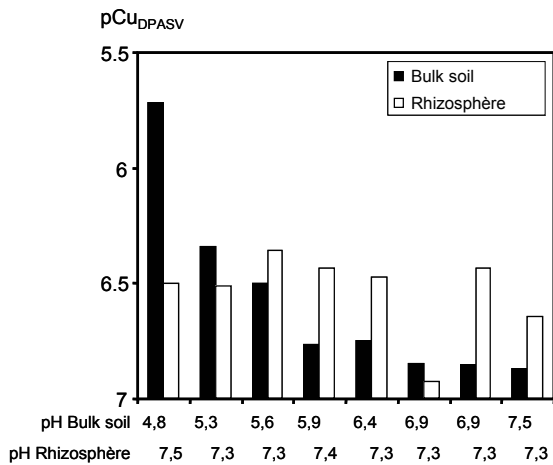


**Figure 1.** Concentration en carbone organique dissous (COD) dans le bulk soil et la rhizosphère en fonction du pH de la solution. Les astérisques symbolisent une différence significative entre le bulk soil et la rhizosphère ( $P < 0,05$ ).

## Résultats et discussion

L'activité racinaire du blé a engendré une alcalinisation de la rhizosphère négativement corrélée au pH initial du bulk soil, se traduisant par un pH final alcalin compris entre 7,3 et 7,5 dans la rhizosphère (résultats non présentés). Ce processus d'alcalinisation s'est montré particulièrement efficace pour limiter la phytodisponibilité de Cu pour le blé dur dans les sols les plus acides (Bravin *et al. in press*).

En revanche, dans les sols neutres à alcalins, la disponibilité de Cu dans la rhizosphère a été principalement influencée par les MOD. Quel que soit le pH initial du sol, la concentration en MOD a été significativement supérieure dans la rhizosphère par rapport au bulk soil (Figure 1). La concentration en MOD dans la rhizosphère a pu être corrélée à la concentration en Cu total en solution, traduisant la capacité des MOD à désorber Cu présent en phase solide. Des résultats similaires avaient déjà été obtenus dans la rhizosphère du maïs (*Zea mays* L.) en sol calcaire (Cattani *et al. 2006*).



**Figure 2.** Concentration en cuivre labile mesurée en voltammétrie (DPASV ;  $E_{dep} = -0,85$  V) dans la solution du bulk soil et de la rhizosphère et exprimée en fonction du pH de la solution.

L'activité de  $Cu^{2+}$  en solution mesurée a été modélisée à l'aide de WHAM VI par ajustement de la réactivité des MOD, ce qui a permis de montrer une réactivité supérieure des MOD dans le bulk soil (64 % de sites réactifs) par rapports à la rhizosphère (37 % de sites réactifs) (résultats non présentés). Les mesures voltammétriques ont mis en évidence une plus forte labilité de Cu dans la rhizosphère pour des pH de la solution supérieurs à 5,5 (Figure 2), pouvant être attribuée à la plus forte labilité des complexes Cu-MOD dans la rhizosphère (résultats non présentés).

## Conclusion

Les racines du blé dur se sont donc montrées capable de modifier à la fois quantitativement et qualitativement les MOD dans la rhizosphère. Ces modifications des MOD ont fortement altéré la disponibilité de Cu (concentration, labilité des complexes Cu-MOD) dans la rhizosphère. Le rôle des MOD dans le déterminisme de la phytodisponibilité de Cu pour le blé dur est apparu particulièrement important dans les sols neutres à alcalins.

## Bibliographie

- Bravin MN *et al. in press* Plant Soil DOI 10.1007/s11104-008-9835-6.
- Cattani *et al.* 2006 Chemo. 64, 1972-1979.
- Chaignon V et Hinsinger P 2003 J. Environ. Qual. 32, 824-833.
- Dudal Y et Gérard F 2004 Earth-Sci. Rev. 66, 199-216.
- Tipping E 1998 Aquat. Geochem. 4, 3-48.

***SESSION 11 : Matières organiques, Biologie des sols***

***AFFICHES***



## **Char Studies Initiative Switzerland (CSI Swiss) : Etude de la décomposition du carbone pyrogénique**

**ABIVEN Samuel<sup>1</sup>, BIRD Jeffrey<sup>2</sup>, SINGH Nimisha<sup>1</sup>, ALTMANN Jens<sup>1</sup>,  
TORN Margaret<sup>3</sup> & SCHMIDT Michael W.I.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Suisse. Samuel.abiven@geo.uzh.ch

<sup>2</sup> Ecole des Sciences de la Terre et de l'Environnement, City University of New-York, Etats-Unis d'Amérique

<sup>3</sup> Laboratoire national Lawrence Berkeley, Division Science de la Terre, Etats-Unis d'Amérique

### **Introduction**

Les projections des changements climatiques à venir prévoient une augmentation de la fréquence des feux de biomasse végétale dans les écosystèmes tempérés. Le carbone pyrogénique (CPy), ensemble des composés aromatiques formés lors de la combustion incomplète de cette biomasse, est un des compartiments les plus méconnus de la matière organique du sol (MOS). La compréhension de la dynamique de décomposition et des mécanismes physiques, chimiques et biologiques de la décomposition de ce CPy est devenue une question clé pour appréhender la stabilisation du C dans les sols.

Dans le même temps, l'apport atmosphérique d'azote minéral augmente en Europe et modifie sensiblement les dynamiques des écosystèmes. En particulier, l'apport d'N semble modifier les dynamiques de décomposition des matières organiques. L'impact de ces apports d'azote n'est cependant pas clair : ils semblent accélérer la décomposition dans certains cas et la ralentir dans d'autres (Reay *et al.*, 2008)

Ce projet propose de suivre la décomposition du CPy sur le long terme et en relation avec des quantités d'apports croissants de dépôts atmosphériques d'azote minéral.

### **Aperçu du projet**

En utilisant des substrats (CPy et bois) fortement marqués <sup>13</sup>C / <sup>15</sup>N (<sup>13</sup>C : 800 ‰, <sup>15</sup>N : 4.2 atom %) dans des mésocosmes installés dans le sol d'un site expérimental du pré-Jura suisse (Laegern, Argovie), nous cherchons à :

(1) quantifier les flux de C et N dans le sol, le CO<sub>2</sub> et la matière organique dissoute (MOD),

(2) identifier les mécanismes de la décomposition du CPy et du bois pour des niveaux différents d'azote minéral apporté.

Les flux de C et N sont mesurés de manière continue (CO<sub>2</sub>, <sup>13</sup>C-CO<sub>2</sub>, <sup>13</sup>C-DOC, <sup>15</sup>N-DON). Les mécanismes de décomposition seront plus particulièrement étudiés sur des échantillons prélevés après 1, 2, 5 et 10 ans. Les communautés microbiennes seront décrites par PLFA (<sup>13</sup>C-, <sup>15</sup>N- PLFA). Les structures chimiques du PyC restant dans le sol seront décrites par la méthode benzene polycarboxylic acids (BPCA ; Brodowski, 2005) et par (CPMAS <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N NMR). Les interactions entre le CPy et la structure du sol seront étudiées par des méthodes de fractionnement physique du sol et par la technologie NanoSIMS.

Ce projet débutant a pour objectif de clarifier les mécanismes de stabilisation de la matière organique du sol et d'aider à améliorer les modèles globaux du cycle du C. Ce projet

est financé par la Fondation National Suisse pour la Science et leur programme spécial Ambizione.

### **References**

- Brodowski S., 2005. Origin, function, and reactivity of black carbon in the arable soil environment. *PhD Thesis, Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 183 p.
- Reay *et al.*, 2008. Global nitrogen deposition and carbon sinks. *Nature Geosciences* 1, 430-437.



## Etude de la décomposition de carbone pyrogénique mélangé à différents substrats organiques en conditions contrôlées

ANDREOLI Romano<sup>1</sup>, ABIVEN Samuel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Switzerland, samuel.abiven@geo.uzh.ch

### Introduction

Dans une étude récente, Wardle *et al.* (2008) ont montré que la présence de carbone pyrogénique modifiait les dynamiques de décomposition de la litière dans un écosystème boréal. Le carbone pyrogénique correspond aux résidus organiques de la combustion incomplète de la biomasse végétale. Il présente des propriétés singulières de stabilité biologique, chimique et physique et pourrait jouer un rôle majeur dans le fonctionnement de certains sols.

La décomposition d'un mélange de différentes sources de matières organiques peut être très différente de la décomposition de ces mêmes matières organiques considérées individuellement. Dans la plupart des cas, les décompositions des différentes sources de matières organiques ne sont pas additives entre elles (Gartner et Cardon, 2004). Le plus souvent, l'interaction entre les matières organiques est positive (décomposition plus importante). Par exemple, la dégradation d'un des résidus rend disponible de l'azote permettant une dégradation plus importante de l'autre résidu (Handayanto *et al.*, 1997). Dans une minorité de cas, il a été observé une interaction négative (décomposition plus faible du mélange). L'hypothèse d'une libération de molécules biocides (par exemple polyphénols) d'un résidu affectant la décomposition de l'autre résidu est alors proposée (Palm et Rowland, 1997).

Cette étude propose d'étudier les interactions entre un substrat pyrogénique, le substrat initial avant pyrolyse (*Picea*) et différentes litières présentant différents teneurs en N et polyphénols extractibles à l'eau.

### Matériel et méthodes

Le dispositif expérimental consiste en une incubation en conditions contrôlées.

La décomposition de bois d'épicéa (*Picea abies* - substrat origine), du charbon produit à partir de l'épicéa, et de 4 types de litière fraîche (épine d'épicéa, feuilles de frêne, feuilles d'aulne, écorce de chêne) a été étudiée individuellement et en mélange (bois ou charbon x type de litière - 1:1 % C) pendant 100 jours à température (23°C) et humidité constante (capacité au champ).

Les 4 types de litière fraîche ont des teneurs différentes en N (aulne > frêne > épicéa > chêne) et polyphénols (chêne > aulne > épicéa > frêne).

La décomposition est estimée à partir du C-CO<sub>2</sub> minéralisé mesuré par la méthode de la conductivité (Wollum et Gomez, 1970). Le sol utilisé dans cette incubation provient du site de Laergern (Argovie, Suisse).

### Résultats et discussion

La décomposition des mélanges contenant les litières de feuilles d'aulne et de frêne (plus riche en azote) est plus importante que les mélanges contenant des épines d'épicéa et de l'écorce de chêne (minéralisation inférieure à 10 %).

Dans tous les cas, on observe une décomposition plus importante du mélange contenant le bois d'épicéa (interaction positive) et plus faible lors que le mélange contient du

charbon (interaction négative - figure 1). Les différences entre les différentes litières dépendent surtout du niveau de décomposition entre les différents substrats initiaux.

Ces résultats contredisent en partie l'étude de Wardle et al. (2008) et montrent la nécessité de prendre en compte la nature intrinsèque des différents substrats décomposant ensemble.

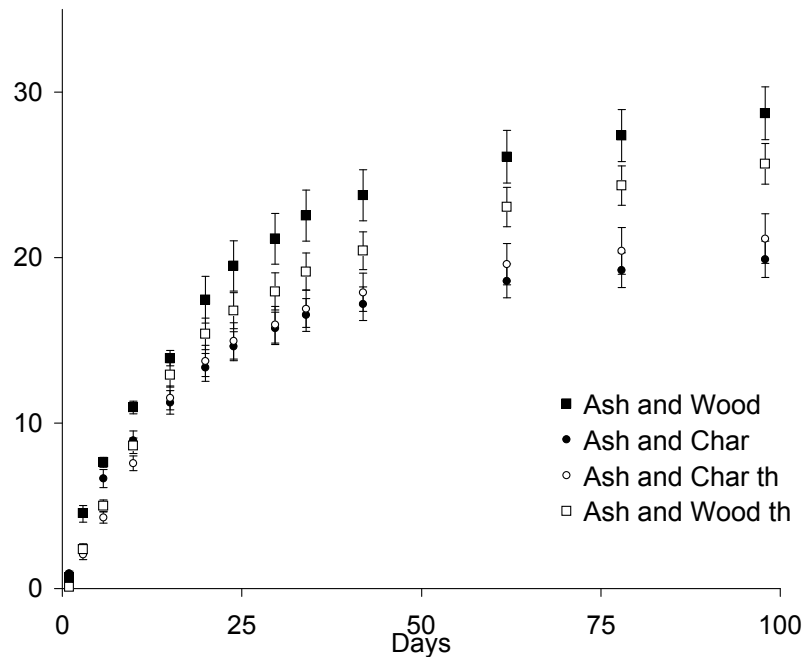


Figure 1 : Minéralisation du C (exprimé en % C-CO<sub>2</sub>/ C total initial) des mélanges de frêne - bois d'épicéa (carré) et frêne - charbon (cercle). Les symboles noirs représentent les valeurs mesurées et les symboles blancs la moyenne arithmétique de la minéralisation des produits mesurée séparément (valeur théorique : th).

## Références

- Gartner T. B. et Cardon Z. G., 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104, 230-246.
- Handayanto E., Giller K. E. et Cadisch G., 1997. Regulating N release from legume tree prunnings by mixing residues of different quality. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1417-1426.
- Palm C. A. et Rowland A. P., 1997, A minimum dataset for characterization of plant quality for decomposition. *Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature*, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 28, 379-392.
- Wardle D. A., Nilsson M. C. et Zackrisson O., 2008. Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus. *Science* 320, 629.
- Wollum A. G. et Gomez J. E. 1970. A conductivity Method for Measuring Microbially Evolved Carbon Dioxide. *Ecology* 51, 155-156.

## Modification de la décomposabilité de plantes prairiales poussant en période de sécheresse

GOUSKOV Boris<sup>1</sup>, HEIM Alexander<sup>1</sup>, ABIVEN Samuel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Suisse. Samuel.abiven@geo.uzh.ch

### Introduction

Les projections des climats futurs en Europe prévoient une augmentation de la fréquence et de la durée des sécheresses. Cette question pourrait être particulièrement sensible dans certains écosystèmes « puit de carbone » comme par exemple les prairies alpines. Les modifications des conditions d'humidité dans le système sol-plante modifieraient à la fois la décomposition des résidus, mais aussi la production de biomasse et donc indirectement la quantité de résidus végétaux entrant dans le sol.

Un autre effet éventuel de la sécheresse est la modification de la qualité intrinsèque de la matière organique entrant dans sol. Lors de la sécheresse, les végétaux modifient la composition de leurs tissus et présentent donc potentiellement une décomposabilité différente des résidus.

Cette étude propose de suivre la décomposition de trois plantes prairiales (*Poa pratensis* L., *Lolium multiflorum* et *Trifolium repens* L.) cultivées (1) sous climat réel et (2) pendant une sécheresse artificielle.

### Matériel et Méthodes

Les trois plantes prairiales (*Poa pratensis* L., *Lolium multiflorum* et *Trifolium repens* L.) ont été prélevées sur le site de Chamau (Zug, Suisse) dans le cadre d'une expérience de simulation de sécheresse en prairies de moyenne montagne (projet NCCR Climate). La sécheresse est simulée en disposant une toile de serre au dessus des parcelles. Ces structures ont été installées en fin de printemps 2006 et 2007 et conservées le temps qu'environ 400 mm de pluie soient interceptés (sur une pluviométrie annuelle de 1200 mm environ). La partie supérieure des plantes a été coupée, puis séchée à 40°C et conservée sèche jusqu'au début de l'expérience. Nous avons utilisé des plantes ayant subi la sécheresse ainsi que des plantes ayant poussé dans des conditions climatiques normales.

Les caractéristiques biochimiques des différentes plantes ont été évaluées par différentes méthodes : C & N, C soluble à 20 °C et spectroscopie DRIFT.

La décomposition a été étudiée au laboratoire lors d'une incubation des matières organiques. Afin d'éviter d'éventuels effets « priming », les résidus ont été incubés dans un substrat ne relâchant pas de carbone dans le milieu (Perlite). Un inoculum préparé à partir du sol du site expérimental a été ajouté au système au début de l'expérience.

La minéralisation du carbone a été mesurée par mesure du CO<sub>2</sub> par la méthode de la conductivité (Wollum et Gomez, 1970). L'évolution de la communauté microbienne a été suivie au cours de la décomposition par le système Biolog.

## Résultats et discussion

Les premiers résultats montrent une différence de comportement entre les plantes (figure 1, exemple de l'année 2007). Nous n'avons pas observé de différences de décomposabilité pour le *Poa* et le *Lolium* cultivés pendant la sécheresse et en conditions normales. Par contre, le *Trifolium* cultivé en condition de sécheresse se décompose plus vite et de façon plus importante (40 % de décomposition en plus après 42 jours d'incubation) que la même plante cultivée en conditions normales.

Les différentes analyses des caractéristiques initiales des résidus pratiquées jusqu'ici (C %, N %, DRIFT) n'ont pas permis de mettre en évidence des différences significatives entre les résidus cultivés sous sécheresse et en conditions normales. L'analyse d'autres paramètres, comme la teneur en polyphénols des plantes, pourrait peut-être expliquer les différences observées.

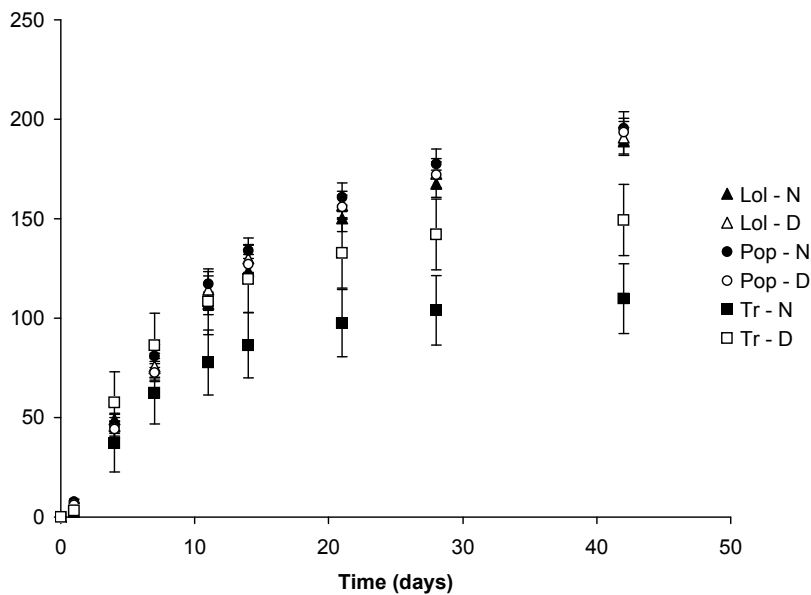


Figure 1 : Minéralisation du C des trois plantes prairiales (Pop : *Poa pratensis* L. ; Lol : *Lolium multiflorum* ; Tr : *Trifolium repens* L.) cultivées en conditions normales (N, symboles noirs) et pendant la sécheresse expérimentale (D, symboles blancs) pendant l'été 2007.

## Références

Wollum A. G. et Gomez J. E. 1970. A conductivity Method for Measuring Microbially Evolved Carbon Dioxide. *Ecology* 51, 155-156.

## Suivi par fractionnement densimétrique de l'incorporation de l'azote de litières de hêtre marquées dans les associations organo-minérales

HATTON Pierre-Joseph<sup>1,2</sup>, DERRIEN Delphine<sup>2</sup>, KLEBER Markus<sup>1</sup>, LAJTHA Kate<sup>3</sup> et ZELLER Bernd<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Department of Crop and Soil Science, Oregon State University, USA

<sup>2</sup> : UR 1138 Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, INRA-Nancy, France.

<sup>3</sup> : Department of Botany and Plant Pathology, Oregon State University, USA

[Pierre-Joseph.Hatton@nancy.inra.fr](mailto:Pierre-Joseph.Hatton@nancy.inra.fr)

En raison de leur biochimie, les composés azotés du sol sont considérés comme majoritairement labiles et biodégradables. En dépit des difficultés rencontrées pour les quantifier (Rillig et al., 2007), de nombreuses études ont montré leur remarquable stabilité (Sollins et al., 2007). Cette dernière peut, entre autres, s'expliquer par interaction avec des phases minérales et par formation de complexes organo-minéraux. Afin d'explorer la part des associations organo-minérales dans la stabilisation de l'azote, nous avons réalisé *in situ* des incubations de litières de hêtre marquées au <sup>15</sup>N sur 2 sols forestiers acides (Zeller et al., 2001) : Ebrach (Allemagne) et Fougères (France). Huit et douze ans après application des litières marquées, les échantillons ont été collectés sur les premiers 2,5 cm de l'horizon A. Nous avons suivi l'incorporation du marqueur <sup>15</sup>N dans des fractions de densité croissante ségréant la matière organique (MO) libre (fractions légères) et les associations organo-minérales (fractions denses). Nous avons mesuré les caractéristiques organiques (concentrations en C, N et ratio C/N) et minérales (oxalate et dithionite) sur chaque fraction isolée. Sur les témoins non marqués, nous avons suivi les bio marqueurs de qualité de la MO (abondance naturelle en <sup>13</sup>C et <sup>15</sup>N). Sur les échantillons marqués, les suivis du traceur <sup>15</sup>N et de l'azote total ainsi que leurs distributions relatives ont été réalisés.

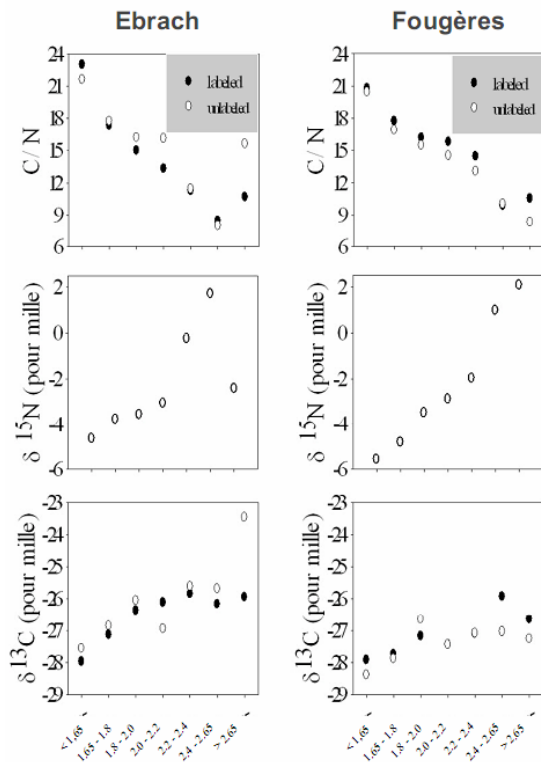
Nous observons sur les témoins non marqués une augmentation conjointe des  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  concomitante à une diminution du ratio C/N. Ceci dénote un accroissement du caractère microbien de la MO à mesure que la densité des fractions augmente, suggérant un arbitrage microbien des interactions organo-minérales.

Dans la fraction la plus dense d'Ebrach, contenant les minéraux de forte réactivité, le caractère microbien de la MO s'estompe au profit d'une MO davantage caractéristique des débris végétaux.

Dans les deux sols marqués, nous observons que le traceur <sup>15</sup>N a été incorporé dans toutes les fractions. Deux tiers du <sup>15</sup>N se trouvent dans les fractions légères pauvres en minéraux, concentrant la MO libre. Le tiers restant est incorporé dans les fractions denses, au sein d'associations organo-minérales, dénotant une certaine dynamique de ces fractions supposées stables à l'échelle de la décennie.

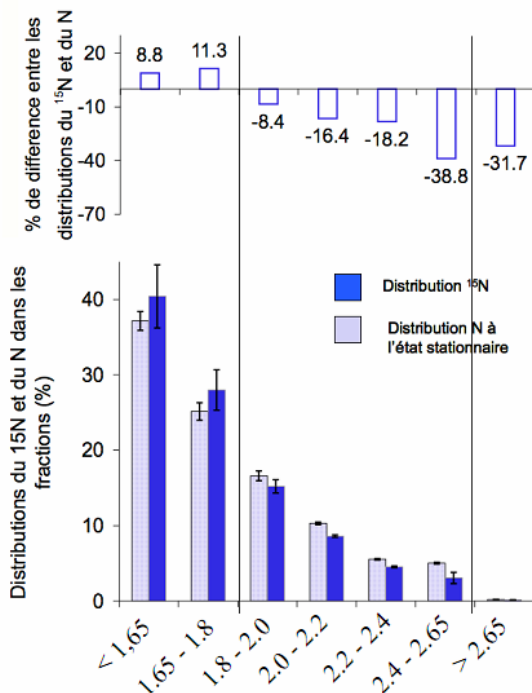
Nous en déduisons que les associations organo-minérales sont, pour partie, constituées d'un pool dynamique de MO dont l'importance croît à mesure que la densité diminue. Cependant, à Ebrach, après 12 ans, le renouvellement devient plus important dans la fraction contenant les minéraux de forte réactivité.

Ainsi, contrôle minéral (adsorption à la surface des minéraux) et arbitrage microbien (nature, chimie et degré de transformation des molécules) semblent être deux facteurs déterminant pour l'incorporation de l'azote dans les associations organo-minérales à l'échelle de la décennie. Il reste cependant à déterminer la part respective de ses deux facteurs le long du profil densitométrique.

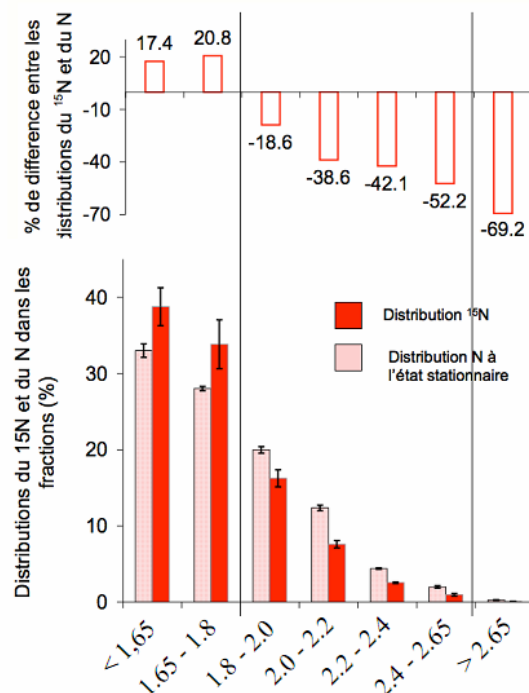


**Figure 1 :** Caractéristiques de la matière organique (C/N et biomarqueurs de qualité) de deux sols forestiers acides (Ebrach et Fougères) le long du profil densitométrique (n=3). La densité est exprimée en  $\text{g.cm}^{-3}$ .

**Ebrach : 12 ans d'incubation**



**Fougères : 8 ans d'incubation**



**Figure 2 :** Distributions relatives de l'azote total et du traceur  $^{15}\text{N}$  le long des profils densitométriques de Ebrach et de Fougères (deux aloccrisols) et différence absolue entre les deux distributions (n=3). La densité est exprimée en  $\text{g.cm}^{-3}$ .

Rillig, M. C., B. A. Caldwell, et al. (2007). "Role of proteins in soil carbon and nitrogen storage: controls on persistence." *Biogeochemistry* **85**: 25-44.  
 Sollins, P., C. Swanston, et al. (2007). "Stabilization and destabilization of soil organic matter - a new focus." *Biogeochemistry* **85**: 1-7.  
 Zeller, B., M. Colin-Belgrand, et al. (2001). "Fate of nitrogen from  $^{15}\text{N}$ -labeled litter in European beech forests." *Tree Physiology* **21**: 153-162.

## Solubilité du carbone pyrogénique dans les sols : aspects quantitatifs et qualitatifs

HENGARTNER Pascal<sup>1</sup>, SCHNEIDER Maximilian<sup>1</sup>,  
SINGH Nimisha<sup>1</sup> & ABIVEN Samuel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Switzerland, samuel.abiven@geo.uzh.ch

### Introduction

Le carbone pyrogénique (CPy) correspond aux résidus organiques de la combustion incomplète de la biomasse végétale. Jusque récemment, cette fraction de la matière organique des sols était considérée comme passive, récalcitrante et donc stable dans les sols.

Ces dernières années, plusieurs auteurs ont mis en évidence une dégradation biotique (Baldock et Smernik, 2002 ; Hamer *et al.*, 2004) et/ou abiotique ( par exemple : Smith et Chughtai 1996) significative de ces composés. De plus, on retrouve des biomarqueurs dérivés de ce CPy dans des eaux de surface et marines, ainsi que dans des sédiments (par exemple : Hockaday *et al.*, 2006), preuve que des fractions de ce CPy pouvaient se retrouver transportées dans le sol et le sous-sol.

Les mécanismes et les quantités mises en jeu par ce transport de CPy vers le sous-sol restent méconnus. Ils jouent pourtant un rôle fondamental dans la re-distribution de ces composés dans le sol et plus largement dans l'environnement.

Cette étude vise à estimer les quantités et les caractéristiques de la fraction soluble et colloïdale du CPy. Elle consiste à estimer la fraction extractible et transportable par l'eau à partir d'un substrat pyrogénique. Elle se déroule dans le cadre du programme de recherche « CSI Swiss » financé par le Fond National Suisse pour la Science.

### Matériel et méthodes

Le substrat utilisé ici fait partie des standards internationaux définis par le *Black Carbon steering committee* en 2002. Le charbon a été préparé à partir de copeaux de châtaignier (*Castanea sativa* Mill.). La méthode de pyrolyse est la même que celle proposée par Hammes *et al.* (2006) : 450°C pendant 16 heures sans oxygène. Le CPy a été ensuite moulu (< 1mm) pour homogénéiser le substrat.

Dans un premier temps, la fraction extractible et transportable par l'eau a été estimée au laboratoire par une expérience en batch. Différents temps d'extraction et ratios eau / substrat ont été testés. Une extraction de 8 heures avec un ratio de 0,16 g charbon ml eau<sup>-1</sup>, optimal dans notre dispositif expérimental, a été utilisée dans la suite de notre expérimentation.

Les suspensions eau-charbon ont été ensuite filtrées à 0,45 µm (fraction soluble) et 5 µm (fraction colloïdale).

Le CPy dans les différentes fractions a été mesuré par bilan de masse et caractérisé par les teneurs en C, N et par la méthode benzene polycarboxylic acids (BPCA ; Brodowski, 2005). Cette méthode permet de mesurer les acides polycarboxyliques, considérés comme marqueurs spécifiques du CPy. La méthode consiste en une digestion acide des composés aromatiques, puis en une quantification des acides polycarboxyliques issus de cette digestion par GC – FID. Dans cette étude, nous avons adapté cette méthode aux petits composés pyrogéniques.

En parallèle, cette fraction soluble du CPy sera mesurée dans le Carbone Organique Dissous (COD) issus de mésocosmes amendés de CPy marqué  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  sur le site de Laegern (Argovie, Suisse).

### Premiers résultats

Dans notre étude au laboratoire, la partie dissoute correspondait à environ 1 pour mille de la masse initiale de charbon (figure 1). Cette fraction présentait une teneur faible en carbone (38 % contre 66 % dans le charbon initial) et forte en azote (0.66 % contre 0.07 % dans le charbon initial). Les biomarqueurs spécifiques du CPy ne représentaient que 1 % de la masse totale du carbone dissous.

La mesure de la fraction colloïdale et l'étude au champ nous permettra de compléter ce bilan de masse et de comprendre comment le CPy peut être transporté en profondeur.

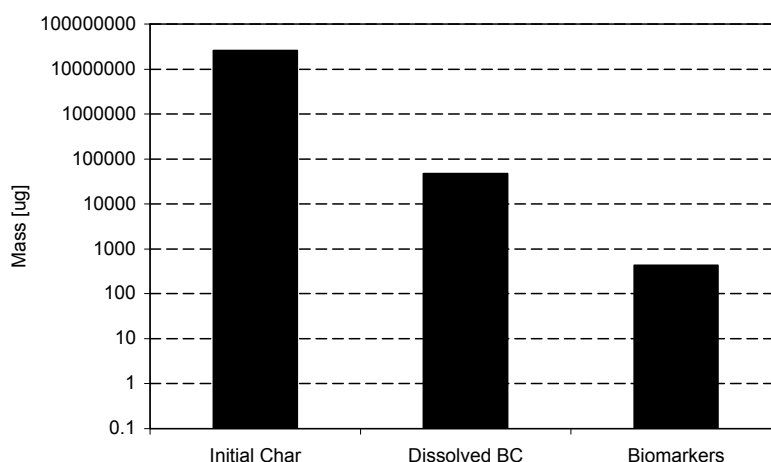


Figure 1 : Masse solide recouvrée à partir de 25 g de charbon dans la partie dissoute (dissolved BC) et sous forme de biomarqueurs spécifiques de CPy (Biomarkers). Echelle logarithmique.

### Références

- Baldock J. A. et Smernik R. J., 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33: 1093-1109.
- Brodowski S. 2005. *Origin, function, and reactivity of black carbon in the arable soil environment*. PhD Thesis, Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, pp. 183.
- Hamer U., Marschner B., Brodowski S., et Amelung W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Organic Geochemistry* 35: 823-830
- Hammes K., Smernik R.J., Skjemstad J.O., Vogt U.F. et Schmidt M.W.I., 2006. Synthesis and characterisation of laboratory-charred grass straw (*Oryza sativa*) and chestnut wood (*Castanea sativa*) as reference materials for black carbon quantification. *Organic Geochemistry* 37: 1629-1633.
- Hockaday W. C., Grannas A.M., Kim S. et P. G. Hatcher, 2006. Direct molecular evidence for the degradation and mobility of black carbon in soils from ultrahigh-resolution mass spectral analysis of dissolved organic matter from a fire-impacted forest soil, *Org. Geochemistry* 37: 501 – 510.
- Smith, D. M., et A. R. Chughtai, 1996. Reaction kinetics of ozone at low concentrations with n-hexane soot, *Journal of Geophysical Resources*, 101, 19, 607 – 620.



## **Contribution à l'étude de la dynamique de la matière organique des sols d'un agro-écosystème situé dans la région d'El-tarf (Nord Est de l'Algérie)**

**SAMAR Mohamed Faouzi<sup>1</sup>, BENSLAMA Mohamed<sup>2</sup>, KHEIRELINE Wafa<sup>1</sup>,  
BOUZIANE Wafa<sup>1</sup>**

1 : Centre Universitaire EL-tarf, Institut des sciences Agronomiques, El-Tarf, ALGERIE

2 : Université Badji Mokhtar, Institut des sciences naturelles, Annaba, ALGERIE

Notre zone d'étude est située dans le Nord Est de l'Algérie (N36°45'54" - N36°43'30") (E7°56'42" - 7°51'18") dans une région connue comme étant le périmètre irrigué de la Bounamoussa. Ce dernier est limité au nord par le cordon dunaire côtier, par les Monts de Cheffia au sud, les Monts de l'Edough à l'Est et la RN 16 à l'Ouest. Il est traversé par deux Oueds (Seybouse et Bounamoussa).

Le périmètre est localisé dans la zone à climat de type méditerranéen à hiver humide et doux et Eté chaud et sec

La pédologie de la zone d'étude est caractérisée par la présence de trois classes de sols d'après la classification d'Aubert (1965) :

- Classe des sols peu évolués
- Classe des vertisols
- Classe des sols à humus évolué.

Les aptitudes culturales du périmètre sont conditionnées par deux facteurs :

- La texture lourde de tous les sols
- La teneur élevée en calcaire des sols peu évolués.

L'utilisation des sols concerne l'arboriculture représentée principalement par les agrumes, les cultures maraîchères représentées en tête par la tomate industrielle, et enfin la céréaliculture avec le blé et l'avoine.

### **Protocole d'échantillonnage**

Nous avons stratifié notre région d'étude et délimité des zones homogènes en se basant sur deux descripteurs : le type de sols et leur occupation. Le prélèvement des échantillons est effectué d'une manière aléatoire dans chaque strate homogène.

Les prélèvements sont réalisés grâce à une tarière sur un profil cultural de 60 cm (20-40-60 cm), durant la période humide (février - avril).

### **Fractionnement et dosage de la matière organique**

Le fractionnement des matières humiques du sol comporte des extractions successives. Pour notre travail nous avons retenu le protocole de la méthode Dabin – Perraud (Dabin, 1976). Cette méthode utilise l'acide phosphorique (concentration 2 M) pour séparer les matières végétales libres et les acides fulviques libres. L'extrait pyrophosphate 0,1 M et l'extrait soude 0,1 N fournissent chacun séparément une fraction d'acides humiques et une fraction d'acides fulviques. Le carbone résiduel de la matière minérale mesure l'humine. Le dosage du carbone des fractions est réalisé par la méthode Anne Mathieu et Pieltain (2003).

Les résultats du fractionnement de la matière organique pour les différents profils étudiés ont révélé une expression presque similaire caractérisée par la dominance de la fraction légère de la matière organique et la fraction fixée (Humine).

Les valeurs des taux d'humification et polymérisation nous ont renseignées sur une cinétique de dégradation faible caractérisant les sols de la région d'étude.

Les conditions de dégradation de la matière organique et son évolution sont liées aux caractéristiques pédoclimatiques ainsi que les conditions d'hydromorphie.

La zone étudiée est caractérisée par la dominance des sols lourds et des fréquences d'inondation importantes. Ces facteurs peuvent expliquer la situation de la matière organique rencontrée. Les pratiques culturales constituent également une piste à explorer pour l'explication du statut de la matière organique et sa dynamique dans la région étudiée.

### **Références bibliographiques**

Dabin (B) ,1976.-Méthode d'extraction et de fractionnement des matières humiques du sol. Application à quelques études pédologiques et agronomiques dans les sols tropicaux. Cahiers ORSTOM, sér.Pédol.,vol.XIV,n°4 :287-297.

Mathieu (C) et Pieltain (F),(2003).-Analyse chimique des sols. Méthodes Choisies. Edition TEC&DOC.

Aubert (G), 1965. CLASSIFICATION DES SOLS. Tableaux des Classes, Sous-classes, Groupes et Sous-groupes de Sols.utilisés par la Section de Pédologie de l'O.R.S.T.O.M. Cahiers O.R.S.T.O.M. - Série Pedologie - 1965, III, no 3.

### **Mots clefsBP 30**

Sol – matière organique – fractionnement

***SESSION 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols***

**COMMUNICATIONS ORALES**



## **Variabilité intraparcellaire des états de surface du sol en contexte de Techniques Sans Labour [TSL]. Impacts sur le ruissellement et l'érosion**

**ARMAND Romain<sup>1</sup>, AUZET Anne-Véronique<sup>1</sup>, BOCKSTALLER Christian<sup>2</sup>**

1 : Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg  
UMR 7517 Université de Strasbourg/CNRS, UFR de Géographie, 3 rue de l'Argonne, 67 083  
Strasbourg ; rarmand@unistra.fr – auzet@unistra.fr

2 : INRA, UMR Nancy-Université - INRA Agronomie et Environnement Nancy Colmar  
BP 20507, 68021 Colmar Cedex, bockstal@colmar.inra.fr

Les Techniques Sans Labour [TSL] connaissent un essor important en Europe tempérée depuis une vingtaine d'années. Caractérisées par un travail du sol sans retournement et la présence de résidus végétaux en surface [mulch], l'utilisation des TSL est motivée par des raisons économiques (économie de temps et de charges), agronomiques (maintien de la matière organique à proximité de la surface, amélioration de la structure) et/ou environnementale (protection contre l'érosion).

Si les études expérimentales concluent toutes à une diminution forte de l'érosion, les effets sur la formation du ruissellement sont plus contrastés (Tebrugge and During, 1999; Labreuche *et al.*, 2007). Les facteurs explicatifs concernent essentiellement :

- l'amélioration du taux de matière organique dans les premiers centimètres et son impact sur la stabilité structurale ;
- la création d'une porosité d'origine biologique améliorant l'infiltration dans l'ensemble du profil.

Cette double action est sensible à moyen terme (>5ans), c'est pourquoi la majorité des travaux porte sur des essais de longue durée. Peu d'informations sont disponibles à court terme, dans une période où les états de surface du sol restent un facteur essentiel de contrôle de l'infiltration et du ruissellement (Strudley *et al.*, 2008).

Ce travail vise à étudier l'effet des TSL sur les états de surface du sol [EDS] et le ruissellement, en tenant compte de l'organisation spatiale observée au sein-même des parcelles en contexte de plantes sarclées (interrang, ligne de semis, trace de roue ; dénommés « motifs », par la suite).

### **Méthodes de mesure et d'observation**

Les expérimentations sont localisées dans des secteurs de collines limoneuses d'Alsace, essentiellement cultivées en monoculture de maïs grain. Elles sont régulièrement affectées par des coulées d'eau boueuse, survenant pour l'essentiel entre fin avril et la mi-juillet lorsque les sols nus ou peu couverts sont exposés aux orages de printemps (>100 mm/h en pointe). Le dispositif d'études comprend deux sites (Landser et Neewiller-Près-Lauterbourg) où ont été installées :

- des placettes d'observation des EDS (0.5 m<sup>2</sup>) ;
- des parcelles expérimentales de 22.5 m<sup>2</sup> (2.25 m de large ; 10 m de long) afin de collecter le ruissellement sous pluies naturelles (pas d'enregistrement en continu).

Les relevés d'EDS sont réalisés tous les 20 à 30 mm de pluie cumulées, à partir du semis (état initial) jusqu'à la couverture complète du sol par la végétation en juillet (état final). Les observations d'EDS sont effectuées en suivant le protocole d'observations développé dans le cadre du programme de recherches RIDES<sup>1</sup>. Les descripteurs utilisés sont l'état hydrique,

---

<sup>1</sup> Ruissellement, Infiltration et Dynamique des Etats de Surface

l'extension des différents types de croûte, la couverture en résidus végétaux, une estimation visuelle du microrelief, la présence et la densité de macropores.

Les données ont été intégrées à une base de données puis analysées grâce à une classification ascendante hiérarchique afin de dégager des « types d'EDS » à mettre en relation avec les différentes modalités culturales.

### Résultats

La variabilité des EDS selon les techniques culturales est importante. Les croûtes sédimentaires, qui attestent de la formation d'un excès d'eau en surface, sont très développées en système conventionnel, peu développées en TSL, et quasiment absentes en semis-direct.

La couverture en résidus végétaux constitue un facteur limitant la formation des croûtes sédimentaires (Figure 1). Quand la couverture de mulch dépasse 30%, le développement des croûtes sédimentaires est fortement limité.

Si l'on compare les EDS selon les pratiques, on note que :

- l'extension des croûtes sédimentaires est très importante (quasiment 100%) sur les lignes de semis en labour et en TSL à l'exception du semis-direct (absence de croûte sédimentaire) ;
- En labour et en TSL, les différences d'EDS sont peu marquées sur les traces de roue et *a fortiori* sur les lignes de semis. A l'inverse, les différences sont plus importantes sur les zones d'interrangs.

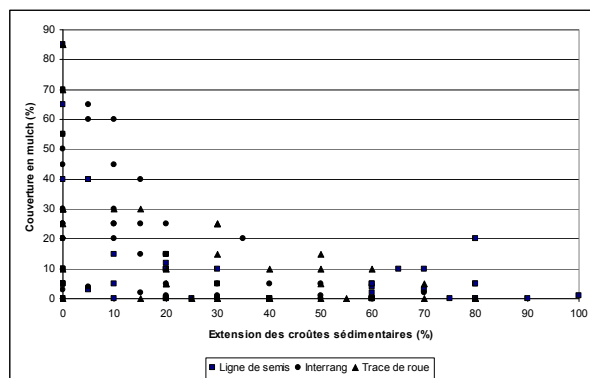


Figure 1 – Croûtes sédimentaires et couverture en résidus végétaux observées en fin de suivi

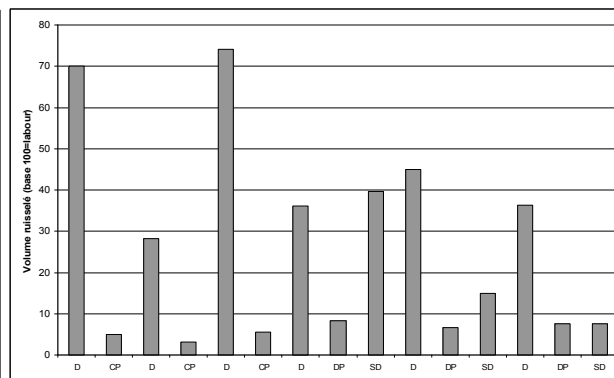


Figure 2 – Ruissellement mesuré par épisode pluvieux. (D : Déchaumeur ; CP : Charrue Express Perrein ; DP : décompacteur ; SD : Semis-direct

L'étude des volumes ruisselés (Figure 2) montre une réduction significative du ruissellement en TSL et *a fortiori* en semis-direct. Les valeurs importantes de ruissellement mesurées sur l'une des modalités de TSL (utilisant un déchaumeur) sont à relier à un faible couvert en résidus végétaux ( $\pm 15\%$ ). La variabilité des EDS des interrangs est la plus à même d'expliquer la variabilité des volumes ruisselés.

### Conclusion

Les mesures réalisées sur des sols limoneux de secteurs de colline d'Alsace confirment une diminution du ruissellement en TSL, pour des épisodes pluvieux de faible cumul (<10 mm). Cette diminution est à mettre en relation avec une moindre dégradation des EDS en TSL sur les zones d'interrangs qui présentent un très faible développement des croûtes sédimentaires.

### Références bibliographiques

- Labreuche, J. *et al.*, 2007. Évaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) en France. ADEME, 390 p.
- Strudley, M.W., Green, T.R. and Ascough, J.C., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil & Tillage Research*, 99(1): 4-48.
- Tebrugge, F. and During, R.A., 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research*, 53(1): 15-28.

## Prédire la stabilité structurale pour optimiser la gestion organique des sols

DARBOUX Frédéric<sup>1</sup>, DUVAL Odile<sup>1</sup>, MARTIN Manuel<sup>2</sup>, JACQUOT Sophie<sup>3</sup>  
LE BISSONNAIS Yves<sup>4</sup> et CHENU Claire<sup>5</sup>

<sup>1</sup> : UR 0272 Science du sol, INRA, Centre de recherche d'Orléans, CS 40001, F-45075 Orléans cedex 2. [Frederic.Darboux@orleans.inra.fr](mailto:Frederic.Darboux@orleans.inra.fr)

<sup>2</sup> : US 1106 InfoSol, INRA, Centre de recherche d'Orléans, CS 40001, F-45075 Orléans cedex 2

<sup>3</sup> : Mapmo, Université d'Orléans, BP 6759, 45067 Orléans cedex 2

<sup>4</sup> : LISAH, INRA, Campus AGRO - Bât. 24, 2 place Viala, F-34060 Montpellier cedex 1

<sup>5</sup> : BioEMCo, AgroParisTech, Bâtiment EGER, F-78850 Thiverval Grignon

### Introduction

L'érosion hydrique et la diminution des teneurs en matières organiques des sols sont deux phénomènes intrinsèquement liés. Augmenter la teneur en matières organiques induit une augmentation de la stabilité structurale, diminuant ainsi la sensibilité du sol à l'érosion.

Le projet MOST « Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols » (financé par GESSOL2), cherche à optimiser les apports de matières organiques afin de maximiser leurs effets sur la stabilité structurale. Dans ce cadre, nous avons construit une base de données de stabilité structurale à partir des mesures effectuées en particulier par les membres du projet MOST et par le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (financé par le GISSOL).

L'analyse statistique de cette base de données nous permet 1) de définir les facteurs contrôlant la stabilité structurale et de mesurer leur influence relative, 2) de définir l'indice de stabilité structural le plus pertinent et 3) de proposer des fonctions de pédo-transfert (FPT) permettant d'optimiser la quantité d'amendements organiques apportés afin d'atteindre une teneur en carbone organique permettant d'atteindre le niveau de stabilité structurale visé.

### Matériels et méthodes

Une base de données nommée Agresta a été constituée. Elle comprend actuellement 480 échantillons de sol provenant essentiellement d'horizons de surface de sols cultivés de France métropolitaine. Une quarantaine de variables renseignent le sol, sa localisation, ses caractéristiques physico-chimiques et les valeurs de chacun des trois tests de stabilité structurale (Afnor, 2005). Les sols de la base couvrent une large gamme de texture (Figure 1). Les textures les plus représentées sont les limons moyens, les limons argileux et les argiles limoneuses. Le pourcentage de limon est majoritairement compris entre 40 et 80. Le carbone organique est compris entre 0,30 % et 6,72 % avec une moyenne de 1,44 %.

L'analyse statistique a été faite par modélisation linéaire afin de mettre en évidence l'influence des variables sur la stabilité structurale. Presque toute la procédure est effectuée avec le logiciel R. Elle permet de prendre en compte à la fois des variables quantitatives (tel que pH) et qualitatives (comme le type de culture).

### Résultats et discussion

L'analyse statistique par modélisation linéaire a porté sur les trois tests de stabilité. Dans chaque cas, des coefficients de régression ajustés satisfaisants ont été obtenus. Deux exemples de FPT pour le test humectation rapide sont indiqués ci-après, en prenant l'indice classique MWD (diamètre moyen pondéré après désagrégation) dont les valeurs les plus élevées indiquent une forte stabilité structurale, et un indice correspondant à la fraction cumulée inférieure à 0,1 mm, dont les valeurs les plus élevées indiquent une faible stabilité structurale.

$MWD_{[HumecRapid]} = 0,34 \text{ Corg} + 0,008 \text{ Argile} + \text{Type\_culture}$	$R^2 = 0,87$
$\text{Fraction}<0,1\text{mm}_{[HumecRapid]} = -7,18 \text{ Corg} - 0,23 \text{ Argile} + \text{Type\_culture}$	$R^2 = 0,98$

Il ressort que le carbone organique (Corg) est le facteur principal pour la prédiction de la stabilité. La texture (teneur en argile) et le type de culture (grande culture ou forêt-prairie) sont aussi des facteurs explicatifs, mais de moindre importance.

Le MWD (diamètre moyen pondéré) est bien expliqué ( $R^2 = 0,87$ ) par les trois variables ci-dessus. L'analyse a aussi porté sur d'autres indices de la stabilité structurale : pourcentage des fractions individuelles et pourcentage des fractions cumulées. La fraction cumulée inférieure à 0,1 mm est celle qui obtient le meilleur coefficient de régression ajusté ( $R^2 = 0,98$ ). Au contraire, les pourcentages en fractions grossières sont beaucoup moins bien expliqués par les variables introduites dans la base de données Agresta. Pour chacune des FPT établies, le signe des régresseurs confirme l'effet positif des teneurs en carbone organique et en argile sur la stabilité de la structure.

Si le MWD est l'indice recommandé par la norme Afnor, on aurait intérêt, dans certains cas à utiliser un autre indice. Cependant, cela reste à préciser car pour certains processus (érosion des sols en particulier), le MWD a montré un pouvoir explicatif plus important qu'une fraction cumulée.

Enfin, on prendra soin de noter que si le coefficient de régression peut apparaître comme très élevé, l'intervalle de prédiction reste large (Figure 2). Cela signifie que le pouvoir prédictif des FPT produites pourrait être amélioré, en prenant en compte de nouvelles variables. En particulier, si l'analyse de la base Agresta montre l'influence prépondérante de la teneur en matières organiques, aucune information n'était disponible sur les types de matière organique. La seconde source pouvant être responsable de la largeur de l'intervalle de prédiction pourrait être le climat. Si des suivis de terrain ont déjà montré une forte variabilité de la stabilité structurale au cours de l'année, le déterminisme reste à rechercher. Seule une étude spécifique pourra préciser cet aspect et éventuellement définir les nouvelles variables à prendre en compte pour améliorer les FPT de la stabilité structurale.

### Conclusion

Sur la base des FPT proposées, on peut optimiser la quantité d'amendements organiques apportés. En gérant les apports de façon optimale, on pourra ainsi limiter la sensibilité des sols à l'érosion. La largeur des intervalles de prédiction montre que des facteurs non pris en compte actuellement pourraient être intégrés.

### Bibliographie

Afnor (2005) – Norme NF X31-515. Mesure de la stabilité d'agrégats de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion hydrique. Juin 2005.

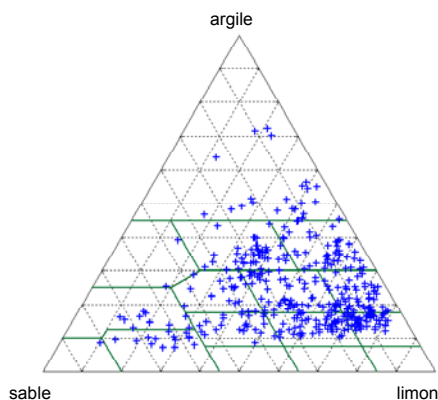


Figure 1 : Texture des échantillons présents dans la base Agresta (triangle Jamagne, 1967)

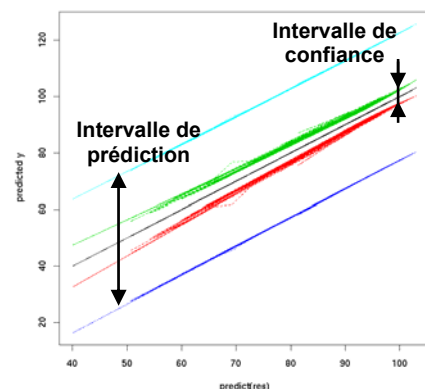


Figure 2 : Intervalle de confiance et de prédiction pour la FPT « Fraction  $<0,1\text{mm}_{[HumectRapid]} = -7,18 \text{ Corg} - 0,23 \text{ Argile} + \text{Type\_culture}$  »



## Quantification et caractérisation de la variabilité de l'érosion pluri-décennale des parcelles de vigne à l'échelle d'une petite région

PAROISSIEN Jean-Baptiste<sup>1\*</sup>, LAGACHERIE Philippe<sup>1</sup> et LE BISSONNAIS Yves<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : INRA Laboratoire d'Etude des Interactions Sols, Agrosystèmes, Hydrosystèmes, campus de la Gaillarde, 34060 Montpellier

\* : Actuellement : UR Science du Sol – INRA ; CS 40001 – Ardon ; F-45075 Orléans Cedex 2  
Auteur correspondant : Philippe Lagacherie ([lagache@supagro.inra.fr](mailto:lagache@supagro.inra.fr))

### Introduction

L'érosion des sols cultivés représente un risque important pour les collectivités et les espaces agricoles. C'est particulièrement le cas dans le contexte viticole où les pertes de terre enregistrées par plusieurs auteurs sont nettement supérieures aux moyennes des grandes cultures (Cerdan et al., 2003).

Dans ce contexte a priori à risque, quantifier l'érosion est un préalable nécessaire pour comprendre les phénomènes d'érosion et développer une base de données de référence pour la validation de modèles d'érosion. Les méthodes de quantification employées par les équipes de recherches sont essentiellement basées sur la mesure directe du déplacement de matière dans l'environnement (mesure des flux solides sur placettes par exemple), limitant la représentativité spatiale et temporelle de la mesure de l'érosion.

En revanche, la pérennité du système cultural viticole fournit un élément de mesure qui permet de quantifier et spatialiser l'érosion pluri-décennale. Dans cette étude, nous avons adapté et testé une méthode qui exploite le bio-marquage des ceps de vignes pour : i) quantifier l'érosion pluri-décennale affectant les parcelles viticoles, ii) caractériser la variabilité spatiale de cette érosion aux échelles intra-parcellaire et de la petite région et iii) identifier les déterminants naturels et anthropiques affectant cette variabilité.

### Matériels et méthodes

L'étude est réalisée sur un échantillon de 49 parcelles situé dans le bassin versant de la Peyne (100 km<sup>2</sup>), dans la vallée de l'Hérault, à 60 km à l'ouest de Montpellier. La méthode de quantification s'appuie sur la « Stock Unearthing Measurement » développée par les travaux de Brenot et al. (2008) sur les versants viticoles de Bourgogne. Cette méthode de type dendrogéomorphologique se base sur le marqueur spatio-temporel du bourrelet de greffe pour mesurer et spatialiser l'érosion pluri-décennale d'une parcelle viticole. La mesure du déchaussement des ceps de vignes permet 1) de calculer des indicateurs quantitatifs de l'érosion pour chaque parcelle étudiée (ex : vitesse d'érosion moyenne depuis la plantation) et 2) d'apprécier la structure spatiale de l'érosion au sein des parcelles grâce à la spatialisation des hauteurs de déchaussement (Etat Erosif Parcelaire). Par le biais de méthodes mono- et multi-factorielles, ces nouvelles informations sont mises en relations avec différents facteurs explicatifs de l'érosion disponibles sur la zone : facteurs topographiques (pente, longueur de pente), pédologiques (battance, érodibilité) et anthropiques (nature des interfaces entre parcelles).

### Résultats

L'application de cette méthode révèle une érosion moyenne importante de 9 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> avec une forte variabilité entre les parcelles (de -20 à 46 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) (Figure 1). Les facteurs explicatifs étudiés, tout en étant corrélés significativement pour certains avec les valeurs d'érosion, ne permettent pas d'expliquer la totalité de cette variabilité. Ces valeurs mettent toutefois en évidence la sensibilité des sols viticoles à l'érosion. Ce constat cohérent avec plusieurs travaux analogues peut s'expliquer par les caractéristiques des sols viticoles (compactage, faible teneur en MO) et par la topographie des parcelles viticoles, situées souvent sur les fortes pentes. Les résultats de l'analyse mono-factorielle des déterminants de

l'érosion marquent les limites de ce type d'analyse sur une étude aux échelles spatio-temporelles importantes (non représentativité des valeurs moyenne de pente et de taux d'érosion).

Les états érosifs parcellaires ont pu être classés en 5 types (Figure 2) sur la base de critères d'intensité et de structure spatiale de l'érosion, révélant ainsi une grande variabilité de situations (ex : érosion uniforme de la parcelle, transfert de sédiment d'amont vers l'aval, érosion concentrée dans des rigoles...). Ces différentes organisations sont caractérisées et expliquées par l'analyse des facteurs en composante principale qui montre l'influence des déterminants topographiques (pente et longueur de pente), pédologiques (érodibilité et battance) et des aménagements linéaires (Talus, fossés) entre parcelles. L'impact de ce dernier facteur met en évidence l'importance de la présence et de l'état de ces aménagements et de la composante spatiale de l'érosion pour comprendre les taux d'érosion déterminés.

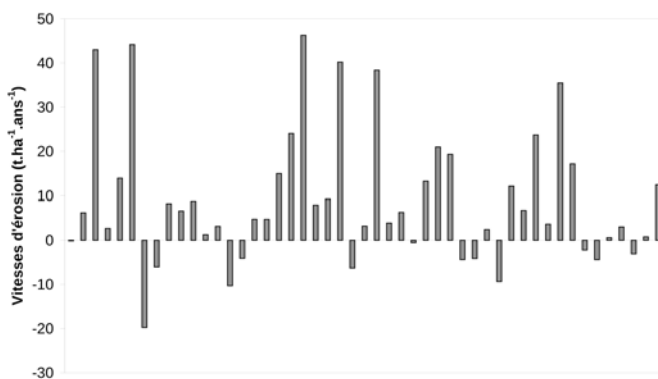


Figure 1 : Répartition des taux d'érosion sur l'ensemble de l'échantillon

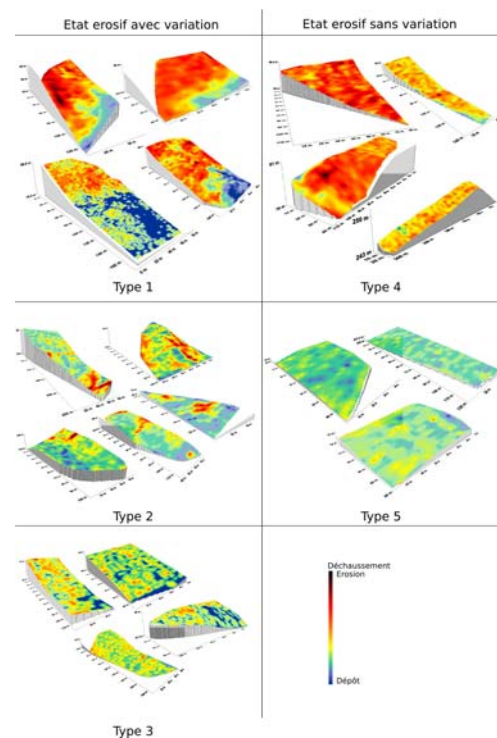


Figure 2 : Exemples des différents états érosifs parcellaires

### Conclusion

Les taux d'érosion calculés ont confirmé l'importante sensibilité des sols viticoles à l'érosion et peuvent fournir des données de base pour la validation opérationnelle des modèles spatialisés d'érosion. La variabilité des résultats obtenus a pu être expliquée par l'étude de l'organisation spatiale de l'érosion, révélant notamment l'intérêt de considérer les interfaces entre parcelles, peu citées dans la littérature, pour expliquer les variabilités d'érosion.

Une analyse des déterminants de l'érosion à des échelles spatiales plus fines (1-2 m<sup>2</sup>) doit être conduite afin de mieux comprendre l'organisation de l'érosion au sein des parcelles viticoles et développer un modèle empirique spatialisé des états érosifs parcellaires.

### Bibliographie

- Brenot J., Quiquerez A., Petit C., Garcia J.P., 2008. Erosion rates and sediment budgets in vineyards at 1-m resolution based on stock unearthing (Burgundy, France) *Geomorphology*, vol. 100, p. 345-355.
- Cerdan O., Poesen J., Govers G., Saby N., Le Bissonnais Y., Gobin A., Vacca A., Quinton J., Auerswald K., Klik A., Kwaad F.F.P.M., Roxo M.J., 2006. Sheet and rill erosion. *Soil erosion in Europe*, John Wiley & Sons, p. 501-513.

## **Cartographie du comportement hydrique des sols à l'échelle de l'exploitation agricole et à une résolution parcellaire, par valorisation de la connaissance experte des agriculteurs**

**TURPIN Baptiste<sup>1,2</sup>, PELLETIER Aude<sup>1</sup> et GUIX Noëlle<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> : Unité Agronomie et Fertilité Organique des Sols (AFOS), Enita Clermont, Site de Marmilhat - BP 35 - 63 370 LEMPDES, [pelletier@enita.fr](mailto:pelletier@enita.fr), [guix@enita.fr](mailto:guix@enita.fr)

<sup>2</sup> : UPR HORTSYS, Département PERSYST, CIRAD – Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique – Petit Morne – BP 214 – 97 285 Le LAMENTIN Cedex 2, [turpinbaptiste@hotmail.fr](mailto:turpinbaptiste@hotmail.fr)

### **Contexte**

Notre unité AFOS s'intéresse aux systèmes de production extensifs herbagers ou de polyculture-élevage situés au cœur des zones de montagne, dans un souci d'inscrire ces systèmes dans une démarche de durabilité. Ils présentent des spécificités, en terme de développement économique (tourisme, produits typiques), de développement social (maintien d'un tissu social, accueil de nouvelles populations), d'environnement (systèmes *a priori* peu polluants) et d'occupation de l'espace (paysages et gestion des espaces naturels). L'ensemble de ces éléments en font des systèmes agricoles à enjeux pour le devenir des territoires ruraux. Il convient alors d'améliorer et de développer des connaissances agronomiques et des outils pour l'action pour répondre à ces enjeux.

D'un point de vue agronomique, des questions relatives à la gestion de la fertilité des sols dans les exploitations agricoles se posent : apports de fertilisants limités par des réglementations, augmentation du coût de l'énergie et des fertilisants minéraux de synthèse. Les agriculteurs doivent alors développer des stratégies de gestion de la fertilité des sols, à la fois pour maintenir une production agricole suffisante, tout en préservant l'environnement (qualité de l'air et de l'eau), par une valorisation des effluents organiques. Ces questions motivent notre thématique de recherche, portant sur l'étude des flux et stocks de carbone et d'azote dans les sols sous l'action de facteurs anthropiques et environnementaux, appréhendés depuis l'échelle de la parcelle à celle de l'exploitation agricole.

Concernant les facteurs environnementaux et l'émission de gaz à effet de serre, Flechard *et al.* (2007) indiquent que la température du sol, l'humidité du sol et la pluviométrie expliqueraient à elles seules 50% de la variabilité des émissions de N<sub>2</sub>O observées. Pouvoir caractériser ces facteurs, à l'échelle de l'exploitation agricole, et avec une résolution parcellaire puisque la parcelle est unité de gestion pour l'agriculteur, apparaît utile pour identifier des leviers d'action technique dans un contexte environnemental donné, qui limiteraient ces pollutions environnementales.

### **Objectifs**

Nous proposons en particulier d'apporter des éléments d'ordre méthodologique concernant l'acquisition de données relatives à la variabilité spatio-temporelle de l'état hydrique des sols (appelée aussi « comportement hydrique des sols »), à l'échelle de l'exploitation agricole et avec une résolution parcellaire, de façon à contribuer à la spatialisation des modèles de ferme existants simulant à la fois la production fourragère et les émissions de gaz à effet de serre (FarmSim, Salètes *et al.*, 2004). Plus largement, ce travail peut contribuer aux méthodes de diagnostic agro-environnemental à une telle échelle et avec une telle résolution.

Des méthodes existantes (ex : prospection de terrain, méthodes d'expertise de terrain, modèles hydrologiques, méthodes de traitement d'images obtenues par télédétection), nous avons retenu les méthodes d'expertise terrain, visant à valoriser la connaissance qu'a l'agriculteur de ses parcelles. Ces méthodes ont déjà montré leurs intérêts (e.g. Arrouays, 1987 ; Barrios *et al.*, 2006) et nous semblent pertinentes dans le cadre de notre hypothèse :

l'agriculteur a une bonne connaissance du comportement hydrique de ses sols, intégrant à la fois des processus spatiaux complexes et des processus dynamiques.

Le travail présenté a fait l'objet du stage de fin d'études d'ingénieur de Baptiste Turpin en 2008, dont l'objectif principal était de définir une méthode capable de rendre compte de cette connaissance spatio-temporelle qu'a l'agriculteur.

### **Matériel et méthodes**

Le « comportement hydrique » est défini et décomposé en plusieurs critères, permettant de caractériser la variabilité temporelle de l'état hydrique du sol. Ces critères doivent être facilement compris par l'agriculteur pour être renseignés. Une démarche participative a permis de les mettre en place : les critères initialement définis de façon théorique sont soumis à la vision de l'agriculteur et modifiés en fonction. La méthode d'enquête dans son ensemble est ensuite élaborée, de façon à ne pas limiter les réponses possibles ni à les biaiser. Deux grilles d'enquête sont construites, la première visant à acquérir des informations relatives au système – pour savoir si l'appartenance à un système de production influence la qualité des résultats obtenus – ; la deuxième s'intéressant aux critères et à leur cartographie : compréhension qu'a l'agriculteur de ce critère, cartographie sur un fond cartographique à l'aide de codes graphiques et auto-évaluation par l'agriculteur de la qualité de sa réponse. Enfin, des réflexions sur la validation sont posées.

La petite région agricole du Livradois, au sein du Puy-de-Dôme (Auvergne) est le lieu de la mise en œuvre de la méthode. Six agriculteurs en polyculture-élevage ont permis de développer la méthode finale par retour critique des méthodes proposées.

### **Résultats**

Des critères initialement décrits, seuls quelques-uns se sont avérés être pertinents, faciles à comprendre et à renseigner par l'agriculteur (ex : temps de ressuyage). Ils ont pu être cartographiés, parfois à une échelle infra-parcellaire, notamment lorsque les conditions hydriques représentent des contraintes, ce qui est le cas des conditions extrêmes : zones à saturation longue après un événement pluvieux, souvent associée à une flore indicatrice (ex : jonc, carex) ; zone à assèchement très rapide et à très faible réserve hydrique, se traduisant par une faible productivité fourragère.

En outre, d'autres éléments ont pu être renseignés, relatifs aux autres contraintes du milieu naturel, subies, et ayant aussi un impact sur les choix techniques. Cela apporte des éléments de compréhension du fonctionnement de ces systèmes de production.

Enfin, la validation s'est avérée être l'étape la plus difficile : comment valider la méthode à proprement parler ? Faut-il valider les données obtenues par enquête ? Mais comment gérer la variabilité temporelle des processus ? Une prospection pédologique avec relevés d'indicateurs topographiques et botaniques ont été réalisés pour des zones contrastées du point de vue de leur fonctionnement.

### **Conclusion**

La méthode élaborée est rapide et peu onéreuse, puisqu'elle nécessite une demi-journée d'enquête et des supports cartographiques. Elle est qualitative et relative : les parcelles sont classées les unes par rapport aux autres sur la base de critères et un même terme peut avoir deux sens différents entre deux exploitations. Il est donc nécessaire de pouvoir caractériser par des méthodes de terrain les gradients d'humidité décrits pour réaliser des analyses inter-exploitations... sans perdre le bénéfice d'une méthode peu onéreuse à mettre en œuvre, ce qui n'est pas le cas de la prospection de terrain systématique. Peut-être au moins peut-il y avoir échantillonnage stratifié ? Le travail, prometteur, est donc à poursuivre !

#### **Bibliographie**

- Arrouays D., 1987. Cartographie des sols et comportements agronomiques. *Science du Sol*, 25(1): 43-58.
- Barrios E. et al., 2006. Indicators of soil quality. *Geoderma*, 135: 248-259.
- Flechar C.R. et al., 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1-2): 135-152.
- Salètes S. et al., 2004. GhG balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation options. In Kaltschmitt M., Weiske A. (Eds) *GhG Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies. Institute for Energy and Environment*, Leipzig, 203-208.

## Prévision des risques de tassement des sols agricoles et forestiers à l'échelle du territoire national

**RICHARD Guy<sup>1</sup>, ROGER-ESTRADE Jean<sup>2</sup>, DEFOSSEZ Pauline<sup>3</sup>,  
CHANZY André<sup>4</sup>, COSENZA Philippe<sup>5</sup>, LE BAS Christine<sup>6</sup>**

1 : UR 0272 Science du sol, INRA, Centre de recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin - CS 40001 Ardon, F-45075 Orléans cedex 2, France.

[Guy.Richard@orleans.inra.fr](mailto:Guy.Richard@orleans.inra.fr)

2 : AgroParisTech, département SIAFEE, Bâtiment EGER - BP 01, F-78850 Thiverval-Grignon, France

3 : UMR INRA/URCA FARE, CREA, 2 Esplanade Roland Garros, BP 224, F-51686 Reims cedex 2, France

4 : UMR INRA/UAPV EMMAH, Site Agroparc, F-84914 Avignon cedex 9, France

5 : UMR 7619 Sisyphe - Polytech'Paris UPMC, case courrier 105, Tour 56-46, 4 Place Jussieu, F-75252 Paris cedex 05, France

6 : US 1106 InfoSol, INRA, Centre de recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin - CS 40001 Ardon, F-45075 Orléans cedex 2, France

La préservation des ressources naturelles est l'un des domaines de recherche en lien avec la problématique du développement durable. Parmi ces ressources, le sol occupe une position particulière de par ses fonctions à la fois agronomiques (produire en quantité et qualité) et environnementales (épurer l'air en stockant du carbone, épurer l'eau en dégradant des polluants, recycler des déchets, accroître la biodiversité...). Ressource non renouvelable à l'échelle humaine, les sols posent aujourd'hui de nombreuses questions quant à leur évolution et à leur possible dégradation en fonction des changements d'usage et de climat à venir. Le tassement est une des causes possibles de cette dégradation des sols (cf. la communication sur la protection des sols de l'UE de 2002). Le tassement est lié à la mécanisation des activités agricoles et forestières. Il résulte des multiples passages d'engins agricoles et forestiers sur un sol dont la portance est réduite par une teneur en eau excessive. En réduisant les capacités d'aération et d'infiltration des sols, en limitant l'enracinement des cultures, le tassement affecte de nombreuses fonctions agronomiques et environnementales des sols. A ce titre, il représente une forte préoccupation des acteurs en agriculture, forêt et environnement. En effet, le tassement concerne désormais aussi bien les sols cultivés que les sols forestiers.

De nombreuses questions subsistent concernant l'ampleur de cette dégradation en fonction de la nature des sols et de leur occupation, l'évaluation de ses conséquences agri-environnementales, la quantification de son impact économique, son évolution en fonction des changements de climat et de pratiques, sa remédiation naturelle. Le projet DST, financé par les programmes ADD de l'ANR et GESSOL du MEEDDAT, a proposé une action de recherche sur le tassement des sols agricoles français visant à mobiliser l'ensemble des connaissances actuelles et à développer de nouvelles voies de recherche pour contribuer à :

- quantifier les impacts du tassement sur les fonctions environnementales du sol ;
- quantifier les conséquences économiques des tassements ;
- identifier les conditions, actuelles et à venir, de l'utilisation des sols conduisant à des problèmes de tassement des sols ;
- prévenir l'occurrence de ces conditions ;
- suivre sur le territoire l'évolution des tassements des sols.

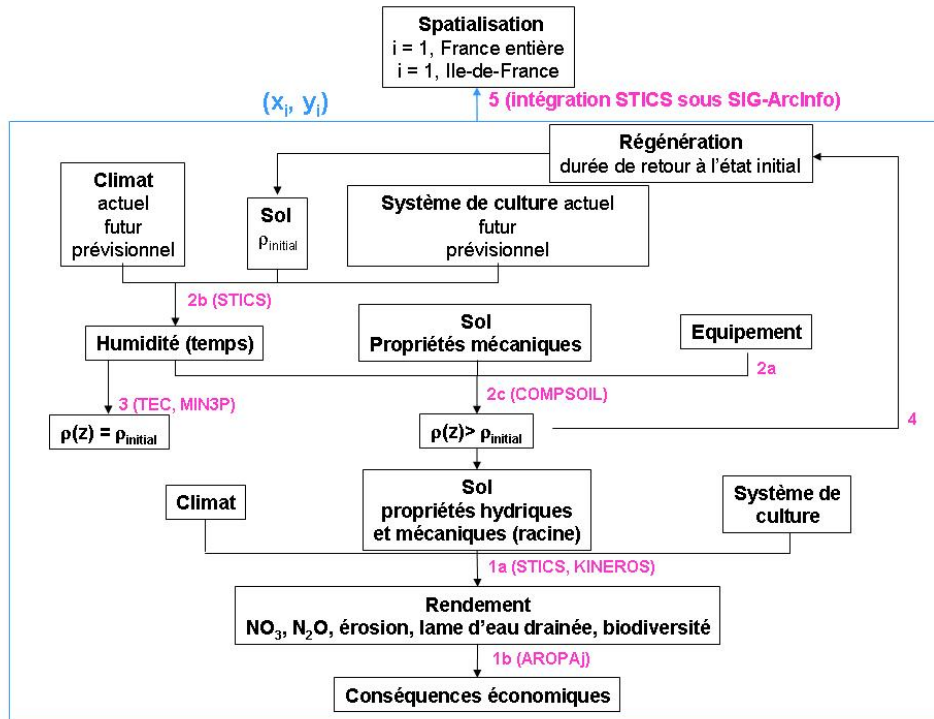


Schéma de l'organisation générale du projet DST

Le projet DST a été structuré en cinq volets de recherche : impact, prévision, prévention, suivi et cartographie. Il repose sur l'utilisation des modèles de tassement et de transfert d'eau dans les sols (COMPSOIL, TEC, MIN3P) et de fonctionnement du système sol/plante (STICS) pour étudier l'occurrence du tassement et ses impacts sur les cultures et l'environnement via la modification des propriétés physiques des sols (propriétés de stockage et de transfert, propriétés mécaniques). Un modèle économique (AROPAJ) a été utilisé pour quantifier les conséquences des tassements sur l'économie des exploitations agricoles. Le projet DST a cherché aussi à développer de nouvelles méthodes non destructives de suivi de l'état du sol (méthodes électriques et magnétiques) pour évaluer la vitesse de régénération de la porosité des sols tassés. Le projet a couvert les sols agricoles et forestiers. C'est un projet transversal qui a associé des laboratoires de recherche travaillant en agriculture dans les domaines biotechniques et économiques, en géophysique ou en génie civil, et des organismes professionnels en charge des grandes cultures, de la vigne ou de la forêt. Il s'est appuyé sur des expérimentations conduites dans des conditions très variées, grâce aux instituts techniques partenaires du projet. Il aboutit à une cartographie des risques de tassement à l'échelle du territoire national.

### Référence

Richard G., coordinateur, 2008. Dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement : impact, prévision, prévention, suivi cartographie. Rapport de fin de contrat GESSOL, CV 05000013. Synthèse 32 p. + rapport scientifique détaillé 50 p.

## De l'érosion des sols aux exports de sédiments à l'échelle régionale : le concept de SDR est-il utilisable ?

DELMAS Magalie<sup>1&2</sup>, CERDAN Olivier<sup>1</sup>, MOUCHEL Jean-Marie<sup>2</sup>

1 : BRGM - Aménagement et Risque Naturel, 3 Avenue Claude-Guillemin, BP 6009  
45060 Orléans Cedex 2, France (m.delmas@brgm.fr)

2 : UMR Sisyphe, Université Pierre et Marie Curie, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

### De l'érosion des sols aux exports de sédiments

Les sols sont souvent définis comme une interface environnementale majeure dans les cycles biogéochimiques. Ce rôle d'interface est souvent souligné au niveau local (e.g. cycles du carbone, de l'azote), mais les sols jouent aussi un rôle au travers des processus géomorphologiques dans la construction et la dynamique des paysages, en contribuant aux transferts de matières sur les continents et vers les océans. Or, les bilans de matières sont souvent effectués de manière globale, sans tenir compte de l'hétérogénéité spatiale de la couverture pédologique ou des autres propriétés environnementales (relief, climat, couvert végétal...). Pour ce faire, les modèles d'érosion de versant sont souvent reliés au concept empirique du SDR (Sediment Delivery Ratio) : le rapport des exports de sédiments à l'exutoire d'un réseau hydrographique sur l'érosion brute produite localement. Ce paramètre empirique est utilisé comme un facteur permettant d'estimer les pertes de sols nettes des versants à partir de l'érosion locale (qui peut être mesurée ou estimée) (Figure 1). C'est par exemple le cas dans le modèle WATEM/SEDEM (e.g. Verstraeten et al., 2002), qui estime l'érosion locale à partir de l'équation USLE, et utilise un coefficient de SDR permettant de transférer cette estimation locale de l'érosion à la perte de sols sur le bassin versant considéré. Ce coefficient est en fait un moyen d'intégrer les différents processus de dépôts et transferts de sédiments sur la surface drainée.

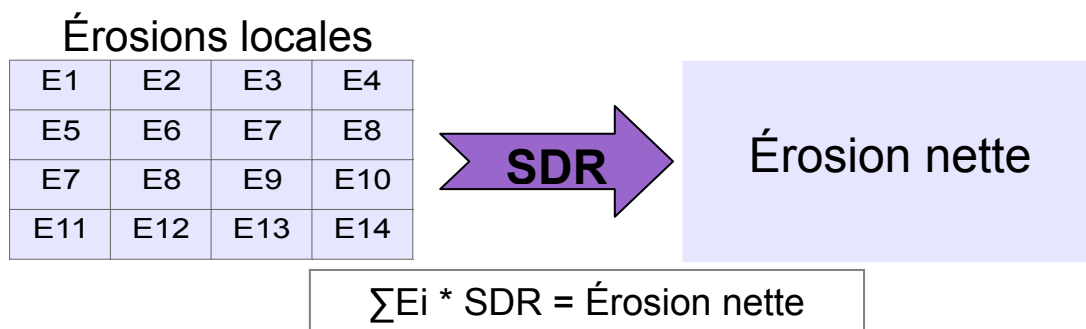


Figure 1: Le SDR comme facteur d'échelle, de l'érosion locale à l'érosion nette (Ei étant l'érosion locale pour la parcelle i)

L'érosion des sols n'est en effet pas le seul processus de mobilisation des sols, et ne peut donc pas à lui seul expliquer la charge sédimentaire que l'on retrouve à l'exutoire des bassins versant. Mais le concept du SDR repose toujours sur une généralisation empirique des processus dans le temps et l'espace qui limite fortement son usage.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la pertinence du concept de SDR pour faire le lien entre les pertes de sols et les exports de sédiments à la mer à différentes échelles de bassins versants hydrographiques.

### Approche spatialisée pour de grands bassins versants européens

Une approche spatialisée permettant de prendre en compte les processus majeurs de redistribution des sédiments au sein des bassins versants a été appliquée à l'échelle de grands bassins versants en Europe (Figure 2).

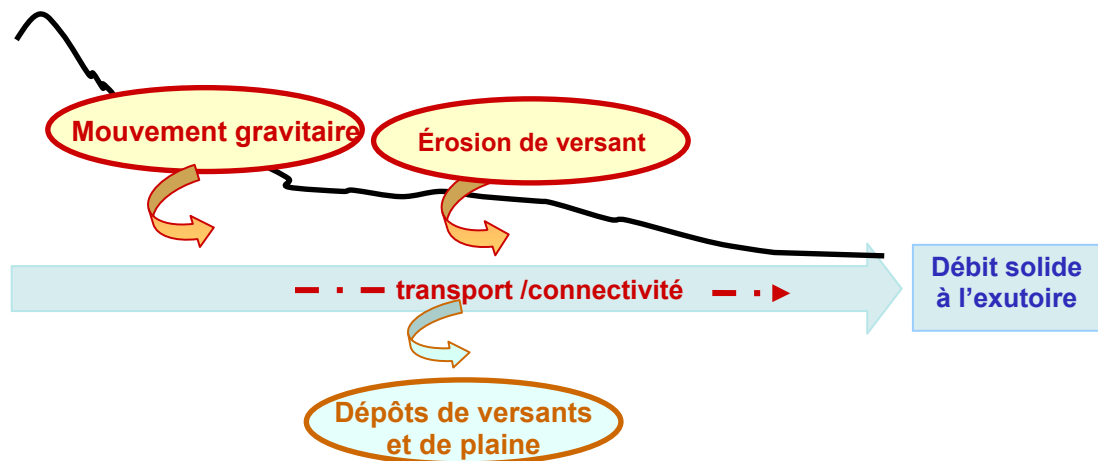


Figure 2: schéma conceptuel d'une approche spatialisée liant l'érosion des sols aux exports de sédiments dans les rivières

Cette approche a été construite en calculant des indices basés sur des variables géomorphologiques et environnementales spatialisées (pentes, géologie, types de sols) représentant les processus majeurs de redistribution des sédiments (érosion des sols, mouvements gravitaires, dépôts de versants et de plaine, transferts de sédiments dans les rivières). A partir de ces indices, un indice d'export de sédiment a été calculé et comparé aux valeurs de flux sédimentaires relevées dans la littérature.

Les résultats de cette approche ont permis de mettre en évidence l'intérêt de remonter aux processus sources de redistribution des sédiments au sein des bassins versants, en considérant la variabilité spatiale des propriétés contrôlant la mobilisation des sols et sédiments.

### Comparaison des méthodes pour différents types de bassins versants en France

Au travers de cette approche, l'importance de l'érosion des sols en lien avec les exports de sédiments doit être évaluée. Une seconde partie de ce travail sera donc de se placer à une résolution plus fine pour appliquer cette démarche simple, et en comparer les résultats avec les SDR de chaque zone considérée.

Pour cela les données de flux de sédiments pour les rivières françaises ont été collectées, afin de les analyser et les confronter avec les estimations d'érosion des sols sur l'ensemble du territoire. Différents types de bassins versants en France (bassins situés en zone montagneuses, en zone méditerranéenne, en zone de plaine) et de différentes tailles (travail sur des bassins emboîtés) seront pris en compte afin d'étudier l'effet de l'échelle sur ces deux approches.

Cela devrait permettre de mettre en évidence l'intérêt de prendre en considération les processus eux même, par rapport au SDR qui intègre ces processus de façon homogène sans considérer la variabilité spatiale inhérente des surfaces continentales. La prise en compte des processus intermédiaires et annexes entre érosion locale et exports de sédiments est aussi essentielle pour la mise en évidence des problématiques actuelles de pertes de sols, tant à un niveau local que régional.

### Référence bibliographique

G. Verstraeten, K. Van Oost, A. Van Rompaey, J. Poesen and G. Govers, Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling, *Soil Use and Management* 19 (2002), pp. 386–394.



## Analyse de sensibilité comparée de quatre modèles d'érosion, appliquée à l'étude de la vulnérabilité des sols méditerranéens au changement climatique

CHEVIRON Bruno<sup>1</sup>, LE BISSONNAIS Yves<sup>1</sup>, GUMIERE Silvio<sup>1</sup>,  
DESPRATS Jean-François<sup>2</sup>, CERDAN Olivier<sup>2</sup>,  
DARBOUX Frédéric<sup>3</sup>, COUTURIER Alain<sup>3</sup>, RACLOT Damien<sup>4</sup>

1: INRA, LISAH, Campus AGRO - Bât. 24, 2 place Viala, F-34060 Montpellier Cedex 1, France.  
Contact : cheviron@supagro.inra.fr

2: BRGM – Aménagement et Risque Naturel, 3 Avenue Claude Guillemin, BP 6009 45060 Orléans Cedex 2, France.

3: INRA, UR 0272 Science du sol, Centre de recherche d'Orléans, CS 40001, F-45075 Orléans Cedex, France.

4: IRD, LISAH, 5 impasse Chehrazade, 1004 Tunis, Tunisie.

[1] La recherche sur l'érosion des sols et leur vulnérabilité aux changements climatiques est de première importance dans le bassin méditerranéen, où l'on attend des contrastes climatiques plus marqués et des événements plus violents ou plus fréquents, imposés à des sols déjà caractérisés par un couvert végétal limité et une faible stabilité structurale. Le projet MESOEROS21 implique des modèles d'érosion reposant sur des concepts différents selon leur échelle d'application. Certains s'appuient sur une description physique continue et déterministe des phénomènes sur les petits bassins versants (MHYDAS) ou à l'échelle intermédiaire (STREAM), un autre comporte une base physique dans la description des propriétés des sols couplée à une approche probabiliste des scénarios climatiques (PESERA) et le dernier fonctionne par règles de décision "à dire d'experts" pour l'obtention de résultats par classes d'érosion sur de larges échelles régionales (MESALES). Afin d'effectuer le lien entre les différents modèles, d'évaluer leur aptitude à être utilisés pour étudier la vulnérabilité des sols aux changements climatiques et de traiter le problème du changement d'échelle, notre étude présente ici le cadre théorique et les résultats d'une analyse de sensibilité comparée de ces modèles à paramètres distribués.

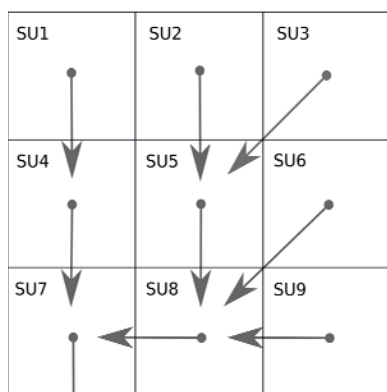


Fig. 1 - le bassin virtuel

[2] L'intérêt et la difficulté de la tâche résident dans la définition d'une procédure d'analyse assez adaptable pour ne rien perdre des spécificités de chaque modèle mais assez générale pour permettre leur comparaison, malgré des fonctionnements dissemblables requérant des paramètres différents. La condition *sine qua non* est l'identification d'une variable cible commune: la perte en terre apparaît comme le choix naturel et l'indicateur pertinent du comportement des modèles. Pour être plus aisément comparables, les tests s'appliquent à des bassins versants identiques, à l'échelle près, dont les propriétés sont celles du bassin virtuel (Fig. 1). La topologie est fixée. Les chemins d'écoulement indiquent les connectivités hydrologiques et sédimentologiques entre les unités de surface SU1 à SU9. Ceci introduit une distinction

phénoménologique entre les unités, à la manière de l'ordre de Strahler, confortée *a posteriori* car l'agrégation des écoulements influe sur les résultats. Une fois le schéma des flux imposé, la diversité des situations à analyser est obtenue en lui superposant différentes répartitions spatiales des valeurs des paramètres. Ces combinaisons entre la position des unités dans le chemin d'écoulement et la valeur des paramètres qui leur sont attribués constituent les briques élémentaires de l'analyse. Nous avons simulé un nombre suffisant mais restreint de situations

contrastées, associées à des mesures réalisables *in situ*. La logique suivie est l'inverse de celle qui prévaut dans les tests exhaustifs et "aveugles" de la méthode de Monte-Carlo : nous faisons le pari qu'un petit nombre de situations caractéristiques et bien répertoriés permet l'analyse de l'ensemble des cas identifiables sur le terrain.

**[3]** La procédure retenue étudie la sensibilité des modèles aux variations de leurs paramètres d'entrée, en introduisant le distinguo entre paramètres de contrôle liés à l'hydrologie (pluie  $P$ , conditions de ruissellement  $R$ ) et paramètres purement descriptifs ( $p$ ) liés à l'érosion ou la topographie: érodibilité, cohésion, finesse du sol, pente, rugosité. Les paramètres de contrôle sont combinés librement (hypercubes) tandis que les paramètres descriptifs sont variés un par un (*one-at-a-time*), dans l'hypothèse que leurs variations sont indépendantes. Nous adoptons ainsi une procédure multilocale et combinée, dans laquelle la réponse  $M$  des modèles est calculée aux points  $(p, P, R)$  de l'espace des paramètres où elle est représentée par la fonction à valeurs discrètes  $M(p, P, R)$ . La sensibilité du modèle à des variations séparées ou conjointes des valeurs de  $p$ ,  $P$  ou  $R$  sur leurs axes respectifs est décrite sous forme de sensibilités directionnelles (Fig. 2) indépendantes et additives. La pertinence de cette méthode d'analyse est directement liée au pavement de l'espace des paramètres, à la taille des cubes élémentaires utilisés pour le décrire et au nombre de nœuds  $(p, P, R)$  intervenant dans les calculs.

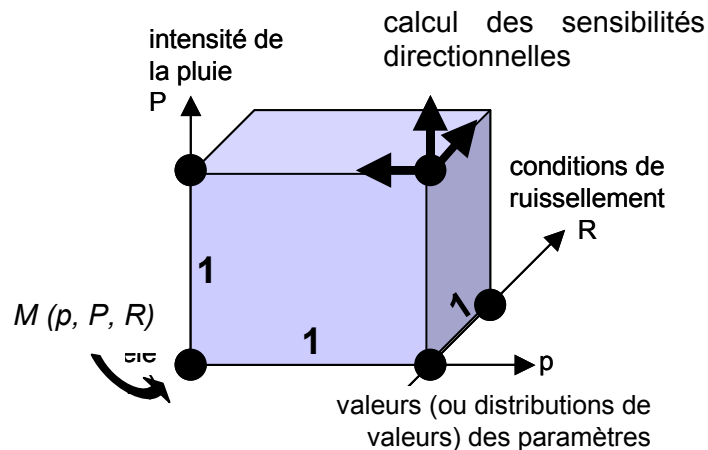


Fig. 2 Sensibilités directionnelles

**[4]** Outre l'évocation des sensibilités directionnelles, deux éléments importants du cadre conceptuel retenu pour notre étude apparaissent sur la Fig. 2. Le premier est la nécessité de définir des incréments canoniques, *i.e.* unitaires, sur les axes  $p$ ,  $P$  et  $R$  pour pouvoir comparer entre eux des modèles qui incluent des représentations ou des unités différentes pour les paramètres. Par exemple la pluie est donnée en  $\text{mm h}^{-1}$  dans MHYDAS ou STREAM, en  $\text{mm mois}^{-1}$  dans PESERA, et en classe d'intensité 1 à 5 dans MESALES. Le problème est contourné en "codant" l'axe  $P$  par des valeurs croissantes séparées par des incréments unitaires, de 1 pour la plus faible intensité de pluie à 5 pour la plus forte, par exemple. Dans ce cas, des sensibilités différentes accompagnent *a priori* des variations de 1 à 2 et de 3 à 4 sur l'axe, qui n'ont pas le même effet sur les sorties des modèles.

**[5]** Le second élément important est la mention "valeurs ou distributions de valeurs des paramètres" le long de l'axe  $p$ . Comme notre étude concerne les modèles distribués, il y a nécessité de définir ce qu'est la sensibilité du modèle à la distribution de ses paramètres, et comment cette sensibilité varie avec les valeurs des paramètres de contrôle  $P$  et  $R$ .

## **Cartographie de la sensibilité à l'érosion des sols et du risque potentiel de coulées d'eaux boueuses en Alsace**

**VAN DIJK Paul<sup>1</sup>, SAUTER Joëlle<sup>1</sup>, KOLLER Rémi<sup>1</sup> et AUZET Anne-Véronique<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> : Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), 2 rue de Rome, BP 30022 Schiltigheim, 67013 Strasbourg, araa@bas-rhin.chambagri.fr

<sup>2</sup> : Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (LHyGeS, UMR 7517 de l'Université de Strasbourg et du CNRS), 2 rue Boussingault, 67000 STRASBOURG,

### **Introduction**

L'importance en Alsace des dommages associés à l'érosion des sols et aux coulées d'eaux boueuses (CEB) a rendu indispensable une cartographie des risques pour identifier des zones prioritaires et améliorer la cohérence des actions de prévention et de protection. Cette cartographie a été commandée par la DIREN Alsace et les Conseils Généraux du Bas-Rhin et du Haut-Rhin. Elle répond aux exigences législatives qui demandent l'élaboration d'une cartographie des zones à risque d'érosion dans les départements (décret n°2005-117 du 12 février 2005). L'étude menée par l'ARAA a un double objectif : (a) cartographier la sensibilité à l'érosion en Alsace en s'appuyant sur un modèle expert existant (INRA/BRGM), et (b) prendre en compte les liens spatiaux entre les zones sensibles à l'érosion et les zones bâties en s'appuyant sur une méthode qui a été développée dans le cadre de l'étude.

### **La sensibilité à l'érosion**

Le modèle expert MESALUS de l'INRA-BRGM (2006) combine des facteurs liés à la topographie (pente et taille d'impluvium), aux sols (sensibilité à la battance et érodibilité), et à l'occupation du sol. Ces données sont classifiées et croisées dans un arbre de décision permettant de générer une carte de la sensibilité à l'érosion (5 classes allant de « très faible » à « très forte »). La méthode prévoit encore le croisement entre la sensibilité à l'érosion et un facteur « climat » (hauteur et intensité des précipitations) pour apprécier l'aléa érosif final. Cependant, le facteur « climat » n'a pas été pris en compte car les variations liées à la topographie en Alsace conduisaient à masquer les réelles variations au niveau des secteurs reconnus les plus sensibles, et pour lesquels il faudrait davantage d'information.

La figure 1a montre le paramètre « sensibilité à la battance » qui a été déterminé en s'appuyant sur la base de données des sols d'Alsace de l'ARAA à l'échelle 1/100 000<sup>ème</sup>. La figure 1b montre la sensibilité à l'érosion, résultat final de la méthode MESALUS ; il s'avère que la variabilité spatiale de la sensibilité à l'érosion pour une occupation du sol donnée dépend fortement des propriétés du sol et notamment de la sensibilité à la battance. La carte fait correctement ressortir les secteurs connus comme problématiques des collines limoneuses de l'Outre-Forêt, du Kochersberg et du Sundgau. Des parties du piémont (viticole), ressortent également du fait des plus fortes pentes.

### **Le risque potentiel de coulées d'eaux boueuses (CEB)**

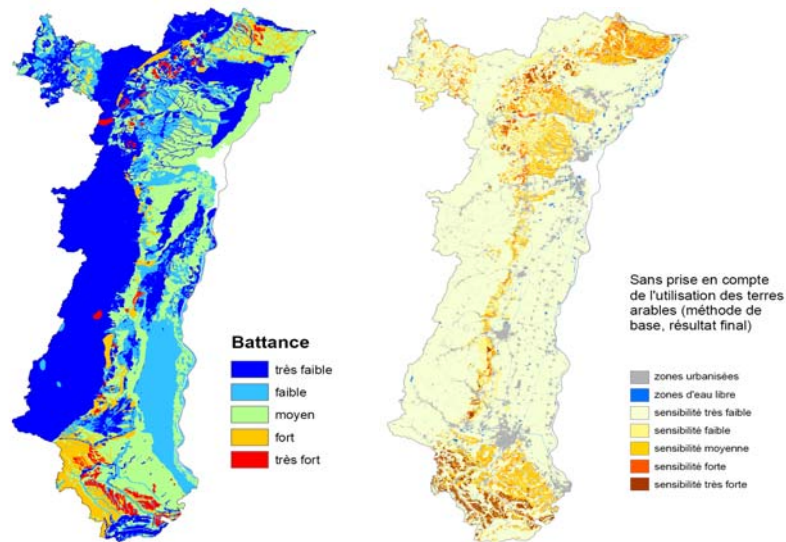
L'extension de la méthode pour l'appréciation du risque potentiel de CEB dans des zones urbaines a été développée par l'ARAA et se fonde sur la localisation des zones urbaines dans le paysage et sur la détermination des bassins versants potentiellement connectés à ces zones urbaines. L'aptitude de ces bassins versants à générer des CEB a été évaluée par une moyenne pondérée pour tenir compte de l'importance des surfaces appartenant aux différentes classes de sensibilité à l'intérieur de chaque bassin versant. Le risque potentiel que courent les zones urbaines est ensuite évalué dans l'indicateur  $I_{CEB}$  qui pose le principe que le risque est conditionné tout d'abord par le bassin versant le plus sensible et sa taille et que ce risque augmente en cas de présence de plusieurs bassins versants connectés. L'indice final va de 1 (très faible risque de CEB) à 10 (risque très fort).

La figure 2 compare, pour les communes de trois secteurs en Alsace, l'indicateur  $I_{CEB}$  avec la sensibilité à l'érosion dans le ban communal (indicateur « risque dégradation sols »).

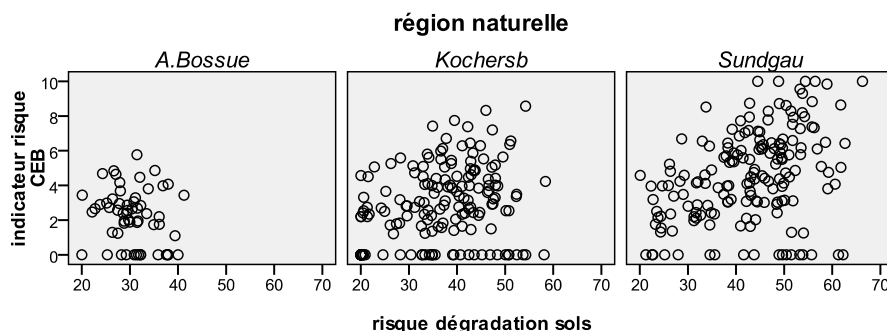
Cette comparaison montre, malgré une corrélation positive significative, une large dispersion de ces deux indicateurs. On note qu'il existe un certain nombre de communes peu ou pas concernées par un risque CEB, mais bien concernées par des sols sensibles à l'érosion ; l'incitation à l'action pour protéger ces sols ne va pas venir des problèmes subis dans les zones bâties, et l'absence d'action est un risque réel pour ces sols. Il y a aussi des communes ayant un risque CEB élevé, mais peu de sols sensibles dans le ban communal. Ces communes subissent un risque de CEB du fait de bassins versants se trouvant majoritairement sur le territoire d'autres communes : la gestion de ce risque est obligatoirement un sujet intercommunal.

### Conclusions

Le modèle MESALUS semble correctement traduire les connaissances scientifiques sur le sujet pour des secteurs limoneux d'Europe en climat et relief plutôt modérés. Une telle cartographie ne peut se faire qu'en se basant sur des cartes des sols et des données attributaires de haute qualité. L'indicateur « risque CEB » intéresse fortement les collectivités locales et permet de sensibiliser les acteurs concernés par l'aménagement du territoire et les urbanistes à la problématique des coulées d'eaux boueuses.



**Figure 1.** A) sensibilité à la battance, B) sensibilité à l'érosion selon la méthode MESALUS.



**Figure 2.** Comparaison entre le risque « dégradation sols dans le ban communal » et le risque « coulées d'eaux boueuses » pour les communes en Alsace Bossue, le Kochersberg et le Sundgau.

**Références :** Cerdan O, Le Bissonnais Y, Souchère V, King C, Antoni V, Surdyk N, Dubus I, Arrouays D, Desprats JF. 2006. Guide méthodologique pour un zonage départemental de l'érosion des sols Rapport n°3 : Synthèse et recommandations générales. Rapport BRGM-RP-55104-FR, 85 pp., 24 ill.

Pour plus d'informations : <http://www.alsace.ecologie.gouv.fr/spip.php?rubrique120>

## Estimation de la dégradation spécifique dans le bassin versant de l'Oued Kébir Est, nord-est algérien

KHANCHOUL Kamel<sup>1</sup>, BOUKHRISSE Zine El Abidine<sup>2</sup> et BENSLAMA Mohamed<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Département de Géologie, Université d'Annaba, Algérie. Email: [kkhanchoul@yahoo.fr](mailto:kkhanchoul@yahoo.fr)

<sup>2</sup> Département d'Aménagement, Université d'Annaba. Email: [zboukhrissa@yahoo.fr](mailto:zboukhrissa@yahoo.fr)

<sup>3</sup> Département de Biologie, Université d'Annaba. Email: [bensmohand@yahoo.fr](mailto:bensmohand@yahoo.fr)

### Introduction

Le transport solide en suspension a été analysé dans le bassin versant de l'Oued Kébir Est (680 km<sup>2</sup>). Le travail s'appuie sur une approche globale qui intègre la prise en compte des caractéristiques physiques ayant favorisé l'érosion du bassin versant et la mesure et quantification des flux de matières en suspension du bassin étudié pendant la période d'observation allant de 1975 à 1999.

### Caractéristiques physiques du bassin versant

Le bassin versant de l'Oued Kébir Est forme le versant Nord du dernier tronçon de la chaîne septentrionale de l'Atlas Tellien.

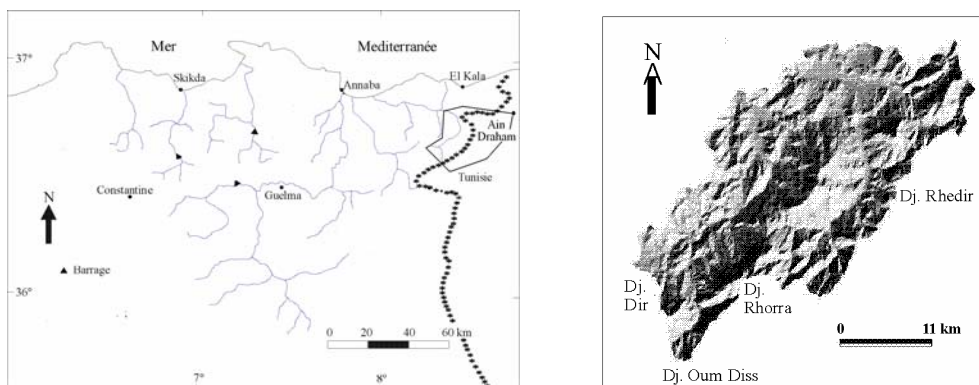


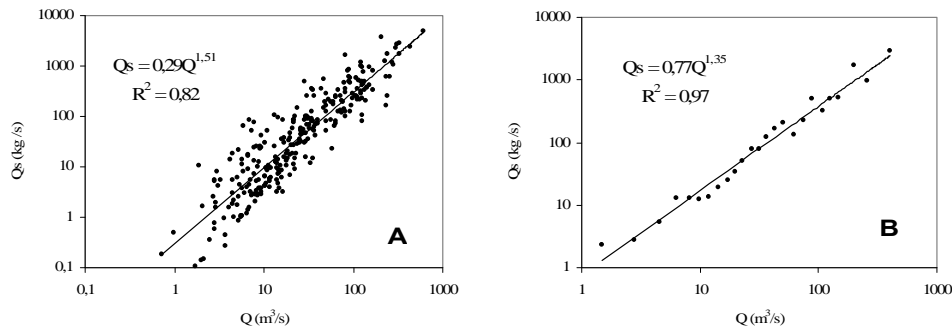
Fig.1. Situation géographique de la zone d'étude.

Ce bassin comporte principalement des grès numidiens et argiles avec 64% de la superficie du bassin, des conglomérats et argiles du Mio-Pliocène, des marnes et marno-calcaires, et de quelques affleurements triasiques. Les pentes supérieures à 10% représentent 37% de la superficie du bassin. Le couvert forestier (chêne liège et le chêne zeen), réparti sur presque la moitié du bassin, comporte souvent un sous bois clairsemé. La pluviométrie et le débit moyens annuels sont estimés à 733 mm et 24,8 m<sup>3</sup>/s.

### Méthodologie

L'évaluation des transports solides se heurte à un problème où les crues enregistrées sont considérablement ou totalement tronquées de lacunes de la matière en suspension, faute de prélèvements continus dans le temps. En conséquence, des relations entre les concentrations moyennes journalières et les débits liquides moyens journaliers ont été conduites sous la forme  $Q_s = aQ^b$  (Fig. 2A). Le calcul de la charge solide à partir du modèle de la figure 2A a révélé d'une part une sous-estimation de cette charge et d'autre part une surestimation après correction par le facteur de correction. Ceci laisse à admettre qu'il existe des différences au niveau des concentrations pour les différents événements en hautes eaux et des différences dans les relations d'hystérésis pour chaque événement.

De ce fait, il est essentiel d'introduire une méthode qui permettra l'élaboration de courbes de transport solide. La méthode appliquée dans ce travail est basée sur la technique des moyennes de classes de débits (Jansson, 1985 et 1997 ; Khanchoul *et al.*, 2007).



**Fig.2.** Relation débit solide ( $Q_s$ ) versus débit liquide ( $Q$ ). A- données confondues ; B- technique des classes de débits.

La localisation des zones ravinées et en mouvement de masse est réalisée en adoptant une démarche méthodologique comprenant deux phases : l'élaboration des cartes thématiques et le croisement des cartes thématiques. Pour cette opération nous avons fait appel aux fonctionnalités du SIG Arcview et Map Info.

### Résultats et discussion

L'utilisation de la méthode des classes de débits dans l'estimation du débit solide a fourni de bons résultats dont les valeurs calculées sont très proches de celles estimées. La figure 2B montre un meilleur ajustement des points autour de la droite de régression et le tableau ci-dessous illustre une réduction de la sous-estimation de 16% à 1%.

Le débit solide annuel du bassin de l'Oued Kébir Est est représenté par 42% des valeurs supérieures à la moyenne annuelle de 853 t/km<sup>2</sup>/an. Les valeurs mensuelles montrent des transports solides élevés en hiver, qui représentent 62% de l'apport annuel (12.754 t/km<sup>2</sup>).

Charge solide (Ds)	Ds ( $\times 10^3$ tonnes)	Erreur (%)	Ds corr. ( $\times 10^3$ tonnes)	Erreur (%)
Ds mesurée			5192	
Ds estimée	4342	-16,37	6641	+27,91
Ds estimée (classes de débits)	5148	-0,85	5405	+4,10

En effet, cette saison est caractérisée par des coefficients d'écoulement qui varient entre 31% et 54% et des concentrations supérieures à 3 g/l. Le mois de novembre présente également une concentration moyenne de 3 g/l.

La réalisation de la carte de sensibilité à l'érosion, par le croisement de la friabilité du substratum lithologique, du couvert végétal et le degré de pente, a permis de distinguer des zones à moyen et fort potentiel érosif occupant une importante partie du bassin étudié.

### Conclusion

Les facteurs analysés à l'aide du SIG et la quantification des transports solides montrent bien la sensibilité du bassin de Kébir Est à l'érosion. Cette sensibilité est particulièrement aggravée par le sapement des berges et le ruissellement provenant des versants durant les averses exceptionnelles tombant sur des terres battues sans protection végétale suffisante. Cette étude a permis également d'avoir une idée claire sur la gestion du bassin versant et par conséquent réfléchir sur la nécessité de protéger le barrage, situé en aval, contre l'envasement.

### Références bibliographiques

- Jansson, M.B. (1985). A comparison of detransformed logarithmic regressions and power function regressions. Geogr. Ann. 67A: 61–70.
- Jansson, M.B. (1997). Comparison of sediment rating curves developed on load and on Concentration. Nordic Hydrol. 28 (3): 189–200.
- Khanchoul, K.; Jansson, M.B.; Lange, Y. (2007). Suspended sediment yield in two catchments, northeast Algeria. Z. Geomorph. 51(1): 63–94.

## **La protection des sols en Suisse**

**Havlicek Elena<sup>1</sup>**

1 Office Fédéral de l'Environnement OFEV,  
Division Substances, sol, biotechnologie CH-3003 Berne [elena.havlicek@bafu.admin.ch](mailto:elena.havlicek@bafu.admin.ch)

La dégradation des sols est devenue un problème environnemental patent et l'objet de nombreuses législations nationales. La Suisse s'est dotée d'un instrument juridique permettant la protection chimique, biologique et physique des sols ; sur la base de cette loi, les travaux de génie civil touchant à la manipulation des matériaux terreux sur les chantiers sont réglementés. Parallèlement, une formation de spécialiste de la protection des sols sur les chantiers (SPSC) a été développée conjointement par l'Office Fédéral de l'Environnement et par la Société Suisse de Pédologie. Depuis presque 10 ans, ces spécialistes appliquent des procédures afin de réduire l'impact des travaux de décapage, de stockage, de reconstitution et de remise en culture des sols afin de préserver la qualité et la fertilité des surfaces agricoles, touchées par les constructions de génie civil. Si l'on observe une acceptation globale des mesures liées à la protection des sols sur les chantiers, des contraintes économiques subsistent et nécessitent un effort d'information auprès des instances responsables de la direction des travaux et des entreprises de génie civil. Après 10 ans, il est possible de tirer une leçon des expériences acquises et d'envisager des solutions intégrées pour construire en préservant les sols.





## La prise en compte du risque de tassement des sols dans la gestion forestière Propositions de l'Office National des Forêts

BRÊTHES Alain<sup>1</sup>, PISCHEDDA Didier<sup>2</sup>

1 : Office National des Forêts, Direction territoriale Centre-Ouest-Auvergne-Limousin – 100 Bd de La Salle – BP18 – 45760 Boigny sur Bionne. alain.brethes@onf.fr

2 : Office National des Forêts, Direction technique et commerciale – 2, avenue de Saint-Mandé, 75570 Paris cedex 12. didier.pischedda@onf.fr

La protection des sols figure parmi les six critères retenus lors de la conférence d'Helsinki de 1993 pour définir la gestion durable. Dernièrement les conclusions du Grenelle de l'environnement ont posé le principe que la mobilisation des bois et la protection de la biodiversité ne sont plus antinomiques, mais bien complémentaires. Ces positions montrent bien que la gestion forestière doit pleinement prendre en compte les fonctions écologiques et environnementales de la forêt.

Pour réaliser des exploitations respectueuses des sols, il faut pouvoir répondre à plusieurs impératifs. Tout d'abord, prendre des décisions reposant sur des informations scientifiques sûres, venant de la science du sol ou de l'agronomie. Ensuite, disposer d'un cadre contractuel adapté qui tient compte de la diversité des situations tant forestières que d'organisation des entreprises mobilisatrices et être force de proposition concernant des systèmes de récoltes innovants sur la base de l'ingénierie forestière et de la logistique.

La politique environnementale de l'ONF repose à la fois sur l'axe 3 de sa certification ISO 14001 : maintenir un état des sols favorable au milieu forestier, c'est-à-dire favorable à toutes les fonctions évoquées précédemment et pas seulement à la fonction de production, et sur les exigences PEFC fixées par le référentiel de certification 2006-2011. L'objectif principal visé est de limiter le tassement des sols tout particulièrement dans les forêts de plaine.

Deux axes de réflexion ont ainsi été définis et mis en œuvre.

Le premier axe correspond **aux travaux de recherche** sur l'impact des tassements sur le fonctionnement du sol et le devenir des peuplements forestiers. Ainsi, une synthèse bibliographique sur l'état des connaissances scientifiques et techniques a été réalisée. Elle souligne les effets des engins forestiers sur les sols, dans leur dimension physique, chimique et biologique. Cette synthèse a été publiée dans les Dossiers Forestiers (n° 15 de janvier 2005) sous le titre *Effets de l'exploitation forestière sur la qualité des sols* (M. Lamandé, J. Ranger et Y. Lefèvre).

Ensuite, dans le cadre du programme *Dégradation des Sols liés au Tassement* (DST) de GESSOL2, l'ONF et l'INRA ont installé en Lorraine deux sites atelier pour le suivi de l'impact de la mécanisation sur le fonctionnement des sols et les peuplements forestiers. Par la création de ces dispositifs expérimentaux lourds (présentés aux JNES de 2007 à Angers) et le soutien humain et financier à sa réalisation, l'ONF montre son attachement à permettre une évaluation rigoureuse de ces impacts, un suivi contrôlé de la dynamique de restauration, spontanée ou assistée, des propriétés du sol après compaction, une appréciation économique des dégâts à travers le taux de survie et la croissance des plantations.

Le deuxième axe porte sur l'application des résultats de la recherche dans la gestion forestière.

Pour réaliser les passages recherche - terrain, plusieurs actions ont été engagées.

Tout d'abord, la réalisation de **chantiers de démonstrations** de systèmes de mobilisation alternatifs (petite mécanisation et câble aérien). Ils ont permis de définir leurs domaines d'application et de développer les notions de diagnostic de sensibilité du sol.

Ensuite ont été publiés plusieurs **documents de référence** :

A la fin 2007 a été adopté, pour les forêts relevant du régime forestier, le Règlement national d'exploitation forestière, document cadre sur les exigences relatives à la qualité de l'exploitation forestière. Il constitue un cahier des charges unique opposable à tous les intervenants, quel que soit leur statut, et place ainsi tous les acteurs en forêts sur un même pied d'égalité devant les prescriptions et les responsabilités de chacun envers le milieu forestier. Dans son paragraphe 1.1.2, il traite tout spécialement de la préservation des sols et de l'utilisation des cloisonnements d'exploitation pour contrôler la circulation des engins forestiers et limiter leurs impacts. Il permet également, en cas de sols fragiles, de vérifier que le type d'engin mécanisé prévu pour les travaux d'exploitation est conforme aux spécificités.

Dès 2005, l'ONF en partenariat avec le FCBA, l'INRA, l'IDF et les Entrepreneurs de Travaux Forestiers a lancé un programme d'analyse et d'essais (**PROSOL**) pour faire le lien entre les connaissances sur la sensibilité des sols et l'identification des systèmes d'exploitation les plus adaptés. Les chantiers de démonstration évoqués plus haut entrent dans ce cadre.

Ces divers résultats et observations ont conduit à la production d'un **guide de vulgarisation** ("*Guide pratique pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt*"), guide qui sera largement diffusé avant l'été. Par ailleurs, une note de service sur la protection des sols accompagnera la diffusion interne de ce guide. Elle mettra particulièrement l'accent sur l'installation des cloisonnements d'exploitation nécessaires à une circulation raisonnée des engins forestiers dans l'objectif de protéger le sol.

***SESSION 12 : Erosion, dégradation, gestion conservatoire des sols***

***AFFICHES***



## Localisation et efficacité des bandes enherbées de 12 m de long pour la rétention des sédiments érodés

CORDONNIER Hélène<sup>1</sup>, BIELDERS Charles<sup>1</sup> et MOKADEM Abdel Ilah<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Unité de Génie rural, Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire, Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale, Université catholique de Louvain, Croix du Sud 2, boîte 2 B-1348 Louvain-la-Neuve (Belgique), [helene.cordonnier@uclouvain](mailto:helene.cordonnier@uclouvain).

<sup>2</sup> : Direction du Développement rural, Département de la Ruralité et des Cours d'eau, Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement, Service Public de Wallonie, Chaussée de Louvain, 16 B-5000 Namur (Belgique).

### Introduction

Les bandes enherbées sont des bandes aménagées dans les parcelles agricoles avec un couvert végétal permanent composé majoritairement de graminées. Elles sont généralement installées en bordure des parcelles agricoles, au sein du parcellaire ou en limite de celui-ci, le long des chemins, des cours d'eau, etc. Ces bandes possèdent des objectifs environnementaux multiples tels que l'amélioration du maillage écologique ou l'embellissement du paysage. Elles sont également utilisées comme mesures palliatives dans la lutte contre l'érosion hydrique des sols pour ralentir les flux de ruissellement et provoquer le dépôt des particules en suspension, ce qui limite les impacts négatifs des sédiments dans les zones situées en aval.

L'objectif de ce travail était de développer une méthodologie applicable à l'échelle du territoire wallon permettant d'évaluer l'efficacité de rétention en sédiments des bandes enherbées de 12 m de long telles qu'elles sont mises en place dans le cadre des mesures agri-environnementales en Région wallonne (Belgique). Cette méthodologie repose sur l'application de deux modèles, l'un pour le calcul des quantités de sédiments érodés sur les parcelles (USLE, Wischmeier et Smith, 1978), l'autre pour l'évaluation de l'efficacité de rétention en sédiments des bandes enherbées (VFSmod, Munoz-Carpena *et al.*, 1999). La méthodologie fait appel à des données cartographiques existantes qui sont intégrées dans un système d'information géographique.

### Méthodologie

L'efficacité de rétention des bandes enherbées a été évaluée pour les segments situés en bordure de parcelles agricoles et qui reçoivent effectivement des flux de ruissellement en provenance de la parcelle en amont, autrement dit les segments de bande enherbée localisés au niveau des exutoires des micro-bassins versant de la parcelle. Ces micro-bassins versant et leurs exutoires ont été définis grâce aux fonctions d'accumulation des flux disponibles dans le système d'information géographique choisi (ArcGIS®).

Le modèle VFSmod permet de déterminer l'efficacité de rétention du ruissellement et des sédiments d'une bande enherbée en fonction de ses propriétés d'infiltration (conductivité hydraulique à saturation), de couvert végétal (densité, hauteur et rugosité du couvert), de ses dimensions (longueur et largeur) et des caractéristiques du flux entrant (hydrogramme de ruissellement, concentration en sédiments et dimensions des particules). Le modèle a été calibré par optimisation grâce à des données expérimentales provenant de mesures de ruissellement et d'érosion réalisées sur sol limoneux (site de Nukerke) par l'université de Gand (Belgique). Premièrement, les paramètres 'conductivité hydraulique à saturation', 'teneur en eau initiale du sol', 'suction au front d'infiltration' et 'rugosité de Manning' ont été calibrés pour optimiser l'estimation des volumes de ruissellement sortant de la bande enherbée.

Deuxièmement, les paramètres 'diamètre' et 'densité des sédiments' et 'écartement de la végétation' ont été calibrés pour optimiser l'estimation des quantités de sédiments sortant de la bande enherbée.

Le flux entrant caractérisé par son hydrogramme de ruissellement et la concentration en sédiments a été déterminé pour chacun des segments de bande enherbée à partir des propriétés des micro-bassins versant situés en amont de ces segments. Les hydrogrammes de ruissellement sont obtenus pour une pluie de projet de période de retour égale à 5 ans dont la hauteur d'eau est 17.4 mm en 30 minutes. Les volumes de ruissellement sont déterminés grâce à la méthode du « Curve Number » (CN) du Soil Conservation Service (Chow, 1964) pour une occupation du sol de type « sarclé » et selon le groupe hydrologique. Le transfert du ruissellement se base sur la théorie de l'hydrogramme unitaire (Sherman, 1932) avec un temps de concentration de chaque micro-bassin versant calculé à partir de la longueur du thalweg, de la pente moyenne et du CN selon la formule du SCS (1972). Les quantités de sédiments érodés sur chacun des micro-bassins versant sont estimées grâce à l'équation USLE pour la pluie de projet et une culture de type sarclé.

Chaque micro-bassin versant est caractérisé par sa longueur du thalweg, sa pente moyenne, sa surface et la concentration en sédiments du flux de ruissellement produit. Les valeurs de chacun des quatre paramètres ont été classées en plusieurs catégories. Toutes les combinaisons réalistes de ces catégories, soit 926 combinaisons, ont été utilisées comme données d'entrée pour le modèle VFSmod.

### **Résultats**

Le modèle VFSmod fournit une valeur d'efficacité de rétention en sédiments pour chaque segment de bande enherbée de 12 m de long situé en aval des micro-bassins versant testés. La taille de la zone contributive et la concentration en sédiments sont apparus comme les principaux facteurs explicatifs de l'efficacité de rétention. Un méta-modèle de type exponentiel est ensuite ajusté sur les données ainsi générées, ce qui permet de prédire pour chaque segment de bande enherbée l'efficacité de rétention en fonction de la surface du micro-bassin en amont et de la concentration en sédiments du flux de ruissellement entrant sur la bande. Il est ensuite possible de calculer une efficacité moyenne par parcelle pour l'ensemble de la bande enherbée qui y est installée.

Actuellement, la méthode suppose un type de sol uniforme sur l'ensemble du territoire et un ruissellement diffus dans les bandes enherbées. Ces limitations feront l'objet d'améliorations à l'avenir.

### **Références**

- Chow V.T. (1964). Handbook of applied hydrology. McGraw-Hill Book Co., New-York.
- Munoz-Carpena R., Parsons J.E. et Gilliam J.W. (1999). Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. Journal of Hydrology 214(1-4), 111-129.
- Sherman L.K. (1932). Streamflow from rainfall by unit-graph method. Engineering News Record 108, 501-505.
- Soil Conservation Service (1972). National Engineering Handbook, section 4. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.
- Wischmeier W. H. et Smith D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook n° 537, Washington DC. 58 p.

## Erosion potentielle à l'échelle de la parcelle agricole

CORDONNIER Hélène<sup>1</sup>, BIELDERS Charles<sup>1</sup> et MOKADEM Abdel Ilah<sup>2</sup>

<sup>1</sup> : Unité de Génie rural, Département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire, Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale, Université catholique de Louvain, Croix du Sud 2, boîte 2 B-1348 Louvain-la-Neuve (Belgique), [helene.cordonnier@uclouvain](mailto:helene.cordonnier@uclouvain).

<sup>2</sup> : Direction du Développement rural, Département de la Ruralité et des Cours d'eau, Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement, Service Public de Wallonie, Chaussée de Louvain, 16 B-5000 Namur (Belgique).

### Introduction

La lutte contre l'érosion des sols fait partie de la conditionnalité des aides agricoles régie par les textes européens (Règlement (CE) n°1782/2003). Elle est mise en œuvre différemment dans chaque Etat membre selon les modes de définition des parcelles à risques et selon les mesures obligatoires imposées aux agriculteurs. En Région wallonne (Belgique), les parcelles à risque d'érosion sont celles dont « la pente est supérieure à 10 % sur plus de 50 % de sa superficie ou plus de 50 ares ». L'objectif de ce travail est d'améliorer la classification des parcelles à risque en évaluant pour chaque parcelle le risque d'érosion hydrique diffuse potentielle (l'« aléa érosion »).

### Méthodologie

L'hypothèse majeure sur laquelle repose la méthodologie est que chaque parcelle agricole est isolée de ses voisines d'un point de vue hydrologique : aucun flux de ruissellement et/ou de sédiments ne peut franchir les limites amont des parcelles. Cette hypothèse permet de responsabiliser chaque agriculteur par rapport à l'aléa érosion de sa propre parcelle uniquement.

Chaque parcelle est « pixelisée » selon une maille de 10 m qui correspond à celle du modèle numérique de terrain disponible en Région wallonne. L'érosion est calculée pixel par pixel selon l'équation USLE (« Universal Soil Loss Equation », Wischmeier et Smith, 1978) qui est le produit de cinq facteurs : l'érosivité de la pluie (facteur R), l'érodibilité du sol (facteur K), le facteur topographique (facteur LS), le facteur végétation (facteur C) et le facteur de pratiques anti-érosives (facteur P). Le calcul de l'érosion potentielle ne considère que les facteurs R, K et LS, les facteurs C et P étant fixés à 1. Le travail a surtout consisté à évaluer le facteur topographique LS, les valeurs des facteurs R et K provenant du projet ERRUISSOL (Demarcin *et al.*, 2008).

L'équation utilisée pour le calcul du facteur L considère la surface contributive du ruissellement en amont de chaque pixel plutôt que la longueur de la pente (Desmet et Govers, 1996). Le facteur S dépend de l'inclinaison de la pente et est calculé à partir de l'équation de Nearing (1997).

### Résultats

L'érosion potentielle peut atteindre des valeurs très élevées dans le cas de parcelles présentant une topographie complexe avec d'importants axes de concentration des écoulements. Cependant, l'équation USLE n'a une précision acceptable que pour des pentes de longueurs inférieures à 330 m de long, soit une valeur du facteur L inférieure à 2.95. Les taux d'érosion calculés très élevés sont donc aussi très incertains ! Par ailleurs, la déposition des particules érodées n'est pas considérée, ce qui provoque vraisemblablement une surestimation des quantités totales de sédiments érodés en bas de parcelle.

### **Conclusion**

La méthodologie permet d'estimer le taux d'érosion potentiel en chaque point d'une parcelle en tenant compte explicitement de la superficie qui contribue à l'écoulement en ce point. Bien que pour des taux d'érosion élevés, les résultats soient très incertains, la méthode permet néanmoins d'identifier les parcelles présentant des zones à risque élevé d'érosion et, au sein de chaque parcelle, les zones les plus à risque. Sur cette base, il sera possible d'identifier les parcelles où des mesures préventives de lutte contre l'érosion s'imposent et d'optimiser leur emplacement.

### **Références**

Demarcin P., Degré A., Smoos A. et Dautrebande S. (2008). Projet ERRUISSOL. Cartographie numérique des zones à risque de ruissellement et d'érosion des sols en Région wallonne. Rapport final de convention DGO3-FUSAGx. Unité d'hydrologie et hydraulique agricole. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux. 32 p+annexes.

Desmet P.J.J. et Govers G. (1996). Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. *International Journal of Geographical Information Systems* 10(3), 311–331.

Nearing M.A. (1997). A single continuous function for slope steepness influence on soil loss. *Soil Science Society of America Journal* 61, 917-919.

Wischmeier W. H. et Smith D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. *USDA Agriculture Handbook n° 537*, Washington DC. 58 p.



## Evaluation du potentiel de schémas numériques complexes pour la modélisation du ruissellement

ROUSSEAU Marie<sup>1</sup>, DELVALLÉE Etienne<sup>1</sup>, CERDAN Olivier<sup>1</sup>, DELESTRE Olivier<sup>2</sup>,  
NORD G.<sup>4</sup>, ESTEVES Michel<sup>5</sup>, CORDIER Stéphane<sup>2</sup>, JAMES François<sup>2</sup>,  
DARBOUX Frédéric<sup>3</sup>, DUPROS Fabrice<sup>1</sup>

<sup>1</sup> : Bureau de Recherches BRGM ([ma.rousseau@brgm.fr](mailto:ma.rousseau@brgm.fr))

<sup>2</sup> : Laboratoire de Mathématiques et Applications, Physique Mathématique d'Orléans ([olivierdelestre41@yahoo.fr](mailto:olivierdelestre41@yahoo.fr))

<sup>3</sup> : INRA ([Frederic.Darboux@orleans.inra.fr](mailto:Frederic.Darboux@orleans.inra.fr))

<sup>4</sup> : CSIC Barcelone ([gnord@ija.csic.es](mailto:gnord@ija.csic.es))

<sup>5</sup> : LTHE ([michel.esteves@hmg.inpg.fr](mailto:michel.esteves@hmg.inpg.fr))

Le ruissellement joue un rôle essentiel dans la gestion des parcelles agricoles, il est l'un des processus physiques déterminant de l'érosion hydrique. Afin d'améliorer l'aménagement des bassins versants, il est essentiel de comprendre et prédire correctement la localisation des écoulements surfaciques ainsi que les effets de la morphologie de la surface (topographie, réseaux hydrauliques, sillons) sur la direction des écoulements. Il est donc important de recourir à une modélisation qui soit distribuée et qui tienne compte explicitement de ces facteurs.

Les équations de Barré de Saint Venant sont un bon modèle pour décrire les écoulements en eau peu profonde, mais elles n'admettent pas de solutions analytiques dans le cas général. On est alors contraint d'approcher la solution par des méthodes numériques.

Cette étude permet de comparer les capacités prédictives de différents modèles, et ainsi d'évaluer l'intérêt de complexifier un schéma numérique pour tenir compte des différents éléments du relief et de la géométrie du réseau d'écoulement. L'objectif de ce travail se décompose alors en deux parties. Une première partie dans laquelle nous avons développé un code permettant de résoudre le système de Saint Venant par un schéma en volumes finis relativement complexe, de type « well balanced ». Et une deuxième dans laquelle nous allons comparer ce modèle avec une méthode de résolutions plus simple, par un schéma MacCormack, qui est très utilisée dans les applications hydrologiques.

### 1 Développement et validation du modèle en volumes finis

Dans cette étude, les écoulements sont modélisés à l'aide du système de Saint-Venant :

$$\partial_t h + \partial_x (hu) = P - T_{\text{inf}}$$
$$\partial_t (hu) + \partial_x \left( hu^2 + \frac{gh^2}{2} \right) = gh(S_f - \partial_x z)$$

avec  $h$  la hauteur d'eau,  $u$  la vitesse d'écoulement,  $P$  le taux de pluie,  $T_{\text{inf}}$  le taux d'infiltration,  $z$  la topographie et  $S_f$  le terme de frottement.

Nous avons choisi d'approcher ces équations par un schéma en volumes finis basé sur la reconstruction hydrostatique, à la fois du premier et du second ordre (en espace et en temps). Ce schéma présente l'avantage de préserver les états d'équilibre ainsi que la positivité de la hauteur d'eau, c'est un schéma bien équilibré, plus souvent appelé « well-balanced ».

Le terme de frottement est traité de manière semi-implicite. Pour la prise en compte du processus d'infiltration, on a utilisé le modèle de Green et Ampt qui représente un compromis intéressant entre simplicité et capacité à reproduire la réalité.

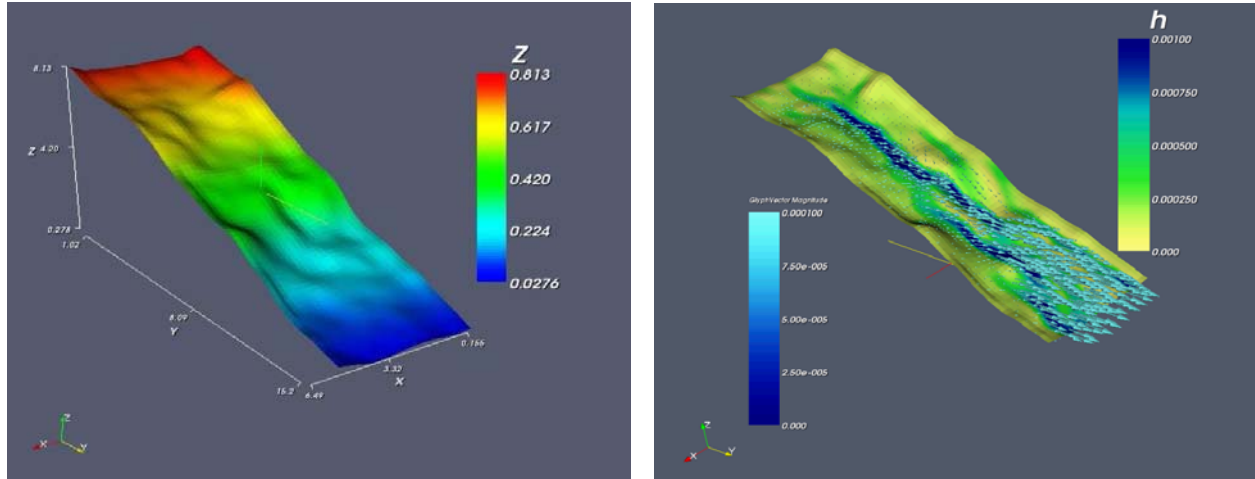
Cette méthode de résolution a pu être validée sur un certain nombre de cas test analytiques : préservation de l'état d'équilibre au repos, Greenspan Carrier (recouvrement-découvrement), Thacker (avec solution plane et parabolöide), MacDonald...

Pour ces différentes simulations le raffinement du modèle de l'ordre 1 vers l'ordre 2 permet un gain en précision, en stabilité ainsi qu'une meilleure conservation des volumes infiltrés et

ruisselés.

## 2 Comparaison des modèles sur des cas test expérimentaux

Nous avons pu tester notre modèle sur des cas test réels. En effet une expérience a été menée sur une parcelle au Niger (figure ci-dessous) sur laquelle ont été mesurés les débits à l'exutoire lors de différents évènements pluvieux. La parcelle mesure 15 mètres de long et 5 mètres de large, les coefficients de frottement et d'infiltration sont uniformes en espace.



Nous avons simulé onze évènements pluvieux assez différents, que ce soit en intensité (de 10 mm à 62 mm), en durée ou en fréquence (pluie ponctuelle ou succession d'épisodes pluvieux).

Pour ces différents épisodes nous avons alors pu comparer les débits observés avec ceux obtenus avec notre modèle (avec prise en compte de l'infiltration et des frottements) à l'ordre un, à l'ordre deux, ainsi qu'avec un code qui résout le système de Saint Venant par un schéma MacCormack avec l'approximation de l'onde cinématique en cas de faibles hauteurs d'eau. Pour les trois codes l'infiltration est traitée de la même manière (modèle de Green et Ampt) et la loi de frottement utilisée est celle de Darcy-Weisbach.

	Ordre un	Ordre deux	MacCormack
Moyenne des Nash* sur les onze évènements	<b>0,655</b>	<b>0,771</b>	<b>0,769</b>

\* Pour la comparaison des résultats nous avons utilisé le critère de Nash qui est, en hydrologie, un critère permettant de mesurer l'écart entre les valeurs simulées à l'aide du modèle et les valeurs mesurées. Le nombre de Nash étant compris entre  $-\infty$  et 1, un Nash égal à 1 signifiant un ajustement parfait entre la simulation et les mesures.

Dans ce cas relativement simple où il existe une bonne corrélation entre le ruissellement et la pluie, la différence entre les deux schémas de résolution n'est pas significative. En effet, dans cet exemple nous nous plaçons sur une parcelle de sable où les frottements sont uniformes et faibles, donc n'influent que très peu sur le ruissellement. De plus nous prenons des coefficients d'infiltration non spatialisés et la topographie présente peu d'hétérogénéités de surface.

La deuxième partie de cette étude consistera alors à tester des configurations plus contrastées et difficiles à modéliser afin de déterminer la limite à partir de laquelle il devient avantageux d'utiliser des schémas plus complexes. Trois configurations seront plus particulièrement testées : 1) sur des sols présentant des frottements spatialisés et contrastés, par exemple différentes natures de sol sur le même domaine d'étude, 2) cas test engendrant des interfaces sec/mouillé, 3) à l'échelle d'un petit bassin versant, c'est-à-dire sur une surface plus conséquente et présentant de fortes hétérogénéités aussi bien au niveau de la topographie que des états de surface. Ce troisième test étant sur des domaines spatiaux de simulations plus vastes, il permettra également la mise en évidence de l'efficacité et notamment en temps de calcul.

## **Modélisation régionale de l'aléa Erosion hydrique des sols en contexte méditerranéen**

**DESPRATS Jean-François<sup>1</sup>, CERDAN Olivier<sup>2</sup>, LAISSUS M.<sup>2</sup>, LE BISSONNAIS  
Yves<sup>3</sup>, RACLOT Damien<sup>4</sup>, SIMONNEAUX Vincent<sup>5</sup>**

- 1 : BRGM - Aménagement et Risque Naturel, Orléans, France  
2 : BRGM - Aménagement et Risques Naturels, Montpellier, France  
3 : INRA, LISAH, Montpellier, France  
4 : IRD, LISAH, Tunisie  
5 : IRD, CESBIO, Toulouse, France.

Les changements climatiques et d'occupation des sols attendus au cours du 21<sup>ème</sup> siècle vont influencer les phénomènes de dégradation et d'érosion des sols. Dans le milieu méditerranéen, les sols risquent d'être particulièrement vulnérables au changement climatique du fait des forts contrastes climatiques, des faibles couvertures végétales et de leur stabilité structurale réduite.

L'objectif du projet MESOEROS21 est d'une part, d'améliorer notre compréhension de l'impact du changement global, tel qu'il est actuellement prédit par les modèles utilisés aujourd'hui pour la période allant jusqu'à 2099, sur les ressources en sols dans le domaine méditerranéen, et d'autre part, de développer des modèles et des indicateurs permettant l'évaluation locale et régionale de la vulnérabilité de ces sols.

La démarche de MESOEROS21 est basée sur la cartographie de l'aléa érosion hydrique des sols à différentes échelles emboîtées les unes dans les autres à l'aide de modèles différents et adaptés à ces échelles. On utilise à l'échelle des sous-bassins versants (Lebna en Tunisie, Peyne en France, Rhéraya au Maroc) des modèles physique (MHYDAS) ou expert (STREAM) évaluant l'aléa local et permettant à long terme la validation des modélisations réalisées à l'échelle régionale du Bassin Méditerranéen avec un modèle physique régional (PESERA - Pan European Soil Erosion Risk Assessment - Kirkby et al., 2008.) et un modèle de type expert (MESALES - Modèle d'Evaluation Spatialisée de l'Aléa d'Erosion des Sols - Le Bissonnais et al., 2002). L'objectif est de comparer les estimations réalisées par ces modèles de type différent : MESALES (expert) et PESERA (physique) reposant sur des données d'entrée relativement proches. On observe de plus l'influence de la précision de ces données d'entrée en s'attachant plus particulièrement aux caractéristiques pédologiques (couverture pédologique, règles de pédotransfert...).

Les trois bassins versants retenus pour l'analyse du changement d'échelle sont :

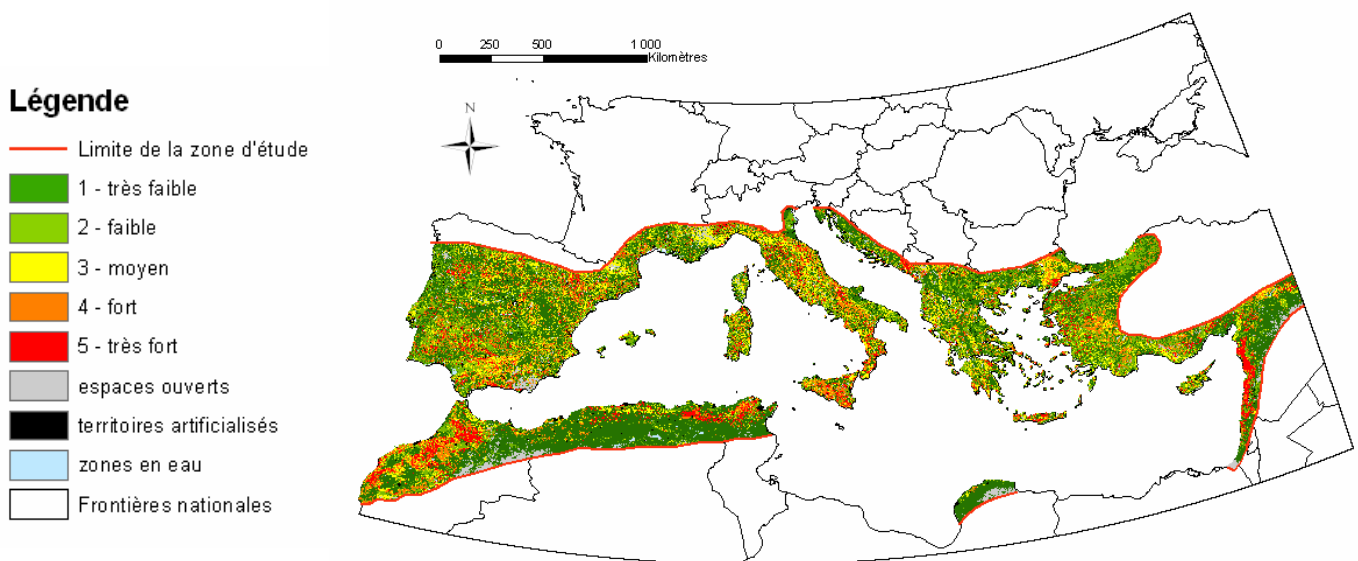
1. la Peyne (86 km<sup>2</sup>), dans le département de l'Hérault ;
2. la Lebna (210 km<sup>2</sup>), située dans la presqu'île du Cap Bon en Tunisie ;
3. la Rhéraya (225 km<sup>2</sup>), dans la partie ouest du Haut Atlas marocain.

Ces trois bassins permettent de faire le lien entre les résultats obtenus à l'échelle régionale par PESERA et MESALES, les modélisations réalisées par le modèle STREAM et les données expérimentales de terrain.

L'aléa érosion hydrique des sols que l'on veut cartographier résulte de la combinaison entre la sensibilité à l'érosion des sols, directement dépendante de facteurs tels que la battance, l'érodibilité, la pente et l'occupation des sols, et l'exposition des sols à un aléa climatique principalement influencée par l'intensité et les quantités de pluies observées (Aléa = Sensibilité x Exposition).

Dans un contexte d'action préventive et/ou curative face à cette dégradation des sols, l'estimation des taux d'érosion par la modélisation a permis la localisation des zones à risque et fourni une vision globale de la situation. Ce type de modélisation à l'échelle d'un bassin très étendu dans son ensemble demande d'une part l'entrée d'un nombre important de données d'origine et de précision diverses ; des hypothèses fortes (comportement identique des sols au nord et au sud de la Méditerranée...) ont d'autre part été émises pour permettre la mise en place de la base de données d'entrée. Toutefois, les deux modèles identifient des ensembles subissant une érosion semblable correspondant bien aux données de terrain utilisées pour la validation et apparaissent cohérents dans leur estimation. Les biais semblent ainsi limités et sont appelés à diminuer avec l'amélioration progressive de la précision des données utilisées.

Les comparaisons à différentes échelles montrent de façon évidente la nécessité de données locales précises pour une bonne identification des zones à risques. Cependant, les sorties aux échelles locale et régionale sont globalement cohérentes. Pour ce qui est de la comparaison inter-modèles, PESERA et MESALES s'accordent sur les zones où l'érosion est faible, mais PESERA identifie plus précisément les zones de forte érosion sur ravines.



Carte de l'aléa érosion hydrique des sols du bassin méditerranéen élaborée à l'aide du modèle MESALES.

### Bibliographie

M. J. Kirkby, B. J. Irvine, R. J. A. Jones, G. Govers, M. Boer, O. Cerdan, J. Daroussin, A. Gobin, M. Grimm, Y. Le Bissonnais, C. Kosmas, S. Mantel, J. Puigdefabregas, G. van Lynden. 2008. The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. – Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science* **59** (6), 1293-1306.

Yves Le Bissonnais, Cécile Montier, Marcel Jamagne, Joël Daroussin, Dominique King. 2002. Mapping erosion risk for cultivated soil in France, *CATENA*, 46, (2-3), 207-220

## Etude de la décomposition de carbone pyrogénique mélangé à différents substrats organiques en conditions contrôlées

ECABERT Nicolas<sup>1</sup>, BESSON Antoine<sup>1</sup>, BOIVIN Pascal<sup>1</sup> & ABIVEN Samuel<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Agronomie, Ecole d'ingénieurs de Lullier, Haute Ecole Spécialisée de Suisse Occidentale, Genève, Suisse

<sup>2</sup> Science du Sol et Biogéographie, Géographie physique, Université de Zurich, Winterthurerstr. 190 / CH-8057 Zurich / Suisse, samuel.abiven@geo.uzh.ch

### Introduction

L'utilisation de sols agricoles dans le cadre de grandes manifestations publiques constitue un cas extrême de contraintes physiques appliquées au sol. L'utilisation de machines de levage, de véhicules de tous ordres et le piétinement de la foule dans des conditions climatiques parfois défavorables entraînent des compactages très importants nécessitant des techniques conservatoires particulièrement efficaces. Dans cette perspective, le Paleo festival de Nyon (Suisse) apporte depuis 16 ans des copeaux de bois au sol. Cette étude évalue cette pratique.

### Matériel et méthodes

Des échantillons de sols ont été prélevés sur différentes parties du site selon des niveaux de compaction estimés différents (parking, site de montage de la scène, devant la scène). La compaction a été estimée par la densité apparente sur différents profils et la méthode d'analyse du retrait (Schäffer *et al.*, 2008). L'effet des copeaux (présence et niveau de décomposition) a été mesuré par des bilans de masse des copeaux résiduels et par la quantité et qualité de la lignine présente dans le sol (Lignine CuO - Hedges et Hertel, 1982).

### Résultats et discussion

Dans la plupart des zones du site, les densités au gonflement maximum et à la limite de retrait sont très élevées (supérieur à 1.5 dans la plupart des horizons) et le volume d'air à saturation est très faible (inférieur à 0.10 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup> dans la majorité des cas). Compte tenu de ces conditions dans le sol, une partie très importante des copeaux se retrouve dans la matière organique particulaire (MOP). Les caractéristiques de lignine du sol montrent que les copeaux sont très peu décomposés et ont tendance à s'accumuler dans le profil.

Cette étude montre la nécessité de méthodes plus drastiques pour conserver ces sols soumis à des contraintes extrêmes.

### Références

- Hedges J.I. & Ertel J.R., 1982. Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. *Analytical Chemistry*, 54, 174-176.
- Schäffer B., Schulin R. & Boivin P., 2008. Changes in shrinkage of restored soil caused by compaction beneath heavy agricultural machinery. *European Journal of Soil Science*, 59, 771-783



## **BIOCRUST : Vulnérabilité des croûtes biologiques et dégradation des sols en zone sahélienne**

**MALAM ISSA Oumarou<sup>1\*</sup>, CANCES B.<sup>1</sup>, DUMAY F.<sup>1</sup>, GOMMEAUX M.<sup>1</sup>, MARIN B.<sup>1</sup>,  
MORVAN X.<sup>1</sup>, PONTHEU M.<sup>1</sup>, CERDAN O.<sup>2</sup>, BOURGUIGNON A.<sup>2</sup>, DESPRATS J.-  
F.<sup>2</sup>, GARRIDO F.<sup>2</sup>, JOULIAN C.<sup>2</sup>, CHEVREL S.<sup>2</sup>, RAJOT J. L.<sup>3</sup>, MARTICORENA B.  
<sup>3</sup>, VALENTIN C.<sup>3</sup>, SANNIER C.<sup>4</sup>, BEAUGENDRE N.<sup>4</sup>, DAZIN F.<sup>4</sup>, FONTANOT F.<sup>4</sup>,  
JACQUET G.<sup>4</sup>, VERMESSEN P.<sup>4</sup>, STAL J. L.<sup>5</sup>, BAGHDADI N.<sup>6</sup>, BERTRAND I.<sup>7</sup>,  
ALAVOINE G.<sup>7</sup>, LARROQUE C.<sup>8</sup>, Van VESEMAEL B.<sup>9</sup>**

1. Université de Reims Champagne Ardenne : GEGENA EA 3795
2. BRGM : ARN Aménagement et risques naturels
3. IRD : UMR211 BIOEMCO – Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux
4. SIRS : Systèmes d'Information à Référence Spatiale
5. Netherlands Institute of Ecology NIOO-CEMO: Department of Marine Microbiology
6. CEMAGREF- CIRAD-ENGREF : UMR TETIS
7. INRA Reims : UMR 614 FARE
8. CNRS : UMR Géosciences Azur CNRS 6526
9. Université Catholique de Louvain : Département de Géographie

\* Correspondance à adresser à : [oumarou.malam-issa@univ-reims.fr](mailto:oumarou.malam-issa@univ-reims.fr)

### **1. Contexte et objectifs scientifiques**

Les croûtes biologiques ou croûtes microbiotiques se constituent essentiellement à partir de populations de cyanobactéries, accompagnées d'algues vertes, de lichens et de bactéries, accessoirement de diatomées et de mousses. Ces croûtes se forment de façon remarquable principalement dans les écosystèmes semi-arides, arides et désertiques où, elles représentent un état structural typique des sols nus. Elles sont reconnues et étudiées dans plusieurs régions du globe, notamment aux États-Unis, en Australie, en Israël ou en Chine. Cependant les croûtes microbiotiques ont fait l'objet de très peu d'études en Afrique.

Les études réalisées dans la région de Banizoumbou au Niger ont montré que les croûtes microbiotiques bien développées (fig. 1) possèdent des propriétés physiques et biogéochimiques spécifiques qui leur permettent de jouer un rôle spécifique dans le fonctionnement du sol et l'environnement naturel (Malam Issa et al., 1999).

En effet ces croûtes microbiotiques améliorent :

- Les propriétés physiques des sols, telles que la stabilité et la rétention en eau, grâce à la formation d'associations organo-minérales et d'agrégats stables sous l'action des filaments et des produits de sécrétions extracellulaires.

- La fertilité des sols, de part leurs caractéristiques intrinsèques, notamment la fixation du carbone et de l'azote atmosphériques. Le carbone ainsi fixé constitue une source énergétique potentielle et contribue aux stockages de matières organiques dans ces sols.

Ces croûtes microbiotiques ont des fonctions écologiques de première importance, et le rôle qu'elles jouent sur le maintien de la qualité des sols des écosystèmes semi-arides et arides pourrait s'avérer crucial. Cependant les changements climatiques affectent l'usage des sols au Sahel et ces modifications sont susceptibles de perturber fortement la distribution et le fonctionnement des croûtes microbiotiques et des écosystèmes associés.

Le projet BIOCRUST financé par l'ANR (VMCS 2008) a pour objet l'étude des croûtes biologiques des sols (BSC) en zone sahélienne (fig. 2). Basé sur l'état de l'art actuel, ce projet a pour objectif d'élaborer un outil pour le suivi de la dégradation des états de surface des sols face aux variations sensibles des conditions climatiques et la pression humaine croissante.



Figure 1 : Vue de la surface d'une butte sableuse. A noter l'apparition de croûtes microbiotiques (zones sombres) au premier plan, de croûtes structurales (ST3, zone claire) et d'érosion (E, zone beige) au milieu de la photo. Les arbres à l'arrière plan de la photo sont hauts de 2 à 3 m.

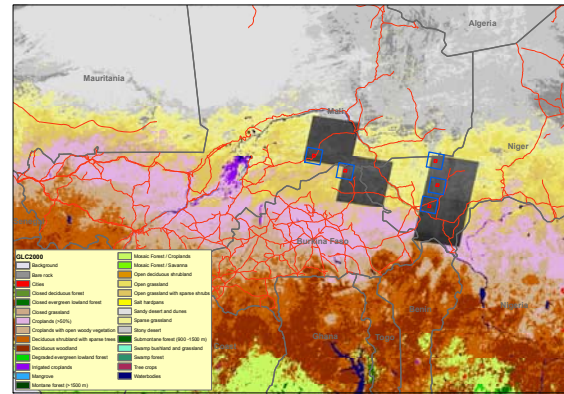


Figure 2 : Localisation des sites d'étude. Trois sites méthodologiques (Niger) et deux sites de validation (Mali et B. Faso) ont été choisis pour étudier la dynamique spatio-temporelle des BSC dans des contextes climatiques contrastés (gradients nord-sud) et sous la pression anthropique des pratiques pastorales et culturelles locales.

## 2. Programme de Recherche

Le projet BIOCRUST s'organise autour de 4 actions :

**1. Etude des caractéristiques des croûtes biologiques et de la vulnérabilité de leurs fonctions écologiques :** elle sera basée sur la connaissance des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des BSC. Elle comprend également la recherche des critères visuels et la mesure des réponses spectrales. Cette partie des travaux permettra d'établir une typologie des BSC des zones sahéniennes et d'évaluer la sensibilité des BSC aux changements climatiques et aux changements d'usages de terres.

**2. Elaboration des outils nécessaires à la cartographie de la répartition des croûtes et à la spatialisation de leurs fonctions écologiques :** cette partie sera basée sur les traitements géostatistiques des données obtenues dans des contextes climatiques et d'usages de terre différents, ainsi que l'utilisation d'images satellite correspondant à différentes saisons.

**3. Validation des outils d'intégration et de spatialisation à l'échelle régionale :** ces outils seront utilisés pour suivre l'évolution de l'étendue et du type de croûtes de surface et l'altération de leurs fonctions écologiques face aux changements climatiques et d'usages de terres.

**4. Valorisation et dissémination auprès des acteurs ruraux :** ce volet de la recherche vise les différents acteurs ruraux au travers :

- d'enquêtes sur leurs perceptions vis-à-vis des croûtes biologiques et de la sensibilité de celles-ci face aux changements climatiques et aux changements d'usages de terres ;
- de l'élaboration d'outils de transfert de connaissances scientifiques qui seront acquises dans le cadre du projet BIOCRUST.

### Référence bibliographique :

Malam Issa, O., Trichet, J., Défarge, C., Couté, A., Valentin, C., 1999. Morphology and microstructure of microbial soil crusts on a tiger bush sequence (Niger, Sahel). *Catena*, v. 37, p. 175-196.



## Transferts d'eau et de sédiments de la parcelle à la rivière dans un bassin versant de la ceinture loessique (l'Austreberthe, Normandie)

PAK Lai Ting<sup>1,3</sup>, CERDAN Olivier<sup>1</sup>, SOUCHÈRE Véronique<sup>2</sup>, DELMAS Magalie<sup>1</sup>,  
LE BISSONNAIS Yves<sup>3</sup>, COUTURIER Alain<sup>4</sup>, SOREL Luc<sup>5</sup>

<sup>1</sup> : ARN, BRGM, 3 Avenue Claude Guillemin, 45060 Orléans, France

<sup>2</sup> : UMR SAD-APT, INRA, 78850 Thiverval-Grignon, France

<sup>3</sup> : UMR LISAH, INRA-IRD-SupAgro, 2 Place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France

<sup>4</sup> : UR Science du Sol, INRA, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, 45075 Orléans, France

<sup>5</sup> : UMR SAS, INRA, 65 Rue de Saint Briec, 35042 Rennes, France

Dans le nord-ouest du Bassin Parisien ainsi que dans de nombreuses zones de la ceinture loessique du nord et du centre de l'Europe, les sols limoneux sont particulièrement sensibles au ruissellement et à l'érosion. Ces phénomènes sont parfois observés avec un décalage temporel et/ou spatial au sein d'un bassin hydrologique, notamment entre les zones amonts et aval. Cette manifestation, qui consiste donc, en l'observation d'une différence entre les bilans de ruissellement et d'érosion à différentes échelles est communément appelée « effet d'échelles ». Cet effet a souvent été étudié de manière globale et une diminution des taux de ruissellement et d'érosion est généralement rapportée à mesure que l'on bouge de l'échelle locale à l'échelle régionale (Figures 1 et 2).

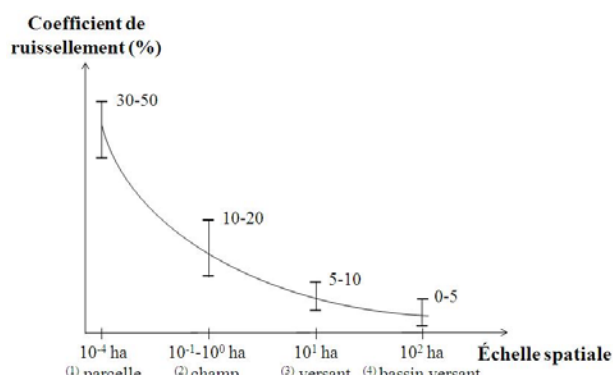


Figure 1 : Relation théorique entre l'échelle spatiale et le coefficient de ruissellement en milieu agricole tempéré

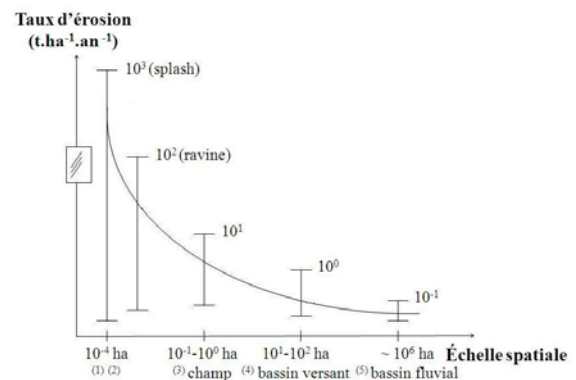


Figure 2 : Relation théorique entre l'échelle spatiale et le taux d'érosion en milieu agricole tempéré

Dans ce contexte, l'objectif de cette étude est d'identifier et de quantifier la nature et les causes de l'effet d'échelles des versants au bassin versant (avec un réseau hydrographique permanent) sur le ruissellement et l'érosion. Dans le cadre de l'étude, une base de données sur un bassin versant agricole en Normandie a été rassemblée.

Les processus de ruissellement et d'érosion à l'échelle des versants et du bassin versant ont été décrits dans la ceinture loessique. Les résultats montrent que les mêmes facteurs contrôlent la production en eaux de ruissellement et en masse érodée aux deux échelles. L'impact de l'érosivité de la pluie sur la production de ruissellement et de sédiments a notamment été démontré.

La comparaison des bilans de ruissellement et d'érosion aux deux échelles ont montré des différences importantes. Sur les 187 événements pluie-ruissellement étudiés, en moyenne, 15% du volume ruisselé sur l'ensemble des versants parviennent à l'exutoire du bassin (Figure

3). De plus, cette diminution de ruissellement, manifestation de l'effet d'échelles, s'effectue de façon linéaire. Sachant que la production en eaux de ruissellement est régie par les mêmes facteurs aux deux échelles, la diminution s'est déroulée lors de la phase de transfert du ruissellement quand on passe des versants à l'exutoire du bassin. La diminution du bilan de ruissellement résulte largement du positionnement et de la connectivité des surfaces ruisselantes et infiltrantes. De plus, les aménagements hydrauliques du bassin, qui constituent un changement du positionnement et de la connectivité du bassin, sont responsables de 18% de cette réduction.

En revanche, l'absence de relation directe entre les bilans érosion aux deux échelles reflète la complexité de ce phénomène. Néanmoins, l'étude a montré que 5% de la masse érodée sur l'ensemble des versants parviennent à l'exutoire du bassin (Figure 3). Le positionnement et de la connectivité des surfaces ruisselantes et infiltrantes sont également responsables de la majorité de la diminution du bilan érosion en passant des versants au bassin entier. De plus, l'étude a montré que les aménagements hydrauliques ont induit 25% de cette diminution. L'absence de relation directe entre les bilans érosion peut provenir d'une réponse non linéaire du phénomène érosif à l'effet d'échelles induit par le positionnement et de la connectivité du bassin. D'autres phénomènes, non étudiés, peuvent induire un effet d'échelles : le drainage/dépôt préférentiel en zones karstiques ou la perte par transmission dans le réseau hydrographique permanent.

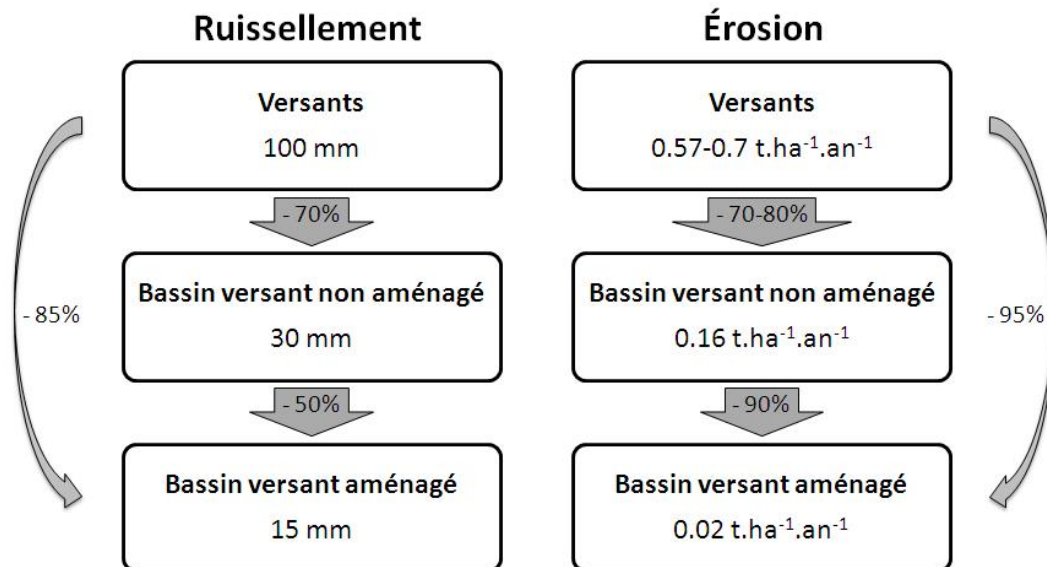


Figure 3 : Évolution du ruissellement et du taux d'érosion des versants au bassin versant

## Etude multi échelle de l'érosion dans le bassin versant du Rheraya, Haut Atlas, Maroc

CHEGGOUR Aouatif<sup>1</sup>, SIMONNEAUX Vincent<sup>2</sup>,  
LE BISSONNAIS Yves<sup>3</sup>, ROOSE Eric<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Projet SudMed, Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.  
[a.cheggour@ucam.ac.ma](mailto:a.cheggour@ucam.ac.ma)

<sup>2</sup> CESBIO - IRD, 18 Av. Edouard Belin, 31401 Toulouse Cedex 9, France.

Tél 05 61 55 85 42 [simonneaux@ird.fr](mailto:simonneaux@ird.fr)

<sup>3</sup> IRD, LISAH, 2 place Viala - 34060 MONTPELLIER Cedex 1. [lebisson@supagro.inra.fr](mailto:lebisson@supagro.inra.fr)

<sup>4</sup> IRD, Laboratoire Most, Montpellier. [Roose@mpl.ird.fr](mailto:Roose@mpl.ird.fr) .

L'érosion est un phénomène critique en Afrique du Nord sous l'effet combiné de l'agressivité du climat, de la fragilité des milieux et de la pression pastorale sur les zones de parcours. Cependant les évaluations quantitatives sont rares, notamment en montagne où l'érosion représente un enjeu d'un point de vue agronomique et écologique, mais aussi du point de vue de l'envasement des barrages, estimé annuellement à 60 Mm<sup>3</sup> pour le Maroc, soit une perte annuelle de 0,5 % de la capacité des réservoirs. L'étude porte sur le bassin versant de la Rheraya (alt. 1100 – 4167 m, 225 Km<sup>2</sup>), Haut Atlas Occidental, Maroc. Ce bassin est majoritairement occupé par des steppes de montagne dégradées par le surpâturage, et quelques cultures irriguées le long des cours d'eau principaux. Des mesures relatives à l'érosion ont été réalisées à trois échelles sur le bassin (Cheggour, 2008) : (1) vingt sept tests d'infiltrabilité et érodibilité à l'échelle du mètre carré, (2) six parcelles de mesure *in situ* de l'érosion d'environ 120 m<sup>2</sup>, (3) mesure des exportations de sédiment en suspension à l'exutoire du bassin.

Les 27 simulations ont été réalisées sur différents sols représentatifs de la variabilité du bassin, fournissant des valeurs d'infiltrabilité et de turbidité de l'eau de ruissellement (Cheggour *et al.*, 2008). Il s'agissait de rechercher des indicateurs permettant à partir de propriétés facilement observables des sols d'estimer leurs propriétés hydrodynamiques et érodabilité. Les résultats ont montré la grande variabilité des infiltrabilités (1 à 70 mm h<sup>-1</sup>) ainsi que des turbidités (3 à 325 g.l<sup>-1</sup>). L'infiltrabilité s'est avérée être bien corrélée avec la texture du sol et le degré d'ouverture de la surface, alors que la turbidité est liée avec la surface de sol nu exposée au ruissellement.

Six parcelles d'érosion ont été installées sur des milieux représentatifs du bassin, parcours et plantations de pin. Cinq années d'observation ont montré que dans la majorité du bassin les événements provoquant du ruissellement sont rares et ne produisent que peu de sédiments (entre 0.015 et 2.5 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). Inversement, le ruissellement est plus fréquent et l'érosion nettement plus importante sur les ravines argileuses (350 t.ha.an<sup>-1</sup>). A l'échelle du bassin, bien que ces zones ravinées ne représentent que 1.5% de la surface totale du bassin, elle produisent 90 % de l'érosion totale. Ces chiffres soulignent l'importance de focaliser les aménagements antiérosifs sur ces zones, ce qui n'est pas souvent le cas pour l'instant. Toujours en terme d'aménagement, nous avons montré que les plantations de pins réalisées il y a 50 ans sur banquettes ont un rôle antiérosif très net lorsqu'elles sont entretenues et fonctionnelles car elles bloquent le ruissellement, mais qu'elles peuvent augmenter l'érosion lorsque les banquettes ne sont plus entretenues.

Une bonne correspondance a été trouvée entre les turbidités sur parcelles et celles observées lors des tests. Par contre, les infiltrations estimées sur parcelles sont nettement inférieures (3 à 5 mm.h<sup>-1</sup>) à celles observées lors des tests, mettant en évidence des processus différents. Il est probable que les écoulements latéraux hypodermiques n'intervenant pas sur

les 30 minutes des tests aient par contre un effet important sur parcelles à l'échelle des évènements, d'autant que les pentes sont fortes (30-40%).

Enfin les mesures à l'exutoire fournissent des exportations allant de 2,5 à 6 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. On observe une forte variabilité inter et surtout intra annuelle des crues, avec quelques évènements majeurs pouvant provoquer jusqu'à 80% de l'érosion annuelle. La comparaison entre les mesures sur parcelles extrapolées au bassin montre une bonne proportionnalité avec les exportations à l'exutoire, avec un « Sediment Delivery Ratio » (SDR) voisin de 1 (fig.1) (Simonneaux, 2006). Cette corrélation constitue une validation indirecte des mesures effectuées aux deux échelles. En terme de processus de transfert, cela montre que les sédiments produits localement au niveau parcellaire sortent du bassin, même si un temps de transit est nécessaire, et ne sont globalement pas sédimentés à l'intérieur.

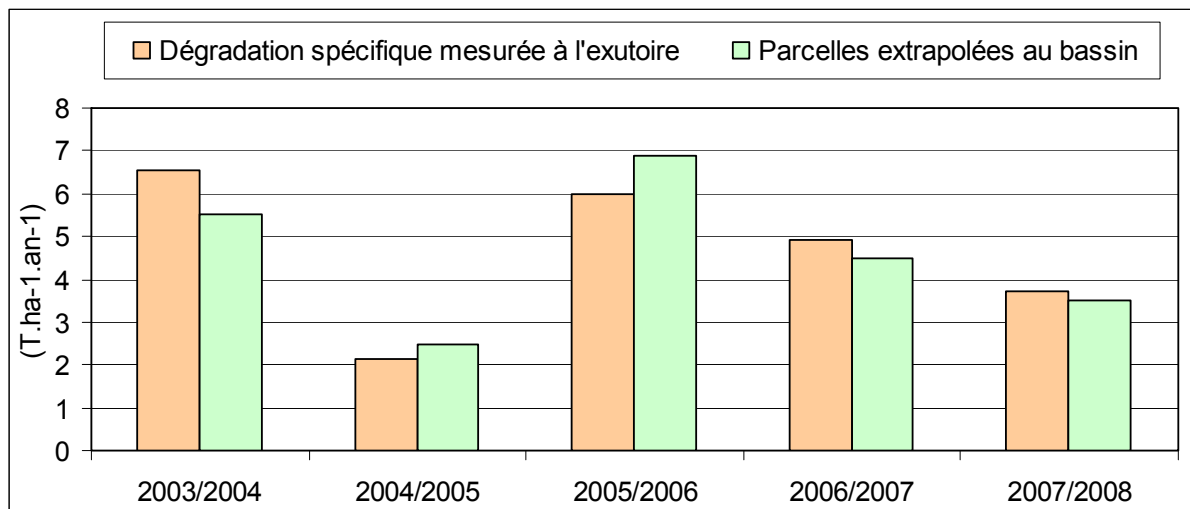


Fig.1 – Comparaison entre mesures à l'exutoire et érosion sur parcelles extrapolée à tout le bassin de la Rheraya.

Cheggour Aouatif, 2008. Mesures de l'érosion hydrique à différentes échelles spatiales dans un bassin versant montagneux semi-aride et spatialisation par des techniques S.I.G : Application au bassin versant de la Rhéraya, Haut Atlas, Maroc. Thèse de doctorat de la Faculté des Sciences Semlalia Marrakech, Maroc, 231 p.

Cheggour A., Simonneaux V., Samia A., Yaro Y. Errouane S., Sabir M., Roose E., 2008. Recherche d'indicateurs de ruissellement et des risques d'érosion au moyen de tests d'infiltrométrie dans le bassin versant du Rhéraya (Haut Atlas Occidental, Maroc). Revue des Sciences de l'Eau, 21(3), 311-322.

Simonneaux V., Cheggour A., Sabir M., Roose E., 2006. Bilan de l'érosion dans le bassin versant de la Rheraya (Haut Atlas, Maroc). Comparaison de mesures sur parcelles et d'exportation à l'exutoire du bassin. 14th International Soil Conservation Organisation Conference (ISCO 06), 14-19 May 2006, Marrakech, Maroc.

## Index des auteurs

ABIVEN, 321, 333, 341, 343, 345, 349, 387  
AKPA-VINCESLAS, 139  
AL MAJOU, 293  
ALAVOINE, 389  
ALBRECHT, 67  
ALLETTO, 217  
ALTMANN, 341  
AMBROSI, 115  
AMSTUTZ, 309  
ANCELIN, 209  
ANDREOLI, 343  
ANDRIANARISOA, 323  
ANGERS, 61, 333  
ANGULO-JARAMILLO, 289  
ARAGNO, 69, 153  
ARAN, 145, 149  
ARMAND, 355  
ARNAUD, 31  
ARROUAYS, 61, 151, 243, 245, 253, 263, 313  
AUBERT, 139  
AUCLERC, 145, 149  
AUDA, 119  
AUGEREAU, 233  
AUZET, 183, 355, 369  
AY, 251, 259  
BACHA, 235  
BAGHDADI, 389  
BAGNOUD, 153  
BAH, 273  
BAIZE, 241, 285, 315  
BALLAND, 155  
BARDOUX, 161, 327  
BARET, 235  
BARGEOT, 251  
BARNIER, 119  
BARRIUSO, 325  
BARTOLI, 117  
BASLY, 133, 135  
BATLLE-AGUILAR, 79  
BATT, 211  
BATTMANN, 45  
BAUDA, 149  
BEAUGENDRE, 389  
BEDELL, 177  
BEGUIRISTAIN, 119, 325  
BEN MECHLIA, 235  
BENIZRI, 167, 173  
BENOIT, 201, 325  
BENSLAMA, 305, 351, 371  
BERNARD, 123  
BERNET, 325  
BERNOUX, 67  
BERRIO, 49  
BERTHIER, 267  
BERTIN, 119  
BERTRAND C., 209  
BERTRAND I., 389  
BESNAULT, 71, 317  
BESSON Arlène, 81, 83, 193  
BESSON Antoine, 387  
BIACHE, 119  
BIDERRE-PETIT, 163  
BIELDERS, 83, 193, 379, 381  
BILE, 75  
BINET, 63, 123  
BIRD, 341  
BLAKE, 177  
BLANCA, 235  
BLOQUE, 69  
BOCK, 205  
BOCKSTALLER, 213, 355  
BODINEAU, 199, 201, 325  
BOËS, 37  
BOGDAN, 219  
BOIS, 107, 109  
BOIVIN, 387  
BOOM, 49  
BOTTINELLI, 331  
BOUAZIZ, 227  
BOUKHRISSE, 371  
BOULONNE, 245, 253, 263  
BOURENNANE, 47, 71, 81, 85, 241  
BOURENNANE SCHNEBELEN, 243  
BOURGUIGNON, 389  
BOURRIÉ, 75  
BOUZIANE, 351  
BOUZID, 163  
BOUZIT, 183  
BRAVIN, 111, 337  
BRAYER, 251  
BREMOND, 49  
BRÊTHES, 375  
BRIL, 129  
BROCHIER, 251  
BROSSARD, 67  
BRUAND, 293  
BRUNET, 29  
BSAIBES, 191  
BUFFET, 273  
BURTIN, 197, 207, 221  
CACOVEAN, 219  
CAM, 243  
CAMBIER, 201, 325  
CAMUS, 233  
CANCES, 389  
CAPOWIEZ, 325  
CARCAILLET, 33

CARLOT, 251  
CARRÉ, 101  
CATTAN, 131  
CAUPERT, 119  
CAVAILHES, 251  
CEBRON, 119  
CERDAN, 101, 183, 365, 367, 383, 385, 389, 391  
CHAFCHAFI, 261  
CHALHOUB, 199  
CHANA, 171  
CHANET, 195  
CHANZY, 363  
CHARTIN, 47  
CHAUVAT, 141  
CHEGGOUR, 393  
CHENU, 357  
CHEVIRON, 367  
CHEVREL, 389  
CHIAPUSIO, 63, 123  
CHIARANTINI, 101  
CHRISTEN, 187  
CIESIELSKI, 241  
CLAPA, 219  
CLEMENT, 127  
CLIVOT, 149  
CLOITRE, 45  
CLUZEAU, 331  
COINCHELIN, 117  
COLIN, 131  
COLINET, 113, 205  
CONEN, 153  
COQUET, 79, 199, 217  
CORÁ, 329  
CORDIER, 383  
CORDONNIER, 379, 381  
CORNU J.-Y., 109, 121  
CORNU S., 313, 315, 317  
CORREAL, 171  
COSENZA, 363  
COULOUMA, 95, 225, 235, 303  
COURJAULT-RADÉ, 87  
COURTEMANCHE, 71, 89  
COUSIN, 81, 85, 101, 247, 297, 299, 315  
COUTURIER, 367, 391  
CRUZ-MERMY, 183  
CURMI, 251  
CZYŻ, 311  
DABAS, 97  
DAGÈS, 191  
DAMAY, 209  
DAMBRINE, 41, 323  
DARBOUX, 357, 367, 383  
DARROZES, 87  
DAUTREBANDE, 239  
DAVADAN, 251  
DAVY, 311  
DAZIN, 389  
DECAENS, 139, 141  
DEFOSSEZ, 295, 363  
DEGRÉ, 239  
DELAUNOIS, 269  
DELESTRE, 383  
DELMAS, 275, 365, 391  
DELOLME, 177  
DELVALLÉE, 383  
DEMARVIN, 239  
DEQUIEDT, 151  
DEROUICHE, 235  
DERRIEN, 347  
DERSIGNY, 209  
DESALME, 123  
DESAUNAY, 335  
DESCHAMPS, 325  
DESLANDES, 229  
DESPRATS, 367, 385, 389  
DEVAUX, 325  
DEVIN, 149  
DEXTER, 295, 311  
DIGNAC, 327  
DI-PIETRO, 289  
DJILI, 305  
DOMAGALSKI, 265  
DORIOZ, 31  
DOUAY, 241  
DUGAT-BONY, 163  
DUJARDIN, 141  
DUMAS, 163  
DUMAY, 389  
DUPARQUE, 209  
DUPROS, 383  
DURANEL, 209  
DUVAL, 293, 311, 357  
ECABERT, 387  
ECHEVARRIA, 117  
EDEL-HERMANN, 325  
ENTERS, 31  
EROLES VALLES, 303  
ERTLEN, 29, 37  
ESTEVEZ, 383  
ETIENNE, 41  
ETIEVANT, 325  
FAIVRE, 31, 33  
FANGET, 31  
FAUCON, 113  
FAURE, 119  
FLEUTRY, 209  
FLORSCH, 77, 169  
FOLLAIN, 225, 235, 303  
FONTANOT, 389

FONTES, 133  
FORT, 243  
FOURRIER, 241  
FRISON, 85, 247, 299  
FROMIN, 153  
GAGNE, 229  
GAILLARD, 71  
GARNIER C., 337  
GARNIER F., 191  
GARRIDO, 389  
GARTNER, 277  
GAUTHERON, 325  
GEBHARDT, 37, 39, 55  
GEISSERT, 35  
GEORGES-LEROY, 41, 55  
GERARD, 337  
GHORBANI, 77  
GIGUET-COVEX, 31  
GILBERT, 63, 123  
GILLIOT, 275  
GIOT, 71, 85, 317  
GIRALDO-CANAS, 49  
GLATRON, 181  
GLOAGUEN, 227  
GOBAT, 143, 309  
GOEPP, 45  
GOMEZ, 95, 235  
GOMMEAUX, 389  
GONCALVES, 163  
GOUSKOV, 345  
GRANDJEAN, 101  
GRAVELAT, 163  
GRELLIER, 169  
GRENON, 229  
GRIMM-STRELE, 281  
GRINAND, 67  
GUEROLD, 145, 149  
GUGGIARI, 69  
GUIX, 361  
GUMIERE, 367  
GUS, 219  
GUYONNET, 183  
HALLAIRE, 331  
HAMROUNI, 235  
HARDY, 313  
HARMAND, 151  
HATTON, 347  
HAUDIN, 201  
HAVLICEK, 373  
HEIM, 345  
HEITZ, 181, 183  
HENGARTNER, 349  
HENRIET, 273  
HERMANN, 101  
HIEN, 179  
HILAL, 251  
HINSCHBERGER, 47  
HINSINGER, 111, 337  
HISSLER, 265  
HITZELBERGER, 265  
HOFSTETTER, 279  
HOUBEN, 51  
HOUOT, 179, 199, 201, 325, 327  
HUGUENOT, 107, 109  
HUMBERT, 153  
HUSS, 211  
HUTTEL, 191  
HUYGHEBAERT, 273  
IBENCHERIF, 305  
IBIJBIDJEN, 171  
ISMAILI, 171  
JACOB, 235  
JACQUET, 389  
JACQUOT, 357  
JALABERT, 253  
JAMAGNE, 285  
JAMES, 383  
JANEAU, 169  
JASSEY, 63  
JAULIN, 325  
JAVAUX, 83, 193  
JEZEQUEL, 109, 121  
JOB, 69  
JOLIVET, 151, 245, 253, 313  
JORGE, 329  
JOSIERE, 313  
JOULIAN, 389  
JOUSSEIN, 127, 129, 133, 135  
JUILLERET, 265  
KABORE, 179  
KELLER, 115  
KERNÉIS, 233  
KHAMMAR, 69  
KHANCHOUL, 371  
KHEIRELINE, 351  
KING, 241  
KLEBER, 347  
KNOCHE, 227  
KOLLER, 197, 255, 277, 369  
KREMER, 159  
LABAT, 199  
LABROUSSE, 129  
LACARCE, 263  
LAGACHERIE, 95, 225, 235, 359  
LAISSUS, 385  
LAJTHA, 347  
LAMBOT, 101  
LAMY, 335  
LARK, 245  
LAROUCHE, 251

LARROQUE, 389  
LAVAL, 139  
LAVOIE, 229  
LE BAS, 263, 363  
LE BAYON, 143, 309  
LE BISSONNAIS, 235, 357, 359, 367, 385, 391, 393  
LE BRIS, 267  
LE GUILLOU, 331, 333  
LE LAY, 71  
LE MARTRET, 235  
LEBEAU, 107, 109, 121, 159, 325  
LECOMTE, 105  
LEGOUT, 31, 323  
LEGRAS, 139  
LEIDIG, 227  
LEJON, 335  
LELIEVRE, 151  
LEMANCEAU, 151  
LEMERCIER, 231, 267  
LEMOINE, 177  
LEQUAY, 177  
LERCH, 327  
LETERME, 333  
LEVEQUE J., 335  
LÉVÊQUE F., 93, 233  
LEYVAL, 119, 325  
LHOUTELLIER, 201, 325  
LIEBAULT, 185  
LLUBES, 77, 87  
LOISEL, 151  
LOUCHART, 191  
LOUM, 231  
MACAIRE, 47  
MAFTEI, 101  
MAHY, 113  
MAJDALANI, 287, 289  
MALAM ISSA, 389  
MALET, 31  
MALLET, 153  
MARCELO, 329  
MARCHAND, 159  
MARCHANT, 245  
MARCOEN, 205  
MARIN, 389  
MARIONNEAU, 195  
MARON, 167  
MARTICORENA, 389  
MARTIN, 151, 253, 263, 357  
MARTINEAU, 59  
MARTINS J.M.F., 335  
MARTINS M.R., 329  
MARX, 265  
MARY, 209  
MASFARAUD, 119, 145  
MASMOUDI, 235  
MASSE, 179  
MATHÉ, 93, 233  
McBRATNEY, 235, 301  
MEERTS, 113  
MENASSERI, 331, 333  
MERCIER, 291  
MESSIGA, 203  
METREAU, 211  
MICHAUD A., 201  
MICHAUD R., 229  
MICHEL, 287, 289  
MICHELIN, 275  
MILLERY, 31  
MINASNY, 235, 301  
MINETTE, 243  
MISSAOUI, 163  
MOKADEM, 239, 379, 381  
MONARD, 161  
MONESTIEZ, 235  
MONTAGNE, 129, 317  
MOQUET, 183  
MORARU, 219  
MOREL, 203  
MORETTI, 101  
MORVAN, 389  
MOUCHEL, 365  
MOULIN B., 31  
MOULIN J., 43  
MOURIER, 31, 33  
MPUNDU MUBEMBA, 113  
MUNOZ, 87  
MUNSCHY, 91  
MUSTIN, 155  
NAHMANI, 145, 149  
NASSIRI, 171  
NASSR, 159  
NAVEL, 335  
NÉEL, 129  
NEGRO, 191  
NEMERY, 31  
NGONGO LUHEMBWE, 113  
NGOY SHUTCHA, 113  
NICOULLAUD, 71, 81, 297  
NIKNAHAD-GHARMAKHER, 173  
NOËL, 273  
NOLIN, 229  
NORD, 383  
NORINI, 107, 109, 325  
NUNAN, 161  
OUVRARD, 119  
PAGNOUT, 145, 149  
PAK, 131, 391  
PANSU, 59  
PARENT, 203



PAROISSIEN, 359  
PARTY, 255, 277  
PASQUIER, 71, 81  
PELLETIER, 361  
PEPIN-DONAT, 31  
PERETTE, 31  
PEREZ, 141  
PESEL, 79  
PETRAUD, 325  
PEYRET, 163  
PEYRETAILLADE, 163  
PFISTER, 265  
PIGEON, 273  
PISCHEDDA, 375  
PIUTTI, 167, 173  
PODWOJEWSKI, 169  
PONTHIEU, 389  
POP, 219  
POSZWA, 155  
POUGET, 233  
POULENARD, 31, 33  
POUPIN, 149  
POUSCHAT, 115  
PREVOT, 191  
QUÉNARD, 299, 315, 317  
QUERRIEN, 43  
QUETIN, 31  
RABOT, 243  
RACLOT, 235, 367, 385  
RAJAONARIVO, 67  
RAJOT, 389  
RAMPON, 199, 201, 325  
RANJARD, 151, 167, 335  
RAOULT, 119  
RAPP, 197, 207, 221  
RATIE, 245, 313  
RAULT, 325  
RAZAFIMBELO, 67  
RECOUS, 173  
RENAUD J.-P., 253, 263  
RENNESON, 205  
REVIL, 75  
REY, 31  
RICHARD, 71, 85, 101, 247, 295, 311, 363  
RITZ, 41  
ROBIN, 117  
ROBLET, 77  
ROGER-ESTRADE, 363  
ROHMER, 55  
ROOSE, 393  
ROSE, 115  
ROUSSEAU Marie, 383  
ROUSSEAU Marine, 289  
ROUSSELLE, 149  
RUFFALDI, 41  
RUSU, 219  
SABEUR, 235  
SABY, 61, 151, 245  
SAINT-LAURENT, 229  
SALERI, 177  
SALOMÉ, 143  
SALVADOR-BLANES, 47, 301  
SAMAR, 351  
SAMOUELIAN, 247, 299, 315, 317  
SAMYN, 101  
SANNIER, 389  
SARMIENTO, 59  
SAUGIER, 59  
SAULAIS, 177  
SAUTER, 255, 277, 279, 281, 369  
SCHAUB, 221  
SCHMIDT, 341  
SCHNEIDER S., 79  
SCHNEIDER M., 349  
SCHWARTZ, 29, 37, 45, 91  
SECHER, 121  
SELADJI, 89  
SETH, 153  
SIEGENFUHR, 323  
SIMONNEAUX, 385, 393  
SIMONNOT, 119  
SINGH, 341, 349  
SLEZACK-DESCHAUMES, 167, 173  
SMOOS, 239  
SOREL, 391  
SOUBRAND-COLIN, 127, 133, 135  
SOUCHÈRE, 391  
SPADINI, 335  
STAL, 389  
STEINBERG, 325  
STERCKEMAN, 241  
SYLVAIN, 229  
TABBAGH, 89  
TARNAWSKI, 153  
TÉREYGEOL, 77  
TERRAT, 163  
TETEGAN, 297  
THIESSON, 89, 101  
THIOULOUSE, 151, 245  
THÖRNELOF, 101  
TOMIS, 209  
TORN, 341  
TOUSSAINT, 63, 123  
TRAP, 139  
TRAUTMANN, 37  
TREVISAN, 31  
TRIBOULOT, 55  
TROLARD, 75  
TROSSET, 31  
TUCHOLKA, 79

TURPIN, 361  
USMAN, 173  
VACHIER, 79, 199  
VALENTIN, 389  
VALET, 97  
VAN DIJK, 183, 197, 279, 281, 369  
VAN VESEMAEL, 101, 389  
VANCLOOSTER, 83, 193  
VANDENBERGHE, 205  
VANDOORNE, 83  
VASSEUR, 119  
VERMESSEN, 389  
VERRECCHIA, 69  
VEZINA, 229  
VIEUBLE-GONOD, 161  
VILLANNEAU, 241  
VINATIER, 261  
VINCE, 335  
VISEUR, 75  
VOLTZ, 131, 191  
VONG, 167, 173  
WAGNER, 145, 149  
WALDMANN, 281  
WALTER, 61, 231, 267  
WANAT, 127, 133, 135  
WASSMER, 35  
ZANACHE, 305  
ZELLER, 323, 347  
ZIADI, 203  
ZOMBRE, 179  
ZOPFI, 153  
ZUMBRUNN, 37

Journées d'étude des sols  
parrainées et soutenues financièrement par :



**ADEME**



Agence de l'Environnement  
et de la Maîtrise de l'Énergie



**Strasbourg**  
Communauté Urbaine

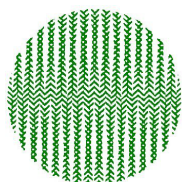


Région  
**Alsace**

République Française



CHAMBRE D'AGRICULTURE  
*Bas-Rhin*



**INRA**  
Institut National de la Recherche Agronomique



UNIVERSITÉ DE STRASBOURG



UNIVERSITÉ  
Mulhouse-Colmar



Image  
Ville  
Environnement

ERL 7230



Réseau Alsace de Laboratoires  
en Ingénierie et Sciences  
pour l'Environnement



AFES - avenue de la pomme de pin, BP 20619 - 45166 Olivet cedex