HAL open science

Le sol face aux changements globaux

Yves Coquet, Christian Mougin

▶ **To cite this version:**

Yves Coquet, Christian Mougin. Le sol face aux changements globaux. 11. Journées d'Etude des Sols "Le sol face aux changements globaux", Mar 2012, Versailles, France. 2012. hal-01189717

HAL Id: hal-01189717

https://hal.science/hal-01189717v1

Submitted on 3 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.

11èmes Journées d'Etude des Sols

ACTES DU COLLOQUE

Le sol face aux changements globaux

19 au 23 mars 2012
Versailles

Février 2012 – Réalisation : S. Formisano, INRA, Communication UMR EGC, Photos © INRA

https://colloque4.inra.fr/journees_etude_sols_2012

Avec le soutien de :

11èmes Journées d'Etude des Sols

ACTES DU COLLOQUE

Février 2012 – Réalisation : S. Formisano, INRA, Communication UMR EGC, Photos © INRA

https://colloque4.inra.fr/journees_etude_sols_2012

Avant-propos

Depuis 1989, les Journées d'Etude des Sols (JES) sont le rendez-vous incontournable de la communauté des professionnels des sols, qu'ils soient chercheurs, formateurs, ingénieurs, conseillers, entrepreneurs, étudiants. Les 11èmes JES ne dérogent pas à la règle, puisque plus de 200 inscrits se retrouveront à Versailles à cette occasion. Cette communauté s'est élargie depuis les précédentes JES de Strasbourg en 2009 à l'ensemble de la francophonie, et c'est avec grand plaisir que nous accueillons à nouveau cette année nos collègues de Belgique, de Québec, de Suisse, et de plusieurs pays d'Afrique du Nord et d'Afrique subsaharienne. Cette année 2012 voit aussi s'étendre un peu plus notre communauté, avec l'accueil de collègues brésiliens et nigériens, rendu possible grâce au soutien de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). A n'en pas douter, cette diversité sera le gage d'échanges riches et fructueux.

Ces dernières années ont vu le retour des préoccupations sur les sols sur l'agenda international, comme en témoigne le lancement par la FAO d'un « Partenariat mondial sur les sols », à la fin de l'année dernière. Ce dynamisme international contraste avec le contexte européen, à l'instar de la situation économique et politique, car les instances européennes tardent à finaliser la Directive Cadre sur les Sols. La prise de conscience que les sols sont une ressource essentielle, qu'il convient de protéger pour l'avenir de l'humanité, semble s'étendre, peut-être trop lentement, mais en tout cas sûrement. C'est une des raisons qui expliquent la thématique générale des 11èmes JES, « les sols face aux changements globaux », choisie par le Comité d'Organisation. Le nombre de communications proposées, 120 à l'oral et 57 en posters, montre que les forces vives de notre communauté de spécialistes des sols sont toujours bien présentes et dynamiques.

Ces 11èmes JES ont été rendues possibles grâce à l'implication des deux Comités. Les membres du Comité Scientifique ont assuré la relecture des résumés constitutifs des Actes que vous avez entre les mains et animeront les différentes sessions. Ceux du Comité d'Organisation ont permis, par leur dévouement exemplaire, le déroulement de ces JES dans les meilleures conditions. De nombreux partenaires nous ont également apporté leur soutien. Qu'ils en soient tous vivement remerciés.

Il ne nous reste plus qu'à vous souhaiter à toutes et à tous des échanges nourris, des discussions passionnantes et des moments amicaux.

Bienvenue à Versailles pour ces 11èmes Journées d'Etude des sols !

Yves Coquet et Christian Mougin

Le mot du Président de l'AFES[1]

Depuis la dernière manifestation à Strasbourg en 2009, les traditionnelles « Journées Nationales d'Étude des Sols (JNES) » sont devenues « Journées d'Étude des Sols (JES) »[2] pour marquer leur dimension aussi internationale. C'est le cas pour ces Journées de 2012 (JES 2012) qui se tiennent à Versailles – magnifiquement accueillies par le Centre INRA de Versailles-Grignon que nous remercions vivement – et qui voient la participation de collègues d'autres pays européens ainsi que du Québec, du Brésil, du Maghreb, d'Afrique subsaharienne, etc. C'est bien dans cet esprit qu'ont été aussi invités officiellement les représentants des sociétés suisse et belge de pédologie. Nous sommes très honorés de leur présence.

Le nombre important d'inscrits, et particulièrement de jeunes chercheurs, indique, qu'au-delà des grands congrès internationaux, il y a aussi pour ces jeunes collègues un fort intérêt à se rencontrer pour communiquer en français, lier des contacts, échanger des idées, etc. En outre, la possibilité de participer à des excursions est un atout pour tous ceux qui n'ont, bien souvent, des sols qu'une connaissance livresque.

Ces Journées sont fortement centrées sur la question des « services rendus par les sols à la société » et, en particulier, face aux changements globaux, comme en attestent un certain nombre de mots clés que l'on trouve dans les intitulés de différentes sessions : conservation des sols, changements d'usage des terres, archéologie, biodiversité, valorisation des produits résiduaires organiques, contaminants, évaluation des risques environnementaux et sanitaires, changements climatiques.
Dès lors qu'il y a sensibilisation et incitation à « services rendus », il y a une dimension juridique et socio-économique. Celle-ci est bien prise en compte dans ces journées, ce qui est relativement novateur.

Quatre « Tables Rondes » posent aussi transversalement des questions sociétales pour un débat avec les participants. Ne les manquez pas. C'est l'occasion aussi pour l'AFES de montrer notre volonté d'être proche du monde professionnel (Tables rondes 1 et 2, avec l'expérience de jeunes chercheurs ayant monté leur propre bureau d'étude, ou encore les représentants de grandes institutions très liées au développement agricole et environnemental comme le COMIFER et l'ADEME), d'être à l'écoute et partenaire des évolutions théoriques et pratiques de l'agriculture (Table Ronde 3), d'être fortement concerné par la sensibilisation au sol dans l'enseignement secondaire (table ronde 4), une très forte activité de l'AFES depuis 3 ans, et que nous devons particulièrement à nos deux ex-présidents Daniel Tessier et Roland Poss.

---

[1] **AFES :** Assemblée générale constitutive le 25 octobre 1934, environ 500 adhérents.
Actions : réunions en salle, excursions, édition d'ouvrages et plaquettes, bourses Demolon, Lettre, WEB, listes mail, Journal EGS, actions de formation permanente, diplôme de « Reconnaissance des compétences en pédologie », liens avec les structures politiques, associations scientifiques et organismes techniques françaises ou internationaux, présence dans les Régions…

[2] **JNES et JES :** Dijon (1-1988), Orléans (2-1990), Lausanne (3-1992), Lille (4-1994), Rennes (5-1996), *Intermède : Congres Mondial – Montpellier 1998*, Nancy (6-2000), Orléans (7-2002), Bordeaux (8-2004), Angers (9- 2007), Strasbourg (10-2009), Versailles (3-2012).

L'organisation de telles journées nécessite quelques moyens financiers. C'est l'occasion pour moi de remercier ici les organismes et structures qui nous soutiennent financièrement et sans lesquels rien n'aurait été possible cette année : tout d'abord l'INRA et particulièrement le Centre INRA de Versailles-Grignon, AgroParisTech, le Conseil Régional d'Île de France et le DIM Astrea, l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), Le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL), l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), l'Institut de recherche pour le développement (IRD), Réseau de Transport d'Electricité (RTE), le Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire (MAAPRAT).

A côté de ce support financier, il y le support organisationnel fourni par les unités de l'INRA et d'AgroParisTech, en particulier Physicochimie et Ecotoxicologie des Sols d'Agrosystèmes Contaminés (PESSAC) et Environnement et Grandes Cultures (EGC), mais aussi par les unités du pôle Environnement et Gestion de l'Espace Régional (EGER), de la Fédération Île-de-France de Recherche sur l'Environnement (FR 3020 FIRE), les unités Infosol (INRA) et HBAN (Irstea), le Réseau Mixte Technologique (RMT) « Sols et Territoires », l'ADEME, et enfin les Services d'Appui du centre INRA de Versailles-Grignon.

L'AFES, au-delà de ces JES, a besoin de votre soutien pour développer ses activités et être de plus en plus présente, non seulement comme société savante de réflexion et de diffusion du savoir mais aussi dans les nombreuses activités de formation, d'évaluation, de découverte des sols sur le terrain, activités qu'elle développe déjà, mais aussi pour pouvoir « peser » comme un partenaire consultatif essentiel dans les grands projets et prises de décision concernant la gestion des terres et des paysages. Nous avons donc besoin de votre inscription comme membre adhérent. 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.

Je ne peux terminer ce « mot du président » sans dire un grand merci aux deux organisateurs principaux de ces JES 2012 : Christian MOUGIN et Yves COQUET, ainsi qu'à leur équipe et à tout le comité d'organisation.

Je déclare solennellement ouvertes ces « 11ièmes Journées d'Étude des Sols ».

Christian Feller,
Président de l'AFES

Comité d'Organisation

Annita Barazer (INRA, PESSAC)
Marion Bardy (INRA, InfoSol)
Pierre Barré (CNRS, Bioemco)
Enrique Barriuso (INRA, EGC)
Antonio Bispo (ADEME)
Stéphane de Cara (INRA, Ecopub)
Pierre Cellier (INRA, EGC)
Claire Chenu (AgroParisTech, Bioemco)
Yves Coquet (AgroParisTech, EGC)
Céline Duisit (INRA, PESSAC)
Corine Enard (Communication, INRA Versailles)
Christian Feller (président AFES)
Sophie Formisano (INRA, EGC)
Jérôme Gaillardet (Paris 7, IPGP)
Serge Grégoire (Communication, INRA Versailles)
Sabine Houot (INRA, EGC)
Pierre-Alain Jayet (INRA, Ecopub)
Joël Michelin (AgroParisTech, EGC)
Christian Mougin (INRA, PESSAC)
Nicole Noé (INRA, PESSAC)
Pascal Podwojewski (IRD, Bioemco)
Philippe Porée (Logistique, INRA Versailles)
Jean Roger-Estrade (AgroParisTech, Agronomie)
Maryvonne Thomas (Sécrétariat Présidence, INRA Versailles)
Julien Tournebize (Cemagref, Antony)
Christian Valentin (IRD, Bioemco)

Comité Scientifique

Dominique Arrouays (INRA)
Sébastien Barot (IRD)
Enrique Barriuso (INRA)
Martial Bernoux (IRD)
Antonio Bispo (ADEME)
Yves le Bissonnais (INRA)
Laurent Caner (Université de Poitiers)
Lauric Cécillon (Irstea)
Yves Coquet (AgroParisTech)
Sophie Cornu (INRA)
Cécile Delolme (ENTPE)
Sébastien Denys (ANSES)
Nicolas Domange (ONEMA)
Philippe Eveillard (COMIFER)
Christian Feller (AFES)
Blandine Foucaud-Lemercier (Acrocampus Ouest, RMT "Sol et Territoires")
Emmanuel Frossard (ETH Zurich)
Cécile Grand (ADEME)
Gilles Grandjean (BRGM)
Roger Guérin (UPMC)
Mickael Hedde (INRA)
Catherine Hénault (INRA)
Sabine Houot (INRA)
Isabelle Lamy (INRA)
Bertrand Laroche (INRA, RMT "Sol et Territoires")
Christian Mougin (INRA)
Naoise Nunan (CNRS)
Guenola Peres (Université de Rennes)
Pascal Podwojewski (IRD)
Jean Roger-Estrade (AgroParisTech)
Christophe Schwartz (ENSAIA)
Dominique Schwartz (Université de Strasbourg)
François Servain (GEMAS)
Hervé St Macary (CIRAD)
Luc Thiébaud (GESSOL)
Annette de Vaufleury (Université de Besançon)
Christian Valentin (IRD)
Julia Wattez (INRAP)

Liste des sessions scientifiques

Session 1. Erosion, dégradation et conservation des sols
Session 2. Des nouvelles pratiques agronomiques et forestières aux changements d'usage des sols
Session 3. Approches sociologique, juridique et économique du sol
Session 4. Archives pédologiques, paléoenvironnement, archéologie
Session 5. Biodiversité des sols et services écosystémiques associés
Session 6. Systèmes d'observation des sols
Session 7. Cartographie numérique et analyse spatiale des sols
Session 8. Processus pédogénétiques et évolution des sols
Session 9. Rôle des sols dans la valorisation des produits résiduaires organiques
Session 10. Géophysique et télédétection appliquées aux sols
Session 11. Les sols face aux contaminants
Session 12. Les sols dans l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires
Session 13. Les sols et les changements climatiques

Intitulé des tables rondes

Table ronde 1. De la recherche à l'entreprise
Table ronde 2. La société a-t-elle besoin de pédologues ?
Table ronde 3. Quelle appréhension des sols pour et dans des systèmes de culture innovants ?
Table ronde 4. La place des sols dans l'enseignement secondaire

Sortie terrain du 19 mars

Approche de la diversité des sols en Forêt de Rambouillet

Contact : Joel.Michelin@agroparistech.fr

-Les Podzosols de la séquence de Righi (Forêt Domaniale)
-Variabilité locale des sols : exemple dans le Domaine Présidentiel de Rambouillet (Bergerie Nationale)

Sortie terrain du 23 mars

Le bassin de l'Orgeval (GIS Oracle) : 50 ans d'observation hydrologique (1962-2012)

Contact : julien.tournebize@cemagref.fr

-Accueil et introduction de l'Observatoire
-Visite de la parcelle expérimentale de Boissy (présentation des équipements)
-Point de vue du bassin versant depuis la butte de Doue (paysage des limons des plateaux)
-Visite d'une station de mesure hydrologique
-Observation de différents types de sol
-Visite du site de Chantemerle (station de mesure en sortie de collecteur de drainage, suivi de l'efficacité d'un bassin de rétention, possibilité de visiter une meule à farine biologique chez l'agriculteur).

Exposition : *Natura artis magistra*

"La nature sert de modèle à l'Art". Cette expression prend toute sa signification en contemplant l'extraordinaire palette de couleurs et de dessins que nous offre la croûte terrestre, quand on creuse plus loin que les sols influencés par les perturbations biogéochimiques et les pressions anthropiques. Des coupes géologiques témoignent de sédimentations anciennes, de mouvements microtectoniques, de périodes climatiques très différentes des conditions actuelles, avec des épisodes de vies éphémères, vieilles parfois de millions d'années. Depuis, d'autres pédogenèses se sont succédées en surface. L'écoulement millénaire des eaux de drainage vers les nappes profondes, a engendré des précipitations diverses : des composés chimiques dissous (oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium) mais aussi argiles, carbonates, sulfates ou encore divers substances organiques. Présentant souvent des colorations vives, ces précipitations accentuent et révèlent des discontinuités texturales, structurales et minéralogiques naturelles. Une fois imprégnés et extraits, des collages de ces structures constituent de véritables tableaux artistiques.
Outre les aspects artistiques, cette passion de collage de sols permet de maintenir en France un savoir-faire en création de « profils de sols collés » et de prélèvement de monolithes dans l'optique de réaliser des objets didactiques pour l'enseignement supérieur ou des manifestations pour le grand publique.

Folkert et Dominique van Oort

En savoir plus : http://domifok.pagesperso-orange.fr/

Mardi 20 mars

8h30 Accueil, hall bat 10

9h30 Ouverture des 11èmes JES - Amphi
Officiels / C. Feller / L. Montanarella

	Amphithéatre Bat 10	Grande salle Bat 10	Petite salle Bat 10	Salle Physio-Phyto Bat 1
	S 1 : Erosion, dégradation et conservation des sols	S 3 : Approches sociologique, juridique et économique du sol	S 6 : Systèmes d'observation des sols	S 10 : Géophysique et télédétection appliquées aux sols
11h30	Cherfouh et Merrouki	Lifran *et al.*	Taibi *et al.*	Gomez *et al.*
11h55	Goutal *et al.*		Arrouays *et al.*	Vaudour *et al.*
12h20	Chanet et Marionneau	Compagnone *et al.*	Louis *et al.*	Bréchet *et al.*
12h45	Mchergui *et al.*	Boukharaeva et Marloie	Bourgeois *et al.*	

13h10 Repas

	S 1 : Erosion, dégradation et conservation des sols	S 3 : Approches sociologique, juridique et économique du sol	S 6 : Systèmes d'observation des sols	S 10 : Géophysique et télédétection appliquées aux sols
14h30	Fernandez-Ugalde *et al.*	Grolleau et Beretti	Saby *et al.*	Hinschberger *et al.*
14h55	Algayer et Darboux	Fouché *et al.*	Richer de Forges *et al.*	Thiry *et al.*
15h20	Merrouki *et al.*	Billet	Legrain *et al.*	Lejour
15h45	Bouajila et Gallali	Schnebelen et Laroche		

16h10 Pause et affiches

	S 1 : Erosion, dégradation et conservation des sols	S 4 : Archives pédologiques, paléoenvironnement, archéologie	S 7 : Cartographie numérique et analyse spatiale des sols	S 11 : Les sols face aux contaminants
17h00	Bouchenafa et Dellal	Schwartz *et al.*	Lagacherie	Ayrault *et al.*
17h25	Abdourhamane-Touré *et al.*	Youcef *et al.*	Moulin et Laroche	Joussein *et al.*
17h50	Benkelifa *et al.*	Vyslouzilova *et al* .	Lehmann *et al.*	Beaumelle *et al.*
18h15	Ben Slimane *et al.*	Ertlen *et al.*	Bourennane *et al.*	Juillot *et al.*

18h45 Assemblée générale de l'AFES

20h15 Remise de diplôme « Reconnaissance des Compétences en Pédologie » et cocktail dinatoire

21h00

Mercredi 21 mars

	Amphithéatre Bat 10	Grande salle Bat 10	Petite salle Bat 10	Salle Physio-Phyto Bat 1
	S 1 : Erosion, dégradation et conservation des sols	S 4 : Archives pédologiques, paléoenvironnement, archéologie	S 7 : Cartographie numérique et analyse spatiale des sols	S 11 : Les sols face aux contaminants
9h00	Gay *et al.*		Gilliot *et al.*	Pinheiro *et al.*
9h25	Lacoste *et al.*	Goett *et al.*	Lemercier *et al.*	Mamy *et al.*
9h50	Chartin *et al.*	Liaud *et al.*	Dabas *et al.*	Mallmann *et al.*
10h15	Calvet *et al.*	Chaussé et Wattez	Berthier *et al.*	Lefèvre *et al.*
10h40				De Vaufleury *et al.*
10h40	Pause et affiches			
11h15	Table ronde La société a -t-elle besoin de pédologues?	Table ronde La place des sols dans l'enseignement secondaire		
12h45				
13h00	Repas			
	S 2 : Des nouvelles pratiques agronomiques et forestières aux changements d'usage des sols	S 4 : Archives pédologiques, paléoenvironnement, archéologie	S 8 : Processus pédogénétiques et évolution des sols	S 12 : Les sols dans l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires
14h15	Bonnard *et al.*	Wattez et Onfray	Baize	Denys
14h40	Boudiaf *et al.*	Camas *et al.*	Floch *et al.*	Mamy *et al.*
15h05	Frossard *et al.*	Borderie	Dublet *et al.*	Boivin *et al.*
15h30	Bourrié *et al.*		Bortoluzzi *et al.*	Neel *et al.*
15h55	Pause et affiches			
16h30	M. Pottevin : les enjeux de la normalisation			
17h15	Table ronde De la recherche à l'entreprise	Table ronde Sols et agricultures alternatives		
18h45				
19h15	Repas de gala			

Jeudi 22 mars

	Amphithéatre Bat 10	Grande salle Bat 10	Petite salle Bat 10	Salle Physio-Phyto Bat 1
	S 2 : Des nouvelles pratiques agronomiques et forestières aux changements d'usage des sols	S 5 : Biodiversité des sols et services écosystémiques associés	S 8 : Processus pédogénétiques et évolution des sols	S 12 : Les sols dans l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires
9h00	Chuette et al.	Perez *et al.*	Joussein *et al.*	Duigou et Baize
9h25	Hedde *et al.*	Pey *et al.*	Montagne *et al.*	Peres *et al.*
9h50	Michelin *et al.*	Kone *et al.*	Présentations des posters des sous-sessions	Lemière *et al.*
10h15	Reguieg *et al.*	Auclerc *et al.*		Dhyèvre *et al.*
10h40	Pause et affiches			
	S 2 : Des nouvelles pratiques agronomiques et forestières aux changements d'usage des sols	S 5 : Biodiversité des sols et services écosystémiques associés	S 9 : Rôle des sols dans la valorisation des produits résiduaires organiques	S 13 : Les sols et les changements climatiques
11h05	Juarez *et al.*	Puga-Freitas *et al.*	Machet *et al.*	Germon et Cellier
11h30	Ngo *et al.*	Diakhaté *et al.*	Dhaouadi *et al.*	Paradelo *et al.*
11h55	Simon *et al.*	Roose-Amsaleg *et al.*	Moreau-Guigon *et al.*	Jassey *et al.*
12h20	Virto *et al.*	Amosse *et al.*		Colomb *et al.*
13h00	Repas			
	S 2 : Des nouvelles pratiques agronomiques et forestières aux changements d'usage des sols	S 5 : Biodiversité des sols et services écosystémiques associés	S 9 : Rôle des sols dans la valorisation des produits résiduaires organiques	S 13 : Les sols et les changements climatiques
13h55				Pot *et al.*
14h20	Heiniger *et al.*	Legras *et al.*	Naisse *et al.*	Benoit *et al.*
14h45	Henneron *et al.*	Caro et Mathieu	Hedde *et al.*	Vilain *et al.*
15h10	Kaisermann *et al.*	Barthès *et al.*	Rouissi *et al.*	Oliveira Sa *et al.*
15h35	Riah *et al.*	Blaud *et al.*		Lesur
16h00	Pause			
16h15	Restitutions des tables rondes			
17h15				
17h15	Clôture du colloque			
17h30				

Table des matières

SEANCE PLEINIÈRE INTRODUCTIVE

Les Services Rendus par les Sols : entre Nature et Culture
Christian Feller

Global governance of soil resources as a necessary condition for sustainable development
Luca Montanarella

SESSION 1 ÉROSION, DÉGRADATION ET CONSERVATION DES SOLS

Animateurs : Yves le Bissonnais, Pascal Podwojewski

COMMUNICATIONS ORALES

Effets des passages de tracteur agricole sur la structure d'un sol limoneux sableux et le développement de la pomme de terre
CHERFOUH Rabia & MERROUKI Kamal 22

Impact de la circulation d'un porteur sur deux sols forestiers et son évolution naturelle pendant trois à quatre ans
GOUTAL Noémie, BRÊTHES Alain, RANGER Jacques 24

Des déformations d'un pneumatique à un indicateur à l'échelle de la parcelle
CHANET Myriam & MARIONNEAU Anicet 26

Utilisation de sédiments de dragage pour la reconstitution de sols en système estuarien fortement anthropisé : cas d'une expérimentation de remblaiement de ballastière dans l'estuaire de Seine
MCHERGUI Chockri, LANGLOIS Estelle, AUBERT Michaël, AKPA-VINCESLAS Marthe, HUSTE Aurélie, MARGERIE Pierre, CHAUVAT Matthieu, SAMSON Sandrine, BUREAU Fabrice 28

Dans quelle mesure la minéralogie des argiles affecte-t-elle l'agrégation du sol ? Résultats d'une étude menée dans un sol soumis à des usages différents
FERNANDEZ-UGALDE Oihane, BARRÉ Pierre, HUBERT Fabien, VIRTO Iñigo, GIRARDIN Cyril, FERRAGE Eric, CANER Laurent, CHENU Claire 30

La stabilité structurale du sol varie à pas de temps journalier : évaluation de facteurs explicatifs
ALGAYER Baptiste & DARBOUX Frédéric 32

Influence de la matière organique sur la stabilité structurale et sur la conductivité hydraulique
MERROUKI Kamal, BOUBRIT Belaid et CHERFOUH Rabia 34

Du rôle de la matière organique dans la stabilité des sols en zones arides
BOUAJILA Abdelhakim, BRAHIM Nadhem et GALLALI Tahar 36

Dégradation des sols de la région de l'ouest Algérien (Oranie)
BOUCHENAFA Nadia & DELLAL Abdelkader 38

Mesures continues du flux d'érosion éolienne sur les champs sahéliens du Niger : impacts des résidus de culture
ABDOURHAMANE TOURE Amadou, RAJOT Jean-Louis, GARBA Zibo, MARTICORENA Béatrice, PETIT Christophe, SEBAG David 40

Contribution au diagnostic de l'état de salinisation et sodisation des sols du périmètre irrigué de la Mina, nord ouest d'Algérie
BENKHELIFA Mohammed, GORINE Mohamed et KOURI Lakhdar 42

Quantification des sources et processus d'érosion à l'échelle du bassin versant : illustration sur le bassin de Kamech, Cap Bon, Tunisie
BEN SLIMANE Abir, RACLOT Damien, EVRARD Olivier, SANAA Mustapha, LEFEVRE Irène, AHMADI Mehdi, LE BISSONNAIS Yves 44

Processus d'érosion et de transfert de particules au sein du bassin de la Loire
GAY Aurore, CERDAN Olivier, DELMAS Magalie, RAD Sétareh 46

Application conjointe de méthodes de datation isotopique et de modélisation distribuée pour estimer les taux d'érosion des sols
LACOSTE Marine, CIAMPALINI Rossano, EVRARD Olivier, FOLLAIN Stéphane, MICHOT Didier, VIAUD Valérie, WALTER Christian 48

Quantification et modélisation de l'impact des remembrements parcellaires et des bordures de parcelles sur la redistribution des sols des versants cultivés (1954-2009)
CHARTIN Caroline, EVRARD Olivier, SALVADOR-BLANES Sébastien, HINSCHBERGER Florent, MACAIRE Jean-Jacques, VAN OOST Kristof, DAROUSSIN Joël 50

L'évaluation du risque érosif à l'échelle d'un sous-bassin versant : le cas de la Vallée de la Lèze
CALVET Coralie, HOFTETTER Annie, LIFRAN Robert 52

AFFICHES

Quantification de l'apport de sédiments des versants vers les masses d'eau sur le bassinLoire-Bretagne
GAY Aurore, CERDAN Olivier, DELMAS Magalie, DESMET Marc 56

Accroissement du risque d'érosion dû à la pluie au Nord du Maroc
PEPIN Yannick, PLANCHON Olivier, NAÏMI Mustapha et CHIKAOUI Mohamed 58

Prise en compte de la variabilité spatiale des sols pour la simulation de l'érosion hydrique et aratoire à l'aide du modèle Landsoil
SALVADOR-BLANES Sébastien, HALAIS Emeline, DAROUSSIN Joël, HINSCHBERGER Florent, CIAMPALINI Rossano, COUTURIER Alain et CHARTIN Caroline 60

Cartographie de l'aléa érosion à l'échelle du bassin Loire - Bretagne
DEGAN Francesca, CERDAN Olivier, SALVADOR-BLANES Sébastien, GAY Aurore 62

SESSION 2 DES NOUVELLES PRATIQUES AGRONOMIQUES ET FORESTIÈRES AUX CHANGEMENTS D'USAGE DES SOLS

Animateurs : Jean Roger-Estrade, Christian Valentin

COMMUNICATIONS ORALES

Evolution des complexes organo-minéraux par la mise en culture et la modification des conditions physico-chimiques du sol
BONNARD Pierre, BASILE-DOELSCH Isabelle, BALESDENT Jérôme, MASION Armand, BORSCHNECK Daniel et ARROUAYS Dominique 64

Biodisponibilité du phosphore dans la rhizosphère du grenadier (*Punica granatum* L.) sous climat aride : cas des vergers de Messaad, Wilaya de Djelfa (Algérie)
BOUDIAF-NAITKACI Malika, HEDDE Mickäel, MOUAS-BOURBIA Sophia, SIAD Djamila , DERRIDJ Arezki 66

Les isotopes de l'oxygène associés au phosphate comme outil d'analyse du cycle du P
FROSSARD Emmanuel, TAMBURINI Federica, BERNASCONI Stefano, PFAHLER Verena, VON SPERBER Christian, DÜRR-AUSTER Thilo 68

Rôle de la composition de l'eau d'irrigation, des interactions avec les constituants des sols et de l'absorption de nutriments dans la protection de la qualité de la nappe de la Crau et des sols – un exemple ancien d'agriculture durable
BOURRIE Guilhem, TROLARD Fabienne, JAN Anthony, CHANZY André, LECERF Rémy, RUGET Françoise et CHARRON François 70

Rétention de différents pesticides dans des couverts intermédiaires : recherche de descripteurs liés à la composition des mulchs
CHUETTE Delphine, LE GAC Anne-Laure, ASLAM Sohaib, CASSIGNEUL Ana, ETIEVANT Véronique, BERGHEAUD Valérie, BAUMBERGER Stéphanie, MECHIN Valérie, ALLETTO Lionel, RUMPEL Cornélia, GARNIER Patricia, BENOIT Pierre 72

Implantation de cultures à vocation énergétique sur sols pollués : effets sur les macro-invertébrés des sols
HEDDE Mickael, BOUDON Estelle, CADOUX Stéphane, DEMAY Charlotte, FOURDRINIER Emilie, RENOUF Eloïse, VAN OORT Folkert, LAMY Isabelle 74

Effets sur la dénitrification et la production de gaz à effets de serre de la restauration de l'écoulement d'un ru dans une tourbière
MICHELIN Joël, MARIONNEAU Antoine, MOULOUDI Ikram, CELLIER Pierre, DECUQ Céline, LABAT Christophe, RAMPON Jean-Noël, SEBILO Mathieu 76

Réponse de deux génotypes de la fève *Vicia faba* L. au stress salin, cas d'un sol sableux amendé en bentonite
REGUIEG YSSAAD Houcine, NOURI Tayeb, BESSAFI Laid 78

Effet de la structure du sol sur la biodégradation de la matière organique native du sol et sur la matière organique apportée
JUAREZ Sabrina, POUTEAU Valérie, NUNAN Naoise, BARDOUX Gérard, OTTEN Wilfred, CHENU Claire 80

L'utilisation de substrats organiques pour augmenter la fertilité des sols et la séquestration du carbone des sols dégradés au nord du Vietnam
NGO Thi Phuong, RUMPEL Cornelia, ALEXIS Marie, BARDOUX Gérard, DANG Dinh-Kim, JOUQUET Pascal 82

Influence des modes de gestion sur la dynamique et la composition de la matière organique dissoute dans les sols cultivés
SIMON Nadler Nahindy, BENOIT Pierre, PARLANTI Edith, CHABBI Abad 84

La modification des entrées de C est le principal facteur expliquant la variation du stock de C d'un agrosystème converti au non-labour
VIRTO Iñigo, BARRE Pierre, BURLOT Aurélien et CHENU Claire 86

Influence de la structure spatio-temporelle du paysage sur la diversité locale des collemboles
HEINIGER Charlène, DUBS Florence, SALMON Sandrine, PONGE Jean-François, BAROT Sébastien 88

Impact des pratiques culturales de l'agriculture conventionnelle, l'agriculture biologique et l'agriculture de conservation sur les microorganismes et les nématodes du sol
HENNERON Ludovic, BERNARD Laetitia, VILLENAVE Cécile, CHENU Claire, BERTRAND Michel et BLANCHART Eric 90

La structure de la communauté bactérienne impacte-t-elle la stabilité du sol lors d'un stress en eau après le changement du mode de culture d'un sol agricole?
KAISERMANN Aurore, ROGUET Adélaïde, MARON Pierre-Alain et LATA Jean-Christophe 92

Effet des pratiques agricoles sur treize activités enzymatiques du sol. Résultats du programme "Bioindicateurs"
RIAH Wassila, TRAP Jean, CHEVIRON Nathalie, MOUGIN Christian, CRIQUET Steven, HOUOT Sabine, LEGRAS Marc, VIAN Jean François, BISPO Antonio, GRAND Cécile, GALSOMIES Laurence, PERES Guénola, LAVAL Karine, TRINSOUTROT-GATTIN Isabelle 94

AFFICHES

Adsorption et minéralisation du S-métolachlore (herbicide) en techniques de conservation des sols
ALLETTO Lionel, BENOIT Pierre, BOLOGNESI Benoit, BERGHEAUD Valérie, DUMENY Valérie, LONGUEVAL Christian, BARRIUSO Enrique 98

Adsorption du citrate et disponibilité du phosphate dans les sols : modélisation mécaniste
DUPUTEL Marek, DEVAU Nicolas, BROSSARD Michel, HINSINGER Philippe, JAILLARD Benoît , GERARD Frédéric 100

Relation entre structure des communautés microbiennes et minéralisation de la matière organique
LERCH Thomas, COUCHENEY Elsa, HERRMANN Anke 102

Microbial bioindicators of soil functioning after disturbance: the case of gold mining in tropical rainforests of French Guiana
ROGGY Jean-Christophe, SCHIMANN Heidy, PETIT-JEAN Caroline, GUITET Stéphane, MOLTO Quentin, REIS Tatiane, DOMENACH Anne Marie 104

Impact des pratiques phytosanitaires sur les communautés de macro-arthropodes des sols en vergers de pommiers
HEDDE Mickael, MAZZIA Christophe, RICHERT Maïté, THENARD Jodie, CAPOWIEZ Yvan **106**

Un des services écosystémiques des associations culturales : l'économie en eau en zone arido-sahélienne
KOUAKOU Patrice & VALET Serge **108**

Un des services écosystémiques des associations culturales : l'économie en fertilisation minérale en climat tropical
VALET Serge & KOUAKOU Patrice **110**

Dynamique de dégradation des résidus de culture dans le sol en fonction de la profondeur d'enfouissement et de la quantité enfouie. Impacts sur le développement des cultures en place
VANCUTSEM Françoise, PIERREUX Jérome et BODSON Bernard **112**

SESSION 3 APPROCHES SOCIOLOGIQUE, JURIDIQUE ET ÉCONOMIQUE DU SOL

Animateurs : Antonio Bispo, Luc Thiébaut

COMMUNICATIONS ORALES

Le capital sol et son intérêt pour les politiques publiques
BALARABE Oumarou, LIFRAN Robert, OLLIVIER Timothée **116**

Conceptions d'agriculteurs sur les sols et conceptions d'agronomes : quelles articulations ?
COMPAGNONE Claude, SIGWALT Annie, PRIBETICH Justine **118**

L'utilisation des sols urbains et périurbains pour le développement durable des villes : une alternative au modèle pavillonnaire
BOUKHARAEVA Louiza & MARLOIE Marcel **120**

L'effet de biais cognitifs et comportementaux sur les politiques publiques liées aux sols
GROLLEAU Gilles & BERETTI Antoine **122**

Perception des fonctions du sol par les usagers de l'assainissement non collectif
FOUCHÉ Olivier, SAILLÉ Christophe, DROUET Fanny, SEIDL Martin, NASRI Behzad **124**

La protection juridique de la capacité de produire du sol
BILLET Philippe **126**

Les bases de données sur les sols au service de la réglementation : exemple des zones humides
SCHNEBELEN Nathalie & LAROCHE Bertrand **128**

SESSION 4 ARCHIVES PÉDOLOGIQUES, PALÉOENVIRONNEMENT, ARCHÉOLOGIE
Session dédiée à Bernard Guillet

Animateurs : Dominique Schwartz, Julia Wattez

COMMUNICATIONS ORALES

Bernard Guillet et son influence sur l'étude des archives pédologiques en France
SCHWARTZ Dominique, BALESDENT Jérôme, GIRARDIN Cyril 132

Traits pédologiques des sols de bassins endoréiques sahariens: outil de reconstitution du paléoclimat
YOUCEF Fouzia, HAMDI-AÏSSA Baelhadj, DJILI Brahim, MESSEN Nacer, HACINI Messaoud, DJERRAB Abderrezak et IMATOUKEN Djamel 136

La pédogénèse des chernozems et des sols bruns lessivés en Europe Centrale
VYSLOUZILOVA Barbora, SCHWARTZ Dominique, SEFRNA Ludek, ERTLEN Damien, DRESLEROVA Dagmar, JELENSKA Maria 138

Modélisation des dynamiques de la végétation fondée sur l'analyse de profils de sols par spectroscopie proche infrarouge
ERTLEN Damien, SCHWARTZ Dominique, BRUNET Didier 140

De la strate à l'horizon, mesure des perturbations et de l'effacement des signatures sédimentaires par les processus liés à la pédogénèse : approche par l'anisotropie de la susceptibilité magnétique (ASM)
GOETT Hugo, SCHWARTZ Dominique , WASSMER Patrick 142

Premières mesures ^{14}C du TMR de biomarqueurs moléculaires dans les sols : quelles conséquences sur leur potentiel comme archives paléoenvironnementales ? (programme APOGEE-GESSOL 3)
LIAUD Céline, BASTIEN Claire, BERNASCONI Stefano, TRENDEL Jean-Michel, ADAM Pierre, SCHAEFFER Philippe, ERTLEN Damien, GIERGA Merle, SCHWARTZ Dominique 144

Environnement et anthropisation dans la plaine alluviale de la Seine à Paris, rue Farman (75)
CHAUSSÉ Christine & WATTEZ Julia 146

Archives pédologiques des modes d'usage des sols au Néolithique : apport de la micromorphologie en contexte de luvisol (Centre et Ile de France)
WATTEZ Julia & ONFRAY Marylise 148

Fossés « collecteurs » et mares sur plateau, apport de l'analyse micromorphologique sur les modes d'occupation des sols : le cas du site de Bussy-Saint-Georges (Seine-et-Marne, époque romaine – haut Moyen-Age)
CAMMAS Cécilia, BLANCHARD Johann, BROUTIN Pierre 150

Etudier les anthroposols urbains du premier Moyen Âge pour comprendre l'organisation des villes aux IVe-XIe siècles : géoarchéologie des terres noires à Metz, Noyon et Beauvais
BORDERIE Quentin 152

AFFICHES

Importance paléo écologiques des sols tourbeux du complexe humide d'El-kala
BENSLAMA Mohamed, ZANACHE Habiba, IBNCHERIF Hayette et DJAMAÏ Rachid 156

Un parcellaire ancien sur les plateaux cuirassés de la région de Niamey (Niger)
RAJOT Jean-Louis, GUILLON Rodrigue, PETIT Christophe, HUON Sylvain, ABDOURHAMANE TOURE Amadou, BICHET Vincent, SEBAG David, GARBA Zibo 158

Diagnostics archéologiques et sciences du sol. Intérêts des approches menées sur les plateaux d'Ile-de-France
WUSCHER Patrice, DURAND Juliette, DURAND Stéphane , GLISONI Steve2 KUBIAK Thierry, SARON Emmanuelle, BELARBI Mehdi et RAYMOND Pascal 160

Géoarchéologie préventive et sols anciens en Champagne-Ardenne
NATON Henri-Georges 162

Occupations précolombiennes en Guyane française : une approche géoarchéologique de l'impact de l'homme sur l'environnement
BRANCIER Jeanne & CAMMAS Cécilia 164

Microstratigraphies archéologiques : activités anthropiques et longue durée
VISSAC Carole 166

SESSION 5 BIODIVERSITÉ DES SOLS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Animateurs : Sébastien Barot, Mickael Hedde, Naoise Nunan

COMMUNICATIONS ORALES

Effet du "Home-Field advantage" sous le contrôle de plusieurs groupes d'organismes du sol au cours d'une succession
PEREZ Gabriel, DECAENS Thibaud, CHAUVAT Matthieu 170

Vers une meilleure utilisation des traits fonctionnels en écologie des sols, apports du projet BETSI (Biological and Ecological Traits of Soil Invertebrates)
PEY Benjamin, CAPOWIEZ Yvan, CORTET Jérôme, DECAËNS Thibaud, DEHARVENG Louis, DUBS Florence, GUERNION Muriel, GRUMIAUX Fabien, NAHMANI Johanne, PASQUET Alain, PELOSI Céline, PERNIN Céline, PONGE Jean-François, SALMON Sandrine, HEDDE Mickaël 172

Aboveground-belowground interactions: Change in earthworm community structure and, persistent and indicator species under a *Chromoleana odorata* (Asteraceae) fallow chronosequence
KONE W. Armand, EDOUKOU F. Ettien, ORENDO-SMITH Richard, TONDOH E. Jérôme 176

Amendements calco-magnésiens à moyen et long terme sur sols forestiers acidifiés dans les Vosges : impact sur l'abondance et la biomasse d'une espèce endémique de ver de terre *Aporrectodea velox* et sur ses effets rétroactifs sur les propriétés chimiques et physiques du sol
AUCLERC Apolline, NAHMANI Johanne, CAPOWIEZ Yvan, WAGNER Philippe, GUEROLD François 178

Implication des molécules signal dans l'effet des vers de terre sur les plantes
PUGA-FREITAS Ruben, BAROT Sébastien, TACONNAT Ludivine, RENOU Jean-Pierre, ABBAD Samir, GIGON Agnès, GARNIER-ZARLI Evelyne, BLOUIN Manuel 180

Effet des arbustes natifs sur la diversité fonctionnelle des sols en région soudano-sahélienne (Sénégal)
DIAKHATE Sidy, CHEVALLIER Tiphaine, DIALLO Ndèye Hélène, NDOUR Yacine, ABADIE Josiane, DELEPORTE Philippe, CHAPUIS-LARDY Lydie 182

Les communautés bactériennes nitrifiantes et dénitrifiantes de sols agricoles : pratiques conventionnelles versus biologiques ?
ROOSE-AMSALEG Céline, ZERARKA Mehdi, LAVERMAN Anniet et GARNIER Josette 184

Bioindication in urban soils in Switzerland
AMOSSÉ Joël, LE BAYON Claire, MITCHELL Edward A.D., GOBAT Jean-Michel 186

Etude de bioindicateurs en fonction de l'occupation d'un sol agricole haut-normand. Résultats du programme "Bioindicateurs" pour le site d'Yvetot
LEGRAS Marc, TRAP Jean, BEGUIRISTAIN Thierry, BISPO Antonio, BODILIS Josselin, CHAUSSOD Rémi, CHEVIRON Nathalie, CORTET Jérôme, CRIQUET Steven, DEQUIEDT Samuel, GALSOMIES Laurence, GANGNEUX Christophe, GRAND Cécile, GUERNION Muriel, LAURENT Nadia, MOUGIN Christian, REPINCAY Cédric, ROUGE Laurence, RUIZ Nuria, VILLENAVE Cécile, PERES Guénola et GATTIN Isabelle 188

Les catégories écologiques des vers de terre déterminent-elles leurs stratégies de dispersion ?
CARO Gaël & MATHIEU Jérôme 190

Caractérisation quantitative des communautés de nématodes du sol par spectrométrie proche infrarouge (SPIR)
BARTHÈS Bernard, BRUNET Didier, RABARY Bodovololona, BA Oumar, VILLENAVE Cécile 192

Dynamique et distribution spatiale des communautés microbiennes impliquées dans la dégradation de pailles de riz dans un ferralsol
BLAUD Aimeric, LERCH Thomas, NUNAN Naoise, CHEVALLIER Tiphaine, CHENU Claire, BRAUMAN Alain 194

AFFICHES

Réponses de la macrofaune et de la mésofaune face à la réduction du travail du sol sur un réseau d'exploitation en Côte-d'Or
CHABERT Ariane, PIRON Denis, DELAVEAU Natacha, LAVIER Benoit, HOTTE Hoël, CLUZEAU Daniel, GERS Charles, GUIRESSE Maritxu 198

Comment assurer la protection de la biodiversité des sols et une meilleure gestion de la fertilisation en vignoble champenois ? (Suivi expérimental à la parcelle durant 16 ans)
MARICHAL Raphaël, PERES Guénola, CHAUSSOD Rémi, NOUAIM Rachida, GARCIA Olivier, GEORGET Cédric, PANIGAI Laurent, DESCOTES Arnaud, MONCOMBLE Dominique et CLUZEAU Daniel 200

Évaluation des caractéristiques édaphiques et de la diversité floristique de la steppe à alfa (*Stipa tenacissima* L.) de la région de Ras El Ma (Algérie occidentale)
MEHDADI Zoheir & BENDJAFAR Aboubekr 202

Conséquences de l'activité de deux vers de terre (épi-anécique & endogé) sur l'évolution de la matière organique d'un Technosol
PEY Benjamin, CORTET Jérôme, WATTEAU Françoise, CHEYNIER Kevin, SCHWARTZ Christophe 204

Effet de l'apport de biochar sur les émissions de CO_2 et N_2O de deux sols maraichers du Sénégal
BADJI Arfang, DIALLO Ndeye Hélène, ASSIGBETSE Komi, N'DIENOR Moussa, TOUCET Joële, CHEVALLIER Tiphaine, CHAPUIS-LARDY Lydie 206

Evaluation de l'effet d'un complément de fertilisation sur les communautés microbiennes et la décomposition des matières organiques dans le sol
BASTIAN Fabiola, MATHIEU Olivier, LEVEQUE Jean, HOUDUSSE Fabrice, FUENTES Martha, GARCIA MINA Jose Maria, YVIN Jean-Claude, MARON Pierre-Alain, LEMENAGER Diane 208

La méthode « FungiResp », une application de la méthode MicroRespTM comme bioindicateur de la biomasse et de la diversité catabolique fongiques au sein des communautés microbiennes édaphiques
BÉRARD Annette, DOLLINGER Jeanne, BEN SASSI Meriem, TLILI Ahmed et RENAULT Pierre 210

Caractérisation de la qualité microbiologique du sol (densité, biodiversité et fonctionnement) dans les zones arides
OUSTANI Mabrouka & KAHLSEN Cherif 212

SESSION 6 SYSTÈMES D'OBSERVATION DES SOLS

Animateurs : Lauric Cécillon, Isabelle Lamy

COMMUNICATIONS ORALES

Approche statistique de sélection d'Indicateurs et de biomarqueurs dans la surveillance de la qualité des sols et l'évaluation des risques. Résultats du programme national ADEME "Bioindicateurs"
TAIBI Salima, THOISY-DUR Jeanne-Chantal, LEPELLETIER Patrice, ROUGÉ Laurence, DANTAN Jerôme, BISPO Antonio, GRAND Cécile, PERES Guénola 216

Le rapport sur l'état des sols de France : principales conclusions, impact et perspectives
ARROUAYS Dominique *et al.* (59 co-auteurs) 218

Comparaison de différentes stratégies d'échantillonnage sur la stabilité de fonctions de pédotransfert entre deux réseaux de mesure de la qualité des sols
LOUIS Benjamin, SABY Nicolas, ARROUAYS Dominique, JOLIVET Claudy, BOULONNE Line, LACARCE Eva, RATIE Céline 220

Optimisation d'un échantillonnage annualisé d'un réseau national de surveillance de la qualité des sols. Application aux teneurs en carbone du RMQS
BOURGEOIS Agnès, ALLARD Denis, SABY Nicolas P.A., MARTIN Manuel P., ARROUAYS Dominique 222

Prédiction spatiale des teneurs et des évolutions des propriétés du sol à partir de données à support variable. Application aux teneurs en carbone de la BDAT
SABY Nicolas PA, ORTON Thomas G., FOUCAUD LEMERCIER Blandine, WALTER Christian et ARROUAYS Dominique 224

Quelles demandes sur les sols reçoit-on aujourd'hui au niveau d'un pays comme la France ?
RICHER de FORGES Anne C., ARROUAYS Dominique, HELIES Florence, LAROCHE Bertrand, BARDY Marion 226

La Carte des Sols de la Belgique, outil d'estimation de la pression urbanistique sur les sols
LEGRAIN Xavier, MICHEL Brieuc, BOCK Laurent, COLINET Gilles 228

AFFICHES

Analyse spatiale de la teneur en PCB-187 des sols du RMQS en utilisant les données inférieures au seuil de quantification
ORTON Thomas G., SABY Nicolas P.A., ARROUAYS Dominique, JOLIVET Claudy, VILLANNEAU Estelle, PAROISSIEN Jean-Baptiste, MARCHANT Ben, CARIA Giovanni, BARRIUSO Enrique, BISPO Antonio et BRIAND Olivier 232

SESSION 7 CARTOGRAPHIE NUMÉRIQUE ET ANALYSE SPATIALE DES SOLS
Session dédiée à Dominique King

Animateurs : Bertrand Laroche, Blandine Lemercier

COMMUNICATIONS ORALES

Cartographie numérique des sols : état de l'art et perspectives
LAGACHERIE Philippe 236

L'apport des SIG dans les procédures de transfert d'échelle ; exemple en Région Centre
MOULIN Joël & LAROCHE Bertrand 238

Cartographie numérique de la carte pédologique de Vercel au 1/50 000
LEHMANN Sébastien, EIMBERCK Micheline, ARROUAYS Dominique, MARTIN Manuel 240

Le filtrage géostatistique : une méthode pour la mise en valeur de données exhaustives utilisées dans l'estimation d'une variable cible
BOURENNANE Hocine, HINSCHBERGER Florent, CHARTIN Caroline, MACAIRE Jean-Jacques, SALVADOR-BLANES Sébastien 242

Une chaîne de traitement automatique pour l'estimation de la rugosité des sols agricoles par photogrammétrie 3D à partir de photographies prises sans contraintes pour le suivi radiométrique des sols
GILLIOT Jean-Marc, MICHELIN Joël et VAUDOUR Emmanuelle 244

Prédiction des zones humides à l'échelle régionale à partir d'informations pédologiques ponctuelles et de variables environnementales
LEMERCIER Blandine, LACOSTE Marine, LOUM Macoumba, BERTHIER Lionel, LE BRIS Anne-Laure, WALTER Christian 246

Utilisation de cartographies de résistivité haute-résolution pour une étude de vulnérabilité d'un bassin versant
DABAS Michel, JUBEAU Thomas, ROUILLER Dominique, LARCHER Jean-Marie, CHARRIERE Séverine, CONSTANT Thibault 248

Spatialisation de la réserve utile en eau des sols en région Bretagne
BERTHIER Lionel, LE BRIS Anne Laure, LEMERCIER Blandine, MOUSSA Issaka, WALTER Christian 250

AFFICHES

Une première analyse spatiale de la distribution du carbone des sols en Région Centre
RICHER de FORGES Anne C., Martin Manuel P. et Arrouays Dominique 254

SESSION 8 PROCESSUS PÉDOGÉNÉTIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

Animateurs : Laurent Caner, Sophie Cornu

COMMUNICATIONS ORALES

Bilan de matières et pédogenèse à long terme. Les "terres d'Aubues" de Basse Bourgogne
BAIZE Denis 258

Les terres rares : lien entre pédogénèse et fonctionnement hydrique des sols de Guyane ?
FLOCH Anne-Lise, STEINMANN Marc, FREYCON Vincent, BADOT Pierre-Marie, LUCOT Eric 260

Spéciation quantitative du nickel dans les latérites de Nouvelle-Calédonie : analyse par spectroscopie d'absorption des rayons X (EXAFS)
DUBLET Gabrielle, JUILLOT Farid, MORIN Guillaume, FRITSCH Emmanuel, FANDEUR Dik, ONA-NGUEMA Georges and BROWN Jr. Gordon 262

Minéralogie de sol ferralitique sous influence d´eucalyptus
BORTOLUZZI Edson C., MOTERLE Diovane F., RHEINHEIMER Danilo S., KORCHAGIN Jackson, SANTOS Daniela B., CANER Laurent 264

45 ans pour former de la smectite dans des Anthroposols miniers
JOUSSEIN Emmanuel, SOUBRAND Marilyne, Caner Laurent 266

Dégradation morphologique et agriculture : bilan de 10 années de pédogenèse quantitative
MONTAGNE David, COUSIN Isabelle et CORNU Sophie 268

AFFICHES

Sous-session outils et indicateurs

Le facteur d'enrichissement : indicateur local des processus pédologiques influençant la distribution naturelle des métaux dans les sols
NEEL Catherine, SOUBRAND Maryline et BRIL Hubert 272

Caractérisation magnétique et minéralogique des oxydes Fe-Cr dans des sols développés sur serpentinites en climat tempéré
HOREN Hélène, SOUBRAND Marilyne, KIERCZAK Jakub, JOUSSEIN Emmanuel et NEEL Catherine 274

Evolution temporelle de la porosité connectée au cours de l'altération de granodiorites de Bishop Creek (Californie) sur une période de 120 000 ans : nouveaux développements utilisant l'autoradiographie au ^{14}C-PMMA
MOSSLER Pierre, CANER Laurent, SIITARI-KAUPPI Marja, HELLMUTH Karl-Heinz, ROSSI Ann Marie, GRAHAM Robert C., MAZURIER Arnaud, PARNEIX Jean-Claude, SARDINI Paul 276

Sous-session fonctionnements hydriques

Variabilité du ruissellement et de la réserve en eau utile : rôle face au changement climatique en zone soudano-sahélienne ?
VALET Serge 280

Etude du comportement hydrique des encroûtements carbonatés dans les sols de Champagne-Ardenne par analyses pétrophysiques et micromorphologiques
LINOIR Damiena, GOMMEAUX Maxime, TOMACHOT-SCHNEIDER Céline, FRONTEAU Gilles, MARIN Béatrice, PONTHIEU Marie, CANCES Benjamin, CONREUX Alexandra, MALAM ISSA Oumarou et BARBIN Vincent 282

Sous-session matière organique

La qualité de la litière et non celle du sol est le principal facteur responsable de la succession des formes d'humus le long de la maturation des peuplements purs de hêtre
TRAP Jean, BUREAU Fabrice, AUBERT Michaël 286

Caractérisation des substances humiques par RMN ^{13}C et Py-CPG/SM dans les sols volcaniques le long d'un gradient environnemental à Tenerife (Iles Canaries, Espagne)
ARMAS-HERRERA Cecilia María, KNICKER Heike, GONZÁLEZ-PÉREZ José Antonio, ARBELO Carmen Dolores, GONZÁLEZ-VILA Francisco Javier, RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ Antonio 288

Contribution à l'étude pédologique et cartographique des sols alluviaux de la vallée de Zeramna, région d'El Hadaiek Skikda, Algérie. Incidence sur la répartition spatiale du carbone organique
BOUNOUARA Zohra, BENSAID Rabah, BELAISSAOUI Noureddine, BENSAADA Abderazek, MEKIRCHA Seddik, BOUNEB Warda et BOUKAFA Sabrina 290

Dynamique de la fraction active de la matière organique dans quelques sols de prairie
SBIH Mahtali, KARAM Antoine, N'DAYEGAMIYE Adrien, BENSID Zoubeir 292

Quelle relation entre la culture du Douglas (*Pseudotsuga menziesei* F.), la nitrification et l'acidification des sols forestiers ?
GRATIA Bruno, ZELLER Bernd, ANDRIANARISOA Sitraka, BIENAIME Séverine, MAINTENANT Marie-Clothilde, RANGER Jacques 294

SESSION 9 ROLE DES SOLS DANS LA VALORISATION DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

Animateurs : Sabine Houot, Hervé St-Macary

COMMUNICATIONS ORALES

La prise en compte du sol et des produits organiques dans AzoFert® et le Reliquat Virtuel, deux outils d'aide à la décision réalisés pour améliorer la gestion de l'azote dans les exploitations agricoles
MACHET Jean-Marie, Le ROUX Caroline, DAMAY Nathalie, GAILLARD Julien, DUBRULLE Pascal, DUPONT Aurélien, JULIEN Jean-Luc 298

Influence à moyen terme d'apports répétés de composts d'origine urbaine sur la dynamique de l'azote au champ en grandes cultures : simulation avec le modèle de culture STICS
DHAOUADI Ahmed Karim, PARNAUDEAU Virginie, AUBRY Christine and HOUOT Sabine 302

Impact d'un épandage de boues urbaines sur la teneur en polluants organiques d'un sol agricole
MOREAU-GUIGON Elodie, ALLIOT Fabrice, DINH Quoc Tuc, TRAN Chau, TEIL Marie-Jeanne, BLANCHARD Martine, BOURGES Catherine, DESPORTES Annie, CHEVREUIL Marc 304

Les biochars représentent-ils un amendement permettant la séquestration à long terme de carbone dans les sols ?
NAISSE Christophe, PLANTE Alain, PELTRE Clement, WIEDNER Katja, GLASER Bruno, FAVILLI Fillippo, CRISCOLI Irene, POZZI Alessandro, MIGLIETTA Franco, RUMPEL Cornelia 306

Colonisation d'un Technosol construit par les macroinvertébrés des sols
HEDDE Mickael, NAHMANI Johanne, CORBEL Sylvain, PRECIGOUT Pierre-Antoine et CORTET Jérôme 308

Développement de formulation en poudre de *Sinorhizobium meliloti* : une nouvelle alternative aux bioinoculants à base de tourbe
ROUISSI Tarek, MAHMOUDI Amine, PRÉVOST Danielle, BRAR Satinder Kaur, TYAGI Rajeswhar Dayal 310

AFFICHES

Valorisation sylvicole des boues urbaines : évaluation de l'impact sur le sol
BOURIOUG Mohamed, ALAOUI-SOSSE Laurence, BENBRAHIM Mohammed, BADOT Pierre-Marie, ALAOUI-SOSSE Badr 312

Les épandages de déchets modifient-ils la qualité biologique des sols agricoles à long terme ? Résultats du programme VADEBIO
CORTET Jérôme, ABONNEL Fabien, BEGIN Jean-Claude, BEGUET Jérémie, BOUCHARD Adeline, CHARISSOU Anne-Marie, CHENOT Elodie-Denise, CLUZEAU Daniel, COLIN Stéphane, HAFEEZ Farhan, HEDDE Mickael, MARTIN-LAURENT Fabrice, PARIS Tony, PIRON Denis, RAKOTO Alain, SCHWARTZ Christophe, WATTEAU Françoise 314

Effets d'épandages répétés de composts ou de fumier sur les propriétés physico-chimiques et les éléments-traces des horizons profonds d'un luvisol en grande culture
MERCIER Vincent, CAMBIER Philippe, DOUBLET Jérémy, MICHAUD Aurélia, MICHELIN Joël, RAMPON Jean-Noël, HOUOT Sabine 316

Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d'Ouargla
KOULL Naima & HALILAT Mohamed Tahar 318

Influence des apports exogènes de la matière organique sur le fonctionnement microbiologique des sols sous les conditions salines des régions arides: impact sur la minéralisation de l'azote et du carbone.
OUSTANI Mabrouka, HALILAT Md. Tahar, HAMMDI AISSA Beilhadj 322

Evaluation quantitative et qualitative de la litière forestière dans la région d'El kala (Algérie)
ZANACHE Habiba, BENSLAMA Mohamed, DJAMAI Rachid 324

SESSION 10 GÉOPHYSIQUE ET TÉLÉDÉTECTION APPLIQUÉES AUX SOLS

Animateurs : Gilles Grandjean, Roger Guérin

COMMUNICATIONS ORALES

Spatialisation de propriétés de sols par données aéroportées hyperspectrales sur le bassin versant du Lebna (338 km², Cap Bon, Tunisie)
GOMEZ Cécile, LAGACHERIE Philippe, BACHA Sinan 328

Prédiction régionale des teneurs superficielles en carbone organique de sols cultivés périurbains au moyen de spectres de réflectance mesurés en laboratoire, au champ ou issus d'images satellitaires multispectrales
VAUDOUR Emmanuelle, GILLIOT Jean-Marc, BEL Liliane, DE JUNET Alexis, MICHELIN Joël, HADJAR Dalila, CAMBIER Philippe, HOUOT Sabine et COQUET Yves 330

Détermination de la variabilité spatiale d'un sol de forêt tropicale non-perturbée et d'une plantation de tecks basée sur l'induction électromagnétique
BRECHET Laëtitia, OATHAM Mike, WUDDIVIRA Mark et ROBINSON David 332

Caractérisation géo-électrique des sols sur substrat hétérogène : application sur le site de Seuilly (sud-ouest du Bassin Parisien, France)
HINSCHBERGER Florent, CHARTIN Caroline, BOURENNANE Hocine, SALVADOR-BLANES Sébastien et MACAIRE Jean-Jacques 334

Morphologies périglaciaires de la plaine de Pierrelaye (95) : apport de la géophysique et impact sur la migration des polluants
THIRY Médard, van OORT Folkert, THIESSON Julien, GUERIN Roger, van VLIET-LANOE Brigitte 336

Résistivité thermique des sols. Influence sur le dimensionnement thermique des liaisons souterraines
LEJOUR Victor-Antonin 338

AFFICHES

Cartographie de la salinité d'un périmètre oasien par conductivité électromagnétique
BERKAL Ismaiel, WALTER Christian, DJILI Kaddour 342

Y a-t-il infiltration verticale sous drainage agricole ? Conséquence pour la recharge de la nappe de Brie
TOURNEBIZE Julien, CLEMENT Rémi, GUERIN Alain, ANSART Patrick, CHAUMONT Cédric, HENINE Hocine 344

SESSION 11 LES SOLS FACE AUX CONTAMINANTS

Animateurs : Enrique Barriuso, Annette de Vaufleury

COMMUNICATIONS ORALES

Contaminants en sols urbains : une revue
AYRAULT Sophie, BARLES Sabine, BLANCHOUD Hélène, BARUSIO Enrique, GASPERI Johnny, LAMY Isabelle, Moreau-Guigon Elodie, PELOSI Céline 348

XRF portable et magnétisme environnemental sur des Anthroposols à contamination polymétallique : relation physique, chimique et minéralogique
JOUSSEIN Emmanuel, SOUBRAND Marilyne, LEVEQUE François, MATHE Vivien, LENAIN Jean-François, SALVADOR Sébastien et DEPALLE Jean-Marc 350

Rôle de la matière organique dans la biodisponibilité des métaux en sols contaminés : cas des cultures annuelles vs cultures pérennes à vocation énergétique
BEAUMELLE Léa, IQBAL Muhammad, Claire CHENU, Isabelle LAMY 352

Etude de l'influence potentielle de l'introduction de *Miscanthus* sur la spéciation du zinc dans des sols pollués
JUILLOT Farid, MORIN Guillaume, van OORT Folkert, PROUX Olivier, HAZEMANN Jean-Louis, BROWN Gordon E. Jr. et LAMY Isabelle 354

Effet de la connection et déconnection spatiale des microorganismes et du 2,4-D sur la biodégradation du 2,4-D
PINHEIRO Marc, GARNIER Patricia et VIEUBLE GONOD Laure 356

Effet de la température du sol sur le devenir des pesticides et conséquences pour l'évaluation des risques environnementaux : cas du glyphosate et des herbicides sélectifs
MAMY Laure, BARRIUSO Enrique, GABRIELLE Benoît 358

Modeling field-scale vertical transport of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil
MALLMANN Fábio Joel Kochem, RHEINHEIMER Danilo dos Santos, CERETTA Carlos Alberto, CELLA Cesar, ŠIMŮNEK Jirka, van OORT Folkert 360

Dégradation des HAPs et impact sur les communautés microbiennes telluriques
LEFEVRE Christelle, DUBOIS Caroline, CASTEL Lisa, AKPA Marthe, GANGNEUX Christophe, LAURENT Nadia, PORTET-KOLTALO Florence, TRINSOUTROT-GATTIN Isabelle, BUREAU Fabrice et LEGRAS Marc 364

Méthodes d'évaluation de la biodisponibilité environnementale et toxicologique des contaminants des sols pour les escargots
De VAUFLEURY Annette, PAUGET Benjamin, DRUART Coline, FRITSCH Clémentine, GIMBERT Frédéric, COEURDASSIER Michael, SCHEIFLER Renaud 366

AFFICHES

Stabilité fonctionnelle des microorganismes du sol face à des pollutions en éléments traces métalliques
PHANTAVONGSA Phonethip, MANGEON Carine, LERCH Thomas 370

Influence à court et moyen terme de l'apport de compost sur la minéralisation des résidus liés de pesticides dans le sol
LERCH Thomas, COINTRE Mélanie, BARRIUSO Enrique 372

Distribution et mobilité de Pb, As et Sb dans des anthroposols miniers
SOUBRAND Marilyne, JOUSSEIN Emmanuel, STAPOR Matthieu, BOUSSEN Salma 374

Etude des arylamine-N-acétyltransferases de *Trichoderma*, outils potentiels de bioremédiation des sols pollués
COCAIGN Angélique, DAIROU Julien, RODRIGUES-LIMA Fernando, MOUGIN Christian, SILAR Philippe et DUPRET Jean-Marie 376

SESSION 12 LES SOLS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

Animateurs : Sébastien Denys, Cécile Grand, Guénola Peres

COMMUNICATIONS ORALES

Les sols dans les évaluations de risques environnementaux et sanitaires
DENYS Sébastien 380

Le comportement des pesticides dans les sols : une étape clé pour l'évaluation des risques environnementaux
MAMY Laure, BARRIUSO Enrique, GABRIELLE Benoît 382

Le sol dans l'évaluation des risques pour l'environnement lors la mise sur le marché des produits phytosanitaires
BOIVIN Arnaud, CONRAD Arnaud, POULSEN Véronique, MAMY Laure 384

Le facteur d'enrichissement : indicateur local et prédictif de l'impact de l'irrigation en climat semi-aride
NEEL Catherine, BELAID Nébil, AYOUB Tarek et BAUDU Michel 386

Teneurs en ETM de l'horizon de surface des sols en France – Constitution et possibilités d'utilisation de la BDetm
DUIGOU Nelly & BAIZE Denis 388

Utilisation des biomarqueurs et bioindicateurs dans la surveillance de la qualité des sols et l'évaluation des risques. Résultats du programme "Bioindicateurs"
PERES Guénola, GRAND Cécile, GALSOMIES Laurence, CLUZEAU Daniel, GATTIN Isabelle, HARRIS-HELLAL Jennifer, HEDDE Mickaël, LEGUEDARD Marine, RUIZ Nuria, ALAPHILIPPE Aude, BEGUIRISTAIN Thierry, CONIL Sébastien, DOUAY Francis, FAURE Olivier, GUERNION Muriel, HITMI Adnane, HOUOT Sabine, LEGRAS Marc, VIAN Jean-François, DUR Jeanne-Chantal, LEPELLETIER Patrice, ROUGÉ Laurence, TAIBI Salima, BISPO Antonio 390

Complémentarité des modèles *Brassica, Eisenia et Trifolium* pour l'évaluation de la génotoxicité environnementale des sols
LEMIERE Sébastien, BERNARD Fabien, VANDENBULCKE Franck, NESSLANY Fabrice, PLATEL Anne, DUMEZ Sylvain, CUNY Damien et DERAM Annabelle 392

Effets du pH sur le potentiel génotoxique d'un sol contaminé
DHYEVRE Adrien, FOLTÊTE Anne-Sophie, ARAN Delphine, MULLER Serge et COTELLE Sylvie 394

AFFICHES

Statut organique des sols des massifs forestiers des Cédraies des hautes altitudes des Aurès (Nord-est Algérien)
BENSID Zoubeir, BELHAMRA Mohamed, SBIH Mahtali, ZEMOURA Abdelkader, MESSAADIA Hocine 398

Couverture pédologique du complexe humide de Guerbes - Sanhadja nord est Algérien
IBNCHERIF Hayette, ZANACHE Habiba et BENSLAMA Mohamed 402

Effets d'une requalification de sols contaminés par les ETM sur la biodiversité végétale
HAYET Audrey, DERAM Annabelle, LEPRETRE Alain, THERSSEN Eric, SHIRALI Pirouz, CAZIER Fabrice, RICHARD Antoine, SCHEIFLER Renaud, MUCHEMBLED Jérôme, BLAREL Jacques, DOUAY Francis et l'équipe PHYTENER 404

Rôle de la végétation sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface d'un bassin d'infiltration des eaux pluviales
SAULAIS Muriel, DELOLME Cécile, BEDELL Jean-Philippe 406

Intérêts et limites de l'approche pédologique pour la délimitation des milieux humides impactés par les infrastructures de transport : méthodologie et retour d'expériences
NEEL Catherine, LE CALVEZ Claire, FAUCHAS Aurore et EISENLOHR Laurent 410

Conception d'un pilote instrumenté pour l'étude des fonctions du sol en assainissement non collectif
NASRI Behzad, FOUCHÉ Olivier, SAILLÉ Christophe, FORQUET Nicolas, DUBOIS Vivien 412

SESSION 13 LES SOLS ET LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Animateurs : Dominique Arrouays, Martial Bernoud, Catherine Hénault

COMMUNICATIONS ORALES

Rôle régulateur des sols dans les émissions de gaz à effet de serre : quelle perspective ?
GERMON Jean-Claude & CELLIER Pierre 416

L'agrégation du sol due à des amendements inorganiques ne stabilise pas la matière organique du sol à long terme
PARADELO Remigio, VAN OORT Folkert, BILLIOU Daniel et CHENU Claire 420

Effet d'une élévation modérée de la température sur le fonctionnement d'une tourbière à sphaigne : impact sur les activités phénol-oxydases
JASSEY Vincent, CHIAPUSIO Geneviève, GILBERT Daniel, TOUSSAINT Marie Laure et BINET Philippe 422

La place des sols dans les outils de bilan carbone à différentes échelles
COLOMB Vincent, TOUCHEMOULIN Ophélie, BOCKEL Louis, MARTIN Sarah, EGLIN Thomas, BISPO Antonio, TINLOT Marianne, CHOTTE Jean-Luc, BERNOUX Martial 424

Prise en compte de l'hétérogénéité des sols à l'échelle des habitats microbiens pour modéliser la biodégradation des substrats carbonés dans les sols
POT Valérie, GARNIER Patricia, MONGA Olivier, PETH Stephan, PINHEIRO Marc, VIEUBLE-GONOD Laure, GENTY Alain, VOGEL Laure, OGURRECK M., BECKMANN Felix 426

Micro-hétérogénéité spatiale de la fonction de respiration du sol ; effet d'un stress thermique
BENOIT Marie, CHEVALLIER Tiphaine, GOBRECHT Alexia, GORRETTA Nathalie, ROGER Jean-Michel, BARTHES Bernard 428

Influence de l'usage du sol et des conditions environnementales sur la production potentielle de N_2O par nitrification et dénitrification
VILAIN Guillaume, GARNIER Josette, DECUQ Céline, LUGNOT Marina, BENOIT Marie 430

La spectroscopie comme outil pour l'analyse du carbone dans les sols : comparaisons méthodologiques
OLIVEIRA SA Sandra, FERRÃO Marco F., GALDOS Marcelo V., DOURADO, Geusa F., POPPI Ronei J., BERNOUX Martial et CERRI Carlos C. 432

Dimensionnement thermique de liaisons souterraines haute tension
LESUR Frédéric 434

AFFICHES

Résilience des fonctions cataboliques des communautés microbiennes d'un sol méditerranéen à des événements climatiques extrêmes de type canicule : l'épandage de composts a-t-il une influence ?
BEN SASSI Meriem, SEVENIER Ghislain, RENAULT Pierre et BERARD Annette 438

Dynamique saisonnière des macroinvertébrés des sols de vergers kabyles : effet du climat
HEDDE Mickael, RENOUF Eloïse, MOUAS-BOURBIA Sophia, DERRIDJ Arezki, BOUDIAF-NAITKACI Malika **440**

Does the sensitivity of the soil organic matter mineralization to a change of temperature depends on its quality ?
LEFÈVRE Romain, BARRÉ Pierre, BARDOUX Gérard, CHRISTENSEN Bent T., GIRARDIN Cyril, HOUOT Sabine, KATTERER Thomas, VAN OORT Folkert and CHENU Claire **442**

Changements bioclimatiques et évolution de la matière organique des sols steppiques du sud de Sidi bel abbes (Algérie occidentale)
LATRÈCHE Ali, MEHDADI Zoheir & FARAOUN Fatiha **444**

CONFÉRENCE PLEINIÈRE

Les enjeux de la normalisation
POTTEVIN Monique

TABLES RONDES

De la recherche à l'entreprise
STRAZEK Anne

La société a-t-elle besoin de pédologues?
FELLER Christian

Quelle appréhension des sols pour et dans des systèmes de culture innovants ?
DORÉ Thierry

La place des sols dans l'enseignement secondaire
POSS Roland, COQUET Yves

LISTE DES PARTICIPANTS

Liste des participants

SESSION 1

ÉROSION, DÉGRADATION ET CONSERVATION DES SOLS

SESSION 1

ÉROSION, DÉGRADATION ET CONSERVATION DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Effets des passages de tracteur agricole sur la structure d'un sol limoneux sableux et le développement de la pomme de terre

CHERFOUH Rabia et MERROUKI Kamal

Université Mouloud Mammeri de Tizi-ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques
Laboratoire des ressources naturelles, rabiacherfouh@yahoo.fr

La mécanisation des opérations agricoles contribue à la modification de la structure des horizons superficiels du sol. Cette étude a pour objectifs d'évaluer les effets des passages répétés d'un tracteur pneumatique sur le tassement d'un sol sablo-limoneux et le développement de la culture de pomme de terre. Des mesures de densité apparente, de la porosité et de la conductivité hydraulique ont étés faites dans la zone ornière et sur la profondeur de 0 à 40cm. Trois intensité de passages du tracteur associés à trois niveaux d'humidités du sol ont étés étudiés dans un essai en split plot. L'analyse des résultats montre que le degré de tassement est proportionnel à ces deux facteurs. L'accroissement de la densité apparente induit une nette réduction de l'espace poral et des risques de compactage lors des interventions culturales. La zone sous la bute n'a pas été affectée à partir de 30cm de profondeur. Les paramètres de production mesurés ne révèlent pas de différences significatives entre les différentes parcelles de l'essai.

Mots clés : tassement, densité apparente, humidité du sol, production de la pomme de terre.

Impact de la circulation d'un porteur sur deux sols forestiers et son évolution naturelle pendant trois à quatre ans

GOUTAL Noémie[1,2], BRÊTHES Alain[3] et RANGER Jacques[2]

[1] : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois - Département R&D - Bâtiment B, Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau, noemie.goutal@onf.fr
[2] : Institut National de la Recherche Agronomique centre de Nancy - UR 1138 Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers - 54280 Champenoux, ranger@nancy.inra.fr
[3] : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois - Département R&D, pôle de Boigny - 100 Bd de La Salle, BP18, 45760 Boigny sur Bionne, alain.brethes@onf.fr

Le regain d'intérêt pour le bois éco-matériau et, surtout, la mécanisation accrue des opérations sylvicoles augmentent le risque de dégradation physique des sols forestiers. L'impact de la circulation d'engin à la surface du sol est variable, mais dans la majorité des cas, il inclut une diminution et une réorganisation de la porosité (volume de vides divisé par le volume de sol). La réparation de ces dégâts est coûteuse et souvent peu réaliste en forêt ; dans la majorité des cas, la restructuration du sol est donc le fait de processus naturels (humectation / dessiccation, gel / dégel, érosion / dépôt, bioturbation). Le temps de retour du sol à une structure qui lui permette d'assurer ses fonctions principales (*e.g.* production, épuration de l'eau, cycle des nutriments, stockage du carbone) est long (plusieurs années à plusieurs dizaines d'années) dépend de l'impact initial, du type de sol, du climat, et des propriétés / fonctions du sol étudiées.

Deux sites expérimentaux de suivi à court et long terme de l'impact de la circulation d'un porteur chargé de bois sur des sols forestiers sensibles (forte teneur en limon, engorgement temporaire due à une rupture texturale vers 50 cm de profondeur) ont été mis en place en Lorraine (NE France). Ces sites et le projet associé ont déjà été présentés lors des 9èmes JES à Angers en 2007 (Brêthes *et al.*, 2007). L'objectif consiste à y suivre des indicateurs physiques (densité apparente, résistance à la pénétration et pédoclimat), chimique (composition de l'atmosphère du sol) et biologique (flore, croissance de plants de chênes sessiles) pour évaluer la sensibilité de chaque indicateur à la fois pour caractériser un sol tassé et pour suivre cet état au cours du temps. Nous présentons ici les résultats des trois à quatre premières années de suivi.

Le suivi de la densité apparente (ou masse volumique) indique un début de restauration de ce paramètre en surface (0-10 cm) et uniquement en surface, trois à quatre ans après circulation du porteur pour les deux sites. Cette évolution vers une valeur de densité apparente non perturbée serait le fait de processus physiques, et essentiellement des cycles d'humectation / dessiccation. C'est le site le plus acide (pH < 4.5), le plus limoneux et contenant des argiles gonflantes (smectites) qui se restaure le plus vite au vu du paramètre densité apparente de surface. Le suivi de cette densité a également mis en évidence des problèmes méthodologiques liés à la forte variabilité spatiale des constituants du sol et à la forte variabilité spatiale et temporelle de l'état hydrique du sol (humidité et potentiel matriciel). Les conclusions quant à l'impact du tassement sur la densité apparente et de son évolution peuvent ainsi être fortement biaisées par des différences de constituants et d'état hydrique entre traitements et entre années.

Le suivi de la résistance à la pénétration semble infirmer ce début de restauration. Cependant l'état hydrique du sol intervient à nouveau pour expliquer ces conclusions apparemment divergentes. En effet, la résistance à la pénétration a été mesurée à une période où les sols étaient très secs alors qu'il est recommandé d'échantillonner la densité apparente à une humidité proche de la capacité au champ. Or la densité apparente et la résistance à la pénétration montrent un impact encore significatif du tassement à l'état sec trois et quatre ans après tassement, ce qui n'est pas le cas pour la densité apparente mesurée proche de la capacité au champ. Ce phénomène est probablement lié au fait que la compaction a tendance à augmenter la résistance du sol à des contraintes extérieures mais à la réduire face à des contraintes internes comme celles liées à l'humectation / dessiccation du sol et ainsi à augmenter la prise en masse du sol lorsqu'il s'assèche.

La composition de l'atmosphère du sol, en particulier la teneur de l'air du sol en O_2 et CO_2, est très sensible à la dégradation physique suite au tassement (dans notre cas, circulation du porteur forestier). On constate une augmentation de la fréquence et de l'intensité des périodes d'engorgement temporaire et donc d'hypoxie voire anoxie dans le sol tassé par rapport au sol non perturbé. Par conséquent l'activité biologique est fortement réduite et le sol tassé consomme moins de O_2 et produit plus de CO_2 que le sol témoin. Sur les deux sites, une phase initiale peut être observée avec un effet très fort du tassement sur la composition de l'atmosphère du sol correspondant à une augmentation de la teneur en CO_2 et une diminution de la teneur en O_2 quelle que soient les conditions de température et d'humidité. La première sécheresse édaphique après circulation du porteur provoque probablement la fissuration du sol tassé et entraîne l'augmentation de la diffusion gazeuse, toutes choses (température, humidité du sol) égales par ailleurs. En effet, la circulation du porteur a provoqué une diminution de la porosité libre à l'air, et cet impact n'a pas évolué significativement sur la période de trois à quatre ans étudiée. Suite à la première période de sécheresse édaphique, l'effet de la compaction du sol sur la composition de son atmosphère est soit positif soit négatif selon la saison concernée, rendant compte du bilan entre une production/consommation gazeuse faible et des transferts gazeux faibles quand la porosité se remplit d'eau. Ainsi l'impact du porteur sur la composition de l'atmosphère du sol est toujours visible trois et quatre ans après.

Les trois indicateurs convergent et sont complémentaires pour caractériser l'impact du porteur sur le fonctionnement du sol. Cependant des bases théoriques et techniques restent à développer au niveau méthodologique pour normaliser la mesure de la densité apparente et de la résistance à la pénétration par rapport aux conditions climatiques et aux constituants du sol. En effet, leur valeur brute peut ne pas être un indicateur sensible de la dégradation physique dans certains cas et ne permet pas la comparaison de résultats entre études.

La circulation du porteur a induit un changement significatif de fonctionnement du sol en augmentant la fréquence et l'intensité de l'engorgement temporaire et en diminuant la stabilité de sa structure. Les indicateurs montrent bien que le sol reste très perturbé par le tassement sur le moyen terme même s'il y a un début de restauration. La question du long terme se pose d'autant plus fortement que les rotations sylvicoles sont de l'ordre de grandeur d'une dizaine d'années et que la circulation d'engins sur un sol non restauré devrait conduire à des dégâts encore plus importants dont la restauration devrait être encore plus lente. Il est ainsi fortement recommandé d'éviter ce genre de perturbations du sol.

Référence

Brêthes A., Lefèvre Y., Ranger J., Gelhaye D., Défossez P. et Lévêque F.2007. Installation de dispositifs pour le suivi à long terme des effets du tassement des sols forestiers consécutifs à la mécanisation des opérations sylvicoles. Actes des 9èmes JES. Angers.

Des déformations d'un pneumatiqueà un indicateur à l'échelle de la parcelle

CHANET Myriam[1] et MARIONNEAU Anicet[2]

[1] : TSCF, Cemagref, 24 avenue des Landais, BP50085, 63172 Aubière cedex, myriam.chanet@cemagref.fr
[2] : TSCF, Cemagref, Domaine des Palaquins, 03150 Montoldre, anicet.marionneau@cemagref.fr

La circulation des engins agricoles sur les parcelles peut entrainer 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.

De nombreux modèles de compactage ont été développés [Keller et Lamandé, 2010]. 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 variations spatiales de certains de ces paramètres, notamment la charge et le couple à la roue en dynamique.

Nous avons développé un dispositif, appelé pneu-capteur[1] car basé sur un pneumatique, qui fournit les variations spatiales des paramètres d'intérêt grâce à des modèles empiriques permettant de les estimer à partir des mesures de déformations des pneumatiques qui équipent le véhicule réalisant l'intervention culturale.

Une fois estimés, ces paramètres servent à calculer un indicateur de compaction à l'échelle de la parcelle, permettant ainsi de réaliser le suivi objectif des dégradations, ou des améliorations, de la qualité physique du sol.

Référence

Keller T.et Lamandé M., *Challenges in the development of analytical soil compaction models*, Soil and Tillage Research, vol. 111, n°. 1, p. 54-64, 2010.

[1] Brevet N° 05-11455 "Système de caractérisation de l'action d'un pneumatique d'un véhicule sur le sol et du sol lui-même"

Utilisation de sédiments de dragage pour la reconstitution de sols en système estuarien fortement anthropisé : cas d'une expérimentation de remblaiement de ballastière dans l'estuaire de Seine

MCHERGUI Chockri[1], LANGLOIS Estelle[1], AUBERT Michaël[1], AKPA-VINCESLAS Marthe[1], HUSTE Aurélie[1], MARGERIE Pierre[1], CHAUVAT Matthieu, SAMSON Sandrine[2] et BUREAU Fabrice[1].

[1] : Laboratoire ECODIV, EA1293, Université de Rouen, IRESE A, place Emile Blondel, F-76821 Mont Saint Aignan Cedex, chockri.mchergui@univ-rouen.fr
[2] : Service environnement du Grand Port Maritime de Rouen, 34 boulevard de Boisguilbert, F-76022 Rouen Cedex 3

Les études menées dans les secteurs les moins anthropisés des hydrosystèmes fluviaux européens (Loire, Rhône, Garonne, Rhin et Danube) ont montré la grande diversité biologique des écosystèmes alluviaux constitutifs de la plaine alluviale mais aussi leurs multiples fonctions écologiques (Amoros et Petts, 1993 ; Schnitzler-Lenoble, 2007 ; Barnaud et Fustec, 2007). Compte tenu de leur position au sein du lit majeur, les sols des plaines alluviales constituent le lieu de passage privilégié des flux d'eau et de matière entre les écosystèmes connexes et le fleuve (Pinay *et al.*, 1990 ; Guenat *et al.*, 2003). Ils interviennent ainsi dans la régulation des échanges d'eau et de matière mais aussi des pollutions diffuses par l'azote et le phosphore et influencent corrélativement la qualité des eaux de la nappe phréatique (Sanchez Pérez *et al.*, 1991 ; Piégay *et al.*, 2003). Ces fonctions en rapport avec les cycles biogéochimiques, combinées à la fonction de support de la production primaire, placent les sols de la plaine alluviale au centre des questionnements actuels sur les **relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes alluviaux**. Corrélativement, la prise en compte de cette multifonctionnalité des sols constitue un enjeu majeur dans la **compréhension des possibilités de restauration des écosystèmes** alluviaux les plus dégradés, notamment des estuaires.

L'estuaire de la Seine qui s'étend de Rouen au Havre est caractérisé par une mosaïque de milieux humides (vasières, roselières, prairies humides, tourbières…) et forme un ensemble écologique de première importance à l'échelle européenne. Par ailleurs, il est occupé par de vastes complexes industrialo-portuaires qui impactent le fonctionnement du système estuarien (cf. résultats du programme Seine Aval). Ainsi, l'estuaire de la Seine a fait l'objet d'aménagements pour autoriser la navigation jusqu'à Rouen. L'entretien du chenal de navigation nécessite des dragages réguliers et les sédiments collectés sont habituellement déposés à terre dans des chambres de dépôt qui ont une capacité d'accueil aujourd'hui limitée. La plaine alluviale est aussi le lieu d'une importante activité d'extraction de granulats qui impacte, notamment, les marais alluvionnaires. L'obligation légale de réaménager les sites d'extraction de granulats après leur exploitation amène classiquement à la création de plans d'eau. Dans ce contexte, le Grand Port Maritime de Rouen (GPMR) a réalisé une expérimentation originale : **remblayer une ballastière à l'aide de sédiments de dragage puis recouvrir ceux-ci de tourbe alcaline** issus de découvertes d'exploitation de granulats **afin de restaurer des milieux humides** (plan d'eau de faible profondeur, mégaphorbaie et prairie humide tourbeuse). Cette expérimentation, autorisée par arrêté préfectorale pris au titre de la Loi sur l'eau, est menée en partenariat avec le Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande (PNRBSN) et en collaboration avec les Carrières et Ballastières de Normandie (CBN). Le réaménagement écologique de la ballastière qui a suivi la phase de remblaiement a débutée en 2008.

Dans ce cadre, le laboratoire ECODIV de l'université de Rouen a été chargé des suivis écologiques et notamment du suivi de la dynamique du sol reconstitué dans la ballastière destinée à recevoir la prairie humide tourbeuse. L'objectif de ce suivi est de **déterminer si le sol reconstitué retrouve les fonctions typiquement attribuées aux sols des écosystèmes humides**. Pour réaliser cet objectif, la démarche employée consiste à combiner la mesure des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol reconstitué avec le suivi d'indicateurs permettant de quantifier les fonctions écologiques qui revêtent une importance particulières dans les sols périodiquement inondés (stockage/déstockage de carbone organique, dénitrification). Ces indicateurs de fonctionnement, relatifs à la dynamique du carbone et de l'azote, sont quantifiés *in situ* et en conditions contrôlées au laboratoire afin de mesurer le niveau réel et potentiel des fonctions prospectées. Les résultats des suivis réalisés *in situ* sur le sol reconstitué de la prairie humide dès 2008 sont présentés et discutés lors de cette communication.

L'un des premiers résultats est la **mise en évidence de deux types d'HISTOSOLS reconstitués dans la prairie humide** : un HISTOSOL mésique occupant la majeure partie de la surface et, plus localement, un HISTOSOL interstratifié. La répartition spatiale de ces deux types d'HISTOSOLS sur le site est directement en relation avec la variabilité des processus de mise en place des sédiments et de la tourbe par voie hydraulique. Le remblaiement par voie hydraulique est donc à l'origine d'un gradient topographique et sédimentaire. Il existe donc une hétérogénéité initiale des caractéristiques édaphiques qui influence le fonctionnement du sol.

Globalement, les patrons de variation du **dégagement de CO_2 *in situ*** des HISTOSOLS reconstitués suivent les mêmes patrons de variations que ceux de l'HISTOSOL recouvert d'une prairie pâturée et fauchée adjacente à la ballastière, prise comme élément de comparaison. Dans les HISTOSOLS reconstitués, la minéralisation de la tourbe est globalement restée assez faible sur la période considérée, malgré le positionnement du matériel tourbeux en surface du sol. La **minéralisation nette *in situ* de l'N** dans l'horizon de surface (0-10 cm) des sols reconstitués varie fortement selon la localisation du prélèvement. Elle égale voire dépasse à certaines dates et pour certaines localisations celle de la prairie, prise comme élément de comparaison. S'il existe ponctuellement une immobilisation de l'azote, on observe une tendance à la production nette d'azote minéral sur la période de mesure. Au final, les patrons de variation de la minéralisation de l'N dans les sols reconstitués ne suivent donc pas forcément ceux du sol en place de la prairie adjacente. La dénitrification *in situ* dans l'horizon de surface (0-10 cm) varie également fortement selon la localisation du prélèvement. Pour l'HISTOSOLS mésique reconstitué, les valeurs de dénitrification sont les plus élevées dans la zone où la durée d'engorgement en eau est la plus longue. Au final, les patrons de variation de la dénitrification dans les sols reconstitués de la prairie humide ne suivent pas forcément ceux de l'HISTOSOL recouvert de la prairie adjacente et sont très dépendants des conditions locales d'engorgement en eau.

Cette expérimentation dans la basse vallée de Seine constitue donc une étude de cas innovante sur les possibilités de restauration des sols dans un système estuarien fortement anthropisé. Elle a déjà permis la mise en place d'une collaboration entre scientifiques, utilisateurs et gestionnaires des zones humides en basse vallée de Seine. A moyen terme, elle fournira des résultats fondamentaux sur la dynamique des sols d'écosystèmes humides entièrement reconstitués. Sa réussite pourrait également permettre de valider à la fois une nouvelle voie de valorisation des sédiments de dragages pour le GPMR, une alternative possible au réaménagement habituel en plans d'eau des anciennes ballastières pour les carriers et une possibilité de recréation d'écosystèmes humides caractéristiques de la plaine alluviale pour le PNRBSN, écosystèmes dont les services écologiques sont aujourd'hui reconnus (biodiversité, stockage de C, rôle épurateur).

Dans quelle mesure la minéralogie des argiles affecte-t-elle l'agrégation du sol ?

Résultats d'une étude menée dans un sol soumis à des usages différents.

FERNANDEZ-ULGADE Oihane[1], BARRE Pierre[1], HUBERT Fabien[2], VIRTO Inigo[3], GIRADIN Cyril[4], FERRAGE Eric[2], CANER Laurent[2] et CHENU Claire[4]

[1]Laboratoire de Géologie de l'ENS, 24 rue Lhomond, 75231 Paris cedex 05, ugalde@geologie.ens.fr
[2]Laboratoire Hydrasa, Université de Poitiers, 86022 Poitiers cedex
[3]Área Edafología y Química Agrícola, Universidad Pública de Navarra, Pamplona, Spain
[4]Laboratoire BIOEMCO, INAP-G, 78550 Thiverval-Grignon

L'agrégation est un processus important pour le fonctionnement du sol car elle influence, entre autres, la dynamique du C, la vulnérabilité du sol à l'érosion et sa capacité de rétention d'eau. Si l'influence sur l'agrégation de la teneur en C et des pratiques culturales a fait l'objet de nombreux travaux, l'importance de la minéralogie est beaucoup moins documentée. L'objectif de notre travail est d'utiliser l'hétérogénéité des minéraux argileux du sol pour déterminer quantitativement si les différents minéraux argileux contribuent différemment à l'agrégation et si ces contributions sont modulées par les pratiques culturales.

Dans ce but, nous avons utilisé l'horizon 0-5 cm de sols issus des traitements « Biologique » (faible teneur en C, labour annuel) et « Semi-direct » (forte teneur en C et labour 1 année sur 4) de l'essai agronomique de La Cage (Versailles, France) ainsi que des sols de la prairie des Closeaux située quelques dizaines de mètres plus loin. Les échantillons de sols ont d'abord été fractionnés par classe de taille d'agrégats (tamisage à l'eau). Les agrégats ont ensuite été dispersés aux ultra-sons et la fraction argile (<2 µm) de chaque classe de taille d'agrégats a été récupérée et analysée par diffraction des rayons X (DRX). Les teneurs en C des agrégats et des fractions argiles des agrégats ont été déterminées par analyse élémentaire. Les quantités des différents minéraux argileux des fractions argiles seront prochainement déterminées par modélisation des DRX.

La proportion de grands macro-agrégats (500-5000 µm) est beaucoup plus grande dans la prairie et le « Semi-direct ». Les micro-agrégats (50-250 µm) dominent dans le traitement « Biologique ». Dans les 3 traitements, la teneur en C décroit avec la taille des agrégats et la teneur en argiles est plus élevée dans les micro-agrégats. Les micro-agrégats sont en moyenne enrichis en minéraux argileux smectitiques. Au contraire, les argiles libres présentent des quantités de minéraux argileux smectitiques moindres que les fractions agrégées. Cette tendance est moins marquée pour les sols du traitement « Biologique ». Nos résultats suggèrent (1) que les minéraux argileux smectitiques ont un rôle important pour la stabilisation des micro-agrégats ; (2) que la mise en culture réduit l'enrichissement relatif en argiles gonflantes dans les agrégats stables ce qui augmente la vulnérabilité à l'érosion de ces minéraux argileux les plus réactifs.

La stabilité structurale du sol varie à pas de temps journalier : évaluation de facteurs explicatifs. Un exemple en Beauce Chartraine

ALGAYER Baptiste et DARBOUX Frédéric

Institut National de Recherche Agronomique (INRA), UR0272 Science du Sol, Orléans, baptiste.algayer@orleans.inra.fr

La stabilité structurale du sol varie à pas de temps journalier : évaluation de facteurs explicatifs. Un exemple en Beauce Chartraine.

La stabilité structurale du sol correspond à la capacité d'un sol à conserver sa structure lorsqu'il est soumis à différentes contraintes. Cette propriété intrinsèque du sol influence la dynamique des flux et le stockage de l'eau et des gaz dans le sol, la sensibilité du sol à l'érosion et à l'encroûtement, ainsi que l'activité biologique. De nombreuses études ont mis en valeur des variations de la stabilité structurale au cours de l'année en relation avec le climat. Si les tendances saisonnières de ces variations sont identifiées, les facteurs et processus qui contrôlent ces variations restent méconnus, notamment pour les dynamiques de la stabilité structurale à courts termes.

L'objectif de cette étude était de réaliser un suivi à pas de temps court de la stabilité structurale du sol sur le terrain, et d'identifier des facteurs explicatifs de ces variations à travers différentes propriétés du sol et variables climatiques.

Des échantillons issus d'un sol limono argileux ont été prélevés en Beauce Chartraine (sud du Bassin Parisien) à deux positions topographiques (haut de pente et bas de pente) et deux profondeurs (0-0,5 cm et 1-10 cm). Les prélèvements ont été réalisés à deux échelles de temps : un prélèvement mensuel systématique, et des prélèvements journaliers succédant à un événement pluvieux important. La stabilité structurale a été mesurée en utilisant la méthode Le Bissonnais (1996). Les autres variables, considérées comme facteurs explicatifs ont été : la teneur en eau, la teneur en matière organique, la biomasse microbienne, l'hydrophobicité et l'état de surface. Dans la même optique, des données climatiques (humidité de l'air, pluviométrie, température) et édaphiques (humidité par TDR et températures du sol pour deux profondeurs) ont été mesurées en continue pour les deux positions topographiques.

La stabilité structurale a montré une forte variabilité temporelle pour les deux échelles de temps considérées : des variations mensuelles, mais aussi des variations journalières succédant à des événements pluvieux importants. Les variations de stabilité structurale observées ont été relativement proches pour les deux positions topographiques. En revanche, les matériaux issus des deux profondeurs ont montré des variations de stabilité structurale contrastées. Ces différences sont notamment liées à la formation et au développement de croûte à la surface du sol. Les variations de teneur en matière organique et la biomasse microbienne n'ont pas permis d'expliquer précisément les variations de stabilité structurale observées. En revanche, les dessiccations post-averse semblent jouer un rôle significatif dans l'augmentation de la stabilité structurale du matériau de surface à court terme. Ce résultat souligne l'influence des cycles d'humectation dessiccation dans la variation de la stabilité structurale.

Influence de la matière organique sur la stabilité structurale et sur la conductivité hydraulique.

MERROUKI Kamal, BOUBRIT Belaid et CHERFOUH Rabia

Faculté de biologie et d'Agronomie, Département d'Agronomie, Université Mouloud Mammeri de Tizi ouzou, Algérie, merrouki_k@yahoo.fr

Résumé :

Cette étude a pour objectif l'étude du comportement du sol amendé à différentes doses de matière organique afin de mettre en évidence le rôle de la matière organique contre la dégradation de la structure du sol sous les agressions des gouttelettes de pluies. Les sols considérés sont prélevés de parcelles différentes, une parcelle en jachère, un vignoble et un verger de figuiers. Des mélanges sol-fumier sont réalisés au laboratoire à différentes doses de matière organique, puis mis en incubation pendant une durée de huit mois. Des mesures de l'indice d'instabilité et de la conductivité hydraulique ont été effectuées après 1,6,7 et 8 mois d'incubation, les mélanges incubés pendant 7 et 8 mois sont ensuite soumis à des pluies simulées et l'intensité du ruissellement a été mesurée.

Matériels et méthodes

.Le sol des parcelles d'études est un sol argilo-limoneux à 41 % d'argiles (méthode internationale d'analyse granulométrique). Sa teneur en carbone est de 2,14 % établie par la méthode de Anne qui correspond a 3,68 % de matière organique. Le fumier utilisé est à 15 % de carbone organique à 10 % d'humidité résiduelle. Nous avons donc calculé la dose optimale pour amender notre sol qui s'élève à 24,7 tonnes/ha de fumier soit 1,77 gr/100gr de sol.

Au laboratoire nous avons réalisé différents mélanges sol-fumier à différentes doses de fumier et quoi sera soumis à l'étude :

- un mélange à la dose optimale de matière organique, soit 1,77 gr/100 gr de sol qui correspond a 4,13 % de matière organique;
- un mélange à une dose inférieure, soit 0,88 gr/100gr de sol, correspond a 3,68 % de matière organique ;
- un mélange à une dose supérieure soit 3,55 gr/100gr de sol et qui correspond a 4,59 % de matière organique.
- un sol témoin sans addition de fumier qui contient 3,68 % de matière organique.

Les mélanges sont ensuite mis dans des bacs et dans des pots, les bacs de formes parallélépipédiques de 1 m de longueur sur 0,45 cm de largeur et sur 7 cm de profondeur avec une pente de 3 %, ils sont munis à leurs base de pores uniformément répartis et recouvert de graviers pour évacuer l'eau infiltrée et d'un collecteur latéral qui nous permet de recueillir la lame d'eau ruisselée.

Pour chaque parcelle, on utilise quatre bacs contenant des sols à différentes doses de matière organique. Ces bacs seront exposés après incubation au simulateur de pluie. En parallèle les mêmes mélanges de sol sont conservés dans des pots, quatre pour chaque parcelle, ils serviront de témoins par rapport à l'effet des précipitations sur la stabilité structurale.

Résultats :

Dans cette étude, nous avons tenté de mettre en évidence le rôle protecteur de la matière organique dans les mécanismes de la dégradation de la structure sous l'impact des agressions mécaniques des gouttelettes de pluies. Son effet sur les propriétés physiques du sol tel que l'indice d'instabilité et la conductivité hydraulique ont été également abordés.

L'expérimentation a porté sur le suivi de la stabilité structurale sur des échantillons prélevés sur des parcelles cultivées (vignoble, figuiers) et non cultivées (jachère) amendées par différentes doses de fumier puis exposées aux pluies simulées afin de montrer :

- le rôle primordial de la matière organique sur le maintient et l'amélioration de l'état structural du sol ;
- l'influence du précédent cultural sur l'évolution de la stabilité structurale.

Nous avons remarqué que l'indice d'instabilité évoluait en deux phases :

Phase une : marquée par une amélioration rapide de la stabilité structurale à très court terme due au développement des microorganismes stimulé par l'apport de matière organique fraîches ;

Phase deux : d'une durée plus longue, elle est due aux substances responsables de l'humification, leur activité spécifique est généralement est faible et peu intense mais leur action est plus longue.

La conductivité hydraulique a connu également deux phases :

- première phase : marquée par une augmentation brutale qui pourrait être liée au rôle physique que joue le fumier fraîchement incorporé dans l'aération et l'ameublissement du sol et au rôle des microorganismes dans l'amélioration de l'agrégation conduisant à la formation des macro pores ;
- deuxième phase : caractérisée par l'atténuation de l'augmentation de la conductivité hydraulique due à l'effet à long terme du fumier qui se stabile et qui se mélange intimement avec la matière minérale.

La matière organique incorporée au sol a eu un effet sur le ruissellement et par conséquent sur l'érosion hydrique en diminuant son intensité en fonction de l'importance des quantités de matières organiques incorporées.

Mots clés : sol, stabilité structurale, matière organique, précédent cultural, ruissellement.

Du rôle de la matière organique dans la stabilité des sols en zones arides

BOUAJILA Abdelhakim[1], BRAHIM Nadhem[2] et GALLALI Tahar[3]

[1] : Maître assistant, Faculté des Sciences de Gabes, Unité de Recherche Pédologie 04/UR/10-02, z2zhakimb@yahoo.fr
[2] : Doctorant, Faculté des Sciences de Tunis, Unité de Recherche Pédologie 04/UR/10-02, brahimnadhem@yahoo.fr
[3] : Professeur de pédologie, Faculté des Sciences de Tunis, Unité de Recherche Pédologie 04/UR/10-02, gallali.tahar@planet.tn

Résumé
On se propose d'aborder dans cette note le rôle de la matière organique dans l'édification et la stabilité des structures élémentaires dans quelques horizons de surface échantillonnés en Tunisie Centrale. Il s'agit comme pour la plupart des sols des zones arides, de sols à faible teneur en matière organique et en argile, et le plus souvent de texture sableuse à sablo-limoneuse.
L'analyse de la matière organique a porté sur le carbone organique total (COT), le carbone organique particulaire (COP : fraction instable), les polysaccharides extraits à l'eau chaude (PEEC) et les substances humiques (SH : acides fulviques, acides humiques et humine).
Deux tests de stabilité des agrégats ont été utilisés : la stabilité structurale à sec et la stabilité structurale à l'eau, les résultats obtenus étant exprimés par le Diamètre Moyen Pondéré des agrégats, noté DMP.
Ces tests montrent que la stabilité structurale à sec est importante dans tous les horizons de surface étudiés (2,71mm <DMP<4,19). Cette stabilité à sec n'est associée à aucune forme de la matière organique. Par contre les valeurs des tests de stabilité à l'état humide sont fortement corrélées aux COT, COP, et aux SH (0,76<r<0,95).
L'application de ce test à l'état l'humide montre la faible stabilité des agrégats vis-à-vis du stress hydrique (0,84<DMP<0,297), ces agrégats étant très sensibles à l'humectation rapide.

Mots clés : Zones arides, état de surface, matière organique, stabilité structurale.

Dégradation des sols de la région de l'ouest Algérien Oranie)

BOUCHENAFA Nadia et DELLAL Abdelkader

Université Ibn Khaldoun Tiaret (Algérie), laboratoire d'agro-Biotechnologie et de nutrition en zone semi-aride, a_dellal@mail.univ-tiaret.dz

Cette communication fait le point sur l'importance du sol en tant que ressource pour la production agricole. C'est un aspect prépondérant dans notre région pour une question de sécurité alimentaire. Cet article énumère les principales contraintes qui font s'amenuiser la ressource en sols cultivables sous l'effet de processus de dégradation physique : compaction, déforestation, érosion, salinisation liée à l'irrigation, la disponibilité et la réserve en eau limitée. La fertilité chimique est également citée en tant que contrainte majeure du fait du manque de réserves en éléments nutritifs notamment en azote. Il faut rappeler qu'en Algérie, durant ces deux dernières décennies il y a eu de très faibles utilisations d'intrants (fertilisants et surtout de pesticides, d'herbicides et de fongicides) d'où la faible productivité enregistrée. En troisième lieu on note dans les zones semi-arides l'appauvrissement biologique qui rend les sols très fragiles. Une question cruciale reste posée quant à la santé des plantes dans ces milieux fragilisés. Les problèmes posés à la Science du Sol en Algérie ouvrent tout un champ de recherche pour l'avenir.

C'est dans ce contexte que récemment (2010) des projets PNR (projets nationaux de recherche) ont été élaborés communément entre l'INRAA et les Universités de l'Ouest Algérien.

Cette région se singularise par des facteurs propices à la dégradation des sols : un climat semi-aride réduisant le couvert végétal, limitant la pédogénèse et l'épaisseur des sols et favorisant l'accumulation des sels solubles, dans les bas-fonds, l'agressivité des pluies et des vents violents, des roches érodibles et une topographie ondulée avec de fortes pentes.

La dégradation physique des sols:

En Algérie les études sur la physique des sols ont été menées au laboratoire de physique des sols (INA- Alger, à partir de 1978, Derdour H., Daoud Y).

Compaction des sols et déforestation:

Etudes menées par Kadik, DGF(Direction Générale des Forêts d'Alger, 1980)

L'érosion hydrique:

Les principales études menées, dans ce domaine en Algérie, ont commencé à partir de 1970 dans les régions:

Monts de Beni Chougrane (Mascara)

Monts de Beni Slimane (Médéa)

Sous la Direction de Roose E. (IRD ; Montpellier 1988).

En Algérie, on estime une perte de terre par ruissellement à 70 ha/jour et corrélativement une augmentation de 70 habitants/jour (Ministère de l'agriculture, 1980).

L'érosion Eolienne:

En Algérie, elle se rencontre surtout en régions semi-arides (steppe et hauts plateaux). Les principales causes sont le défrichement; le surpâturage et les emblavures de céréales en zone steppique d'où le phénomène de désertification.

La quantification de l'érosion éolienne est menée actuellement à travers une étude à Laghouat (porte du Sahara) avec l'installation de capteurs et de saltiphone (travaux de Houyou Zohra et Dellal A. 2009); ce projet a été financé par l'UCL (Belgique) sous la direction du Professeur Charles Bielders.

Les réserves et la disponibilité en eau

Etudes du Génie rural ; département d'Hydraulique INA-Alger et les services de L'ANRH, 1978 du Ministère de l'hydraulique, Alger.

La dégradation chimique des sols

La salinisation secondaire (liée essentiellement à l'irrigation)

Les études ont été menées principalement dans le bas Cheliff à Relizane-Hamadena qui regroupe un lieu historique des expérimentations des sols salés en Algérie depuis les années 1950. Les sols sont devenus potentiellement salables après irrigation. Dans le Cheliff, ce constat a généré la dégradation des vergers d'agrumes avec la perte de la notion de cru des oranges qui sont devenus non commercialisables en Europe.

Cette situation nous a poussé à l'initiation d'un projet CEE ; STD 0108 F sur « la salure des sols du Maghreb », dirigé par le Professeur Claude Cheverry de ENSA –Rennes (France) avec les partenaires Algériens Dellal A., Halitim A, Daoud Y. 1992.Le manque d'une cartographie précise des sols salés et d'un suivi de l'évolution temporelle de la salinité dans les zones irriguées ne permet pas de juger des risques, ni d'ailleurs des efforts entrepris de restauration des sols salés, et encore moins d'anticiper le phénomène avec l'extension « forcée » de l'irrigation. En Algérie l'unique carte des sols a été élaborée en 1957 par Durand et Boulaine.

La dégradation biologique des sols

Dans ce contexte des études ont été menés sur la dynamique de la matière organique dans la région de Tiaret avec des modèles de simulation initiés par le Professeur H. Laudelout (UCL. 1978). L'ensemble des résultats obtenus ont révélé une dégradation biologique se traduisant par une diminution du taux de MO et corrélativement une diminution de la faune et de la flore. Ce qui se traduit par un appauvrissement biologique conduisant à la stérilisation partielle du sol.

Nous avons noté également que les méthodes microbiologiques utilisées (microscopie sur culture et microscopie directe) n'ont pas toujours été adéquates pour évaluer les changements et les dénombrements qui peuvent être très variés.

Conclusion : il a été cité dans cette communication les principaux processus de la dégradation des sols en Algérie en se basant principalement sur des études antérieures.

Dans le contexte de la lutte contre la dégradation des sols et pour atteindre les objectifs inscrits dans le plan national d'actions pour l'environnement et le développement durable (PNAE-DD) prévu jusqu'en 2012, l'Algérie tente de créer un véritable marché de l'environnement. La mise en place d'observatoires de suivi des changements écologiques à long terme, basés sur la méthodologie acquise dans le suivi de la steppe, permettront à des équipes de recherche pluridisciplinaires, à travers des systèmes d'information des données spatio-temporelles sur les problématiques des régions sèches, de démontrer les impacts des changements agro-écologiques et socio-économiques sur la désertification et de proposer des techniques en matière de réhabilitation du milieu et de gestion rationnelle des ressources naturelles. Des dispositifs de suivi de la sécheresse et de la désertification, organisés en réseau et réunissant l'ensemble des structures universitaires et institutionnelles conscientes et intéressées par ces phénomènes sont aujourd'hui en voie de réalisation. Ils ont été intégrés dans le PAN/LCD (Direction Générale des Forêts, 2004). Des observatoires sont mis en place au niveau des différents écosystèmes arides et semi arides par le Centre de Recherche Scientifique et Technique des Régions Arides (CRSTRA). Ils permettront de constituer des bases de données sur l'état des écosystèmes, de suivre leur dynamique dans l'espace et dans le temps, d'identifier les causes de la dégradation et de proposer, sur ces bases, des outils d'aide à la décision, des modèles de gestion rationnelle des ressources naturelles et des méthodes de réhabilitation des zones dégradées en adéquation avec les besoins des populations locales dans une approche participative.

La mise en œuvre de la surveillance écologique à long terme, selon des protocoles méthodologiques concertés (Nedjraoui, 2003, 2006), permettra de définir des indicateurs environnementaux, des indices de sensibilité des écosystèmes aux perturbations exogènes et endogènes et de contribuer à la mise en place des dispositifs nationaux et régionaux de suivi de la désertification tels que définis par les Plans d'Action Nationaux de Lutte Contre la Désertification (PAN/LCD) et les instances régionales.

Mots clés : sol, dégradation, physique, chimique, biologique, Oranie.

Mesures continues du flux d'érosion éolienne sur les champs sahéliens du Niger : impacts des résidus de culture

ABDOURHAMANE TOURE Amadou[1], RAJOT Jean-Louis[2, 3], GARBA Zibo[1], MARTICORENA Béatrice[3], PETIT Christophe[4] et SEBAG David[5, 6]

1- Université Abdou Moumouni, Département des Sciences de la Terre, Niamey, Niger, zibo_garba@yahoo.com
2- IRD, UMR 211 BIOEMCO, Paris, France (jeanlouis.rajot@ird.fr)
3- Université Paris Est Créteil, UMR 7583 CNRS, LISA, Créteil, France, Beatrice.Marticorena@lisa.univ-paris12.fr
4- Université de Paris 1 Panthéon-Sorbonne, UMR 7041 ArScAn, Paris, France, Christophe.Petit@univ-paris1.fr
5- Université de Rouen, M2C, UMR 6143 CNRS, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, France, david.sebag@univ-rouen.fr
6- Université Montpellier 2, IRD UMR 050 HSM, Montpellier, France
Correspondant : doudu2000@yahoo.fr

Introduction

Au Sahel, sous 500 mm de pluies annuelles, l'érosion éolienne se produit essentiellement sur les surfaces cultivées. Ceci s'explique par leur faible protection par la végétation (Rajot, 2001 ; Bielders *et al.*, 2002). Ces champs présentent néanmoins des résidus de culture à leurs surfaces. L'objectif visé dans cette étude est de quantifier précisément l'impact de ces résidus de culture en milieu traditionnel sur l'érosion éolienne au cours du cycle saisonnier. Pour cela, des mesures précises et continues du flux horizontal d'érosion éolienne et des résidus de culture ont été réalisées sur plus de trois ans.

1. Matériels et méthodes

Les parcelles étudiées sont localisées sur le super site AMMA près de Banizoumbou (13°54'N ; 2°66'E) à 70 km à l'Est de Niamey (SW du Niger). Pour mesurer l'impact des résidus de culture sur l'érosion de la surface des champs, deux parcelles de forme rectangulaire et de même taille (100x150 m) ont été instrumentées. Il s'agit des parcelles PA, maintenue nue, et PB cultivée traditionnellement.

Le flux horizontal d'érosion éolienne (Fh), exprimé en $kg.m^{-1}$ par événement, a été mesuré, de façon de juin 2005 à décembre 2008, par des piéges à sable de type BSNE (Big Spring Number Eight ; Fryrear, 1986). L'implantation des BSNE est identique sur les deux parcelles : 25 mâts de 3 BSNE, étagés à 5, 15 et 30 cm de hauteur ont été installés sur chacune d'elles.

La vitesse du vent a été mesurée en continu à l'aide d'anémomètres, étagés à 35, 70, 140 et 250 cm sur des mâts implantés au milieu de chaque parcelle. Le profil a servi à calculer la hauteur de rugosité aérodynamique (Z0) en supposant une « neutralité dynamique » (absence de thermocouple) et des vitesses de vent à 35 cm supérieures à 2.5 $m.s^{-1}$.
Le taux de recouvrement par ces résidus de culture (TRRC, exprimé en %) a été quantifié entre la date du défrichage (janvier et février) et le début de la saison des pluies (juin-juillet). Il a été déterminé par le traitement de photographies de 10 surfaces de référence (12 m²) prises régulièrement sur chaque parcelle. Ces photos ont subi un traitement préliminaire sous « adobe Photoshop CS » puis traitées automatiquement sous ImageJ pour quantifier les résidus de culture.

2. Résultats et discussions

La rugosité des surfaces cultivées sahéliennes

Le taux de recouvrement par ces résidus de culture est maximal durant les deux semaines suivant le défrichage. Puis, ce taux baisse de façon exponentielle passant de 12 % dix jours après le défrichage à moins de 2 % quatre mois plus tard. Cette diminution s'explique par divers facteurs dont l'enfouissement des résidus par piégeage de sédiments, le pâturage, leur utilisation comme combustible ou matériel de construction ou encore leur consommation par les termites.

La hauteur de rugosité aérodynamique (Z0) a oscillé entre 10^{-3} m et 10^{-1} m sur PB contre 10^{-4} m et 10^{-5} m sur PA soit une différence de près de 2 ordres de grandeurs. Cette différence est essentiellement

contrôlée par les résidus de culture qui ont développé une rugosité relativement forte sur PB. Les surfaces des champs présentent néanmoins un taux de recouvrement par les résidus de culture critique de 2% (100kg.ha^{-1}) en dessous duquel la hauteur de rugosité (Z0) atteint des valeurs telles que la surface des champs devient extrêmement sensible à l'érosion éolienne (figure 1).

Le flux horizontal

La différence de taux de recouvrement entre ces 2 parcelles a induit une différence dans l'intensité des flux d'érosion ainsi que dans le cycle saisonnier d'érosion éolienne (figure 2). Sur 3 campagnes agricoles de mesures (avril 2006 à décembre 2008), le maintien de résidus de culture a permis de réduire de 4 fois le flux d'érosion sur PB (914 kg.m^{-1}) comparativement à PA (3777 kg.m^{-1} ; figure 2). Ainsi, la parcelle PB, cultivée traditionnellement, n'a été soumise à l'érosion qu'au début de la saison des pluies (de mai à mi-juillet ; figure 2) caractérisée par des très fortes vitesses de vent (la vitesse maximale mesurée à 2,5 m de haut est de 22 m.s^{-1}). Cependant, malgré ces fortes vitesses de vent, les résidus de culture ont permis de réduire par 3 le flux d'érosion sur PB (819 kg.m^{-1}) comparativement à PA (2559 kg.m^{-1}) aux débuts des saisons des pluies de trois campagnes agricoles (2006, 2007 et 2008). Tandis que les résidus de culture protégeaient la surface de PB, sur PA où le taux de recouvrement est en dessous du seuil des 2%, l'érosion débute dès la seconde partie de la saison sèche, en janvier (figure 2) consécutivement à une augmentation légère de la vitesse des vents (la vitesse maximale à 2,5 m est de10 m.s^{-1}). Durant cette seconde partie de la saison sèche, les flux d'érosion mesurés sur PA ont atteint en intensité ceux mesurés sur PB en début de saison des pluies (figure 2).

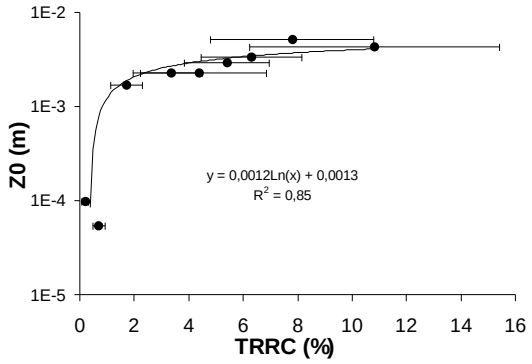


Figure 1 : relation entre la hauteur de rugosité aérodynamique (Z0) et le taux de recouvrement par les résidus de culture (TRRC).

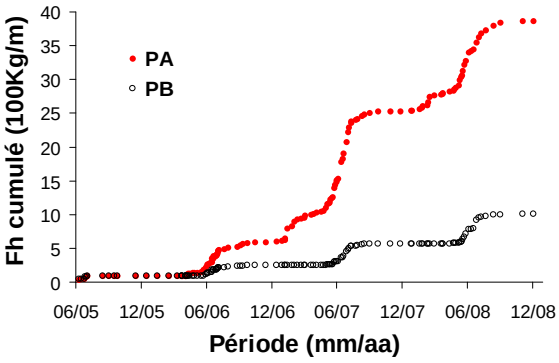


Figure 2 : flux horizontaux (Fh) moyens cumulés sur PA et PB entre juin 2005 et décembre 2008.

Conclusion

Les champs sahéliens sont particulièrement sensibles à l'érosion éolienne. Les résidus de culture présents à leur surface augmentent leur rugosité et les protégent de l'érosion éolienne. En effet, ces résidus empêchent toute érosion en saison sèche. Au début de la saison des pluies, malgré les vitesses de vent très fortes, les résidus de culture ont permis de réduire de plus de trois fois les pertes par érosion éolienne sur les surfaces cultivées relativement aux surfaces nues. Cependant, un seuil de recouvrement par les résidus de culture apparaît autour de 2 % (100 kg/ha) sur la surface des champs.

Références

Bielders, C.L., Rajot, J.-L., Amadou, M. (2002) - Transport of soil and nutrients by wind in bush fallow land and traditionally-managed cultivated fields in the Sahel. *Geoderma,* 109, 19-39.

Fryrear, D.W. (1986) - A field dust sampler. *J. Soil Water Conserv*., 41, 117-120.

Rajot J.-L. (2001) - Wind blown sediment mass budget of Sahelian village land units in Niger. *Bull. Soc. Géol. France,* 172, 523-531.

Contribution au diagnostic de l'état de salinisation et sodisation des sols du périmètre irrigué de la Mina, nord-ouest de l'Algérie

BENKHELIFA Mohammed[1], GORINE Mohamed[2] et KOURI Lakhdar[3]

[1] : Département Agronomie, Université Mostaganem (Algérie), benkhelifa@hotmail.com
[2] : Laboratoire Analyse Sols INSID, Matmore, Relizane (Algérie), gorine2006@yahoo.fr
[3] : Département Agronomie, Université Mostaganem (Algérie), kourilakhdar@yahoo.fr

Introduction

La salinisation secondaire, une des causes importantes et rapides de dégradation des sols (Szabolcs, 1993 et Lahlou et *al*., 2002), touche près de 10 à 15 % de la superficie totale des périmètres irrigués en Algérie (Cheverry et Robert, 1998). Le périmètre irrigué de la Mina situé à 300 kms à l'ouest d'Alger occupe une superficie de près de 10600 hectares et constitue l'un des plus touchés par la salinisation secondaire (Boualla, 2004).

Dans cette étude, nous avons effectué un diagnostic de l'état de salinisation et de sodisation des sols d'une des parcelles les plus contaminées du périmètre irrigué de la Mina s'étalant sur 18 hectares en se basant sur deux échelles d'analyse :

— une échelle de résistivité électrique in situ (Kearer*et al*., 2002), à l'aide d'un conductimètre électromagnétique (EM_{38} de Geonics) qui nous a permis d'en déduire par corrélation via ArcGis les cartes de la conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée (CEeps) et du pourcentage de sodium échangeable (ESP),

— une échelle de stabilité structurale (test d'humectation rapide par immersion) qui nous a permis d'établir une carte d'indice de stabilité structurale.

Par rapport à l'occupation des sols (céréales, olivier et grenadier) et la qualité d'eau d'irrigation (5,39 $dS.m^{-1}$), la gestion hydroagricole actuelle explique en grande partie la forte accumulation des sels dans le profil des sols.

Le croisement des cartes d'ESP et de stabilité structurale a permis d'élaborer une carte thématique de sensibilité à la dégradation physique des sols. Cette dernière est d'un intérêt pertinent, particulièrement, en vue d'optimiser la gestion hydroagricole de l'agrosystème.

Mots clés : dégradation, salinisation, conductivité électrique, ESP, stabilité structurale, plaine de la Mina.

Méthodologie

La méthodologie adoptée pour cette étude consiste dans un premier temps en des mesures in situ et en des prélèvements d'échantillons de sols selon un maillage de 25 x 25 m. L'étape suivante est consacrée à une série d'analyses au laboratoire des échantillons prélevés. Les données obtenues seront traitées par statistique et géostatistique et permettront de caractériser la zone d'étude par des cartes de salinité, de SAR et d'occupation des sols.

Principaux résultats

La mesure de la salinité par la méthode de la conductivité électromagnétique (*CEM*) donne des valeurs proportionnelles à celles de la conductivité électrique de la pâte saturée du sol (CEeps). Ceci est conforme à ce qui est rapporté par la littérature (Benkhelifa, 2007).

L'évolution de la salinité moyenne sur une profondeur de 2 mètres après une année, de mars 2010 à mars 2011 (Fig. 1), montre qu'une grande partie de la superficie est touchée par la classe de salinité 8 à 16 $dS.m^{-1}$, ensuite par celle de 4 à 8 $dS.m^{-1}$ (Tableau 1). Ceci peut être expliqué par les effets conjoints de l'eau d'irrigation et de celle des remontées par capillarité. Pour ces deux classes de salinité, les surfaces affectées cumulées enregistrent

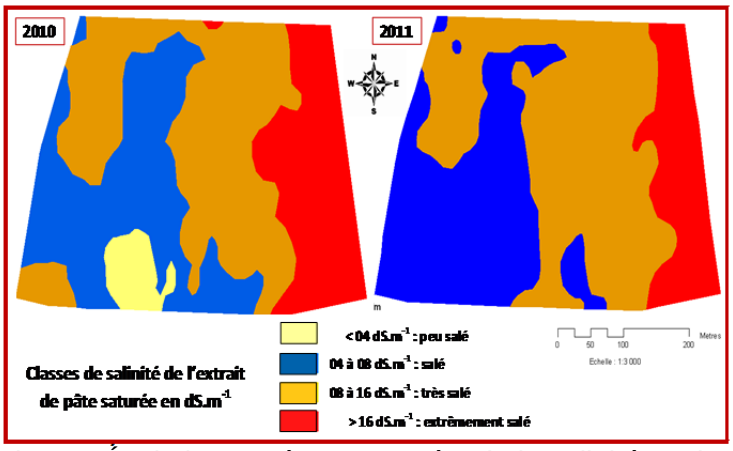


Fig. 1 – Évolution, après une année, de la salinité totale dans la parcelle expérimentale

64,03 et 84,65 % respectivement pour les années 2010 et 2011. Avec ces seuils dominants en salinité et vu les teneurs élevées en argile des sols de la parcelle, la gestion hydroagricole s'avère problématique et nécessite des moyens techniques et financiers considérables si l'on considère l'ensemble du périmètre de la Mina. Par ailleurs, les pratiques hydro agricoles actuelles ne sont pas optimisées et le phénomène de salinisation continue au risque d'une dégradation accrue des sols.

Tableau 1 – Variations de la répartition de la surface de la parcelle par classe de salinité totale après une année

Classe de salinité dS.m^{-1}	Surface en %			
	Valeurs mars 2010		Valeurs mars 2011	
< 04	4,43		0	
04 à 08	22,14	64,03	34,85	84,65
08 à 16	41,89		49,80	
> 16	31,54		15,35	

Conclusion

La gestion hydroagricole du périmètre irrigué de la Mina nécessite une approche intégrée et l'introduction de méthodes durables de gestion adaptées au milieu mais aussi susceptibles de développer la région sur le plan technique (drainage, doses de lessivage, amendements calciques) et socioéconomique (création de postes d'emploi et de petites industries).

Références

Benkhelifa M., 2007 – Influence des conditions salines sur les propriétés physiques de mélanges de sable-bentonite. Conséquences sur le comportement écophysiologique de la tomate (*Lycopersicumesculentum Mill*.). *Thèse Doctorat d'Etat, INA El Harrach-Alger. 171 p*.

Boualla N., 2005 – Étude des caractéristiques hydrauliques et physico-chimiques des eaux souterraines de la Plaine de la Mina (Relizane). Thèse de Magister. Université des Sciences et de la Technologie d'Oran USTOMB.

Cheverry C. et Robert M., 1998 – La dégradation des sols irrigués et de la ressource en eau : une menace pour l'avenir de l'agriculture et pour l'environnement des pays au sud de la Méditerranée. *Etude et Gestion des Sols, Vol. 5, n° 4: 217-226*.

Kearer P., Brooks M., Hill I., 2002 – An introduction to Geophysical Exploration. *Blackwell Science (3) : 183-207*.

Lahlou M., Badraoui M., Souidi B., Goumari A. et Tessier D., 2002 – Modélisation de l'impact de l'irrigation sur le devenir salin et sodique des sols. *Actes de l'atelier du PCSI, Montpellier, France, 28-29*.

SzabolcsI., 1993 – Strategies for utilization of the salt affected soils in the World. *Acta Agronomica, 42(1-2): 39-144*.

Quantification des sources et processus d'érosion à l'échelle du bassin versant : illustration sur le bassin de Kamech, Cap Bon, Tunisie

BEN SLIMANE Abir[1,2], RACLOT Damien [2], EVRARD Olivier[3], SANAA Mustapha[1], LEFEVRE Irène[3], AHMADI Mehdi[3] et LE BISSONNAIS Yves[2]

1 : INAT, 43 Avenue Charles Nicolle, 1082, Tunis – Mahrajène, Tunisie, Abir.Ben-Slimane@supagro.inra.fr
2 : UMR LISAH, INRA, 2 place Pierre Viala, F-34060 Montpellier cedex 1, France.
3 : LSCE, CEA, Domaine du CNRS Bât. 12, avenue de la Terrasse, F-91198 Gif-Sur-Yvette Cedex, France.

L'érosion hydrique touche près de 3 millions d'hectares des sols agricoles en Tunisie, et constitue une menace pour la durabilité des retenues collinaires destinées à mobiliser les eaux de surface. La très forte densité des systèmes ravinaires en Tunisie, comme dans bon nombre de régions méditerranéennes, pose la question de leur rôle dans le comblement des retenues. Dans ce contexte, l'objectif général de ce travail est de proposer une méthodologie qui permette d'évaluer la contribution relative de l'érosion linéaire et de l'érosion diffuse dans les flux de sédiments à l'exutoire des bassins versants, et ce en intégrant des périodes d'observations suffisamment longues pour obtenir une réponse sur des échelles de temps intégrées de l'ordre de la décennie.

Pour atteindre cet objectif, nous nous sommes appuyés sur la méthode de traçage des sources de sédiments développée par Walling (1999), qui consiste à exploiter le caractère conservatif et stable de certains éléments pour discriminer les sources de sédiments.

Dans cette étude, nous avons appliqué cette approche à des bassins versants délimités par des retenues collinaires. L'analyse des sédiments piégés dans une retenue permet d'accéder à une information intégrée des processus d'érosion ayant eu lieu dans le bassin versant depuis la création de sa retenue.

Les différentes étapes de la démarche consistent en: i) l'identification d'un certain nombre de traceurs potentiels au vu des objectifs de l'étude, de la littérature et des spécificités du terrain; ii) l'analyse des traceurs potentiels dans les échantillons « source » et dans les carottes prélevées dans les sédiments de la retenue; iii) l'application de la technique de traçage de sédiments, étendue par Ahmadi (2010). Cette dernière consiste tout d'abord en une procédure itérative, basée sur les tests du H de Kruskal-Wallis et du lambda de Wilk, permettant de sélectionner les traceurs qui discriminent au mieux les différentes sources de sédiments. L'application d'un modèle de mélange associé à un modèle de Monte Carlo permet ensuite de quantifier la contribution des différentes sources de sédiments en prenant en compte la variabilité observée dans les échantillons sources.

Dans le cadre de ce travail, nous proposons d'illustrer cette démarche sur le bassin versant de Kamech (263ha, Cap Bon, ORE OMERE) en recherchant d'une part, l'origine des sédiments (sol en surface ou sol en profondeur) dans 17 de carottes de sédiments prélevées dans la retenue située à l'exutoire de ce bassin, et d'explorer leurs variabilité spatiale et temporelle. Et d'autre part, de déduire les recommandations relatives au nombre et à la localisation des carottes à prélever dans la retenue pour une optimisation de la méthodologie.

Les résultats font apparaître pour ce bassin versant cultivé un comportement érosif, très clairement dominé par l'érosion diffuse, nécessitant la mise en place de pratiques culturales protectrices de la ressource en sol.
Ils permettent aussi d'établir d'importantes conclusions quant aux recommandations relatives aux prélèvements des carottes: a) un échantillon global moyen fournit un résultat pertinent intégré de l'ensemble de la carotte: b) le dépôt en aval du réservoir doit être favorisé si on prélève une seule carotte: c) une stratégie d'échantillonnage de deux carottes permet de fournir une évaluation la contribution de source de sédiment avec une erreur inférieure à 10%.

Mots clés : Érosion, traçage des sources, bassin versant, retenue collinaire, observatoire OMERE

Références

Ahmadi M. (2010). Spatiotemporal dynamics of fine sediment in mountainous catchments. Mémoire de Master. LSCE. 49 p.

Walling D.E ,Owens P.N. and Leeks G.J.L. (1999). Fingerprinting suspended sediment sources in the catchment of the river Ouse, Yorkshire, UK. Hydrological Processes, 13, 955-975.

Processus d'érosion et de transfert de particules au sein du bassin de la Loire

GAY Aurore[1], CERDAN Olivier[1], DELMAS Magalie[2] et RAD Sétareh[3]

[1] : BRGM, RIS/RMT, 3 avenue Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, a.gay@brgm.fr
[2] : INRA, INFOSOL, 2163 avenue de la Pomme de Pin - CS 40001 - Ardon 45075 Orléans Cedex 2, Magalie.Delmas@orleans.inra.fr
[3] : BRGM, GEO/G2R, 3 avenue Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, s.rad@brgm.fr

Les flux de sédiments au sein des ensembles continentaux jouent un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques et sont souvent à l'origine de la dégradation des sols et de la pollution des eaux et des écosystèmes. Dans un contexte de changement climatique et de changement d'occupation des sols, il semble important de pouvoir quantifier les budgets sédimentaires aux échelles locales et globales afin de mieux appréhender les possibles impacts de ces changements à l'avenir. Beaucoup d'études se sont déjà intéressées aux exports de sédiments à l'échelle des grands bassins fluviatiles ou continentaux ou à des échelles plus fines, de la parcelle expérimentale à la parcelle culturale. Cependant, peu d'études se sont portées sur la connectivité des versants et au sein des masses d'eau les zones de stockage dans le but d'établir des liens entre les différentes échelles. Dans ce contexte général, l'objectif de cette étude est de quantifier la part de sédiments érodés sur les versants qui atteint les océans et d'évaluer la pertinence de l'utilisation d'un concept tel que le Sediment delivery ratio (Walling, 1983) ou des calculs de flux pour réaliser cette tâche. Une première étude a permis de mettre en exergue la contribution de la Loire aux exports de France Métropolitaine, aux environs de 1Mt/an (Delmas *et al. in press*).
Il s'agit donc, dans un premier temps, d'estimer les charges annuelles de sédiments à l'exutoire de sous-bassins (Figure 1) pour lesquels des données débits et matières en suspensions sont disponibles dans les bases de données déjà existantes (banque hydro/Osur2-web). Cependant, la faible résolution temporelle des données MES constitue une limite et ne permet de calculer des flux que pour une centaine de stations. Cette base de données permettra la calibration et la validation de cette approche. Sur cette base des quantités exportées, une typologie des bassins est ensuite proposée. Afin de prendre en compte les mécanismes et processus de redistribution des sédiments au sein des versants et des cours d'eau, une approche de modélisation distribuée de la dynamique source-puit est développée. Plusieurs paramètres seront pris en compte tels que la connectivité hydrologique via l'étude de la dynamique ruissellement/infiltration ainsi que la connectivité sédimentaire. Les développements conceptuels seront d'abord testés sur deux bassins pilotes. Nous montrerons des exemples sur un bassin versant de 80km², la Ligoire, qui a permis de mettre en avant les différentes sources potentielles des sédiments exportés (érosion de surface et drains). En parallèle, la mise en place de méthode de traçage (Césium, matière organique…) permettra d'apporter un éclairage nouveau sur la provenance des sédiments.

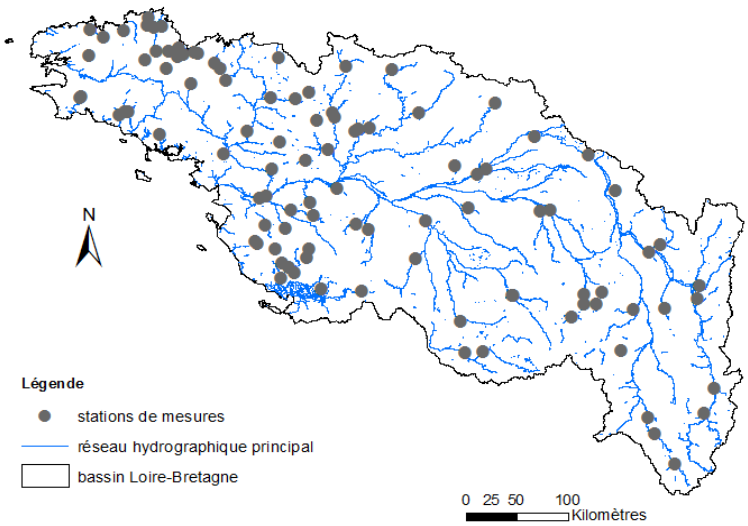


Figure 1 : Répartition des stations de mesures débit-MES sur le bassin Loire-Bretagne

Références

Delmas M., Cerdan O., Cheviron B., Mouchel J.M, Eyrolle F. *in press*. Sediment exports of French rivers to the sea. Earth Surface Processes and Landforms.

Walling D.E., 1983. The sediment delivery problem. Journal of hydrology 65, 209-237.

Application conjointe de méthodes de datation isotopique et de modélisation distribuée pour estimer les taux d'érosion des sols

LACOSTE Marine[1], CIAMPALINI Rossano[2], EVRARD Olivier[3], FOLLAIN Stéphane[2], MICHOT Didier[1,4], VIAUD Valérie[1] et WALTER Christian[1,4]

[1] : INRA, AGROCAMPUS OUEST, UMR1069, Rennes, France, marine.lacoste@rennes.inra.fr
[2] : Montpellier SupAgro, UMR – LISAH, INRA – IRD – SupAgro, Montpellier, France
[3] : Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE/IPSL), UMR 8212 (CEA/CNRS/UVSQ), Centre de Recherche du CNRS, Gif-sur-Yvette, France
[4] : Université Européenne de Bretagne

Introduction

L'érosion des sols fait partie des principales menaces pesant sur les sols, identifiées par la Commission Européenne (CE, 2006). Différentes méthodes ont été mises en œuvre pour estimer l'érosion des sols et comprendre l'effet de différents paramètres tels que l'occupation du sol, les pratiques agricoles, l'aménagement du paysage, etc. Dans cette étude, nous proposons de comparer deux méthodes permettant d'estimer les taux de redistribution des sols (érosion et dépôt) : une méthode isotopique basée sur lesprofils de teneurs en^{137}Cs des sols et une méthode de modélisation distribuée des processus d'érosion et de dépôt. Ces méthodes ont l'avantage de ne nécessiter aucun suivi de longue durée et permettent d'estimer des taux de redistribution passée des sols ; elles sont donc largement utilisées pour estimer la redistribution du sol.

Matériel et méthodes

Le site d'étude se situe dans la Zone Atelier Armorique (Nord de l'Ille-et-Vilaine), au sein d'un paysage agricole bocager.14 transects perpendiculaires à des haies ont été étudiés. Ils ont été choisis pour représenter au mieux la variabilité de la zone d'étude (profondeur du sol, pente avale à la haie, aire contributive). Parmi les haies étudiées, certaines sont encore en place, d'autres ont été arasées à une date connue. Nous disposons pour ces transects de descriptions des épaisseurs des horizons organo-minéraux et de mesures de teneurs en ^{137}Cs. Deux profils de teneur en ^{137}Cs ont été réalisés par transects (un en amont de la haie, l'autre en aval). Pour chaque profil, une colonne complète de sol a été prélevée avec un carotteur hydraulique et découpée en tranches de 5 cm d'épaisseur. Des comptages de ^{137}C ont été réalisés et les activités surfaciques résultantes ont été comparées pour chaque profil à un profil témoin. Ce témoin a été échantillonné sur une zone de plateau, où nous supposons qu'il n'y a pas eu de redistribution de sol. Si l'activité surfacique d'un profil est supérieur au profil témoin, il s'agit d'une situation d'accumulation de sol (et inversement d'érosion). Les taux de redistribution sont obtenus en utilisant le profil témoin et les méthodes de conversion proposés par Walling et He (2001).

La modélisation de la redistribution des sols est mise en œuvre grâce au modèle LANDSOIL (Ciampalini *et al.*, 2012), adapté du modèle STREAM (Cerdan *et al.*, 2002a; Cerdan *et al.*, 2002b; Souchère *et al.*, 2003; Souchère *et al.*, 1998). Ce modèle à base experte fonctionne au pas de l'événement pluvieux et permet de simuler les érosions aratoire et hydrique ainsi que les dépôts de sol au sein d'un paysage.

Pour deux versants, nous disposons de données au niveau d'une haie arasée et d'une haie en place. Ces haies (arasées et en place) sont situées deux à deux dans des situations comparables (topographie, type de sol, matériau parental du sol) (Fig. 1).

Nous appliquons le modèle LANDSOIL au niveau des haies en place (en simulant un arasement de la haie) et comparons les taux de redistribution des sols obtenus avec ceux

estimés par la méthode isotopique sur la haie arasée, les deux haies arasées l'ayant été vers 1960.

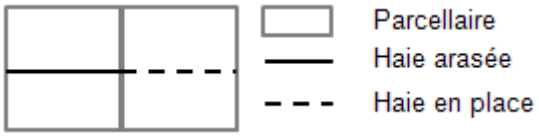


Figure 1: représentation schématique de la localisation dans un versant des haies utilisées pour comparer les taux d'érosion des sols obtenus par méthode isotopique ou modélisation.

Résultats

Les observations d'épaississement des horizons organo-minéraux ainsi que les taux de redistribution des sols estimés par la méthode du ^{137}Cs permettent de distinguer des zones d'accumulation et des zones d'érosion des sols. Les zones identifiées par ces deux méthodes sont concordantes (majoritairement érosion en aval d'une haie, accumulation en amont).L'activité surfacique du profil de sol témoin est de 1590 ±90 Bq m^{-2}. Les taux d'érosion estimés sur les haies H1 et H2 (haies arasées en 1960) sont donnés par le tableau 1. Le taux d'érosion moyen estimé sur l'ensemble des 14 transects est de 2.03 mm an^{-1}.
Nous comparerons ces taux à ceux obtenus par modélisation avec le modèle LANDSOIL.

Tableau 1 : estimation des taux d'érosion au niveau de deux haies arasées à partir des activités surfaciques de ^{137}Cs (témoin : 1590 ±98 Bq m^{-2})

Haie	Activité surfacique (Bq m^{-2})	Taux d'érosion (mm an^{-1}) (moyenne, min – max)
H1 amont	438 ± 45	6.16, 4.44 - 8.30
H1 aval	1448 ±70	0.54, 0.40 - 0.63
H2 amont	654 ± 42	0.69, 0.53 - 0.9
H2 aval	797 ± 59	1.2, 0.96 – 1.38

Discussion et conclusion

Le ^{137}Cs et la modélisation sont communément utilisés pour estimer les taux d'érosion des sols, mais rarement conjointement. Cette étude permettra de comparer les taux de redistribution des sols estimés par ces deux méthodes.

Références

Ciampalini, R., Follain, S., Le Bissonnais, Y (article accepté, 2011). Landsoil : a model for the analysis of erosion impact on agricultural landscape evolution. Geomorphology.

Cerdan, O., Le Bissonnais, Y., Couturier, A. and Saby, N., 2002a. Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. Hydrological Processes, 16(16): 3215-3226.

Cerdan, O., Souchere, V., Lecomte, V., Couturier, A. and Le Bissonnais, Y., 2002b. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. Catena, 46(2-3): 189-205.

CE, 2006. Communication from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. Thematic Strategy for Soil Protection. COM(2006)231 final.

Souchère, V. *et al.*, 2003. Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments. Catena, 50(2-4): 489-505.

Souchère, V., King, D., Daroussin, J., Papy, F. and Capillon, A., 1998. Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. Journal of Hydrology, 206(3-4): 256-267.

Walling, D.E. and He, Q., 2001. Models for Converting Measurements of Environmental Radionuclide Inventories (137Cs, Excess 210Pb, and 7Be) to Estimates of Soil Erosion and Deposition Rates (Including Software for Model Implementation).

Quantification et modélisation de l'impact des remembrements parcellaires et des bordures de parcelles sur la redistribution des sols des versants cultivés (1954-2009)

CHARTIN Caroline[1], EVRARD Olivier[2], SALVADOR-BLANES Sébastien[1], HINSCHBERGER Florent[1], MACAIRE Jean-Jacques[1], VAN OOST Kristof[3] et DAROUSSIN Joël [4]

[1] : GéHCo (Géo-Hydrosystèmes Continentaux), Université François-Rabelais de Tours, Faculté des Sciences et Techniques, Parc Grandmont, 37200 Tours (France), cchartin@lsce.ipsl.fr
[2] : LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement), UMR 8212 (CEA-CNRS-UVSQ) Avenue de la Terrasse, 91198 Gif-sur-Yvette (France)
[3] : TECLIM, Université catholique de Louvain, Place Louis Pasteur, 1348 Louvain-la-Neuve (Belgium)
[4] : INRA – UR 0272, Unité de Science du Sol, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 Orléans Cedex 2 (France)

1. Introduction

Les réseaux de bordures de parcelles structurent les paysages cultivés et exercent un rôle important sur la variabilité spatiale des processus d'érosion-dépôt de sols. Les bordures végétalisées (haies, bandes enherbées…) affectent les connectivités hydrologiques et sédimentologiques à travers les versants, et l'ensemble des bordures de parcelles fait obstacle aux transferts de sols induits par le labour. Ces phénomènes locaux d'érosion-dépôt entraînent le développement de figures morphologiques linéaires et décamétriques (par exemple des banquettes agricoles ou crêtes de labour) qui continuent d'évoluer après la disparition des bordures associées. Ceci se vérifie particulièrement en Europe de l'Ouest où la mécanisation et les politiques agricoles ont mené à la disparition massive de bordures de parcelles via de nombreuses campagnes de remembrements (années 1960-1990). Dans un contexte de changement climatique et d'évolution des pratiques agricoles, la compréhension de l'effet des structures paysagères et de leur évolution sur la redistribution des sols paraît essentielle pour l'avenir. Des informations sont en effet nécessaires afin d'envisager quelles configurations paysagères optimiseraient la conservation des sols. Le but de cette étude est donc d'évaluer l'effet des bordures de parcelles et de leur disparition sur la redistribution des sols au sein d'un versant cultivé.

2. Matériels et méthodes

Le site d'étude est une parcelle de 4,5 ha située sur un versant crayeux, orienté SSE, du SO du Bassin parisien (Seuilly, Indre-et-Loire). Jusqu'en 1967, année du remembrement, cette surface comptait sept parcelles bien délimitées. Les redistributions récentes de sol (1954-2009) ont été déduites de l'étude de la variabilité spatiale des inventaires en ^{137}Cs (68 points échantillonnés). Cette variabilité a été confrontée aux différentes configurations topographiques observées sur le site, et particulièrement aux figures morphologiques induites par les bordures de parcelles actuelles ou disparues en 1967. Ensuite, les taux moyens d'érosion-dépôt de sol (t.ha-1.an-1) depuis 1954 ont été calculés grâce à un modèle de conversion des résidus de ^{137}Cs. Ce modèle a permis d'évaluer l'implication relative des processus ici dominants de redistribution de sol, c'est-à-dire le ruissellement et le labour.

3. Résultats et discussion

Les surfaces soumises à l'érosion ou au dépôt de sol les plus marqués depuis 1954 sont essentiellement concentrées sur les figures morphologiques linéaires induites par les

bordures de parcelles actuelles (banquette agricole L1) et anciennes (ondulations convexes U1 et U2 ; Fig.1).

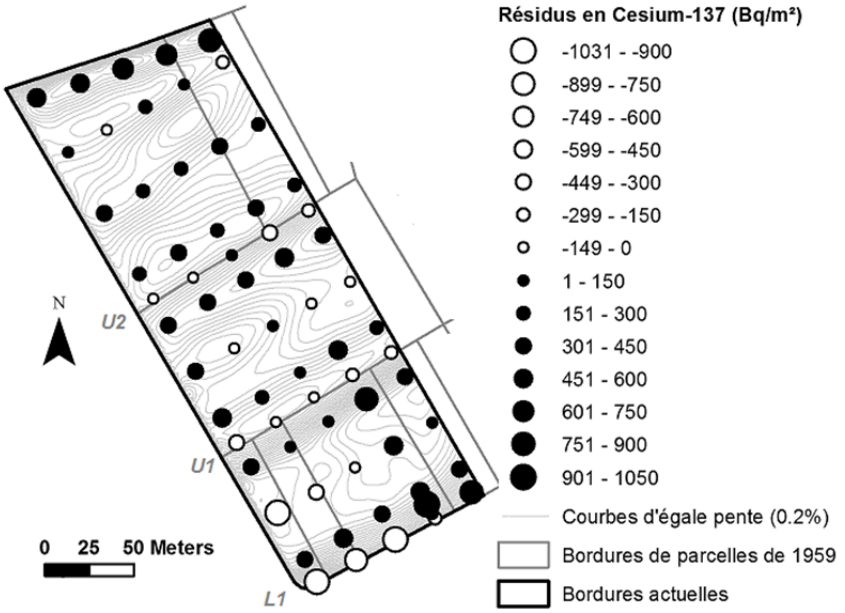


Figure 1 : Résidus* en ^{137}Cs mesurés sur l'ensemble du site d'étude et surimposés aux courbes d'égale pente.
(les résidus correspondent aux valeurs mesurées diminuées de la valeur de référence)*

L'application du modèle de conversion des résidus en ^{137}Cs en taux d'érosion-dépôt montre que la redistribution récente des sols est dominée par le labour (à 85% ; Fig. 2). De plus, il apparaît que des processus de redistribution aratoires spécifiques (différents du processus diffusif classique pris en compte dans les modélisations) s'effectueraient au voisinage des bordures actuelles. Les remembrements parcellaires ont favorisé la redistribution des sols sur les versants cultivés par la conversion de zones de rétention en zones sources de sédiments. Les processus d'érosion-dépôt de sols induits par les bordures de parcelles, mais également consécutifs à leur suppression, semblent donc très importants en comparaison à la redistribution moyenne des sols évaluée sur l'ensemble du site. On démontre également que les modalités de la représentation topographique des figures morphologiques linéaires dans le modèle de conversion influencent nettement la précision des estimations.

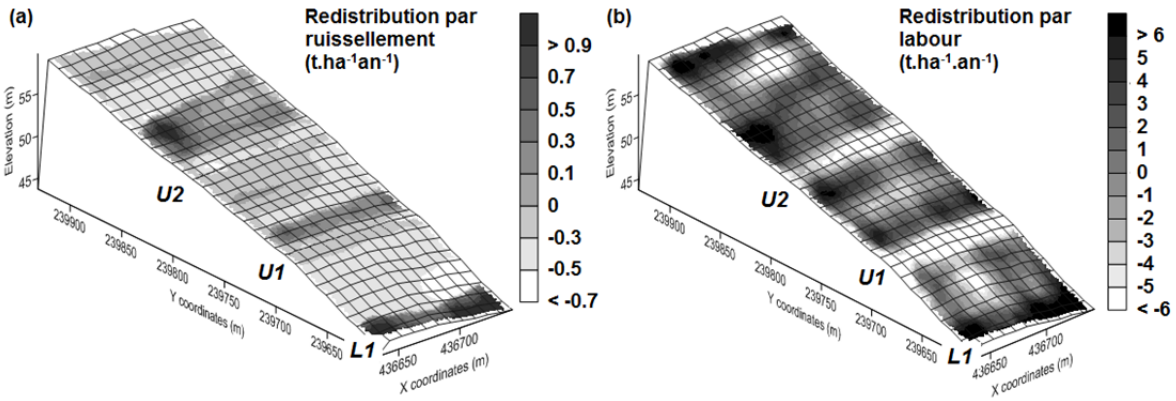


Figure 2 : Taux moyens simulés sur le site d'étude, pour la période 1954-2009, de redistribution des sols induits par (a) le ruissellement et (b) le labour.

L'évaluation du risque érosif à l'échelle d'un sous-bassin versant : le cas de la Vallée de la Lèze

CALVET Coralie, HOFTETTER Annie et LIFRAN Robert

INRA, UMR LAMETA, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 01, robert.lifran@supagro.inra.fr

Bien que l'érosion hydrique des sols, n'attire pas autant l'attention que les autres pollutions d'origine agricole, elle peut néanmoins devenir un enjeu localement important, par les dommages causés ponctuellement aux infrastructures publiques ou aux autres actifs naturels, notamment les hydro-systèmes. Les actions entreprises par les collectivités locales comme les politiques environnementales pour en limiter les dommages doivent alors s'appuyer sur une bonne connaissance des processus sous-jacents, non seulement pour concevoir les actions les plus efficaces, mais aussi pour en assurer l'acceptabilité par les acteurs concernés. En effet, le paradoxe de l'érosion hydrique est que les agriculteurs ne perçoivent pas toujours ce phénomène comme une perte de valeur de leur capital. La divergence entre valeur privée et valeur sociale du capital sol affectées par l'érosion de manière différente constitue la difficulté majeure que les politiques publiques environnementales ont pour but de réduire. Ce travail d'évaluation du risque érosif est destiné à fournir la base de l'évaluation des actions proposées aux agriculteurs pour réduire les dommages locaux et globaux liés à l'érosion des sols. La problématique repose sur l'hypothèse que les phénomènes érosifs sont situés à l'interface entre la géomorphologie, les caractéristiques climatiques, et les pratiques agricoles, dans leur deux dimensions d'aménagement du paysage et de pratiques culturales.

Le but de cet article est de proposer une méthodologie simple et efficace pour évaluer les risques érosifs à l'échelle locale et évaluer l'impact des actions incitatives proposées aux agriculteurs pour modifier leurs pratiques culturales en vue de diminuer ce risque[2].

La Vallée de la Lèze (affluent de la Garonne) est le support de l'étude de terrain. Cette vallée a connu des transformations importantes du paysage et de l'organisation des exploitations agricoles. Au cours des années récentes, elle a aussi connu des événements orageux et des dommages importants affectant les biens privés et publics, comme les infrastructures routières. Ceci a conduit à la mise en place d'une structure de coopération intercommunale et interdépartementale, le Syndicat Mixte de la Vallée de la Lèze (SMIVAL) http://www.smival.fr/smival/.

Pour aborder le risque érosif à travers les caractéristiques géomorphologiques, nous avons élaboré le concept d'entité paysagère à risque érosif (EPARE). L'EPARE est une entité paysagère qui correspond à une pente d'une vallée, et délimitée par un tallweg, une ligne de crête, et une orientation amont-aval. En amont, les vallées ou vallons sont délimitées par la ligne de partage des eaux (ici, la Lèze et l'Ariège). L'observation des différents fonds topographiques, des réseaux de routes et chemins, et des réseaux hydrographiques fournit le support de l'identification des entités paysagères à risque érosif. Le risque érosif est lié aux pentes plus ou moins fortes des EPARE, ainsi qu'à leur état de surface au moment où surviennent les événements orageux (en général le printemps). Nous avons extrait les données relatives aux assolements des exploitations à partir du Registre Parcellaire Géo-référencé créé à partir des déclarations d'usage des sols par les agriculteurs bénéficiant des

[2] Cette recherche s'inscrit dans le projet CAPSOL financé par l'appel d'offre GESSOL

aides de la PAC. Ces déclarations sont réalisées sur la base d'îlots de culture identifiés par les agriculteurs sur des photos aériennes. Les ilots peuvent correspondre à une seule ou à plusieurs cultures, mais dans le cas de plusieurs cultures, le RPG ne donne pas les contours des parcelles correspondantes. A partir de la compilation des données pour 2006, 2007, 2008 et 2009, nous avons reconstitué les rotations de culture pour un îlot de culture donné.

Le croisement entre les données sur les rotations pratiquées sur les îlots de culture dans une EPARE et les caractéristiques de pente permet d'affecter aux îlots un coefficient de risque érosif, qui est utilisé dans un modèle de simulation afin de calculer le volume de sédiments exportés lors d'événements pluvieux de différentes intensités.

Mots-clés : Erosion, Systèmes de culture, Rotations, pollution ponctuelle, pollution diffuse, Politique environnementale, Incitations.
Géographie : Bassin versant Adour Garonne, Lèze, Saint-Ybars

SESSION 1

ÉROSION, DÉGRADATION ET CONSERVATION DES SOLS

AFFICHES

Quantification de l'apport de sédiments des versants vers les masses d'eau sur le bassin-Loire Bretagne

GAY Aurore[1], CERDAN Olivier[1], DELMAS Magalie[2] et DESMET Marc[3]

[1] : BRGM, RIS/RMT, 3 avenue Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, a.gay@brgm.fr
[2] : INRA, INFOSOL, 2163 avenue de la Pomme de Pin - CS 40001 - Ardon 45075 Orléans Cedex 2, Magalie.Delmas@orleans.inra.fr
[3] : Géosciences et environnement - Université François Rabelais - Faculté des Sciences et Techniques - Parc de Grandmont 37200 Tours – France, marc.desmet@univ-tours.fr

L'érosion et le transfert de sédiments sur les versants constituent la majeure partie des apports solides dans les masses d'eau, représentant un risque important de pollution des eaux et des écosystèmes. Afin de quantifier ces exports, des approches telles que le SDR et les calculs de flux sédimentaires, reliant les pertes en sol au niveau local et les flux solides à l'exutoire, ont été développées à l'échelle des grands bassins fluviatiles français. Ainsi, la Loire, deuxième fleuve exportateur de sédiments vers les zones côtières en France métropolitaine, contribue à hauteur de 3.57Mt/an de sédiments au budget sédimentaire de ce territoire, soit environ 20% des exports totaux des cours d'eau. Cependant, la quantification de ces exports à une échelle fine passe par la compréhension des processus d'érosion et de transport solide ainsi que le développement d'indicateurs de connectivité au niveau des versants. Le projet VERSEAU vise à mieux comprendre ces phénomènes et à modéliser la dynamique spatiale de l'érosion brute et de la redistribution des sédiments dans le bassin Loire-Bretagne. La mise en place d'une base de données de mesures d'éléments solides (C) et de débit (Q) à l'exutoire de plusieurs sous-bassins versants de l'ensemble Loire-Bretagne permettra, dans un premier temps, de caler une relation de type $C=aQ^b$. Cette base de données constitue donc une première avancée vers la connaissance de la variabilité inter et intra bassins de la dynamique spatiale des transports de sédiments dans cette région et un premier pas vers une démarche de modélisation distribuée des transferts de sédiments.

Accroissement du risque d'érosion dû à la pluie au Nord du Maroc

PEPIN Yannick[1], PLANCHON Olivier[1], NAÏMI Mustapha[2] et CHIKAOUI Mohamed[2]

1 : UMR LISAH Montpellier, 2 place Viala, 34060 Montpellier, France, yanik_pepin@yahoo.fr, olivier.planchon@gmail.com
2 : AV Hassan II Rabat, 10100 Madinat Al Irfane, Maroc.

Résumé
Les variations climatiques ne se limitent pas aux seuls changements des températures et des hauteurs de pluie : elles ont aussi une influence sur la dégradation des sols.
L'exemple choisi se situe sur la rive sud de la Méditerranée, dans la région de Tanger, au Nord du Maroc. Cette zone est considérée comme une des plus fragiles face au risque érosif de la pluie. Le dépouillement des intensités de pluie sur la période 1980-2011 met en évidence deux périodes distinctes, avant et après 1994. La deuxième période montre une augmentation de 8% des pluies et de 22% des intensités maximales par rapport à la première. Les effets combinés de ces changements provoquent un doublement (+96%) de l'indice d'érosivité de l'USLE (facteur R, Wischmeier et Smith, 1978). Ces observations doivent certainement être confirmées sur d'autres stations météorologiques du pays dans d'autres environnements. D'ores et déjà, elle montre, sur un exemple, que des changements climatiques qui peuvent apparaître modestes sur les seules hauteurs d'eau peuvent représenter un véritable challenge pour l'agriculture conservatrice en zones fragiles.

Introduction

La plupart des études réalisées sur les changements climatiques s'intéressent au changement de température, de la pluviosité et du nombre de jours de pluie. Le changement de l'intensité des pluies est rarement considéré alors qu'il entraîne un changement dans le facteur érosif R et par conséquent dans le risque d'érosion. L'étude, qui est présentée ici, montre que dans le Tangérois au Nord-Ouest du Maroc, le risque d'érosion s'est considérablement accrû ces dernières années en raison d'une variation importante des intensités de pluie nettement supérieure à l'augmentation de la quantité de pluie.
Entre la période 1980-1994 et celle 1994-2011, l'accroissement de la quantité de pluie a été de 8% tandis que celui de l'érosivité a atteint 96%. On voit donc une augmentation nette du risque érosif dans cette région entre les deux périodes, cependant ce risque est peut-être le signe d'un retour à une période pluvieuse telle que la zone en a déjà connue antérieurement.

Localisation de la zone étudiée

Le Tangérois est situé au Nord du Maroc à proximité du détroit de Gibraltar. La pluie moyenne annuelle est de 742 mm (1950-2000) avec une forte variation entre les années. La pluie a augmenté entre les deux périodes 1980-1994 et 1994-2011 de 8% dans cette région, cette tendance irait actuellement vers un retour aux pluies qu'a connu la région dans les années 1950-1960. La diminution des hauteurs de pluies entre les périodes 1950-1975 et 1975-2000 ayant elle-même été de 10% sur cette région.

Données et interprétation

Nous disposons des intensités de pluies à la station de Romane sur la période allant du 1er janvier 1981 au 19 octobre 2011. Nous avons observé une rupture en 1994-1995 sur les séries de pluies et de RUSA. Une analyse en utilisant l'équation de pertes de sols USLE de Wischmeier et Smith (1978), l'étude des variations du facteur érosif R avec :
$R=K*E*I30$ et **$E=0{,}0119+0{,}0873 \log_{10}(I)$**

Où : I est l'intensité, R le coefficient d'érodibilité, K un facteur d'échelle, E l'énergie cinétique de l'averse et I30 l'intensité en 30 minutes.

Nous avons observé en réalisant une analyse statistique des intensités sur une décennie, un accroissement des intensités quel que soit le pas de temps choisi (5, 10,15, 30, 45, 60, 90, 120 ou 180 minutes). Le tableau 1 récapitule ces variations pour la récurrence médiane.

Tableau 1 : Croissance des intensités de pluie entre les décennies.

Croissance de I en %	Médiane (retour 2 ans)							
durée pluie en minutes	5	10	15	30	45	60	120	180
(1991_2000)/(1981_1990)	4%	4%	4%	13%	14%	11%	16%	6%
(2001_2010)/(1991_2000)	6%	6%	6%	7%	3%	5%	2%	5%
(2001_2010)/(1981_1990)	10%	10%	10%	22%	18%	16%	18%	11%

L'augmentation des intensités a un effet direct lié au splash de la pluie. Ce phénomène permet de désagréger les éléments du sol qui seront peut-être transportés par l'eau.

Nous avons également observé la variation des totaux pluviométriques, les dernières années sont également en croissance. La figure 1 permet de montrer ces variations annuelles.

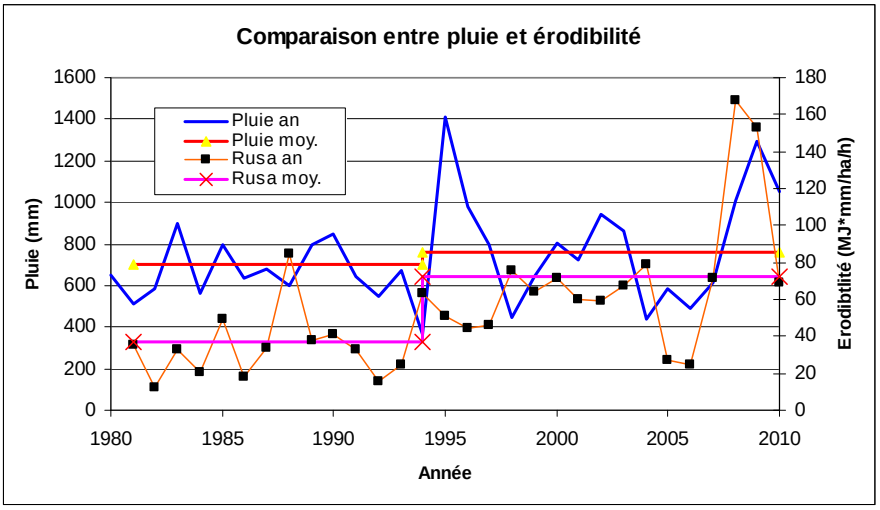


Figure 1 : Variations des pluies et des RUSA dans la région de Tanger.

Sur ce graphique, nous observons l'amplitude de la croissance des pluies et de Rusa sur la période considérée. La moyenne des pluies passe entre 1980-1994 et 1994-2011 de 703 mm à 759 mm et de 37 MJ*mm/ha/h à 72 MJ*mm/ha/h, soit une progression de 8% pour la pluie et de 96% pour l'érosivité. L'année la plus pluvieuse a été 1995-96, et l'année 2008-09 fut la plus érosive. En effet les risques pour la dégradation des sols ont considérablement augmenté ces dernières années.

Conclusion

Le changement climatique ne se limite pas seulement à la remontée du niveau des mers. Lorsqu'il a pour conséquence une augmentation des intensités et des quantités de pluies, il favorise l'érosion des sols et aggrave les conséquences sur les récoltes futures. C'est ce que nous avons observé ces dernières années dans le Tangérois. Les pluies ont augmenté de 8% en quantité, et jusqu'à 20% en intensité, ce qui a provoqué, par effet de levier, l'augmentation de 96% du facteur érosif R de Wischmeier et Smith. Cette découverte encourage l'exploration plus systématique de cet effet de levier sur d'autres stations pluviométriques, ainsi que la comparaison avec des périodes plus anciennes (avant 1960).

Prise en compte de la variabilité spatiale des sols pour la simulation de l'érosion hydrique et aratoire à l'aide du modèle Landsoil

SALVADOR-BLANES Sébastien[1], HALAIS Emeline[1], DAROUSSIN Joël[2], HINSCHBERGER Florent[1], CIAMPALINI Rossano[3], COUTURIER Alain[2] et CHARTIN Caroline[1]

[1] : Géosciences-Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Parc de Grandmont, 37200 Tours, France, salvador@univ-tours.fr
[2] : INRA - Unité de Science du Sol, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 Orléans Cedex 22, France, daroussin@orleans.inra.fr
[3] : IRD – UMR LISAH - 2, place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France, rossano.ciampalini@supagro.inra.fr

Introduction

Parmi les nombreux modèles d'érosion des sols existants, le modèle Landsoil a récemment été développé (Ciampalini *et al.*, 2011). Ce modèle expert spatialisé à l'échelle des paysages présente la particularité de coupler un module d'érosion hydrique à l'échelle de l'événement pluvieux et un module d'érosion aratoire à l'échelle de l'opération culturale. Il prend par ailleurs en compte l'évolution de la topographie après les épisodes d'érosion simulés. Landsoil a été calibré et appliqué en contexte viticole méditerranéen. L'objectif est de tester la pertinence de ce modèle dans des zones d'études aux caractéristiques différentes de celles dans lesquelles le modèle a été calibré. Le modèle est ici appliqué en contexte sédimentaire de grandes cultures, en prenant en compte la nature contrastée des sols, sur un versant soumis à un important remembrement.

Site d'étude

Le versant étudié, d'une superficie de 230 ha, est situé sur la commune de Seuilly (Indre-et-Loire). Il est situé en bordure sud-ouest du Bassin parisien, caractérisée par les formations carbonatées turoniennes et argilo-siliceuses sénoniennes du Crétacé, surmontées de dépôts limoneux quaternaires. La zone est caractérisée par un vaste plateau limoneux au nord-ouest, relié à un versant principalement carbonaté aux pentes assez marquées pour la région, et à une vallée fluviatile en bordure sud-est, avec une altitude variant entre 40 et 100 m. Les sols sont principalement des Brunisols de texture de surface équilibrée (limono-sablo-argileuse à limono-argilo-sableuse) sur le plateau, des Rendosols, Calcosols et Calcisols à texture de surface argileuse sur les versants, et des Fluviosols à texture de surface argileuse dans la vallée. Le secteur d'étude comporte 74 parcelles cultivées, principalement en grandes cultures d'hiver ou de printemps. Un important remembrement a eu lieu dans les années 1960, aboutissant à une baisse très importante du nombre de parcelles cultivées. Seuls 15% de la zone sont représentés par de la prairie, des bois, des vignes ou sont anthropisés.

Structure du modèle Landsoil

Le module d'érosion hydrique simule pour chaque évènement pluvieux l'érosion et le dépôt de matière en chaque point du site. Il combine des états de surface définis selon un calendrier mensuel propre au site d'étude, et les caractéristiques de l'évènement pluvieux simulé. Des règles de décision sont affectées à cette combinaison, permettant de calculer en tout point un bilan infiltration/ruissellement, ainsi que la quantité de matière mise en suspension. La prise en compte du relief permet alors de générer des écoulements topographiques, aboutissant à un bilan spatialisé d'érosion/dépôt de matière. Seule l'érosion

diffuse est prise en compte pour le cas spécifique du site de Seuilly. Le module d'érosion aratoire consiste à simuler la translocation de terre liée à l'ensemble des opérations culturales selon une équation de diffusion prenant en compte la pente ainsi que la nature de l'outil de travail du sol employé. A l'issue de chaque simulation, la nouveau MNT peut être recalculé.

Mise en œuvre sur le site de Seuilly

Les calendriers culturaux ont été établis en prenant en compte non seulement les principales cultures (céréales d'hiver, colza, cultures de printemps), mais également - ce qui constitue l'originalité de ce travail - la nature des sols. En effet, les observations de terrain ont montré une dynamique des états de surface très différente pour une même occupation du sol selon que l'on se situe sur le plateau limoneux, ou sur les versants. Du fait de l'absence d'expérimentations sur le site, les règles de décision et les valeurs liées à la capacité d'infiltration et à la charge solide sont celles du modèle par défaut. Le modèle numérique d'altitude, d'une résolution de 2 m, est issu de données LIDAR ayant subi un traitement nécessaire pour corriger les irrégularités d'altitude tout en préservant les discontinuités topographiques liées notamment à la présence de banquettes agricoles. Les évènements pluvieux ont été caractérisés à partir de données pluviométriques d'une fréquence de 6 minutes obtenues via la station Météo-France la plus proche. Elles montrent, pour les cinq dernières années, qu'un nombre restreint d'évènements pluvieux a été susceptible de générer du ruissellement. Enfin, l'érosion aratoire est simulée par la prise en compte de deux déchaumages par an, et un labour tous les trois ans.

Résultats et discussion

Le modèle a été appliqué pour l'évènement pluvieux le plus intense observé ces cinq dernières années (10 mm en 18 mn). Il montre (Figure 1) que la redistribution de matière est très contrastée sur le site d'étude, principalement du fait de la variabilité de la nature des sols. Ceci conduit à terme à une évolution contrastée de la morphologie du paysage. La zone de plateau limoneuse est principalement sous l'influence de l'érosion hydrique alors que la zone de versant calcaire argileuse la plus pentue est principalement sous l'influence de redistributions liées au travail aratoire. Ceci conduit progressivement sur les versants à la remobilisation de la matière initialement stockée au niveau des anciennes limites de parcelles, et à l'accumulation au niveau des banquettes agricoles encore existantes. L'absence de valeurs expérimentales ne permet pas de quantifier les redistributions sur le site de Seuilly. La prise en compte de la nature contrastée des sols permet toutefois de qualifier et localiser précisément les processus de redistribution de matière au sein de ce site d'étude.

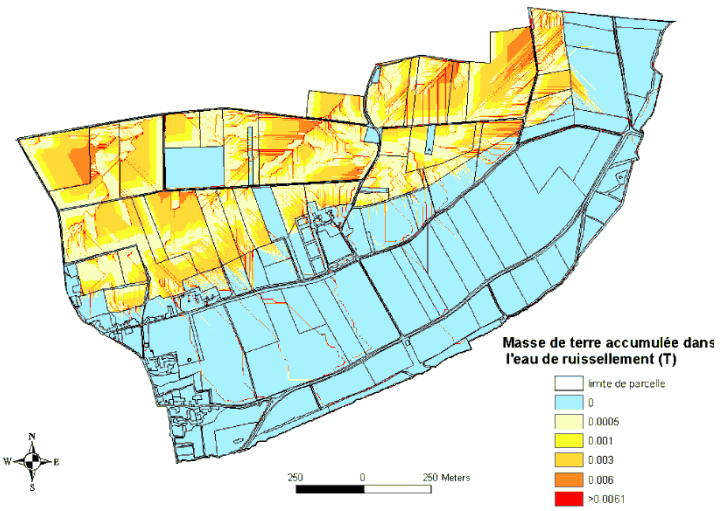


Figure 1 : Transport de matière solide au sein de la zone d'étude de Seuilly lors d'un évènement pluvieux, août 2007

Référence

Ciampalini, R., Follain, S., Le Bissonnais, Y., 2012. Landsoil: a model for the analysis of the impact of erosion on agricultural landscape evolution. Geomorphology, accepté.

Cartographie de l'aléa érosion à l'échelle du bassin Loire-Bretagne

DEGAN Francesca[1], CERDAN Olivier[2], SALVADOR-BLANES Sébastien[1] et GAY Aurore[2]

[1] Géosciences et environnement - Université François Rabelais - Faculté des Sciences et Techniques - Parc de Grandmont 37200 Tours – France, francesca.degan@univ-tours.fr
[2] BRGM RNSC / RMT - 3, av. Cl. Guillemin - 45060 Orléans Cedex 2 – France

La cartographie de l'aléa érosion hydrique des sols agricoles a été effectuée à l'échelle de la France entière grâce au modèle MESALES (Le Bissonnais *et al.*, 2001). Cette cartographie a permis de fournir un premier inventaire de l'extension et de l'intensité de l'aléa érosion à l'échelle nationale. L'objectif est ici d'affiner la résolution spatiale de l'estimation de l'aléa érosion des sols à l'échelle de l'ensemble du bassin Loire-Bretagne, en adaptant les règles de décision afin de pouvoir intégrer des données d'entrée à plus haute résolution. La précision à atteindre, pertinente à la fois en termes d'unité de gestion du territoire et de processus physique d'érosion, correspond à une cartographie à l'échelle parcellaire, avec une résolution spatiale souhaitée de l'ordre de la centaine de mètre.

L'adaptation et l'application de la méthodologie MESALES au bassin Loire-Bretagne présente donc différents enjeux non seulement au niveau de l'échelle d'application, mais également au niveau de l'évaluation de la précision du résultat.

Pour ce qui concerne l'échelle et la résolution de la modélisation, les données d'entrée devront être analysées et traitées selon la résolution des processus choisie. Par exemple, la distribution spatiale des valeurs de la pente est différente selon la résolution des pixels. Un autre exemple concerne les données pédologiques, qui ne présentent pas la même hétérogénéité qualitative et quantitative sur tout le territoire du bassin Loire-Bretagne. Sans une production de données *ex-novo*, l'hétérogénéité peut toutefois être conservée en étant capable de quantifier une incertitude spatiale variable des informations résultantes.

La validation de la cartographie est rendue délicate par la taille du territoire à traiter et le peu de mesures d'érosion disponibles. Une méthodologie adaptée au contexte, qui combine l'utilisation d'indicateurs et de connaissances d'experts locaux est donc à l'étude.

Une première cartographie de l'aléa érosif du bassin versant Loire-Bretagne a été réalisée. Cette carte représente une première étape dans le traitement de données. Dans un second temps, une analyse des améliorations possibles du modèle MESALES et la potentialité d'intégrer des éléments de modèles différents seront explorées.

Référence

Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D. (2001) Mapping erosion risk for cultivated soil in France*. CATENA, Volume 46, Issues 2-3, Pages 207-220.*

SESSION 2

DES NOUVELLES PRATIQUES AGRONOMIQUES ET FORESTIÈRES AUX CHANGEMENTS D'USAGE DES SOLS

SESSION 2

DES NOUVELLES PRATIQUES AGRONOMIQUES ET FORESTIÈRES AUX CHANGEMENTS D'USAGE DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Evolution des complexes organo-minéraux par la mise en culture et la modification des conditions physico-chimiques du sol

BONNARD Pierre[1], BASILE-DOELSCH Isabelle[1], BALESDENT Jérôme[2], MASION Armand[1], BORSCHNECK Daniel[1] et ARROUAYS Dominique[3]

[1] : CEREGE, UMR 7330, F-13100 Aix-en-Provence, bonnard@cerege.fr
[2] : INRA, UR 1119 Géochimie des sols et des eaux, F-13100 Aix-en-Provence
[3] : INRA, US 1106 Infosols, F-45075 Orléans

Le changement d'usage d'un sol entraîne systématiquement une modification de sa teneur en matière organique (MO). Si certaines pratiques permettent d'accroître les stocks de C des sols, la mise en place de systèmes monoculturaux appauvrit en moyenne de 50% les stocks de C initiaux (Guo & Gifford, 2002). Différentes hypothèses ont été suggérées par la communauté scientifique pour tenter d'expliquer les mécanismes responsables de ces appauvrissements. A l'échelle du profil de sol, ces différentes hypothèses ne permettent pas de contraindre les modèles d'évolution du C et de nouvelles pistes de recherche doivent donc être suggérées (Schmidt *et al.*, 2011).

Nous proposons de dresser un état de l'art des principales hypothèses qui ont été testées pour divers types de sols. Nous verrons que le concept de récalcitrance biogéochimique tend à être reconsidéré (Kleber *et al.*, 2011). Nous discuterons du rôle du travail du sol et de sa mise à nu annuelle sur la "dé-protection" physique des MO (Balesdent *et al.*, 2000). Nous présenterons une hypothèse biologique impliquant une relance des activités microbiennes par l'apport de nouvelles sources d'énergie organiques et inorganiques (Fontaines *et al.*, 2007 ; Haynes & Naidu, 1998). Enfin, nous nous focaliserons sur une hypothèse émergente, peu développée, qui vise à introduire les interactions organo-minérales dans les mécanismes de déstabilisation du C en lien avec les conditions physico-chimiques du milieu.

Nous avons testé cette dernière hypothèse à partir d'une chrono-séquence de sols limoneux acides, les Acrisols, prélevés dans le sud-ouest de la France. La séquence se caractérise par (i) des teneurs en MO initialement hautes (15 kg C m^{-2}), qui décroissent rapidement après 19 ans de monoculture de maïs intensive (7 kg C m^{-2}) ; (ii) l'apport de chaux, qui a entraîné une remontée du pH de 2 unités et une forte diminution des teneurs en Al échangeable (de 7,5 à 0,8 cmol kg^{-1}). La conversion d'une végétation de type C_3 (pins maritime) en une végétation de type C_4 (maïs), y permet de tracer la dynamique des MO par leur abondance naturelle en ^{13}C (Arrouays *et al.*, 1995 ; Chenu *et al.*, 2000). Les horizons de surface (0-30cm), correspondant à l'horizon labouré pour le sol cultivé, et les horizons profonds (30-50 cm) ont été analysés. Pour chacun d'entre eux, les complexes organo-minéraux ont été séparés par fractionnement densimétrique séquentiel. Les fractions ont ensuite été caractérisées par microscopie électronique, diffraction des rayons X, analyses élémentaires, spectroscopie (RMN ^{13}C) et analyses isotopiques ($\delta^{13}C$).

Pour chaque horizon, 5 types d'associations organo-minérales ont été isolés au sein du sol non cultivé : les matières organiques particulaires non-occluses (noté <1.9 nocc) et occluses (<1.9 occ) au sein des agrégats ; les micro-agrégats, formés à partir de phases minérales mal cristallisées (1.9-2.2) et de phyllosilicates (2.2-2.4 et 2.4-2.5) ; et les minéraux primaires (2.5-2.65 et >2.65) faiblement agrégés. Ces 5 classes d'associations ont été collectées successivement avec l'augmentation de la densité des particules et sont marquées par une diminution progressive des teneurs en C (figure 1.A et 1.B), N, des rapports C/N et d'un enrichissement en $\delta^{13}C$ (Bonnard *et al.*, soumis).

Après 19 ans de monoculture de maïs, ces 5 types d'associations ont été impactés. Les parts de matières organiques particulaires non-occluses et occluses, d'origine forestière, diminuent fortement en surface, tel que précédemment décrit par Besnard *et al.* (1996). Les proportions massiques de complexes organo-minéraux contenant des phases minérales mal cristallisées (1.9-2.2) diminuent également (figure 2.A et 2.B). Les analyses élémentaires

montrent une diminution des teneurs en Al (-40% en surface et -60% en profondeur) et en Fe (-25% en surface et -40% en profondeur) de ces fractions. Il est possible que l'élévation du pH (de 4 à 6,1) ait modifié la spéciation de l'Al. Il pourrait en résulter une décomplexation des MO initialement stabilisées (figure 1.B) et/ou une migration d'une partie des complexes vers les fractions plus denses (figure 2.A et 2.B). Les micro-agrégats formés à partir de phyllosilicates (2.2-2.4 et 2.4-2.5) ont également été impactés. Il est suspecté une migration du matériel initialement collecté au sein des fractions 2.2-2.4 vers les fractions 2.4-2.5, induite par une diminution du degré d'agrégation des particules, tel que précédemment observé par Chenu & Plante (2006). La mise en culture a donc entraîné une accumulation des complexes organo-minéraux au sein des fractions 2.4-2.5 (figure 2.A et 2.B) qui semble résulter d'une "dé-protection" physico-chimique des composés organiques initialement stabilisés. Cette hypothèse est appuyée par les résultats de RMN ^{13}C. Les proportions de composés hydrophiles facilement mobilisables (les O-alkyls C) tendent à diminuer entre les fractions 2.2-2.4 et 2.4-2.5. Les parts de groupement carboxyliques, fortement liées aux surfaces minérales (Kleber *et al.*, 2007), restent quant à elles relativement constantes. Ces résultats sont également en accord avec les analyses isotopiques (figure 3.A et 3.B). Avec des caractéristiques minéralogiques identiques, les composés organiques contenus au sein des fractions 2.2-2.4 ont un temps de renouvellement plus rapide que les composés organiques des fractions 2.4-2.5.

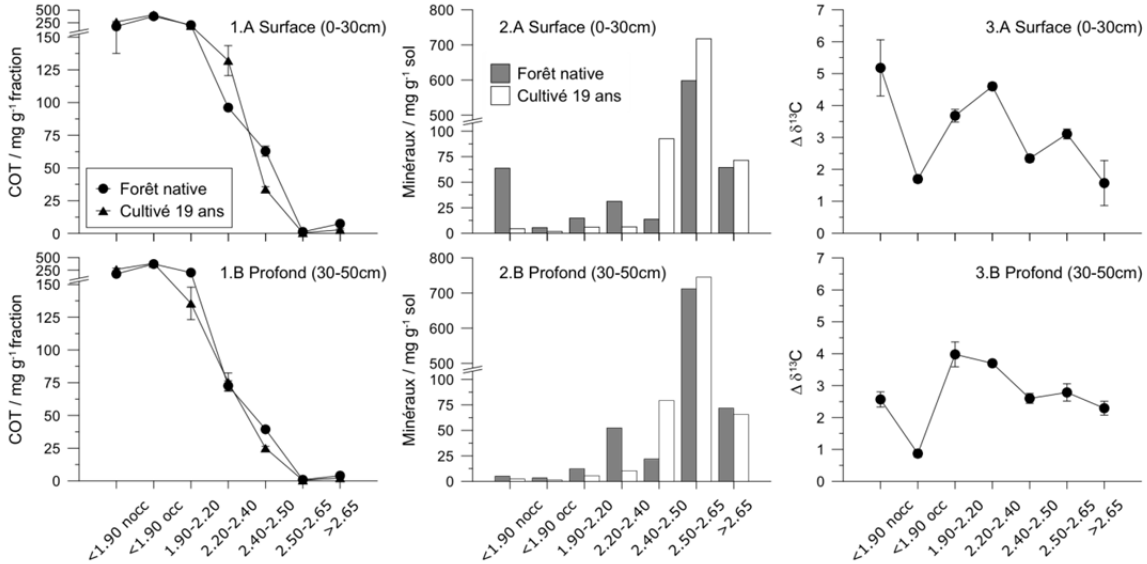


Figure 1.A et 1.B carbone organique total (COT) des 7 fractions densimétriques. 2.A et 2.B répartition massique des phases minérales au sein des 7 fractions densimétriques ; les teneurs en MO ont été calculées à partir d'un rapport MO/C=1.7. 3.A et 3.B Différence entre les $\delta^{13}C$ des fractions densimétriques du sol cultivé et du sol non cultivé ; les valeurs les plus élevées indiquent un plus forte contribution de MO dérivée de la végétation de maïs.

Nous en concluons que la modification des conditions physico-chimiques des sols par la pratique du chaulage de sols acides, en modifiant les interactions entre les matières organiques et les phases minérales, est susceptible d'engendrer un déstockage important du C des sols.

Références :

Arrouays D. *et al.*, 1995. Plant and Soil, 173, 191-196.
Schmidt, M.W.I. *et al.*, 2011. Nature, 478, 49-56.
Balesdent, J. *et al.*, 2000. Soil and Tillage Research, 53, 215–230.
Besnard, I. *et al.*, 1996. EJSS, 47, 495-503
Bonnard, P. *et al.*, 2011, EJSS, Soumis.
Chenu, C. *et al.*, 2000, SSAJ, 64, 1479-1486.
Chenu, C. & Plante, A.F. 2006, EJSS, 57, 596-607.
Fontaine, S. *et al.*, 2007. Nature, 450, 277-281.
Guo & Gifford. 2002. Global Change Biology, 8, 345-360.
Haynes, R.J. & Naidu, R. 1998. Nutr. Cycl. In Agroeco., 51, 123-137.
Kleber, M. *et al.*, 2007. Biogeochemistry, 85, 9-24.
Kleber, M. *et al.*, 2011. Global change biology, 17, 1097-1107.

Biodisponibilité du phosphore dans la rhizosphère du grenadier (*Punica granatum* L.) sous climat aride : cas des vergers de Messaad Wilaya de Djelfa (Algérie)

BOUDIAF-NAITKACI Malika[1], HEDDE Mickäel[3], MOUAS-BOURBIA Sophia[1], SIAD Djamila[1] et DERRIDJ Arezki[2]

[1] Laboratoire Ressources Naturelles, Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, Algérie, malikanboud@yahoo.fr
[2] Département des Sciences Agronomiques Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, Algérie
[3] UR251 PESSAC, INRA Versailles-Grignon, bât.6, RD 10, 78026 Versailles Cedex

En Algérie, la zone aride représente près de 95% du territoire national dont 80% dans le domaine hyperaride. Ces chiffres traduisent à eux seuls l'intérêt de ces régions sur le plan socioéconomique. Il est donc indispensable, tant pour les populations qui y vivent que pour celles qui occupent des régions limitrophes, d'augmenter les capacités de production des zones arides.

La région de Djelfa, est située au milieu des territoires steppiques semi-aride et aride, qui sont soumis à la sécheresse menaçant le couvert végétal de disparition. La protection et la préservation de ces milieux deviennent une urgence. Ainsi la conservation et la restauration des sols sont essentielles pour lutter contre la désertification.

L'agriculture est marginalisée dans ces régions à cause du climat et de a formation géologique qui présente une contrainte édaphique importante (croûte et dalle calcaire). Toutefois, certaines espèces pérennes menacées, comme *Punica granatum* L., variété locale de Messaad, connaissent un regain d'intérêt chez les populations. Ces dernières années cette variété est omniprésente chez les agriculteurs et très utilisée dans la mise en valeur des terres, suite à un programme de développement et de protection des ressources naturelles établi par le gouvernement.

Le sol constitue une source majeure de nutriments minéraux nécessaires aux végétaux, qui assurent leur nutrition minérale en prélevant par leurs racines des ions minéraux dissous dans la solution du sol (Girard et *al*., 2005 et Hinsinger, 1998). Cette nutrition résulte pour une large part, du fonctionnement de la rhizosphère, cette dernière est définie comme étant le siège de processus physiques et chimiques spécifiques liés à l'alimentation hydrique et minérale des plantes (Girard et *al*., 2005). Sous l'influence des paramètres physiques, chimiques et biologiques du sol, les éléments nutritifs en particulier le phosphore, subissent des transformations variées liées à leurs propriétés. Les faibles teneurs en phosphore dans les sols limitent la production fruitière. Il s'agit de savoir comment atteindre un état de fertilité durable dans des conditions économiquement acceptables. Une gestion raisonnée de la fertilisation requiert l'évaluation de la biodisponibilité du phosphore présent ou apporté dans les sols.

L'objectif de cette étude est de suivre au champ l'influence des racines du grenadier sur certaines propriétés physiques, chimiques et la biodisponibilité du phosphore sous climat aride. Pour cela nous avons échantillonné au sein d'un verger de six ans dans la région de Messaad. Les quatre fractions de sols prélevées correspondent au sol hors couvert végétal, au sol global, indemne de toute activité racinaire ; le sol rhizosphèrique, agrégats de

diamètre inférieur à 1 cm accolés aux racines fines actives de diamètre inférieur à 5 mm et le rhizoplan qui est la fraction de terre fine accolée à la racine.

Le pH des quatre fractions de sol est proche (8,05 - 8,27), ce qui s'explique par le fort pouvoir tampon exercé par les carbonates de calcium. Le carbone organique et le calcaire total diminuent significativement dans la rhizosphère. L'évaluation des formes de phosphore, le phosphore assimilable Olsen et le phosphore total associée à la méthode d'échantillonnage permet de mettre en évidence le gradient essentiel d'éloignement par rapport aux racines. Le sol et la rhizosphère sont pauvres en phosphore assimilable Olsen et en phosphore total en raison du prélèvement de ces formes biodisponibles par les racines.

Mots clés : rhizosphère – phosphore – grenadier– aride – mise en valeur.

Références

Hinsinger P. 1998. How do plant root acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. Advances in Agronomy, 64. pp : 225-265.

Girard M.C., Remy J.C., Berthelin J. et Morel J.B., 2005. Sol et environnement; Ed. Dunod. Paris. 816p.

Les isotopes de l'oxygène associés au phosphate comme outil d'analyse du cycle du P

FROSSARD Emmanuel[1], TAMBURINI Federica[1], BERNASCONI Stefano M[2], PFAHLER Verena[1], VON SPERBER Christian[1] et DÜRR-AUSTER Thilo[1]

[1] : Institut des sciences agronomiques, ETH Zurich, Eschikon 33, 8315 Lindau, Suisse, emmanuel.frossard@ipw.agrl.ethz.ch
[2] : Institut de géologie, ETH Zurich, Sonneggstrasse 5, 8092 Zurich, Suisse

Cette présentation a pour but de montrer comment les isotopes de l'oxygène associés au phosphate peuvent être utilisés pour l'analyse du cycle du phosphore (P) dans le système sol plante. Après avoir montré comment différents processus (adsorption, désorption, prélèvement par les plantes ou les microorganismes, hydrolyse enzymatique) peuvent modifier la signature isotopique de l'oxygène du phosphate ($\delta^{18}O\text{-}PO_4$), nous montrons comment l'analyse de $\delta^{18}O\text{-}PO_4$ du P des sols et les végétaux a permis de mieux comprendre l'importance de la biomasse microbienne dans le cycle du phosphore pendant les stades précoces d'évolution des sols suivant le retrait d'un glacier.

Le $\delta^{18}O\text{-}PO_4$ est calculé de la façon suivante :

$$\delta^{18}O\text{-}PO_{4\text{échantillon}}(‰) = 1000x([\{^{18}O\text{-}PO_4/^{16}O\text{-}PO_4\}_{\text{échantillon}}/\{^{18}O/^{16}O\}_{\text{référence}}]-1) \qquad \text{Eq. 1}$$

Où $\{^{18}O\text{-}PO_4/^{16}O\text{-}PO_4\}_{\text{échantillon}}$ représente le rapport ^{18}O sur ^{16}O du phosphate extrait d'un échantillon, et $\{^{18}O/^{16}O\}_{\text{référence}}$ le rapport ^{18}O sur ^{16}O du standard VSMOW.

En absence d'activité biologique et à température ambiante l'échange d'oxygène entre les molécules d'eau et de phosphate est négligeable [1]. La précipitation et l'adsorption du P n'entraine qu'un faible fractionnement isotopique [2; 3]. Par contre en présence d'une activité biologique on observe des échanges importants d'oxygène entre les molécules d'eau et de phosphate. Cet échange peut être associé à des fractionnements isotopiques significatifs [4].

L'enzyme pyrophosphatase présente à l'intérieur des cellules vivantes catalyse cet échange et conduit à un équilibre isotopique entre les oxygènes de l'eau et des phosphates dépendant de la température [5]. L'équation reliant la composition isotopique des oxygènes du phosphate à celle de l'eau et à la température à l'intérieur d'un organisme vivant est la suivante [6]:

$$T(°C) = 111.4 - 4.3 \times (\delta^{18}O\text{-}PO_4 - \delta^{18}O\text{-eau}) \qquad \text{Eq. 2}$$

Contrairement à ce que l'on observe avec l'activité intracellulaire de la pyrophosphatase, les activités phosphatasiques extracellulaires ont des effets généralement irréversibles sur le $\delta^{18}O\text{-}PO_4$. L'attaque d'un diester P ($R\text{-}O\text{-}PO_2^-\text{-}O\text{-}R'$) par la phosphodiesterase conduit à l'incorporation d'un atome d'oxygène provenant de l'eau ambiante dans le groupement phosphate du diester pour produire un monoester P ($R\text{-}O\text{-}PO_3^{2-}$). Ensuite l'hydrolyse de ce monoester par la phosphomonoesterase entraine l'incorporation d'un second atome d'oxygène dans l'orthophosphate qui est libéré [4; 7]. En plus l'effet de la phosphodiesterase sur le $\delta^{18}O\text{-}PO_4$ du monoester P produit dépend du substrat: on observe une incorporation préférentielle de ^{16}O dans les nucléotides libérés de l'ADN et une incorporation préférentielle de ^{18}O dans les nucléotides libérés de l'ARN [7]. Cette spécificité liée au substrat pourrait potentiellement être utilisée pour distinguer le P en

solution provenant de l'hydrolyse de l'ADN de celui provenant de l'ARN, en particulier quand la croissance des microorganismes n'est pas limitée par la disponibilité du P.

Des études conduites sur *Escherichia coli* ont montré que ce microorganisme prélève préférentiellement des phosphates légers, donc enrichis en ^{16}O [4]. Des résultats obtenus récemment dans notre laboratoire suggèrent que les plantes affectent fortement la composition isotopique de l'oxygène du phosphate. Elles prélèvent apparemment aussi de façon préférentielle des phosphates enrichis en ^{16}O. Ce phosphate est ensuite transporté vers les feuilles où l'oxygène de l'eau, qui s'est enrichi en ^{18}O suite au phénomène de transpiration, s'équilibre avec l'oxygène du phosphate pour donner un phosphate « métabolique » (le pool de phosphate localisé dans la feuille qui présente un turnover rapide) enrichi en ^{18}O comparé au phosphate initialement prélevé.

Nous avons analysé les teneurs en P et le $\delta^{18}O$-PO_4 d'échantillons de sols et de végétaux prélevés dans une chronoséquence sur granite localisée devant un glacier en retrait dans les Alpes suisses [9]. Cette chronoséquence permet d'analyser le développement du sol pendant ses 150 premières années [9]. Trois pools de P ont été analysés dans les sols : le P minéral extrait à HCl, le P disponible extrait par une résine anionique, et le P microbien extrait par l'hexanol et une résine anionique. Nous avons utilisé le protocole de purification du phosphate pour l'analyse des isotopes de l'oxygène développé par Tamburini *et al.* [10]. Les échantillons de plantes ont aussi été extraits par HCl pour obtenir une approximation du P métabolique. Enfin nous avons mesuré le $\delta^{18}O$ de l'eau du sol et des plantes. Le P du sol extrait par HCl présente un $\delta^{18}O$-PO_4 proche de 7‰. Cette signature isotopique est celle qui est attendue dans une apatite d'origine métamorphique. Le P métabolique des plantes par contre a des valeurs de $\delta^{18}O$-PO_4 proches de 20‰. Le P microbien et le P résine ont des valeurs de $\delta^{18}O$-PO_4 variant entre 11 et 17‰. Ces valeurs de $\delta^{18}O$-PO_4 se situent dans la zone d'équilibre isotopique calculée à partir de l'équation 2 quand on prend en compte les températures ambiantes et le $\delta^{18}O$-eau mesurés pendant la période de végétation. Nous déduisons de ces résultats que tout le P extrait par la résine a été métabolisé à un moment ou un autre par la biomasse microbienne du sol. Des calculs prenant en compte les teneurs en P et les $\delta^{18}O$-PO_4 des pools de P minéral et de P microbien des sols et le pool de P métabolique des plantes ont permis d'estimer les flux de P de ces différents pools vers le P résine. Ces calculs suggèrent que le turnover du P microbien est très rapide dans ces sols jeunes (quelques semaines). L'analyse des isotopes de l'oxygène associés au phosphate a permis pour la première fois d'identifier dans le pool de P disponible du sol, des phosphates ayant transités par la biomasse microbienne. Cela suggère que l'importance des réactions (micro)biologiques dans le cycle du P ne doit pas être évaluée sur des périodes courtes, de quelques semaines comme cela est fait dans des études d'incubation au laboratoire, mais sur des périodes beaucoup plus longues (année-décades) [10; 11].

Références

[1] WINTER, E.R.S., *et al.*, Journal of the Chemical Society 32 (1940) 131-138.
[2] LIANG, Y., BLAKE, R.E., Chemical Geology 238 (2007) 121-133.
[3] JAISI, D.P., BLAKE, R.E., Geochimica Cosmochimica Acta 74 (2010) 3199-3212.
[4] BLAKE, R.E., *et al.*, American Journal of Science 305 (2005) 596-620.
[5] BLAKE, R.E., *et al.*, American Mineralogist 83 (1998) 1516-1531.
[6] LONGINELLI, A., NUTI, S., Earth Planetary Science Letters 19 (1973) 373-376.
[7] LIANG, Y.H., BLAKE, R.E., Geochimica Cosmochimica Acta 73 (2009) 3782-3794.
[8] BERNASCONI, S.M., *et al.*, Vadose Zone Journal 10 (2011) 867–883.
[9] TAMBURINI, F., *et al.*, European Journal of Soil Science 61 (2010) 1025–1032.
[10] TAMBURINI, F., *et al.*, submitted (2012).
[11] FROSSARD, E., *et al.*, (2011). Phosphorus in action-biological processes in soil phosphorus cycling (BÜNEMANN E.K., *et al.*, Eds.), Berlin, Springer-Verlag (2011) 59-91.

Rôle de la composition de l'eau d'irrigation, des interactions avec les constituants des sols et de l'absorption de nutriments dans la protection de la qualité de la nappe de la Crau et des sols – un exemple ancien d'agriculture durable

BOURRIE, Guilhem[1,2], TROLARD, Fabienne[1,2], JAN, Anthony[1], CHANZY, André[2], LECERF, Rémy[2], RUGET[2], Françoise et CHARRON, François[3]

[1] : INRA, UR1119, Géochimie des sols et des eaux, Aix-en-Provence, bourrie@aix.inra.fr
[2] : INRA, UMR 1114, EMMAH, Avignon
[3] : UMR G-Eau, Domaine du Merle, Salon-de-Provence

Introduction

En traversant les sols et les formations superficielles, l'eau change de composition chimique. Dans les systèmes irrigués, l'eau d'irrigation a une composition initiale, mais elle se concentre par évaporation, s'équilibre avec l'atmosphère du sol, avec une pCO_2 10 à 100 fois plus élevée que l'atmosphère extérieure. La solution du sol interagit avec les minéraux du sol, dissout les fertilisants minéraux, et fournit des nutriments aux plantes, puis draine et alimente la nappe phréatique. Ces processus sont ici simulés en utilisant PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 1999) dans le cas de la nappe de la Crau (programme Astuce&Tic).

Système de culture, matériel et méthodes

Le site d'étude est la Crau, dont la nappe est alimentée essentiellement par les excédents d'irrigation. Une partie de la Crau est occupée par une steppe naturelle (« coussoul ») d'intérêt écologique patrimonial, le reste a été mis en culture irriguée depuis le XVI° siècle. L'irrigation a apporté des limons de la Durance et l'épaisseur des horizons A augmente avec la durée d'irrigation. Les sols irrigués sont occupés en majorité par des prairies produisant le foin de Crau (AOP), avec une minorité de vergers. Les trois premières coupes sont exportées et la repousse est ensuite pâturée par des ovins, puis la prairie est laissée au repos.

Les sols, de type fersiallitique (Bouteyre et Duclos, 1994), sont développés sur les cailloutis déposés par la Durance avant sa capture par le Rhône puis cimentés par un ciment calcaire (« taparas »). Cet horizon cimenté est fracturé, ce qui assure une communication rapide entre le sol et la nappe phréatique.

Les données sur la qualité de la nappe sont tirées de la base Ades du BRGM. L'eau d'irrigation de la Durance, aujourd'hui alimentée depuis le barrage de Serre-Ponçon, a été analysée pour cette étude. Les analyses de foin de Crau, pour les trois coupes, sont données par le Syndicat du Foin de Crau. Les données de la carte des sols (Bouteyre et Duclos, 1994) sélectionnées sont la présence ou l'absence de « calcaire actif ». Les données climatologiques (P, ETR) au pas de temps journalier, les doses d'irrigation I, les itinéraires techniques des prairies du foin de Crau (espacement des tours d'eau) ont été traités par le modèle de culture STICS pour calculer le flux d'eau drainant en dessous du système racinaire (D = P + I – ETR), le facteur moyen de concentration des eaux par évaporation (fc = (P+I)/D) et le rendement en matière sèche.

Le modèle géochimique PHREEQC est utilisé pour : (i) tester les équilibres minéraux / solution pour la calcite, les argiles, l'apatite et les engrais minéraux; (ii) calculer les quantités d'éléments minéraux dissous ou précipités lors du transfert de l'eau et de son interaction avec le sol.

Théorie

La dissolution et la précipitation de minéraux est simulée par PHREEQC, ainsi que la dissolution ou le dégazage de CO_2. L'absorption d'éléments minéraux par les plantes se fait à l'interface racine / solution et implique la pompe à protons racinaire. Ceci n'est pas pris en

compte en standard par PHREEQC, mais peut l'être aisément en simulant l'absorption d'un cation avec libération d'un proton en échange comme la soustraction de la quantité d'oxyde correspondante (CaO, MgO, $1/2Na_2O$, $1/2K_2O$). En effet, pour la solution tout se passe comme si un oxyde était retiré.

Les engrais utilisés sont des engrais phosphopotassiques, superphosphate de calcium, chlorure et sulfate de potassium. Le superphosphate a comme co-produit du gypse. La fertilisation est donc simulée comme une dissolution simultanée d'un assemblage de minéraux dans PHREEQC, les solubilités de ces minéraux ayant été introduites dans la banque de données. Les quantités de minéraux dissous sont calées sur les exportations de K.

Résultats et conclusion

Les tests d'équilibre montrent que la calcite précipite à l'équilibre, les solutions étant sous-saturées ou sur-saturées suivant les périodes. La présence de calcaire actif est spatialement corrélée avec la prairie irriguée (61% contre 39%) alors que son absence est spatialement corrélée avec la steppe (63% contre 37%). Les eaux d'irrigation sont à l'origine en équilibre avec la calcite (pH = 8,3) et contiennent P, mais pas l'eau de nappe, ce qui implique que P est absorbé ou rétrogradé sous forme d'apatite.

La simulation montre que l'eau d'irrigation concentrée par évaporation (f = 1,34) et équilibrée avec l'atmosphère du sol voit son pH baisser de 8,3 à 7,1. La solution simulée est agressive vis-à-vis des minéraux contenus dans les galets de la Crau (granites du Pelvoux, roches vertes), mais sursaturée par rapport aux argiles des sols (kaolinite, Ca-montmorillonite, K-mica). Cette eau est en outre indiscernable statistiquement de l'eau de la nappe.

L'eau d'irrigation satisfait aux besoins en éléments minéraux du foin pour tous les éléments, à près de la moitié des besoins en P et à 16% des besoins en K. L'apport d'engrais phosphopotassique complète ces besoins, avec un drainage de K en excès et une précipitation d'apatite qui enrichit les sols en P.

L'agriculture irriguée traditionnelle des prairies de la Crau, du fait de la qualité de l'eau d'irrigation, apparaît donc comme durable, puisqu'elle protège les argiles des sols, favorise leur formation par altération (lente à pH = 7) des galets, et subvient à l'essentiel des besoins en éléments minéraux des plantes. Il n'y a aucun transfert de N et P vers la nappe, qui n'est donc pas menacée par l'eutrophisation. En outre, cette agriculture produit du foin de qualité nutritionnelle reconnue (AOP) et des productions animales labellisées (agneau de Sisteron, mérinos d'Arles).

La menace essentielle vient ici de l'étalement urbain.

L'irrigation, à la Renaissance et jusqu'à aujourd'hui, a seulement été raisonnée en quantité d'eau et en quantités de « limons fertiles » apportés par la Durance. Le rôle de la qualité de l'eau d'irrigation, passé inaperçu, apparaît comme fondant le caractère durable d'une agriculture irriguée performante et créatrice de richesses.

L'interfaçage des modèles STICS et PHREEQC apparaît particulièrement fécond pour analyser le jeu complexe des interactions dans le système sol – plante – atmosphère – hydrosphère.

Références

Bouteyre, G. et Duclos, G. 1994. Carte pédologique de France au 1/100 000, Arles N-22, Service d'Étude des Sols et de la Carte pédologique de France, Orléans.

Mordant de Massiac, J.-C. de, Trolard, F. et Bourrié, G. 2011. Anticipation Sécurisée des Territoires Urbanisés, des Campagnes et de leur Environnement fondée sur les nouvelles Technologies de l'Information et des Communications (Astuce \& Tic), Rapport, Consortium Astuce&Tic, Aix-en-Provence, Avignon, Venelles, 1480 p.

Parkhurst, D.L. et Appelo, C.A.J. 1999. User's guide to Phreeqc (version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *Water-Resources Investigationbs Report 99-4259, US Department of Interior, US Geological Survey, 312 p*.

Rétention de différents pesticides dans des couverts intermédiaires : recherche de descripteurs liés à la composition des mulchs

CHUETTE Delphine[1,2], LE GAC Anne-Laure[1,2], ASLAM Sohaib[1], CASSIGNEUL Ana[2], ETIEVANT Véronique[1], BERGHEAUD Valérie[1], BAUMBERGER Stéphanie[3], MECHIN Valérie[3], ALLETTO Lionel[2], RUMPEL Cornélia[4], GARNIER Patricia[1] et BENOÎT Pierre[1]

[1] : INRA, UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, France, benoit@grignon.inra.fr
[2] : Université de Toulouse – INPT-École d'ingénieurs de Purpan, UMR 1248 AGIR, 75, voie du TOEC BP 57611, 31076 Toulouse, France, lionel.alletto@purpan.fr
[3] : INRA, Institut Jean-Pierre Bourgin, UMR1318 INRA-AgroParisTech, 78026 Versailles, France, baumberger@versailles.inra.fr
[4]: CNRS, UMR7618 Biogéochimie et écologie des milieux continentaux, 78850 Thiverval-Grignon, France, cornelia.rumpel@grignon.inra.fr

Introduction

La restauration et la préservation de la qualité des eaux programmées dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau impliquent nécessairement une réduction des nuisances environnementales générées par l'agriculture, en particulier celles liées à l'usage des pesticides. L'utilisation de couverts végétaux en période d'interculture est une pratique efficace pour protéger le sol de l'érosion, améliorer la structure et la fertilité du sol, contrôler les adventices, parasites et pathogènes et limiter les fuites de nitrate. Les couverts végétaux permettent le plus souvent d'accroitre l'activité biologique des sols et les teneurs en matières organiques et modifient la dynamique hydrique pour la culture suivante en permettant soit un assèchement du profil soit au contraire un maintien d'une teneur en eau supérieure au sol nu suivant les espèces. Quoi qu'il en soit, l'ensemble de ces modifications biophysiques peut influencer la rétention, la dégradation et le transport des molécules herbicides appliquées (Alletto *et al.*, 2010).

Peu de travaux sur les couverts végétaux se sont intéressés au comportement des pesticides. Ils suggèrent que l'utilisation de couverts végétaux induit une dissipation plus rapide des molécules et/ou une réduction de la lixiviation, sans pouvoir conclure sur la part de l'explication de chacune de ces hypothèses dans la réduction des fuites (Potter *et al.*, 2007 ; White *et al.*, 2009). Les objectifs de cette étude sont (1) d'évaluer la rétention de molécules pesticides aux propriétés contrastées : glyphosate, S-métolachlore - herbicides et époxiconazole - fongicide, sur différents types de résidus végétaux utilisés en interculture, (2) de rechercher des relations entre le comportement observé et des caractéristiques biochimiques et physico-chimiques des résidus. Elle s'inscrit dans le projet CIREPPE qui a pour objectif d'étudier les conséquences de l'introduction de couverts végétaux en période d'interculture sur la dynamique de l'eau et le devenir environnemental des pesticides.

Matériels et méthodes

Les résidus de couverts végétaux étudiés sont les suivants : phacélie, navette, avoine, trèfle et sont comparés avec un résidu de récolte : maïs. Ces résidus ont été prélevés sur la ferme de Lamothe, appartenant à l'école d'ingénieurs de Purpan à Toulouse. Les couverts intermédiaires sont détruits en sortie d'hiver, peu de temps avant le prélèvement des résidus, en Mars 2011. A la même date, les résidus de maïs sont présents à la surface du sol depuis la récolte d'Octobre 2010. Les résidus sont mis en incubation au laboratoire pendant une cinquantaine de jours pour obtenir des états de décomposition croissants. Un travail similaire a été réalisé sur des résidus de maïs (Aslam *et al.*, 2011).

Les différents résidus sont caractérisés par leur rapport C/N, leur composition biochimique mesurée par fractionnement Van Soest et par leur degré de mouillabilité estimé par la mesure d'angle de contact. La rétention des pesticides (Kd) a été mesurée en batch sur les

différents résidus (état au moment du prélèvement ou état décomposé) en utilisant des molécules marquées au ^{14}C.

Résultats et discussion

L'époxiconazole, molécule la plus hydrophobe est plus retenue sur les différents résidus végétaux que le S-métolachlore et le glyphosate. Selon la nature des couverts, les valeurs initiales de Kd du glyphosate varient entre 1 ± 1 l kg^{-1} (avoine, trèfle) et 9 ± 1 l kg^{-1} (phacélie). Pour le S-métolachlore, le Kd se situe entre 25 ± 1 l kg^{-1} (avoine, navette) et 39 ± 2 l kg^{-1} (trèfle) alors que pour l'époxiconazole, le Kd varie entre 161 ± 30 l kg^{-1} (avoine, navette, phacélie) et 206 ± 45 l kg^{-1} (trèfle). Par comparaison, les valeurs de Kd mesurés sur des résidus de maïs collectés après 5 mois de décomposition au champ sont plus élevées pour les trois pesticides (glyphosate 12 ± 5 ; S-métolachlore 47 ± 3; époxiconazole 356 ± 26 ; Aslam *et al.*, 2011).

La rétention des trois molécules augmente avec la décomposition des mulchs quelle que soit la nature des résidus. Pour l'époxiconazole et le S-métolachlore, ce résultat est cohérent avec les observations réalisées sur des mulchs de maïs (Aslam *et al.*, 2011). Par contre, il diffère pour le glyphosate dont la rétention augmente très significativement au cours de la décomposition des différents couverts intermédiaires testés au contraire des observations faites sur des résidus de maïs. Cette relation entre adsorption et décomposition des couverts intermédiaires se traduit par une corrélation négative entre le Kd et le rapport C/N. Pour les différents résidus végétaux étudiés, la rétention est corrélée positivement à la fraction LIC obtenue par la méthode Van Soest. Cette fraction correspond aux constituants végétaux les plus récalcitrants (lignine, mais aussi cutine et subérine) et augmente au cours de la décomposition. Elle explique en partie l'augmentation de la capacité d'adsorption avec la décomposition des résidus végétaux. Dans le cas du maïs, une corrélation significative est observée entre le Kd des molécules époxiconazole et S-métolachlore et le carbone aromatique estimé par RMN ^{13}C.

Les valeurs d'angle de contact initialement supérieures à 100° pour le trèfle, la phacélie ou la navette diminuent après décomposition et oscillent autour de valeurs proches de 90°. Cette tendance d'une légère diminution du caractère hydrophobe est en désaccord avec l'augmentation de la teneur en lignine. Elle suggère que la composition biochimique des résidus végétaux n'est pas le seul paramètre gouvernant leur mouillabilité, la porosité étant également susceptible d'intervenir. Les valeurs d'angle de contact mesurées sur des résidus de maïs se situent autour de valeurs similaires (90°) sans qu'une évolution nette soit décelée après 5 mois de décomposition au champ. Ce descripteur est peu corrélé avec la rétention des différents pesticides excepté le glyphosate pour lequel la rétention est négativement corrélée (avoine, ρ=-0,99 ; navette, ρ=-0,62 ; $p < 0,05$).

Ces premiers résultats indiquent que l'état de décomposition des mulchs laissés à la surface du sol va impacter la mobilité des pesticides appliqués dans les périodes succédant à la destruction des couverts intermédiaires. Le taux de couverture du sol en lien avec la quantité de biomasse végétale restituée et la vitesse de décomposition des résidus sont d'autres paramètres à prendre en compte. Des études sur la biodégradation des pesticides interceptés par ces différents mulchs sont en cours.

Références

Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddadj, D., Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soil. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 367-400.

Aslam S., Bergheaud V., Garnier P., Rumpel C., Thiébeau P., Benoit P. 2011. Adsorption-desorption behavior of three pesticides as influenced by chemical composition of decomposing maize mulch. XIV Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza.

Potter, T.L., Bosch, D.D., Joo, H., Schaffer, B., Munoz-Carpena, R., 2007. Summer cover crops reduce atrazine leaching to shallow groundwater in southern Florida. J Env. Qual. 36, 1301-1309.

White, P.M., Potter, T.L., Bosch, D.D., Joo, H., Schaffer, B., Munoz-Carpena, R., 2009. Reduction in metolachlor and degradate concentrations in shallow groundwater through cover crop use. J. Agric. Food Chem. 57, 9658-9667.

Remerciements : *Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme CIREPPE financé par le Conseil Régional de Midi-Pyrénées et du projet ANR Systerra PEPITES.*

Implantation de cultures à vocation énergétique sur sols pollués : effets sur les macro-invertébrés des sols

HEDDE Mickaël[1], BOUDON Estelle[1], CADOUX Stéphane[2], DEMAY Charlotte[3], FOURDRINIER Emilie[3], RENOUF Eloïse[1], van OORT Folkert[1] et LAMY Isabelle[1]

[1] UR251 PESSAC, INRA Versailles-Grignon, bât. 6, RD 10, 78026 Versailles CEDEX, mickael.hedde@versailles.inra.fr
[2] UMR Agronomie, INRA Versailles-Grignon, bât. EGER, Av. Lucien-Brétignières 78850 Thiverval-Grignon
[3] AgroImpact, INRA Lille, 2, chaussée Brunehaut, Estrées-Mons BP 50136, F-80203 Péronne Cedex

Introduction

Les sols agricoles contaminés représentent des surfaces encore potentiellement cultivables à des fins non-alimentaires, à condition de ne pas favoriser des transferts accrus de micropolluants dans les différents compartiments des écosystèmes pour lesquels le sol joue un rôle d'interface. L'impact de l'implantation de cultures à vocation énergétique sur les propriétés des sols a déjà été étudié, mais le cas des sols contaminés est encore mal connu, en particulier sur les conséquences pour la dynamique et l'écotoxicité des micropolluants ainsi que sur la biodiversité de ses sols pollués.

Le projet RESACOR (ANR CES 2008) vise en particulier à répondre aux questions concernant le rôle du compartiment organique des sols, les effets de la présence des éléments en trace sur la structure et les fonctions des organismes du sol et leurs évolutions, et la relation avec la biodisponibilité. Dans cette présentation, l'objectif est de comprendre l'effet de l'implantation de cultures à vocation énergétique sur la macrofaune des sols. Les hypothèses testées sont: (H1) l'implantation de cultures à vocation énergétique permet de diversifier et d'augmenter les populations d'invertébrés des sols ; (H2) l'implantation de cultures à vocation énergétique permet de diversifier et d'augmenter les populations d'invertébrés des sols pollués ; (H3) l'utilisation des traits fonctionnels des invertébrés des sols éclaire les mécanismes d'assemblage des communautés d'invertébrés

Matériel et Méthode

Sites

L'essai Biomasse et Environnement (INRA de Mons, Somme, 49°52'19"N; 3°00'50"E) est développé sur des Luvisols à texture limoneuse, non pollués. Nous avons considéré sur ce site (i) trois espèces pérennes: le miscanthus, le switchgrass ainsi que des Taillis à Très Courte Rotation (TTCR) de peupliers et (ii) trois autres espèces dont une annuelle, le triticale et deux implantées pour 3 ans la luzerne et la fétuque. Le dispositif avait 3,5 ans lors de l'échantillonnage en 2010. Sur chacun des 3 blocs du dispositif, 2 points d'échantillonnage ont été placés.

La plaine de Pierrelaye est un site périurbain (49°01'42"N; 2°10'30"E ; 95). Il s'agit de parcelles agricoles développées sur des Luvisols sableux. Durant plusieurs décennies, un apport d'eaux usées en provenance de la ville de Paris a eu pour but d'irriguer les cultures de cette grande plaine maraîchère. Ces apports de matière organique exogène ont induit à terme un sol riche en matières organiques et éléments en trace métalliques (ETM). Quatre parcelles ont été suivies : une culture annuelle, un taillis en très courte rotation de peuplier, une parcelle de miscanthus implantée en 2007 (M07) et une autre datant de 2008 (M08).

Metaleurop Nord exploitait une fonderie située sur les communes de Noyelles-Godault et de Courcelles-lès-Lens (50°25' N; 2°49' E). Avant sa fermeture en 2003, l'activité de l'usine à conduit à la contamination métallique par retombées atmosphériques d'une zone d'environ

100 km². Trois parcelles ont été suivies sur des Luvisols limoneux de ce site : deux cultures de miscanthus et une culture annuelle.

Echantillonnages

Le tri manuel a permis de recueillir la faune présente dans les 15 premiers centimètres de sol. La surface échantillonnée était 1/16e m² sur les sols limoneux et de ¼ m² sur les sols sableux. La faune la plus mobile à la surface du sol a été échantillonnée par pots-pièges de 7 cm de diamètre, enfoncés dans le sol, placé à ras du sol pendant 7 jrs. Tous les individus prélevés ont été fixés dans l'alcool à 70° et identifiés le plus précisément possible. La densité (ind m^{-2}) et l'activité (ind $piège^{-1}$) ont été calculées.

Résultats

Effet de cultures à vocation énergétique sur sol non pollué

Dans le cadre de cette étude, les échantillonnages ont été effectués au cours du printemps 2010 sur l'essai Biomasse et Environnement. La densité et l'activité de la macrofaune étaient significativement impactées par les cultures en place. Le TTCR de peuplier et la culture de fétuque présentaient des activités et des densités significativement supérieures à la culture annuelle. En se concentrant sur les lombriciens, il apparaît que la densité maximum se trouvait sur les parcelles de TTCR de peuplier (134 ind.m^{-2}), qui montraient une réponse significativement différente de celle des autres parcelles. La fétuque, le miscanthus et la luzerne présentaient une réponse intermédiaire, avec en moyenne 200 ind m^{-2}. Les valeurs les plus faibles ayant été enregistrées pour la luzerne et la culture annuelle (<100 ind m^{-2}). L'hypothèse H1 a ainsi été confirmée.

Comparaison de l'effet de l'implantation de cultures à vocation énergétique sur deux sites contaminés

Cette étude a concerné 7 parcelles sur les 2 sites contaminés. La densité d'invertébrés dans les sols était significativement supérieure dans les cultures à vocation énergétique par rapport aux cultures annuelles adjacentes. Les valeurs ont été 3 et 7 fois plus importantes, à MetalEurop et Pierrelaye respectivement. Les densités de lombriciens et de cloportes ont été fortement augmentées sur les parcelles de MetalEurop, mais pas sur celles de Pierrelaye. Contrairement, l'activité de surface des macro-invertébrés n'a pas été modifiée par la mise en place de culture à vocation énergétique, quel que soit le site.

Chronoséquence de 4 ans sur sol pollué par irrigation d'eaux brutes

Entre 2008 et 2011, les macro-invertébrés des sols ont été prélevés chaque printemps sur les parcelles sélectionnées du site de Pierrelaye. La diversité taxonomique était plus importante dans la parcelle M08 que dans la culture annuelle (de +91 à +165%) quel que soit l'âge du peuplement. Les résultats des autres cultures à vocation énergétique étaient moins tranchés, les différences significatives ayant été observées principalement pour les stades les plus jeunes (1,5 ou 2,5 ans) en accord avec Bellamy *et al.* (2009). Il n'y a en aucun cas de perte de diversité significative comparativement à la culture annuelle. Les résultats concernant l'activité de surface des invertébrés ont varié en fonction des années et ont rarement été significatifs. Toutefois, aucune perte significative d'activité de surface n'a été observée. Toutes les cultures à vocation énergétique ont présenté un gain croissant de densité d'invertébrés dans les sols avec l'âge de la culture, de l'ordre de 1000%, alors qu'ils étaient de l'ordre de 100% en ce qui concerne l'activité de surface. Il semble que l'effet sur les invertébrés du sol soit principalement bénéfique à la faune endogée. L'hypothèse H2 est aussi confirmée.

Conclusion

Les cultures à vocation énergétique, pluriannuelles à pérennes, favorisent la faune du sol qu'il soit contaminé ou non. Les résultats sur sol contaminés montrent que l'effet positif sur les invertébrés du sol bénéficie principalement à la faune endogée. L'effet positif serait plus important à court terme 3-4 ans de culture.

Effets sur la dénitrification et la production de gaz à effets de serre de la restauration de l'écoulement d'un ru dans une tourbière.

MICHELIN Joël[1], MARIONNEAU Antoine[1], MOULOUDI Ikram[1], CELLIER Pierre[1], DECUQ Céline[1], LABAT Christophe[1], RAMPON Jean-Noël[1] et SEBILO Mathieu[2]

1 UMR 1091 INRA-AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures (EGC), 78850 Thiverval-Grignon, Joel.Michelin@agroparistech.fr
[2] UMR 7618 BIOEMCO, Université Pierre et Marie Curie, 4 place Jussieu, 75005 Paris

Introduction

Des zones humides fortement anthropisées (assainissement, mise en culture) comme les tourbières des petites vallées en Champagne Crayeuse, ont perdu entièrement ou partiellement leurs capacités à dénitrifier les eaux de la nappe de la craie avant qu'elles n'alimentent les grands cours d'eau. Le site atelier du bassin versant du ru des Roises (1260 ha), dans le département de la Marne, est suivi depuis plusieurs années. L'existence de la dénitrification naturelle a été mise en évidence, dans les tourbes qui occupent la zone humide et dans la craie sous les tourbes. La zone humide est alimentée par les eaux de la nappe de la craie et par le ru qui la traverse. La fonction dénitrifiante de la tourbière est limitée par le calibrage et le redressement du ru. Une modélisation des écoulements a permis d'estimer que plus de 50% des eaux transitent directement vers l'exutoire par le ru aménagé.

Dans le cadre du PIREN Seine, en 2008 et 2010 des expérimentations ont été menées sur cette zone humide pour apprécier l'impact d'une gestion du niveau d'eau sur la dénitrification, puis l'effet d'une restauration de l'écoulement dans la tourbière, en incluant des mesures sur la production de gaz à effets de serre. L'objectif est de tester des modalités de gestion et/ou de restauration d'une zone humide aménagée.

Matériels et méthodes

La zone humide tourbeuse (3,2 ha) se limite à la partie aval de la ripisylve (8 ha) qui borde le ru des Roises, elle est en dépression et délimitée par un talus d'une hauteur moyenne de 1 m. Elle est limitée à l'aval par une route sur remblais. Le pont qui assure l'écoulement du ru sous la route est l'exutoire de la tourbière étudiée. En amont de cette route, la zone humide atteint une largeur de 100 m. La zone humide rétrécit progressivement vers l'amont : elle s'arrête à 850 m de l'exutoire, alors que la longueur totale du ru est de 1700 m.

La tourbe est de type saprique, les fibres des résidus végétaux sont bien décomposées, son pH est neutre et elle est saturée en calcium (Histosols calciques, sapriques). L'épaisseur de tourbe augmente de l'amont vers l'aval.

Le ru a été redressé et recreusé en 1986. Son tracé actuel, relativement rectiligne, ne suit pas les points bas de la zone humide : localement le tracé recoupe même le talus qui délimite la zone humide. Dans la partie la plus en aval, le ru est creusé entièrement dans les tourbes, plus en amont avec la diminution de l'épaisseur de tourbe, il est creusé dans la craie remaniée.

L'aménagement d'une vanne sur le ru à l'exutoire permet de contrôler le niveau d'eau dans la zone humide. En 2008, la tourbière a été submergée par les eaux du ru, puis une vidange rapide a été effectuée. L'opération a été réalisée deux fois en période de baisse du niveau des eaux, soit fin mai et juillet 2008. Pour restaurer le cheminement du ru dans les tourbes, en 2010 un barrage amovible a été installé sur le ru en amont de la tourbière (équivalent à un comblement du ru).

L'efficacité des deux types d'aménagement a été évaluée par le suivi d'amont en aval des teneurs en nitrate, des teneurs en oxygène dissous et les températures des eaux des tourbes, de la craie (pompage en piézomètres) et du ru. En 2010 des mesures de flux de gaz

produits dans la tourbière (N2O, CO2 et CH4) ont également été effectuées à partir de prélèvements dans des chambres statiques implantées en quatre points de la tourbière.

Résultats

La mise en place d'un vannage en 2008 pour noyer la tourbe a permis d'améliorer la dénitrification dans la partie aval, dans les tourbes et dans la craie sous la tourbe. Le suivi d'une première mise en eau de la zone humide en mai 2008 montre que la durée de mise en eau des tourbes pour optimiser la dénitrification est de l'ordre de 15 à 20 jours. Par contre, l'effet du vannage sur les concentrations en nitrate des eaux du ru à l'exutoire n'apparaît pas clairement. Ceci semble liée au fait que les eaux du ru inondent la zone humide mais circulent peu au sein de celle-ci ; les échanges avec la tourbe semblent insuffisants.

En 2010, la mise en place d'un barrage amovible sur le ru en amont pour restaurer la circulation de l'eau dans les tourbes favorise également la dénitrification dans les tourbes et dans la craie sous les tourbes, mais en plus il apparaît un effet positif sur les teneurs en nitrate du ru à l'exutoire (abattement de l'ordre de 20 à 50 %) (Figure 1).

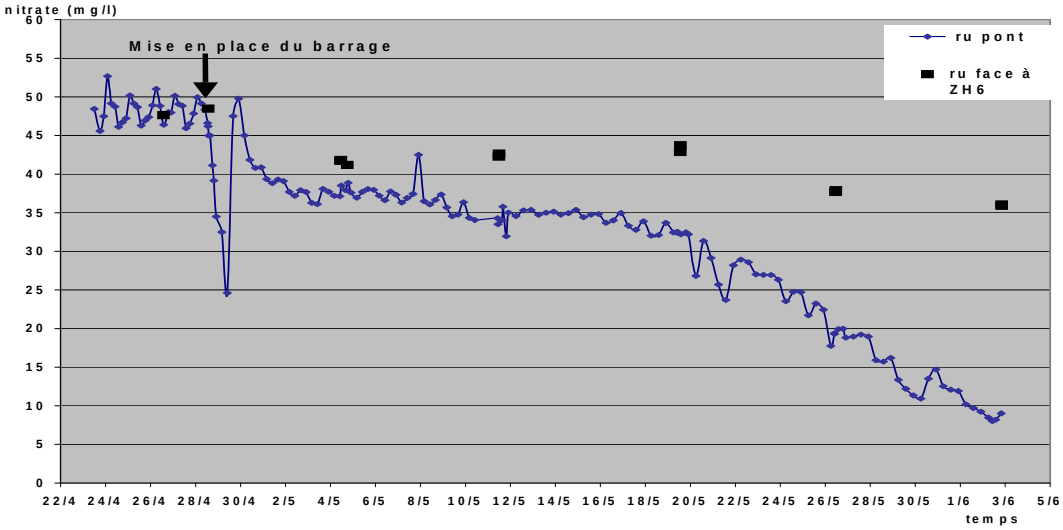


Figure 1 : En 2010, comparaison des teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire (ru pont) et en amont du barrage (ru face à ZH6)

Les mesures d'émissions gazeuses indiquent que l'augmentation de la dénitrification n'entraîne pas une augmentation des flux de N2O. Les flux de N2O sont plus élevés pour la tourbe non saturée en eau qui se minéralise. Par contre en conditions anoxiques du CH4 se dégage, surtout dans les situations avec un faible renouvellement de l'eau dans la tourbe. Ces résultats présentent une forte hétérogénéité entre les répétitions.

Conclusion

Dans le cas de cette zone humide, tourbeuse sur craie, artificiellement drainée par un ru calibré et redressé, l'inondation de la tourbière permet de favoriser la dénitrification dans les tourbes et dans la craie sous les tourbes. L'inondation par une vanne à l'exutoire n'a pas d'effet significatif sur les teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire. Par contre, la mise en place d'un barrage plus en amont pour restaurer l'écoulement du ru au sein de la tourbière permet de diminuer significativement les teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire.

Des mesures d'émissions gazeuses indiquent que l'augmentation de la dénitrification n'entraîne pas une augmentation des flux de N2O ; cependant, ces premiers résultats présentent une forte hétérogénéité entre les répétitions et demandent une confirmation.

Les effets de la restauration de l'écoulement du ru dans la tourbière méritent également d'être validés pour différents débits du ru en fonction du niveau de la nappe de la craie qui dépend des saisons et des conditions climatiques de l'année.

Réponse de deux génotypes de la fève Vicia faba *L.* au stress salin, cas d'un sol sableux amendé en bentonite.

REGUIEG YSSAAD[1] Houcine, NOURI Tayeb[1] et BESSAFI Laid.[1],

[1] : Laboratoire de la biodiversité et conservation des eaux et des sols Université de Mostaganem, reguiegyha@yahoo.fr

La salinité constitue un problème majeur à l'équilibre écologique et au développement de l'agriculture dans le monde entier, particulièrement le bassin méditerranéen et l'Afrique du nord. Ce phénomène est considéré comme un facteur abiotique le plus important limitant la croissance et la productivité des plantes, dégradant les sols cultivés dans les zones arides et semi-arides. L'étude a été menée sur deux variétés de fève (Semilla Violeta et Reine Mora. Le semis a été effectué dans des pots en plastique de 1kg avec un diamètre de 15cm. Le gravier a été déposé sous le substrat sol de chaque pot afin d'assurer un bon drainage. Le substrat sableux a été soumis à des doses de bentonite de 3, 5, 7, et 10 %. La plante a été stressée à des doses de sels (NaCl, $MgCl_2$ et $MgSO_4$) de 20, 40, et 60 mmol.L^{-1}. L'objectif de notre travail est d'étudier l'influence des doses de bentonite, associées à des contraintes abiotiques de salinité sur les paramètres biométriques et physiologiques de la plante (la fève). Les résultats montrent que la croissance est faible dans les plantes stressées au sel et cultivées dans les substrats sans traitement à la bentonite. Les traitements à la bentonite à des doses de 7% et 10% révèlent une diminution importante de la teneur relative en eau , du déficit hydrique et de la teneur en potassium dans la plante. Par contre les teneurs de la proline et du sodium augmentent. La croissance de la fève est importante dans les sols sableux amendés en bentonite à 5 %.

Mots clés : Bentonite, salinité, sol sableux, *Vicia Faba* L., croissance, paramètres physiologiques, paramètres chimiques.

Effet de la structure du sol sur la biodégradation de la matière organique native du sol et sur la matière organique apportée

JUAREZ Sabrina[1], POUTEAU Valérie[2], NUNAN Naoise[3], BARDOUX Gérard[3], OTTEN Wilfred[4] et CHENU Claire[1]

[1] : UMR 7618 BioEMCo, AgroParisTech, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon, France, sabrina.juarez@grignon.inra.fr, claire.chenu@grignon.inra.fr
[2] : UMR 7618 BioEMCo, INRA, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon, France, valerie.pouteau@grignon.inra.fr
[3] : UMR 7618 BioEMCo, CNRS, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon, France, naoise.nunan@grignon.inra.fr, gerard.bardoux@grignon.inra.fr
[4] : SIMBIOS Centre, University of Abertay Dundee, DD1 1HG Dundee, United Kingdom, w.otten@abertay.ac.uk

Afin de mieux comprendre comment les dynamiques du carbone du sol seront affectées par les changements climatiques et par l'évolution rapide des systèmes de culture, il est nécessaire d'identifier les mécanismes qui régulent la décomposition des matières organiques du sol (MOS). Plusieurs mécanismes régulateurs ont été proposés, comme la récalcitrance intrinsèque de la matière organique, l'activité microbienne en lien avec la structure de la communauté, ou la protection physique de la matière organique face à la biodégradation. Alors que les deux premiers mécanismes ont reçu beaucoup d'attention et que leur importance dans la régulation des dynamiques du carbone a été largement débattu (Nannipieri *et a*l., 2003; Marchner *et al*., 2008), le rôle de la protection physique n'a pas été étudié en détail, bien que supposé important. En effet, il semblerait que ce mécanisme de protection physique soit un facteur essentiel à prendre en compte dans l'évaluation des systèmes de culture. Selon Balesdent *et al*. (2000) la perturbation du sol due au labour entraîne une augmentation de la minéralisation du carbone, et à l'inverse un stockage de carbone dans les systèmes avec travail du sol réduit.

Le but de cette étude a été d'évaluer l'importance relative de la structure du sol dans la régulation des dynamiques des matières organiques du sol.

Des cylindres de sol dont la structure a été modifiée artificiellement (non perturbés, désagrégés à 5 mm par tamisage et désagrégés à 50 µm par dispersion) ont été incubés, et la minéralisation de la matière organique native et apportée (substrat marqués au ^{13}C) a été mesurée. Pendant l'incubation, le CO_2 et ^{13}C-CO_2 émis par les microorganismes du sol, ont été mesurés pour différencier la part de la minéralisation provenant de la matière organique native du sol, de celle provenant de la matière organique apportée. Dans le but de relier les cinétiques de minéralisation aux paramètres de structure physique, la technique de tomographie à rayons X a été utilisée et ainsi l'espace poral a pu être caractérisé (Fig. 1).

Les modifications de structure appliquées ne semblent pas avoir eu d'effet sur la minéralisation de la matière organique native ou apportée, et ce malgré les différents environnements physiques induits par ces traitements. Ceci suggère que les contrôles physiques agissant sur les dynamiques des matières organiques du sol ont lieu à des échelles en deçà de celles qui ont été modifiées dans cette expérimentation (< 50 µm).

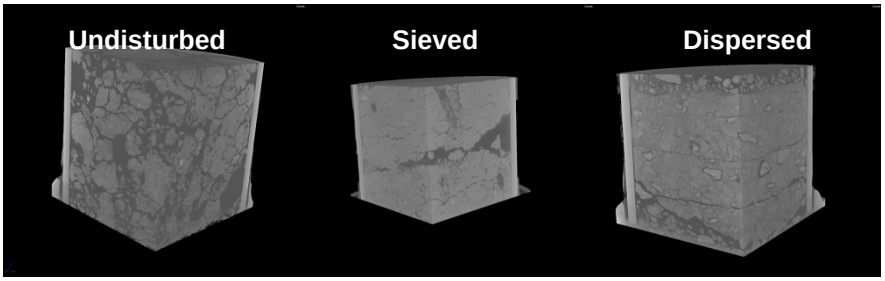


Figure 1 : Les différentes structures de sol observées à une résolution de 32 µm par tomographie à rayons X (SIMBIOS, Dundee, UK)

Références

Balesdent J, Chenu C, Balabane M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*. 2000;53(3-4):215-230.

Marschner B, Brodowski S, Dreves A, et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur*. 2008;171(1):91-110.

Nannipieri P, Ascher J, Ceccherini MT, et al. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*. 2003;54(4):655-670.

L'utilisation de substrats organiques pour augmenter la fertilité des sols et la séquestration du carbone des sols dégradés au nord du Vietnam

NGO Thi Phuong[1, 2], RUMPEL Cornelia[2], ALEXIS Marie[2], BARDOUX Gérard[2], DANG[1] Dinh-Kim et JOUQUET Pascal[3]

[1]Institute of Environmental Technology (VAST), Hanoi, Vietnam, tpngo@grignon.inra.fr
[2]UMR 7618 BIOEMCO (UMR CNRS-Université Paris VI et XI-IRD AgroParisTech), Paris et Thiverval-Grignon, France
[3]IRD, UMR 211 BIEMCO (UMR CNRS - Université Paris VI - IRD - AgroParisTech), centre IRD Ile de France, Bondy, France.

Contexte

L'érosion des sols est un phénomène préoccupant pour l'environnement en Asie du Sud-Est. Dans le Nord du Vietnam, les fortes pentes des collines et petites montagnes sont très largement cultivées par des cultures annuelles. Ce phénomène a provoqué l'érosion des sols et par conséquence leur dégradation. Une stratégie pour améliorer durablement la fertilité de ces sols consiste à leur apporter des produits organiques. Le lisier de buffle est abondamment disponible dans le Nord Vietnam. L'incorporation de ce produit sans prétraitement conduit à la perte par lixiviation d'éléments nutritifs. Néanmoins le compostage de lisier de buffle avant l'épandage au champ permet de limiter cet effet négatif. Les vers de terre épigés sont également utilisés pour transformer la MO en lombricompost. Les lisiers transformés en compost ou lombricompost peuvent être associés à des biochars. L'application de biochars à un mélange de compost ou de lombricompost permettrait à faible coût d'améliorer la qualité des sols et la croissance des plantes en réduisant l'utilisation d'engrais, mais également de séquestrer du carbone.

Objectif de l'étude

L'objectif de notre étude est d'étudier les formes organiques qui caractérisent les différents amendements organiques (lisier de buffle, compost, lombricompost, associés ou non au biochar) et leur effet sur la dynamique de la matière organique dans le sol.

Matériel et méthodes

Nous avons effectué des analyses élémentaires, ainsi que des fractionnements chimiques par extraction Van Soest des quatre substrats organiques. Les fractions solubles (à l'eau et au détergent neutre), l'hémicellulose, la cellulose et les lignines et cutines ont été séparées. La composition chimique des amendements a été analysée par 13C CP/MAS RMN. La stabilité des différents amendements et de leurs mélanges (1 :1) a été déterminée lors d'incubations en microcosmes menées durant 2 mois à 28°C en absence et en présence de sol (5 g de sol sec + amendements équivalent à 20 tonnes/ha).

Résultats et discussions

La teneur en carbone des biochars est initialement très élevée, en raison de la déshydratation se produisant durant le processus de carbonisation (table 1). Nos biochars présentent un rapport C/N très élevé de 84 par rapport aux amendements organiques de 15, expliquant la très lente minéralisation des biochars par rapport aux autres substrats. La spectroscopie ^{13}C CP/MAS RMN n'a pas montré de différences entre le lisier de buffle, le compost et le lombricompost. Le lombricompost présente des teneurs en carbone et azote plus faible que le compost, confirmant un degré de dégradation plus important. Ceci se

traduit par une plus faible minéralisation lors des incubations en conditions contrôlées pendant 2 mois. Ce résultat peut être expliqué par une plus forte teneur en hémicellulose et cellulose des composts et une plus faible teneur en lignine du lombricompost, mise en évidence par fractionnement VanSoest. L'extraction Van-Soest a montré que la fraction soluble, fraction composée de molécules solubles de nature théoriquement facilement biodégradable, du lisier est inférieure à celle obtenue pour le compost et le lombricompost. L'augmentation de la fraction soluble au cours du compostage est le résultat d'une diminution de la fraction soluble à l'eau et d'une forte augmentation de la fraction soluble au détergent neutre (Peltre *et a*l, 2011).

La minéralisation la plus forte a été observée pour le lisier et la plus faible a été enregistrée pour les biochars. L'association de biochar aux amendements organiques dans le sol ne permet de réduire que faiblement la minéralisation de compost et lombricompost, alors que celle du lisier est fortement réduite (Figure 1). Ce résultat est intéressant du point de vue du cycle du carbone, car contrairement au compost et lombricompost, le lisier ne nécessite pas de phase de maturation, durant laquelle les substrats sont incubés, lors du compostage et du lombricompostage et soumis à la respiration microbienne fortement émettrice de CO_2, et pourrait donc être amendé directement en association avec des biochars.

Table 1: Teneur en carbone et azote, ainsi que le ratio C/N des 4 substrats

	C (mg/g)	N (mg/g)	C/N
L	260,1[b]	16,4[a]	15[b]
C	232,5[c]	15,6[a]	15[b]
LbC	209,0[d]	13,0[b]	14[b]
B	741,6[a]	8,7[c]	84[a]

Legende :

L : Lisier

C : Compost

LbC : Lobricompost

B : Biochar

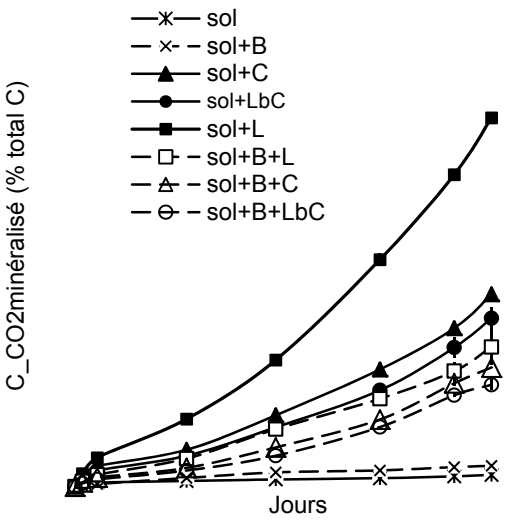


Fig 1 : Evolution de la proportion de carbone du sol minéralisé au cours du temps d'incubation

Référence

Peltre C., Dignac M.F., Derenne S., Houot S., 2011**.** *Change of the chemical composition and biodegradability of the Van Soest soluble fraction during composting: A study using a novel extraction method*. Waste Management Volume 30, Issue 12, December 2010, Pages 2448-2460.

Influence des modes de gestion sur la dynamique et la composition de la matière organique dissoute dans les sols cultivés

SIMON Nadler Nahindy[1], BENOÎT Pierre[1], PARLANTI Edith[2] et CHABBI Abad[3]

[1] : INRA, UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, France. nsimon@grignon.inra.fr; benoit@grignon.inra.fr
[2] : Université Bordeaux 1, LPTC, UMR 5472 CNRS, 351 crs de la Libération, 33405 Talence cedex, France. e.parlanti@epoc.u-bordeaux1.fr
[3] : INRA-UEFE, 86600 Lusignan, France. abad.chabbi@lusignan.inra.fr

Introduction

La matière organique dissoute (MOD) joue un rôle déterminant dans les processus de fonctionnement physico-chimique du sol (activité biologique, statuts des nutriments dans le sol, transport des contaminants, pédogenèse). Dans les agro-écosystèmes soumis à une forte influence anthropique et pauvres en C, les pratiques agricoles liées à la gestion des matières organiques ont des conséquences sur la dynamique de formation/décomposition de la MOD. Les impacts des modes de gestion sur la quantité, la qualité et la composition chimique de ces MOD restent cependant très peu étudiés et les informations acquises sont très fragmentées, voire contradictoires (Kalbitz et al. 2000; Chantigny, 2003; Ilani et al., 2005 ; Hunt et al., 2007).

Des pratiques comme l'alternance culture/prairie temporaire ou les amendements organiques visent au maintien du stock du carbone du sol. A court terme, les entrées importantes de matières organiques facilement biodégradables vont stimuler l'activité microbienne globale et par ce biais favoriser la genèse de la MOD. La réactivité biochimique de la MOD dépendra donc de sa nature qui elle-même est fonction des entrées de Carbone. Mais de façon très générale, les effets des modes de gestion des agro-écosystèmes sur l'environnement restent difficiles à évaluer faute d'une analyse pertinente aux échelles de temps adéquates pour cerner les divers processus qui sont complexes et se manifestent de manière simultanée.

Ce travail a pour objectif l'évaluation des impacts des pratiques agricoles et de différents modes de gestion des sols cultivés sur la dynamique et la composition de la MOD. Il est basé sur des mesures de caractérisation des eaux de lixiviation collectées au champ et de la MOD extraite à partir de sols provenant des sites étudiés.

Matériels et méthodes

Le premier mode de gestion concerné est l'introduction de prairies dans des rotations céréalières ou après abandon complet des cultures concernées (site ORE-ACBB Lusignan, 86, Cambisol). Pour cette étude trois situations ont été retenues : une prairie temporaire de 5 ans (Pr-5) ; une prairie permanente prévue pour 20 ans (Pr-20) ayant un antécédent de 15 ans de prairie et de quelques années de cultures, puis un sol témoin, pris dans une parcelle cultivée avec une rotation blé/maïs/orge (Cult). Le second mode de gestion est l'utilisation de composts d'origine urbaine comme amendements organiques visant à restaurer les teneurs en matières organiques de sols cultivés dans des zones agricoles périurbaines (site QualiAgro Feucherolles, 78, Luvisol). Les traitements sélectionnés sont des sols amendés par des composts d'origine urbaine de déchets verts et de boues de stations d'épuration (DVB), d'ordures ménagères résiduelles (OMR) et de biodéchets (BIO) et enfin un sol sans amendement, considéré comme témoin (TEM). Des dispositifs expérimentaux (bougies poreuses et plaques lysimétriques) sont installés dans le profil du sol (45 cm pour le Luvisol et 105 cm pour le Cambisol) en vue d'assurer un suivi au champ des flux de MOD. Parallèlement, des expérimentations au laboratoire ont été menées pour extraire la MOD du sol (horizons de surface, 0-28 cm, prélevés en 2009) en vue d'une comparaison avec les données de terrain (2006-2010 Luvisol ; 2008-2009 Cambisol). Différentes approches de caractérisation (Spectro-fluorescence ; Aromaticité-SUVA ; Chromatographie d'exclusion

stérique) ont été considérées pour étudier la qualité de la MOD en lien avec les modes de gestion et d'occupation du sol.

Résultats et discussion

Les données de terrain ont montré que les concentrations en carbone organique dissous (COD) du Luvisol augmentaient en tout début de saison hivernale, coïncidant avec la première phase de lixiviation alors qu'au printemps cette augmentation correspondait aux périodes de fortes précipitations et d'accroissement de la température capable de stimuler l'activité microbienne pour la décomposition de la matière organique du sol. De plus, les lixiviats des parcelles traitées par amendement organique affichaient des concentrations en COD plus élevées que les parcelles témoin dénotant ainsi l'effet du compost dans la dynamique de la MOD le long du profil du sol. Les lixiviats du Cambisol ont des concentrations avec des ordres de grandeur plus faibles que pour le Luvisol (maximum de 5 mg l^{-1}, observé en période de sécheresse). Cette observation peut être due au mécanisme d'adsorption de la MOD par la forte présence des oxydes dans le profil du Cambisol, réduisant ainsi la disponibilité de la MOD dans la solution du sol. Par ailleurs du fait de la durée relativement courte depuis l'installation de la couverture prairiale, aucune différence significative n'a pu être retenue entre les traitements témoin (Cult) et prairie (Pr-5 et Pr-20).

Les résultats issus des données d'analyse par spectro-fluorescence des extraits de MOD au laboratoire ont montré dans le cas de tous les traitements la prédominance de la bande caractéristique des substances humiques par comparaison aux autres bandes. Les spectres fluorimétriques ont indiqué un caractère humique plus marqué avec les traitements OMR (Luvisol) et sol cultivé (Cambisol), traduisant ainsi l'effet du mode d'occupation du sol sur la nature de la MOD. L'indicateur aromatique, SUVA de la MOD du Cambisol traduit un comportement aromatique plus élevé du traitement avec sol cultivé par rapport au sol sous prairie. Cet effet s'exprime à la fois dans les lixiviats et la MOD extraite au laboratoire. Pour le Luvisol, cet indicateur est plus élevé pour les extraits de MOD au laboratoire des traitements témoin et DVB alors qu'il varie pour les lixiviats en fonction des périodes de ressuyage. L'interprétation des résultats d'analyse par exclusion chromatographique stérique correspond dans l'ensemble à celle formulée pour la méthode par spectro-fluorescence. Par exemple, les biopolymères qui renseignent sur l'activité biologique sont plus importants pour les parcelles couvertes en prairie alors que les substances humiques ont été plutôt identifiées pour le sol cultivé (Cambisol).

L'ensemble des résultats de cette étude permet de conclure que la nature de la MOD est impactée par le mode d'occupation et de gestion du sol dans les agro-écosystèmes. Les caractéristiques de la MOD transférée par lixiviaton et collectée in situ sur des plaques lysimétriques diffèrent de celles obtenues sur des extraits aqueux de sol malgré des similitudes observées sur certaines caractéristiques. Il apparaît pertinent de croiser différentes approches expérimentales de caractérisation de la MOD pour obtenir une bonne compréhension du lien entre entrée de carbone, genèse et réactivité de la MOD dans le profil.

Références

Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. Geoderma, 113, 357-380.

Hunt, J.F., Ohno, T., He, Z.Q., Honeycutt, C.W., Dail, D.B., 2007. Influence of decomposition on chemical properties of plant- and manure-derived dissolved organic matter and sorption to goethite. Journal of Environmental Quality, 36, 135-143.

Ilani, T., Schulz, E., Chefetz, B., 2005. Interactions of organic compounds with wastewater dissolved organic matter: role of hydrophobic fractions. Journal of Environmental Quality, 34, 552-562.

Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.H., Michalzik, B., Matzner, E., 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. Soil Science, 165, 277-304.

Remerciements : *Ce travail a été réalisé dans le cadre de plusieurs programmes de recherche : (i) le projet EC2CO Cytrix de l'ORE- ACBB : introduction des prairies temporaires en grandes cultures et pertes en pesticides vers les eaux souterraines (2007-2009); (ii) le projet QualiAgro de l'ORE-PRO (INRA –Véolia) : Valeur agronomique et impacts environnementaux du recyclage de produits résiduaires organiques (PRO); (iii) le projet Européen GENESIS FP7: Groundwater and dependent Ecosystems: NEw Scientific and Technical basIS for Assessing Climate Change and Land-use Impacts on Groundwater Systems (2009-2014). Nous remercions Valérie Bergheaud, Fabienne Ibalot et Marie-Ange Cordier pour leur contribution technique à ce travail.*

La modification des entrées de C est le principal facteur expliquant la variation du stock de C d'un agrosystème converti au non-labour

VIRTO Iñigo[1,2], BARRÉ Pierre[1,3], BURLOT Aurélien[1] et CHENU Claire[1].

[1]UMR Bioemco, AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon, pierre.barre@ens.fr
[2]Departamento Ciencas del Medio Natural, Universidad Publica de Navarra, 31006 Pamplona, Espagne
[3]Laboratoire de Géologie de l'Ecole normale supérieure, 24 rue Lhomond, 75005 Paris

La pratique du non-labour progresse un peu partout dans le monde. Outre certains avantages économiques et environnementaux, la conversion de parcelles en non-labour s'accompagne généralement d'une augmentation du stock de C du sol. Cependant, une analyse des données publiées dans la littérature scientifique montre qu'il existe une variabilité très forte et inexpliquée de la modification du stock de C du sol consécutif à la conversion d'une parcelle en non-labour. Cette variabilité inexpliquée empêche la réalisation de prédiction précise sur la capacité de séquestration de C qu'induirait la conversion de terres au non-labour.

Nous avons cherché dans ce travail si la variabilité de la différence de stock de C entre parcelles conduites en non-labour et en agriculture conventionnelle avec labour pouvait être expliquée par des facteurs pédo-climatiques ou culturaux. Pour cela, nous avons construit une base de données à partir des études publiées, réunissant pour chaque site les stocks de C dans l'horizon (0-30 cm), les facteurs climatiques (précipitation et température annuelles, aridité) et la texture du sol. Cette base de données réunit 92 paires « parcelle labourée/parcelle non labourée ». Nous avons construit une autre base de données plus réduite (35 paires) renseignant les entrées de C pour chacun des deux systèmes de culture en plus des variables pédo-climatiques précédemment citées.

L'étude de notre base de données montre que la conversion au non-labour augmente effectivement en moyenne le stock de C du sol (3,4 Mg C ha^{-1}, soit 6,7 %) et que cette augmentation est très variable (6,7% ± 17 %). Notre estimation de stockage est cependant plus faible que celles généralement proposées, mais en bon accord avec les estimations réalisées dans les études les plus récentes. La grande variabilité inter-sites de stockage de C n'a pu être expliquée ni par les paramètres climatiques ni par les paramètres texturaux. En revanche, la différence d'entrées de C par les cultures entre les parcelles en non-labour et celles labourées est positivement et très significativement corrélée à la différence de stock.

Par conséquent, la variation de stock de C du sol induit par une conversion au non-labour semble principalement reliée à la réponse de productivité des cultures. Cette étude montre donc clairement que le potentiel de séquestration de C par la conversion au non-labour doit être envisagé à l'échelle de l'agro-écosystème et non à celle du sol uniquement, comme c'est aujourd'hui le cas dans la très grande majorité des études publiées sur le sujet.

Influence de la structure spatio-temporelle du paysage sur la diversité locale des collemboles

HEINIGER Charlène[1], DUBS Florence[1], SALMON Sandrine[2], PONGE Jean-François[2], BAROT Sébastien[1]

[1] : UMR 7618, Bioemco, Institut pour la Recherche et le Développement, 32 avenue Henri Varagnat, 93 143 Bondy, charlene.heiniger@ird.fr
[2] : UMR 7179, Mécanismes adaptatifs, Muséum National d'Histoire Naturelle, 4 avenue du Petit-Château, 91800 Brunoy, ponge@mnhn.fr

Introduction

Face à l'augmentation de la pression anthropique sur l'environnement, il est urgent de clarifier les processus structurant les assemblages locaux d'espèces et déterminant leur diversité. Il a été montré chez plusieurs groupes que la structure du paysage influence la biodiversité au niveau local. Cependant, la plupart des études réalisées dans ce domaine se penchent sur des organismes de grande taille, facilement observables sur le terrain et nos connaissances sur les animaux du sol restent restreintes. L'objectif de ce projet est de déterminer l'importance relative des processus clés de la structuration des communautés (sélection d'habitat, dispersion et interactions entre espèces) de la mésofaune du sol. Au sein de cet ensemble diversifié, nous avons choisi le groupe des collemboles comme modèle car il montre plusieurs caractéristiques intéressantes. Tout d'abord, il est relativement bien connu taxonomiquement, avec des espèces très diversifiées morphologiquement et adaptées à différents compartiments du sol. De plus, une communauté complète peut être échantillonnée dans un petit volume de sol. Enfin, il comprend des espèces qui participent au recyclage de la matière organique et à la régulation des microorganismes.
Cette étude reprend la théorie des règles d'assemblage et l'applique à notre modèle en interaction avec la structure et la dynamique du paysage. L'hétérogénéité du paysage est connue pour être un facteur qui influence positivement la biodiversité régionale. Plus un paysage est diversifié, plus il comprend d'habitats différents, donc de niches et d'espèces différentes. Paradoxalement, dans une précédente étude, Ponge *et al.* (2003) montrent que la biodiversité locale des collemboles chute avec la diversification du paysage. L'hypothèse proposée est que les paysages les plus diversifiés sont aussi les plus dynamiques. Le déficit de biodiversité au niveau local serait dû au passage trop récent d'une parcelle agricole à une parcelle forestière (et inversement), ce qui n'aurait pas encore permis la recolonisation de toutes les espèces potentiellement présentes. Quelle est l'influence de la fragmentation de l'habitat sur la diversité locale des collemboles ? Existe-t-il une dimension temporelle importante liée à la recolonisation des espèces? Nous voulons tester l'hypothèse selon laquelle les habitats les plus jeunes montrent une biodiversité plus faible à situation de fragmentation égale. Si cela est vérifié, et à condition que des modifications majeures du sol n'interviennent pas en rapport avec l'âge ou la fragmentation, la dispersion serait la principale contrainte structurant les assemblages locaux d'espèces de collemboles dans ce type de paysage dynamique.

Matériel et méthodes

Pour répondre à ces questions, nous avons mis en place un plan d'échantillonnage qui fait varier d'une part l'habitat (agricole/forestier) et sa fragmentation et d'autre part l'âge de l'habitat cible. Le Parc Régional du Morvan (Bourgogne), déjà étudié pour ces aspects, semble idéal car le paysage y est dynamique (déprise agricole et plus rarement déboisement) et présente une structure diversifiée. Une cartographie dynamique de cette

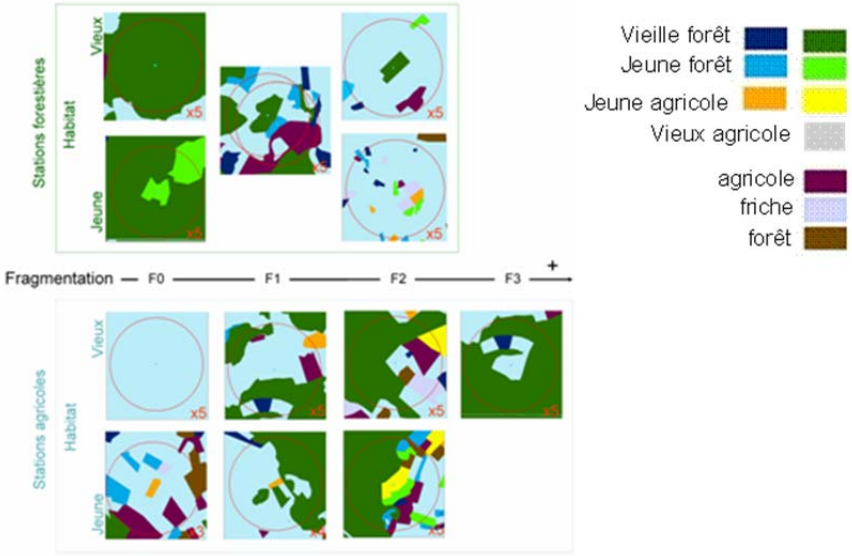


Figure 1 : Illustration des 13 situations paysagères

région a été effectuée grâce à un jeu de photos aériennes allant de 1948 à 2008. Elle distingue finement les habitats forestiers des habitats agricoles et leur attribue une catégorie d'âge (« vieux » : en place depuis 1948 et « jeune » : en place depuis 30 à 40 ans). Nous avons pu mettre en évidence 13 situations (6 forestières et 7 agricoles) qui constituent notre plan d'échantillonnage. Pour chaque situation, nous avons pu trouver trois à cinq réplicats de terrain (Figure 1) pour un total de 63 stations échantillonnées en juillet 2010. A chaque point d'échantillonnage, des données ont été récoltées pour caractériser l'habitat ciblé (physico-chimie du sol). Une carotte de sol a été prélevée pour extraction au laboratoire (Berlèse) afin de récupérer l'ensemble de la faune du sol. Les échantillons ont ensuite été triés à la loupe binoculaire, les collemboles ont été préparés pour l'observation microscopique et identifiés à l'espèce.

Résultats préliminaires

L'analyse des données caractérisant les stations (pH, phosphore assimilable, CEC, rapport C/N, humidité et température *in situ*) montre des différences entre les deux grands types d'habitat (agricole et forestier) pour toutes les variables testées excepté pour le phosphore assimilable. En revanche, au sein de chaque habitat, la majorité de ces variables ne varie pas avec la fragmentation et l'âge des milieux. Nous pouvons donc dire que les seuls facteurs qui pourront influencer la diversité des collemboles sont bien les deux facteurs que nous voulons tester c'est à dire le taux de fragmentation de l'habitat et son âge.

Pour les stations forestières, la comparaison à deux facteurs de la richesse spécifique montre que l'âge de l'habitat a un effet significatif. En effet, il existe un plus grand nombre d'espèces dans les stations anciennes que dans les stations qui ont récemment été reboisées. En revanche, la fragmentation de l'habitat n'influence pas le nombre d'espèces présentes. Ni l'âge de l'habitat, ni son taux de fragmentation n'ont d'effet sur la richesse spécifique des collemboles en milieu agricole.

Ces résultats préliminaires suggèrent qu'il existe des processus bien distincts qui influencent la diversité des collemboles dans les deux milieux. Les caractéristiques des espèces liées à la dispersion et à la sélection d'habitat ainsi que la structure et la composition des communautés pourront nous donner de plus amples informations. De même, la description fine de la mosaïque paysagère environnant nos stations sera un autre élément qui nous permettra de comprendre les patrons de distribution des espèces.

Impact des pratiques culturales de l'agriculture conventionnelle, l'agriculture biologique et l'agriculture de conservation sur les microorganismes et les nématodes du sol

HENNERON Ludovic[1], BERNARD Laëtitia[1], VILLENAVE Cécile[1], CHENU Claire[2], BERTRAND Michel[3] et BLANCHART Éric[1]

[1] : IRD,UMR Eco&Sols,2 place Pierre Viala, 34060 Montpelliercedex2, ludovic.henneron@hotmail.com, laetitia.bernard@ird.fr, cecile.villenave@ird.fr, eric.blanchart@ird.fr
[2] : INRA/AgroParisTech,UMR BioEMCo, Bâtiment EGER, Campus AgroParisTech, F-78850 Thiverval Grignon, claire.chenu@grignon.inra.fr
[3] :INRA, UMR Agronomie,Bâtiment EGER, Campus AgroParisTech, F-78850 Thiverval-Grignon, bertrand@grignon.inra.fr

Introduction

Le sol est une composante essentielle des agroécosystèmes et le maintien d'une bonne qualité du sol, c'est-à-dire d'une capacité du sol à fonctionner de manière à assurer une fourniture satisfaisante de services aussi bien agronomiques qu'environnementaux, est un pilier important d'une agriculture durable. En effet, afin de compenser la réduction de l'usage des intrants, l'agriculture actuelle pourrait s'appuyer sur l'amélioration de la qualité du sol afin de pouvoir utiliser plus intensivement les processus écologiques siégeant dans le sol et les fonctionnalités qui leurs sont associées.

La biocénose du sol joue un rôle central dans des fonctions tels que le recyclage des nutriments, le maintien de la structure du sol, les transformations du carbone, la régulation des populations d'agents phytopathogènes. Il est donc nécessaire d'étudier l'impact de différentes pratiques agricoles sur la composante biologique de la qualité du sol pour concevoir des modes de gestion des agroécosystèmes adaptés.

L'objectif de ce travail a été d'évaluer l'impact des pratiques culturales de l'agriculture conventionnelle, l'agriculture biologique et l'agriculture de conservation sur deux groupes d'organismes en particulier: les microorganismes et les nématodes. En effet, les microorganismes sont les principaux transformateurs biochimiques de la matière organique du sol et joue également un rôle important dans la structuration du sol. Les nématodes sont des organismes de la microfaune présentant une grande diversité de groupes trophiques tel que les phytophages, les prédateurs et les microbiovores (bactérivores ou fongivores). Ces derniers jouent un rôle important dans la régulation des populations microbiennes et le recyclage des nutriments.

Matériels et Méthodes

L'étude a porté sur trois systèmes de cultures d'un essai au champ mise en place en 1998 (Essai « La Cage » - INRA Versailles-Grignon) : (i) : « Productif », avec labour et application de fertilisants et de pesticides (ii) : « Biologique », avec labour mais sans application de fertilisants et de pesticides et (iii) : « Semis direct sous Couvert Végétal vivant » (SCV), sans travail du sol, avec maintien d'un couvert végétal permanent de fétuque rouge et avec application de fertilisants et de pesticides.

L'abondance et l'activité des microorganismes ont été mesurées par co-extraction quantitative d'ADN et d'ARN et les abondances de bactéries, champignons et divers *Phyla* bactériens ont été évaluées par PCR quantitative.après extraction et identification au niveau

taxonomique genre ou famille, les abondances de nématodes de différents groupes trophiques ont également été évaluées et divers indices nématofauniques et des indices de diversité classiques ont été calculés.

Résultats

L'abondance des microorganismes est la plus élevée en SCV, que ce soit pour les bactéries ou pour les champignons. Les bactéries sont plus abondantes en BIO par rapport au PROD mais il n'y a pas de différence concernant les champignons. Cette tendance est la même pour les nématodes microbivores et les différences sont même encore plus accentuées. L'activité des microorganismes ne présente néanmoins pas de différence entre systèmes de culture et le ratio activité/abondance est plus faible en SCV. Les abondances des différents *Phyla* bactériens suivent globalement les abondances de bactéries mais certains *Phyla* présentent des différences d'abondances relatives entre systèmes de culture.

Les abondances de nématodes phytophages, omnivores et prédateurs sont dans l'ensemble plus élevées en SCV et la communauté de nématodes est globalement plus mature, mieux structurée et plus diversifiée en SCV.

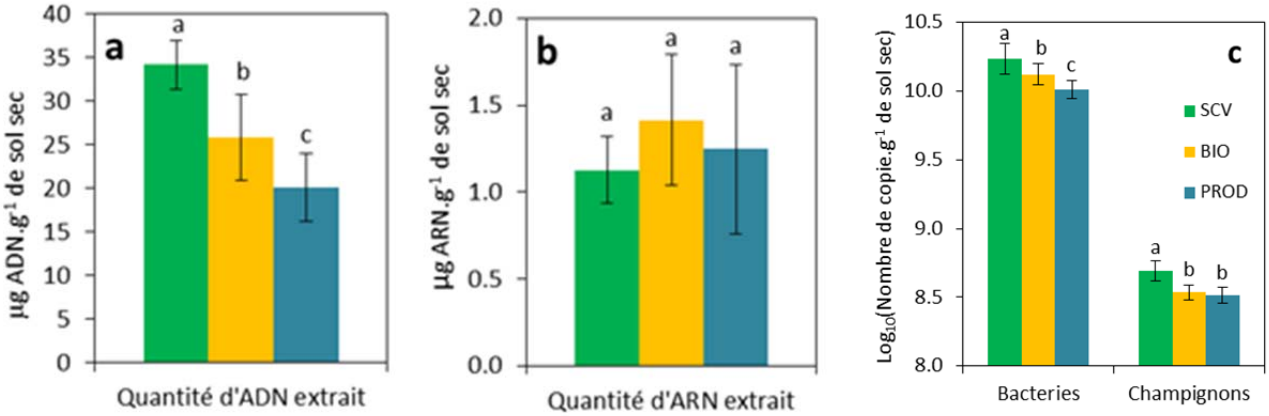


Figure 1 : abondance (a) et activité (b) des microorganismes et abondances des bactéries et des champignons (c) selon la modalité de système de culture (moyenne ± écart-type, n=8).

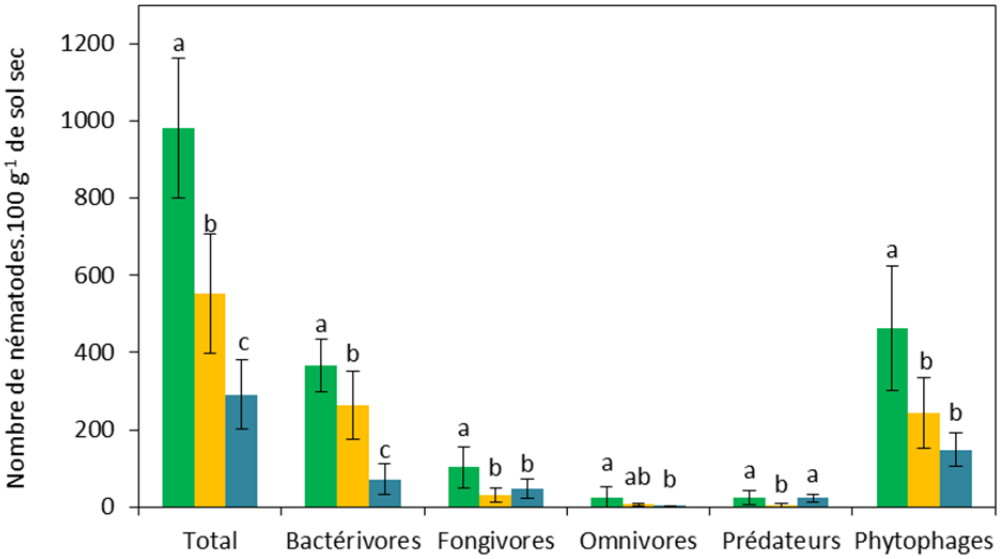


Figure 2 : abondance totale de la communauté de nématodes et abondances de divers groupes trophiques de nématodes selon la modalité de système de culture (moyenne ± écart-type, n=8).

La structure de la communauté bactérienne impacte-t-elle la stabilité du sol lors d'un stress en eau après le changement du mode de culture d'un sol agricole ?

KAISERMANN Aurore[1], ROGUET Adélaïde[1], MARON Pierre-Alain[2] et LATA Jean-Christophe[1]

[1] : UMR CNRS 7618, Bioemco, 6ème étage de l'ENS 46, rue d'Ulm 75230 Paris Cedex 5, kaiserma@biologie.ens.fr
[2] : UMR MSE, INRA/Université de Bourgogne, CMSE BP 86510, 17 rue de Sully 21000 Dijon Cedex.

Contexte

Le cycle du carbone (C) dans les sols est principalement contrôlé par les microorganismes. Ils jouent des rôles fondamentaux dans les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère, dans la modulation des stocks de C et dans la nutrition des plantes. Cependant, les facteurs contrôlant l'activité microbienne restent encore peu connus. Dans les systèmes agricoles, les sols cultivés de manière intensive peuvent présenter des propriétés physiques et biologiques altérées. Entre autres, les teneurs en C de ces sols pourraient être diminuées, ainsi appliquer de nouvelles méthodes culturales pourrait permettre de séquestrer plus de C dans les sols. Nous pouvons cependant nous demander si après plusieurs années de cultures intensives, le retour à des techniques culturales plus respectueuses de l'environnement peut modifier la composition de la communauté microbienne, sa capacité à réaliser ses fonctions et sa stabilité lors de stress.

Les organismes ont une capacité inhérente à résister aux stress (résistance) et à recouvrer leur fonction après un stress (résilience), ce qui définit la stabilité d'un écosystème. La stabilité est une composante des concepts de santé et de qualité d'un sol. Or de récentes études indiquent que la stabilité microbienne pourrait dépendre des espèces présentes au sein de la communauté microbienne. D'autres études ont mis en évidence que la stabilité fonctionnelle n'était pas nécessairement liée à la stabilité de la communauté. Ainsi, le lien entre structure de la communauté microbienne et capacité fonctionnelle est encore sujet à interrogations.

Nous faisons l'hypothèse que les modes de cultures enrichissant le stock de C du sol permettent à la communauté microbienne résultante d'avoir une meilleure stabilité. Pour tester cette hypothèse, nous avons comparé des sols provenant de la parcelle La cage du site de l'INRA Versailles. Cette parcelle a été cultivée de manière intensive pendant plusieurs années. Depuis 1997, elle a été divisée en parcelle expérimentale pour évaluer la performance de différents systèmes de cultures. Nous avons échantillonnés trois d'entre eux. Le premier (INT) continue a être cultivés selon les standards de l'agriculture intensive (basé sur la recherche d'un fort rendement avec labour et produits chimiques). Le second (NO) est une culture sans produit chimique et en introduisant des légumineuses dans la succession des cultures pour assurer un apport d'azote. Le troisième (PVC) est basé sur la réduction du labour (semi-direct) avec maintien d'un couvert végétal et utilisation de produits chimiques (herbicides en particulier).

Les objectifs de cette étude sont (i) d'évaluer l'effet du changement du mode cultural sur la structure et l'activité microbienne (ii) et d'examiner les effets de la structure de communauté microbienne initiale sur la stabilité de cette communauté en terme de fonction et de structure de communauté.

Une incubation en microcosmes des 3 sols

Nous avons incubé ces 3 sols en microcosmes et appliqué un stress en eau. Des microcosmes « contrôles » étaient maintenus à humidité constante pendant toute l'incubation. Les microcosmes « stressés » ont subi trois semaines de sécheresse après lesquelles ils ont été réhydratés à humidité initiale puis maintenue à cette humidité pendant quatre semaines. La densité microbienne, la structure génétique des communautés bactériennes, les flux de CO_2 et les paramètres physico-chimiques du sol ont été suivis pendant l'incubation.

La stabilité des 3 communautés bactériennes

Le mode de culture PVC qui est le seul dont la teneur en C est augmentée, présente une communauté bactérienne distincte des deux autres et une respiration basale supérieure. Quel que soit le sol, le stress en eau modifie la structure des communautés bactériennes et un pic d'activité est observé. Cependant, 28 jours après le stress en eau, les communautés bactériennes et leur activité sont similaires à leur contrôle, montrant alors une résilience totale des sols. Ainsi, le mode de culture peut modifier durablement la communauté bactérienne du sol, et dans notre étude ce changement n'a pas affecté la stabilité de la communauté.

Effet des pratiques agricoles sur treize activités enzymatiques du sol. Résultats du programme "Bioindicateurs"

RIAH Wassila[1], TRAP Jean[1], CHEVIRON Nathalie[2], MOUGIN Christian[2], CRIQUET Steven[3], HOUOT Sabine[4], LEGRAS Marc[1], VIAN Jean François[7], BISPO Antonio[5], GRAND Cécile[5], GALSOMIÈS Laurence[5], PERES Guenola[6], LAVAL Karine[1] et TRINSOUTROT-GATTIN Isabelle[1]

[1] : Unité ARGI'TERR laboratoire BioSol, Esitpa, 3 Rue du tronquet, 76134 Mont Saint Aignan, France, w.riah@esitpa.fr, jtrap@esitpa.org, mlegras@esitpa.org, klaval@esitpa.org, igattin@esitpa.org
[2] : Unité PESSAC, INRA de Versailles-Grignon Route de St-Cyr, 78026 Versailles, France, nathalie.cheviron@versailles.inra.fr, christian.mougin@versailles.inra.fr
[3] : IMEP UMR CNRS 6116 case 452 Marseille Cedex 20. France, steven.criquet@univ-cezanne.fr
[4] : UMR Environnement et Grandes Cultures, 78550 Thiverval-Grignon, France, houot@*grignon*.inra.fr
[5] : ADEME, 20 avenue du Grésillé, B.P 90 406, 49 004 ANGERS cedex 01. France. antonio.bispo@ademe.fr, cecile.grand@ademe.fr, laurence.galsomies@ademe.fr
[6] : University Rennes 1, UMR CNRS "Ecobio" 6553, Station Biologique, 35380 Paimpont, France, guenola.peres@univ-rennes1.fr
[7] : ISARA-Lyon, 23 rue Jean Baldassini, 69364 Lyon cedex 7, France, jvian@isara.fr

Introduction

Le sol est une ressource non renouvelable particulièrement sensible aux agressions anthropiques. Les pratiques agricoles figurent parmi les activités qui conduisent à une modification durable des propriétés des sols. Les activités enzymatiques peuvent être utilisées comme indicateur de la qualité des sols. Elles (i) renseignent sur l'activité microbienne globale du sol, (ii) catalysent toutes les réactions biochimiques et sont partie intégrante des cycles biogéochimiques des éléments nutritifs, (iii) **sensibles aux pratiques culturales et aux changements du mode de gestion des sols,** (iv) **facile à mesurer** (Gianfreda and Bollag, 1996). Les enzymes ont été largement utilisées pour étudier l'impact des polluants (Bastida *et al*. 2008) des pratiques agricoles telle que la fertilisation (Melero et al. 2007; Yang et al. 2008), ou encore des rotations culturales (Madejon *et al*. 2007). La plupart de ces études a été réalisée dans un contexte pédoclimatique donné et avec un panel restreint d'activités enzymatiques.

Matériel et méthode

Trois sites agricoles comprenant chacun plusieurs parcelles ont été sélectionnés en France.

	propriétés des sols			
sites	Argiles ($g.kg^{-1}$)	Limons ($g.kg^{-1}$)	Sables ($g.kg^{-1}$)	pH
A	133	223	644	8
B	142	657	202	6
C	156	775	69	7

Tableau 1. Caractéristiques des sols étudiés

L'échantillon de sol est un échantillon composite composé de 12 prélèvements aléatoires réalisés sur une profondeur de 15 cm avec 4 réplicats dans chaque parcelle. Le site A comprend 4 parcelles qui diffèrent en travail du sol. Le site B inclut 6 parcelles avec différentes pratiques culturales (prairies vs cultures) Le site C comprend 5 parcelles avec différents amendements organiques. Le sol est tamisé à 2mm et l'analyse des activités enzymatiques est effectuée dans les 24h.

Dosage des activités enzymatiques : Treize activités enzymatiques représentatives des principaux cycles biogéochimiques ont été mesurées (tableau 2)

Enzymes	Codes	numero E.C	Substrats (pH et concentration)	References
Dehydrogenase	DES		2,3,5 triphenyltetrazolium chloride(pH 7,6; 0,12M)	Schaefer et al, 1963
Fluorescein diacetate	FDA		Fluorescein di acetate (pH 7.6; 1000 µg.mL^{-1})	Adam and Duncan, 2001
Lipase	LIP	3.1.1.3	p-NP-palmitate (pH 6,5; 1 mM)	Gupta et al , 2002
Cellulase	CEL	3.2.1.4	p-NP-β-D-cellobioside (pH 6; 10 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970
Galactosidase	GAL	3.2.1.23	p-NP-β-D-glucopyranoside	Dick et al, 1996
N-acetyl glucosaminidase	NAG	3.2.1.30	p-NP-N-acetyl glucosanimide (pH 6; 10 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970
Xylanase	XYL	2.8.1.8	Xylane (pH 5.5, 12 g.L^{-1})	Schinner and von Mersi, 1990
Arylsulfatase	ARYLS	3.1.6.1	p-NPsulfate (pH 7; 25 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970
β-glucosidase	GLU	3.2.1.21	p-NP-β-D-glucopyranoside (pH 6; 50 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970
Urease	URE	3.5.1.5	urée (pH 9; 0,05 M)	Tabatabai et al 1992, Sinsabaugh et al 2000
Arylamidase	ARYLN	3.4.11.2	L-leucineβ-naphtylamide (pH 8; 2 mM)	D'Acosta-Martinez and Tabatabai, 2000
Acid phosphatase	PAC	3.1.3.2	pNP-phosphate (pH 5; 50 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970
Alkaline phosphatase	PAL	3.1.3.2	pNP-phosphate (pH 9; 50 mM)	Tabatabai and Bremner, 1970

Tableau 2. Récapitulatif des substrats, concentrations et pH pour la détermination des activités enzymatiques dans les sols

Résultats

Les 13 enzymes étudiées présentent des réponses différentes pour une même modalité testée, travail du sol, rotations culturales ou amendements organiques. Les activités enzymatiques présentent des variations différentes. Toutes les enzymes répondent aux rotations culturales avec des seuils de significativité différents (Madejon et al. 2007).Respectivement 7 et 6 enzymes répondent au travail du sol et à l'amendement organique, 3 réponses seulement sont hautement significatives LIP, ARYLN et PAL pour le travail du sol (Kremer and Li 2003) et GLU, URE et PAC pour l'amendement organique (Melero et al. 2007; Yang et al. 2008)

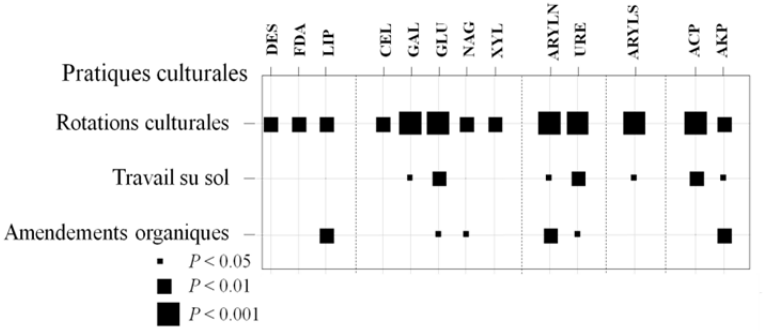


Figure1. Significativité des réponses des activités enzymatiques aux pratiques agricoles (P-values du test de Kruskal-Wallis)

Conclusion

L'étude de treize enzymes largement utilisées dans la littérature, mais rarement évaluées au cours de la même campagne avait pour but de tester la capacité des enzymes à nous renseigner sur la qualité du sol liée à trois pratiques agricoles courantes (labour, rotation des cultures et l'amendement organique). Il apparait clairement que le choix des activités enzymatiques doit être raisonné en fonction de la question agronomique posée.

Remerciements : Ces travaux ont été financés par l'Adème dans le cadre du programme Bioindicateur et par la région Haute Normandie.

Bibliographie

Acosta-Martinez V, Tabatabai MA. 2000 Biol Fertil Soils; 31, 85–91.
Adam G, Duncan H. Soil Biol Biochem 2001; 33, 943–51.
Bastida, F., Zsolnay, A., Hernandez, T., Garcia, C., 2008. Geoderma. Vol 147, 159-171.
Gianfreda L, Bollag JM. 1996 Soil Biochemistry, 9, 123-94.
Kremer, R.J., Li, J., 2003. Soil Till. Res. 72, 193–202.
Madejon, E., Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrin, F., 2007 Soil Till. Res. 94, 346–352
Melero, S., Madejon, E., Herencia, J.F., Ruiz, J.C., 2008a. soil. Agron. J. 100, 136–144.
Tabatabai MA, Bremner JM. Soil 1970 Sci Soc Am Proc, 34, 427–9.
Yang,L., Li, T., Li, F., Lemcoff, J.H., Cohen, S., 2008. Scientia Horticulturae 116, 21.

SESSION 2

DES NOUVELLES PRATIQUES AGRONOMIQUES ET FORESTIÈRES AUX CHANGEMENTS D'USAGE DES SOLS

AFFICHES

Adsorption et minéralisation du S-métolachlore (herbicide) en techniques de conservation des sols

ALLETTO Lionel[1], BENOÎT Pierre[2], BOLOGNESI Benoît[1], BERGHEAUD Valérie[2], DUMENY Valérie[2], LONGUEVAL Christian[3] et BARRIUSO Enrique[2]

[1] : Université de Toulouse – INPT-École d'ingénieurs de Purpan, UMR 1248 AGIR, 75, voie du TOEC BP 57611, 31076 Toulouse, France, lionel.alletto@purpan.fr
[2] : INRA, Institut National de la Recherche Agronomique, UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, France, pierre.benoit@grignon.inra.fr
[3] : Chambre régionale d'agriculture de Midi-Pyrénées, BP 22107, 31321 Castanet-Tolosan, France, christian.longueval@mp.chambagri.fr

Introduction

Les techniques de conservation des sols sont encouragées pour accroître la durabilité des systèmes de culture et réduire les impacts environnementaux négatifs des activités agricoles. Par l'accumulation de résidus de culture en surface du sol, ces techniques conduisent à une redistribution des matières organiques dans les sols avec une concentration plus élevée à la surface (Shelton *et al.*, 1998). Ces changements dans la localisation des matières organiques ont des effets importants sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols lesquelles conditionnement fortement le comportement des pesticides (Alletto *et al.*, 2010). Une meilleure caractérisation des effets des techniques de conservation sur le devenir des pesticides est nécessaire afin de mieux cerner leurs impacts environnementaux.

Le S-métolachlore (SMOC) est un herbicide sélectif de la famille des chloroacétamides utilisé en pré et post-levée pour le contrôle des adventices dans diverses cultures telles que le maïs, le sorgho, le tournesol, le soja. Avec une demi-vie de dégradation d'environ 26 jours (Kollman et Segawa, 2000), il est considéré comme modérément persistant dans les sols. Sa rétention sur la fraction solide du sol est faible (coefficient d'adsorption, Kd ≈ 2,8 L kg^{-1}) (Weber *et al.*, 2004) et sa solubilité dans l'eau est élevée (530 mg L^{-1}) (Kidd et James, 1991). Compte-tenu de ces propriétés, le SMOC présente un fort potentiel de contamination des eaux superficielles et souterraines et est fréquemment détecté dans les échantillons d'eau collectés dans les réseaux de suivis environnementaux (Ritter, 1990 ; Laabs *et al.*, 2000 ; IFEN, 2007).

Les objectifs de cette étude sont d'évaluer la rétention et la minéralisation du SMOC dans des échantillons de sol prélevés à 0-5 cm et 5-10 cm de profondeur sur 53 parcelles agricoles cultivées en techniques de conservation.

Matériels et méthodes

Les échantillons de sol pour cette étude en laboratoire ont été collectés dans les lits de semence (à 0-5 et 5-10 cm de profondeur) de 51 parcelles conduites en techniques de conservation avec soit un travail profond (DT) (> 10 cm), un travail superficiel (RT) (≤ 10cm) ou du semis direct (NT). Ces échantillons étaient répartis dans trois classes de texture : limono-argileux, sablo-limono-argileux et argilo-limoneux. La rétention du SMOC (Kd) a été mesurée en batch pour chaque échantillon. Pour le suivi de la minéralisation, les incubations ont été réalisées à pF 2,5 (capacité au champ) et 25°C dans l'obscurité durant 113 jours.

Résultats et discussion

Les valeurs des coefficients d'adsorption (Kd) varient de 0,8 à 8,7 L kg^{-1} avec une moyenne arithmétique de 3,0 L kg^{-1} et un coefficient de variation de 44 %. La rétention est corrélée positivement à la teneur en carbone organique (Corg) (ρ = 0,74, P<0,0001). Les valeurs les plus élevées ont été obtenues dans la partie supérieure (0-5 cm) des lits de semence (moyenne de 3,6 L kg^{-1}) par rapport à la couche entre 5-10 cm de profondeur (moyenne de 2,6 L kg^{-1}). De plus, une analyse de la variance de la rétention dans les

échantillons prélevés à 0-5 cm de profondeur met en évidence une différence significative entre les parcelles ayant été semées avec un couvert végétal en interculture (valeurs les plus élevées) et celles maintenues en sol nu (valeurs les plus faibles) (P<0.05), et ce malgré aucune différence dans les teneurs en carbone entre ces deux types de gestion de l'interculture.

Table 1. Coefficients de corrélation de Pearson entre des propriétés du sol choisies, les coefficients d'adsorption (Kd, Koc) et la minéralisation cumulée du SMOC après 113 jours.

Variables	pH	Corg	BM†	N	C/N	CEC	Sable	Limon	Argile	K_d	K_{OC}	$^{14}CO_2$ après 113j
Corg	**-0,26**											
MB	**0,43**	**0,34**										
N	NS‡	**0,34**	**0,33**									
C/N	NS	NS	NS	NS								
CEC	**0,56**	NS	NS	**0,36**	**0,36**							
Sable	NS	NS	NS	**-0,32**	NS	**-0,29**						
Limon	**-0,55**	NS	**-0,24**	NS	**-0,29**	**-0,70**	**-0,41**					
Argile	**0,48**	NS	**0,30**	**0,41**	**0,25**	**0,93**	**-0,46**	**-0,62**				
K_d	**-0,42**	**0,74**	NS	**0,38**	NS	NS	NS	NS	NS			
K_{OC}	**-0,39**	NS	NS	**0,21**	NS	NS	NS	**0,20**	-0,14	**0,76**		
$^{14}CO_2$ après 113j	**0,58**	**-0,34**	**0,32**	NS	NS	**0,23**	NS	NS	**0,23**	**-0,49**	**-0,43**	
BM/Kd	**0,67**	**-0,24**	**0,66**	NS	NS	**0,25**	NS	**-0,33**	**0,24**	**-0,55**	**-0,66**	**0,66**

† Biomasse microbienne totale
‡ Non significatif (P = 0,01)

La minéralisation cumulée du SMOC après 113 jours est fortement variable entre les échantillons et varie de 0,8 à 28,3 % de la dose appliquée. Elle est positivement corrélée au pH du sol (ρ = 0,58, P<0,0001) et avec la biomasse microbienne totale (ρ = 0,32, P<0,01). La minéralisation est négativement corrélée avec la teneur en carbone organique (ρ = -0,34, P<0,01) et le coefficient d'adsorption (ρ = -0,49, P<0,001), ce qui illustre la compétition entre les phénomènes de rétention et de dégradation. Afin de prendre en compte cette biodisponibilité plus faible lorsque la rétention est élevée, la biomasse microbienne totale de chaque échantillon a été divisée par le coefficient d'adsorption mesuré. Le calcul de ce ratio améliore assez nettement le niveau de corrélation avec la minéralisation de l'herbicide (ρ = 0,66, P<0,00001), comparativement à la seule prise en compte de la biomasse microbienne de l'échantillon.

Références

Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddadj, D., Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soil. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 367-400

Institut Français de l'Environnement. 2007. Les pesticides dans les eaux - données 2005. (Les Dossiers de l'IFEN n°9).Institut Français de l'Environnement, Paris, France.

Kidd, H., James, D. R., 1991. Eds. The Agrochemicals Handbook, Third Edition. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 10-2

Kollman, W., Segawa, R., 2000. Pest Chemistry Database. Environmental Hazards Assessment Program. California Department of Pesticide Regulation. Sacramento, CA

Laabs, V., Amelung, W., Pinto, A.A., Altstaedt, A., Zech, W., 2000. Leaching and degradation of corn and soybean pesticides in an Oxisol of the Brazilian Cerrados. Chemosphere 41, 1441-1449

Ritter, W.F., 1990. Pesticide contamination of groundwater – a review. J. Environ. Sci. Health B. 25, 1-29

Shelton, D.R., Sadeghi, A.M., Isensee, A.R., 1998. Effect of tillage on atrazine bioavailability. Soil Sci. 163, 891-896

Weber, J.B., Wilkerson, G.G., Reinhardt, C.F., 2004. Calculating pesticide sorption coefficients (Kd) using selected soil proerties. Chemosphere 55, 157-166

Remerciements : *Les auteurs remercient Syngenta Agro pour la fourniture de l'herbicide radiomarqué. Ce projet a été financé dans le cadre du programme CASDAR 8102 coordonné par la Chambre régionale d'agriculture de Midi-Pyrénées.*

Adsorption du citrate et disponibilité du phosphate dans les sols : modélisation mécaniste

DUPUTEL Marek[1,2], DEVAU Nicolas[3], BROSSARD Michel[4], HINSINGER Philippe[1], JAILLARD Benoît[1] et GÉRARD Frédéric[1]

[1] UMR Eco&Sols, INRA, 1 place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France, duputel@supagro.inra.fr
[2] SupAgro, UMR Eco&Sols, 1 place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France
[2] Division Eau, service Qualité, BRGM, 3 avenue Claude Guillemin, 45100 Orléans, France
[3] UMR Eco&Sols, IRD, 1 place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France

Contexte et objectifs

Le coût environnemental induit par l'usage d'intrants impose le développement de nouveaux systèmes agricoles. Une voie de recherche repose sur le concept d'intensification écologique des agro-écosystèmes (Cassman, 1999 ; Lynch, 2007 ; Hinsinger *et al.*, 2011). Elle nécessite la détermination des processus biogéochimiques modifiant la disponibilité d'éléments nutritifs tels que le phosphate (P), qui est limitant dans de nombreux sols. Certaines plantes exsudent des carboxylates qui entrent en compétition avec le P pour l'adsorption sur les phases minérales. Il est généralement admis que ces exsudats peuvent augmenter la disponibilité en P dans les sols. Cependant l'effet inverse a parfois été mesuré (Oburger *et al*., 2011). La détermination des caractéristiques des sols, influençant l'effet des exsudats sur la disponibilité en P, est un aspect clef de l'optimisation des cultures. Le développement de nouvelles pratiques culturales nécessite l'étude de la variabilité des mécanismes induit par les exsudats racinaires selon les sols. Cela afin d'adapter au mieux les cultures aux divers types de terre arables existantes. La modélisation mécaniste constitue un outil pertinent permettant une meilleure compréhension de ces mécanismes (Geelhoed *et al*., 1998 ; Devau *et al*., 2011). L'objectif est d'utiliser cette approche afin d'étudier et de quantifier les effets de l'adsorption du citrate sur la disponibilité du P dans 4 sols et dans diverses conditions physico-chimiques.

Méthode

Trois modèles d'adsorption ont permis de simuler les réactions d'adsorption des anions et des cations sur les minéraux et la matière organique du sol. Il s'agit des modèles 1-pK Triple Plans (Hiemstra and van Riemsdijk, 1996), simple ion-exchange (Mc Bride, 1989) et Nica-Donnan (Kinninburgh *et al*., 1999). Nous avons adopté une approche additive, qui permet d'estimer les propriétés d'adsorption du sol comme la somme des propriétés d'adsorption de ses constituants. L'effet de l'adsorption du citrate sur la disponibilité du P a été étudié sur quatre sols non carbonatés : un Luvisol, un Chromic Cambisol et deux Ferralsols ; l'un kaolinitique et l'autre goethitique. Les concentrations en citrate utilisées, 10 et 100 $\mu mol.kg^{-1}$, sont représentatives de celles mesurées dans les sols (e.g. Guppy *et al*., 2005). Les calculs ont été effectués sur une large gamme de pH, de 5 à 8.

Résultats

A concentration élevée en citrate (100 $\mu mol.kg^{-1}$), l'augmentation la plus importante de P disponible est observée à pH alcalin dans le Luvisol (50%). Par opposition les Ferralsols présentent une forte augmentation de la disponibilité de P sous l'effet du citrate à pH acide (100 et 25%).

A faible concentration de citrate (10 µmol.kg^{-1}), la concentration en P disponible à pH acide augmente dans une moindre mesure dans les Ferralsols (50 et 5%) et diminue dans le Luvisol (-25%) et le Chromic Cambisol (-50%).

L'addition de citrate dans un sol peut donc engendrer deux mécanismes. Le premier induit une augmentation du P disponible du fait d'une compétition entre les deux anions pour l'adsorption sur les phases minérales, goethite et illite notamment. Le second induit une diminution du P disponible du fait d'interactions électrostatiques successives entre anions et cations à la surface de l'illite et de la montmorillonite. Cet effet s'avère être fonction de la concentration en calcium et en citrate dans les sols.

Conclusion

Le développement de systèmes de cultures durables nécessite l'étude des processus déterminant la disponibilité des éléments nutritifs dans les sols. L'objectif étant d'adapter les types de cultures aux sols dans lesquels elles mobilisent au mieux les ressources minérales et non les diminuent. Nous démontrons que la présence de citrate peut augmenter ou diminuer la disponibilité du P dans les sols. L'effet est fonction de la concentration en citrate et calcium, du pH et de la minéralogie des sols. La simulation et la prédiction des effets du citrate sur la disponibilité du P nécessitent la prise en compte des interactions avec les argiles et avec les oxydes de fer. Il est nécessaire de tenir compte de cette variabilité d'efficience du citrate selon les sols sur le P disponible afin d'adapter les types de cultures à utiliser selon les sols et optimiser ainsi le rendement des cultures.

Références

Cassman, K.G. (1999). Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. Proc. Natl Acad. Sci. USA 96, 5952-5959.

Devau, N., Hinsinger, P., Le Cadre, E., Colomb, B., Gérard, F., (2011a) Fertilization and pH effects on processes and mechanismes controlling dissolved inorganic phosphorus in soils. Geochim. Cosmochim. Acta. 75, 2980-2996.

Geelhoed, J.S., Hiemstra, T., Van Riemdijk, W.H., (1998). Competitive Interaction between phosphate and citrate on goethite. Environ. Sci. Technol. 32, 2119-2123.

Guppy, C.N., Menzies, N.W., Moody, P.W., Blamey, F.P.C., 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. Aus. J. Soil Res. 43, 189-202.

Hiemstra, T., Van Riemsdijk, W.H., (1996). A surface structural approach to ion adsorption: the charge distribution (CD) model. J. Colloid. Interf. Sci. 179, 488-508.

Hinsinger, P., Betencourt, E., Bernard, L., Brauman, A., Plassard, C., Shen, J., Tang, X., Zhang, F. (2011). P for two, sharing a scarce resource – Soil phosphorus acquisition in the rhizosphere of intercropped species. Plant Physiol. 156, 1078-1086.

Kinniburgh, D.G., Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L.K., Borkovec, M., Benedetti, M.F., Avena, M.J., (1999). Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. Colloid Surface A. 151, 147-166.

Lynch, J.P., (2007) Roots of the Second Green Revolution. Aust. J. Bot. 55, 493–512.

Mcbride, M.B., (1989). Surface chemistry of soil. In minerals in soil environments (eds. J.B Dixon and S.B Weed). Soil Science Society of America Book Series, Madison. pp. 35-84.

Oburger, E., Jones, D.L., Wenzel, W.W., (2011). Phosphorus saturation and pH differentially regulate the efficiency of organic acid anion-mediated P solubilization mechanisms in soil. Plant Soil. 341, 363-382.

Relation entre structure des communautés microbiennes et minéralisation de la matière organique

LERCH Thomas[1,2*], COUCHENEY Elsa[2,3] et HERRMANN Anke[2]

[1] : UPEC, UMR BioEMCo, équipe IBIOS, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France, thomas.lerch@u-pec.fr
[2] : SLU, Department of Chemistry, P.O.Box 7082, SE-750 07 Uppsala, Sweden
[3] : INRA, Unité Agro-Impact, Rue Fernand Christ, 02007 Laon, France

Contexte et objectif

La compréhension des cycles du carbone et de l'azote dans les sols représente un enjeu majeur pour le maintien d'une agriculture productive mais néanmoins durable. Ces processus biogeochimiques sont en grande partie régulés par les communautés microbiennes dans les sols. Une meilleure prise en compte de cette composante biologique dans les modèles de décomposition de la matière organique des sols est donc un objectif indispensable à atteindre si l'on veut mieux prédire les évolutions liées aux perturbations climatiques ou aux changements de pratiques culturales. L'utilisation de fertilisants chimiques ou d'amendements organiques modifie non seulement la qualité de la matière organique, mais également la composition des microorganismes du sol. Les conséquences de ces modifications sur les flux de carbone et d'azote sont encore difficiles à mesurer. Cette étude a pour but 1) de caractériser le lien entre la structure des commuanutés microbiennes et la minéralisation de la matière organique, et 2) de savoir si la qualité de la matière organique apportée au sol détermine ce lien. Pour cela, nous avons utilisé des échantillons de sol prélevés dans une parcelle sur laquelle est menée depuis plus de 50 ans une expérience visant à étudier les effets de différents fertilisants chimiques ou amendements organiques sur le fonctionnement du sol.

Matériels et Méthode:

Les échantillons de sols proviennent du site expérimental d'Ultuna (Uppsala, Suède), mis en place en 1956. Le sol a été en usage agricole depuis au moins 300 ans. C'est un luvisol avec 37% d'argile, 41% de limon et 22% de sable. Les différents types de fertilisation (correspondant à 8 T/ha tous les 2 ans) sont menés dans des placettes de 2m x 2m. Le tableau 1 présente les taux de C et N correspondant à chaque traitement. Chaque type de sol a été échantillonné en 4 réplicats et tamisé à 2mm. Des incubations ont été menées en conditions contrôlées pour mesurer le taux de minéralisation du carbone (dégagement de CO_2) et de l'azote par la méthode de dilution isotopique après ajout de ^{15}N (Herrmann et Witter, 2008). La structure des communautés microbiennes a été mesurée en utilisant la technique des PLFA (Phospholipid Fatty Acid) selon Frostegard *et al*. (1993). De plus, des mesures portant sur la diversité catabolique des sols ont été menées en utilisant le dispositif Microresp™ (Campbell *et al*. 2003).

Tableau 1 : Taux de C et N des sols d'Ultuna selon les différents traitements

Type d'amendement	C (mg/g)	N (mg/g)	C/N
Déchets verts	16,6	1,7	9,7
Fumier	23,0	2,3	10,1
Boue de station	28,2	3,0	9,3
Paille	16,4	1,6	10,5
Paille + $Ca(NO_3)_2$	20,1	1,9	10,7
Sciure	20,9	1,5	14,1
Sciure + $Ca(NO_3)_2$	22,8	1,8	13,0
Tourbe	37,0	2,0	18,3
Tourbe + $Ca(NO_3)_2$	39,3	2,2	17,6

Résultat et Discussion

Les résultats de cette étude ont permis de montrer que la minéralisation du N était proportionnelle aux teneurs en N des sols. Par ailleurs l'immobilisation du N dans la biomasse microbienne est corrélée à la minéralisation du C. Ces relations ne sont pas aussi bonnes pour prédire la dynamique de l'azote pour les traitements tels que la tourbe ou les boues de stations d'épuration, en raison de la qualité différente de la matière organique apportée. Nous avons pu montrer que ces types d'amendements conduisaient également à des changements importants sur le plan microbien : la structure des communautés étudiées via les PLFA ainsi que les profils cataboliques étaient très différents des autres sols. Ces résultats permettent de mettre en évidence que la qualité des amendements organiques influence la relation entre la composition des communautés microbiennes et la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol.

Références

Campbell, C. D., Chapman, S. J., Cameron, C. M., Davidson, M. S., and Potts, J. M. (2003) A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil, *Appl. Environ. Microbiol. 69*, 3593-3599.

Frostegard A, Tunlid A & Baath E (1993) Phospholipids fatty-acid composition, biomass, and activity of microbial communities from 2 soil types experimentally exposed to different heavy-metals. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 3605-3617

Herrmann et Witter (2008) Sources of C and N contributing to the flush in mineralization upon freeze–thaw cycles in soils. *European Journal of Soil Science* 59, 653-664.

Microbial bioindicators of soil functioning after disturbance: the case of gold mining in tropical rainforests of French Guiana

ROGGY Jean-Christophe[1], SCHIMANN Heidy[2], PETIT-JEAN Caroline[3], GUITET Stéphane[4], MOLTO Quentin[5], REIS Tatiane[6] et DOMENACH Anne-Marie[7]

[1] : INRA- UMR Ecologie des Forêts de Guyane (Ecofog), campus agronomique de Kourou, BP 709, 97387 Kourou cedex – France, Jean-christophe.roggy@ecofog.gf
[2] : INRA- UMR Ecologie des Forêts de Guyane (Ecofog), campus agronomique de Kourou, BP 709, 97387 Kourou cedex – France
[3] : CNRS- - UMR Ecologie des Forêts de Guyane (Ecofog), campus agronomique de Kourou, BP 709, 97387 Kourou cedex – France
[4] : ONF- Office National des Forêts. Réserve de Montabo - BP 7002 97307 Cayenne Cedex
[5,6] : Université des Antilles et de la Guyane (UAG) – Ecofog, campus agronomique, BP 16, 97389 Kourou cedex – France
[7] : SOLICAZ – campus agronomique de Kourou, BP 76, 97389 Kourou cedex - France

In the context of an ongoing monitoring study on the impacts of gold-mining activities on critical ecosystem processes, we explored the use of soil denitrifying enzyme activity (DEA) and substrate induced respiration (SIR) as ecosystem indicators in tropical rainforests of French Guiana. We also propose DEA/SIR ratio as ecosystem attribute able to describe the state of an ecosystem and to reflect changes in ecological processes. With this purpose, we measured SIR, DEA and DEA/SIR ratio in five gold-mining areas and five surrounding natural reference rainforests. We also measured indicators in two conditions of spontaneous regeneration of vegetation (stratified or not) and two conditions of soil rehabilitation (prior preparation of soils or not). We showed a high variability of DEA, SIR and DEA/SIR ratio in the natural reference forests. This pointed out the necessity to identify relevant reference systems - *i.e.* proving a close match in all relevant ecological dimensions - to compare with closed perturbed systems in order to assess the levels of alterations after disturbances. Results showed a high impact of gold mine on microbial processes with a strong decrease of DEA (10-fold lower), SIR (2-fold lower) and DEA/SIR ratio (8-fold lower) in perturbed areas in comparison with natural reference forests. The type of spontaneous vegetation (stratified or not) influenced the values of indicators as well as prior rehabilitation of soils, demonstrating the capacity of DEA, SIR and DEA/SIR ratio to respond in proportion to the perturbation (robustness) and to the different levels of restoration (sensitivity). The systematic decrease of the ratio DEA/SIR observed in the studied perturbed situations demonstrates clearly that the structure of microbial communities has been also modified. The ratio DEA/SIR proved to be robust and sensitive, and able to describe in fairly fine way changes of soil microbial communities in terms of structure and function in gold mine areas and during processes of restoration. We propose to use DEA, SIR and DEA/SIR ratio as bioindicators of both structural and functional aspects of C and N cycling in soils. Together with others bioindicators based on key supporting functions in soils, these indicators should accurately evaluate the ecological potential of natural ecosystems and the levels of degradation in case of land-use changes.

Impact des pratiques phytosanitaires sur les communautés de macro-arthropodes des sols en vergers de pommiers

HEDDE Mickaël[1], MAZZIA Christophe[2], RICHERT Maïté[1,3], THÉNARD Jodie[1] et CAPOWIEZ Yvan[3]

[1] : UR251 PESSAC, INRA Versailles-Grignon, RD10, 78026 Versailles CEDEX, mickael.hedde@versailles.inra.fr
[2] : UMR 406 INRA/UAPV Ecologie des Invertébrés, Site Agroparc, 84914 Avignon Cedex 9
[3] : UR1115 PSH, INRA, Domaine Saint Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9

Introduction

La France possède la deuxième plus grande superficie agricole utilisée d'Europe dont 0,8% est dédié à la production de fruits. Toutefois, ce secteur absorbe 5% des dépenses en pesticides. Ainsi, la moyenne de l'indice de fréquence des traitements (IFT) pour les fruits est de 17,3 mais certaines cultures se distinguent (IFT moyen pomme = 32). La durabilité de l'utilisation intensive des pesticides est remise en cause. Lors du Grenelle de l'environnement, la France s'engage à réduire de moitié l'usage des pesticides, notamment au travers du plan Ecophyto 2018. Pour cela, des zones observatoires de ces pratiques sont nécessaires. Dans ce but, un réseau de parcelles de producteurs de pommes et de poires a été créé à proximité d'Avignon. Des études sont disponibles sur des groupes phares tels les lombriciens ou les oiseaux. Dans le cadre de ce travail, nous avons étudié l'impact des pratiques phytosanitaires en verger de pommier sur les communautés de macro-arthropodes, regroupant des espèces cibles et non cibles (auxiliaires ou non). L'objectif était d'améliorer les connaissances sur la réponse des macro-invertébrés des sols à l'utilisation de pesticides. Les hypothèses étaient que (i) les systèmes de cultures impactaient différemment les communautés d'invertébrés (ii) ces différences étaient plus marquées en fonction de la saison d'étude.

Matériel et Méthodes

Site L'ensemble des parcelles est situé dans le Sud-Est de la France, entre Avignon et Saint-Rémy de Provence. Les vergers sont localisés dans la basse vallée de la Durance, rassemblés sur une aire d'environ 30 km², éloignés au maximum de 10 km. Le climat est de type méditerranéen. Les parcelles utilisées ont été sélectionnées pour leurs homogénéités concernant les composants structuraux de la végétation environnante et interne. On retrouve par exemple systématiquement des haies brise-vent. Cette homogénéité permet de tester les variations observées au niveau de la communauté de macro-arthropodes associées aux pratiques phytosanitaires en minimisant les facteurs confondants. Nous avons travaillé dans 19 parcelles, principalement différenciées et regroupées par mode de protection phytosanitaire, en arboriculture conventionnelle (Conv, 5), agriculture biologique (AB, 5), en production fruitière intégrée (PFI, 5) et abandonnées depuis au moins 10 ans (Aband, 4).

Echantillonnage Les invertébrés actifs à la surface du sol ont été collectés par piège Barber. Six pièges ont été placés dans chacun des vergers, à raison de deux pièges par inter-rang (espacés de plus de 10 m) sur 3 rangs non contigus. Les pièges ont été posés en octobre 2009, avril et juillet 2010. Ainsi 342 pots-pièges ont été collectés. Les animaux récoltés ont été identifiés le plus précisément possible. Les carabidés ont notamment été identifiés à la résolution spécifique.

Analyses statistiques Des ANOVA suivis de test de moyenne ont été réalisés sur les abondances des taxons identifiés dans les pièges afin de tester les effets 'système de

culture' et 'saison'. Une Analyse de Coinertie Multiple a été effectuée pour identifier la costructure des tableaux des 3 saisons.

Résultats et discussion

Les dynamiques intra-annuelles des communautés de macro-arthropodes dans les vergers abandonnés et en AB étaient similaires, présentant un pic d'activité et de diversité taxonomique au printemps. En verger PFI, ces valeurs ne variaient pas en fonction des saisons. Enfin en vergers conventionnels, les valeurs décroissaient dans l'ordre automne > printemps > été. Ces résultats soulignent l'effet négatif de la pression phytosanitaire sur les communautés de macro-arthropodes actifs à la surface des sols.

Des différences en terme de réponse des différents groupes taxonomiques ont été enregistrées. Toutefois, ces différences étaient très peu marquées en automne. Il semblerait donc qu'il y ait une résilience des communautés en octobre, les dernières applications de pesticides synthétiques étant réalisées en août.

Les groupes d'arthropodes avaient des sensibilités différentes à la gestion phytosanitaire. Les activités des cloportes, des araignées ou encore des homoptères étaient négativement influencées par l'augmentation de l'utilisation de pesticides synthétiques alors que le nombre de carabidae piégés était maximal en vergers conventionnels.

Parmi les carabidae, 50 espèces ont été contactées. Une grande partie correspond à des singletons ou des doubletons et seules quelques ont été piégées dans un grand nombre de vergers. L'espèce *Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792) dominait les assemblages (~45%) et fut collectée principalement dans les vergers conventionnels et en PFI.

Conclusion

L'analyse des traits fonctionnels permettrait d'identifier les caractéristiques expliquant les patrons de résistance de ces macro-invertébrés. Les premières analyses concernant les traits fonctionnels des macro-invertébrés tendraient à démontrer l'importance de la présence d'une exocuticule sclérifiée pour expliquer la sensibilité de ces taxons.

Un des services écosystémiques des associations culturales : l'économie en eau en zone arido-sahélienne

KOUAKOU, Patrice[1] et VALET Serge[2]

[1] INP-HB Yamoussoukro (Côte d'Ivoire) ;[2]Dr. es Sciences, Consultant, PASSERELLES, 9, rue du Bât d'argent, 69001 Lyon, valet.serge2@wanadoo.fr

En milieu soudano-sahélien, l'alimentation hydrique est le problème principal de la croissance végétale. Avec le changement climatique le déficit hydrique s'est considérablement accru. Des essais agronomiques ont été implantés dans deux régions climatiquement contrastées du Sénégal comparant les cultures de mil (*Millet*) et de niébé (*cowpea*) en monoculture et en association en interligne. Ces essais ont été conduits pendant plusieurs années particulièrement déficitaires en pluie sur les stations de Louga et Bambey. La pluviosité à Bambey a été de 316mm et à Louga elle a varié de 135 à 345mm. Différentes variétés assemblées selon des densités variées ont été testées.

Les essais font apparaître :

1) Rendements : Par rapport aux monocultures, les rendements en association, selon la densité, l'année et les variétés, varient de -0.10 à +36% pour le grain et de -11 +84% pour la paille avec le même niveau de fertilisation pour les deux conditions pédoclimatiques (Fig. 1).

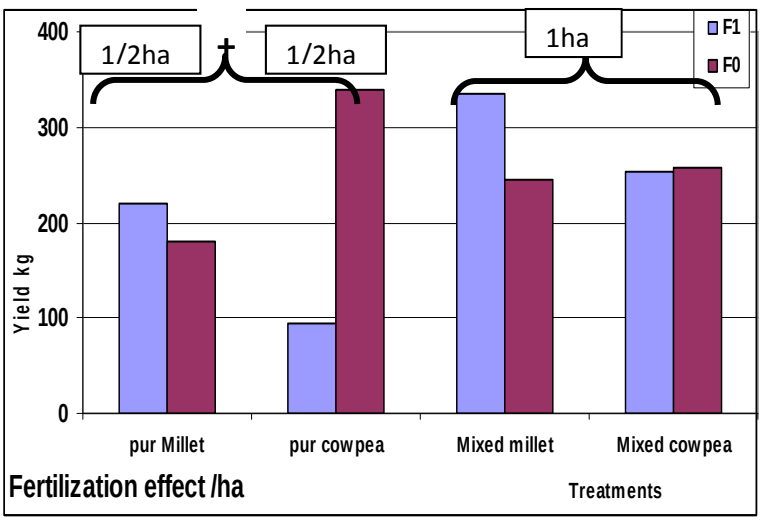
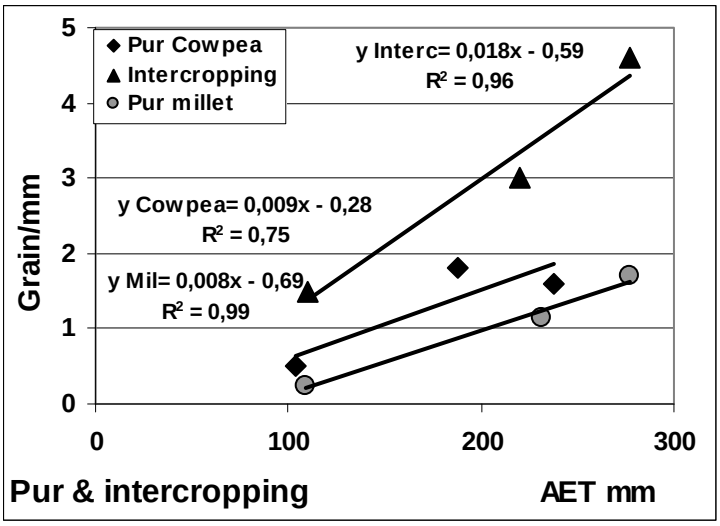


Figure 1– Effet de la fertilisation sur le rendement du maïs et du niébé en mono-culture et en association.

(Fertilization effect on pur 1culture vs millet-cowpea intercropping)

2) Bilan hydrique : Les consommations en eau pour les monocultures simulées sont significativement égales à celles mesurées *in situ* une année (Dancette 1983 & Dancette et Piton, 1984). Les ETR ont donc été simulées pour les autres années. A Bambey l'ETR du mil est de 277mm et celle du niébé de 238mm. Pour l'association l'ETR est de 277mm. A Louga l'ETR varie de 109 à 273mm en mil pur et de 110 à 205mm en niébé pur pour une consommation de 109 à 273mm en cultures associées (Fig. 2). Pratiquement toute l'eau de pluie a été utilisée ; à Bambey 38mm ont été perdus et à Louga pour la plus forte pluviosité c'est 72mm qui n'ont pu être consommés. Cette perte peut être imputée à un léger ruissellement, à l'évaporation due à sa répartition, voir à un drainage sous racinaire…

Figure 2- Consommation en eau et rendement du maïs et du niébé en mono-culture et en association.



3) Efficience hydrique : L'efficience hydrique de l'association culturale mil-niébé, qui est constamment plus élevée, du double des monocultures, croît avec l'augmentation de leur satisfaction en eau.

Ces résultats réalisés en période de stress en eau, devraient être vérifiés en période de bonne pluviosité. Ils démontrent déjà des comportements intéressants :
1) l'économie en terre de 14 à 36% (Grain mil+niébé) et de 21 à 84% (Paille+fane).
2) l'économie en eau puisque cette production supérieure a été obtenue avec la même quantité d'eau que les monocultures.
3) une réelle efficacité face à l'augmentation du stress hydrique due au changement climatique.

Cela démontre que les associations culturales traditionnelles présentent un réel avantage sur les monocultures et surtout en période de stress hydrique. Leur emploi devrait être généralisé et même étendu à d'autres régions. Cette voie de plus montre qu'elle remplacerait avantageusement l'irrigation qui s'avère très coûteuse au Sahel et rentable que sur de très rares cultures.

Mots Clés : Cultures associées, mil, niébé, LER, ETR, efficience hydrique, climat aride et sahélien.

Un des services écosystémiques des associations culturales : l'économie en fertilisation minérale en climat tropical

VALET Serge[1] et KOUAKOU Patrice[2]

[1] Dr. es Sciences, Consultant, PASSERELLES, 9, rue du Bât d'argent, 69001 Lyon, valet.serge2@wanadoo.fr
[2] INP-HB Yamoussoukro (Côte d'Ivoire), kouakoukp@gmail.com

Résumé

Les associations culturales traditionnelles sont pratiquées sur tous les continents, sous des climats variés et sur des écosystèmes très contrastés. Elles sont encore pratiquées par des millions de paysans et elles fournissent une part non négligeable de la production vivrière mondiale. L'échec de l'intensification de la monoculture vivrière est reconnue et expliquée en partie par des agronomes : « *Les agronomes ont été formés pour éradiquer les écosystèmes pour créer un système artificiel, simplifié et forcé par l'introduction d'une grande quantité d'engrais et de pesticides»* (Griffon, 2006). Aussi certains agronomes désormais envisagent-ils récemment d'avoir recours à ces pratiques traditionnelles écologiques et innovantes. Dans les massifs montagneux de l'Ouest Cameroun, les cultures associées sont toujours couramment utilisées. Des essais de réponse à la fertilisation minérale (NP) ont été implantés sur trois paysages agro-géologiques et en conditions pédoclimatiques contrastées sur trois ans. Les doses appliquées varient de 0 à 200 unités/ha pour le N (Sulfate d'ammonium) et de 0 à 400 unités/ha pour le P (Phosphate bi-calcique). Une dose non limitante de 80 unités/ha de K (Chlorure de potassium) a été apporté sur tous les traitements. Des associations, les trois dominantes maïs, macabo et taro ont seules été retenues.

L'objectif de cette étude est de vérifier l'effet d'un possible service éco-systémique favorisant l'économie en intrants. Les résultats des essais montrent :

1) Les accroissements des rendements en association par rapport aux monocultures passent de 0% à 200% selon la fertilité actuelle des sols (Fig. 1).
2)

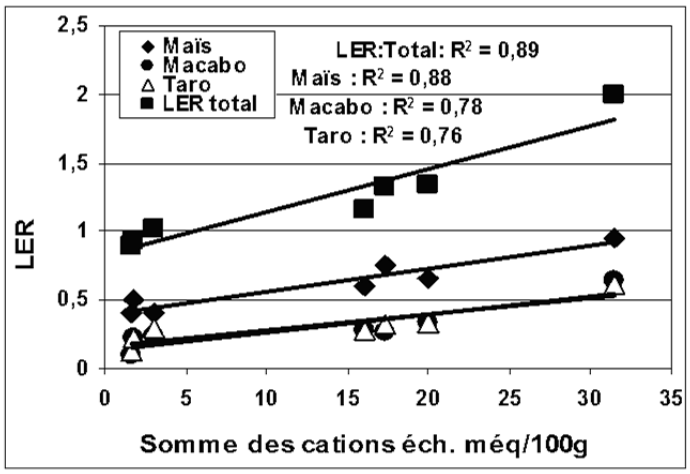


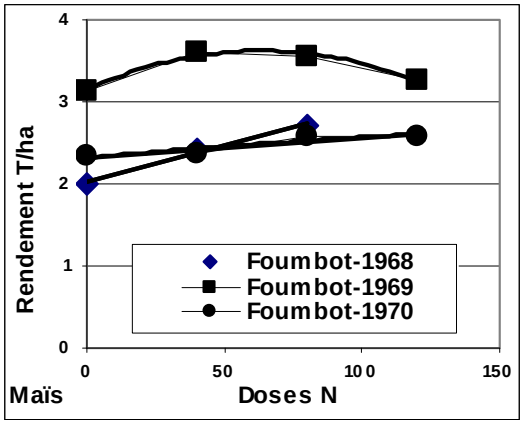
Figure 1- Relation entre le LER total, le LER du maïs, du macabo et du taro et la fertilité actuelle des sols (somme des cations échangeables en m.éq/100g) dans l'Ouest-Cameroun (1968-1972). (Valet, 1968).
(P et K non limitant).

LER *(Land Equivalent Ratio) : rendement de la 1 ère culture en association/rendement de la monoculture + rendement de la 2ème culture en association/rendement de la monoculture + etc.*

3) la réponse dominante des cultures aux trois nutriments est quadratique en mono et en association.

4) Pour le maïs les doses maxima moyennes sont en monoculture de 125 unités/ha pour le N, 188 unités/ha pour le P (17 essais) & en association tri-spécifique 78 unités/ha pour le N et 89 unités/ha pour le P (10 essais)(Fig. 2ab).
5) En association les doses maxima sont pour le macabo de 80 unités/ha de N et 39 unités/ha de P et le taro de 62 unités/ha de N et 44 unités/ha de P.

La littérature donne pour les tubercules comme doses 112 unités/ha de N et 50 unités/ha de P.



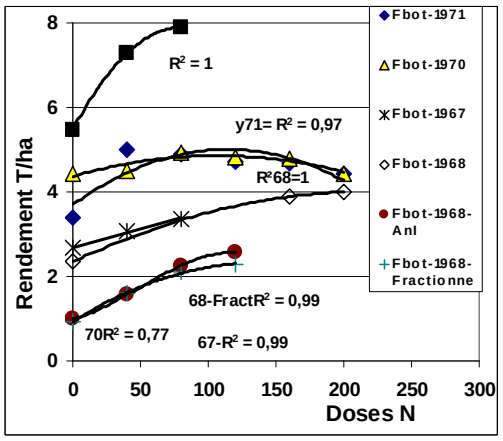


Figure 2a- Maïs associé à taro + Macabo | 2b- Monoculture de maïs.

Ainsi, l'association tout en produisant plus consomme moins d'intrants. Cette réduction de consommation est pour :

- le maïs de 38% de N et 53% de P,
- le macabo de 29% de N et de 22% de P
- Le taro de 45% de N et de 12% de P.

Ces doses sont à pondérer à la baisse car la densité d'occupation du sol des associations est de 49% supérieure à celle des monocultures.

Il reste à déterminer quels sont les mécanismes des services éco-systémiques qui permettent cette meilleure satisfaction nutritive des cultures cultivées en association. Il faudra également vérifier si au-delà de trois ans les rendements se maintiennent au même niveau. Des essais avec une fumure organique est à initier. Ces premiers résultats démontrent que les associations culturales traditionnelles recevant une fertilisation minérale présentent un réel avantage agronomique, économique et écologique sur les monocultures.

Mots Clés : Cultures associées et pures, maïs, taro, macabo, fertilisation minérale, climat tropical.

Dynamique de dégradation des résidus de culture dans le sol en fonction de la profondeur d'enfouissement et de la quantité enfouie. Impacts sur le développement des cultures en place

VANCUTSEM Françoise[1], PIERREUX Jérôme[2] et BODSON Bernard[1]

[1] : Unité de Phytotechnie des Régions Tempérées, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique, francoise.vancutsem@ulg.ac.be, b.bodson@ulg.ac.be
[2] : Unité de Phytotechnie des Régions Tempérées, Projet SOLRESIDUS, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgique, jpierreux@ulg.ac.be

Introduction

L'étude porte sur la dynamique de dégradation des résidus de culture dans le sol en fonction de deux facteurs croisés :

- Le positionnement des résidus de culture qui sont soit incorporés dans la couche superficielle dans le cas du travail simplifié soit mélangés et enfouis en profondeur dans le cas du labour ;
- Les quantités différentes de résidus enfouis, obtenues soit par l'exportation des pailles soit par leurs restitutions après hachage.

Cette thématique fait partie d'un projet intitulé « Impact de la gestion du travail du sol et des résidus de culture sur le bilan carbone et les émissions de CO_2 » (Projet SOLRESIDUS). Ce projet réunit sur un seul site d'essai des équipes de recherches du Centre wallon de recherches agronomiques et de l'Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech qui traitent de multiples aspects tels que les échanges de CO_2, le suivi de la croissance aérienne et racinaire de la culture ainsi que son développement et ses rendements (paille et grain), les compactions de sols, la macro-faune du sol, une approche de la génomique du sol, les mesures d'humidité du sol, la composition du sols et son pH, les teneurs en N,P,K et autres éléments solubles, l'énergie nécessaire au travail du sol, les efforts de traction du tracteur… L'objectif est, grâce à une mise en commun des données et une confrontation des résultats, de mettre en évidence l'ensemble des relations et interactions entre les nombreux facteurs étudiés.

Dispositif expérimental

L'essai est mené à Gembloux (Belgique) dans la région agricole de Hesbaye. Le sol a une prédominance limoneuse, à horizon B textural tacheté, avec un drainage naturel favorable. Le dispositif expérimental choisi est un carré latin comportant quatre objets : (1) labour et restitution des résidus, (2) labour et exportation des résidus, (3) non labour et restitution des résidus, (4) non labour et exportation des résidus.

Succession des cultures: L'expérimentation a débuté en 2008 par l'implantation d'une culture de colza avec ou sans labour mais dans les deux cas avec exportation des pailles du blé précédent. En novembre 2010 et en octobre 2011, du blé tendre a été implanté suivant les quatre modalités étudiées.

Description du travail du sol : Les deux modalités de travail du sol se différencient uniquement par la présence ou non du labour. La succession des opérations de travail du sol est la suivante : deux déchaumages lors de l'interculture, labour (dans les modalités

concernées), semis avec un chantier comprenant un outil avant de type poussiculteur et un combiné rotative-semoir.

Gestion des résidus de culture : Dans la modalité « restitution des résidus », seul le grain est exporté alors que les pailles sont hachées à la sortie de la moissonneuse. Dans la modalité «exportation des résidus» le grain et la paille sont enlevés. L'exportation des pailles est réalisée par pressage et enlèvement des ballots, laissant sur le champ les chaumes et les menues pailles. Pour le colza, l'entièreté des pailles et des siliques a été exportée.

Matériel et méthode

Prélèvements des échantillons de sol : Les échantillons de sol sont prélevés entre 0 et 30 cm de profondeur par couche successive de 10 cm. Ils sont stockés en chambre froide à 4°C afin de stopper la plus grande partie de l'activité biologique du sol. Ces prélèvements sont réalisés au moins quatre fois l'année et sont répartis sur la période de culture.

Extraction des résidus : Après la mise en solution et le trempage des prélèvements de sol pendant 48 heures dans de l'eau salée (1 kg de terre + 4 l d'eau + 200 gr de sel de cuisine), l'extraction des résidus se fait grâce à un courant d'eau qui entraîne l'échantillon mis en solution vers un filtre (Figure 1). Les résidus sont retenus par le filtre alors que la terre est entrainée sous forme d'eau boueuse au travers de ce filtre. Outre les résidus de cultures, des racines de la culture en place, des petits cailloux, des vers de terre et des petits agglomérats de terre se retrouvent sur le filtre. Les échantillons doivent donc être triés de façon manuelle et séchés avant d'être pesés (séchage en étuve à 40°C jusqu'à obtention d'un poids constant).

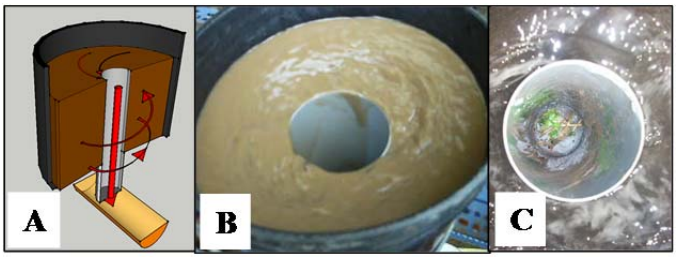


Figure 1 :
A : Schéma du système d'extraction ;
B : Extraction des résidus ;
C : Récupération des résidus sur le filtre

Développement de la culture, rendements grain et paille : le développement de la culture est suivi au travers de l'observation des stades de développement de la plante, de la quantification de l'évolution de la biomasse aérienne en poids, des rendements grain et paille.

Premiers résultats

Quelques tendances observées :

- La vitesse de dégradation des résidus est d'autant plus élevée que la quantité de résidus enfouie est importante.
- La profondeur d'enfouissement des résidus liée au labour semble avoir une influence moindre sur cette vitesse de dégradation.
- Les rendements, le travail du sol, les quantités de résidus restituées et leur localisation dans le sol interagissent entre eux. Les rendements cumulés paille et grain sont plus élevés en labour qu'en non-labour qu'il y ait ou non incorporation des résidus. Cependant, en labour, l'incorporation des résidus est bénéfique pour les rendements alors qu'elle ne l'est pas dans le cas du non-labour.

Ces tendances observées lors des deux premières années d'essai devront être vérifiées dans le temps. Elles devront aussi être confrontées aux résultats des autres équipes du projet.

SESSION 3

APPROCHES SOCIOLOGIQUE, JURIDIQUE ET ÉCONOMIQUE DU SOL

SESSION 3

APPROCHES SOCIOLOGIQUE, JURIDIQUE ET ÉCONOMIQUE DU SOL

COMMUNICATIONS ORALES

Le capital sol et son intérêt pour les politiques publiques

BALARABE Oumarou♠, LIFRAN Robert□ et OLIVIER Thimothée[μ]

♠ Doctorant, INRA UMR LAMETA 2 Place Viala F 34060 Montpellier cedex 01, lifran@supagro.inra.fr
□ DR INRA UMR LAMETA 2 Place Viala F 34060 Montpellier cedex 01
[μ] PhD, CERNA

Le « capital sol » est un concept économique, une grandeur qui sert à évaluer le flux de biens et services fournis par le sol considéré comme un écosystème. Il sert à guider les actions de gestion (exploitation, renouvellement, reconversion d'usage.. .) des acteurs privés et à élaborer des politiques publiques de conservation et d'allocation des usages.

Il est différent des composantes matérielles du sol (l'épaisseur de la couche arable, la texture et la structure, la teneur en matière organique etc.) tels que décrits par les sciences du sol.

Les services fournis par le sol se décomposent en services de support à la production agricole ou forestière (fourniture de N, P, K), en services de régulation (stockage du carbone, régulation des crus, fourniture d'eau purifiée…) et en services culturels (paysages, forêts sacrées par exemple).

La plupart de ces derniers services sont non marchands et ont le caractère de biens publics. Leur valeur est donc une valeur sociale, qui n'est pas spontanément prise en compte par les gestionnaires directs du sol (qui peuvent être des personnes physiques ou morales : agriculteurs, propriétaires forestiers privés, communes, agences gouvernementale …). Ces derniers peuvent même gérer le sol en fonction de leur seuls objectifs à court terme, et donc, soit créer des externalités négatives qui diminuent la valeur des autres services, soit épuiser les éléments du sol, ce qui s'oppose à une gestion durable, et diminue la valeur du capital sol.

Les valeurs attachées à l'écosystème « sol » différent donc selon les acteurs et les services pris en compte. Les marchés, notamment celui de la terre, lorsqu'ils existent, ne prennent en compte qu'une partie des valeurs, celles qui ont un intérêt direct pour les acteurs et gestionnaires privés. La valeur du capital sol ne peut donc être réduite à la valeur marchande de la terre. Pour apprécier la valeur sociale du capital sol, il faut intégrer également les valeurs non marchandes et pour cela utiliser la gamme des méthodes élaborées par les économistes.

La question de la « capitalisation », c'est à dire celle de la méthode de conversion des flux de biens et services produits par l'écosystème du sol sur une longue période, est cruciale, car pour évaluer les flux de biens et services, il faut utiliser un système de pondération qui permet de ramener chaque valeur instantanée dans le futur à son équivalent au jour de l'évaluation. C'est alors la somme de ces valeurs actuelles qui donne la valeur du capital sol. Actualisation et capitalisation sont donc les deux opérations normatives qui permettent

d'élaborer la mesure du capital sol à partir des flux des services et des biens fournis par l'écosystème du sol. Les débats sur le changement climatique et le développement durable ont motivé une réflexion économique intense sur les différentes normes d'actualisation, et permettent de souligner la multiplicité des méthodes d'actualisation et donc celle des valeurs du capital « sol ». Il découle de ce qui vient d'être décrit que les valeurs du capital sol sont différentes selon les acteurs, et que la divergence entre les valeurs privées et les valeurs sociales induit la nécessité de politiques publiques pour réguler les usages et pour rétablir une cohérence entre les valeurs privées et sociales que les marchés ne peuvent réaliser par eux-mêmes.

A l'échelle internationale, le capital sol est de plus en plus considéré dans sa relation avec la pauvreté, la malnutrition et l'insécurité alimentaire. La surexploitation et l'épuisement du capital sol, sous l'effet des imperfections des marchés et des droits de propriété inadaptés, est reconnue comme un des éléments décisifs des situations de trappe de pauvreté. A ce titre, les politiques de conservation du capital sol apparaissent comme une des composantes essentielles des politiques de développement.

Conceptions d'agriculteurs sur les sols et conceptions d'agronomes : quelles articulations ?

COMPAGNONE Claude[1] SIGWALT Annie[2] et PRIBETICH Justine[1]

[1] AgroSupDijon – Inra Listo, 26 bld du docteur PetitJean 21000 Dijon, c.compagnone@agrosupdijon.fr
[2] Groupe ESA LARESS, 55 rue Rabelais BP30748 49007 Angers cedex 01

Objet de la communication

Dans la perspective d'actions qui pourraient être menées avec et pour les agriculteurs, pour maîtriser des problèmes techniques ou sociaux liés à l'usage agricole du sol, il semble indispensable de s'interroger sur la manière dont les agriculteurs et ceux qui les conseillent conçoivent et caractérisent cette entité. En effet, la diversité des conceptions des agriculteurs en la matière reste mal connue ainsi que la façon dont ces conceptions s'articulent avec celles, plus savantes, portées par l'encadrement technique et la recherche.

Un projet de recherche du programme GESSOL a été développé sur cette question. Après avoir fait apparaître en quoi les sols ne sont pas, à proprement parler, les mêmes entités pour les scientifiques du sol, les agronomes et les agriculteurs, ce projet vise à révéler des points d'ancrage communs entre conceptions de praticiens et conceptions savantes pour réfléchir aux glissements envisageables d'éléments d'une conception vers une autre. Il s'agit d'identifier des formes d'appropriations réciproques de ces conceptions, la manière dont les questionnements des uns peuvent être saisis par les autres, la façon dont des connaissances et des informations sur les sols peuvent circuler d'un milieu social à un autre.

L'objet de cette communication est de rendre compte du dispositif de recherche mis en place et de ses premiers résultats.

Dispositif de recherche

Le projet s'est appuyé sur la mise en place d'un dispositif original dont l'objectif est de favoriser la construction de points de vue collectifs propres à des groupes d'agriculteurs et de permettre la confrontation de ces points de vue avec celui d'un groupe d'agronomes. Il a consisté à : 1) accompagner trois groupes d'agriculteurs de nature différente de Vendée (en agriculture conventionnelle, en agriculture bio, en agriculture de conservation) afin qu'ils puissent spécifier, en salle, leur point de vue sur les sols et leurs usages ; 2) recueillir, toujours en salle, les conceptions sur cette question des sols, et des pratiques des agriculteurs sur et avec ces sols, d'un groupe d'agronomes travaillant sur la même zone que ces derniers ; 3) placer chacun de ces groupes (agriculteurs et agronomes) en situation concrète de jugement de la nature des sols et de leurs usages sur un parcours prédéfini de trois parcelles (bio labouré, conventionnel labouré, conservation). Il s'est agi, en filmant les situations, d'une part, de faire le lien entre des référents concrets et les mots employés en salle pour les décrire et, d'autre part, de repérer les « manières de faire », propres à chacun de ces groupes (agriculteurs et agronomes), pour la caractérisation des sols de ces parcelles ; 4) susciter une interaction sur la question des sols entre le groupe d'agronomes et chacun des groupes d'agriculteurs, pris un à un, suite à ce parcours de parcelles, pour identifier les points qui font débat dans les caractérisations de ces sols.

Traitement des données et premiers résultats

Dans le traitement des données, nous avons étudié la façon dont les différents acteurs conçoivent les sols et leur usage en nous arrêtant sur différents thèmes : les manières variées de prendre connaissance et d'évaluer l'état d'un sol ; les pratiques d'amélioration de l'état des sols ; les pratiques de travail du sol ; les nouvelles pratiques culturales récemment introduites ou qui pourraient l'être. L'ensemble de ce travail a donné lieu à une comparaison entre les données recueillies en salle et celles recueillies sur les parcelles, ainsi qu'à une comparaison entre les conceptions et appréciations des agriculteurs et des agronomes.

Des premiers résultats sur le traitement des réunions en salle, font apparaître, comme on pouvait s'y attendre, des conceptions assez différentes sur les sols entre les agriculteurs « avec charrue » et les agriculteurs « sans charrue ». Par contre ce qui était moins attendu, c'est une posture des agriculteurs bio – qui ont opéré leur conversion vers l'année 2000 - en matière de sol, assez proche de celle des agriculteurs « avec charrue ».

Si la question de la vie du sol est essentielle, voire parfois première dans leur pratique, pour les « sans charrue », ce n'est pas le cas pour les agriculteurs des autres groupes. Les « sans charrue » font valoir leur passage à une agriculture de conservation comme une véritable révolution conceptuelle qui les amène à penser différemment leurs pratiques. Ils mettent ainsi en œuvre, selon eux, une « vraie » agronomie ou du moins une agronomie différente de celle qu'on leur a enseignée. Cette différence est notable dans le sens où les références de l'agronomie « ordinaire » ne tiennent plus dans leurs systèmes de pratiques et qu'ils doivent activement en produire et chercher des plus adaptées. Les critères à partir desquels ils définissent cette vie des sols sont très riches et les pratiques qu'ils décrivent (pratiques culturales, rotations, drainage, irrigation, etc.) sont appréhendées en fonction de leurs effets sur la qualité des sols. Un objet de débat majeur porte sur le passage au semis direct. Si des essais sont réalisés par lcs agriculteurs, cette pratique n'est pas pour autant encore installée.

En ce qui concerne les deux autres groupes, la question des sols n'est pas centrale dans leur conception des choses. Mais c'est finalement chez les agriculteurs « avec charrue » qu'elle est le plus développée plutôt que chez les bio. Chez ces derniers, bien que des éléments de biologie des sols puissent être évoqués, ceux le plus souvent exprimés dans les descriptions concernent les aspects physiques. Un certain nombre de ces agriculteurs font un travail cultural simplifié, ceux labourant systématiquement toutes leurs parcelles étant assez minoritaires. Les questions autour du sol, ou les soucis du sol, apparaissent dans leurs propos de manière indirecte. Ainsi pour les « non bio » ce thème est présent lorsqu'il s'agit de parler de l'usage des phytosanitaires et de leurs effets sur et dans les sols – surtout en monoculture de maïs – et de la mise en œuvre de pratiques alternatives à cet usage. Ou encore, pour les bio et non bio lorsque les effets des cultures intermédiaires rendues obligatoires sont analysés en termes positifs pour la structuration du sol et la simplification du travail.

L'utilisation des sols urbains et périurbains pour le développement durable des villes : une alternative au modèle pavillonnaire[1]

BOUKHARAEVA Louiza[2] et MARLOIE Marcel[3]

[2] Fondation Maison des Sciences de l'Homme - Réseau international « Développement durable des villes : le rapport entre l'urbain et la nature » : 190-198 avenue de France 75013 Paris, lmbdirect@latio.org
[3] Fondation Maison des Sciences de l'Homme - Réseau international « Développement durable des villes : le rapport entre l'urbain et la nature » : 190-198 avenue de France 75013 Paris, marcel.marloie@latio.org

Introduction : répondre à la demande sociale sous-jacente au modèle pavillonnaire

Il existe un large consensus national et international pour lutter contre l'étalement urbain à cause de ses conséquences sur la destruction des sols, la pollution et les coûts énergétiques. L'extension du « modèle pavillonnaire », à savoir la maison individuelle entourée d'un jardin, est particulièrement critiquée. La conclusion en matière d'habitat est qu'il faut *construire la ville sur la ville*. Mais cet étalement urbain a été jusqu'à présent difficile à contrôler. L'une des raisons est que l'accès à une maison avec jardin dans la périphérie des grandes villes résulte d'une telle demande sociale que les politiques mises en œuvre n'ont pas réussi à en juguler l'expansion. Aussi, le discours volontariste qui condamne le modèle pavillonnaire au nom de la préservation des sols et de l'environnement doit proposer une alternative qui satisfasse la demande sociale des citadins. Quelles références nous apportent les expériences d'autres pays pour inventer cette alternative ?
Il est apparu utile de prêter une attention particulière aux modèles d'urbanisation qui couplent l'habitat en appartement avec l'accès à une parcelle de jardin avec maisonnette dans les jardins collectifs. Ces modèles sont répandus en Europe du Nord, du Centre et de l'Est, et surtout en Russie où ils se sont fortement développés après la Seconde Guerre mondiale. La comparaison avec les expériences françaises permet notamment d'esquisser une typologie du jardinage selon trois niveaux dimensionnels, et d'identifier les perceptions socioculturelles des sols par les citadins.

1. Les trois niveaux dimensionnels du jardinage urbain

- **Le micro jardinage intra urbain : les signes d'un besoin social**

Les parcs et jardins publics, les jardins familiaux, partagés, d'insertion, pédagogiques jouent un rôle social jugé important par leurs promoteurs. Ils favorisent une nouvelle éducation, créent du lien social, aident à l'émergence de nouveaux acteurs, et dans des proportions limitées apportent quelques compléments de revenus et favorisent la réinsertion de personnes en difficultés. Mais ils sont d'un coût généralement très élevé, sont marginaux en termes de proportion des urbains concernés, d'approvisionnement alimentaire, et d'impact environnemental. Ce sont plus des signes d'un besoin social, ayant un effet homéopathique au bon sens du terme.

- **Les jardins potagers en zones urbaines et périurbaines : un traitement à la marge de la pauvreté et du besoin de nature**

Dénommés autrefois *jardins ouvriers* et aujourd'hui *jardins familiaux*, ils comptent environ 200 à 300 000 parcelles en France soit une pour 200 à 250 urbains. Leur taille varie de 10 à

[1] Cette communication est effectuée dans le cadre d'une recherche soutenue financièrement par le Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (MEDDTL), Programme GESSOL.

300 m². Une parcelle de 150 à 250 m² peut apporter un complément de revenu de 500 à 1500 euros selon les évaluations. Le potentiel d'extension de ce modèle reste toutefois limité. Géographiquement, il concerne surtout en Europe la France, le Royaume-Uni et la Belgique. Les parcelles sont essentiellement constituées des potagers. Il est interdit d'y planter des arbres et il est interdit d'y construire une maisonnette pour y dormir. Elles permettent à leurs usagers d'améliorer les sols, mais de façon inégale du fait des incertitudes sur leur pérennité. Du fait de la gamme étroite de leurs fonctions non alimentaires, une part importante des utilisateurs abandonne leur usage quand leur situation économique s'améliore. Il s'ensuit alors une baisse du nombre de parcelles, puis une impossibilité de satisfaire la demande quand survient une nouvelle période de crise.
Dans l'hypothèse d'un traitement de la pauvreté par l'extension de ce modèle, les effets sur l'augmentation des sols jardiniers seraient toutefois significatifs. Si l'on permettait à chaque foyer à bas revenu pour la Région Ile-de-France d'accéder à une parcelle de 250 m², et que chacun accepte cette proposition, cela représenterait 514 000 parcelles soit 12 850 hectares.

- **Le jardinage multifonctionnel à grande échelle : un autre modèle social**

Le jardinage multifonctionnel à grande échelle prend la forme du modèle dit scandinave de jardins collectifs qualifiés de loisirs, qui peuvent être reconvertis en potagers selon l'évolution des besoins des occupants. Il désigne surtout les jardins collectifs d'Europe centrale et de l'Est, qui par leurs dimensions et leur multifonctionnalité (près d'un million de parcelles de 300 à 500 m² en Pologne, avec des maisonnettes où il possible de dormir) se rapprochent du modèle russe. En Russie, entre 50 et 70% des urbains disposent d'une parcelle de 300 à 1000 m². Plus du quart des citadins y passent leurs vacances et plus de la moitié y séjournent les week-ends. Cette parcelle comporte toujours des arbres fruitiers. Elle a fourni dans les années 1990 près de 30 % de la valeur de la production alimentaire russe. Actuellement, elle se rapproche du modèle scandinave de jardins de loisirs, les fonctions de récupération de la santé, de repos, d'éducation des enfants, de créativité, d'esthétique prenant plus d'importance.
L'application de ce modèle dans la région Ile-de-France (parcelles d'environ 800 m² acquises par la moitié de la population urbaine) occuperait 200 000 hectares, soit plus du tiers des 569 779 hectares des sols agricoles actuellement cultivés dans cette région.

2. Les perceptions socioculturelles des sols par les citadins

Les bases matérielles et les références pour l'invention d'une alternative au modèle pavillonnaire existent. La réflexion s'ouvre pour l'invention de nouveaux rapports aux sols. La recherche y contribue en identifiant des perceptions très diverses héritées du passé :

- le préjugé selon lequel les urbains ne voudraient plus jardiner ;
- les représentations du jardinage héritées du traitement de la pauvreté ;
- les représentations du jardinage héritées du jardin d'Eden, de la grande littérature et de la culture savante ;
- certaines différences entre ces représentations et celles des agriculteurs ;
- le rejet du contact avec les sols identifiés à la servitude et à la saleté ;
- le rapport au sol considéré comme d'essence réactionnaire ;
- l'accès aux sols perçu comme une conquête démocratique.

L'effet de biais cognitifs et comportementaux sur les politiques publiques liées aux sols

GROLLEAU Gilles[1] et BERETTI Antoine[2]

[1] : LAMETA, Montpellier SupAgro, 2 place Viala 34060 Montpellier cedex 2, grolleau@supagro.inra.fr
[2] : LAMETA, ADEME-INRA, 2 place Viala 34060 Montpellier cedex 2, beretti@supagro.inra.fr

L'effet de biais cognitifs et comportementaux sur les politique publiques liées aux sols

Epley, Mak et Idson (2006) démontrent expérimentalement que le choix relativement simple des individus de dépenser ou d'épargner une somme d'argent qui leur est allouée peut dépendre en grande partie du terme utilisé pour décrire cette somme d'argent supplémentaire : ils ont ainsi observé que 73% des étudiants qui ont reçu un « remboursement » (*tuition rebate*) de 50$ ont épargné intégralement cette somme, tandis que 36% seulement de ceux qui ont reçu un « bonus » (*bonus income*) du même montant ont épargné ce dernier en totalité. Ce phénomène peut s'expliquer par un changement de point de référence. Dans les deux cas, l'individu a affaire à une augmentation de son revenu, mais dans un cas il s'agit d'une augmentation simple et dans le second cas il s'agit de la compensation d'une perte préalable. Or, un individu fera plus d'effort pour éviter une perte que pour acquérir un gain de même valeur, biais cognitif plus connu sous le nom d'aversion aux pertes (Kahneman et Tversky, 1979).

Plus généralement, les biais comportementaux, ou distorsions dans la façon de percevoir la réalité, sont considérés comme des biais car ils constituent des déviations par rapport au modèle de rationalité économique. Ces biais sont systématiques et souvent prévisibles et les ignorer conduit à réduire l'efficacité de la décision publique

Les écosystèmes fournissent des services indispensables au fonctionnement de nos sociétés. L'évaluation économique d'un service écosystémique est un exercice difficile, étant donné que ceux-ci échappent généralement aux transactions de marché traditionnelles et ne sont souvent pas directement mesurables. La perte, la diminution ou la détérioration de la qualité de ces services et la nécessité de leur restauration voire de leur remplacement par des solutions de substitution capitalistique permettent parfois de se rendre compte de leur importance considérable. En combinant différentes méthodes d'évaluation, Costanza et al. (1997) ont estimé que la valeur du capital naturel et des services écosystémiques rendus par la nature était de l'ordre de 16 à 54 billions (1012) de US$ avec une moyenne de 33 billions de US$ par an, soit près du double du PIB mondial. A titre d'exemple, le coût des dégradations des sols pour l'Europe des vingt-cinq pourrait atteindre 38 milliards d'euros par an (Commission Européenne, 2006). Les ordres de grandeur avancés sont souvent considérés comme des estimations minimales, ces services étant considérés comme indispensables au maintien de la vie et donc in fine d'une valeur quasi-infinie du point de vue de la survie.

Particulièrement dans le cas des services écosystémiques fournis par les sols, l'évaluation est difficile, voire inexistante. Les dégradations interviennent de façon presque imperceptible, mais leur accumulation sur des horizons temporels plus grands engendrent des dégâts considérables, parfois irréversibles. La préservation et la restauration de ces services est un enjeu majeur pour le développement durable et l'avenir de nos sociétés.

L'effet des points de référence et des causes alternatives

De nombreux économistes et psychologues ont remis en question l'idée que l'utilité d'un agent dépend exclusivement du résultat et des conséquences et ont suggéré que le point de référence et les causes d'une situation donnée associés au résultat forment l'utilité (Gregory et al., 1993; Bulte et al., 2005). Selon Kahneman et Tversky (1979), les points de référence vont déterminer si le changement proposé est formulé en tant que gain ou en tant que perte, et va au final influencer la façon dont l'individu évalue les différentes options. L'asymétrie de la fonction d'évaluation implique que les pertes depuis un point de référence ont un plus grand impact sur la prise de décision qu'un gain de taille équivalente à partir du même point de référence. L'aversion aux pertes signifie que les gens ont plus de motivation et consentent à payer davantage pour éviter une perte que pour acquérir un gain de la même importance.

En parallèle, il existe une littérature, modeste mais croissante, qui souligne que le consentement à payer (CAP) pour résoudre un même problème environnemental diffère selon que le problème ait des causes humaines ou bien des causes naturelles (Walker et al., 2009; Bulte et al., 2005).

Néanmoins, l'analyse combinée de ces deux paramètres – les points de références et les causes alternatives – est rare dans la littérature. L'objectif de notre contribution est de combler ce manque en utilisant une enquête quasi-expérimentale pour tester si les points de références et les causes alternatives affectent l'intérêt et le consentement à payer des répondants pour résoudre un problème environnemental. Cette contribution comporte trois aspect originaux. Premièrement, nous associons les points de références et les causes alternatives dans la même enquête quasi-expérimentale sur un échantillon représentatif de la population française. Nous prétendons que les individus ne prennent pas en compte les points de références en soi de façon isolée mais qu'ils considèrent également le contexte, tel que des causes alternatives. En d'autres termes, à points de référence identiques, les individus sont susceptibles de réagir différemment selon les causes alternatives conduisant à ces points (Bulte et al., 2005). Deuxièmement, à la différence de l'eau et de l'air, le sol n'a pas bénéficié de la même attention dans la littérature en économie de l'environnement, ainsi que dans la décision publique. Pourtant, des politiques environnementales sont en cours d'élaboration, telle que le United States Department of Agriculture 2011 Soil and Water Resources Conservation Act, ainsi que la Directive Cadre Sol de la Commission Européenne (COM(2006)232) qui a pour objectif d'assurer « un niveau de protection adéquat pour tous les sols en Europe ». Troisièmement, l'analyse de ces problématiques permet d'informer de façon pertinente les décideurs publics sur des manières d'améliorer le design des politiques publiques, en considérant des interventions à faible coût pouvant générer des effets de premier ordre.

Notre expérience permet de mettre en évidence deux principaux résultats :

- les individus participent significativement plus à l'expérience lorsque l'amélioration environnementale est formulée comme la restauration d'une perte préalable plutôt que comme un gain net de la même amplitude
- l'intérêt déclaré pour la mise en place d'un programme de restauration des sols est significativement supérieur lorsque la dégradation est d'origine humaine que lorsque celle-ci est causée par des facteurs naturels.

Perception des fonctions du sol par les usagers de l'assainissement non collectif

FOUCHÉ Olivier[1,2], SAILLÉ Christophe[1], DROUET Fanny[3], SEIDL Martin[1] et NASRI Behzad[1]

[1] : Université Paris-Est – Ecole des Ponts ParisTech – AgroParisTech, LEESU, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, 6 et 8, avenue Blaise Pascal - Cité Descartes, F 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2.
[2] : Conservatoire national des Arts et Métiers, Dépt ICENER, 2 rue Conté, 75003 Paris, olivier.fouche@cnam.fr
[3] : Université Panthéon–Sorbonne, UFR de Géographie, Master-1 en Environnement.

Objectifs et méthodologie

L'objectif du projet est d'élaborer un indice socio-technique qui sera intégré dans l'indicateur final sur la gestion du potentiel épurateur des sols en assainissement non collectif (ANC). Cet indice permettra de prendre en compte l'avis, l'opinion, le ressenti de la population sur le sol et le dispositif d'ANC. Ici, deux questionnaires sont élaborés pour évaluer d'une part la perception des fonctions et des usages du sol par les particuliers, d'autre part le rapport entre l'usager et son système d'ANC.

La population cible relève du SPANC de Toucy (Yonne) qui s'étend sur 90 communes. Le secteur ANC du schéma directeur est vaste et il y a beaucoup d'habitations équipées. Les communes adhérentes sont situées de 2 à 30 km autour de Toucy. Sur ce territoire, environ 600 foyers ont réhabilité leur ANC depuis moins de 6 ans. En prenant comme critère principal le type d'évacuation des eaux usées traitées (au fossé, au réseau pluvial, dans une mare, sur le sol de la parcelle, par infiltration à 1 m de profondeur...), on a créé une liste de foyers à interroger. Cette liste comprend trois catégories principales de foyers :

- ✓ des habitations dont le sol avait été considéré lors de l'installation de l'ANC comme un sol permettant l'infiltration, soit en surface soit dans les couches sous-jacentes, et qui possèdent donc un dispositif (neuf ou réhabilité, ou sur le point de l'être), des 3 types suivants : filtre à sable non drainé, lit d'épandage, tranchées filtrantes. Il s'agit en général de sols calcaires ou sableux. On a obtenu alors une liste de 153 foyers susceptibles d'être interrogés, répartis sur 31 villages.
- ✓ une seconde liste de foyers a été constituée à partir des dossiers de la DDASS pour trouver des habitations dont l'assainissement non collectif n'est pas rénové et où le traitement s'effectue par tranchée filtrante (dans des sols perméables) dans la plupart des cas. Ces archives ont entre 15 et 40 ans donc l'ANC est relativement ancien, les adresses des habitations ne sont pas précises et certains usagers ont déménagé. La liste constituée regroupe 52 foyers répartis sur 11 villages aux environs de Toucy.
- ✓ des habitations raccordées à un système de traitement sans infiltration, de type tertre, filtre à sable drainé, ou rarement micro-stations. Il s'agit de maisons construites sur des sols argileux présentant un faible potentiel d'infiltration. Ces usagers possèdent un ANC réhabilité ou neuf, et une évacuation par drainage soit vers un fossé, soit vers leur parcelle. Cette nouvelle population compte 92 foyers répartis sur 30 villages.

La perception des usagers sur leur sol et l'évacuation de leurs eaux usées est évaluée au moyen de deux enquêtes : une enquête par entretien face à face sur la perception de leur sol et de leur environnement ; une enquête par voie postale sur leur perception du dispositif d'ANC. On a obtenu, en termes de rendement : dans la première enquête (respectivement la seconde), 50 réponses (resp. 58) soit 25% (resp. 23,5%.) en taux de retour, dont 10 (resp. 12) ont accepté de nous recevoir pour effectuer des tests physiques sur le sol de la parcelle.

Traitement des résultats et interprétation

La première étape du traitement des données a pour objet la description de l'information et est réalisée à travers l'opération du « tri à plat » : le calcul de la distribution des effectifs et des pourcentages des modalités pour chaque réponse.

La seconde étape fait la comparaison entre les statistiques nationales de l'INSEE et les questions générales : on vérifie si notre population est représentative de la population nationale. On a aussi introduit 6 questions tirées du baromètre Santé-Environnement de 2007 (BSE) afin de déterminer si notre population ressemble à celle du baromètre.

La troisième étape est le croisement entre des questions : on prend deux variables comme par exemple le sexe du répondant et une question sur l'environnement. Cela a permis de comparer la distribution des comportements et des opinions entre sous-groupes de répondants mais aussi de faire apparaître des associations entre les réponses et de faire un recoupement entre certaines questions afin de vérifier la cohérence des réponses.

Le questionnaire sur la perception des fonctions et des usages du sol par les particuliers est composé de 4 questions d'ordre général (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle, le niveau d'étude le plus haut), de 42 questions qui abordent différents thèmes : des questions générales sur l'environnement, sur la santé, sur les produits d'entretien du jardin, sur le sol et sur les usages domestiques de l'eau et la protection de la ressource. Le questionnaire se termine sur 10 questions sur l'habitation de l'usager.

Le second questionnaire qui a permis de décrire le rapport entre l'usager et son système d'assainissement individuel est composé de 36 questions qui traitent l'ANC sous différents aspects comme son fonctionnement, son rôle, sa réglementation. Ces questions sont suivies par des questions d'ordre général sur le particulier et son habitation (les mêmes que pour le premier questionnaire). Enfin, il se termine sur trois questions qui proposent à l'usager d'aller plus loin soit, s'il le désire, en lui envoyant de la documentation sur le programme GESSOL et le projet ANCRES, soit en acceptant d'aider les étapes suivantes du projet, c'est-à-dire les prélèvements de sol et les tests d'infiltration sur la parcelle de terrain.

Les questions entrent dans une typologie de 5 niveaux : Information, Connaissance, Comportement, Perception, Opinion. On a réalisé au préalable une grille d'interprétation de chacun des questionnaires. En confrontant cette grille aux réponses, on en conclut que certaines questions ne sont pas interprétables ou le sont difficilement et qu'il faudra les modifier ou les supprimer dans une future enquête.

On présentera les résultats de ces enquêtes effectuées auprès de la population sélectionnée, constituée majoritairement de foyers ayant réhabilité ou construit récemment leur dispositif. Entre autres, le répondant :

- ✓ perçoit l'importance de l'ANC pour sa qualité de vie ;
- ✓ est globalement satisfait du dispositif technique d'ANC mais sans être convaincu qu'il soit meilleur que le raccordement au collectif ;
- ✓ connait assez bien le fonctionnement du dispositif mais juge, en large majorité, qu'il n'est pas assez informé sur celui-ci, ainsi que sur les règlements ;
- ✓ la moitié des répondants pensent que l'ANC a un impact sur les sols et les eaux souterraines; mais pas qu'il ait des effets néfastes sur la santé ;
- ✓ la qualité des sols qu'il laissera à ses enfants, il affirme y avoir déjà pensé et il essaie de limiter son impact ; de plus, il s'est déjà renseigné sur l'utilisation précédente de son terrain. Il veut savoir ce qu'on lui a transmis et ce qu'il va transmettre.
- ✓ il est convaincu de la responsabilité de chacun pour améliorer l'environnement et la qualité du sol en particulier ;

Le répondant serait favorable à une politique incitative de protection des sols sous forme de recommandations sur les usages. A l'égard de la pollution, la population féminine s'informe autant que la population masculine : il y a quasiment autant de femmes que d'hommes qui lisent les étiquettes des produits (bricolage, jardinage). En affirmant que des étiquettes plus claires seraient une mesure efficace pour protéger les sols, plus de 70% de la population montre qu'elle fait confiance aux informations contrôlées par les autorités. Plus de la moitié acceptent même le principe d'une réglementation publique de l'usage des sols sur la parcelle bien que ce soit une propriété privée.

La protection juridique de la capacité de produire du sol

Pr. BILLET Philippe

Institut de droit de l'environnement (EDPL Lyon 3 – EA 666), Université Jean Moulin - Lyon 3, 18 Rue Chevreul 69362 LYON CEDEX 07, phbillet_sfde@yahoo.fr

Contexte. Les changements globaux qui peuvent affecter le sol et ses fonctions réinterrogent sur la protection juridique de la capacité de produire du sol et, partant, sur le statut juridique de cette capacité. Jusqu'à présent, le sol-matière était appréhendé par le droit en termes d'occupation via les documents d'urbanisme, afin de protéger leur affectation à des fonctions de production agronomique contre les atteintes liées à des usages non-agricoles. Il l'était également par le régime des baux ruraux permettant au bailleur de rompre le bail en cas d'agissements du preneur de nature à compromettre la bonne exploitation des biens loués (défaut d'entretien, pollution…). Cette capacité de produire faisait l'objet d'une attention d'autant plus certaine qu'une absence d'exploitation ou une sous-exploitation manifeste d'une parcelle susceptible d'une mise en valeur agricole ou pastorale pouvait justifier une mise en demeure administrative d'exploiter et, à défaut d'y déférer, l'attribution de l'exploitation de la parcelle à un tiers s'engageant à la mettre en valeur. La capacité de produire était donc, dans cette perspective, rattachée à la propriété du sol et protégée comme telle par le seul droit de propriété.

Problématique. Plusieurs indices laissent cependant penser que la propriété de cette capacité de produire n'est pas aussi souveraine ni, surtout, aussi personnelle qu'une première analyse peut le laisser penser de prime abord. Le jeu du classement en terres à vocation agricole, comme la contrainte à la production à peine de distraction des terres ou l'attribution de subventions liées à telle ou telle production illustrent une appréhension sociétale sur cette capacité, le fait que le propriétaire n'a pas nécessairement une totale liberté relativement à une fonction de son bien.

La nécessité de préserver et de renforcer la productivité des sols du fait des affections potentielles par les changements globaux conduit donc à s'interroger sur l'effective consubstantialité juridique entre propriété du sol et services qu'il peut rendre en termes de production (et services plus largement entendus) et à se demander s'il n'y aurait pas plutôt une possible transpropriation, c'est-à-dire un détachement juridique entre la propriété du sol et cette capacité de services : la propriété physique du sol appartenant à son propriétaire, sa capacité de services à la collectivité (à l'instar d'un monument historique, où le bâtiment appartient à son propriétaire mais son historicité à la collectivité). Le propriétaire ne serait donc prioritairement attributaire de cette dernière que parce qu'il a la propriété de la matière sol, mais sans en avoir la propriété de ses services, *choses communes* au sens juridique du terme, c'est-à-dire n'appartenant à personne mais dont l'usage (et ici le bénéfice) est commun à tous. Il y aurait donc une patrimonialisation de cette capacité de production dans un sens plus collectif, non appropriable, mais pouvant faire l'objet d'une réglementation d'usage dans le sens de l'intérêt général. Le propriétaire pourrait donc, dans cette perspective, n'en avoir que la jouissance, à charge pour lui d'en conserver la substance et les qualités.

Dans un contexte de raréfaction des terres et de diminution de leur capacité à produire, cette qualité particulière du sol pourrait conduire à redéfinir les responsabilités à l'égard de sa conservation, les directives de l'Etat en ce qui concerne les productions et modes culturaux, les sanctions en cas d'atteinte et les mesures de réparation. Elle pourrait également justifier la « rémunération » du service rendu par les agriculteurs au regard des impératifs de sécurité alimentaire par le jeu de subventions et autres avantages fiscaux, charges pour la collectivité mais fondée sur la garantie d'un intérêt collectif.

D'une façon plus générale, une telle approche conduit à s'interroger et à repenser la propriété des services écosystémiques du sol.

Les bases de données sur les sols au service de la réglementation : exemple des zones humides

SCHNEBELEN Nathalie[1] et LAROCHE Bertrand[1]

[1] : INRA, US 1106, InfoSol, F-45075 Orléans, France, Nathalie.Schnebelen@orleans.inra.fr, Bertrand.Laroche@orleans.inra.fr

Les sols dans la réglementation sur les zones humides

L'article L. 211-1 du code de l'environnement instaure et définit l'objectif d'une gestion équilibrée de la ressource en eau. Il vise en particulier la préservation des zones humides, dont il donne la définition en droit français : « on entend par zone humide les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». Cette définition est le socle sur lequel doivent se fonder les différents inventaires et cartes de zones humides.

Les critères de définition des zones humides de l'article L.211-11 ont été précisés par l'article R. 211-108 du même code. Ils sont relatifs à la morphologie des sols liée à la présence prolongée d'eau d'origine naturelle et à la présence éventuelle de plantes hygrophiles. En l'absence de végétation hygrophile, la morphologie des sols suffit à définir une zone humide. L'arrêté ministériel du 24 juin 2008 modifié le 1er octobre 2009 établit la liste des types de sol de zones humides, avec une règle générale basée sur la morphologie des sols et la classe d'hydromorphie définie d'après les classes d'hydromorphie du Groupe d'Étude des Problèmes de Pédologie Appliquée (GEPPA, 1981 ; modifié) (figure 1). Au-delà de la classe d'hydromorphie IVd, les sols sont ainsi considérés comme sols de zones humides. Les sols des classes IVd et Va peuvent éventuellement être exclus selon les régions. Des cas particuliers à la règle générale sont prévus dans certains contextes, avec expertise des conditions hydrogéomorphologiques en plus du type de sol.

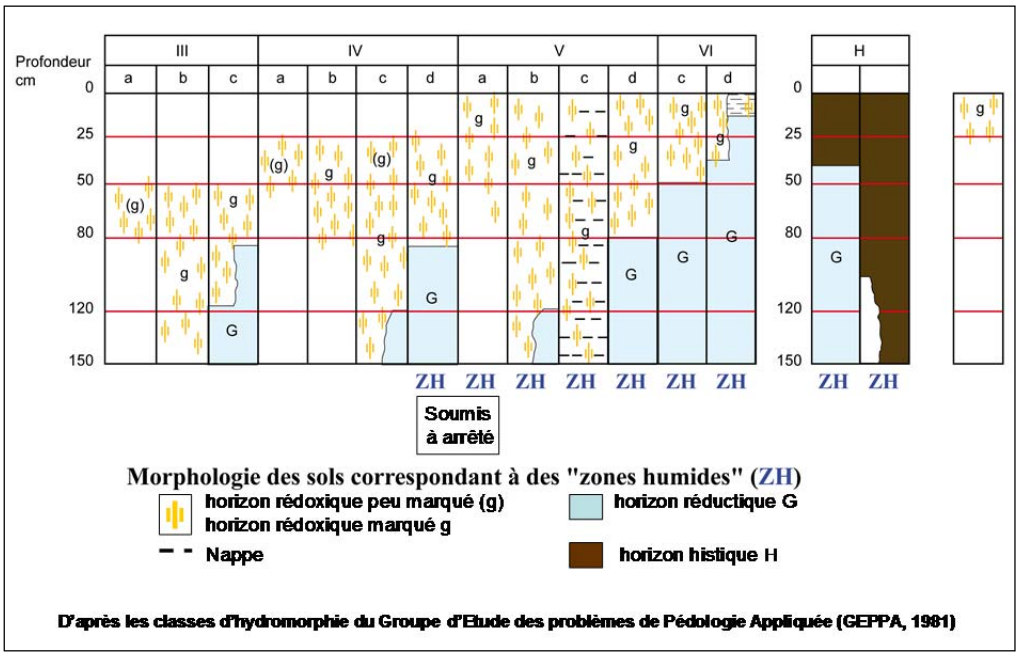


Figure 1 : Classes d'hydromorphie des sols considérées dans la réglementation sur les zones humides

Intérêt des bases de données sol pour la définition et la délimitation des zones humides

La délimitation des zones humides est complexe. Celles-ci ne se limitent pas, comme on pourrait le penser trop facilement, aux bas-fonds alluviaux ou se mêlent essentiellement gleys et tourbes. Pour pouvoir identifier puis délimiter une zone humide à partir du critère sol, l'arrêté du 24 juin modifié prévoit l'utilisation de données et cartes pédologiques existantes et des investigations sur le terrain si nécessaire. La liste des bases de données sur les sols disponibles sur un secteur donné est accessible par l'intermédiaire de l'outil de recherche d'études pédologiques REFERSOl : http://refersols.gissol.fr/georefersols/.

L'utilisation des bases de données sol est essentielle dans l'application de l'arrêté. Elles permettent en effet d'estimer et de cartographier sur un territoire les surfaces potentiellement en zones humides selon le critère sol de l'arrêté, et d'orienter les investigations sur le terrain ou d'aider à la décision selon la taille du territoire considéré. Cette utilisation se fait en deux étapes :

- Une première étape consiste à extraire des paramètres relatifs à la morphologie des sols, notamment leurs traits d'hydromorphie, et à attribuer à chaque Unité Typologique de Sol (UTS) une classe d'hydromorphie selon le GEPPA. L'objectif est d'obtenir pour chaque UTS (Unité Typologique de Sol) son affectation ou non comme sols de zones humides, ou éventuellement comme cas particuliers de l'arrêté.

- La deuxième étape consiste à délimiter ces sols de zones humides. La représentation cartographique ne peut se faire qu'au niveau de l'Unité Cartographique de Sol (UCS) qui contient une ou plusieurs UTS selon l'échelle considérée. Le traitement pour le classement des sols en zones humides se fait à partir des UTS. Lorsque l'UCS contient plusieurs UTS, comme par exemple pour les Référentiels Régionaux à l'échelle de 1/250 000ème, la restitution cartographique est faite en indiquant le pourcentage de surface, au sein de l'UCS considérée, des UTS répondant aux critères de zones humides (figure 2).

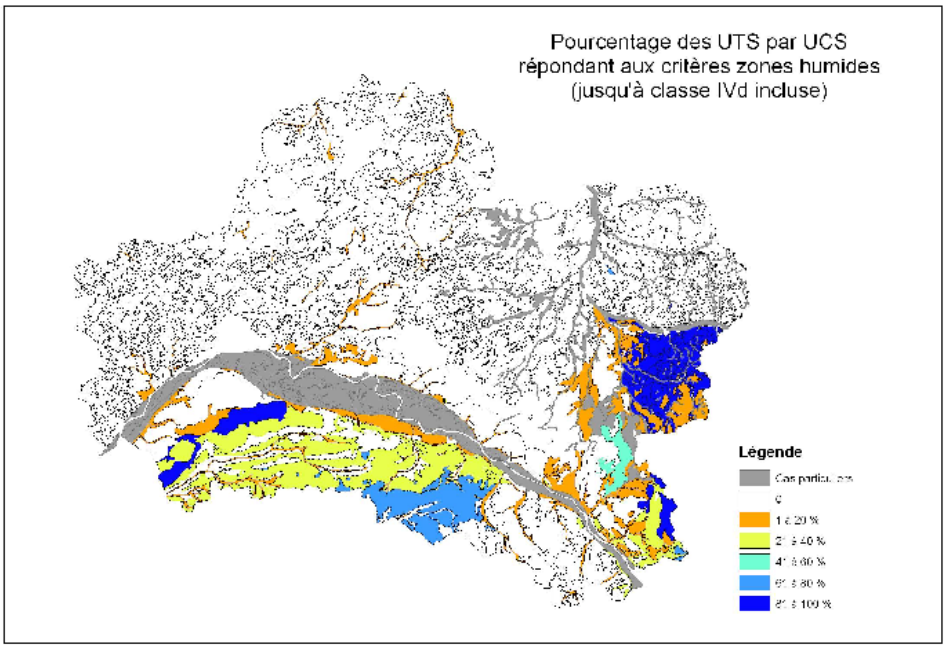


Figure 2 : Pourcentage de zones humides par Unités Cartographiques de Sol pour le département du Loiret (© INRA)

SESSION 4

ARCHIVES PÉDOLOGIQUES, PALÉOENVIRONNEMENT, ARCHÉOLOGIE

Session dédiée à Bernard Guillet

SESSION 4

ARCHIVES PÉDOLOGIQUES, PALÉOENVIRONNEMENT, ARCHÉOLOGIE

Session dédiée à Bernard Guillet

COMMUNICATIONS ORALES

Bernard Guillet et son influence sur l'étude des archives pédologiques en France

SCHWARTZ Dominique[1], BALESDENT Jérôme[2] et GIRARDIN Cyril[3]

[1] : Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement, 3 rue de l'Argonne F-67083 Strasbourg cedex, dominique.schwartz@live-cnrs.unistra.fr
[2] : INRA, UR1119 Géochimie des Sols et des Eaux, F-13545 Aix en Provence, France
[3] : INRA, UMR 7618 Bioemco, F-78850 Thiverval Grignon, France

Bernard Guillet a été en France un des précurseurs de l'utilisation des constituants pédologiques pour reconstituer les évolutions paléoécologiques, sur les traces d'auteurs comme Dimbleby (Grande-Bretagne) ou Munaut (Belgique). Cette thématique a toujours constitué le fil conducteur de sa carrière. Chimiste de formation, il a par ailleurs amélioré notre connaissance du fonctionnement géochimique de la matière organique, des oxyhydroxydes minéraux et des complexes organo-minéraux. Nous reprenons ici quelques-uns de ses travaux les plus significatifs dans le domaine de l'archivage pédologique.

Au Centre de Pédologie Biologique de Nancy

Sous l'influence de P. Duchaufour, pour qui l'écologie de la pédogenèse était un facteur de compréhension des sols, Bernard Guillet a travaillé dans un premier temps sur la dynamique des pollens dans les sols, afin de retracer l'histoire des podzols. Il a (entre autres) montré que dans ces sols où la bioturbation est faible, la migration lente des pollens vers la base des profil était essentiellement une fonction du temps, et qu'il était ainsi possible de reconnaître des successions de végétation. Il a montré que les spectres polliniques des podzols « primaires » et des podzols de dégradation différaient, mettant ainsi en évidence l'influence du défrichement par l'homme, à différentes époques, sur la dynamique de la podzolisation, par l'acidification consécutive à l'envahissement par les Ericacées (calllune, myrtille) (Guillet, 1972, 1974, 1975). Avec F. Bartoli, il a également comparé les dynamiques différentes des phytolithes et pollens dans ces podzols (Bartoli et Guillet, 1972).

Toujours dans le cadre de sa thèse, il a développé des travaux sur la signification des mesures d'âge ^{14}C dans les horizons Bh. « Les valeurs de ^{14}C obtenues ou « âges apparents » représentent d'une part des âges moyens compris entre l'âge du début de la différentiation de l'horizon Bh et aujourd'hui, et d'autre part, le temps moyen de résidence de la matière organique dans l'horizon ». En s'appuyant sur ces considérations, il expliquait pourquoi les âges apparents obtenus par datation ^{14}C pouvaient être si éloignés des âges déduits des analyse polliniques. Ces outils lui ont fourni des clés pour entrer dans les questions de renouvellement des matières organiques du sol, ou turnover. Il a expliqué comment les conditions pédoclimatiques et l'évolution des couverts végétaux modifiaient la nature et l'âge des matières organiques retrouvées dans les podzols.

Ces travaux ont conduit Bernard Guillet à s'intéresser de très près à la dynamique de l'humification, en utilisant toujours la mesure naturelle du ^{14}C, d'abord sur les podzols (Righi et Guillet, 1977), dans les prairies d'altitude (Balesdent et Guillet, 1982), dans les sols hydromorphes (thèse de Mohamed Al Siddik en 1986, ou sous les hétraies de Lorraine (DEA de Cyril Girardin en 1987 et thèse de Nata Suharta en 1992). Ces questions ont été extrêmement stimulantes et fructueuses dans la recherche menée par Bernard Guillet, et il y reviendra sans cesse jusqu'à un dernier article encore sur ce sujet (Guillet, 1979, 1987 ; Guillet *et al.*, 2010).

A partir des années 1983, pour investir mieux encore la dynamique des matières organiques dans les sols, il a été précurseur avec André Mariotti de l'utilisation de la signature $\delta^{13}C$ des sols, dans deux domaines géographiques et thématiques. Dans le domaine tempéré, la

signature $\delta^{13}C$ caractéristique de plantes tropicales comme le maïs, permet de suivre la dynamique d'incorporation dans le sol des matières organiques qui en sont issues. Dans les sols où un changement de végétation a eu lieu à une date connue, la méthode permet de quantifier le renouvellement des matières organiques ou de n'importe laquelle de ses fractions. Cette technique qu'il a contribué à initier (Balesdent *et al.,* 1987) a fait l'objet par la suite de très importants travaux sur les matières organiques dans le monde entier. Dans le domaine tropical, la signature isotopique naturellement différente de matières organiques issues de végétation de savanes ou de forêt a permis d'utiliser cette méthode aussi bien dans des études d'écologie végétale que dans des approches paléoenvironnementales. Bernard Guillet a participé de très près à ces études, en particulier au Congo et au Cameroun (Schwartz *et al*., 1985, 1986, 1992 ; Guillet *et al*., 2001), mais aussi en Colombie (Guillet *et al*.,1988).

Au Laboratoire de Géochimie Organique, Orléans

Depuis 1988, la carrière de Bernard Guillet s'est déroulée au Laboratoire de Géochimie Organique du CNRS à Orléans. Bernard Guillet y a développé de nouvelles approches. En premier lieu, il a exploré avec C. Trouvé, doctorante, la signature en monosaccharides des matières organiques en fonction du couvert végétal (Trouvé *et al*., 1994, 1996). Il a aussi travaillé sur des biomarqueurs comme les n-alkanes et les acides gras libres (Marseille *et al.,* 1999), et surtout développé des travaux sur les relations entre les monomères de la lignine en tant qu'empreintes digitales d'anciens écosystèmes dont la signature s'est ainsi conservée dans les sols (thèse de O. Maman, 1997 ; Maman *et al*., 1996, Karroum *et al*., 2004, Karroum *et al*., 2005). Il a exploré de nombreuses méthodes permettant de caractériser les matières organiques, adaptant sans cesse les techniques qui lui semblaient appropriées pour ses investigations comme l'électrophorèse capillaire (Maman *et al*., 1996) ou la pyrolyse Rock-Eval (Sebag *et al*., 2006). L'intérêt des biomarqueurs était d'être applicables aux écosystèmes naturels tempérés, ce qui n'est pas le cas du ^{13}C.

Les travaux de Bernard Guillet couvrent donc un champ large de l'archivage dans les systèmes pédologiques, et il est remarquable de relever qu'il ne s'agit pas de travaux « suiveurs », mais bien précurseurs dans de nombreux domaines. En scientifique accompli et imaginatif, il a su trouver, tout au long de sa carrière, les meilleurs outils d'analyse pour faire avancer la connaissance sur la formation des sols, la dynamique de l'humification, la reconstitution des paléoclimats, permettant ainsi des développements méthodologiques importants dont ont profité ceux qui ont eu la chance de le cotoyer. A de nombreuses reprises, il a eu également le souci de représenter par la modélisation mathématique les systèmes qu'il a étudiés. Au plan conceptuel, il nous a apporté une vision unifiée en échelles de temps emboîtées, des fonctionnements en régime dynamique inscrits dans les évolutions climatiques, écologiques et anthropiques, vision si spécifique des systèmes pédologiques par rapport aux systèmes sédimentaires.

Références

Al Siddik A.M., 1986. Contribution à l'étude de l'humification des sols hydromorphes du ried ello-rhénan (région d'Illhauersern, Haut-Rhin). Thèse Univ. Nancy I, 95 p.

Balesdent J. & Guillet B., 1982. Les datations par le ^{14}C des matières organiques des sols. Contribution à l'étude de l'humification et du renouvellement des substances humiques. Science du sol, 2, 93-112.

Balesdent J., Mariotti A. & Guillet B., 1987. Natural ^{13}C abundance as a tTracer for studies of soil organic matter dynamics. Soil Biol. Biochem. 19, 25-30.

Bartoli F. & Guillet B., 1977. Etudes comparées de diagrammes phytolithiques et polliniques des podzols des Vosges gréseuses. C.R. Acad. Sci. Paris, serie D, 284, 5, 353-356.

Girardin C., 1987. Comparaison de la dynamique de l'humification d'un sol brun acide et d'un sol ocre podzolique sous hêtraie de la plaine lorraine, par mesure des activités ^{14}C des matières organiques. DEA pédologie, CPB Nancy, 58 p.

Guillet B., 1972. Relations entre l'histoire de la végétation et la podzolisation dans les Vosges. Thèse d'Etat, Univ. Nancy I, 112 p. + annexes

Guillet, B., 1974. Le problème de l'évolution des podzols vosgiens et ses relations avec l'histoire de la végétation. Rev. For. Fr., 26, 1, 31-44.

Guillet B., 1975. Les podzols forestiers et les podzols de dégradation : relation entre l'histoire de la végétation et l'évolution des podzols sur grès vosgien triasique. Rev. Ecol. Biol. Sol, 12, 1, 405-414.

Guillet B., 1979. Etude du renouvellement des matières organiques des sols par les radioisotopes (^{14}C). In : M. Bonneau & B. Souchier (éds.), Pédologie, t. 2, Constituants et propriétés des sols. Masson, Paris, p. 210-226.

Guillet B., 1987. L'âge des podzols. In : D. Righi et A. Chauvel (éds.), Podzols et podzolisation. AFES, p. 131-144.

Guillet B., Achoundong G., Youta Happi J., Kamghang Kabeyene Beyala V., Bonvallot J., Riera B., Mariotti A. & Schwartz D., 2001. Agreement between floristic and soil organic carbon isotope ($^{13}C/^{12}C$, ^{14}C) indicators of forest invasion of savannas during the last century in Cameroon. J. Trop. Ecol., 17, 809-832.

Guillet B., Disnar J.R, Loustau D. & Balesdent. J., 2010. Dynamics of soil carbon and moder horizons related to age in pine and beech stands. In : D. Lousteau (éd.) Forests, Carbon Cycle and Climate Change. Editions Quae, Paris, p. 55-78.

Guillet B., Faivre P., Mariotti A. & Khobzi J., 1988. The ^{14}C dates and $^{13}C/^{12}C$ ratios of soil organic matter as a means of studying the past vegetation in intertropical regions - examples from Columbia (South-America). Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol., 65, 51-58.

Karroum M., Guillet B., Lottier N. & Disnar J.R., 2005. Morphological evolution of beech litter (Fagus sylvatica L.) and biopolymer transformation (lignin, polysaccharides) in a mull and a moder, under temperate climate (Fougeres forest, Britany, France). Canad. J. Soil Sci., 85, 3, 405-416.

Karroum M., Guillet B., Lottier N. & Disnar J.R., 2004. Importance et devenir des biopolymères (lignines et polysaccharides) dans les sols d'une chronoséquence de hêtraies (Fagus sylvatica), en forêt de Fougères (France). An. Forest Sci., 61, 3, 221-233.

Maman O., 1997. Analyse des produits d'électrolyse de la lignine par léectrophorèse capillaire : application à la reconnaissance de signatures d'écosystèmes dans les sols, les paléosols et les sédiments. Thèse Univ. Orléans, 119 p. + annexes

Maman O., Marseille F., Guillet B., Disnar J.R. & Morin Ph., 1996. Separation of phenolic aldehydes, ketones and acids from lignin degradation by capillary zone electrophoresis. J. Chromatography A 755, 1, 89-97.

Marseille F., Disnar J.R., Guillet B. & Noack Y., 1999. n-Alkanes and free fatty acids in humus and Al horizons of soils under beech, spruce and grass in the Massif-Central (Mont-Lozere), France. Eur. J. Soil Sci., 50, 3, 433-441.

Mench, M., J. L. Morel, *et al.*, 1988. Metal-Binding With Root Exudates Of Low-Molecular Weight. Journal Of Soil Science 39, 4, 521-527.

Righi D. & Guillet B., 1977. Natural carbon-14 dating of organic matter from spodic horizons of podzols in the Medoc Landes (France). Soil Organic Matter Studies. Proceedings of a symposium organized by IAEA, FAO and Agrochimica. Braunschweig, September 1976. vol. II., 187-192.

Schwartz D., Delibrias G., Guillet B. & Lanfranchi R., 1985. Datations par le ^{14}C d'alios humiques : âge njilien (40000 – 30000 BP) de la podzolisation sur sables Bateke (R.P. du Congo). C.R. Acd. Sci. Paris, 300, II, 891-894.

Schwartz D., Guillet B., Villemin G. & Toutain F., 1986. Les alios humiques des podzols tropicaux du Congo : constituants, micro et ultrastructure. Pedologie, 36, 2, 179-198.

Schwartz D., Mariotti A., Lanfranchi R. & Guillet B., 1986. $^{13}C/^{12}C$ ratios of soil organic matter as indicators of vegetation changes in the Congo. Geoderma, 39, 2, 97-103.

Schwartz D., Mariotti A., Trouvé C., Van den Borg K. & Guillet B., 1992. Etude des profils isotopiques ^{13}C and ^{14}C d'un sol ferrallitique sableux du littoral congolais. Implications sur la dynamique de la matière organique et l'histoire de la végétation. C.R. Acad. Sci. Paris, 315, II, 1411-1417.

Sebag D., Disnar J.R., Guillet B., Di Giovanni C., Verrechia E.P. & Durand A., 2006. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by 'Rock-Eval pyrolysis': bulk characterization and quantification of degradation. Eur. J. Soil Sci, 57, 3, 344-355.

Suharta N., 1992. Etude biodynamique de trois humus forestiers modèles de l'Est de la France : caractérisation fine des matières organiques par fractionnement granulométrique, datation ^{14}C et observations ultrastructurales. Thèse doctorat Univ. Nancy I, 129 pages.

Suharta N., Balesdent J., Guillet B., Belgy M.-J., Jaegy R. & Toutain F., 1994. Datation ^{14}C des matières organiques des sols. Intérêt des mesures faites sur certaines fractions granulométriques. 15è Réunion des Sciences de la Terre, Nancy 26-28 avril 1994.

Trouvé C., Disnar J.R., Mariotti A. & Guillet B., 1996. Changes in the amount and distribution of neutral monosaccharides of savanna soils after plantation of Pinus and Eucalyptus in the Congo. Eur. J. Soil Sci., 47, 1, 51-59.

Trouvé C., Mariotti A., Schwartz D. & Guillet B., 1994. Soil organic carbon dynamics under Eucalyptus and Pinus planted on savannas in the Congo. Soil Biol. Biochem., 26, 2, 287-295.

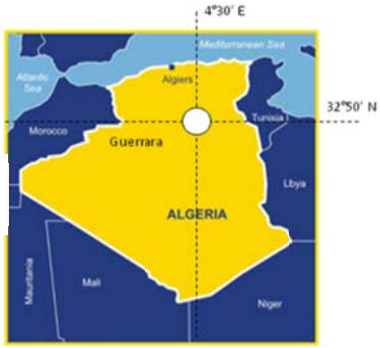
Traits pédologiques des sols de bassins endoréiques sahariens : outil de reconstitution du paléoclimat

YOUCEF Fouzia[1 & 2], HAMDI-AÏSSA Baelhadj[1 & 2], DJILI Brahim[1 & 2], MESSEN Nacer[2], HACINI Messaoud[1], DJERRAB Abderrezak[3] et IMATOUKEN Djamel[4]

[1] Labo. de biogéochimie des milieux désertiques, Université de Ouargla, BP. 511, Ouargla 30000, Algérie ; correspondant, hamdi_30@yahoo.fr
[2] Centre de Rech. Sci. et Tech. sur les Région Arides, B.P. 1482 Biskra, Algérie
[3] Département de géologie, Université de Tébessa, Algérie
[4] Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, Alger 16000, Algérie

Le sol joue un rôle fondamental dans le fonctionnement passé de la biosphère, et comme support des écosystèmes terrestres. Au désert du Sahara les conditions d'aridité actuelle lui confèrent une grande importance quant à la reconstitution des changements environnementaux passés.

Le présent travail a comme objectif l'étude micromorphologique des sols de bassins endoréiques en vue de montrer leur utilité comme outil de reconstitution « proxy » du paléoclimat. Pour se faire nous avons choisi deux régions d'étude situées au Sahara septentrional algérien (fig. 1) et représentant deux types de bassins endoréiques Sebkha et Daya, respectivement Sebkha de Ouargla et Daya d'El-Amied à Guerrara-Mzab. L'étude morphologique des profils sur terrain a été poursuivie par une caractérisation analytique au laboratoire. Les échantillons de sol non perturbés ont permis la réalisation de 18 lames minces. Cette étude a été poursuivie par des observations au Microscope électronique à Balayage (MEB).



Les résultats obtenus montrent que les sols étudiés conservent des traits pédologiques qui témoignent d'un fonctionnement passé et reflètent les fluctuations des conditions paléoclimatiques. Ces traits sont en partie identifiés sur le terrain, mais étudiés plus en détail au laboratoire à travers la micromorphologie. A ce niveau d'observation l'accent a été mis surtout sur la description des traits cristallins et texturaux.

Les traits cristallins gypseux

Les horizons gypsiques et pétrogypsiques très répandus dans la sebkha de Ouargla, résultent généralement d'une altération post-dépositionnelle, ils offrent une grande diversité des micro-assemblages cristallins. Les micro-assemblages cristallins gypseux, la plupart hérités, sont souvent juxtaposés : fantômes lenticulaires, lenticulaires sub-arrondis à arrondis, idiomorphes, etc. Une telle juxtaposition implique un scénario de hiérarchisations des épisodes d'aggradation et de dégradation de gypse, interrompus par des événements d'érosion hydro-éolienne. L'abondance des pseudomorphoses de gypse par la calcite dans certains horizons donne à ces derniers une échelle de fonctionnement temporel encore beaucoup plus large. Les pseudomorphoses indiquent un changement notable des conditions hydrologiques qui synchronisent probablement l'augmentation de la profondeur

des paléo-lacs au Nord du Sahara. Ceci se traduit ensuite par une dilution des eaux et par la formation de calcite très magnésienne. Les nappes et les paléo-lacs atteignent leur dilution maximale avec l'apparition de calcite pure et surtout le développement de biomarqueurs et des sédiments organiques dans le cas des paléo-lacs.

Les traits cristallins calcitiques

Les pédoreliques calcaires (fig. 2) abondamment observés dans les sols de l'axe Guerrara-Ouargla aussi bien qu'en surface des plateaux qu'enfouis dans les sols de l'avale des versants et des dépressions (glacis, plaines, terrasses alluviales, daya, sebkha, …etc.) correspondent d'après leur forme arrondie à plusieurs épisodes d'érosion hydro-éolienne des horizons calciques et pétrocalcique (i.e. calcrète) des plateaux. Les micro-assemblages calcitiques à l'intérieur des pédoreliques suggèrent un héritage de l'horizon pétrocalcique des plateaux. Les micrites et microsparites de nappes (fig. 3) ont aggradé dans ces régions pendant plusieurs épisodes quand les sols ont été saturés en eau de faible charge ionique. Ceci peut traduire un apport élevé d'eaux douces et une évaporation limitée. Une telle aggradation du calcite exige une haute pCO2, ce qui implique une végétation abondante et une importante activité biologique dans le sol.

Les traits textureaux

L'action physique de l'eau sur le sol s'enregistre sous la forme de traits caractérisés par des triages granulométriques, d'où le nom de traits texturaux. Un trait textural peut être recouvert ou reposé sur un autre (i.e. revêtements et croûtes). Les traits texturaux différent le plus fréquemment par leur granulométrie, mais aussi par leur composition chimique et minéralogique. Dans les horizons takyriques (alluviales) et les horizons sableux de Daya d'El-Amied il est fréquent d'observer dans un vide des lits de granulométrie différente (argile, limon, poussière éolienne …etc) posés les uns sur les autres ; cependant, il est rare que tous les vides contiennent la même séquence de traits texturaux car les vides ne sont pas tous contemporains. Une saturation en eau du sol laisse aussi des traces spécifiques, sous la forme d'intercalations dont l'interprétation dans les sols fournit des données sur le fonctionnement des nappes et sur l'infiltration de l'eau dans le sol. Au MEB, les grains de quartz dans le cas de la coupe de Daya d'El-Amied ont une forme arrondie à subarrondie avec une pellicule argileuse à faciès fibreux (palygorskite) (fig. 4) ; ces revêtements sont vraisemblablement d'origine héritée. L'ensemble de ces traits texturaux dans les sols de Dayat El-Amied et de la Sebkha de Ouargla permet de faire des hypothèses sur la succession des phases d'érosion (i.e. rhexistasie) et des phases de pédogenèse (i.e. biostasie).

En conclusion il est à souligner que la signification paléoclimatique des sols désertiques est en théorie extrêmement forte. Au plan méthodologique, le fait que tout sol possède une mémoire sous forme d'archives organisées hiérarchiquement impose de recourir aux techniques microscopiques pour décrypter cette mémoire. Dans ce travail, nous avons illustré quelques exemples les plus significatives : les traits cristallins (gypsiques et calcitiques) et texturaux (argileux, limoneux et poussière éolienne). Ces traits pédologiques résultent de phénomènes d'érosion, de remaniements sans ou avec déplacement, de sédimentation hydrique et éolienne, mais aussi de changements abrupts. Dans cette perspective paléoclimatique et paléoenvironnementale, l'avancée de nos connaissances à partir des sols nécessite d'approfondir les recherches dans plusieurs directions.

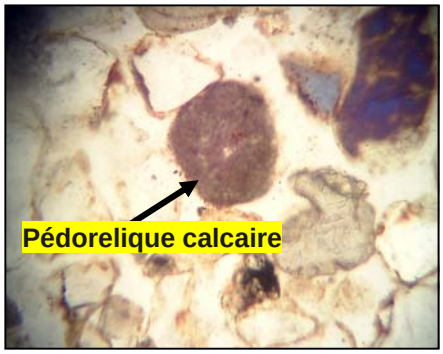


Fig. 2 : pédorelique calcaire (lumière naturelle x100)

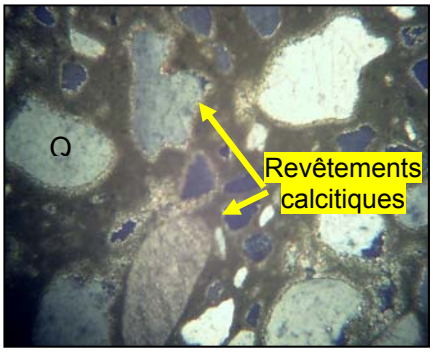


Fig. 3 : Revêtements calcitiques sur les grains de quartz (lumière naturelle x100)

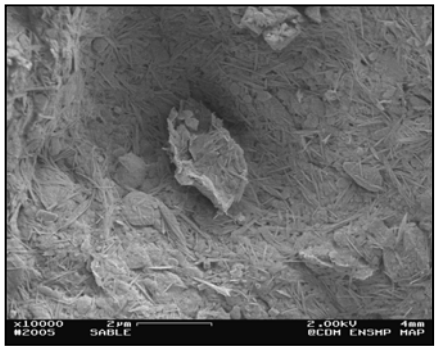


Fig. 4 : Revêtements argileux d'un grain de quartz

La pédogénèse des chernozems et des sols bruns lessivés en Europe Centrale

VYSLOUZILOVA Barbora[1], SCHWARTZ Dominique[2], SEFRNA Ludek[3], ERTLEN Damien[4], DRESLEROVA Dagmar[5] et JELENSKA Maria[6]

1 : Laboratoire Image, Ville, Environnement. Faculté de Géographie et d'Aménagement ERL 7230. UDS/ CNRS, 3, Rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg, barbora.vyslouzilova@live-cnrs.unistra.fr
2 : ERL 7230, dominique.schwartz@live-cnrs.unistra.fr
3 : Departement of Physical Geography and Geoecology, Faculty of Sciences, Charles University in Prague, Albertov 6, 12843 Praha 2, Czech Republic, sefrna@natur.cuni.cz
4 : ERL 7230, damien.ertlen@live-cnrs.unistra.fr
5 : Institute of Archaeology, Czech Academy of Science, Letenska 4, 11801, Praha 1, Czech Republic, dreslerova@arup.cas.cz
6 : Institute of Geophysics, Polish Academy of Science, Ks; Janusza 4, 01-452, Warsaw, Poland, bogna@igf.edu.pl

Les loess sont le matériau parental de plusieurs types de sols, en particulier des chernozems et des sols bruns lessivés, qui sont largement représentés en Europe centrale. Traditionnellement, il est considéré que les chernozems se sont développés sous des végétations ouvertes graminéennes, comme les steppes. A l'inverse, les sols bruns lessivés sont censés s'être développés sous les forêts. Néanmoins, les deux types de sols sont souvent présents dans les mêmes zones géographiques. Cette contradiction apparente montre qu'il y a un besoin d'études plus approfondies afin de comprendre les conditions paléogéographiques qui conduisent à la formation de chernozems et de sols bruns lessivés.

La question de l'évolution de ces deux types de sols a été étudiée depuis longtemps, afin d'identifier les influences naturelles et humaines jouant sur ces processus. L'idée que les chernozems sont les sols typiques et zonaux des steppes en climat sec a été prononcée par Dokuchaev (1892). La distribution actuelle de chernozems dans des zones à climat favorable à la formation de forêts s'expliquerait alors comme la conservation de chernozems reliques de l'Holocène ancien, préservés grâce à l'agriculture : les grandes cultures de céréales sont censées simuler les conditions de la steppe (Lozek, 1973), notamment par un enrichissement du sol en matière organique d'origine racinaire.

Cependant, des exemples de chernozems sous forêts sont connus en République tchèque (SCHKO Palava, 2006), en Autriche (Franz, 1955) ou en Slovaquie (Surina *et al.* 1999) en continuité avec des sols bruns lessivés. Ceci a mené à rechercher d'autres facteurs pédogénétiques, qui n'avaient pas été pris en compte auparavant (Eckmeier *et al.*, 2007).

L'objectif de notre étude est la reconstruction de l'environnement dans la première moitié de l'Holocène sur des zones à chernozem afin de mieux comprendre le rôle de la végétation dans la formation de ces sols. A cet égard, il est indispensable de procéder à des comparaisons avec des sols bruns lessivés présents dans les mêmes conditions biogéographiques. Pour identifier les conditions environnementales qui conduisent à la formation de chernozems ou de luvisols, nous menons une étude fondée sur l'analyse qualitative en spectroscopie proche infrarouge (SPIR) des matières organiques du sol, afin d'identifier le type de végétation à l'origine de ces constituants, selon la méthode proposée par Ertlen *et al.* (2010). A cet effet, il est indispensable d'établir une base de données sur

une population représentative de chernozem et paléochernozem, sous végétations de steppe et de forêt. Dix neuf sites ont été décrits, surtout en République Tchèque, mais aussi en Slovaquie et en France. Ce référentiel inclut également des chernozems jamais cultivés, qui sont très rares dans le paysage actuel. De tels sites ont été analysés en Ukraine (Jelenska *et al.*, 2007) ou en Russie (Rodionov *et al.*, 2001).

Des mesures au ^{14}C sont effectuées pour déterminer le temps moyen de résidence du matériel organique des sols. Les charbons de bois conservés dans les sols sont extraits et identifiés et datés. L'ensemble des méthodes est couplé avec des analyses des phytolithes, pollen et mollusques tirées de la littérature. Une attention particulière sera donnée à une séquence fine entre chernozem et sol brun lessivé, afin de mieux comprendre comment s'effectue le passage d'un sol à l'autre.

Les premiers résultats (SPIR) sont en cours d'acquisition et seront détaillés oralement lors des 11° JES.

Références

Dokuchaev, V. V., 1883. Russkij Cernozem. Sankt Petersburg.

Eckmeier *et al.* 2007. Pedogenesis of chernozems in Central Europe – A review. Geoderma 139, p. 288-299.

Ertlen, D. *et al.* 2010. Discriminating between organic matter in soil from grass and forest by near infrared spectroscopy. Eur. J. Soil Sci., 61, p. 207-216.

Franz, H. 1955. Zur Kenntnis der Steppenböden im pannonischen Klimagebiet Österreichs. Die Bodenkultur 8, p. 125-132.

Jelenska, M. *et al.* 2007. Magnetic iron oxides occurring in chernozem soil from Ukraine and Poland as indicators of pedogenic processes. Stud. Geophys. Geod., p. 52, 255-270.

Lozek, V. 1973. Priroda ve ctvrtohorach. Academia, Praha, 373 p.

Rodionov, A. *et al.* 2001. Origin of the enriched labile fraction (ELF) in Russian Chernozems with different site history. Geoderma 102, p. 299-315.

SCHKO Palava 2006. Rozbory CHKO Palava. Mikulov, 128 s.

Surina *et al.* 1999. Atlas pod SR. Bratislava. 60 s.

Modélisation des dynamiques de la végétation fondée sur l'analyse de profils de sols par spectroscopie proche infrarouge

ERTLEN Damien[1], SCHWARTZ Dominique[1] et BRUNET Didier[2]

1 : ERL 7230, CNRS/Université de Strasbourg, Image, Ville, Environnement, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg, damien.ertlen@live-cnrs.unistra.fr
2 : Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR 210 Eco&Sols, Montpellier SupAgro, bât. 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 2.

La spectroscopie proche infrarouge (SPIR) permet de prédire les quantités de divers éléments chimiques présents dans le sol (Cécillon *et al.*, 2009). Les teneurs en matières organiques du sol (MOS) sont particulièrement bien prédites par cet outil. Alternativement à ces méthodes quantitatives, une approche qualitative qui consiste à associer un spectre PIR à l'origine végétale des MOS est testée (Ertlen, 2009 ; Ertlen *et al.*, 2010). En effet, la grande majorité des MOS provient directement ou indirectement de la végétation. La reconnaissance de cette origine s'inscrit dans plusieurs problématiques parmi lesquelles figurent la compréhension des dynamiques des MOS à l'échelle du profil pédologique et la reconstitution des dynamiques de la végétation à différentes échelles spatiales et temporelles.

Nous présentons les résultats d'analyses SPIR réalisées sur des profils complets de sols avec une résolution verticale élevée. Les profils de sol sont prélevés dans le massif des Vosges sous une végétation prairiale ou forestière. L'histoire de la végétation - défrichement reconquête, stabilité - varie en fonction des sites. Elle est attestée par des documents historiques, l'identification de micro-charbons de bois ou l'analyses de phytolithes (Goepp 2007 ; Schwartz *et al.*, 2005). Dans un premier temps, les sites sur lesquels la stabilité de la végétation est avérée à l'échelle pluriséculaire sont privilégiés, puis des sites ayant connu divers scénarios de changement d'occupation du sol sont examinés (Fig. 1).

Environ 1000 échantillons de surface provenant de 50 sites en Alsace et dans les Vosges constituent une banque spectrale de référence. Une analyse discriminante entre les sols sous forêts et les sols sous prairies permet de générer une fonction discriminante (Ertlen *et al.*, 2010). Cette fonction est ensuite appliquée aux profils de sols. Les résultats sous forme de scores (sans unité) sont comparés au référentiel de surface. Nous admettons que le score moyen des échantillons de surface sous prairie équivaut à une origine exclusivement prairiale de la végétation et réciproquement pour la forêt.

La confrontation des données spectroscopiques à diverses données paléoenvironnementales confirme la capacité de la SPIR à restituer l'occupation du sol ancienne d'un site. Afin de caler chronologiquement les changements de végétation et leurs conséquences sur le sol, nous les comparons à un modèle de décroissance exponentielle des MO initiales (Balesdent et Guillet, 1982) qui s'appuie sur la mesure du temps moyen de résidence des MOS en différents points du profil (Fig. 1).

Cette démarche montre que notre approche qualitative par SPIR de profils complets de sols couplée à des mesures radiocarbone du temps moyen de résidence fournit également un ordre de grandeur pour la date du dernier changement d'occupation du sol.

A l'avenir, cette approche permettra dans le cadre d'études paléoenvironnementales de détecter rapidement les changements de végétations aux échelles locales. Inversement, sur des sites dont l'histoire végétale est déjà bien connue, la signature spectrale d'un type de végétation pourra servir de marqueur pour étudier la dynamique des MOS à différentes échelles temporelles.

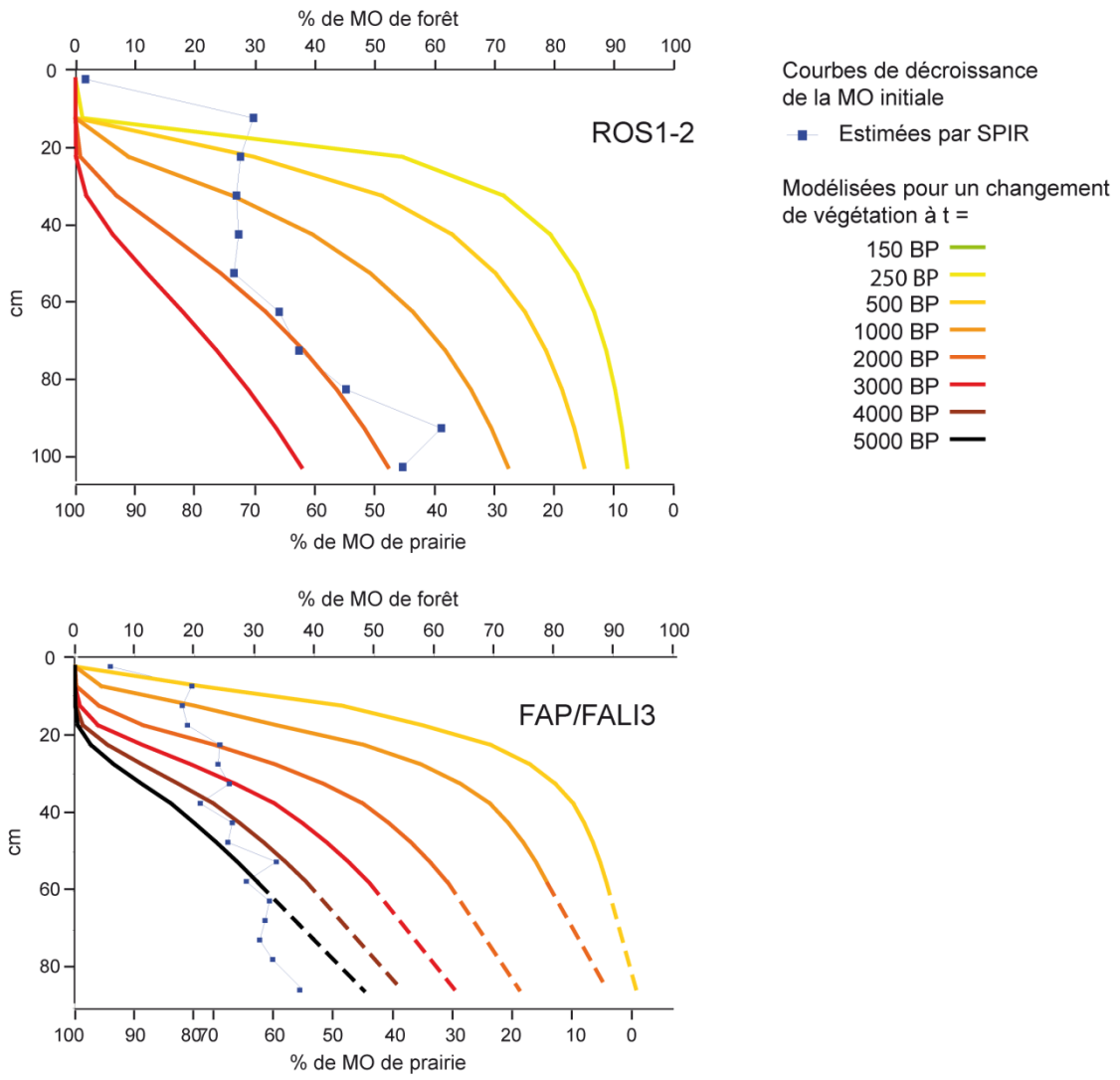


Fig. 1 : Profils prairiaux anciennement sous forêt. ROS1-2 défriché à l'Antiquité (2000 BP), FAP/FALI3 défriché à l'Age du Bronze (3500 BP)

Références

Balesdent J. et Guillet B., 1982. Les datations par le ^{14}C des matières organiques des sols. Contribution à l'étude de l'humification et du renouvellement des substances humiques. Sciences du sol-Bulletin de l'AFES, 2, 93-112.

Cécillon L., Barthès B. G., Gomez C., Ertlen D., Genot V., Hedde M., Stevens A. et Brun J. J., 2009. Assessment and monitoring of soil quality using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). European Journal of Soil Science, 60, 770-784.

Ertlen D., 2009. Archivage pédologique et dynamiques environnementales : Mise au point d'une méthode de reconnaissance des paléovégétations fondée sur l'analyse spectroscopique dans le proche infrarouge (SPIR) des matières organiques de sols et paléosols. Thèse de l'Université de Strasbourg, 382 p.

Ertlen D., Schwartz D., Trautmann M., Webster R. et Brunet D., 2010. Discriminating between organic matter in soil from grass and forest by near-infrared spectroscopy. European Journal of Soil Science, 61, 2, 207-216.

Goepp S., 2007. Origine, histoire et dynamique des Hautes-Chaumes du massif vosgien. Déterminismes environnementaux et actions de l'Homme. Thèse, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 286 p.

Schwartz D., Thinon M., Goepp S., Schmitt C., Casner J., Rosique T., Wuscher P., Alexandre A., Dambrine E., Martin C. et Guillet B., 2005. Premières datations directes de défrichements protohistoriques sur les chaumes secondaires des Vosges (Rossberg, Haut-Rhin). Approche pédoanthracologique. Comptes Rendus Géosciences, 337, 14, 1250-1256.

De la strate à l'horizon, mesure des perturbations et de l'effacement des signatures sédimentaires par les processus liés à la pédogénèse : approche par l'anisotropie de la susceptibilité magnétique (ASM)

GOETT Hugo[1], SCHWARTZ Dominique[1] et WASSMER Patrick[2,1]

[1] : Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement, 3 rue de l'Argonne F-67083 Strasbourg cedex, hugo.goett@live-cnrs.unistra.fr, dominique.schwartz@live-cnrs.unistra.fr
[2] : Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, Laboratoire de Géographie Physique, 1 place Aristide Briand, F-92195 Meudon cedex, patrick.wassmer@unistra.fr

Les dynamiques des grands processus d'érosion peuvent être décryptées dans les formations superficielles à travers la recherche de signatures sédimentaires spécifiques. Les formations superficielles constituent ainsi une véritable base de données d'archives sédimentaires (Chamley H., 1990). Cependant, après leur dépôt, les sédiments peuvent être soit fossilisés en milieu clos et constituer une strate, soit soumis aux processus d'altération et de pédogénèse en milieu ouvert et se transformer en sols. Cette mutation implique entre autres des mécanismes de brassage des sédiments, dans lesquels les processus de bioturbation occupent une place prépondérante, et par conséquent des perturbations et diffusion des signatures sédimentaires.

Si les mécanismes de bioturbation ont déjà été étudiés au sein des sols, leur traduction sur les strates est bien moins connue. Afin de mieux comprendre les modalités concrètes et de quantifier la vitesse et l'intensité de ces mécanismes, nous débutons une étude (thèse) des conséquences des processus pédologiques dans la fabrique sédimentaire de différents grands types de dépôts.

Développement de l'Anisotropie de la Susceptibilité Magnétique (ASM)

Pour quantifier les perturbations par les processus liés à la pédogénèse, nous proposons de développer la méthode de l'ASM. L'ASM est une méthode issue de la géologie qui est utilisée pour déterminer la fabrique des roches (Hrouda F., 1982). Dans les laves volcaniques et les roches sédimentaires, elle permet de remonter à la dynamique du fluide lors de la phase de dépôt (Rees A.I., 1965). Les mesures d'ASM ont largement été utilisées en géologie pour reconstituer les orientations et les directions des paléo écoulements. Cette méthode a été étendue en sédimentologie aux sédiments meubles sur les dépôts de tsunami de 2004 en Indonésie. L'ASM a fourni des résultats tout à fait probants pour la reconstitution des dynamiques des différentes vagues conservées dans la séquence sédimentaire (Wassmer P. *et al.*, 2010). Nous proposons dans un premier temps d'étendre la méthode à d'autres grands types de dépôts (alluvionnement, coulées de boue, lahars...) afin de constituer une base de données des fabriques sédimentaires. Dans un second temps, nous réaliserons des échantillonnages continus de profils d'évènements connus et datés, afin de déterminer sur quelle profondeur le signal est perturbé. La perte du signal d'ASM traduit une réorganisation des grains au sein de la couche et par conséquent témoigne de l'action de la pédogénèse. L'observation de ces perturbations sur des évènements datés nous fournira ainsi des données sur la vitesse et l'intensité de ces processus.

Définition de secteurs d'études

L'Indonésie, et plus particulièrement l'île de Sumatra apparaît comme un espace d'étude naturel où nous pourrons étudier l'évolution des dépôts de tsunamis de 2004. Les études réalisées sur les archives sédimentaires ont mis en évidence plusieurs paléo tsunamis en Indonésie (Détroit de la Sonde 1883, Sumatra 4400 B.P.,...) ce qui nous permettra de disposer d'une palette d'évènements sur une échelle de temps long. Le second secteur d'étude privilégié se situe au nord de l'Alsace, il est constitué par la butte témoin du Hexenberg, où l'on retrouve un site de l'Age du Bronze sur des dépôts alluviaux. De récentes études ont montré que le recouvrement des artefacts est probablement lié à des phénomènes de bioturbation (Schwartz D., Gebhardt A., 2011). Les mesures d'ASM dans les horizons situés sous les artefacts permettraient de quantifier en profondeur les processus de brassage dans le sol et de confirmer l'hypothèse du recouvrement par bioturbation.

Plusieurs autres sites de la plaine ello rhénane sont envisagés en partenariat avec les établissements habilités en archéologie préventive (INRAP, PAIR, ANTEA). Pour étudier les dépôts liés aux coulées de boue, nous travaillerons dans un premier temps dans le Haut-Rhin, sur le bassin versant expérimental de Rouffach (LhyGeS – ENGEES).

Résultats attendus et perspectives

Outre le développement de la méthode de l'ASM à différents types de dépôts, nous voulons préciser l'interface entre la strate et l'horizon afin de pouvoir quantifier de manière fine les vitesses d'effacement des signatures sédimentaires. Les mesures d'ASM seront mises en relation avec des analyses traditionnelles (granulométrie, morphoscopie, micromorphologie,...) ainsi que les résultats d'une placette expérimentale d'étude de la bioturbation créée en Indonésie 2009, afin de récolter un maximum d'informations pour alimenter une modélisation des effets de la pédogénèse sur les strates. Ces résultats devraient nous permettre d'identifier les paramètres les plus stables mais aussi d'expliquer l'absence de signatures sédimentaires d'évènements catastrophiques en estimant leur probabilité de diffusion et d'effacement en fonction du temps.

Références

CHAMLEY H., 1990. Sédimentologie, 1ère édition. *Édition Dunod,* juillet 1990, 175p.

HROUDA F., 1982. Magnetic anisotropy of rocks and its application in geology and geophysics. *Geophys. Surv.*, 5, p.37-82.

REES A.I., 1965. Preliminary measurements of anisotropy of magnetic susceptibility of Franciscan Formation of central California. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 76, p.975-979.

SCHWARTZ D., GEBHARDT A., 2011. L'enfouissement de vestiges archéologiques par la bioturbation: la colline du Hexenberg (Leutenheim, 67) Un cas d'école. *Étude et gestion des sols, 18, 4, 2011,* p. 287-300;

WASSMER P., SCHNEIDER J.-L., FONFREGE A.V., LAVIGNE F., PARIS R., GOMEZ C., 2010. Anysotropy of Magnetic Susceptibility Technique applied to unconsolidated sediments: A Complementary Tool for Understanding the Emplacement of the 2004 Tsunami Deposits, Sumatra Island, Indonesia. *Marine Geology , 275 , 1-4* , p. 255-272.

Premières mesures ^{14}C du TMR de biomarqueurs moléculaires dans les sols : quelles conséquences sur leur potentiel comme archives paléoenvironnementales ? (programme APOGEE-GESSOL 3)

LIAUD Céline[1], BASTIEN Claire[1], BERNASCONI Stefano[2], TRENDEL Jean-Michel[1], ADAM Pierre[1], SCHAEFFER Philippe[1], ERTLEN Damien[3], GIERGA Merle[2] et SCHWARTZ Dominique[3]

[1] : Laboratoire de Biogéochimie Moléculaire, UMR 7177 CNRS, Université de Strasbourg, ECPM, 25 rue Becquerel F-67200 Strasbourg
[2] : Geologisches Institut, ETH Zürich, Sonneggstrasse 5, 8092 Zürich
[3] : Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement, 3 rue de l'Argonne F-67083 Strasbourg cedex, dominique.schwartz@live-cnrs.unistra.fr

L'étude des trajectoires temporelles des écosystèmes est un élément clef pour mieux compendre leur structure et dynamique actuelle, et donc mieux les gérer sur la durée. A cet égard, les archives pédologiques sont un outil intéressant pour reconstituer les états de ces systèmes dans le passé, par leur omniprésence à la surface terrestre. Elles posent en revanche des problèmes spécifiques en terme d'interprétation chronologiques. Nous présentons ici de nouveaux développements sur des biomarqueurs moléculaires présents dans les matières organiques des sols, et susceptibles de constituer par leur spécificité des indicateurs de paléo-écosystèmes, grâce à des mesures directes du temps moyen de résidence (TMR) sur les molécules elles-mêmes.

Matériel et méthodes

Le sol analysé est situé dans la forêt de l'Elmerforst (67), dont l'histoire est connue par les archives historiques depuis le XIII° siècle. Il s'agit d'un alocrisol (sol brun acide) développé sur des matériaux issus de l'altération des grès vosgiens. Il semble avoir été occupé en permanence depuis cette date par une forêt, actuellement une chênaie-hêtraie. Quatre niveaux ont été analysés à 0-5 (EFE 1), 10-20 (EFE 2), 25-35 (EFE 3) et 45-60 cm (EFE4).

Les profils lipidiques totaux des échantillons été obtenus par extraction aux solvants organiques, dérivation (méthylation des acides, acétylation des alcools) de l'extrait organique (soit environ 10% de la matière organique totale) puis analysés par couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC-MS). Pour les datations au ^{14}C de composés individuels, l'isolement de composés purs a été effectué à partir d'extraits lipidiques par une succession d'étapes de séparation chromatographique impliquant de la chromatographie liquide (CL) sur gel de silice et gel de silice imprégné au nitrate d'argent et de la chromatographie haute performance en phase inverse (RP HPLC), conduisant à l'obtention des composés purs (friedeline, n-heptacosane) ciblés pour les datations ^{14}C.

Pour les mesures de ^{14}C, les composants isolés ou les extraits lipidiques ont été transférés dans des tubes de quartz, contenant CuO. Après avoir été mis sous vide, les tubes ont été chauffés à 950 °C dans un four pendant 8 heures. Après purification, le CO_2 est transféré directement dans la source de l'Accelerator Mass Spectrometer MICADAS avec source de CO_2 au *Laboratory of Ion Physics* de l' ETH-Zürich (Synal *et al.*., 2007 ; Ruff *et al*., 2007). Cet instrument permet la mesure précise du ^{14}C sur des quantités de carbone de l' ordre de 10 µg. Les mesures de ^{14}C sont présentées avec la notation $F^{14}C$ (Fraction Modern) selon la définition de Reimer *et al*. (2004).

Résultats

Les 4 profils lipidiques totaux analysés par GC-MS ne présentent, de manière surprenante, que peu de différences du point de vue de leur composition, et sont dominés par la friedeline (un triterpène présent de manière très importante dans l'écorce et les racines de chêne, et absent chez le hêtre) et plusieurs séries de composés linéaires (n-alcanes, n-acides, n-alcools). A première vue, cette remarquable similitude entre les échantillons pourrait être cohérente avec l'hypothèse d'une excellente préservation de la m.o. tout au long du profil de sol, celle-ci étant issue d'une couverture végétale ayant en effet peu évolué au cours du temps. Néanmoins, il peut aussi être envisagé que la signature moléculaire observée dans le cas des échantillons profonds ne correspond pas à celle de la m.o. initialement présente, mais résulte pour l'essentiel d'apports organiques récents dans les sols (apports racinaires, m.o. de surface entraînée par bioturbation ou lessivage, ….). Afin de trancher entre ces deux possibilités, nous avons fait appel à la datation au ^{14}C de composés individuels isolés à partir des extraits organiques. Notre choix s'est porté sur la friedeline (composé majeur des extraits lipidiques et marqueur spécifique du chêne) et le n-heptacosane (composé présent dans les feuilles de hêtre et, dans une moindre mesure, de chêne, qui possède une grande stabilité chimique). Ainsi, la datation par AMS de la friedeline isolée à partir de l'échantillon de surface (EFE1) et de l'échantillon le plus profond (EFE4) fournit dans les deux cas des valeurs modernes (post-bombe, > 1950). De même, les datations obtenues pour l'heptacosane isolé des 4 échantillons du profil de sol présentent des signatures résolument modernes. Ces résultats préliminaires indiquent que la signature lipidique observée dans ce sol caractérise essentiellement la contribution d'une matière organique récente, celle-ci étant à la fois constituée d'apports d'origine racinaire et/ou écorce (friedeline) et foliaire (n-C_{27} alcane). Ceci est par ailleurs en accord avec les valeurs de datation de l'extrait lipidique total des échantillons EFE1 et EFE4, qui sont également d'âge moderne. Ces résultats sont en opposition avec ceux obtenus concernant la datation de la m.o. totale du sol EFE4 (1400 BP), ce qui tend à montrer que la m.o. dans cet horizon de sol est hétérogène et constituée à la fois d'un "pool" de m.o. ancienne et réfractaire de nature non lipidique et d'un "pool" labile, comprenant (entre autres) l'extrait lipidique.

Discussion et Perspectives

Ces premiers résultats mettent en avant la difficulté à trouver des biomarqueurs fiables et exploitables dans le cas d'horizons de sols profonds. Ils sont en revanche intéressants en terme de dynamique des matières organiques parce qu'ils indiquent que même des composants qui sont en général considérés comme résistants à la biodégradation doivent avoir un TMR relativement court. Les lipides représentant environ 10 % de la m.o. des sols, il est nécessaire de comparer le TMR de la m.o. totale avec ceux de la fraction résiduelle hors lipides et de l'ensemble des lipides (travaux en cours). Par ailleurs, la présence de biomarqueurs avec un âge ^{14}C moderne en profondeur indique un transport vertical important de ces composants jusqu'à des profondeurs considérables dans le profil du sol. Des analyses complémentaires sur d'autres sols et d'autres fractions organiques sont indispensables pour mieux cerner les mécanismes de translocation de la m.o.

Remerciements : Le programme APOGEE est financé par GESSOL-3 (ADEME)

Références

Reimer, P.J., Brown, T.A., Reimer, R.W., 2004. Discussion: Reporting and calibration of Post-Bomb ^{14}C data. Radiocarbon 46, 1299-1304.

Ruff M., Wacker L., Gäggeler H.W., Suter M., Synal H.-A., Szidat S., 2007. A gas ion source for radiocarbon measurements at 200 kV. Radiocarbon, 49, 307-314.

Synal, H.-A., Stocker, M., Suter, M., 2007. MICADAS: A new compact radiocarbon AMS system. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms 259, 7-13.

Environnement et anthropisation dans la plaine alluviale de la Seine à Paris, rue Farman (75)

CHAUSSÉ Christine[1] et WATTEZ Julia[2]

[1] : INRAP, UMR 8591, Équipe Environnement quaternaire, christine.chausse@inrap.fr
[2] : INRAP, UMR 5140, Equipe Sol-DMOS, Agroparistech, julia.wattez@inrap.fr

Contexte de la recherche

La définition des environnements contemporains des occupations humaines anciennes et leur anthropisation constituent pour l'archéologie une préoccupation qui n'a cessé de se renforcer depuis les 40 dernières années. Les milieux alluviaux des fonds de vallées actuelles, en particulier, se prêtent au développement de ces approches. En effet, les archives sédimentaires tardi-holocènes y sont globalement bien préservées et recèlent de nombreux sites archéologiques. L'étude fine de ces séquences pédo- morphosédimentaires et leur étude comparative diachronique et multiscalaire permettent d'engager une recherche documentant aussi bien la variabilité climatique, son impact sur le fonctionnement de l'hydrosystème et leurs interactions sur les peuplements que la modification des milieux induite par les activités générées par les sociétés humaines anciennes.

Si l'étude des paléoenvironnements en contexte archéologique est relativement ancienne, la systématicité des approches Homme/milieu apparaît plus récente et reste lacunaire. Leur investissement dans l'espace parisien n'a pas échappé à cette règle. Ainsi, les approches géoarchéologiques engagées sur le site de la rue Farman à Paris constituent presque une exception. Elles apparaissent fondamentales pour qui veut comprendre la fabrique de cet espace. Les travaux présentés ici ouvrent une fenêtre spatiale étroite sur l'évolution de la plaine alluviale de la Seine et son anthropisation depuis le début de l'Holocène.

Rythme et évolution du milieu à l'Holocène rue Farman et impact anthropique

Le site de la rue Farman dans le sud-ouest de Paris a livré plusieurs occupations stratifiées s'échelonnant entre le Mésolithique et la Protohistoire (Souffi et Marti, -dir- 2011). Elles sont comprises dans une séquence sédimentaire fluviatile développée sur environ 2 m d'épaisseur localisée sur la rive gauche actuelle de la Seine. Son étude morphosédimentaire, pédo-stratigraphique et micromorphologique a permis de retracer l'évolution générale de cet espace rivulaire et d'y appréhender l'impact des différentes occupations humaines qui s'y sont succédé depuis le début de l'Holocène.

Ainsi, l'occupation la plus ancienne rapportée au Mésolithique remonte à la seconde partie du Préboréal / première partie du Boréal d'après les mesures au radiocarbone. Elle s'est installée sur une portion stabilisée de la plaine d'inondation, non atteinte par les processus d'alluvionnement. La construction d'un sol brun lessivé s'y amorce sous une couverture végétale basse. L'impact anthropique à l'échelle de la fouille est imperceptible en dehors de quelques surfaces circonscrites mais non aménagées, utilisées lors d'activités de combustion.

L'épisode suivant est marqué par une phase de remaniement selon des processus de colluvionnement modérés. Ils contribuent probablement à la redistribution mesurée des artefacts du Mésolithique qui sont mêlés à des restes lithiques et céramiques rapportés au Néolithique. Bien qu'aucun élément ne permette de le resituer dans une chronologie précise, l'événement pourrait être replacé entre la fin de l'Atlantique récent et le début du Subboréal d'après les éléments recueillis sur la fouille contiguë réalisée à la fin des années quatre-vingt-dix (Watrin *et al.* 1995, 1996). Il pourrait avoir été induit par des groupes du Néolithique

ancien ou moyen dont la présence, à l'échelle du bassin de Paris, s'accentue progressivement. A Farman, bien qu'aucun marqueur d'activité humaine directe n'ait été observé, une hausse relativement nette des particules charbonneuses fines dans les sédiments est enregistrée suggérant une anthropisation évidente du milieu.

L'événement suivant est marqué par des dépôts de plaine d'inondation dont l'aggradation est concomitante de processus pédologiques à l'origine de la mise en place de traits texturaux et carbonatés dans les sédiments. L'unité correspond à un sol cumulique. L'empoussièrement des traits texturaux et la présence de croûtes de surface suggèrent un milieu colonisé par une végétation basse et discontinue, surtout dans la moitié supérieure de l'unité sédimentaire. L'anthropisation du secteur paraît aussi s'accentuer d'après la progression des particules de charbon associées à l'apparition de débris de matériaux manufacturés et d'agrégats thermiquement altérés. Un épisode d'incendie, reconnu aussi bien sur le terrain qu'en lame mince clôture la période ; il paraît associé à des vestiges du Bronze ancien.

Une reprise du détritisme fluviatile sur le secteur intervient dans un quatrième temps. Son expression sédimentaire reste locale, contingentée au sud de la fouille qui correspond à une zone déprimée de la paléotopographie.

Elle est suivie par une nouvelle phase de stabilisation relative (sol cumulique peu mature) qui recèle des vestiges non structurés rapportés au Bronze final/Hallstatt ancien.

Le dernier événement correspond à un important épisode détritique fluviatile dont la mise en place n'a pu être replacée dans la chronologie fini-Holocène.

Conclusions

Les travaux géoarchéologiques réalisés rue Farman à Paris représentent une ouverture documentant l'évolution d'une portion de la plaine alluviale de la Seine et son anthropisation avant son urbanisation intervenue au cours du 19e siècle. Sa position de plaine d'inondation apparaît ancienne et remonte au moins au Boréal, période au cours de laquelle le milieu est relativement stabilisé. Le secteur n'en apparait pas moins soumis aux crues de débordement qui pénètrent régulièrement et profondément la plaine d'inondation peu après la transition Atlantique récent/Subboréal, ce jusque récemment (crue de 1910). Cette rupture morphodynamique est-elle consécutive de l'installation des premières communautés d'agriculteurs/pasteurs ou relève t'elle de modifications plus globales des conditions climatiques ?

Références

Souffi B., Marti F., dir., 2011 – Paris, 15e, 62 rue Henry Farman. Evolutioin culturelle e environnementale d'un site stratifié en bord de Seine du Mésolithique au premier Age du fer. Inrap, Centre-Ile-de-France, Pantin, 4 volumes.

Watrin L, Gaillard S., 1995 – Héliport de Paris, 15e arrondissement. Etude d'impact archéologique. Service Régional de l'Archéologie, AFAN, Saint-Denis (93), 34 p.

Watrin L, Gaillard S., 1996 – Approche géoarchéologique du site de France-Télévision, Paris 15e. Les berges médiévales de la Seine. Rapport de diagnostic, Service Régional de l'Archéologie, AFAN, Saint-Denis (93), 27 p.

Watrin L, Gaillard S., Pellerin C., Rochart X., 1996 – Héliport de Paris, 15e arrondissement, commune d'Issy les Moulineaux (92). Les vestiges pré- et protohistoriques sur la plaine inondable. Rapport de fouille, Service Régional de l'Archéologie, AFAN, Saint-Denis (93), 53 p.

Archives pédologiques des modes d'usage des sols au Néolithique : apport de la micromorphologie en contexte de luvisol (Centre et Ile de France)

WATTEZ Julia[1] et ONFRAY Marylise[2]

[1] : INRAP UMR 5140, Equipe Sol-DMOS, Agroparistech, julia.wattez@inrap.fr
[2] : Doctorante, UMR 8215, Equipe Sol-DMOS, Agroparistech, onfray.marylise@live.fr

Contexte de la recherche

C'est avec l'émergence et l'expansion des premières sociétés paysannes, au Néolithique, que l'on place le début des effets des activités humaines sur l'évolution des sols (Langhor, 2001). L'influence anthropique est le plus souvent envisagée du point de vue des pratiques agro-pastorales et les recherches dans ce domaine tendent à montrer que ces dernières ont entrainé des modifications profondes qui ont pu réorienter l'évolution des sols (par exemple, Kalis *et al*., 2003).

L'archéologie préventive, en multipliant les fenêtres d'observation (diagnostics, fouilles), a contribué à enrichir les référentiels micromorphologiques des interactions socio-environnementales, dans différents contextes chrono-culturels, géomorphologiques et pédologiques (Gebhardt, 2001, 2010 ; Cammas et Wattez, 2009). La diversité des processus anthropiques identifiés a conduit à souligner l'importance du rôle de l'homme dans la formation des sols, en particulier pour le Néolithique (Wattez et Cammas, 2009 ; Wattez, 2009 ; Onfray, 2010). En effet, dans certaines situations comme celles des plateaux (Ile-de-France, Centre), les occupations sont parfois matérialisées par des épandages de mobilier, qui s'inscrivent dans des horizons ne présentant pas les attributs spécifiques des sols d'occupation. Les exemples présentés illustrent l'intérêt de ces contextes pour appréhender les modes d'usage des sols et leurs effets sur l'évolution des luvisols.

Deux exemples d'usage des sols en contexte de plateau (Ile-de-France et Centre)

A Méré (Yvelines), une occupation attribuée à une phase ancienne du Néolithique a été mise au jour à la base d'un profil présentant les caractères d'un horizon éluvié. Les caractères micromorphologiques mettent en évidence une succession de petits horizons de surface, alimentés par des colluvions fines, liées à des ruissellements diffus.

Ces horizons sont colonisés par un couvert végétal bas mais sont partiellement déstructurés par des remaniements mécaniques résultant du travail du sol (agrégats basculés, croûtes de surfaces et revêtements argilo-poussiéreux cassés). La présence de fines racines carbonisées en place révèle des pratiques de brûlis. Les constituants anthropiques comme des débris de torchis et des charbons de bois sont bien représentés et pourraient correspondre à des amendements.

La séquence observée témoigne d'un mode de mise en culture qui n'affecte pas le sol en profondeur mais qui a entrainé des modifications structurales intenses en surface.

Le second exemple concerne le site des Carreaux (Prunay-le-Gillon, Eure et Loir) et illustre des transformations relevant d'un usage différent du sol. L'occupation du néolithique moyen est également repérée dans un horizon de type éluvié. Les caractères micromorphologiques montrent une dynamique de mise en place dominée par des apports liés au démantèlement progressif d'une structure construite en terre crue (viellissement) et à l'érosion d'horizons de surface voisins.

Ces apports sont réguliers et sont rythmés par les effets mécaniques du piétinement et dans une moindre mesure par l'activité biologique. La structuration liée au piétinement est cependant peu exprimée et témoigne d'un espace peu fréquenté.

Cette séquence relève d'un usage du sol en marge d'une occupation principale qui influence en particulier la nature des constituants. L'activité biologique (géophages, cavités racinaire) est nettement développée dans la partie supérieure, attestant de la déprise anthropique dans le secteur étudié.

Conclusions

Ces recherches montrent que les pratiques agricoles ne sont pas les seules responsables de l'évolution des sols dans les phases anciennes du Néolithique. La présence de structures d'habitat et leur occupation ont également une incidence sur le fonctionnement des sols, même dans les zones en marge des aires d'activités principales.

A l'instar des recherches actuelles menées sur les effets des travaux agricoles, les activités des communautés néolithiques, bien que de faible amplitude et qui s'inscrivent sur une durée relativement courte, celle de l'occupation, peuvent modifier de manière irréversible l'évolution des sols (Montagne, 2006).

Néanmoins, un recentrage des études pédo-stratigraphiques et micromorphologiques, à l'échelle micro-régionale, doit permettre de documenter les modes d'usage des sols en fonction des activités et d'en évaluer l'intensité afin de comprendre l'évolution du paysage pédologique.

Références

Cammas C. et Wattez J., 2009 – L'approche micromorphologique : méthode et application aux stratigraphies archéologiques. In *La géologie, les sciences de la terre appliquées à l'archéologie* (Dir. A. Ferdières), Collection « Archéologiques », Editions Errance, Paris, pp 181-216.

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, 2009, Pédo-archéologie et micromorphologie des sols : une aide à l'interprétation de la dynamique des paysages, Actes des 10ème Journées d'Etude des Sols (11-15 mai 2009, Strasbourg), D. Schwartz (ed), © AFES- Image, Ville, Environnement, p.39-40.

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*, Vol. 8, p. 103-118.

Kalis A.J., Merkt J., Wunderlich J., 2003 – Environmental changes during the Holocene climatic optimum in Central Europe – human impact and natural causes. Quaternary Science Reviews, 22 : p. 33-79.

Montagne, D., *Impact de la mise en culture et du drainage sur l'évolution récente des sols : cas des LUVISOLS DEGRADES de l'Yonne*. Thèse présentée à l'université d'Orléans, 2006, 252 p.

Onfray M., 2010 – *Approche géoarchéologique de l'utilisation de la terre crue au Néolithique final dans le Centre Ouest de la France : le cas du site des "Vaux" à Moulins-sur-Céphons (36),* mémoire de master 2 de l'université de Bourgogne, 152p.

Wattez J. et Cammas C., 2009 – Micromorphologie des sols : l'homme acteur de la pédogenèse. In J. Burnouf, D. Arribet-Deroin, B. Desachy, F. Journot, A. Nissen-Jaubert, *Manuel d'Archéologie Médiévale et Moderne*, Coll. U, Armand Colin, Paris, pp 80-82.

Wattez J., 2009 - Enregistrement sédimentaire de l'usage de la terre crue dans les établissements néolithiques du sud de la France : le cas des sites du Néolithique Final de La Capoulière 2 et du Mas de Vignoles IV. *De la maison au village. L'habitat néolithique dans le Sud de la France et de Nord-Ouest méditerranéen* (Dir. A. Beeching et I. Sénépart). Actes de la table ronde des 23 et 24 mai 2003 Mémoire XLVIII de la SPF. Pp 199-218.

Fossés « collecteurs » et mares sur plateau, apport de l'analyse micromorphologique sur les modes d'occupation des sols : le cas du site de Bussy-Saint-Georges (Seine-et-Marne, époque romaine – haut Moyen-Age)

CAMMAS Cécilia[1], BLANCHARD Johann[2] et BROUTIN Pierre[3]

[1]Inrap, UMR 5140, Equipe Sol-DMOS, AgroParistech, cecilia.cammas@inrap.fr
[2]Inrap, johann.blanchard@inrap.fr
[3]Inrap, UMR 7041, pierre.broutin@inrap.fr

La multiplication des opérations d'archéologie préventive sur les plateaux en Ile-de-France a montré que les anthroposols archéologiques, et, par conséquent, les traces directes du travail du sol, ne sont conservés que très ponctuellement, et dans des situations topographiques particulières pour les périodes de l'âge du Fer au haut Moyen-Age. Elle a également mis au jour des fossés, souvent associés à des dépressions fermées, dont la récurrence et l'extension témoignent d'une forte emprise de l'homme sur le paysage dès l'âge du Fer. Ces structures, leur dynamique sédimentaire, leur assemblage et leur organisation dans l'espace constituent les principaux, et, souvent, les seuls fossiles directeurs de la mise en valeur des sols et de l'évolution du paysage sous l'effet des activités humaines. L'objectif de cette étude est d'apporter des éléments de compréhension du fonctionnement de ces structures en creux et de leur relation avec les systèmes d'exploitation ou de mise en valeur des sols.

Dans les environs de Marne-la-Vallée, une micro-région bien documentée par nombre d'opérations archéologiques préventives récentes, il a été discriminé, pour l'époque romaine et sur plusieurs opérations archéologiques, des systèmes de fossés hiérarchisés : de larges fossés à fond plat qui présentent, parfois, des traces de circulation d'eau (dits « collecteurs »), et des fossés plus étroits, comblés par des colluvions fines hydromorphes (travaux du PCR Marne-la-Vallée, Histoire du Paysage, A. Berga dir.). L'opération archéologique menée sur la future ZAC des Pigeonneaux-Sycomores à Bussy-Saint-Georges, près du bord Nord-est d'un plateau stampien nappé de limons de plateaux, a été l'occasion d'étudier, à l'aide de la micromorphologie (Bullock *et al.* 1985, Cammas *et* Wattez 2009), un fossé dit « collecteur » romain (Ier-III^è^ s. ap. J.-C.) et une grande dépression fermée (mare), datée du II^è^ s. au X^è^ s. ap. J.-C.. Dans cette zone, de nombreuses mares avaient repérées lors des diagnostiques archéologiques.

Sur le terrain, un décapage fin et la multiplication des coupes dans le fossé collecteur a révélé une structure complexe et originale, dont la largeur et la profondeur varient rapidement, sans logique topographique ou taphonomique, et qui présente, localement, une sorte de rampe d'accès en pente douce vers le fond du fossé. L'analyse micromorphologique montre des apports de limons argileux décarbonatés, où prédomine l'action de l'eau (ruissellements / saturation / engorgement plus ou moins longs), elle souligne également les variations selon les zones du fossé. Là où il est peu profond, la présence de résidus végétaux ferruginisés évoque un aménagement ou des apports organiques, recouverts d'un apport rapide de pédo-sédiments issus d'un horizon enrichi en argiles dont la morphologie de terrain évoque un ré-étalage des sédiments (présence d'un talus effondré ?). Dans une autre coupe, l'analyse de prélèvements en spatial montre que les traces de circulations d'eau sont bien marquées vers le bord du fossé, alors que le centre présente des apports plus boueux et plus engorgés. Dans une zone profonde (plus de 140 cm sous le décapage archéologique, bassin ou fosse), le fond du fossé est marqué par des imprégnations

ferrugineuses qui témoignent de la stagnation des solutions. La base du remplissage montre une organisation de la fraction fine, en plages ou intercalations peu orientées, faiblement biréfringentes, ou encore en revêtements, qui témoignent de percolations rapides dans le sol. Des dépôts par décantation témoignent d'apports dont la compétence décroit rapidement à et emplacement, localement, ces petites croûtes sont démantelées sous l'effet de fort ruissellements. Ce fossé et les autres structures romaines du site sont recouvertes de colluvions limoneuses, d'abord à composante carbonatée, puis décarbonatées.

L'étude du remplissage de la mare met en évidence des traits qui résultent de saturation en eau et de l'engorgement à la base, ainsi que de retrait-gonflement plus haut dans le profil. Cependant, des variations fines dans le fonctionnement de la dépression, en terme de nature des apports et d'évolution pédologique ont été discriminées et regroupées en 3 phases de fonctionnement. La première phase (IIè s. av. J.-C) est à un apport de limons argileux de quelques centimètres d'épaisseur, semblables aux sédiments sous-jacents, avec un enrichissement graduel en limons carbonatés vers le haut de l'unité. Durant la seconde phase les limons sont à forte composante carbonatée. Des intercalations / lentilles plus argileuses ou plus lavées marquent des percolations et des circulations d'eau. Puis les sédiments prennent un caractère plus tourbeux (haut Moyen-âge). Les apports deviennent ensuite plus rythmés, et plus ou moins turbulents. La phase 3 se distingue par des apports de limons argileux peu carbonatés, au sein desquels se développent des « slickensides » (Bullock *et al.* 1985, Stoops *et al*. 2010) qui témoignent d'un fonctionnement à caractère vertique. Des revêtements ferrugineux marquent également des niveaux de battements de nappe. Vers la fin de la phase, des lentilles plus sableuses ou plus argileuses, ou encore plus lavées, ainsi que de petites griffes d'érosion et des intercalations boueuses parfois démantelées marquent des variations rapides dans la compétence des flux. Ainsi, l'analyse décrit le fonctionnement de la cuvette où la présence d'un plancher imperméable naturel permet, d'abord, la rétention de l'eau. Ensuite les accumulations fines et leur saturation en eau, puis les battements de nappe entretiennent ce plancher imperméable qui s'exhausse au cours du temps.

Dans les deux cas étudiés, l'analyse micromorphologique révèle des variations fines dans les rythmes et la compétence des apports, ce qui pose la question des agents qui les contrôlent. Pour le fossé, les variations morphologiques, stratigraphiques et microstratigraphiques témoignent d'une volonté de gestion de l'eau ou des flux, et par conséquent, de l'influence directe des activités humaines. Dans le cas de la mare, les rythmes de sédimentation semblent refléter un système plus large. La variation dans la nature des apports (carbonatés puis décarbonatés), inverse à celle d'une logique colluviale et similaire à celle des colluvions post romaines, peut refléter des évènements météorologiques, mais aussi, très certainement un changement dans le mode d'occupation des sols ou des pratiques agraires au cours du temps, telle que l'exploitation de nouveaux territoires et la modification des réseaux de drainage. Au delà du témoignage physique d'une emprise de l'homme sur le paysage, à partir de l'âge du Fer, qui s'exprime selon de nouvelles modalités, et qui paraît sans commune mesure avec les occupations antérieures en terme d'extension et d'intensité, les conséquences ces aménagements du territoire sur le fonctionnement des sols jusqu'à nos jours restent encore à explorer.

Références

Bullock P., Fedoroff N., Jongerius A., Stoops G. Tursina T., Babel U., 1985, Handbook for soil thin section, Waine Research Publications, Wolverhampton, 152 p.

Cammas C. Et Wattez J., 2009, L'approche micromorphologique : méthode et application aux stratigraphies archéologiques. In La géologie, les sciences de la terre appliquées à l'archéologie (Dir. A. Ferdière), Collection « Archéologiques », Editions Errance, Paris, p. 181-216.

Stoops G., Marcelino V., Mees F., 2010, Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths, Elsevier, 720 p.

Etudier les anthroposols urbains du premier Moyen Âge pour comprendre l'organisation des villes aux IVe-XIe siècles : géoarchéologie des terres noires à Metz, Noyon et Beauvais

BORDERIE Quentin

Université de Paris 1 - UMR 7041 Archéologie et Sciences de l'Antiquité, « Archéologies Environnementales », 3 rue Michelet 75006 Paris, quentin.borderie@univ-paris1.fr

Les anthroposols archéologiques des centres urbains de la fin de l'Antiquité et du début du Moyen Âge sont principalement constitués de couches de terre épaisses et très sombres, d'apparence homogène, difficilement interprétables au premier abord, et que l'on nomme communément « terres noires ». L'étude des terres noires est primordiale pour comprendre les sociétés des IVe-XIe siècles et leurs pratiques des espaces urbains. En effet, les textes et les structures archéologiques plus évidentes à interpréter sont très rares, tandis que les terres noires contiennent le mobilier et les traces, souvent ténues, des activités humaines. L'interprétation des terres noires, en terme de formation et d'activités humaines, requière toutefois la mise en place d'études fines et interdisciplinaires. En effet, la part des processus pédologiques dans la constitution de ces stratifications est importante et leur analyse nécessite d'adopter une approche géoarchéologique, permettant d'aborder les dynamiques socio-environnementales et la constitution des sols urbains anciens.

De telles études ont été menées ponctuellement depuis les années 1980. Elles ont permis de constater que l'homogénéité des terres noires n'est qu'apparente et que les processus à leur origine sont complexes. Ces études ont permis de renouveler l'interprétation des terres noires - qui jusque-là étaient cantonnées à des interprétations d'abandon des espaces, de remblaiement massifs ou de mise en culture des villes – et de proposer les premiers modèles de formation. Les terres noires sont aujourd'hui considérées comme des anthroposols (Holliday 2004, Girard *et al.*. 2005 : 151-186). Cependant, la récurrence des terres noires n'a jamais été évaluée, la quantification de leurs caractéristiques n'a été qu'initiée et les études sont restées spatialement isolées. Leur interprétation en terme de pratiques sociales, à l'échelle des sociétés urbaines de la fin de l'Antiquité et du début du Moyen Âge nécessitait donc de cumuler les études dans des espaces proches, de compléter leur caractérisation physico-chimique et micromorphologique afin d'interpréter les processus de formation à leur origine et, en définitive, les modes de vie et d'occupation des espaces urbains des IVe-XIe siècles qui y sont associés.

En se fondant sur un inventaire des observations de terres noires, dans les agglomérations d'origine antique et médiévale de cinq régions (Haute-Normandie, Picardie, Île-de-France, Champagne-Ardenne et Lorraine), 20 stratifications de terres noires, réparties à Beauvais, Metz et Noyon, ont fait l'objet d'une approche géoarchéologique. Des fouilles *in situ*, par unités stratigraphiques (US) et par passes horizontales, ont permis l'enregistrement tridimensionnel de la position des constituants grossiers d'une taille supérieure à 4 cm de diamètre et la prise systématique d'échantillons. Les informations spatiales macroscopiques ont ainsi été affinées par des informations micromorphologiques fines, l'identification des micro-constituants et la caractérisation physico-chimique des différentes US ou unités micro-stratigraphiques (UMS). La caractérisation physico-chimique des terres noires a été faite sur 89 unités stratigraphiques par la mesure de la perte au feu, du C/N, de la susceptibilité magnétique, les teneurs en carbonates, Fe, Pb, Zn, Cu, phosphore organique et inorganique. L'analyse micromorphologique a porté sur 79 lames minces. Des comptages exhaustifs, réalisés tous les 5 mm sur les lames minces, ont été faits sur sept stratifications de plus de 1,50 m d'épaisseur.

L'important potentiel d'information des terres noires a pu être démontré. Contrairement aux présupposés énonçant le peu d'intérêt des terres noires, et qui entraînent leur destruction irrémédiable, cette étude montre comme les terres noires contiennent une information riche, variée et inédite. C'est d'abord l'organisation spatiale des niveaux de terres noires qui est révélatrice de l'organisation des espaces. Les structures évidentes (US et associations d'US) et les structures latentes (organisation tridimensionnelle des constituants grossiers) permettent d'identifier différentes phases d'apports, différents modes d'accumulations (peu épaisses, massives, rythmées) ainsi que la succession temporelle de la nature des espaces (extérieur – intérieur). Les processus d'accumulation peuvent en effet procéder de l'aménagement de surfaces en intérieur comme en extérieur, de la mise en place de remblais épais, du comblement de fosses ou de dépressions, de l'étalement de matériaux, de l'apport de remblais peu épais et, dans la grande majorité des cas, de petits apports rythmés de faible épaisseur. Les terres noires doivent leur couleur à la présence importante de micro-fragments de charbons et de végétaux intégrés à la masse fine. Elles sont riches en matières organiques, présentent un C/N élevé (entre 11,8 à 31 avec une moyenne de 16,3) et des teneurs importantes en phosphore (entre 15,5 et 25,5 g/kg). Des concentrations anormalement élevées de plomb ont également été mesurées (entre 157 et 1830 mg/kg). Les processus de structuration et de transformation identifiés dans les terres noires peuvent être liés aux phénomènes d'engorgement des stratifications, de tassement souvent du au piétinement. Ceux conduisant à l'homogénéité apparente des terres noires peuvent être dus à des creusements ou un travail mécanique du sol mais sont, dans la plus grande partie des cas étudiés, liés à la percolation de solutions et à la bioturbation. Les micro-constituants identifiés dans les terres noires sont très diversifiés (cendres, fragments d'os, de céramique, graines, pépins de raisin…). Les assemblages de ces micro-constituants peuvent évoquer une utilisation particulière des métaux, du feu ou des végétaux, comme le montre certaines concentrations de nodules de silice fondue, de scories, de phytolithes. Ponctuellement, l'hypothèse d'espaces liés à la circulation ou au parcage de grands herbivores peut être proposée, comme le suggère les organisations sédimentaires tassées, les concentrations de déjections et les teneurs en phosphore.

Les terres noires procèdent donc d'un faisceau d'activités et de fonctions (artisanales, domestiques, de circulation, etc.) qui permettent d'esquisser certaines pratiques socio-spatiales propres aux espaces urbains des IVe-XIe siècles. Les terres noires ne sont aucunement synonymes d'abandon, bien au contraire, et parmi les cas étudiés, elles sont rarement le résultat d'une pratique urbaine de l'horticulture. Les terres noires sont davantage le résultat d'accrétions progressives par dépôt et transformation en place, liées à diverses activités urbaines qui produisent et rejettent des matériaux composites, surtout organiques relevant de fonctions diverses, et masquant des espaces aussi bien intérieurs qu'extérieurs. Cette gestion particulière des déchets et, finalement, cette relation particulière au sol, pose alors la question du rapport avec le statut de certains espaces, notamment par la présence de terres noires à proximité des cathédrales, ou leur absence sur l'emprise du talus interne à l'enceinte de l'Antiquité tardive, comme à Noyon ou à Evreux.

Les terres noires invitent à porter un regard nouveau sur les stratifications urbaines. L'approche fonctionnelle des espaces urbains ne peut pas, en effet, se limiter à la quête d'espaces figés aux limites franches, de structures nettes et discontinues. La complexité des espaces gagne à être renseignée en terme de densités, de gradients de distribution, de récurrences, en considérant chaque point d'observation, en plus d'être caractéristique de sa localisation, comme étant l'image d'une ambiance urbaine, c'est-à-dire l'enregistrement intégrateur des pratiques socio-spatiales de l'ensemble des espaces urbains.

Références

Girard M-C, Walter C, Rémy JC, Berthelin J, Morel J-L (2005) 'Sols et environnement.' (Dunod: Paris)

Holliday VT (2004) 'Soil in archaeological research.' (Oxford University Press: Oxford)

SESSION 4

ARCHIVES PÉDOLOGIQUES, PALÉOENVIRONNEMENT, ARCHÉOLOGIE

Session dédiée à Bernard Guillet

AFFICHES

Importance paléo écologiques des sols tourbeux du complexe humide d'El-kala.

BENSLAMA Mohamed, ZANACHE Habiba, IBNCHERIF Hayette et DJAMAÏ Rachid

Laboratoire des sols et développement durable, faculté des Sciences, Université Badji Mokhtar d'Annaba, m.benslama@univ-annaba.org, Bensamrane@yahoo.fr

Introduction

La Numidie orientale présente une concentration de zones humides renfermant chacune des caractéristiques différentes : lacs, étangs, marais, aulnaies, saulaies, cariçaies…etc.

Cette concentration a pour origine l'association d'une série de facteurs naturels favorables :

- -Une pluviométrie abondante entre 8000 et 1000mm.
- -Un substrat formé d'argiles et de sables
- -Une géomorphologie complexe : la présence du cordon dunaire et la subsidence des plaines qui rendent l'écoulement des eaux difficile.

Cette situation engendre une mosaïque d'hydro systèmes et d'écosystèmes : alternance de forêts, de dunes, de cuvettes et de lacs

Plusieurs travaux ont été initiés pour étudier, la végétation et l'hydrologie mais aucun travail n'a porté sur la dynamique des sols dans ces milieux humides.

Notre contribution s'oriente vers l'étude de la formation, l'organisation et l'évolution des sols dans ces milieux, pour ce faire, une typologie géomorphologique a permis de définir quatre zones homogènes à savoir :

- -Les dépressions dunaires
- -Les zones de contact dune /Grès et argile de Numidie
- -Les zones de contact Dune/plaine argileuse
- -Les Eco complexe lacustres

Dans chaque zone nous avons identifié des stations sur la base de la nature et la densité du couvert végétal d'une part, le degré et la durée de saturation en eau d'autre part.

Dans chaque station plusieurs séquences de sol ont été prospectées dont une a fait l'objet d'étude morpho analytique.

La description morphologique a révélé l'existence d'une distribution spatiale propre à chaque zone, en fonction de la durée de saturation en eau et la nature du couvert végétal. La succession des sols peut être résumé comme suit :

Dans les dépressions dunaire: Sol sableux----sol sableux humifère-----sol tourbeux

Dans les zone de contact dune /Grès et argiles :

Sol sableux---sol sableux humifère---sol tourbeux---sol hydromorphe à gley---sol peu évolué

Dans la zone de contact dune / la plaine argileuse

Sol sableux--sol sableux humifère--sol tourbeux--sol hydromorphe à gley--sol argileux évolué

Dans les éco complexes lacustre : Une mosaïque de sol qui intègre les situations entre la nature du substrat et le plan d'eau.

De la description morphologique, il ressort que le principal processus pédogenètique s'oriente vers l'accumulation de la matière organique (formation de sols tourbeux) et l'hydromorphie qui abouti à la formation des sols hydromorphes souvent humifère.

L'examen des résultats analytiques des différents sondages et coupes réalisé dans les dépressions humides montre que nous sommes en présence de sols à texture sableuse à

réaction acide voir très acide car ils sont alimenté par les eaux de précipitation et se développe sur substrat peu ou non altérable (Sable dunaire)
L'accumulation de la matière organique est plus importante dans le fond des dépressions ou les conditions favorisent la formation et l'organisation de profils tourbeux. Les valeurs de l'indice de régénération (REG) montrent que la tourbe est bien conservée au centre des dépressions et au milieu du profil,.

La présence de formation tourbeuse dans les sols du complexe humide d'El-Kala constitue une particularité de la région et elle n'a jamais fait l'objet d'investigation

La formation de la tourbe dans la région est souvent associée à un substrat imperméable, un couvert végétale dense et diversifier et un plan d'eau ou une nappe d'eau permanente dont les caractéristiques hydro chimiques sont favorable à l'entretien d'une flore productrice d'une quantité de matière organique qui s'accumule et se conserve avec la profondeur et en se rapprochant du plan d'eau.

L'inventaire floristique et la classification écologique des espèces ont montré que la distribution spatiale du cortège floristique est contrôlée par les facteurs édaphiques et hydrologiques. La présence d'espèces indicatrices du type de milieu est souvent en parfaite harmonie avec l'ambiance physicochimique du sol et le cortège floristique. La présence dans ces milieux d'espèces d'origines biogéographiques diverses montre que ces milieux sont un carrefour biogéographique spécifique capable d'entretenir une flore dense et diversifiée aux exigences multiples. Elle influence considérablement l'évolution et la différenciation des sols, en particulier les tourbes dans ces milieux qui sont connus par la qualité des eaux qui les alimentent.

Le fractionnement de la matière organique dans ces milieux révèle la dominance de la fraction non humifiée et la dominance des acides peu polymérisées (acides fulviques) ce qui explique une bonne conservation des débris organiques. En effet, l'accumulation de débris organiques peu transformés sur des épaisseurs aussi importantes que les nôtres suggère que les processus de formation de ces sols remontent à des périodes où les conditions climatiques et la nature du couvert végétale étaient favorables (Brunet *et al.* 2007). L'étude pollinique de quelques séquences tourbeuses et la datation au C^{14} de niveau caractéristique peuvent contribuer à l'explication des conditions de formation de ces types de sols (Buffle *et al.*, 1977 ; Gobat, *et al.*, 1986).
L'analyse pollinique de cinq séquences tourbeuses permet de constater deux périodes représentées par deux assemblages polliniques différents, les dépôts holocènes et les dépôts anté-holocènes.
Les dépôts holocènes ne décrivent qu'une histoire brève, mais précieuse vue l'absence d'informations régionales.
Les dépôts anté-holocènes : c'est la toute première fois qu'est décrit en Algérie l'état de la végétation à la fin du Pléniglaciaire, avait révélé une succession forestière extraordinaire marquée par la prédominance du chêne zen pendant le Pléniglaciaire moyen suivie par une période de triomphe d'un boisement mixte de conifères (*Cedrus*, *Pinus* et *Abies* dont l'abondance passée au Maghreb est attestée) qui atteindrait son optimum vers 24 000 B.P. si l'on accepte les datations ^{14}C disponibles.
Ce résultat atteste que le climat de l'Afrique du nord a été suffisamment clément et surtout humide pour assurer la formation, l'organisation et l'évolution de formation tourbeuse.

Un parcellaire ancien sur les plateaux cuirassés de la région de Niamey (Niger)

RAJOT Jean-Louis[1, 2], GUILLON Rodrigue[3], PETIT Christophe[4] HUON Sylvain[5], ABDOURHAMANE TOURE Amadou[6], BICHET Vincent[7], SEBAG David[8,9] et GARBA Zibo[6]

[1] : UMR IRD 211 BIOEMCO, Paris, France, jeanlouis.rajot@ird.fr
[2] : UMR CNRS 7583 LISA, Université Paris Est Créteil Créteil, France
[3] : UMR 5594 ARTeHIS, Université de Bourgogne, Dijon, France, Rodrigue.Guillon@u-bourgogne.fr
[4] : UMR 7041 ArScAn, Université de Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris, France, Christophe.Petit@univ-paris1.fr
[5] : UMR 7618 BIOEMCO, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, sylvain.huon@upmc.fr
[6] : Université Abdou Moumouni, Département des Sciences de la Terre, Niamey, Niger, doudu2000@yahoo.fr
[7] : UMR CNRS 6249 CHRONO-ENVIRONNEMENT, Université de Franche-Comté, Besançon, France, vincent.bichet@univ-fcomte.fr
[8] : UMR CNRS 6143 M2C, Université de Rouen, Mont Saint Aignan, France
[9] : UMR IRD 050 HSM, Montpellier, France, david.sebag@ird.fr

Introduction

Les plateaux cuirassés de la région de Niamey (500 mm de pluie annuelle) ne sont actuellement cultivés que sur de très faibles surfaces. Il s'agit essentiellement de petites parcelles maraichères, situées autour de mares temporaires, entourées de haies mortes pour les protéger du bétail. Le mil qui est la principale céréale vivrière est cultivé uniquement sur les versants sableux. Les plateaux sont considérés comme des zones naturelles dont la végétation typique est la brousse tigrée. Ils constituent la principale source d'approvisionnement en bois énergie de Niamey. Les prélèvements intenses forment une large auréole de dégradation autour de la capitale laissant parfois la surface des plateaux totalement nue et encroûtée. Le ruissellement devient alors très important suscitant la mise en place d'ouvrage de conservation des eaux. Pourtant, la brousse tigrée n'a pas toujours occupé les plateaux.

Un parcellaire ancien

Les ouvrages de conservation des eaux actuels recoupent souvent des buttes de pierres (fragments de cuirasse latéritique ou de bancs d'oolithes ferrugineuses) organisés en tas circulaires ou en ligne (photo n° 1). Les lignes dessinent souvent des parcelles de taille très variable qui comprennent ou non des tas. En revanche on ne trouve quasi pas de tas isolés.

Une série de fosses pédologiques a permis de montrer qu'il s'agit de structures d'épierrement. Il existe des zones où les blocs de cuirasse sont répartis aléatoirement à la surface des plateaux indiquant que les pierres n'y ont jamais été ramassées. Dans ce cas, le profil de sol montre un seul horizon, depuis la surface jusqu'à la cuirasse massive, qui contient plus de 50 % de graviers, cailloux et blocs dans une matrice limono argileuse peu cohérente. Un profil similaire est retrouvé sous les tas d'épierrement. En revanche, dans les zones nues situées dans les parcelles, on observe au-dessus de cet horizon, un horizon de 5 à 10 cm d'épaisseur, très compact, presque totalement dépourvu d'élément grossier (photo 2).

Photo 1 : Vue du parcellaire avec limite de parcelle au premier plan et à l'arrière plan. La surface de la parcelle est occupée par une forte densité de tas d'épierrement.
Photo 2 : Profil pédologique typique d'une zone nue au sein d'une parcelle. Au dessus de la cuirasse massive, on observe un horizon peu cohérent très riche en éléments grossier, surmonté d'un horizon compact qui en est dépourvu.

Cet horizon est interprété comme un horizon de mise en culture, même si sa mise en place reste difficile à expliquer. Cette hypothèse est confortée par un analyse préliminaire de la matière organique comparant les sols considérés comme cultivés (zones nues au sein des parcelles) et les sols non cultivés (sous un tas d'épierrement et dans une zones où les blocs n'ont pas été collectés). Les teneurs en carbone organique sont systématiquement plus élevées pour les sols cultivés (1,3%) par rapport aux sols non cultivés (0,9%). La même tendance est observable pour l'azote. Dans ce contexte, les valeurs de $\delta^{13}C$ varient entre -15 et -20 ‰. De la même manière que pour les teneurs en matière organique on observe pour les teneurs en ^{13}C une différence entre sol « cultivé » et « non cultivé » : les valeurs de $\delta^{13}C$ sont plus fortes pour une même profondeur dans les sols « cultivés ». Ceci traduirait la présence à une certaine période d'une végétation plus riche en plantes en C4, telles que les céréales, par rapport aux sols « non cultivés ». Cette différence est remarquable entre 2 profils situés sous un tas et en dehors du tas où la très faible distance permet de s'affranchir d'éventuelles différences de nature de sol.
Il faut noter que la valeur moyenne des teneurs en ^{13}C de ces sols ne reflète pas la composition de la végétation actuelle des plateaux largement dominée par les arbres et les plantes en C3.

Conclusion

La présence de vastes surfaces anciennement cultivées sur les plateaux de Niamey soulève la question de savoir pourquoi cette activité a aujourd'hui disparu. Est-ce lié à un changement des pratiques culturales locales (migrations de population ?) ou à un changement des conditions climatiques devenues plus arides. La datation de ce parcellaire permettrait d'apporter des éléments de réponse.

Remerciements

Cette recherche a été menée dans le cadre du projet corus2 n°6116 financé par le MAEE.

Diagnostics archéologiques et sciences du sol. Intérêts des approches menées sur les plateaux d'Ile-de-France

WUSCHER Patrice[1], DURAND Juliette[2], DURAND Stéphane [2], GLISONI Steve[2], KUBIAK Thierry[2], SARON Emmanuelle[2], BELARBI Mehdi [2] et RAYMOND Pascal[2]

1 Inrap et UMR8591, équipe « Environnements quaternaires », 34-36, avenue Paul Vaillant Couturier, 93120 La Courneuve, France, patrice.Wuscher@inrap.fr
2 Inrap, 34-36, avenue Paul Vaillant Couturier, 93120 La Courneuve, France

Les diagnostics archéologiques ont pour objectif de détecter, caractériser, circonscrire et dater les vestiges archéologiques menacés par les projets d'aménagement du territoire (www.inrap.fr). Cette procédure est devenue plus ou moins systématique depuis le vote de la loi du 17 janvier 2001. Elle consiste à sonder à la pelle mécanique environ 10% des terrains. Sur les plateaux d'Ile-de-France, il s'agit de longues tranchées continues d'une profondeur moyenne de 40 à 80 cm, profondeur à laquelle semblent se lire la plupart des limites des vestiges (structures en creux) protohistoriques, antiques et médiévales. Elles sont complétées de plus en plus souvent par des sondages profonds jusqu'au substrat tertiaire pour détecter les sites du Paléolithique inférieur au Paléolithique supérieur ancien. En cas de découvertes archéologiques, des arrêtés de l'Etat, représenté par les Services Régionaux de l'Archéologie, peuvent conduire à des fouilles préventives ou, exceptionnellement à un gel des terrains.

En Ile-de-France, les opérations de diagnostics archéologiques couvrent chaque année de très grandes surfaces, de plusieurs dizaines d'hectares chacune. Elles sont localisées principalement autour des villes nouvelles de Marne-la-Vallée (77) et de Sénart (77 et 91), à Saclay (91) et dans la Plaine de France (77 et 95). Ces plateaux sont constitués de dépôts sédimentaires tertiaires, plus ou moins indurés et plus ou moins calcaires. Ils ont subi des altérations anciennes et complexes qui ont souvent généré des formations d'argiles à meulière d'un à plusieurs mètres d'épaisseur à leur sommet. Ils sont nappés par une couverture limoneuse d'épaisseur métrique déposée par le vent durant les épisodes froids et arides du Quaternaire et notés indistinctement « limons de plateaux » sur les cartes géologiques. Le plus souvent, ces dépôts ont donné naissance à des luvisols.

Les tranchées de plusieurs centaines de mètres de long et nombre de sondages profonds permettent d'aborder plusieurs questions sur les sols, dont l'intérêt dépasse largement le cadre étroit de l'étude d'impact et qui se situent à mi-chemin entre archéologie, géomorphologie et pédologie. La première touche à la nature et à l'âge des formations superficielles déposées sur les plateaux d'Ile-de-France. La seconde concerne l'âge et la vitesse de formations des luvisols développés sur plateau. La troisième enfin touche à l'impact des sociétés sur les luvisols depuis l'introduction de l'agriculture en Ile-de-France, autour de 5100 avant notre ère.

Les opérations menées à Saclay, Sénart, à Marne-la-Vallée et dans la Plaine de France apportent plusieurs éléments de réponse à ces questions. Elles précisent d'abord les différents faciès lœssiques déposés en Ile-de-France durant les périodes froides du Pléistocène et notamment lors du dernier maximum glaciaire, environ entre 26000 et 16000 avant le présent. La compilation des résultats permettra à terme de réaliser des cartes des formations superficielles à une échelle adaptée aux questions posées (à 1/50000 ?). La position et les degrés de conservation des vestiges archéologiques, notamment

mésolithiques et néolithiques, alimentent quant à eux les recherches sur la pédogenèse. Seule la découverte et l'étude de séquences de colluvions permettra toutefois de proposer un scénario pédogénétique bien calé dans le temps. Enfin, l'impact des sociétés est appréhendé à partir de la cartographie des habitats et des systèmes d'habillage des terroirs successifs (fossés, drains, système parcellaire..), mais aussi à partir d'une évaluation de l'érosion, basée sur les remplissages des fonds de vallées et sur la mesure des variations de la profondeur d'enfouissement de l'horizon Bt. Il semble tout à fait déterminant sur le drainage et les transferts de particules dans les bassins-versants depuis au moins 2500 ans.

Géoarchéologie préventive et sols anciens en Champagne-Ardenne

NATON Henri-Georges

Géoarchéon SARL, 30 rue de la Victoire 55210 Viéville-sous-les-Côtes, geoarcheon@geoarcheon.fr

A partir d'études de cas en Champagne-Ardenne seront présentées les méthodes mises en œuvre et les résultats des études de sols anciens mis au jour au cours d'opérations archéologie préventive récentes.

Les exemples de conservation des sols anciens

- Fossilisation par des vestiges anthropiques les protégeant des pédogénèses ultérieures (fig. 1).

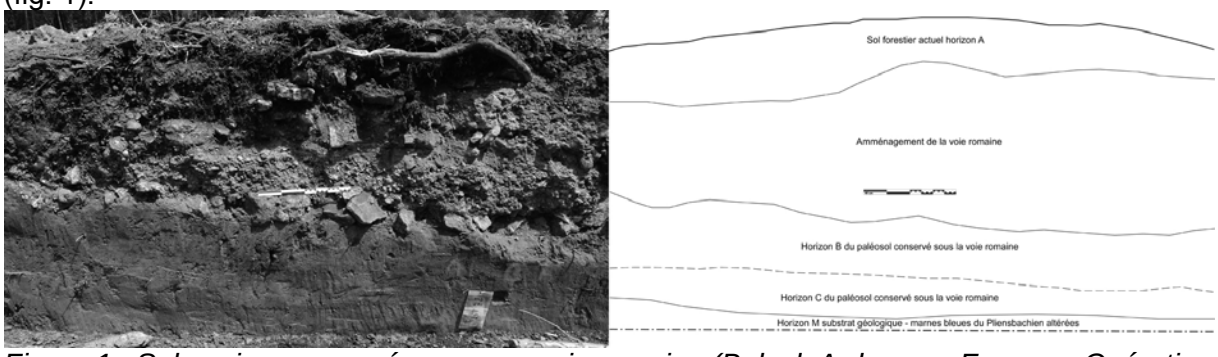


Figure 1 : Sol ancien conservé sous une voie romaine (Belval, Ardennes, France – Opération archéologique du CG08)

- Fossilisation par des processus sédimentaires naturels ou liés aux pratiques humaines : colluvions (fig. 2), chablis (fig. 3). Les structures en creux des sites archéologiques peuvent également receler des indices permettant la caractérisation des sols de l'époque de l'occupation humaine.

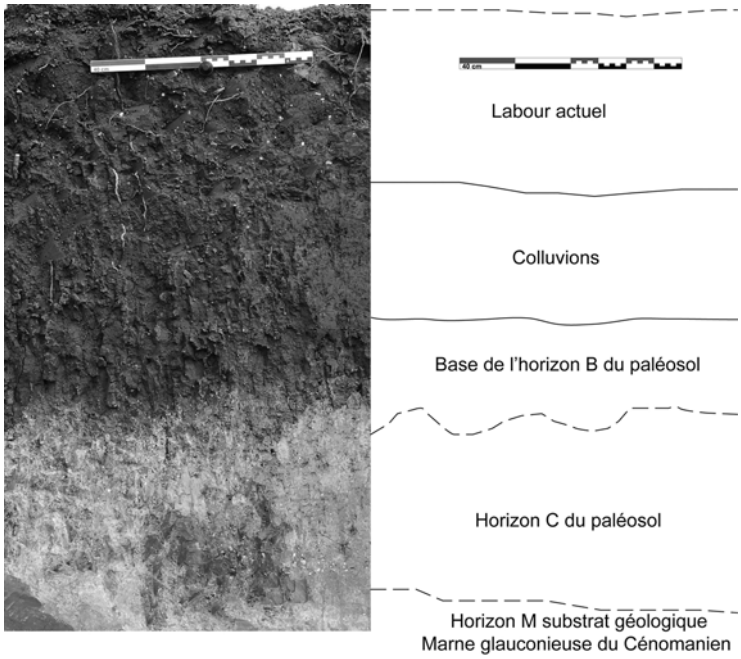


Figure 2 : Sol ancien conservé sous des colluvions (Vouziers, Ardennes, France – Opération archéologique de l'INRAP)

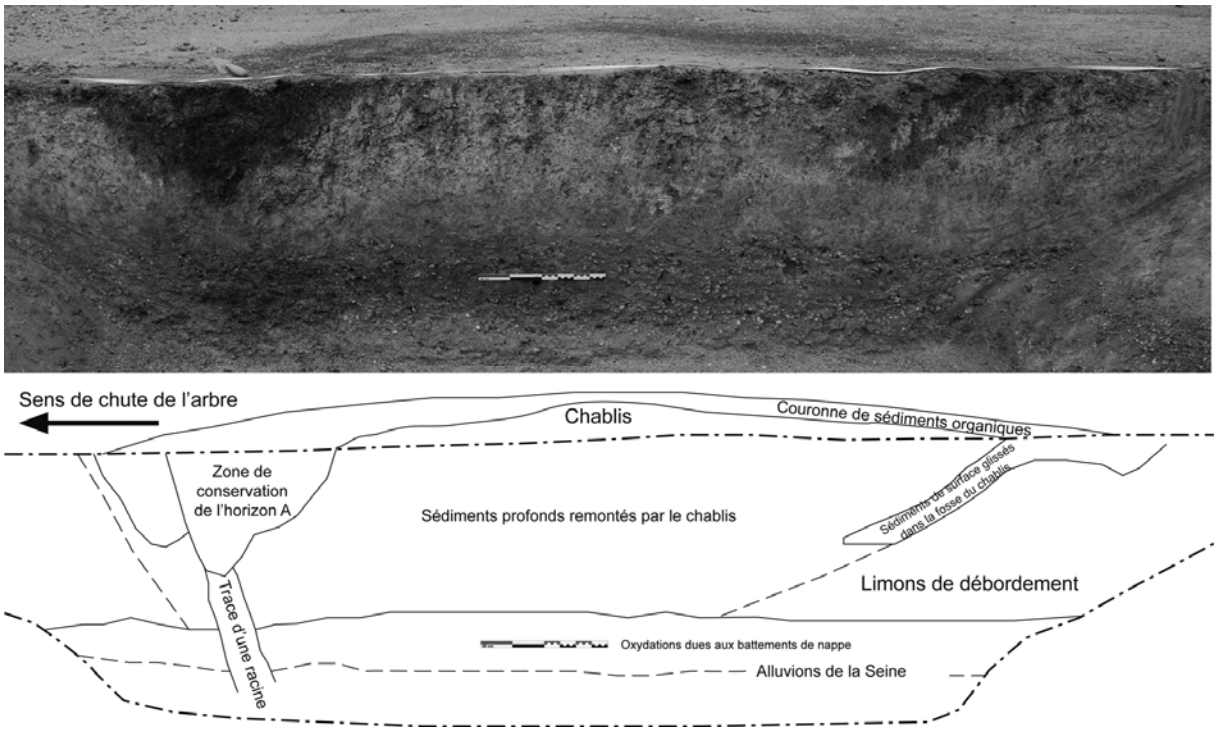


Figure 3 : Coupe dans un chablis (Courceroy, Aube, France – Opération archéologique de Archéopôle)

Les méthodes d'étude des sols anciens

Les analyses stratigraphiques et sédimentologiques sont les principales méthodes d'étude des sédiments archéologiques et naturels. Elles permettent de reconnaître et de caractériser les unités sédimentaires ou stratigraphiques, de définir le séquençage des processus sédimentaires et pédologiques les ayant mises en place. Ces analyses peuvent être complétées par des analyses ciblées, plus fines, comme les analyses géochimiques, géophysiques (susceptibilité magnétique, etc.) ou la micromorphologie.

Les sols anciens en Champagne-Ardenne

Plusieurs sites de Champagne-Ardenne ont fait tout récemment l'objet d'études géoarchéologiques (encore en cours) qui ont permis de reconnaître des sols anciens. L'étude de ces sols a livré des données sur l'environnement au moment de l'occupation humaine et sur l'impact des activités anthropiques sur celui-ci. Les informations tirées de l'étude de ces sols ont également permis de proposer des hypothèses sur les types de pratiques culturales des sociétés du passé.

Occupations précolombiennes en Guyane française : une approche géoarchéologique de l'impact de l'homme sur l'environnement

BRANCIER Jeanne[1] et CAMMAS Cécilia[2]

[1]Doctorante, Université Paris1 Panthéon-Sorbonne, UMR 8215, jeanne.brancier@gmail.com
[2]Chargée de recherche, Inrap, UMR 5140, Equipe Sol-DMOS, AgroParisTech, cecilia.cammas@inrap.fr

Introduction

Les recherches archéologiques récentes menées notamment par l'INRAP (Institut National de Recherches Archéologiques Préventives) et plus spécifiquement dans le cadre du programme Couac mettant en jeu différents acteurs institutionnels, tels que le Cirad, l'Inra et l'Inrap, ont révélé des occupations amérindiennes anciennes dans différents contextes géomorphologiques sur le territoire guyanais. Dans la majorité des cas, les sites archéologiques se caractérisent par la présence plus ou moins importante de tessons ou de céramiques entières, de trous de poteaux, ou encore par la présence d'un sol caractéristique d'une ancienne occupation humaine, et décrit, par les archéologues, comme "un sol épais et sombre". Or, non loin de là, dans la partie amazonienne du Brésil, du côté de la ville de Manaus (environ 1200 km de Cayenne), les archéologues ont décrit un type de sol présentant apparemment des caractères proches, et l'ont appelé *Terra Preta do Indio,* ou *Amazonian Dark Earth (ADE).* Les nombreux scientifiques qui se sont penchés sur ces sols ont notamment utilisé la géoarchéologie, et en particulier la micromorphologie, couplée à des analyses géochimiques et sédimentologiques dans le but de décrire ces niveaux sombres, de comprendre leur potentiel archéologique et leurs caractéristiques intrinsèques. Leurs résultats montrent que l'étude de la *Terra Preta* est nécessaire pour appréhender les occupations humaines anciennes. Ainsi, dans le but de mieux comprendre les anthroposols archéologiques de Guyane française, et, plus largement de documenter la connaissance des interactions société-milieu propres à ces populations, nous avons utilisé une approche géoarchéologique, sur les niveaux sombres mis au jour dans les sites archéologiques de Guyane française, en s'inspirant des protocoles analytiques appliqués aux *Terra Preta*.

Matériel et Méthode

Grâce aux fouilles de l'Inrap, nous avons pu accéder aux coupes archéologiques de deux sites, Chemin-Saint-Louis et Balaté, situés sur la commune de Saint-Laurent-du-Maroni, dans l'Ouest de la Guyane, à la frontière avec le Surinam. Ces deux sites présentent l'intérêt de se situer dans le même contexte géomorphologique, à savoir sur la plaine alluviale du fleuve Maroni, et d'être proches l'un de l'autre, nous permettant ainsi de pouvoir faire des comparaisons entre ces sites. Des analyses micromorphologiques ont été réalisées sur des blocs orientés non perturbés (15x10 cm) prélevés en colonne stratigraphique continue sur des profils complets, des niveaux de surface, au substrat, afin d'appréhender les variations verticales fines au sein de chaque profil. Cette technique de prélèvement permet également de conserver les limites entre les unités de sol et ainsi de comprendre comment ces sols se sont déposés et agencés. Pour chaque profil nous avons réalisé des prélèvements de sédiments en vracs, afin de réaliser des analyses géochimiques et granulométriques, et de définir la couleur des sédiments en laboratoire en utilisant le Code Munsell.
Les lames minces ont été fabriquées et étudiées au sein de l'unité de micromorphologie de l'INRAP hébergée par l'Equipe Sol-DMOS à AgroParisTech (Thiverval-Grignon, Yvelines).

Résultat

Nos premiers résultats mettent en évidence des différences, visibles dans les deux sites, entre les niveaux archéologiques, sombres et comportant des traces de l'activité humaine, avec les niveaux inférieurs, que nous appelons le substrat. Ces différences portent principalement sur la couleur et la texture. Le substrat est à dominante "*yellow*" (10YR6/8) et présente une texture très argileuse (20% d'argile). Il est aussi caractérisé par la présence de revêtements argileux. Les couches archéologiques sont à dominante "*brown*" (10YR2/2) et de texture sablo-limoneuse (5% d'argile). Si l'on regarde les constituants anthropiques, dans les niveaux archéologiques, nous avons mis en évidence une quantité importante de résidus d'origine organique, notamment des fragments de tissus végétaux décomposés et des charbons, qui participent à la coloration foncée des sédiments. Il a été observé, également, pour la première fois, que ces sédiments contiennent de grandes quantités de phytolithes, qui peuvent constituer un fort potentiel pour une étude botanique. Plusieurs fragments de céramiques apparaissent également dans nos échantillons. Cela est intéressant pour appréhender les différences de fabrication et d'utilisation des céramiques, en fonction des sites : à Chemin-Saint-Louis, on trouve trois types de céramiques différentes, alors qu'à Balaté, nous en avons repéré deux, dont un ressemblerait sensiblement à l'un de Chemin-Saint-Louis. D'autre part, nous n'avons retrouvé que très peu de restes d'os, dans une qualité très médiocre et seulement à Balaté, probablement du fait de l'acidité importante du milieu (entre 4 et 5).

Discussions et conclusion

Cette première étude sur les sols anthropisés de Guyane française nous donne des renseignements sur la nature de ces sites, et nous montre que ces horizons noirs possèdent des propriétés qui leurs sont propres. Ainsi, après discussions avec les archéologues, nous suggérons d'appeler ces horizons noirs de Guyane française des *Guianan Dark Earth* (GDE), faisant écho au terme *Amazonian Dark Earth* existant pour les *Terra Preta*. D'autre part, en comparant ces premiers résultats sur les GDE, avec les études menées sur les ADE (Arroyo-Kalin, 2004) nous voyons apparaître quelques similitudes, notamment concernant les différences de couleur et de texture entre l'horizon archéologique et le substrat. Toutefois, les *Terra Preta* semblent comporter davantage de restes d'anthropisation, notamment des agrégats d'argiles brulées, ou de nombreux os. Cette différence peut être liée à la fois à une variation de conservation en fonction du milieu, nous pensons notamment à la différence d'acidité (Terra Preta : pH=6, Terres Noires Guyanaises : pH=4), ou encore aux activités humaines qui seraient différentes entre les sites. Malgré ces différences entre GDE et ADE, il est important de garder en mémoire que ces deux types de sols archéologiques font partie ensemble de la grande famille que forment les sols archéologiques du bassin Amazonien.

À présent, il serait intéressant et nécessaire d'étendre et d'approfondir ces recherches sur les sites archéologiques de Guyane française, afin notamment d'obtenir un référentiel de ces sols anciennement occupés par l'Homme, nous permettant de mieux appréhender l'occupation humaine dans cette région du globe.

Référence

ARROYO-KALIN M. 2004 : Steps towards an Ecology of Landscape : the Pédo-Stratigraphy of Anthropogenic Dark Earth. In GLASER B et WOODS WI (eds), *Amazonian Dark Earth: Exploration en Space and Time*. Springer, Berlin : Heidelberg New York, 2004, p. *33-83.*

Microstratigraphies archéologiques : activités anthropiques et longue durée

VISSAC Carole

GéoArchÉon SARL, 30 rue de la Victoire 55210 Viéville-sous-les-Côtes, carole.vissac@wanadoo.fr

Problématique

Les formations superficielles étudiées dans le cadre de fouilles archéologiques constituent des archives qui ont enregistré l'histoire des sociétés. La mise au jour d'un site archéologique implique ainsi une lecture du sédiment et un décryptage de ses variations pour restituer notamment la nature des activités humaines et les rythmes d'occupation. La plupart des sites archéologiques n'offre pas de conditions d'enfouissement optimales et les traces d'activités sont à rechercher dans des dépôts plus ou moins distincts et dont les limites relèvent de processus sédimentaires, pédologiques ou anthropiques. Cette présentation vise à montrer les apports d'une étude à différentes échelles d'observations pour ces couches, souvent attribuées sur le terrain à des colluvions ou des remblais massifs.

Observations micromorphologiques

Les couches d'occupation étudiées dans des contextes pédo-sédimentaires et chrono-culturels variés (de l'âge du Bronze à l'actuel) montrent l'imbrication de divers processus, naturels et anthropiques, dont l'identification et l'interprétation peuvent être favorisées par des observations à l'échelle microscopique (micromorphologie). Au sein des stratigraphies archéologiques, des dépôts qui apparaissent homogènes ou peu organisés sur le terrain montrent en lames minces de fines variations verticales encore perceptibles. Celles-ci résident dans l'observation de différents marqueurs (anthropiques, sédimentaires, pédologiques), conservés en fonction des conditions d'enfouissement, des propriétés du sédiment, de l'intensité et de la nature de l'impact anthropique.

Différents exemples de dépôts, peu différentiés sur le terrain, en contexte urbain ou rural, sont exposés. Ainsi, des dépôts plutôt homogènes avec résidus d'activités épars, parfois de couleur sombre, ou de dépôts hétérogènes plus ou moins grossiers sont en fait susceptibles de révéler des surfaces piétinées (niveau de circulation), des aires d'activités domestiques ou artisanales (tannerie, forge…), des modes spécifiques de construction en terre (tertre), des sols aménagés…

Une approche intégrée : archéologie et pédologie

La nature variée des constituants, la compaction, l'altération thermique, l'intensité de l'activité biologique, les conditions hydriques, etc.… sont autant d'indices imprimés dans des dépôts apparemment homogènes ou peu organisés et qui participent à la détermination de microfaciès. Ces derniers mettent ainsi en évidence des niveaux d'occupation (anciens niveaux de surfaces), même résiduels, ou précisent la nature des aménagements et leur fonction. Les apports de ces études résident en particulier dans les points suivants :

- un enregistrement de l'impact anthropique variable selon la nature, les propriétés du sol et qui est à l'origine d'une diversité de faciès et de processus combinés complexes. Leur étude n'est pas toujours simple mais elle relève de conditions de conservation couramment rencontrées sur les sites archéologiques (rarement fossilisés) et peut fournir des informations pertinentes pour interpréter les dépôts archéologiques (microstratification, constituants singuliers, présence d'une surface d'occupation…)

- l'enrichissement du référentiel de constituants (minéraux, organiques, manufacturés), témoins directs ou indirects des activités anthropiques
- une meilleure compréhension des processus taphonomiques sur différentes échelles de temps (enfouissement des niveaux de surface, conservation des marqueurs anthropiques)

SESSION 5

BIODIVERSITÉ DES SOLS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

SESSION 5

BIODIVERSITE DES SOLS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

COMMUNICATIONS ORALES

Effet du "Home-Field advantage" sous le contrôle de plusieurs groupes d'organismes du sol au cours d'une succession

PEREZ Gabriel[1], DECAENS Thibaud[1] et CHAUVAT Matthieu[1]

[1] : Laboratoire d'Ecologie-UPRES EA 1293 ECODIV, UFR Sciences et Techniques, Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, France, gabriel.perez@etu.univ-rouen.fr

Introduction

La décomposition des déchets organiques est l'un des processus écologiques les plus importants pour le fonctionnement des écosystèmes terrestres. Cette fonction est grandement assurée par l'activité des communautés d'organismes du sol. Dans ce sens, plusieurs études ont clairement indiqué le rôle de la diversité et de la composition végétale dans le contrôle des assemblages de décomposeurs. Par ailleurs, il existe des preuves que certaines espèces végétales peuvent préférentiellement sélectionner des taxons décomposeurs qui améliorent la décomposition de leur propre litière. L'hypothèse de l'avantage du terrain « Home-Field Advantage» (HFA) soutient que la litière a tendance à se décomposer plus rapidement dans l'habitat dont elle est dérivée que dans d'autres habitats. Jusqu'à présent, le HFA a été principalement étudié dans des formations végétales très contrastées (par exemple prairies versus forêts) et sur un nombre réduit d'organisme décomposeur. Dans cette étude, nous avons testé l'hypothèse du HFA dans le cadre d'une succession végétale et en considérant l'impact de deux groupes d'organismes décomposeurs : les microorganismes et la mésofaune.

Matériels & méthodes

Le site d'étude est un coteau calcaire de Haute-Normandie (Hénouville) 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 sur substrat calcaire. Le site est géré par le Conservatoire des Sites Naturels de Haute-Normandie (CSNHN) avec un pâturage extensif bovin et ovin. Pour cette étude, les zones d'études ont été placées en exclot pendant la durée de l'expérience, et nous avons considéré trois stades de végétation : une pelouse rase, une pelouse piquetée et une forêt. La litière récoltée dans le stade de pelouse rase a été transplantée dans la pelouse piquetée ainsi que dans la forêt, de même, la litière récoltée en pelouse piquetée a été transplantée en pelouse rase et en forêt, et la litière issue de forêt a été transplantée en pelouse rase et pelouse piquetée. Les litières issues des trois stades étudiés ont bien entendu été placées dans leur stade d'origine pour pouvoir comparer les taux de décomposition par rapport aux autres stades. Pour déterminer les taux de décomposition de litière, nous avons utilisé la méthode des sachets de litière. Nous avons utilisé deux types de maille: la micromaille (0,175 mm) qui laisse passer l'action des microorganismes (bactéries, champignons et protozoaires) et la mésomaille (2 mm) qui permet d'observer les actions cumulées des microorganismes et de la mésofaune. Les sachets ont été déposés fin avril 2010 pour être retirés début novembre 2010 (3 types de litière * 3 stades de végétation * 2 types de maille * 5 réplicats = 90 sachets). Les sachets de décomposition ont tous été transportés dans des sachets de transport afin d'estimer la perte de masse due au transport sur le site. Le nettoyage des litières s'est effectué en plusieurs étapes : -1er séchage à l'étuve à 65°C pendant 24H ; -nettoyage des litières par mise en eau, permettant de récupérer uniquement le matériel végétal par flottation et éliminer les particules minérales ; - 2ème séchage à l'étuve à 65°C pendant 48H avant la pesée.

Résultats

Sachet micromaille

Après les 6 mois d'expérience, la litière dérivée de pelouse rase présente un pourcentage de masse restante significativement plus élevé en pelouse rase (65,11% ± 1,66) que dans la pelouse piquetée (56,40% ± 4,93) et la forêt (49,11% ± 3,54) pour le traitement avec la micromaille. A l'opposé, la litière dérivée de la forêt présente un pourcentage de perte de masse significativement plus faible en forêt (49,96% ± 2,60) que dans les stades de pelouse piquetée (55,83% ± 2,79) et de pelouse rase (60,58% ± 0,94). La litière dérivée de pelouse piquetée ne témoigne pas d'effet de décomposition significatif entre les stades après 6 mois (en pelouse rase : 78,43% ± 0,53 ; en pelouse piquetée : 75,37% ± 6,07 ; en forêt 77,63% ± 7,75).

Sachet mésomaille

La litière dérivée de pelouse rase ne présente aucune différence significative de décomposition entre les stades (en pelouse rase : 77,07% ± 5,05 ; en pelouse piquetée : 75,87% ± 1,54 ; en forêt 79,17% ± 8,68). De même, la litière dérivée de pelouse piquetée ne présente aucune différence significative de décomposition entre les stades (en pelouse rase : 78,46% ± 4,03 ; en pelouse piquetée : 82,60% ± 4,03 ; en forêt 84,11% ± 7,77). Néanmoins, la litière dérivée de forêt présente des taux de décomposition significativement différents entre le stade de forêt (56,20% ± 1,36) et le stade de pelouse rase (61,70% ± 1,45).

Discussion

Les résultats obtenus nous permettent d'observer un effet HFA pour la litière de pelouse rase avec les sachets de micromaille. A l'opposé, toujours pour le traitement micromaille, nous observons l'effet inverse du HFA pour la litière dérivée de forêt. Lorsque nous nous intéressons aux traitements avec les sachets de mésomaille, permettant l'action combinée des microorganismes et de la mésofaune, nous observons un effet tampon sur les différences préalablement observées avec les sachets de micromaille. En effet, sous l'action supplémentaire de la mésofaune, nous perdons l'effet HFA pour la litière de pelouse rase. De même, nos résultats montrent que les différences significatives pour la litière de forêt s'estompent sous l'action supplémentaire de la mésofaune. De part une qualité de litière moins bonne que dans les stades herbacés, le stade de forêt présente une accumulation de litière au sol plus importante que dans les stades herbacés, mettant ainsi à disposition de la mésofaune un important habitat physique. Cela se traduit par un impact plus important de la mésofaune dans le stade de forêt. Cet impact va se traduire de manière directe, par de la microfragmentation des débris végétaux, mais aussi par une action indirecte de stimulation des communautés microbiennes par l'activité de la mésofaune.

Pour conclure, nos résultats nous permettent de dire que l'effet HFA est dépendant du stade de végétation considéré au cours d'une succession mais surtout de l'échelle à laquelle nous nous plaçons par rapport aux organismes décomposeurs.

Vers une meilleure utilisation des traits fonctionnels en écologie des sols, apports du projet BETSI (Biological and Ecological Traits of Soil Invertebrates)

PEY Benjamin[1,2], CAPOWIEZ Yvan[3], CORTET Jérôme[4], DECAËNS Thibaud[5], DEHARVENG Louis[6], DUBS Florence[7], GUERNION Muriel[8], GRUMIAUX Fabien[9], NAHMANI Johanne[10], PASQUET Alain[11], PELOSI Céline[2], PERNIN Céline[9], PONGE Jean-François[12], SALMON Sandrine[12] et HEDDE Mickaël [2]

[1]CESAB/FRB, Domaine du Petit Arbois, Avenue Louis Philibert, 13545 Aix-en-Provence, France, benjamin.pey@versailles.inra.fr
[2]INRA, UR251 PESSAC, RD10, 78026 Versailles Cedex, France, benjamin.pey@versailles.inra.fr, celine.pelosi@versailles.inra.fr, mickaël.hedde@versailles.inra.fr
[3]INRA, UR1115 « Plantes et Systèmes de culture Horticoles », Domaine Saint-Paul, 84914 Avignon Cedex 09, France, capowiez@avignon.inra.fr
[4]INRA/INPL, UMR 1120 « Laboratoire Sols et Environnement », Nancy-Université, 2, avenue de la Forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France, jerome.cortet@ensaia.inpl-nancy.fr
[5]UFR Sciences et Techniques, UPRES EA 1293 « ECODIV », Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, France, thibaud.decaens@univ-rouen.fr
[6]CNRS, UMR 7205, Muséum National d'Histoire Naturelle, CP50, 45 rue Buffon, 75005 Paris, France, deharven@mnhn.fr
[76]IRD, UMR 137 « BioSol », Centre Ile de France/Universités de Paris, 93143 Bondy Cedex, France, florence.dubs@ird.fr
[8]Université de Rennes 1, UMR 6553 « Ecobio », Station Biologique de Paimpont, 35380 Paimpont, France, muriel.guernion@univ-rennes1.fr
[9]Université de Lille 1, EA 4515 « Laboratoire Génie Civil & géo Environnement », Lille Nord de France, Ecologie Numérique et Ecotoxicologie - Bat SN3, 59655 Villeneuve d'Ascq Cedex, France, fabien.grumiaux@univ-lille1.fr, celine.pernin@univ-lille1.fr
[10]CEFE/CNRS, UMR 5175, équipe « Bioflux », Campus du CNRS 1919, route de Mende, 34293 Montpellier 5, France, johanne.nahmani@cefe.cnrs.fr
[11]UHP-Nancy, UMR 7178 « IPHC – DEPE », Boulevard des Aiguillettes, BP 239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France, alain.pasquet@scbiol.uhp-nancy.fr
[12]CNRS, UMR 7179 « Laboratoire d'Ecologie », Muséum National d'Histoire Naturelle, 4 Avenue du Petit-Château, 91800 Brunoy, France, ponge@mnhn.fr, ssalmon@mnhn.fr

Introduction

La dégradation anthropique représente la première cause de la diminution de la biodiversité au niveau mondial (Vitousek *et al.*, 1997). Surveiller et contrôler la biodiversité afin de comprendre les patterns d'évolution des communautés en réponses aux changements environnementaux est une étape nécessaire à l'évaluation de l'impact anthropique. Parmi les nombreuses méthodes d'appréciation de la biodiversité, les approches basées sur les traits fonctionnels se sont développées durant ces trois dernières décennies (Violle *et al.*, 2007). Les traits fonctionnels sont des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques mesurables au niveau de l'organisme, de la cellule jusqu'à l'organisme entier

et liées à sa fitness (Violle *et al.*, 2007). Ils présentent tous les critères de bons bioindicateurs, à savoir : (i) qu'ils n'ont pas de limitation biogéographique, (ii) que la réponse est spécifique au type de changement environnemental (naturel ou anthropique), (iii) que la réponse est spécifique à l'intensité du changement environnemental, (iv) qu'ils dérivent de concepts écologiques théoriques (Dolédec *et al.*, 1999) et enfin (v) que les réponses sont multiscalaires dans le sens où elles couvrent un domaine allant de l'individu à des niveaux d'organisation supérieurs (*e.g.* démographique, communautaire, écosystémique) (Violle *et al.*, 2007).
Parmi les organismes, les invertébrés du sol jouent un rôle majeur dans les pédo-écosystèmes. Par leur influence sur les processus du sol, ils contribuent à la délivrance des fonctions du sol (*e.g.* transformation du carbone, régulation des populations biologiques) qui contribuent aux services écosystémiques à l'échelle de l'écosystème (Barrios, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008). Par ailleurs, ils répondent rapidement aux perturbations (Cortet *et al.*, 1999). Malgré ces constats, l'utilisation des traits fonctionnels chez les invertébrés du sol reste rare.

Enjeux conceptuels et méthodologiques du projet BETSI
L'objectif scientifique du projet BETSI est d'identifier les traits fonctionnels à partir de données déjà existantes et de définir ceux qui sont pertinents pour évaluer les réponses des invertébrés aux changements environnementaux impactant le sol. Le projet se divise en quatre étapes (Figure 1) : (i) définir une sémantique commune des traits aux travers de réflexions conceptuelles et de la construction d'un thésaurus, (ii) identifier et sélectionner les informations pertinentes de la littérature, (iii) construire une base de données de traits pour les invertébrés du sol et enfin (iv) tester les réponses des invertébrés à des changements environnementaux contrastés.

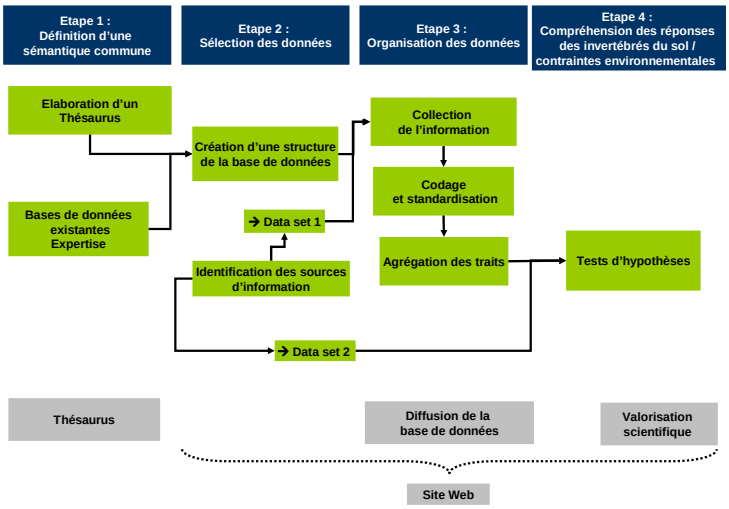


Figure 1. Déroulement chronologique du projet BETSI

Premières avancées du projet BETSI : sémantique & initiation d'un thésaurus
La littérature sur les invertébrés des sols présente une diversité de caractéristiques mesurées appelées « traits » qui ne présentent aucune définition précise. Le terme de trait est souvent employé à mauvais escient *(e.g.* à des niveaux d'organisation incorrectes : population, communauté) et le concept auquel il fait référence est également mal perçu (Violle *et al.*, 2007). Par ailleurs, aucun lien sémantique n'a jamais été établi entre les traits de plusieurs groupes d'invertébrés du sol afin de créer une structure commune des traits en écologie des sols.
La construction d'un thésaurus, (vocabulaire contrôlé dans une structure hiérarchique simple) permettra de matérialiser formellement les spécifications explicites des termes

relatifs aux concepts des traits fonctionnels chez les invertébrés du sol. Ce thésaurus que l'on nommera **T**hesaurus for **S**oil **I**nvertebrates **T**rait-based **A**pproaches (T-SITA) présentera une fois sa construction achevée de nombreux intérêts dans ce domaine d'expertise : (i) partager le savoir et sa structure, (ii) expliciter ce qui est considéré comme implicite, (iii) distinguer le savoir conceptuel du savoir opérationnel et enfin (iv) évaluer le savoir (Noy and Mc Guinness).

La construction du thésaurus se déroule en deux phases.

La première phase consiste à définir l'ensemble des concepts et descripteurs du concept des traits fonctionnels. Les termes de la littérature (*e.g.* traits fonctionnels, fitness, performances, traits d'effets, traits de réponse, traits d'histoires de vie) ont été redéfinis ou définitivement évincées. Par ailleurs, ils ont été sémantiquement liés entre eux pour associer clairement la terminologie («le signifiant») et son concept associé («le signifié»). Cette étape a pour objectif d'élaborer un cadre conceptuel pour le thésaurus.

La deuxième phase consiste à lister les traits d'intérêts et leurs propriétés (*e.g.* définitions, unités, synonymes) et à les replacer dans ce cadre conceptuel. Ce travail n'avait jamais été auparavant réalisé pour les invertébrés du sol dans leur ensemble. Malgré les fortes variabilités phylogénétiques, un total d'environ 75 traits ont été sélectionnés. Ils sont le plus possible communs aux groupes les plus étudiés des invertébrés du sol dans ces approches de traits fonctionnels (*Araneae, Carabidae, Collembola, Lumbricina*). Leurs propriétés sont en cours de caractérisation. Ils constituent une base solide sur laquelle pourront se greffer d'autres traits spécifiques aux divers groupes d'invertébrés.

Perspectives

Un outil collaboratif de création de thésaurus : le Thesauform (Laporte *et al.*, 2011) sera utilisé pour la construction du T-SITA. Le travail déjà effectué sera implanté dans le Thésauform et pourra ainsi être édité et validé dans cet outil informatique par un large spectre d'écologues du sol. Une fois achevé, le T-SITA facilitera la collection et l'implantation des données dans une base de données opérationnelle sur les traits des invertébrés du sol.

Références

Barrios, E. (2007). "Soil biota, ecosystem services and land productivity." Ecological Economics **64**(2): 269-285.

Cortet, J., Vauflery, A. G.-D., Poinsot-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C. and Cluzeau, D. (1999). "The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects." European Journal of Soil Biology **35**(3): 115-134.

Dolédec, S., Statzner, B. and Bournard, M. (1999). "Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river." Freshwater Biology **42**(4): 737-758.

Kibblewhite, M. G., Ritz, K. and Swift, M. J. (2008). "Soil health in agricultural systems." Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences **363**(1492): 685-701.

Laporte, M.-A., Mougenot, I. and Garnier, E. (2011). "ThesauForm – Traits : a web based collaborative tool to develop a thesaurus for plant functional diversity research." Ecological Informatics.

Noy, N. F. and Mc Guinness, D. L. "Développement d'une ontologie 101 : Guide pour la création de votre première ontologie."

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. and Garnier, E. (2007). "Let the concept of trait be functional!" Oikos **116**(5): 882-892.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. and Melillo, J. M. (1997). "Human domination of earth's ecosystems." Science **277**: 494-499.

Aboveground-belowground interactions: change in earthworm community structure and, persistent and indicator species under a *Chromoleana odorata* (Asteraceae) fallow chronosequence

KONE W. Armand[1,*], EDOUKOU F. Ettien[1], ORENDO-SMITH Richard[2] and TONDOH E. Jérôme[1,3]

[1,*] UFR des Sciences de la Nature / Centre de Recherche en Ecologie, Université d'Abobo-Adjamé, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire, konearmand@yahoo.fr (corresponding author)
[1] UFR des Sciences de la Nature / Centre de Recherche en Ecologie, Université d'Abobo-Adjamé, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire, edflavien@yahoo.fr
[2] Department of Soil Science, Stellenbosch University, Private Bag X1, Matieland, Stellenbosch, 7602, South Africa, RSORENDO@gmail.com
[1,3] Present address: CIAT-Mali, IER, CRRA de Sotuba, Laboratoire Sol Eau Plante c/o Icraf Sahel, BPE 5118 Bamako, J.E.Tondoh@CGIAR.ORG

Abstract
The species *Chromolaena odorata* (L) King & Robinson (Asteraceae) is a notorious invasive weed spreading throughout West and Central Africa and as such, there is a need to know about its influence on ecosystem functioning particularly on earthworm communities known to be of the most important macro-decomposer in ecosystems. This study, conducted in Central Côte d'Ivoire, aims to examine the temporal dynamic of earthworm communities in *C. odorata* fallows of different ages and to identify associated indicators and persistent species. Three distinct classes of fallows identified by local farmers, were considered: young (1-3 years, C1), medium-aged (4-8 years, C2) and old (> 9 years, C3). The study of earthworm communities was focused on density, biomass, diversity and complementarity. Indicator values (IndVals) were used to identify indicator species of the classes of fallows. The influence of *C. odorata* on earthworms over time depends on the functional group, with the strongest effects on litter feeders and polyhumics. Indeed, their density and biomass were adversely affected due to a significant reduction in the availability of litter material on the soil surface, and the quality as well. The species richness was significantly greater in C1 than in the other classes whereas the Shannon-Weaver's index did not vary. However, a cluster analysis highlighted marked differences between C2 and the two other classes in terms of community composition. Indicator species were found for C1 (*Millsonia schlegeli, Dichogaster mamillata, Dichogaster ehrhardti* and *Hyperiodrilus africanus*) and C2 (*Dichogaster saliens* and *D. ehrhardti*). The species *Millsonia omodeoi* Sims 1986 has emerged as a persistent species as its density and biomass increased steadily as the fallow aged, to become the dominant species in old fallows. Therefore, it may be considered a relevant candidate for studies dealing with long term interactions between earthworms and soil fertility parameters under *C. odorata* fallows. The roles of litters and soil parameters in influencing earthworm communities are discussed.

Keywords: Aboveground-Belowground interactions, *Chromolaena odorata* fallows, Earthworms, Indicator species, Persistent species, Soil biodiversity.

Amendements calco-magnésiens à moyen et long terme sur sols forestiers acidifiés dans les Vosges : impact sur l'abondance et la biomasse d'une espèce endémique de ver de terre *Aporrectodea velox* et sur ses effets rétroactifs sur les propriétés chimiques et physiques du sol

AUCLERC Apolline[1], NAHMANI Johanne[1], CAPOWIEZ Yvan[2], WAGNER Philippe[1] et GUEROLD François[1]

[1] Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie Biodiversité Ecosystèmes (LIEBE), CNRS UMR 7146, Université Paul Verlaine – METZ, Campus Bridoux, Avenue du général Delestraint, 57070 Metz, apolline.auclerc@umail.univ-metz.fr
[2] INRA - unité « Plantes et Systèmes Horticoles », Domaine Saint Paul, 84914 Avignon Cedex 09.

L'amendement calco-magnésien peut représenter une alternative intéressante afin de contrer l'acidification des écosystèmes terrestres due à des décennies de dépôts atmosphériques acides. Notre étude est réalisée dans une forêt dépérissante vosgienne, dans laquelle se trouve une espèce de ver de terre endémique de grande taille *Aporrectodea velox*. Dans cette forêt deux parcelles forestières recouvertes de hêtres font l'objet de notre étude : une parcelle chaulée 20 ans avant l'étude et une autre chaulée 4 ans avant.
Par comparaison avec une parcelle non amendée (dite contrôle), le but de notre étude est d'évaluer dans un premier temps l'impact de l'amendement à moyen terme (4 ans) et à long terme (20 ans) sur la communauté de vers de terre (diversité, abondance et biomasse). Parallèlement notre étude a pour but d'évaluer les impacts des amendements sur des propriétés chimiques et physiques du sol reliées à l'activité des vers de terre.

Sur chacune des 3 parcelles étudiées (contrôle, amendée moyen et long terme), une grille de 20 x 20 m composée de 25 cellules de 4 m x 4 m a été élaborée. Un tirage aléatoire de 10 cellules a été réalisé afin de constituer les 10 réplicats sur chacune des 3 parcelles. Sur ces 10 réplicats, une reconnaissance des humus et des analyses chimiques sur les horizons OL, OF, OH / Atur, A et S1 (jusqu'à 20 cm de profondeur) ont été réalisées (pH_{H2O}, C, N, P, Ca, Mg, Al totaux pour la litière, CEC, concentrations en cations échangeables (Ca, Mg, K, Na, H, Al, Mn, Fe)). Parallèlement, les vers de terre ont été échantillonnés par extraction au formaldéhyde sur un carré de 1m x 1m (2 applications de 10L à 0,25% pendant 10 minutes puis tri manuel d'un carré de 25 x 25 cm échantillonné au centre) avant d'être identifiés et pesés en laboratoire. Les turricules de surface ont également été prélevés sur une surface de 50x 50 cm et pesés. Des blocs de sol de 2500 cm^3 (8 cm d'épaisseur) ont été prélevés afin de mesurer la répartition des agrégats du sol sur les 3 parcelles forestières. La stabilité des agrégats de 2-5 mm du sol et ceux constituant les turricules de surface des vers de terre a été étudiée (méthode WSA). Enfin le réseau de galeries des vers de terre a été appréhendé en 3D par tomographie rayon X sur la parcelle contrôle et la parcelle amendée à long terme.

Les amendements ont induit un changement notable du type d'humus, d'un moder sur la parcelle contrôle à un mull-moder sur la parcelle amendée à moyen terme et un mull sur celle amendée à long-terme. Une augmentation significative du pH (de 4.1 à 4.7, Anova $p<0,001$) combinée à l'accroissement de la concentration en cation basiques et du taux de saturation en bases des horizons organiques du sol ont été observés sur les deux parcelles amendées. Les résultats montrent également la diminution de la concentration des cations

acides dans les horizons de surface organiques induisant l'acidification des horizons plus profonds. Les quantités en carbone et azote organique en surface des parcelles amendées sont également significativement plus basses que sur la parcelle témoin. L'amendement a également eu un effet sur la structure de la communauté de vers de terre. Ainsi, l'espèce épigée *Lumbricus rubellus* domine la communauté sur la parcelle contrôle en abondance et biomasse (11,6 ± 4,9 ind.m^{-2} et 8,7 ± 3,7 g.f.w.m^{-2}), alors que sur la parcelle amendée à moyen terme, les juvéniles de *A. velox* représentent la plus grande abondance (17,7 ± 8,7 ind.m^{-2}). Sur la parcelle amendée à long-terme, les immatures de *A.velox* dominent en abondance et en biomasse (15,1 ± 6,3 ind.m^{-2} et biomasse totale de 84,0 ± 42,7 g.f.w.m^{-2}). Enfin l'amendement a permis l'augmentation de la stabilité des agrégats du sol ainsi que la formation d'agrégats de diamètre moyen plus important (Anova, $p<0,01$) et une densité plus élevée de macropores (U-test, $p=0,02$).

Ainsi par amélioration des conditions du sol, de la qualité des humus et de la litière, l'amendement serait une stratégie efficace et durable afin de limiter l'acidification des sols et la perte de cations basiques, et ceci même 20 ans après amendement. Dans les sols forestiers étudiés, cette amélioration apparait clairement liée à l'accroissement de la densité du ver de terre *A. velox* et son effet rétroactif sur les paramètres du sol. Cet effet semble être associé aux activités conséquentes de creusage et de production de turricules de cette espèce anécique de part sa biomasse importante. Ainsi, il apparait important de limiter les prélèvements de biomasse dans une telle forêt afin d'éviter la dégradation de l'habitat d'une espèce endémique clé.

Implication des molécules signal dans l'effet des vers de terre sur les plantes

PUGA-FREITAS Ruben[1], BAROT Sébastien[2], TACONNAT Ludivine[3], RENOU Jean-Pierre[3], ABBAD Samir[1], GIGON Agnès[1], GARNIER-ZARLI Evelyne[1] et BLOUIN Manuel[1]

[1] : UMR Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux, Université Paris-Est Créteil, 61 avenue du Général De Gaulle, 94010 Créteil cedex, France, ruben.puga-freitas@u-pec.fr
[2] : UMR Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux, IRD, Ecole Normale Supérieure, 46 rue d'Ulm, 75230 Paris cedex 5, France
[3] : Unité de Recherche en Génomique Végétale, INRA/CNRS, 2 rue Gaston Crémieux, CP5708, 91057 Evry cedex, France

Les plantes ont co-évolué depuis des millions d'années avec les organismes du sol, dont les vers de terre, réputés pour leur impact positif sur la croissance des plantes. Cet effet est généralement attribué à un accroissement de la disponibilité en nutriments, dû à la minéralisation de la matière organique par les vers de terre. Toutefois, ce mécanisme ne permet pas d'expliquer pourquoi l'effet positif dû aux vers se maintient lorsque des nutriments sont apportés en excès par rapport aux besoins de la plante (Blouin *et al.* 2006). Les sciences du végétal, notamment la culture *in vitro*, l'utilisation de mutants, ou la génomique constituent une approche originale pour comprendre des relations plus complexes qu'il n'y paraît.

Des études récentes ont démontré que les vers de terre sont responsables de l'activation de gènes de réponse au stress chez la plante (Blouin *et al.* 2005) et de gènes impliqués dans le cycle cellulaire (Jana *et al.* 2010). Afin d'avoir une vision plus exhaustive de la réponse des plantes aux vers de terre sur le plan moléculaire, nous avons réalisé une étude transcriptomique de l'effet du vers de terre *Aporrectodea caliginosa* sur la plante *Arabidopsis thaliana*. Nous avons observé que les gènes dont l'expression est modulée en présence de vers de terre sont également ceux qui répondent à des microorganismes et à différents composés hormonaux. Aucun gène impliqué dans la nutrition n'a vu son expression modifiée.

Afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle des molécules signal sont impliquées dans l'effet des vers de terre sur les plantes, nous avons mis au point un dispositif original de culture *in vitro*, dans lequel nous avons évalué l'effet d'un turricule (déjection) de vers de terre sur la morphologie et la croissance de deux espèces de plantes. La présence du turricule est responsable d'un effet positif sur la croissance de *Lolium perenne* et négatif sur celle d'*Oryza sativa*; cet effet ne peut être dû qu'à des molécules signal puisque tous les nutriments nécessaires à la plante ont été apportés à concentration optimale et que les microorganismes ne peuvent pas traverser la membrane de nylon.

Puisque des études précédentes ont montré la présence de composés auxiniques dans les turricules de vers de terre, nous avons cherché à montrer dans une troisième étude que l'effet des vers de terre dépend de la voie de signalisation des auxines. Nous avons ainsi évalué dans des microcosmes remplis de sol naturel l'effet des vers de terre sur un mutant d'*A. thaliana*. Le transport d'auxine endogène de ce mutant est affecté par une double mutation qui conduit à l'apparition d'un phénotype nain. Nos résultats montrent que la

présence de vers de terre est responsable d'un effet positif sur le mutant, dont le phénotype ne diffère plus significativement de celui du témoin. L'effet des vers de terre sur la croissance des plantes dépend donc de l'auxine.

Des organismes du sol, en particulier les bactéries promotrices de la croissance des plantes (Plant Growth Promoting Rhizobacteria ou PGPR), sont capables de produire des composés hormonaux tels que l'éthylène et l'auxine. Puisque les vers de terre agissent fortement sur la structure des communautés microbiennes du sol, une hypothèse parcimonieuse serait que les vers de terre ne produisent pas eux-mêmes de l'auxine, mais qu'ils sélectionnent des PGPR productrices d'auxine. Nous avons donc testé l'effet de vers de terre, d'une plante ou de la combinaison de ces deux organismes sur les PGPR cultivables. Nos résultats montrent que la production d'auxine par les PGPR cultivables est augmentée en présence de vers de terre, ce qui conforte notre hypothèse. Les plantes, quant à elles, sont responsables d'une diminution de la production d'auxine par les PGPR cultivables. Dans le cas où la plante et les vers sont présents simultanément, la production d'auxine est similaire à celle observée lorsque la plante est seule, démontrant que la plante est capable d'imposer son contrôle sur les PGPR présentes dans son environnement.

Les molécules signal, en particulier l'auxine, jouent un rôle fondamental dans l'effet des vers de terre sur les plantes. Le fait qu'il existe une « communication » entre les vers de terre et la plante suggère que des signaux ont été retenus au cours de l'histoire évolutive de ces organismes. Cette interprétation permet de mieux comprendre pourquoi les vers de terre peuvent avoir un effet positif ou négatif sur des plantes d'origine géographique et de génotype différents. Cette perspective évolutive permet également d'interpréter l'effet prédominant de la plante sur les PGPR, seule stratégie évolutivement stable.

Des recherches interdisciplinaires associant écologues, physiologistes des plantes, chimistes et biochimistes seraient souhaitables afin de mieux comprendre l'origine et la dynamique des molécules signal dans le sol. Ces connaissances pourraient permettre de développer une gestion des cultures intégrant les régulations biologiques dues aux organismes du sol, afin de réduire l'utilisation des intrants chimiques.

Références

Blouin M., Barot S. & Lavelle P. (2006). Earthworms (*Millsonia anomala*, Megascolecidae) do not increase rice growth through enhanced nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 2063-2068.

Blouin M., Zuily-Fodil Y., Pham-Thi A.T., Laffray D., Reversat G., Pando A., Tondoh J. & Lavelle P. (2005). Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. *Ecol. Lett.*, 8, 202-208.

Jana U., Barot S., Blouin M., Lavelle P., Laffray D. & Repellin A. (2010). Earthworms influence the production of above- and belowground biomass and the expression of genes involved in cell proliferation and stress responses in Arabidopsis thaliana. *Soil Biol. Biochem.*, 42, 244-252.

Effet des arbustes natifs sur la diversité fonctionnelle des sols de en région soudano-sahélienne (Sénégal)

DIAKHATE Sidy[1,2], CHEVALLIER Tiphaine[3], DIALLO Ndèye Hélène[4], NDOUR Yacine[4], ABADIE Josiane[3], DELEPORTE Philippe[3] et CHAPUIS-LARDY Lydie[1]

[1] : UMR Eco&Sols, IRD, LEMSAT, Centre IRD-ISRA Bel Air, BP1386, Dakar CP 18524, Sénégal, s.diakhate@yahoo.fr
[2] : Ecole doctorale SEV, Faculté des Sciences, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal
[3] : UMR Eco&Sols, Cirad-INRA-IRD-Montpellier SupAgro, 2 place Viala, Bat. 12, 34060 Montpellier Cedex 2, France, tiphaine.chevallier@ird.fr
[4] : ISRA, LEMSAT, Centre IRD-ISRA Bel Air, BP 1386, Dakar CP 18524, Sénégal

Mots-clés
Afrique sub-saharienne, Intensification Ecologique, *Piliostigma reticulatum, Guiera senegalensis,* mil, profil catabolique, MicroResp™

Introduction

Piliostigma reticulatum (D.C.) Hochst (Caesalpinioideae) and *Guiera senegalensis* J.F. Gmel (Combretaceae) sont les deux espèces arbustives natives les plus répandues dans le Sahel. Des travaux menés au Sénégal ont permis de démontrer les effets bénéfiques de ces deux espèces sur la dynamique de l'eau (Kizito *et al*. 2006) et l'intérêt d'utiliser leurs résidus (au lieu de les brûler) pour augmenter la fertilité du sol (Dossa *et al.*, 2008). Dans une démarche d'intensification écologique, associer ces espèces arbustives à une culture vivrière, telle que le mil, apparait comme une piste intéressante pour la productivité et la durabilité des agrosystèmes de la région soudano-sahélienne. L'objectif de cette étude est de déterminer l'impact de la présence des espèces arbustives natives sur le fonctionnement biologique d'un sol cultivé, et notamment sur la diversité fonctionnelle des microorganismes.

Matériels et méthodes

Les sols ont été prélevés au Sénégal dans deux dispositifs expérimentaux de l'ISRA (Institut Sénégalais de Recherches Agricoles). Les espèces arbustives étudiées sont *P. reticulatum* à Bambey et *G. senegalensis* à Nioro. L'horizon superficiel du sol a été prélevé (3 échantillons composite / traitement) dans la rhizosphère dans 1) une culture de mil (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.) seul, 2) des touffes d'arbustes isolées, 3) une culture où le mil est associé à l'arbuste (recépage des touffes et apport des résidus des arbustes à la surface du sol). Les parcelles ne reçoivent aucun fertilisant minéral. Le sol non cultivé prélevé à proximité du dispositif sert de témoin.

L'impact de la présence des arbustes sur la diversité fonctionnelle des microorganismes hétérotrophes a été apprécié au travers l'analyse des profils cataboliques réalisés par la méthode MicroResp™ adaptée de Campbell *et al.* (2003) et Berg & Steinberger (2010). Les 10 substrats (fig. 1) sont apportés au sol à une concentration de 0,85 mg/g sol. La respiration basale est estimée à partir de l'essai avec ajout d'eau et la biomasse microbienne à partir de l'essai glucose (méthode SIR, Substrate Induced Respiration). La diversité microbienne fonctionnelle est estimée par le calcul de l'indice de Shannon-Weaver (Zak *et al.*, 1994).

Résultats

La présence d'arbustes n'affecte pas significativement la respiration basale du sol (ex pour Nioro, fig. 1). L'indice de Shannon-Weaver varie peu selon les traitements, 2,1 - 2,2 à Nioro (*P. reticulatum*), et 2,16 - 2,26 à Bambey *(G. senegalensis*). Ces valeurs témoignent d'une bonne capacité des micro-organismes à dégrader les substrats testés (Jiang *et al.*, 2011).

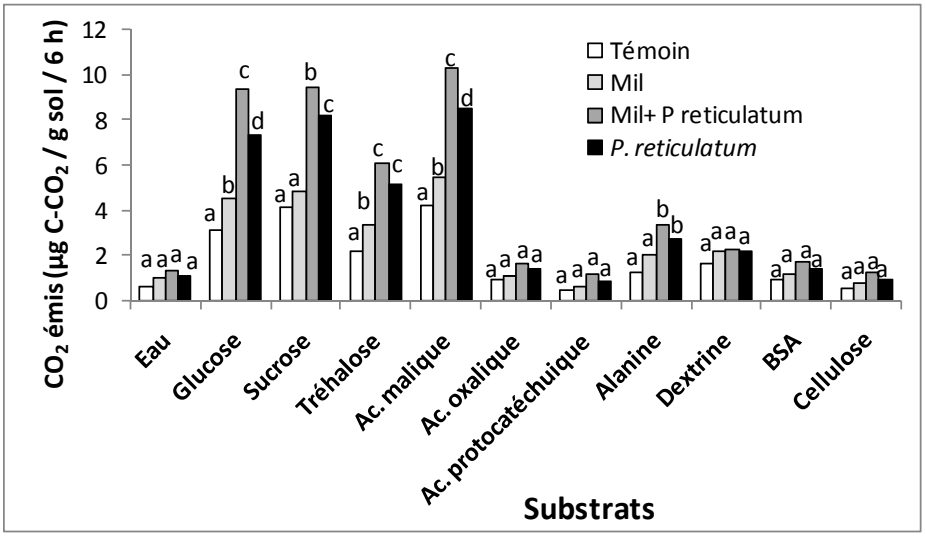


Figure 1
Profil de la diversité catabolique des microorganismes dans les sols de Nioro (dispositif *P. reticulatum*)

Pour un même substrat, des lettres différentes indiquent une différence significative à P < 0,05)

A Nioro, le profil catabolique obtenu montre la variabilité des réponses des micro-organismes aux différents substrats apportés (fig. 1). Les quantités de CO_2 sont significativement plus élevées dans le traitement mil+*P. reticulatum* comparativement au traitement mil seul pour le glucose, l'acide malique, le tréhalose et le sucrose (fig.1). Parallèlement, on constate une augmentation de la biomasse microbienne et une diminution du quotient métabolique (qCO_2) dans la rhizosphère du mil en présence de *P. reticulatum*.

A Bambey, les quantités de CO_2 sont aussi significativement plus élevées en présence de *G. senegalensis* comparativement au mil seul mais uniquement pour deux substrats, tréhalose et acide malique ; ceci témoigne d'un effet moins important de cet arbuste sur la diversité fonctionnelle du sol comparativement à *P. reticulatum*. Berg et Steinberger (2010) ont également montré l'impact d'un arbuste natif (*Hammada scoparia)* sur la diversité fonctionnelle d'un sol en milieu aride.

Conclusion

Le mil bénéficie de son association avec *P. reticulatum* par le biais d'une diversité catabolique plus importante due à la présence de l'arbuste. Ce bénéfice est moins important avec *G. senegalensis.* Les recherches doivent maintenant porter sur les implications en termes de cycles des nutriments.

Références

Berg N., Steinberger Y., 2010. Are biological effects of desert shrubs more important than physical effects on soil microorganisms? Microb Ecol . 59, 121–129

Campbell C.D., Chapman S.J., Cameron C.M., Davidson M.S., Potts J.M., 2003. A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. Applied and Environmental Microbiology 69, 3593–3599

Dossa E.L., Khouma M., Diedhiou I., Sene M., Kizito F., Badiane A.N., Samba S.A.N., Dick R.P., 2009. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semi-arid Sahelian soils amended with native shrub residues. Geoderma 148, 251–260.

Jiang Y., Chen C., Xu Z., Liu, Y., 2011. Effects of single and mixed species forest ecosystems on diversity and function of soil microbial community in subtropical China. J Soils Sediments. DOI 10.1007/s11368-011-0442-4

Kizito F., Draglia M., Sene M., Lufafa A., Diedhiou I., Dick R.P., Selker J.S., Diack M., Dossa E., Khouma M., Badiane A.N., Ndiaye S., 2006. Seasonal soil water variation and root patters between two semi-arid shrubs co-existing with pearl millet in Senegal, West Africa. J. Arid. Environ. 67, 436–455.

Zak J.C., Willing M.R., Moorhead D.L., Wildman H.G., 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. Soil Biol Biochem 26, 1101–110.

Les communautés bactériennes nitrifiantes et dénitrifiantes de sols agricoles : pratiques conventionnelles versus biologiques ?

ROOSE-AMSALEG Céline, ZERARKA Mehdi, LAVERMAN Anniet et GARNIER Josette

UPMC-CNRS, UMR 7619 Sisyphe, boite 123, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
celine.amsaleg@upmc.fr

L'émission du gaz à effet de serre, oxyde nitreux (N_2O) et la présence de nitrates (NO_3^-) en quantité dans les sols sont deux problèmes environnementaux majeurs en bassin de Seine, découlant notamment de pratiques agricoles intensives. Or, la dénitrification et la nitrification sont les principales réactions métabolisant ces produits azotés. Ce travail visait à étudier les communautés bactériennes associées à ces deux processus. Réalisé à la fois sur des sols agricoles, sous pratique conventionnelle ou biologique et également non agricoles, i. e. prairie et forêt, la caractérisation microbiologique consistait (i) en PCR-DGGE de divers gènes fonctionnels (*amo*A, *nos*Z, *nir*K et *nir*S) impliqués dans ces deux processus (ii) ainsi qu'en un dénombrement semi-quantitatif des bactéries cultivables dénitrifiantes par la méthode NPP. Si les communautés bactériennes totales présentent une richesse spécifique (nombre de bandes DGGE) similaire pour les différents types de sols, ces communautés apparaissent assez différentes en terme de structure. Nos résultats révèlent en outre des structures complexes et diversifiées des communautés fonctionnelles dénitrifiantes et nitrifiantes dans les sols étudiés. Les plus importantes richesses spécifiques sont relevées dans les sols agricoles biologiques pour les communautés bactériennes nitrifiantes (gène *amo*A) et dans les sols non agricoles pour les dénitrifiantes (gène *nos*Z). Les sols agricoles aérés pourraient donc favoriser la présence de communautés bactériennes nitrifiantes diversifiées, alors que des sols riches en matière organique et en eau (tels ceux des forêts et prairies) seraient propices aux communautés bactériennes dénitrifiantes.

Bioindication in Urban Soils in Switzerland

AMOSSÉ Joël[1,2], LE BAYON Claire[1], MITCHELL Edward A.D.[2] and GOBAT Jean-Michel[1]

[1] University of Neuchâtel, Laboratory of Soil and Vegetation, Neuchâtel, Switzerland
[2] University of Neuchâtel, Laboratory of Soil Biology, Neuchâtel, Switzerland, joel.amosse@unine.ch

Urban development leads to profound changes in ecosystem structure (e.g. biodiversity) and functioning (e.g. ecosystem services). While above-ground diversity is reasonably well studied much less is known about soil diversity, soil processes and more generally soil health in urban settings. Soil invertebrates are key actors of soil processes at different spatial and temporal scales and provide essential ecosystem services. These functions may be even more vital in stressed environments such as urban ecosystems.

Despite the general recognition of the importance of soil organisms in ecosystems, soil trophic food webs are still poorly known and this is especially the case in urban settings. As urban soils are characterised by high fragmentation and stress (e.g. drought, pollution) the structure and functioning of soil communities is likely to be markedly different from that of natural soils. It is for example unclear if earthworms, whose roles in organic matter transformation and soil structuration is well documented in natural and semi-natural soils, are also widespread and active in urban soils.

Bioindication is a powerful tool to assess the quality of the environment. It is complementary to classical physicochemical soil analysis or can be used as sole diagnostic tool in cases where these analyses cannot be performed. However little is known about the potential use of bioindicators in urban settings and especially it is unclear if methods developped in agriculture can be applied to urban soils. The development of reliable methods for assessing the quality of urban soils has been identified as a priority for policy making and urban management in Switzerland, a high-urbanized country.

We therefore initiated a research project (Bioindication in Urban Soil - BUS). The project is organised around four parts: (i) typology of urban soils in a study Region (Neuchâtel), (ii) sampling of soil fauna and analysis of soil physicochemical properties, (iii) comparison of the functionality of urban soils and alluvial soils, used as a natural reference because of their regular physical perturbation by flooding and associated erosion/sedimentation, (iv) evaluation of soil bioindicators (e.g. earthworm, enchytraeid and testate amoebae) for urban soils. The application objective of my research is to introduce bioindicators and their limit values for the future revision of the legal Ordonnance on soils (OSol), and to develop guidelines to improve or to build urban soils with the aim of reaching a sustainable urban ecosystem development.

Etude de bioindicateurs en fonction de l'occupation d'un sol agricole haut-normand
Résultats du programme "Bioindicateurs" pour le site d'Yvetot

LEGRAS Marc[1], TRAP Jean[1], BEGUIRISTAIN Thierry[2], BISPO Antonio[3], BODILIS Josselin[4], CHAUSSOD Rémi[5], CHEVIRON Nathalie[6], CORTET Jérôme[7], CRIQUET Steven[8], DEQUIEDT Samuel[5], GALSOMIÈS Laurence[3], GANGNEUX Christophe[1], GRAND Cécile[3], GUERNION Muriel[9], LAURENT Nadia[1], MOUGIN Christian[6], REPINCAY Cédric[6], ROUGE Laurence[9], RUIZ Nuria[10], VILLENAVE Cécile[11], PERES Guénola[9] et GATTIN Isabelle[1]

[1] Esitpa – Ecole d'Ingénieurs en Agriculture, Unité Agri'Terr, Equipe BioSol, CS 40118, 76134 Mont Saint Aignan Cedex, mlegras@esitpa.org, igattin@esitpa.org, nlaurent@esitpa.org, cgangneux@esitpa.org, jtrap@esitpa.org
[2] LIMOS, UMR 7137, Nancy Université, Faculté des Sciences, BP 70239, 54506 Vandoeuvre-lès-Nancy, thierry.beguiristain@limos.uhp-nancy.fr
[3] ADEME, 20 avenue du Grésillé, BP 90406, 49004 Angers Cedex 01. cecile.grand@ademe.fr, laurence.galsomies@ademe.fr, antonio.bispo@ademe.fr
[4] Université de Rouen, Laboratoire M2C, 76134 Mont-Saint-Aignan Cedex, josselin.bodilis@univ-rouen.fr
[5] UMR MSE, INRA/ Université de Bourgogne, BP 86510, 21065 Dijon Cedex, samuel.dequiedt@dijon.inra.fr, remi.chaussod@dijon.inra.fr
[6] PESSAC UR 251, INRA Versailles-Grignon, nathalie.cheviron@versailles.inra.fr, christian.mougin@versailles.inra.fr
[7] INPL / ENSAIA, LES, BP 172, 54505 Vandœuvre lès Nancy, Jerome.Cortet@ensaia.inpl-nancy.fr
[8] IMBE - UMR 7263 - Université Paul Cézanne - Faculté des Sciences de St Jérôme – 13397 Marseille, steven.criquet@univ-cezanne.fr
[9] Université Rennes 1, UMR Ecobio 6553, Station Biologique, 35380 Paimpont, guenola.peres@univ-rennes1.fr, muriel.guernion@univ-rennes1.fr, rouge.laurence@univ-rennes1.fr
[10] IRD Bondy, UMR 211 BIOEMCO, 93143 Bondy Cedex, nuria.ruiz-camacho@ird.fr
[11] UMR 210 Eco&Sols, SupAgro, 34060 Montpellier cedex 1, cecile.villenave@ird.fr

Le sol est une ressource soumise à de nombreuses pressions. Matrice essentielle, son suivi, mais aussi sa gestion, sont actuellement fortement basés sur des données physicochimiques, pédologiques, géologiques et/ou externes (occupation). Le programme national « Bioindicateurs » de l'ADEME présenté aux JES 2012 par G. Peres a pour ambition de proposer une série d'indicateurs biologiques capables de renseigner sur l'état de dégradation et/ou de restauration des propriétés et des fonctions des sols.

42 indicateurs biologiques (microflore ; micro-, méso-, macrofaune ; flore) ont été étudiés sur 13 sites ateliers (agricoles, urbains, forestiers, contaminés ou non) ; ils sont susceptibles de répondre à un stress environnemental et/ou de décrire un état global ou spécifique.

Les résultats présentés ici sont spécifiques au site atelier d'Yvetot (76) où six zones ont été définies en fonction de l'usage et de l'occupation du sol (GC : grande culture, SI et SII prairies de restauration, SIII et SIV prairies temporaires dont SIII en culture, PP prairie permanente). L'âge des parcelles du système prairial est également une entrée possible. L'ensemble du site est situé sur le plateau limoneux du pays de Caux. La campagne nationale d'échantillonnage de sol a eu lieu au printemps 2010 dans des conditions identiques sur l'ensemble des sites ateliers. Une base de données a été créée et les partenaires du programme ont proposé un traitement commun et pertinent à l'ensemble des données.

Les premiers résultats issus du site agricole d'Yvetot sont présentés et discutés par compartiments biologiques. En fonction des compartiments considérés, les résultats d'abondance, de diversité et d'activité sont parfois corrélés au statut carboné des parcelles. Cependant, il apparaît très souvent que les caractéristiques initiales des modalités (modes de conduite, données physicochimiques) n'expliquent pas l'état des communautés biologiques.

A titre d'exemple et pour illustrer ce contraste, la figure 1 présente le résultat de l'activité β-Galactosidase (Pessac) qui permet de discriminer significativement ($p<0,005$) non seulement les modes de conduite (GC, PR, PT, PP) mais également l'historique prairial. A l'inverse la figure 2 montre que l'étude de l'abondance de la macrofaune totale (IRD) n'est pas en mesure de discriminer significativement une grande culture d'une prairie permanente dans les conditions d'Yvetot, bien que cette composition faunistique soit dominée par les vers de terre. En effet, étudié de façon distincte, l'abondance lombricienne (Ecobio Rennes) discrimine les GC et PR des PT et PP.

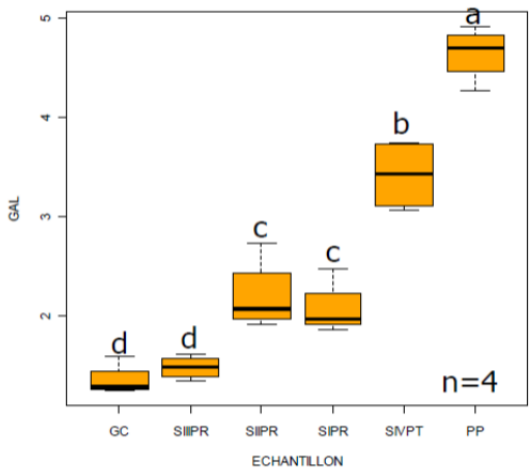


Figure 1 : Activités β-Galactosidase

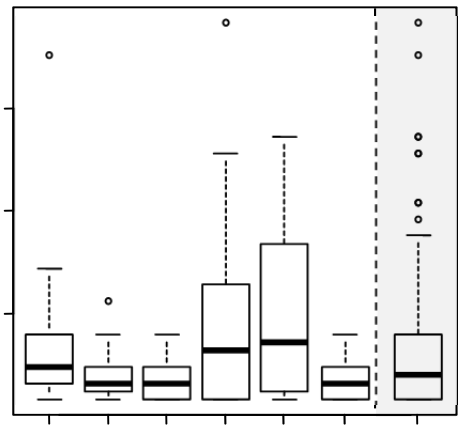


Figure 2 : Abondance macrofaune totale

Conclusion :

Les communautés biologiques sont influencées par l'usage des sols en termes de mode de conduite, d'âge et d'historique prairial. D'autre part, il est clairement montré qu'une parcelle de prairie remise en culture garde des propriétés biologiques intéressantes même après plusieurs années de culture. Cependant les caractéristiques spécifiques aux modalités (historique prairial, chargement, implantation) restent complexes à intégrer pour la compréhension du fonctionnement biologique.

Les catégories écologiques des vers de terre déterminent-elles leurs stratégies de dispersion ?

CARO Gaël et MATHIEU Jérôme

UMR 7618, Bioemco, équipe Biodiv, 45 rue d'Ulm, 75005 Paris, gael.c.caro@gmail.com

Les catégories écologiques des vers de terre déterminent-elles leurs stratégies de dispersion ?

Les vers de terre sont parmi les plus importants ingénieurs du sol. Ils agissent sur la structure granulaire du sol, en ingérant la terre puis en la rejetant sous forme de gros agrégats dont les propriétés chimiques sont modifiées par rapport au sol environnant (pH neutre, plus grande stabilité des agrégats…) mais aussi en construisant des réseaux de galeries complexes. Dans leur habitat, les trois catégories écologiques de vers ne remplissent pas les mêmes fonctions. En effet, se sont essentiellement les anéciques et endogés qui influencent le fonctionnement des sols. Malgré leur rôle prépondérant dans les services écosystémiques liés aux sols, les populations de vers de terre sont encore peu gérées. C'est pourquoi il est nécessaire de mieux comprendre les stratégies inhérentes à chaque catégorie écologiques de vers.

La dispersion est un mécanisme essentiel dans la conservation des espèces. En effet, elle permet le maintien des populations par colonisation de nouveaux habitats et l'exploitation de ressources distribuées dans l'environnement. Néanmoins, les stratégies de dispersion des organismes ingénieurs du sol, tels que les vers de terre, sont peu étudiés. L'objectif du projet Edisp est d'acquérir une meilleure compréhension des capacités de dispersion des vers de terre et ainsi de mieux comprendre la distribution des vers de terre. Pour atteindre cet objectif, nous avons mis au point des protocoles expérimentaux adaptés à l'étude de ces animaux. Il a ainsi été étudié l'influence de 3 facteurs environnementaux sur la dispersion des vers de terre : la qualité du milieu, la densité intraspécifique et l'homogénéité du milieu. Chaque étude a été mené sur un panel de 6 espèces : 3 anéciques (*Aporrectodea giardi*, *Aporrectodea longa* et *Lumbricus terrestris*) et 3 endogés (*Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea icterica* et *Allobophora chlorotica*).

Nous avons ainsi été en mesure d'observer si la catégorie écologique des vers de terre influençait leurs stratégies de dispersion. Mais aussi de quantifier la diversité de comportements au sein de chaque catégorie. Ces nouvelles observations liées aux connaissances que nous avons sur l'impact qu'ont ces espèces sur les sols pourront permettre une meilleure gestion des services écosystémiques rendus par ces ingénieurs du sol.

Caractérisation quantitative des communautés de nématodes du sol par spectrométrie proche infrarouge (SPIR)

BARTHÈS Bernard[1], BRUNET Didier[1], RABARY Bodovololona[2], BA Oumar[3] et VILLENAVE Cécile[1,4]

[1] : UMR Eco&Sols, IRD, Montpellier SupAgro, bâtiment 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France, bernard.barthes@ird.fr, didier.brunet@ird.fr
[2] : URP SCRID, FOFIFA, BP 230, Antsirabe 110, Madagascar, bodo_rabary@yahoo.fr
[3] : UMR Eco&Sols, IRD, LEMSAT, Centre IRD-ISRA, route des Hydrocarbures, BP 1386, Dakar, Sénégal, oumar.ba@ird.fr
4 : Elisol Environnement, Montpellier SupAgro, bâtiment 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France, cecile.villenave@elisol-environnement.fr

Introduction

Les nématodes sont des vers ronds menant une vie libre ou parasite, qui se rencontrent dans la majorité des milieux, notamment dans les sols. L'abondance et la diversité des nématodes en font des indicateurs précis de l'état et du fonctionnement du sol, mais leur caractérisation conventionnelle est coûteuse en main d'œuvre et nécessite des compétences en taxonomie.

La spectrométrie proche infrarouge (SPIR) est une approche permettant de caractériser de nombreuses propriétés des sols rapidement et à faible coût, mais elle a encore rarement été appliquée pour étudier les organismes du sol. L'objectif du travail présenté était d'évaluer le potentiel de la SPIR pour caractériser la nématofaune du sol sur une population d'échantillons de sols d'un dispositif agronomique à Madagascar.

Matériels et méthodes

Le site d'étude est situé à Bemasoandro (19°47'S, 47°06'E), près d'Antsirabe, sur les hauts-plateaux malgaches (altitude 1600 m). Pluie et température annuelles moyennes y sont respectivement de 1300 mm et 16°C. Le sol, développé sur sédiments volcano-lacustres, est ferrallitique à caractère andique, fortement désaturé, argileux (> 70% d'argile, surtout kaolinite), acide (pH 5 en surface), riche en matière organique (8-9% à 0-10 cm).

Le dispositif étudié, installé en 1996, compare une rotation soja/riz (une culture par an) avec travail du sol traditionnel à la bêche (résidus exportés) ou semis direct (résidus restitués en mulch), sans apport, avec apport de fumier, ou apport de fumier et engrais minéral, avec trois répétitions par traitement, soit dix-huit parcelles.

Cinquante-quatre échantillons composites de sol (trois par parcelle) ont été prélevés au cylindre à 0-5 cm de profondeur en janvier 2005 sous soja, puis à nouveau en février 2006 sous riz. Du fait de la perte de quelques échantillons, 103 échantillons ont finalement été étudiés sur l'ensemble des deux années.

L'analyse de la nématofaune, réalisée sur sol frais, comporte une extraction des nématodes par élutriation (séparation densimétrique par un flux vertical d'eau) sur un échantillon de sol frais d'environ 150 g, puis un comptage sous loupe binoculaire et, après fixation et montage en lame mince, une identification au microscope (×400) au niveau de la famille ou du genre. Les taxons sont ensuite regroupés en cinq groupes trophiques : bactérivores ; fongivores ; phytophages obligatoires ; phytophages facultatifs ; omnivores et prédateurs. Des indices nématofauniques usuels sont également calculés : indice d'enrichissement, indice de maturité, indice de structure, indice des nématodes phytophages.

Les spectres PIR (1100-2500 nm) sont acquis sur des échantillons de 5 g de sol séché à l'air et tamisé à 2 mm, puis séché à l'étuve (40°C) la nuit précédant l'acquisition. Les

spectres sont ensuite ajustés statistiquement sur les données de nématofaune (abondances, indices) par régression des moindres carrés partiels (PLS).

Résultats et discussion

Selon le jeu d'échantillons considéré (2005, 2006, ou 2005+2006), la prédiction par SPIR de l'abondance totale des nématodes s'avère précise (rapport de l'écart type à l'erreur standard de validation croisée, noté RPD, ≥ 2) ou acceptable (RPD ≥ 1.6). Les prédictions SPIR sont précises, acceptables ou quasi-acceptables (RPD ≥ 1.4) pour plusieurs des six taxons les plus abondants, et plus encore, pour la plupart des groupes trophiques (sauf les phytophages facultatifs ; cf. **Figure**). En revanche, les indices nématofauniques sont mal prédits en général.

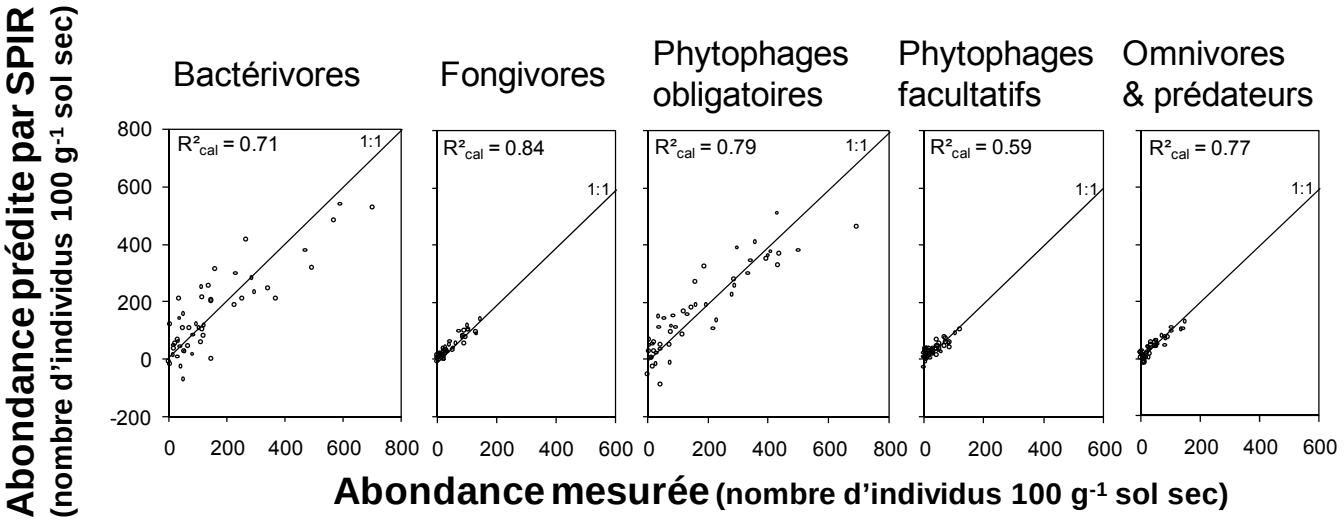
Dans l'ensemble, les prédictions concernant la nématofaune sont plutôt moins précises que les prédictions des propriétés des sols habituellement rapportées dans la littérature. Une partie de l'imprécision pourrait être liée à la distribution hétérogène des nématodes dans le sol (différences entre aliquotes utilisées pour la caractérisation morphologique et la SPIR). Toutefois, bien qu'elles ne soient pas très précises, les prédictions SPIR sur la nématofaune sont intéressantes compte tenu du coût en main d'œuvre de l'approche morphologique et de l'expertise qu'elle requiert pour identifier taxons et groupes trophiques. Surtout, il est probablement possible d'améliorer la précision des prédictions SPIR sur la nématofaune en acquérant les spectres sur de plus gros échantillons de sol ; en effet, les aliquotes étudiées ici par SPIR (5 g) sont probablement trop petites pour être représentatives de la nématofaune, et il serait souhaitable d'étudier des échantillons de l'ordre de ceux caractérisés morphologiquement (> 100 g).

L'examen des longueurs d'ondes contribuant fortement aux prédictions SPIR suggère que ces prédictions dépendent à la fois (i) des constituants des nématodes et (ii) des substrats utilisés par les ressources trophiques des nématodes ; les prédictions sont donc basées à la fois sur la nématofaune et sur les propriétés du sol reflétées par la nématofaune.

Conclusion

La SPIR s'avère un outil prometteur pour caractériser la nématofaune du sol. Son intérêt doit être confirmé sur des populations plus variées d'échantillons de sol.

Figure. Comparaison entre mesures conventionnelles et prédictions par SPIR de l'abondance des groupes trophiques de nématodes du sol sur un site de Madagascar, année 2005 (R^2_{cal} : coefficient de détermination de l'étalonnage).



Dynamique et distribution spatiale des communautés microbiennes impliquées dégradation de paille de riz dans un ferralsol

BLAUD Aimeric[1], LERCH Thomas[2*], NUNAN Naoise[3], CHEVALLIER Tiphaine[4], CHENU Claire[5] et BRAUMAN Alain[4]

[1] : University of Sheffield, Department of Animal and Plant Sciences, S10 2TN, United Kingdom
[2] : UPEC, UMR BioEMCo, équipe IBIOS, Université Paris Est Créteil, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France, thomas.lerch@u-pec.fr
[3] : CNRS, UMR BioEMCo, équipe MOS, Bâtiment EGER, Campus INRA, 78850 Thiverval-Grignon, France
[4] : IRD, UMR Eco&Sols, équipe Sols, Activités & Réseaux Biologiques, Batiment 12, 2 Place Viala, 34060 Montpellier, France
[5] : AgroParisTech, UMR BioEMCo, équipe MOS, Bâtiment EGER, Campus INRA, 78850 Thiverval-Grignon, France

Contexte et objectif :

La décomposition de la matière organique des sols est un processus majeur de l'écosystème sol, influençant l'organisation et la stabilité du sol, le taux de renouvellement des nutriments et le réseau trophique du sol. La nature de la matière organique, la répartition des organismes décomposeurs, la structure, la température et l'humidité du sol déterminent la dynamique de décomposition de la matière organique. De nombreuses études ont montré une répartition des communautés microbiennes en fonction de la taille des agrégats. Ainsi le cœur des agrégats est peu accessible à la majorité des champignons localisés majoritairement dans les macro-agrégats. Les bactéries se situent principalement dans les agrégats inférieurs à 250 µm. Plusieurs études ont montré que des apports de matière organique sous forme de paille modifiaient à la fois l'agrégation et les communautés microbiennes. Toutefois, jusqu'ici, aucune étude de l'impact d'apport de paille sur les communautés microbiennes du sol n'a pris en compte leurs répartitions dans les agrégats. L'objectif de ce travail est de déterminer si la modification de la structure des communautés microbiennes lors de l'apport de résidus de culture est structurée dans l'espace et dans le temps, en fonction de la dynamique du C et de l'agrégation du sol.

Matériels et Méthode

L'étude a été effectuée sur un Ferralsol, prélevé (0-10 cm) en mars 2007 sur une jachère de graminées située au nord-est d'Antanarivo, Madagascar. Le sol est constitué de 30% d'argile, 40% de sable et 30% de limons avec un taux de C organique de 2,3%. La matière organique particulaire (MOP) du sol a été retirée manuellement et le sol a été broyé à 200 µm, afin de détruire tout les macro-agrégats, excepté pour les sables supérieurs à 200 µm qui ont été ensuite ajoutés au sol broyé. Des résidus de tiges et de feuilles de riz marqués au ^{13}C (C/N = 22, $\delta^{13}C$ = 6124‰) ont été broyés à 500 µm. Les échantillons de sol (20g) broyé à 200 µm sans apport de paille (Témoin) et avec apport de paille (20 mg de paille de riz pour 20 g sol) ont été réhumidifiés (pF 2) puis incubés.

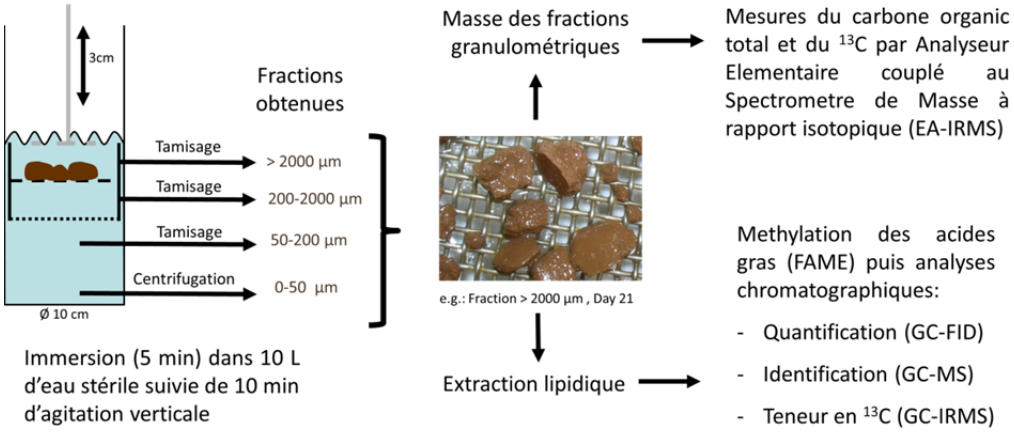


Figure 1 : schéma du protocole expérimental de fractionnement du sol, analyse physico-chimique et microbienne du sol incubé.

Les échantillons de sol (avec et sans paille) ont ensuite été incubés 21 jours à 30°C dans des bocaux contenant un flacon de soude (20 ml, 1N), et un flacon d'eau milli-Q (20 ml) pour éviter le dessèchement du sol. Le CO_2 émis par le sol et piégé par la soude a été dosé par HCl (1N) après ajout de $BaCl_2$ en excès après 2 et 21 jours d'incubation. L'analyse des agrégats du sol (Figure 1) a été réalisée par tamisage vertical en adaptant le protocole de Yoder (1936). A chaque date de fractionnement du sol (*i.e.* 0, 2 et 21 jours), les analyses de teneurs en C et ^{13}C ont été réalisées sur chaque fractions, ainsi que des analyses des communautés microbiennes basées sur les acides gras membranaires (FAME), marquée au ^{13}C et non marquée (totales) selon la méthode de Schutter et Dick (2000).

Résultats et discussion

Après seulement 2 jours d'incubation, les macro-agrégats (200-2000 et >2000 µm) représentaient déjà plus de 50% des fractions granulométriques du témoin et plus de 70% pour les échantillons ayant reçu des résidus. Ces proportions atteignant 70 et 80 %, respectivement après 21 jours d'incubation. Les deux tiers du carbone des résidus de paille étaient principalement localisés dans les macro-agrégats après 2 jours d'incubation. Après 21 jours, la moitié du carbone apporté a été minéralisé. Une forte disparité dans la structure des communautés microbiennes totales a été observée, avec une présence préférentielle de bactéries Gram+ dans les micro-agrégats et de bactéries Gram- dans les macro-agrégats, sans effet significatif de l'apport de paille de riz. Les changements de structure des communautés ont surtout été observés dans les fractions les plus grossières. Les communautés microbiennes impliquées dans la dégradation des résidus marqués étaient dominées par des bactéries Gram- dans les fractions les plus grossières et des bactéries Gram+ dans les fractions les plus fines. Ces résultats confirment l'importance de la structure physique du milieu dans les processus de décomposition de la matière organique des sols. Les agrégats représentent donc différents microhabitats où les populations microbiennes et les activités de décomposition de la paille sont différentes.

Références

Schutter ME, Dick R 2000 Comparison of fatty acid methyl ester (FAME) methods for characterizing microbial communities. Soil Science Society of America Journal, 64, 1659-1668.

Yoder RE 1936 A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. Journal of the American society of agronomy, 28 (5) 337-351.

SESSION 5

BIODIVERSITE DES SOLS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

AFFICHES

Réponses de la macrofaune et de la mésofaune face à la réduction du travail du sol sur un réseau d'exploitation en Côte-d'Or

CHABERT Ariane[1,2], PIRON Denis[1,3], DELAVEAU Natacha[3], LAVIER Benoît[4] HOTTE Hoël[3], CLUZEAU Daniel[3], GERS Charles[2] et GUIRESSE Maritxu[1]

1 : EcoLab /OMP -UMR5245 (CNRS-UPS-INPT), ENSAT Equipe BIOGEOCHIM, Avenue de l'Agrobiopole, 31326 Castanet Tolosan, pirondenis@orange.fr
2 : EcoLab /OMP -UMR5245 (CNRS-UPS-INPT), ENSAT Equipe DYNABIO, Avenue de l'Agrobiopole, 31326 Castanet Tolosan
3 : EcoBio /OSUR -UMR6553 CNRS Univ-Rennes1, Station Biologique, 35380 Paimpont
4 : Geda Du Tille, rue du midi, 21450 Etormay

Introduction

La réduction du travail des sols et la gestion des couverts végétaux sont des pratiques culturales qui peuvent répondre aux enjeux socio-économiques et environnementaux de l'agriculture. Leur mise en place nécessite toutefois de mieux appréhender le fonctionnement des sols qui a parfois été occulté par les modèles agricoles « conventionnels ». En particulier, le fonctionnement biologique des sols suscite un intérêt croissant puisque cette composante peut fournir de nombreux services écosystémiques dont sont dépendantes ces techniques agricoles émergentes.

L'abandon du travail des sols par retournement (labour) permet une stratification verticale des matières organiques du sol qui s'approche de celle rencontrée dans des agrosystèmes faiblement anthropisés (prairie, jachères…). Cette stratification qui est associée à une moindre perturbation de la structure physique des sols modifie ainsi la disponibilité des ressources trophiques et de ce fait les habitats pour les organismes composant la chaine des détritivores du sol. Toutefois s'il est courant d'observé que l'abandon du labour contribue à modifier les communautés de macrofaune, il apparait une faible réponse de la mésofaune (Gers, 2002). Cependant dans cette dernière étude, il n'y a pas eu de comparaison entre le labour et du semis-direct qui constitue la réduction ultime du travail mécanique des sols.

Dans le cadre du projet LU/FRB « Les Champs de Biodiversité », notre objectif est d'appréhender la réponse des lombriciens et de la mésofaune au semis-direct et à la gestion des couverts végétaux par rapport au labour ou au travail superficiel des sols.

Matériel et Méthodes

Notre étude a été réalisée sur le plateau de Langres (21) et s'est appuyée sur le réseau de parcelles du « GEDA de la Tille » où sont comparés deux modes de gestion dont le semis direct et un travail du sol. Au sein de ce réseau de 6 exploitations, nous disposons d'une couverture pédologique formée sur calcaire portlandien. Les sols retrouvés sont variables pouvant être classé comme calcosols (2), brunisols (2) et rendosols (2), ils sont tous argileux. La charge en cailloux des premiers centimètres varie cependant de 0 et 53%).

L'échantillonnage des communautés lombriciennes a été réalisé **(i)** par extraction éthologique des lombriciens via l'aspersion d'un triple volume de 10l de solution formolée (0,25% ; 0, 25% puis 0,4%) sur une surface de 1m² **(ii)** puis par une extraction au centre du m², d'un bloc de sol (25x25x25cm) pour être ensuite trié manuellement. Pour la mésofaune, des cylindres de sol ont été prélevé pour subir une extraction par des appareils de Berlèse.

Résultats-Discussion

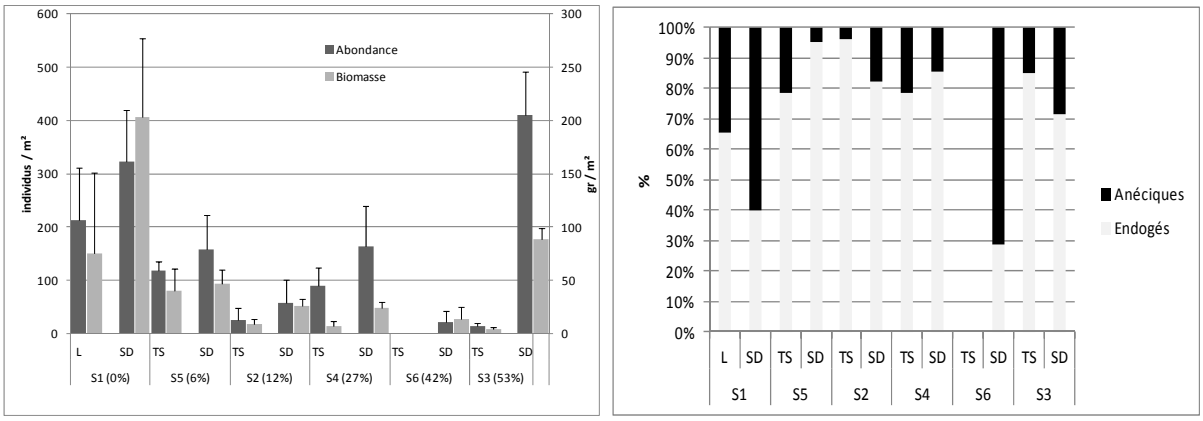


Figure 1 : (a) Abondances et biomasses des communautés lombriciennes pour les couples de modalités sur les 6 exploitations (S1 à S6) (% de charge en cailloux)) et (b) Abondance relative des 2 catégories écologique présente dans les communautés (Anéciques et Endogés). (SD : Semis-direct, L : Labour, TS : Travail superficiel)

Le semis-direct favorise les lombriciens (abondance/ biomasse) par rapport à un labour ou un travail superficiel. Si, le semis direct favorise souvent la catégorie écologique des anéciques, il apparait que ce n'est pas le cas sur toutes les exploitations. Le travail superficiel peut être suffisant pour favoriser les anéciques. Ces résultats montre toutefois la variabilité de réponse des lombriciens qui n'est par forcément attribuable à la charge en caillou mais à l'itinéraire cultural adopté par l'exploitant, à l'historique des parcelles et aussi à la proximité de corridors biologiques.

Concernant la mésofaune qui est en cours de détermination taxonomique, nous émettons l'hypothèse d'une modification de la structure taxonomique et ou fonctionnelles en Semis direct.

Comment assurer la protection de la biodiversité des sols et une meilleure gestion de la fertilisation en vignoble champenois ? (Suivi expérimental à la parcelle durant 16 ans)

MARICHAL Raphaël[1], PERES Guénola[1], CHAUSSOD Rémi[2], NOUAIM Rachida[3], GARCIA Olivier[4], GEORGET Cédric[4], PANIGAI Laurent[4], DESCOTES Arnaud[4], MONCOMBLE Dominique[4] et CLUZEAU Daniel[1]

[1] : Université Rennes 1, UMR CNRS 6553 *EcoBio*, Station Biologique de Paimpont, 35380 Paimpont, France, raphael.marichal@gmail.com
[2] : INRA Dijon, UMR 1347 Agroécologie, 17 rue Sully BP 86510, 21065 Dijon cedex, France.
[3] : SEMSE - Services & Études en Microbiologie des Sols et de l'Environnement, Viévigne, France.
[4] : CIVC- Comité Interprofessionnel du Vin de Champagne, 5 rue Henri Martin 51200 Epernay, France.

Les pratiques viticoles conventionnelles appliquées depuis plusieurs décennies sont suspectées d'avoir conduit à de nombreuses altérations de l'environnement comme l'érosion, la compaction du sol, la perte de matière organique et de la biodiversité des sols, la contamination de l'eau. Par conséquent, afin d'évaluer les contraintes et intérêts de développer une viticulture raisonnée et durable en Champagne, un programme « VITI 2000 » a été initié depuis 1986 par le CIVC (Comité Interprofessionnel du Vin de Champagne). Ce programme organisé en collaboration avec des chercheurs est basé sur un réseau de parcelles semi-expérimentales chez les viticulteurs. Les objectifs généraux du projet VITI 2000 sont i) d'évaluer l'impact des pratiques viticoles (usage des produits phytosanitaires tels acaricides, insecticides, fongicides, herbicides ; fertilisation ; enherbement…) sur le fonctionnement biologique du sol, les propriétés environnementales et la qualité de la vigne, ii) de former progressivement les vignerons à des pratiques plus durables.

Le projet actuel VitiEcoBioSol (GESSOL 3 ; 2011-2012) a pour ambition de faire la synthèse des résultats acquis pendant 25 ans.

Parmi les pratiques viticoles, les intrants fertilisants et amendements ont pour objectifs d'améliorer la fertilité du sol, ainsi que de lutter contre l'érosion du sol. Dans cette optique, le dispositif expérimental de Montbré a été mis en place en 1990 pour évaluer les effets de 8 différents modes de fertilisation : (a) engrais minéral, (b) engrais minéral + enherbement de l'inter-rang, (c) fientes déshydratées, (d) fumier déshydraté, (e) écorces compostées + fumier, (f) compost de résineux, (g) écorces fraîches de chêne, (h) écorces fraîches de peuplier. Ces apports, représentatifs des pratiques des viticulteurs, diffèrent en termes de qualité chimique (C/N, carbone organique, rapport cellulose/hemi-cellulose, etc.) et de propriétés physiques (couverture du sol). Cette parcelle expérimentale de 0,5 ha, située à 20 km au sud de Reims, est localisée sur sol calcaire (craie blanche) et a été plantée en 1988 en pinot meunier.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'effet de ces apports sur les communautés lombriciennes et la biomasse microbienne.

Les communautés lombriciennes ont été échantillonnées en 1991, 1994, 1997, 2000, 2004, 2007 selon la méthode proposée par Bouché (1969), basée sur une extraction chimique au formol. Les communautés de vers de terre ont été appréhendées en termes d'abondance, de biomasse, de richesse spécifique et de structure des catégories

écologiques. La biomasse microbienne a été évaluée par fumigation-extraction en 1991, 1994, 1995, 1997, 1998, 2000, 2007.
Concernant les communautés de vers de terre, les résultats acquis en 1994, montrent que les écorces fraîches de peuplier et de chêne, les écorces de résineux, les écorces compostées et l'enherbement permettent une augmentation significative de la densité lombricienne, les apports de type déshydratés étant par contre sans effet. La densité et la richesse des communautés lombriciennes présentent une baisse importante en 1997, saif sur les traitements « écorces de résineux », « écorces fraîches de peuplier », « écorces fraîches de chêne » et « compost de résineux » ; ces résultats s'expliquent par l'effet de la sécheresse post-hivernale ayant généré une contrainte hydrique, forte sous l'enherbement, mais moins importante dans les modalités permettant une couverture du sol (écorces, compost) qui, protège les activités lombriciennes pendant les périodes de sécheresse. En 2004, les prélèvements montrent l'effet positif des écorces de résineux, ainsi que, dans une moindre mesure, du fumier déshydraté. En 2007, après 16 ans, les traitements stimulant les plus les communautés lombriciennes sont par ordre synthétique d'impact positif décroissant : l'enherbement, les écorces de chêne et les écorces compostées, le fumier déshydraté et enfin les écorces de résineux. L'enherbement augmente la densité lombricienne (88,3 ± 3,7 ind.m^{-2}), la richesse spécifique (5,7± 0,3 espèces.prélèvement^{-1}) et l'équitabilité (0,78), mais peu la biomasse (45,5 ± 8,0 g.m^{-2}) ; les écorces de chêne et les écorces compostées stimulent l'abondance (respectivement 85,3 ± 9,9 ind.m^{-2} et 85,3 ± 7,2 ind.m^{-2}) , la biomasse (respectivement 72,6 ± 4,3 g.m^{-2} et 89,6 ± 14,4 g.m^{-2}), la richesse spécifique (respectivement 5,7 ± 0,3 et 5,3 ± 0,3 espèces.prélèvement^{-1}) et l'equitabilité (respectivement 0,83 et 0,77). Le fumier déshydraté a un effet fort sur la densité (107,7 ± 27,2 ind.m^{-2}), la biomasse (112,3 ± 9,1 g.m^{-2}) mais peu sur la richesse (5,0 ± 0,0 espèces.prelèvement^{-1}) et l'équitabilité (0,68). Enfin, les écorces de résineux ont un effet sur la richesse spécifique (6,0 ± 0,0), la biomasse (92,8 ± 5,3 g.m^{-2}) et la densité (89,0 ± 7,2 ind.m^{-2}) mais peu sur l'équitabilité. Par ailleurs, l'enherbement et les écorces de résineux favorisent le développement des endogés, représentant respectivement 54 et 60 % des peuplements de ces modalités. Concernant la biomasse microbienne, les résultats enregistrés en 2007 mettent en évidence un effet important des mulchs d'écorces (peuplier, résineux, ou écorces compostées avec fumier) : sur l'horizon 0-20cm, les niveaux atteignent 350 à 390 mgC.kg^{-1} dans ces traitements contre 200 à 250 mg.kg^{-1} dans les modalités sans apports organiques. Manifestement, les lombriciens ont participé à l'incorporation dans le sol de ces produits apportés en surface
Les intrants fertilisants et les amendements, excepté la fertilisation minérale, permettent donc de stimuler de manière plus ou moins importante les micro-organismes et la faune du sol, assurant ainsi la restauration d'activités biologiques dans les sols. A l'issue de 16 ans d'expérimentation, quatre types de traitement montrent un effet bénéfique sur les communautés lombriciennes et microbiennes, à savoir l'enherbement, les écorces fraiches (chêne et résineux) et les écorces compostées. Ces traitements, dont les impacts positifs ont été observés dès les premières années (3 ans), sont caractérisés par un C/N élevé, mettant en évidence l'importance de la qualité chimique des apports sur le fonctionnement biologique des sols, mais correspondent aussi à une couverture du sol (mulch), soulignant l'importance de la qualité physique des apports dans le maintien des fonctions biologiques des sols viticoles. A l'issue de ces 16 années d'expérimentation, les apports de fumier déshydraté apparaissent aussi bénéfiques pour les communautés lombriciennes, et ce malgré un C/N bas et l'absence de couverture du sol. Il est toutefois à souligner que cet impact positif n'a été observé qu'après 11 ans d'application.
En conclusion, cette étude de long terme de suivi des propriétés biologiques des sols viticoles a permis de hiérarchiser les différents traitements en fonction de leurs impacts sur les communautés lombriciennes et la biomasse microbienne. Elle a aussi permis de déterminer le délai d'efficience de ces différents traitements, mettant par ailleurs en évidence les variabilités temporelles liées à des contraintes climatiques.

Évaluation des caractéristiques édaphiques et de la diversité floristique de la steppe à alfa (*Stipa tenacissima* L.) de la région de Ras El Ma (Algérie occidentale)

MEHDADI Zoheir[1] et BENDJAFAR Aboubekr[2]

[1] : Laboratoire de biodiversité végétale : conservation et valorisation, faculté des sciences, université Djillali Liabès de Sidi Bel Abbès 22000 (Algérie), mehdadiz@yahoo.fr
[2] : Institut national de la recherche forestière, station Ain Skhouna de Saida 20000 (Algérie), a_bendjafar@yahoo.fr

Résumé

Les hautes plaines steppiques connaissent une forte tendance à la dégradation, due essentiellement à une aridité climatique et édaphique et, une forte pression exercée par l'homme et son troupeau. Cette dégradation est traduite par une réduction du potentiel biologique et une rupture des équilibres écologiques, ainsi qu'une réduction des zones steppiques.
De nombreux travaux réalisés au niveau des zones steppiques nous ont incités à porter notre contribution en procédant à une comparaison de trois stations au niveau de la steppe à alfa (*Stipa tenacissima*), dans la région de Ras El Ma (Algérie occidentale), choisies en fonction de leur stade de dégradation et leur taux de recouvrement : station d'En-nouala (alfa faiblement dégradé où le recouvrement de la végétation est de 35 à 40 %), station de Kerzouta 1 (dégradée où le recouvrement de la végétation est de 20 à 25 %) et la station de Kerzouta 2 (très dégradée où le recouvrement de la végétation est de 10 à 15 %).

L'étude porte sur l'évaluation des caractéristiques édaphiques et de la diversité floristique par l'établissement des profils pédologiques et des relevés floristiques. La flore inventoriée est analysée du point de vue biologique, morphologique, systématique et biogéographique.

L'approche pédologique montre une texture sablo-limoneuse pour les trois stations. La quantité de calcaire varie de 29.47 % pour En nouala à 30 % pour Karzota 2. Pour ce qui est de la teneur en matière organique, une nette différence s'observe entre les trois stations ; elle varie en fonction du degré de dégradation et du taux de recouvrement de la végétation : elle est de 0.68 % pour Kerzouta 2, de 0.89% pour Kerzouta 1 et de 2.4 % pour En nouala. Les valeurs de la salinité sont très faibles.

L'analyse de la composition floristique des trois stations montre sur le plan biologique la prédominance des thérophytes avec un taux avoisinant 74%. Cette thérophitisation est une caractérisation des zones arides, exprime une stratégie d'adaptation vis-à-vis des conditions défavorables et une forme de résistance aux rigueurs climatiques.
Sur le plan morphologique, nous avons noté la prépondérance des herbacées annuelle, due à l'envahissement des thérophytes. Biogéographiquement, c'est l'élément méditerranéen qui s'impose au niveau des trois stations. La contribution des espèces méditerranéennes au tapis végétal est en relation avec le facteur anthropique puisque nous avons remarqué leur décroissance en allant du site le moins anthropisé (En-nouala) vers le site le plus anthropisé (Kerzouta 2).
L'analyse systématique a fait ressortir que parmi les familles taxinomiques recensées, les Composées, les Poacées et les Caryophyllacées sont les plus représentatives dans les trois stations.

Le traitement des données floristiques par l'indice de Shannon et de Jaccard montre que la station de Kerzota 1 et la station Kerzouta 2 sont caractérisées par une faible diversité floristique soit une différence d'environ 08 familles taxinomiques et 15 espèces par rapport à la station d'En nouala où l'alfa est peu dégradée.
Les calculs de la similarité montrent une différence de similitude entre les trois couples de listes floristiques. La plus forte similarité indiquée par les deux indices (Sorensen et Jaccard) est celle qui rallie les stations de Kerzouta1 et Kerzouta 2.

Par ailleurs, la synthèse de l'ensemble des données pédologiques et floristiques par l'analyse factorielle des correspondances (AFC) met en évidence une thérophytisation et une chamaephytisation traduisant une dynamique régressive de la végétation et du sol.

Conséquences de l'activité de deux vers de terre (épi-anécique & endogé) sur l'évolution de la matière organique d'un Technosol

PEY Benjamin[1*], CORTET Jérôme[1], WATTEAU Françoise[1], CHEYNIER Kevin[1] et SCHWARTZ Christophe[1]

[1]INRA/INPL, UMR 1120 « Laboratoire Sols et Environnement », Nancy-Université, 2, avenue de la Forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France, benjamin.pey@versailles.inra.fr, jerome.cortet@ensaia.inpl-nancy.fr, francoise.watteau@ensaia.inpl-nancy.fr, christophe.schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr

[*]Adresse actuelle : INRA, UR251 « PESSAC », RD10, 78026 Versailles Cedex, France

Introduction

La faune du sol joue-t-elle un rôle majeur dans le fonctionnement des Technosols comme c'est le cas dans les sols « naturels » (Lavelle *et al.*, 2006) ? Les activités humaines engendrent la création de Technosols (WRB, 2006), dont les propriétés et la pédogénèse sont dominées par des matériaux artificiels ou transportés (matériaux technogéniques). Les Technosols construits résultent du génie pédologique, comme par exemple de la combinaison de matériaux technogéniques considérés comme des déchets pour réhabiliter (*e.g.* revégétation, production de biomasse) des terres dégradées (*e.g.* friches industrielles) (Séré *et al.*, 2008). Dans les sols naturels, la faune du sol contribue aux services écosystémiques à l'échelle de l'écosystème en influant les fonctions du sol (Lavelle *et al.*, 2006). De plus, sa diversité fonctionnelle doit être prise en compte pour expliquer son rôle en tant qu'agent biologique du fonctionnement du sol (Heemsbergen *et al.*, 2004). Parmi la faune du sol, les vers de terre ont un apport majeur (Bouché, 1972). Pourtant, la littérature concernant la faune du sol dans les Technosols construits est faible (Huhta *et al.*, 1979; Pey *et al.*, 2009; Piearce *et al.*, 2003). L'objectif du présent travail est d'évaluer l'influence de l'activité de vers de deux groupes écologiques différents sur l'évolution des matières organiques d'un Technosol construit en laboratoire : premièrement en évaluant leurs effets sur la microstructure du Technosol par des analyses ultrastructurales de leurs galeries ; deuxièmement en liant cette activité aux matières organiques du sol estimées à partir d'indicateurs mesurés (*e.g.* teneur en carbone du sol).

Matériels & méthodes

Le modèle de Technosol construit utilisé a été décrit (Séré *et al.*, 2008). Les sols formés d'un horizon organique de compost de déchets verts (CDV) surmontant un horizon de mélange de terre industrielle traitée et de sous-produit papetier (TIT/SPP) ont été introduits dans des cosmes de PVC (15*30 cm) avec de la litière en surface. Les expériences ont été réalisées avec *Lumbricus terrestris* comme représentant des vers épi-anéciques et *Apporectodea caliginosa* comme celui des vers endogés. Quatre modalités ont été lancées : un contrôle sans ver, deux monospécifiques (*Lumbricus terrestris* ou *Apporectodea caliginosa*) et une en combinaison bispécifique. Après 75 jours d'incubation, la diminution de masse de litière surfacique, les teneurs en carbones à deux profondeurs du TIT/SPP (A & B) du sol ont été mesurées. Enfin, des fragments de sol du contrôle (interface CDV & TIT/SPP) et des morceaux de galeries des deux modalités monospécifiques de la première profondeur de sol ont été sélectionnés au hasard et ont été observés en ultrastructure afin d'être comparés.

Résultats & Discussion

L'observation ultrastructurale du sol de la modalité de contrôle présente une juxtaposition basique de matières organiques & minérales avec une activité microbienne faible. Des agrégats organo-minéraux sont visibles. Les galeries de *L. terrestris* sont formées de quatre parties du lumen au sol environnant : une cutane organique, une couche de mucus, une

interface organo-minérale et enfin une cutane interne minérale tassée. Les galeries d'*A. caliginosa* révèlent deux parties : une cutane externe minérale légèrement organique et enfin une cutane interne minérale légèrement tassée présentant des plaques de mucus et de l'agrégation microbienne. Les galeries ont une architecture globale similaire avec une cutane externe plus ou moins organique proche du lumen et une cutane externe minérale tassée près du sol environnant. Contrairement au sol de contrôle, les galeries présentent une activité microbienne plus intense et des agrégats organo-minéraux avec des bactéries intimement liées à la matière minérale. Les galeries de *L. terrestris* contiennent une plus grande quantité de matière organique et le mucus y est plus localisé. Il est plus dispersé dans celles d'*A. caliginosa*. Enfin, l'agrégation pour *L. terrestris* est plus organo-minérale tandis qu'elle est plus microbienne pour *A. caliginosa*.
Les modalités avec *L. terrestris* présentent les diminutions de masse de litière surfacique les plus fortes. Les autres modalités révèlent une diminution faible (significatif, Kruskal-wallis, Conover-Iman, α=5%). Les teneurs en carbone de la première profondeur (A) présentent des valeurs très proches. Toutefois, *L. terrestris* a tendance à appauvrir le sol en carbone tandis que *A. caliginosa* a tendance à l'enrichir. Les teneurs en carbone de la deuxième profondeur (B) confirment les tendances des modalités monospécifiques précédemment établies (significatif, Kruskal-wallis, Conover-Iman, α=5%). Les modalités bispécifiques résultent en un enrichissement en carbone aux deux profondeurs. Une hypothèse serait qu'en présence d'*A. caliginosa*, *L. terrestris* occuperait la surface du sol. Les différences des teneurs en carbone observées restent faibles et rendent fragile l'explication, dans les échelles de temps et d'espace de l'expérience : (i) du lien entre les observations ultrastructurales et les indicateurs fonctionnels du sol (*e.g.* teneurs en carbone) et (ii) de l'effet résultant de la modalité bispécifique.

Conclusion

Les deux vers de terre de groupes écologiques différents modifient localement l'organisation organo-minérale d'un Technosol par la production de galeries. Ces structures présentent une architecture globale similaire (notion de groupes fonctionnels, (Brussaard, 1998)) mais leur composition sont différentes (notion de groupes écologiques, (Bouché, 1972)). A l'échelle du cosme, l'effet de *L. terrestris* est visible sur l'enfouissement de litière surfacique. Par contre, les conséquences de l'activité des vers sur les teneurs en carbone des sols sont peu visibles. Une hypothèse serait que le Technosol par ces matériaux initialement très riches en matière organique présente un fort « pouvoir tampon » qui masque dans un premier temps l'effet des vers. Existe-t-il d'autres « pouvoirs tampons » similaires du Technosol qui masqueraient les effets des vers sur d'autres processus du sol (*e.g.* agrégation, transfert d'eau) à ces échelles de temps et d'espace ? Est ce que les effets de la faune deviendraient prédominant si les propriétés du sol évoluaient avec d'autres processus physico-chimiques ou biologiques du sol concomitants ou si la biomasse de la faune était augmentée ? Toutefois, malgré la faible influence visible des vers sur la teneur en carbone du sol, l'association de groupes écologiques différents conduit à des effets contrastés. Une meilleur connaissance liant la diversité fonctionnelle et les processus pédogénétiques des Technosols est requise afin d'améliorer la restauration écologique.

Références

Bouché, M. B. (1972). Lombriciens de France. Ecologie et Systématique.
Brussaard, L. (1998). "Soil fauna, guilds, functionnal groups and ecosystem processes." Applied Soil Ecology **9**: 123-135.
Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., van Hal, J. R. and Faber, J. H. V., H.A. (2004). "Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functionnal dissimilarity." Science **306**: 1019-1020.
Huhta, V., Ikonen, E. and Vilkamaa, P. (1979). "Sucession of invertebrate populations in artificial soil made of sewage sludge and crushed bark." Ann. Zool. Fennici **16**: 223-270.
Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. and J.-P., R. (2006). "Soil invertebrates and ecosystem services." European Journal of Soil Biology **42** S3–S15.
Pey, B., Cortet, J., Capowiez, Y., Nahmani, J., Watteau, F. and Schwartz, C. (2009). The initial composition of waste constructed Technosols can affect the survival and behaviour of anecic earthworms (*Lumbricus terrestris*). SUITMA. New-York, USA.
Piearce, T. G., Budd, T., Hayhoe, J. M., Sleep, D. and Clasper, P. J. (2003). Earthworms of a land restoration site treated with paper mill sludge. The 7th international symposium on earthworm ecology Cardiff, Wales, Pedobiologia. **47:** 792-795.
Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C. and Morel, J.-L. (2008). "Soil construction: a step for ecological reclamation of derelict lands." Journal of Soils and Sediments **8**(2): 130-136.
WRB, I. W. G. (2006). World reference base for soil resource 2006 (2nd Ed). FAO, Rome.

Effet de l'apport de biochar sur les émissions de CO_2 et N_2O de deux sols maraîchers du Sénégal

BADJI Arfang[1,2], DIALLO Ndeye Hélène[3], ASSIGBETSE Komi[1], N'DIENOR Moussa[4], TOUCET Joële[5], CHEVALLIER Tiphaine[5] et CHAPUIS-LARDY Lydie[1]

[1] : UMR Eco&Sols, IRD, LEMSAT, Centre IRD-ISRA Bel Air, BP1386, Dakar CP 18524, Sénégal, lydie.lardy@ird.fr
[2] : Département Biologie Végétale, Université Cheick Anta Diop, BP 5005, Dakar, Sénégal
[3] : ISRA, LEMSAT, Centre IRD-ISRA Bel Air, BP 1386, Dakar CP 18524, Sénégal
[4] : UMR SADAPT, INRA, LEMSAT, Centre IRD-ISRA Bel Air, BP 1386, Dakar CP 18524, Sénégal
[5] : UMR Eco&Sols, IRD, 2 place Viala, Bat. 12, 34060 Montpellier Cedex 2, France, tiphaine.chevallier@ird.fr

Mots-clés
Afrique sub-saharienne, sol, biochar, capacité de rétention en eau, CO_2, N_2O, enzymes

Introduction

Le biochar, issu de la pyrolyse lente de biomasse végétale, est maintenant produit en Afrique de l'Ouest. Plusieurs études montrent l'intérêt de tels produits, notamment en matière de fertilité des sols, de séquestration de carbone et de réduction des gaz à effet de serre (e.g., Lehmann et al, 2006 ; Sohi et al, 2009 ; Spokas & Reicosky, 2009 ; Verhejien et al, 2010). Alors que de nombreux points sont encore mal connus, notamment l'interaction avec les microorganismes du sol et l'impact sur leurs activités (Lehmann et al, 2011), les connaissances sont très limitées pour les sols des zones sub-arides. Par ailleurs, la culture maraichère au Sénégal est un secteur agricole important, notamment dans la zone des Niayes. Notre objectif est de déterminer la réponse fonctionnelle de deux sols après apport de biochar, combiné ou non à l'amendement traditionnel, notamment en termes d'émissions de dioxyde de carbone (CO_2) et d'oxyde nitreux (N_2O), deux gaz à effet de serre.

Matériels et méthodes

Notre étude expérimente, en conditions contrôlées (incubation 28 jours à 28°C), les effets de l'apport d'un biochar (60 t/ha ≈ 4 % w/w) pour deux sols, prélevés dans la zone maraichère des Niayes (Pikine [P], sol sableux ; Lendeng [L], sol sablo-limoneux carbonaté). Deux biochars produits en Afrique de l'Ouest sont testés : l'un est produit à partir de tiges de coton ([Bc] ; C 81 %, N 5,8 %), l'autre de balles de riz ([Br] ; C 40 %, N 4,0 %). L'amendement traditionnellement apporté en maraîchage (8,5 t/ha) se compose pour un tiers de fientes de volaille (C 28 %, N 66 %) et pour deux tiers de fumier de cheval (C 22 %, N 23 %). Six traitements ont été appliqués à chaque sol : sol témoin (ST ; sans apport), sol avec fientes et fumier (FF), sol avec biochar seul (Bc ou Br), sol avec fientes-fumier et biochar (FF+Bc ou FF+Br). Le pH du sol, sa capacité maximale de rétention en eau ont été mesurés en début d'incubation et certaines activités enzymatiques indicatrices des activités microbiologiques en début et fin d'incubation (β-glucosidase, hydrolyse de la FDA et uréase). Les dégagements de CO_2 et de N_2O ont été suivis régulièrement durant les 28 jours d'incubation.

Résultats

L'apport de biochar de balles de riz (Br) induit une diminution du pH pour les deux sols alors qu'une augmentation est observée dans le cas d'un apport de biochar de coton (Bc). Nos résultats montrent une augmentation de la capacité maximale de rétention en eau des deux sols en présence de biochar hormis pour le sol de Lendeng après addition du biochar de

tiges de coton (LS + Bc). L'effet du biochar sur le pH du sol et sur sa capacité maximale de rétention en eau dépend à la fois du biochar et du sol sur lequel il est appliqué. Ceci peut notamment s'expliquer par la nature du biochar (taux de cendres, CEC, porosité… ; synthèse dans Verhejien et al, 2010).

Les deux biochars apportés seuls n'ont pas d'effet significatif sur les émissions de CO_2 et de N_2O comparativement aux sols témoins (ex. sol de Pikine ; Figure 1). L'apport de biochar combiné au mélange fientes-fumier diminue significativement les émissions de CO_2 du sol par rapport au sol amendé uniquement en fientes-fumier dans le cas de Pikine mais est sans effet pour le sol de Lendeng. Les émissions de N_2O des deux sols amendés en fientes-fumier sont inchangées en présence de biochar (Test *t*, $P < 0,05$). Spokas & Reicosky (2009) observent un effet du biochar sur les émissions de N_2O uniquement lorsque celui-ci est apporté à un taux supérieur à 60 % w/w.

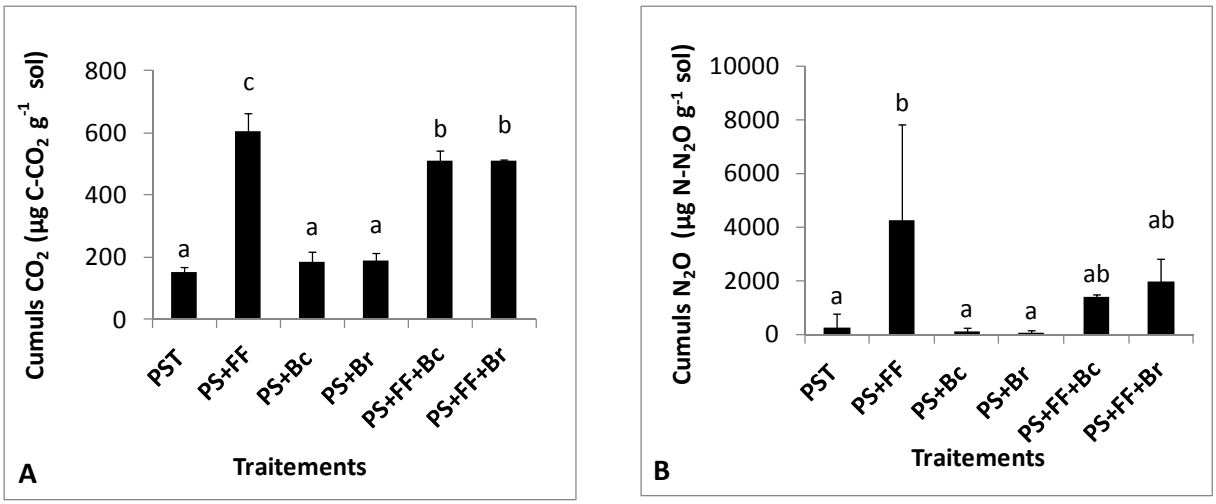


Figure 1. Emissions de CO_2 (A) et de N_2O (B) issues du sol de Pikine, cumulées sur 28 jours

Les résultats des mesures d'activités enzymatiques sont très variables en fonction des couples biochar-sol et du temps de mesure (début vs. fin d'incubation). Lehmann et al (2011) ont récemment montré que les méthodes classiques de mesures des activités enzymatiques du sol peuvent être inadaptées à la réactivité du biochar vis-à-vis des enzymes et des substrats organiques.

Conclusion

A dose égale, les effets du biochar ne sont pas généralisables mais doivent être raisonnés en fonction du couple biochar-sol. Les études à venir doivent permettre de déterminer si le seuil de ces effets intervient pour des doses en accord avec les possibilités locales de production des biochars (quantités, qualité).

Références

Lehmann J, Gaunt J, Rondon M, 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. Mitigation and adaptation strategies for global change, 11, 403-427.

Lehmann J, Rillig M C, Thies J, Masiello C A, Hockaday W C, Crowley D, 2011. Biochar effects on soil biota-A review. Soil biology and biochemistry, 43, 1812-1836.

Sohi S, Lopez-Capel E, Krull E, Bol R, 2009. Biochar, climate change and soil: a review to guide future research. CSIRO Land and Water Science Report No 05/09.

Spokas K A, Reicosky D C, 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. Annals of environmental science, 3, 179-193.

Verhejien F, Jeddery S, Bastos A, van der Velde C M, Diafas I, 2010. Biochar Application to Soils - JRC Scientific and Technical Reports EUR24099EN. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 149 p.

Evaluation de l'effet d'un complément de fertilisation sur les communautés microbiennes et la décomposition des matières organiques dans le sol

BASTIAN Fabiola[1], MATHIEU Olivier[2], LÈVÊQUE Jean[2], HOUDUSSE Fabrice [3], FUENTES Martha[4], GARCIA MINA Jose Maria [4], YVIN Jean-Claude[3], MARON Pierre-Alain[1] et LEMENAGER Diane[3]

[1]UMR Microbiologie du sol et de l'Environnement, INRA/Université de Bourgogne, 17 rue Sully – BP 86510 – 21065 DIJON Cedex, fabiola.bastian@dijon.inra.fr
[2]UMR CNRS 5561 Biogéosciences - Université de Bourgogne - 6 boulevard Gabriel - F-21000 Dijon
[3]Timac AGRO International, CRIAS, 55 bv Jules Verger – 35800 – DINARD
[4]Timac AGRO International, Poligonno Arazuri-Orcoyen, Navarra – Espagne

Les matières organiques (MO) influencent de nombreuses fonctions du sol et occupent une position centrale dans le cycle globale du carbone. A l'échelle de l'agro-écosystème, la productivité primaire est sous la dépendance du recyclage des matières organiques du sol (MOS) par l'action des organismes décomposeurs (essentiellement les bactéries et les champignons), qui minéralisent les composés organiques, libérant ainsi les nutriments nécessaires à la croissance végétale. A une échelle plus globale, le recyclage des MOS détermine les flux de carbone entre le sol et l'atmosphère, avec des conséquences majeures sur la qualité de l'environnement (équilibre entre stockage et déstockage de carbone). Dans ce contexte, la gestion des MOS dans les agrosystèmes apparait comme un enjeu majeur dont dépendent le maintien de la productivité et la durabilité des pratiques agricoles. L'utilisation de compléments de fertilisation apparaît comme un moyen prometteur pour contribuer à une telle gestion. Ces produits ont démontré leur efficacité dans de nombreux essais au champ. Toutefois, leur modalité d'action, notamment en termes d'impact sur la composante microbienne du sol, reste encore très peu connue.

Dans ce contexte, cette étude a pour objectif de tester l'influence d'un complément de fertilisation sur (i) les communautés microbiennes du sol (biomasse totale, densité de bactéries et de champignons), et (ii) le fonctionnement du sol en terme de dynamique des matières organiques. Il est basé sur des expérimentations en microcosmes de sol qui consistent à suivre en parallèle la cinétique de minéralisation de différents compartiments de carbone organique (compartiment endogène : matière organique du sol ; compartiment exogène : résidu de blé apporté) et la dynamique des communautés microbiennes suite à un apport de résidus de blé. Deux sols différents ont été utilisés pour évaluer l'influence des caractéristiques physicochimiques sur l'effet induit par le complément de fertilisation en termes.

Les premiers résultats montrent déjà un effet significatif de l'apport de complément de fertilisation sur la dynamique de la matière organique du sol. Ils montrent également que le pH du sol ainsi que la dose à laquelle est apporté le complément sont des paramètres importants de modulation de l'effet observé. La caractérisation des communautés microbiennes par des outils moléculaires (quantification de la biomasse moléculaire, PCR quantitative des gènes ribosomiques 16S et 18S pour quantifier respectivement les bactéries et les champignons) permettra de relier les modifications d'activité de la minéralisation des compartiments carbonés à la réponse des communautés microbiennes.

La méthode « FungiResp », une application de la méthode MicroResp™ comme bioindicateur de la biomasse et de la diversité catabolique fongiques au sein des communautés microbiennes édaphiques

BÉRARD Annette[1], DOLLINGER Jeanne[1], BEN SASSI Meriem[1], TLILI Ahmed[2] et RENAULT Pierre[1]

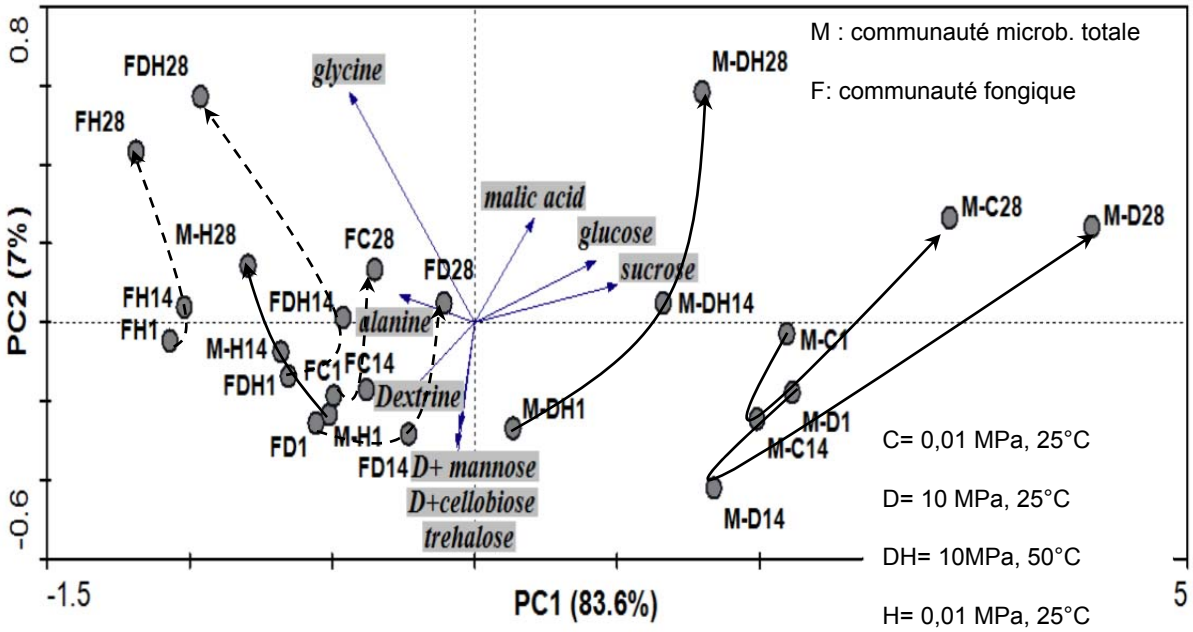
[1] : UMR INRA/UAPV 1114 EMMAH (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes) Site Agroparc 84914 Avignon Cedex 9, France, annette.berard@paca.inra.fr
[2] : Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Alte Fischerhütte 2, Neuglobsow, Germany

Les sols sont actuellement soumis à de multiples menaces provenant de facteurs d'origine anthropique ou naturelle tels que l'intensification des pratiques agricoles, les pollutions ou encore les changements climatiques. La qualité des sols, leur services écosystémiques et leur aptitude à faire face à ces différentes menaces dépend en grande partie de leur microflore. Celle-ci présente en particulier des capacités cataboliques qui participent aux cycles biogéochimiques. Les microorganismes sont donc utilisés comme bio-indicateurs lors de l'évaluation de « la santé » et de « la qualité » d'un sol (1). La mise en parallèle des critères d'activité, de structure et d'abondance des communautés microbiennes est, par ailleurs, nécessaire à l'obtention d'une évaluation représentative des conditions sur site. Les recherches portent principalement sur les bactéries et les champignons qui sont les deux groupes les plus présents dans les sols. Cependant leur importance est autant liée à leur fort potentiel catabolique et à leur diversité qu'à leur biomasse. Cette diversité permet une continuité fonctionnelle et garantit une certaine capacité d'adaptation et d'évolution (2).
Plusieurs études ont déjà été menées pour quantifier la part relative des champignons et des bactéries dans différents écosystèmes, et d'autre part pour déterminer les profils cataboliques globaux des communautés microbiennes dans les sols. Cependant très peu de travaux ont encore été publiés sur la contribution respective des bactéries et des champignons au profil catabolique d'une communauté microbienne.
Les mesures de respirométrie des sols ont été utilisées pour évaluer sous forme de bioessais la diversité catabolique des sols. Les activités minéralisatrices, quantifiées par le biais de mesures de respiration induites par divers substrats, permettent ainsi d'obtenir des profils cataboliques (1). De plus, l'utilisation d'inhibiteurs sélectifs des populations bactériennes et fongiques (3), permet de quantifier leurs activités minéralisatrices respectives. Mais ces mesures impliquant des analyses en chromatographie gazeuse, sont très coûteuses en temps et difficilement applicables à de nombreux échantillons. Campbell *et al.* (2003) (4) proposent une technique de microrespirométrie (MicroResp™) permettant de travailler simultanément sur de nombreux échantillons de sols. Plus récemment Oren and Steinberger (2008) (5) ont appliqué la technique MicroResp™ aux communautés fongiques avec utilisation d'un inhibiteur spécifique.

Nous avons développé un protocole basé sur la technique MicroResp™, associée à l'utilisation d'un inhibiteur sélectif des populations bactériennes pour caractériser les biomasses et les profils cataboliques des communautés fongiques au sein des communautés microbiennes des sols : la méthode FungiResp. Une concentration optimale de 78 µg/g de l'antibiotique Bronopol a été sélectionnée pour les 4 sols testés minimisant les effets non-intentionnels de cet inhibiteur (sur les champignons) et par ailleurs efficace pour inhiber l'activité bactérienne. La méthode FungiResp a ensuite été appliquée dans diverses

situations expérimentales et de suivi. Nous avons ainsi comparé plusieurs sols en fonction de leur contexte agricole (prairies, sol cultivé, sols amendés avec des composts …). Enfin, la méthode FungiResp nous a permis de mettre en évidence des différences de contributions entre les groupes fonctionnels d'un sol soumis à des perturbations variées de type canicule et sécheresse (Fig.1).

Figure 1 : Analyse en composantes principales (ACP) décrivant l'évolution des profils cataboliques des communautés microbiennes et fongiques, 1 jour, 14 et 28 jours après



retour suite à une perturbation de type canicule sécheresse d'une durée de 7 jours.

On constate que les communautés ayant subi une sécheresse seule (D) présentent une trajectoire fonctionnelle comparable aux communautés témoin (C) ; que les communautés ayant subi une température élevée (H) présentent une trajectoire très différente de celle des témoins ; et que les communautés ayant subi une sécheresse associée à une température élevée (DH) présentent des trajectoires intermédiaires. Cependant, la trajectoire des communautés FDH se rapproche plus de la trajectoire des communautés FH, alors que la trajectoire des communautés MDH est plus éloignée de celle des communautés MH, suggérant que le stress température associé à la sécheresse a un effet plus élevé sur la résilience pour les champignons comparé à la communauté microbienne dans son ensemble.

Références :

1-Chapman *et al.* 2007. J. Soil Sed. 7, 406–410.
2-Soulas et *al.*, 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides Livre. ISBN : 2-7430-0747-8.
3-Anderson et Domsch, 1975. Can. J. Microbiol. 21, 314–322.
4-Campbell *et al*., 2003. Appl. Environ. Microbiol. 69, 3593-3599.
5-Oren et Steinberger, 2008. Soil Biol. Biochem. 40, 2578–2587.

Caractérisation de la qualité microbiologique du sol (densité, biodiversité et fonctionnement) dans les zones arides

OUSTANI Mabrouka et KAHLSEN Cherif

Université d'Ouargla (Algérie), belsam.oustani@yahoo.fr

Résumé

L'écosystème édaphique dans les zones désertiques se caractérise par un équilibre délicat et très fragile. Le phénomène de dégradation dans ces régions peut se manifester à la fois sur les composantes chimiques, physiques et biologiques du sol (SASSON, 1967; GARCIA, 2000 ; ZOMBRE, 2006). Au sujet de la dégradation de la qualité biologique, le facteur sol constitue un biotope (habitat) à haut pouvoir contraignant à l'égard des micro-organismes et de leurs activités, il intervient surtout, par une humidité très faible, une température élevée, une texture sableuse, un potentiel redox trop élevé, une forte salinité, et un faible ravitaillement en éléments nutritifs. Partant de ce point de vue et suivant l'opinion classique, le sol dans les régions arides est caractérisé par l'absence ou l'extrême réduction de toute activité microbienne. Néanmoins, KILLIAN et al (1939); BOUDJELLA (1994) ; ZITOUNI (1995) ; MOSTFAOUI (1996) ont constaté que malgré les conditions extrêmes, les sols désertiques, autrefois considérés comme stériles, renferment des microorganismes à l'état de vie active.

Les travaux menus dans le cadre du programme GEOMEX (2003) montrent que les faibles nombres de microorganismes enregistrés en milieu désertique ne sont pas la conséquence d'une baisse de diversité par rapport aux sols classiques, mais plutôt une baisse des effectifs dans les espèces microbiennes présentes dans sol, par suite de la faible richesse des sols arides en substrats énergétiques et nutritifs, ces derniers qui sont considérés comme l le premier facteur limitant de la vie des microbienne du sol désertique (MASSE, 2007).

Par ailleurs, la salinité a été également identifiée comme un important facteur abiotique stressant l'environnement des microorganismes du sol aride (SARDINHA et al, 2003). La concentration de la solution en sels entraîne une augmentation de la pression osmotique. Celle-ci inhibe le développement des micro-organismes (SOUDI, 1990; HALTIM et DELLAL, 1992). Hormis la tension osmotique élevée caractérisant les sols salés, ces sols constituent un milieu défavorable pour les microorganismes en raison de la présence des ions toxiques et de leur pH très basique ainsi que leur structure asphyxiante (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970). Dans ces sols, les activités microbiologiques en particulier les processus de dégagement de CO_2 (minéralisation du carbone) et celui de la minéralisation de l'azote (notamment la nitrification), subissent à la fois l'influence négative des paramètres de la salinité et ceux de la sodicité (RIETZ and HAYNES, 2003). Toutefois, la sensibilité des micro-organismes à l'égard de la salinité est différentielle suivant les degrés de la salure et suivant l'espèce microbienne.

Le présent travail a été entrepris, sur bases de ces constatations, pour mieux évaluer la qualité biologique du sol sous les conditions salines des zones désertiques. Il a été conduit sous des sols représentatifs de la région aride, il s'agit d'un sol peu évolué d'apport éolien (sableux non salé : SS) et sol halomorphe à structure non dégagée (sableux salé : SSS), prélevés de la région d'Ouargla au Sud Est de l'Algérie. Pour ce faire nous avons adopté la méthode des incubations sous paramètres contrôlés. Ainsi, la microflore tellurique a été évaluée en utilisant deux approches: d'une part une mesure globale de la densité des

différents groupes microbiens: Bactéries, Champignons, Actinomycètes, algues, d'autre part une mesure de l'activité microbiologique minéralisatrice du carbone et de l'azote. Cette dernière a été appréhendée à la fois par la mesure de la respiration des sols et par la minéralisation de l'azote (extraction des deux formes minérales de l'azote (NH_4^+, NO_3^-), ainsi que par la numération de certains groupes physiologiques intervenant au niveau des ces deux types de minéralisations.

Les résultats de l'analyse physicochimique montrent que les deux sols présentent des caractéristiques pédologiques presque identiques. En fait, ces sols sont caractérisés par une texture sableuse, un pH basique, une faible teneur en matière organique (<1% pour les deux sols), une faible capacité d'échange cationique. Alors, qu'on note qu'ils se différent surtout sur le plan d'halomorphie. La mesure de la salinité globale montre une conductivité électrique de 1.00 dS/m pour le sol sableux non salé, et 8.2 dS/m pour le sol sableux salé.

Par ailleurs, l'analyse microbiologique à l'issue de 56 jours d'incubation sous des conditions d'humidité et de températures contrôlées (28°C et 80 % de CR) a montré une activité minéralisatrice faible et qui varie légèrement en fonction du degré de la salinité. Ainsi, les tests respirométriques in vitro ont montré que les quantités de CO_2 dégagées cumulatives sont 96.12 et 74.08 mg /100g respectivement pour le sol sableux non salé et sableux salé (Figure1). Concernant la minéralisation de l'azote, nous avons noté une production de l'azote minéral (NH_4^+ + NO_3^-) de l'ordre de 1.72 et 1.4 mg/100 g de sol respectivement pour le sol sableux non salé et salé (Figure 2). La faible activité minéralisatrice de l'azote et du carbone de la matière organique endogène des deux sols, est due à une alcalinité élevée des deux sols et à une faible taille du compartiment microbien, par suite de leur faible richesse en matière organique.

Le dénombrement des différents groupes microbiens étudiés a révélé une prédominance de la microflore fongique par rapport aux autres groupes, ceci a apparu plus évident dans le cas du sol salé au niveau du quel nous avons enregistré une densité de 42,54 $x10^6$ propagules /g de sol sec, contre 33,02 $x10^6$ propagules/g de sol sec en sol non salé (Figure 3). Ces densités sont relativement plus élevées par rapport à celles enregistrées par la flore bactérienne, actinomycètes et la flore algale (Figures 4, 5, 6). La prolifération relativement plus élevée en faveur de la microflore fongique peut être expliquée par la nature sableuse des deux sols. Cette dernière a favorisé une bonne aération nécessaire à la prolifération des champignons qui sont des microorganismes aérobiques (ROGER et GARCIA, 2001). Par ailleurs, la prédominance de la microflore fongique dans les sols salés, n'est pas due au fait qu'ils y trouvent des conditions optimales de croissance, mais à leur fort pouvoir adaptatif au stress salin par rapport aux bactéries et aux actinomycètes et aux (DALLAL, 1994).

Concernant les groupes physiologiques intervenant dans le processus de minéralisation de l'azote et du carbone, nous avons mis en évidence la présence des germes Cellulolytiques, Ammonifiants et Nitriques (Figures 7, 8). Ces derniers ont été affectés à des degrés variables par la salinité ; c'est ainsi que notre étude a montré que les germes nitrifiants sont les plus sensibles.

Comparativement au sol non salé, la densité, la biodiversité et le fonctionnement des populations microbiennes dans le sol salé ne sont pas relativement trop faibles par rapport aux conditions non salines. Ces résultats montrent clairement la capacité des microorganismes des sols désertiques à s'adapter aux conditions écologiques dures caractérisant les zones arides notamment la forte salinité.

Mots clés : Salinité, Sable, Minéralisation, Azote, Carbone**,** Microorganismes, Zones désertiques**.**

SESSION 6

SYSTÈMES D'OBSERVATION DES SOLS

SESSION 6

SYSTÈMES D'OBSERVATION DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Approche statistique de sélection d'Indicateurs et de Biomarqueurs dans la surveillance de la qualité des sols et l'évaluation des risques. Résultats du programme national ADEME "Bioindicateurs"

TAIBI Salima[1], THOISY- DUR Jeanne-Chantal[2], LEPELLETIER Patrice[1], ROUGÉ Laurence[3], DANTAN Jerôme[1], BISPO Antonio[4], GRAND Cécile[4] et PERES Guénola[5]

[1] ESITPA, LAMSAD, 3 rue du Tronquet CS 40118 76134 Mont Saint Aignan Cedex, staibi@esitpa.org, plepelletier@esitpa.org, jdantan@esitpa.org
[2] PESSAC UR 251, INRA Versailles-Grignon, 78026 Versailles Cedex, dur@versailles.inra.fr
[3] Ingénierie Durable, pour l'Université de Rennes 1, CNRS "Ecobio" 6553, Station Biologique, 35380 Paimpont, France, rouge.laurence@ingenieriedurable.fr
[4] ADEME, 20 avenue du Grésillé, B.P 90 406, 49 004 ANGERS cedex 01, cecile.grand@ademe.fr, antonio.bispo@ademe.fr
[5] Université Rennes 1, UMR CNRS "Ecobio" 6553, Station Biologique, 35380 Paimpont, guenola.peres@univ-rennes1.fr

L'approche statistique par analyse discriminante permet de classer, de prédire et de sélectionner le meilleur ensemble des variables descriptives dans tous les champs de recherches actuels. Cependant, très peu d'applications existent dans le domaine de l'environnement, particulièrement en écotoxicologie terrestre.
Le contexte d'analyse des données, inhérent au domaine biologique, est conditionné par l'hétérogénéité de la variabilité des données expérimentales, mais aussi à la multicolinarité *a priori* des variables.

La stratégie du traitement des données du programme national Bioindicateurs (2008-2012) repose sur (i) les mesures expérimentales d'un grand nombre de bioindicateurs dans des contextes pédo-géo-climatiques contrastés sur l'ensemble du territoire français, en utilisant le même protocole d'échantillonnage, (ii) le management de l'ensemble des données biologiques, physico-chimiques et des métadonnées dans une base de données relationnelle (iii) le développement, par l'équipe de biostatisticiens, du data-mining des données collectées au cours des années 2009 à 2011. Le principal objectif est de développer une méthodologie adaptée pour sélectionner les ensembles de bioindicateurs pertinents au regard du paramètre prédictif (tels que l'usage des sols et les diverses contaminations), pour l'évaluation de risques pour les sols dans les écosystèmes.

La base de données constitue une étape essentielle au traitement en tant qu' «outil-support », car elle permet de stocker l'ensemble des données récoltées au cours du programme en un endroit unique, sur le long terme, de manière structurée et harmonisée. L'objectif final est de pouvoir extraire facilement ces données, afin d'en faciliter le traitement. Une interface a également été créée pour simplifier la consultation et l'export des données. La base comprend l'ensemble des résultats d'analyse des échantillons : les mesures physico-chimiques des sols, les mesures biologiques de microflore, faune et flore, ainsi que les métadonnées descriptives des sites d'études (13) et des variables de l'organisation du paysage.

Plus de 170 variables biologiques ont notamment été mesurées et saisies, incluant par exemple les variables (i) microbiologiques i .e. biomasses de communautés bactériennes et fongiques, de diversité bactériennes et des activités enzymatiques, ou (ii) faunistiques i.e. abondance de nématodes, collemboles, et lombriciens et des biomarqueurs d'accumulation des ETM dans les escargots. Ces variables indicatrices ont été mesurées dans les horizons de surface, sur 13 sites, décrivant 47 contextes différents en termes d'historique de l'usage du sol et d'origine des contaminations.

L'élaboration d'un logiciel (sous Java) a permis d'extraire les données de la base puis de réaliser automatiquement des analyses préliminaires sur les données extraites de telle façon que l'on puisse réaliser des analyses statistiques. De plus, le processus d'extraction de données a été automatisé de manière à gagner du temps à chaque mise à jour de la base de données. Ces tableaux sous forme Excel comprennent les paramètres statistiques de tendance centrale et de dispersion des variables extraites.

Le très grand nombre de variables mesurées (plus de 170) par rapport au nombre de modalités (47) a contraint à rechercher des méthodes d'analyses adéquates. Ainsi, l'analyse discriminante linéaire sur composantes principales permet de prendre en compte les coordonnées factorielles des individus à la place des variables brutes initiales. Par ailleurs, les Forêts aléatoires constituent une méthode de choix dans le cas présent. En effet, elles permettent de conserver toute l'information du jeu de données mais sans éliminer des bioindicateurs qui seraient corrélés entre eux.

A ce niveau de l'analyse globale des données, nos résultats montrent l'importance des interactions entre les variables biologiques en intra et en inter-groupes biologiques. De plus, les analyses discriminantes, utilisant les Forêts aléatoires et des PLS (Partial Least Square) sur composantes principales, révèlent des ensembles d'indicateurs pertinents par rapport à l'usage du sol (culture, prairies, bois et forêts), ou à des niveaux de contaminations métallique mais aussi organique.

Le rapport sur l'état des sols de France : principales conclusions, impact et perspectives

ARROUAYS Dominique *et al*. (59 co-auteurs)

Unité InfoSol, INRA Orléans, US 1106, CS 40001 Ardon, 45075, Orléans cedex 2, Dominique.Arrouays@orleans.inra.fr

Introduction

Le rapport présenté ici est le fruit du travail de 60 co-auteurs, il est librement téléchargeable (ainsi que sa synthèse) sur : http://www.gissol.fr/RESF/index.php

Le Groupement d'Intérêt Scientifique sur les sols (le Gis Sol, qui regroupe les Ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie, l'Ademe, l'IFN, l'IRD et l'INRA) a publié récemment un rapport sur l'état des sols de France ainsi qu'une synthèse en résumant les principaux résultats. Ces résultats en ont été rendus publics le 18 novembre 2011. Fruit d'un travail de 10 ans de collecte et d'analyse de données, ce rapport dresse le premier bilan quantifié de l'état des sols de France. Il met en lumière les points positifs et les principales inquiétudes, ainsi que les interrogations qui subsistent quant au devenir de la qualité des sols et de la durabilité de leur multifonctionnalité.

Résultats

La majorité des sols présente des teneurs en éléments traces métalliques faibles. Beaucoup de polluants organiques ne sont que rarement détectés. La plupart d'entre eux ne présente qu'un risque minime de transfert dans la chaîne alimentaire. Les sols agricoles ne montrent pas d'évolution de leur acidité. Leur teneur en potassium semble stable, malgré une forte diminution des apports externes. L'analyse de l'ADN microbien des sols montre qu'aucun sol ne paraît stérilisé. Les micro-organismes représentent un potentiel considérable pour une gestion plus écologique des sols et de la production agricole.

Certains contaminants sont omniprésents, même là où ils n'ont jamais été épandus : c'est le cas du lindane, un insecticide fortement rémanent interdit en Europe.

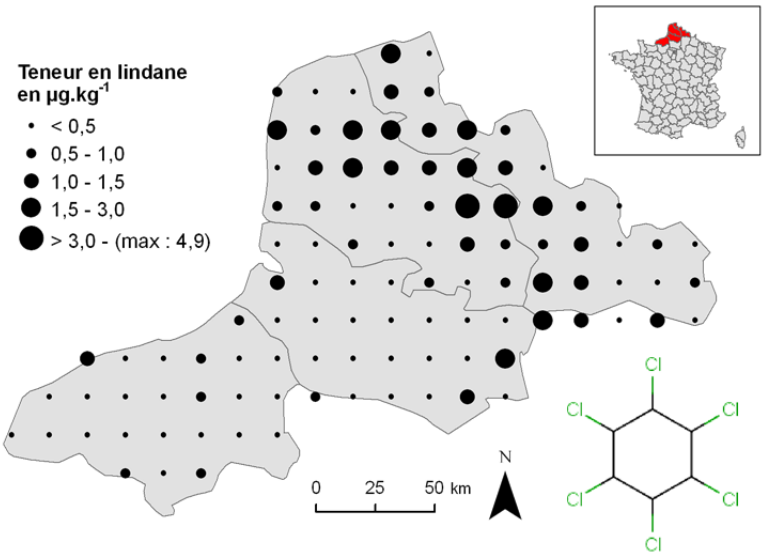


Figure 1 : distribution du lindane dans les sols du nord de la France (source ; Gis Sol, RMQS, 2008 ; Anses, programme POP-RMQS, 2009 ; IGN, Geofla®, 2008)

Un autre exemple de contaminant très préoccupant est la chlordécone dans les sols de bananeraies des Antilles. Les distributions spatiales de certains éléments traces métalliques dépassent l'emprise des zones urbaines et industrielles pour gagner des auréoles plus larges comme en région parisienne et dans le Nord-Pas-de-Calais.

Les teneurs en phosphore sont souvent faibles ; à long terme la question de la durabilité du système agricole actuel est donc posée. A l'inverse, l'augmentation du phosphore dans les régions d'élevage concentré reste très préoccupante en raison de son impact sur la qualité des eaux. Cette juxtaposition d'excédents et d'insuffisances potentielles soulève la question d'une meilleure valorisation des effluents.

L'artificialisation des sols s'est accélérée durant la dernière décennie. L'érosion est également menaçante pour la durabilité à long terme de certains agro-écosystèmes. Elle pourrait en outre s'accélérer sous l'effet du changement climatique.

Malgré les connaissances acquises grâce à ces travaux, de nombreuses incertitudes et interrogations subsistent. Elles portent par exemple sur le stockage du carbone et son devenir, sur l'évolution de la biodiversité ou celle de l'état physique des sols (tassement, par exemple).

Perspectives et impact

Ce bilan souligne le besoin d'une politique de gestion durable des sols. A ce titre, les opérations d'inventaire cartographique des sols, en voie d'achèvement, devraient constituer des outils précieux pour une gestion des sols maintenant leur multifonctionnalité. De même, les tendances observées comme les interrogations qui subsistent militent pour une poursuite des actions du Gis Sol et pour une pérennisation de la surveillance des sols. Les priorités annoncées par le Gis Sol pour les prochaines années concernent l'achèvement des Référentiels régionaux Pédologiques au 1 :250 000, la mise en route d'une deuxième campagne du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, et la poursuite de la collecte des bases d'analyses de terre.

La présentation de ce rapport a eu de nombreuses répercussions médiatiques (par exemple, Le Monde, La Croix, Les Echos, Ouest-France, France-Inter…) et ses principales conclusions ont été reprises dans de très nombreuses presses spécialisées agricoles et environnementales.

D'un point de vue institutionnel, la reconduction du Gis Sol a été annoncée ainsi que la mise en place future d'une instance chargée de proposer une stratégie nationale globale pour la gestion durable des sols.

Références

Gis Sol, 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols. 188 p.

Gis Sol, 2011. Synthèse sur l'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols. 24 p.

Téléchargements : http://www.gissol.fr/RESF/index.php

Comparaison de différentes stratégies d'échantillonnage sur la stabilité de fonctions de pédotransfert entre deux réseaux de mesure de la qualité des sols

LOUIS Benjamin, SABY Nicolas, ARROUAYS Dominique, JOLIVET Claudy, BOULONNE Line, LACARCE Eva et RATIE Céline

US 1106 INFOSOL, INRA Centre de recherche d'Orléans, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, F45075 ORLEANS CEDEX 2, benjamin.louis@orleans.inra.fr

Comparaison de différentes stratégies d'échantillonnage sur la stabilité de fonctions de pédotransfert entre deux réseaux de mesure de la qualité des sols

Bien qu'ils s'inscrivent dans un contexte de décisions de plus en plus internationales, les réseaux de mesure de la qualité des sols sont souvent mis en place à des échelles nationales voire locales. Ces réseaux n'utilisant bien souvent pas les mêmes stratégies d'échantillonnages, il y a une forte demande d'harmonisation des données *a posteriori* dans le but de pouvoir répondre aux questions soulevées par les réglementations à l'échelle globale. Certaines études sur l'harmonisation des données, tel que le projet ENVASSO, ont mis en avant l'importance de la mise en place des sites de mesure où différentes stratégies d'échantillonnage sont réalisées en parallèle afin de calibrer des fonctions de pédotransfert entre les indicateurs mesurés selon les différents protocoles. Cependant, le choix du nombre et de la localisation de ces sites de calibration reste une question clé dans la méthodologie d'harmonisation des données *a posteriori*.
Les sols forestiers français ont été échantillonnés selon deux stratégies d'échantillonnage et protocoles analytiques différents sur une même grille de maille 16*16 km², au travers du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) à l'échelle française et du réseau européen de surveillance des sols forestiers (BioSoil). Dans ce travail, nous comparons ces deux stratégies à l'aide de certaines variables mesurées (e.g. carbone, potassium, plomb et pH) en traitant la question du nombre et de la localisation des sites de calibration par leur impact sur la stabilité des fonctions de pédotransfert en terme de qualité de prédiction. Plusieurs stratégies d'échantillonnage avec un nombre différents de sites sont testées telles que l'échantillonnage aléatoire ou l'échantillonnage aléatoire stratifié.

Mots clés : harmonisation a posteriori, réseaux de mesure, RMQS, BioSoil, qualité des sols

Optimisation d'un échantillonnage annualisé d'un réseau national de surveillance de la qualité des sols Application aux teneurs en carbone du RMQS

BOURGEOIS Agnès[1], ALLARD Denis[2], SABY Nicolas[1] P.A., MARTIN Manuel[1] P. et ARROUAYS Dominique[1]

[1]INRA, Unité InfoSol, US 1106, Orléans, France,
Dominique.Arrouays@orleans.inra.fr
[2]INRA, Unité Biostatistiques, UR 546, Avignon, France

Introduction

Dans le contexte de la mise en place de réseaux de surveillance de la qualité des sols, les stratégies d'échantillonnage retenues ont des conséquences majeures vis-à-vis de la représentativité des sols et des occupations, comme de la détectabilité de changements. Bien que cette option soit théoriquement la plus séduisante, il est généralement impossible, pour des raisons logistiques et financières, d'échantillonner l'ensemble des *n* sites d'un réseau en une année *t* unique. Pour les mêmes raisons, la stratégie temporelle idéale sur une durée $[t_1 \ldots t_l]$ serait d'échantillonner chaque année un nombre de sites égal à *n/l, l* étant déterminé par les contraintes citées plus haut. Cette stratégie présente en outre l'avantage de disposer d'un nombre fixe de sites par année facilitant ainsi les comparaisons interannuelles Nous avons envisagé trois durées d'échantillonnage : *l* = 9,12,16 ans. La question de l'optimisation de cet échantillonnage annualisé se pose alors. Notre objectif est d'appliquer cette problématique au RMQS et de tenter d'optimiser cet échantillonnage vis-à-vis de la possibilité d'obtenir de façon précoce des évaluations spatialisées et des détections de changements éventuels des teneurs en carbone (C) des sols de France.

Matériel et méthode

Le choix de la variable retenue (C) repose sur son importance majeure, tant au plan des échanges avec l'atmosphère, qu'au plan de son impact sur de très nombreuses propriétés des sols et de sa dynamique d'évolution relativement rapide.

Le RMQS repose sur une grille systématique de maille carré de 16 km de coté. Il comprend environ 2200 sites pour la France métropolitaine. Nous nous appuyons sur les résultats de la phase 1 du RMQS. Dans un premier temps nous optimisons l'échantillonnage annuel en supposant que les teneurs en C n'évoluent pas. Nous cherchons à optimiser cet échantillonnage annuel à la fois sur des critères de régularité de la couverture spatiale et de répartition des grands types d'occupation et de distribution statistique des teneurs en C. Afin de garantir annuellement une bonne couverture spatiale, la grille du RMQS est divisée en blocs régulier de l points. Nous imposons que chaque échantillon annuel soit composé d'un seul point de chaque bloc. Les échantillons annuels sont donc toujours stratifiés spatialement.

Afin de parvenir à une bonne représentation statistique des valeurs et des types d'occupation, on construit également un échantillonnage optimisé qui minimise l'écart des échantillons annuels à leur répartition idéale cible. Pour cela on utilise un algorithme d'optimisation stochastique, le recuit simulé : partant d'une solution initiale aléatoire, nous procédons de façon itérative à des changements d'années entre échantillons appartenant à un même bloc selon un schéma probabiliste garantissant la convergence vers une configuration optimale. Cet échantillonnage optimisé est comparé à des simples échantillonnages aléatoires respectant la contrainte spatiale.

Dans un deuxième temps, nous appliquons plusieurs modèles d'évolution des teneurs en C des sols, en prenant comme teneur initiale la teneur mesurée lors de la première phase du RMQS, et en supposant une stabilité des occupations.

- Un modèle très simple de décroissance exponentielle forte et générale, issu des observations de Bellamy *et al*. (2005),
- Un modèle un peu plus élaboré, distinguant des évolutions positives ou négatives selon les grands types d'occupation (Schulze *et al.* 2009)
- Un modèle plus complexe (Roth-C) intégrant une variabilité climatique future fondée sur des simulations prenant en compte deux scenarios du GIEC.

Nous avons ensuite échantillonné virtuellement les sites selon la stratégie optimisée et la stratégie spatialement stratifiée (avec 100 répétitions), et selon plusieurs scénarios de durée de la deuxième campagne (9, 12, 16 ans) en prenant en compte leur évolution et en y ajoutant une erreur relative de mesure de 5%.

Soit α le paramètre d'évolution i.e. le paramètre de l'exponentiel. Nous cherchons à estimer ce paramètre suivant le modèle d'évolution considéré, afin de tester l'hypothèse nulle selon laquelle ce paramètre vaut 0 (i.e. on ne détecte pas d'évolution). Pour cela, on cumule au fur et à mesure les échantillons annuels issus des différentes stratégies d'échantillonnage. L'objectif est de déterminer le nombre d'années nécessaires afin de ne pas rejeter l'hypothèse selon laquelle le paramètre α est nul.

Résultats et perspectives

Les résultats montrent qu'en optimisant la stratégie d'échantillonnage on parvient à conserver annuellement une relative stabilité de la moyenne et des variances des teneurs en C à l'instant t_0.

L'introduction de dynamiques évolutives montre des résultats relativement contrastés selon les modèles utilisés. Comme attendu, la détection la plus rapide est obtenue en appliquant une décroissance très forte à tous les sites. L'application de modèles plus complexes montre, d'une part, que les évolutions sont plus facilement détectées en appliquant les statistiques sur des groupes de sites classés *a priori* selon les grands types d'usage et leurs évolutions attendues, et d'autre part, que la variabilité interannuelle liée au climat induit des fluctuations très fortes qui compliquent fortement la détection de tendances globales.

En perspectives, nous prévoyons de simuler également des évolutions en situation de changement d'occupation ou d'évolution de pratique. Dans ce cas, les dynamiques temporelles devraient montrer des changements plus importants, toutefois la limitation de leur détection résidera probablement dans le nombre de sites que nous considèrerons comme ayant potentiellement subi ces changements.

Conclusion

L'annualisation et l'optimisation de la stratégie annuelle d'échantillonnage semblent réalisables par les techniques que nous avons mises en œuvre. Elles permettent de plus un gain logistique certain et la production de statistiques annualisées.

Les temps de détection de changement restent toutefois relativement longs en comparaison de ce qui est attendu au plan politique (périodes éventuelles de nouveaux engagements du protocole de Kyoto, ou horizon 2020). A long terme, cependant, cette stratégie permet de réaliser annuellement des échantillonnages comparables, et donc de fiabiliser les conclusions issues de tests statistiques visant à confirmer et à quantifier des évolutions.

Références

Bellamy *et al*. 2005. *Nature*, 437, 245-248.
Schulze *et al.* 2009. *Nature Geosciences*, 2, 842-850.

Prédiction spatiale des teneurs et des évolutions des propriétés du sol à partir de données à support variable. Application aux teneurs en carbone de la BDAT

SABY Nicolas PA[1], ORTON Thomas G[1,3], FOUCAUD LEMERCIER Blandine[2], WALTER Christian[2] et ARROUAYS Dominique[1]

1 INFOSOL, US1106, INRA, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS Cedex 2, nicolas.saby@orleans.inra.fr
2 UMR INRA/Agrocampus 1069 SAS, 65, rue de St-Brieuc CS 84215, 35042 Rennes Cedex
3 Rothamsted Research, Harpenden, Herts, AL5 2JQ, UK

Introduction

Dans le contexte de la mise en place de réseaux de surveillance de la qualité des sols, toutes informations sur l'évolution des propriétés du sol dans le temps méritent une forte attention afin de modérer les coups de tels programmes. En France, plusieurs dizaines de milliers d'analyses de sols sont effectuées chaque année, majoritairement à la demande des agriculteurs pour piloter la fertilité de leurs parcelles. Celles-ci sont regroupées dans la base de données d'analyses de terre (BDAT) dans le cadre du programme BDAT financé par le MAAPRAT(Saby*, et al.*, 2004). Cette base contient à l'heure actuelle plus d'un million et demi de données d'analyses de sols correspondant à des parcelles agricoles distribuées sur l'ensemble du territoire et réparties sur 15 ans de collecte. Ces données concernent essentiellement les paramètres de la fertilité du sol. Elles représentent donc une source d'information d'intérêt dans le cadre de la surveillance de la qualité des sols. La question de l'analyse spatio-temporelle de ces données est point essentiel à la valorisation de ces données pour la surveillance de la qualité des sols. Notre objectif est d'intégrer dans un modèle statistique l'incertitude liée au mode de collecte des données sur la localisation des échantillons pour améliorer les cartographies et la détection des éventuelles évolutions temporelles.

Matériel et méthode

La grande majorité des résultats d'analyses de la BDAT ne disposent pas des coordonnées précises sur la localisation de l'échantillonnage mais uniquement de la commune d'origine de la parcelle prélevée. Dans ce contexte, une technique d'analyse spatio-temporelle de cette base de données consiste à regrouper chaque analyse par canton et par période temporelle afin de produire des cartographies et/ou d'effectuer des tests statistiques (paramétriques ou non) (Saby*, et al.*, 2008). Ces cartographies simples se basent donc sur un support spatial de taille et de forme très variables (la commune ou le canton) et les statistiques descriptives sont calculées sur un nombre de résultats d'analyse très fluctuant.

Deux verrous ont été levés. Le premier consiste à améliorer les cartographies en tenant compte dans le modèle statistique de la taille et la forme de la commune et, du nombre d'analyses utilisées. Notre modèle est basé sur un modèle linéaire mixte à effet aléatoires dans lequel nous combinons des effets spatiaux intra et inter entité administrative. L'estimation des paramètres du modèle est obtenue par la méthode du maximum de vraisemblance restreint (REML). La production des cartographies est basée sur un krigeage (Lark & Cullis, 2004). Le deuxième verrou concerne la détection des évolution temporelle et consiste à tenir compte du lien probable qui existe entre les données de deux périodes distinctes à l'aide d'un modèle linéaire de corégionalisation (Lark*, et al.*, 2006).

Le choix de la variable retenue (C) repose sur son importance majeure, tant au plan des échanges avec l'atmosphère, qu'au plan de son impact sur de très nombreuses propriétés des sols et de sa dynamique d'évolution relativement rapide. Cette propriété est qui plus est fortement renseignée dans la base. Nous avons focalisé notre étude sur la région Franche-Comté qui est bien pourvue en résultats d'analyses et qui présentent un fort gradient altitudinal contrôlant la distribution spatiale des teneurs en carbone (Saby*, et al.*, 2008)

Résultats

Les résultats des validations croisées montrent, d'une part, qu'en représentant de façon adéquate le support spatial des données dans le modèle, nous améliorons significativement la modélisation de l'incertitude liée à la prédiction. Il est ainsi possible de produire des cartographies des teneurs en C, de la différence de teneurs entre deux périodes temporelles et de la probabilité de l'existence d'une évolution temporelle. D'autre part, en se libérant du support spatial des données d'origine, les cartographies sont plus réalistes et plus facilement interprétables.

Discussion et conclusion

Notre approche plus élaborée que l'approche par cartographie des statistiques communales montre tout le potentiel de ce type de données dans le cadre de la surveillance de la qualité des sols. Son application à d'autres propriétés du sol devrait être envisagée. Il reste cependant à réfléchir comment mettre en œuvre son élargissement à l'ensemble du territoire compte tenu de la masse d'information à gérer.

Références

Lark RM & Cullis BR (2004) Model-based analysis using REML for inference from systematically sampled data on soil. *European Journal Of Soil Science* **55**: 799-813.

Lark RM, Bellamy PH & Rawlins BG (2006) Spatio-temporal variability of some metal concentrations in the soil of eastern England, and implications for soil monitoring. *Geoderma* **133**: 363-379.

Saby N, Schvartz C, Walter C, Arrouays D, Lemercier B, Roland N & Squividant H (2004) Base de Données des Analyses de Terre : procédure de collecte et résultats de la campagne 1995-2000. *Etude et Gestion des Sols* **11**: 235-253.

Saby NPA, Arrouays D, Antoni V, Lemercier B, Follain S, Walter C & Schvartz C (2008) Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990-2004. *Soil Use and Management* **24**: 254-262.

Quelles demandes sur les sols reçoit-on aujourd'hui au niveau d'un pays comme la France ?

RICHER de FORGES Anne C., ARROUAYS Dominique, HÉLIÈS Florence, LAROCHE Bertrand et BARDY Marion

INRA, US1106, InfoSol, F-45075 Orléans, France, anne.richer-de-forges@orleans.inra.fr

Nous présentons ici une analyse des demandes reçues par l'Unité InfoSol de l'INRA d'Orléans, qui centralise les données sur les sols en France. Une base de données concernant ces demandes a été constituée et elles ont été classées selon leur origine, selon les menaces identifiées dans la stratégie européenne de protection des sols, et selon différents enjeux. L'analyse que nous présentons porte sur 1000 demandes. Elle montre que les demandes les plus fréquentes concernent la contamination, l'érosion et la baisse des teneurs en matières organiques (figure 1).

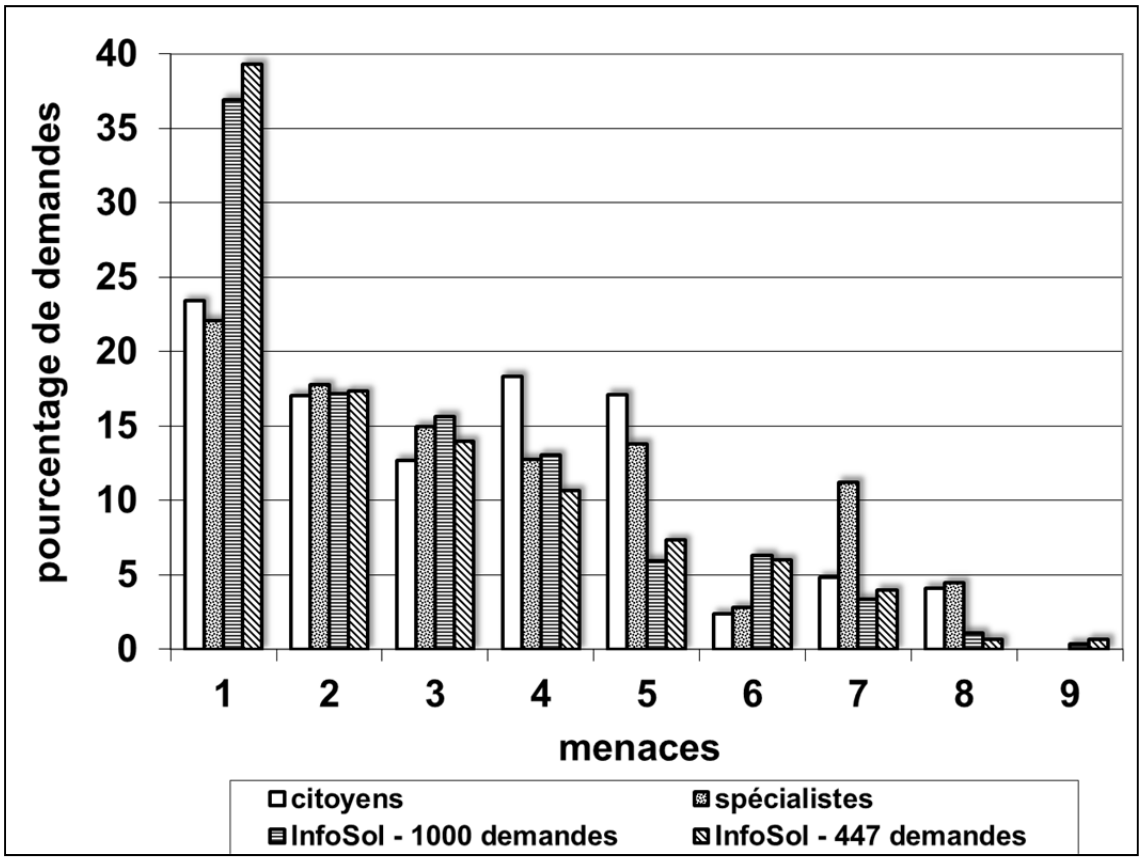


Figure 1 : pourcentage de demandes concernant chaque menace pesant sur la qualité des sols : (1) contamination ; (2) érosion ; (3) baisse des matières organiques ; (4) baisse de la biodiversité ; (5) artificialisation ; (6) glissement de terrain et inondation ; (7) tassement ; (8) salinisation ; (9) acidification. Les barres grises et blanches correspondent à la classification de l'importance relative des menaces faite respectivement par les citoyens et les spécialistes du sol (European Commission, 2006). Les barres noires correspondent à la classification des 1000 demandes reçues par InfoSol et les barres hachurées à la classification des 447 premières demandes reçues par InfoSol (Richer de Forges et Arrouays, 2010).

Parmi les enjeux, le maintien de la qualité de l'eau est le plus fréquent. La demande de bases de données géographiques vectorisées est en forte augmentation. Parmi les demandeurs, les organismes représentant les pouvoirs publics (ministères, services déconcentrés, collectivités territoriales) sont les plus fréquents, suivis par les bureaux d'étude puis les instituts techniques et de recherche. La majorité des demandes est relative à des surfaces allant de celle du canton à celle de la région administrative.

Cette analyse met en lumière la grande diversité des domaines ayant besoin de données sur les sols. Les utilisations actuelles des données sur les sols n'ont surement pas toutes été prévues lors de la mise en place des programmes d'acquisition. Ainsi, cette base de données permet de percevoir les futures demandes émergentes en espérant pouvoir les anticiper.

Références

European Commission. 2006 - Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. COM(2006)231 final, SEC(2006)1165. Annex 2 : results of the internet consultation. pp. 113–130. disponible à: http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/sec_2006_620_en.pdf; accessed 15⁄11⁄2009.

Richer de Forges A.C. et Arrouays D. (2010), Analysis of requests for information and data from a national soil data centre, Soil Use and Management, 26, 374-378.

Richer de Forges A.C., Arrouays D., Héliès F., Laroche B. et Bardy M. (accepté), Quelles demandes sur les sols reçoit-on aujourd'hui au niveau d'un pays comme la France ?. Etude et Gestion des Sols.

La Carte des Sols de la Belgique, outil d'estimation de la pression urbanistique sur les sols

LEGRAIN Xavier, MICHEL Brieuc, BOCK Laurent et COLINET Gilles

Unité de Science du Sol, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Passage des Déportés 2, B-5030 Gembloux (Belgique), Xavier.Legrain@ulg.ac.be

Ces dernières décennies, des pressions de tout ordre ont induit une forte expansion de l'urbanisation en Europe, à laquelle la Belgique n'échappe pas. L'imperméabilisation des sols a par ailleurs été identifiée comme une des principales menaces pesant sur eux. Au-delà du constat de l'évolution des surfaces artificialisées en Wallonie, l'objectif de cette étude est d'identifier les sols les plus soumis à ce phénomène. L'élaboration de la Carte Numérique des Sols de Wallonie (CNSW) – à partir d'un document historique, la Carte des Sols de la Belgique levée à grande échelle entre 1947 et 1991 – et de la Carte Numérique d'Occupation des Sols de Wallonie ouvre des perspectives intéressantes à ce sujet. Plus spécifiquement, l'utilisation de cartes d'aptitude des sols pour l'agriculture, dérivées de la CNSW, met en évidence l'impact de l'artificialisation sur la réserve en sols de meilleure potentialité agricole (figure 1). Cette dernière a diminué de 5 % à l'échelle de la Wallonie suite à l'artificialisation des sols ces 60 dernières années. La réalité est plus contrastée à l'échelle locale. La moitié des 262 communes wallonnes se situe en deçà, tandis que d'autres ont perdu (du point de vue agricole) jusqu'à 50 % de leurs meilleurs sols, par ailleurs initialement fortement présents sur leur territoire. Autre constat : si la moitié des communes subit une artificialisation uniforme de ses sols, 20 % d'entre elles voient leurs meilleurs sols préférentiellement artificialisés par rapport à ceux de potentialité agricole moindre.

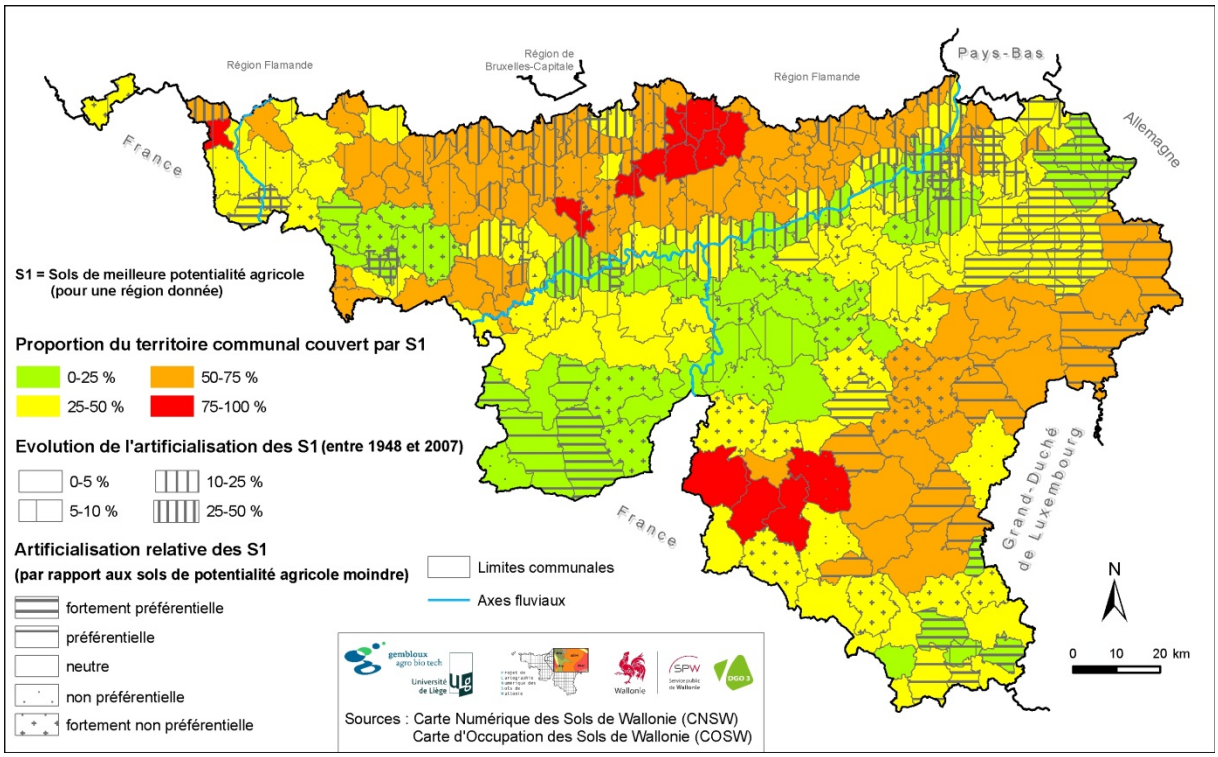


Figure 1. Impact de l'artificialisation sur la réserve en sols de meilleure potentialité agricole

Une analyse spatiale fine à plus grande échelle (figure 2) ouvre la voie à la compréhension des phénomènes en jeu et *in fine* à l'élaboration de recommandations face à la concurrence inévitable entre deux fonctions essentielles des sols : la production agricole et le support des activités humaines.

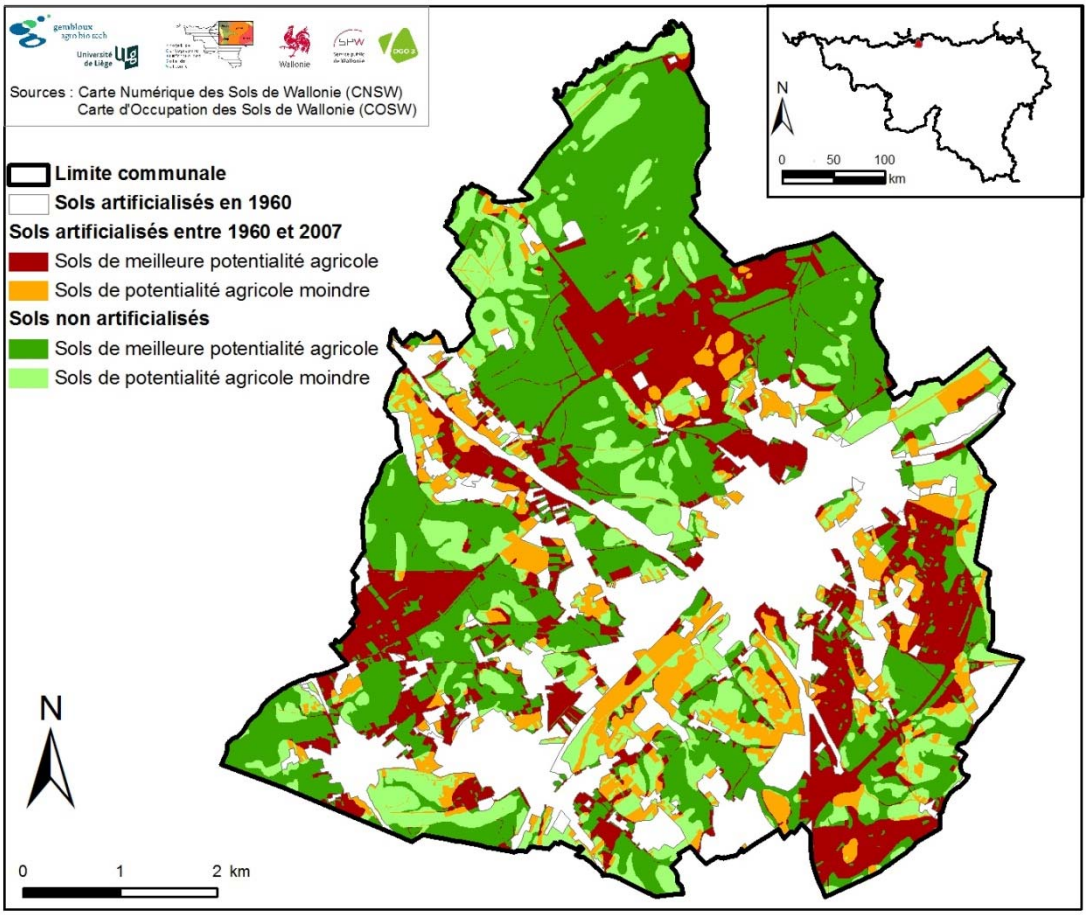


Figure 2. Potentialité agricole et artificialisation des sols – Exemple de la commune de Wavre

SESSION 6

SYSTÈMES D'OBSERVATION DES SOLS

AFFICHES

Analyse spatiale de la teneur en PCB-187 des sols du RMQS en utilisant les données inférieures au seuil de quantification

ORTON Thomas G[1], SABY Nicolas PA[1], ARROUAYS Dominique[1], JOLIVET Claudy C[1], VILLANNEAU Estelle J[1], PAROISSIEN Jean-Baptiste[1], MARCHANT Ben P[2], CARIA Giovanni[3], BARRIUSO Enrique[4], BISPO Antonio[5] et BRIAND Olivier[6]

1 INFOSOL, US1106, INRA, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 ARDON, 45075 ORLEANS Cedex 2, nicolas.saby@orleans.inra.fr
2 Rothamsted Research, Harpenden, Herts, AL5 2JQ.UK
3 INRA, US0010 Laboratoire d'Analyse des sols, 273 rue de Cambrai 62000 Arras, France.
4 INRA, UMR, INAPG Environnement et Grandes Cultures, F-78850 Thiverval Grignon, France.
5 ADEME Waste and Soil Research Department, 20, Avenue du Grésillé, BP 90406, 49004 Angers Cedex 01, France.
6 ANSES, 23, avenue du Général de Gaulle, 94706 Maisons-Alfort Cedex, France.

Introduction

Les polychlorobiphényles (PCBs) sont les polluants environnementaux anthropogènes fortement toxiques, principalement dérivés des activités industrielles (c.-à-d., transformateurs, condensateurs, peintures). Ils ont été détectés dans divers compartiments environnementaux, où ils peuvent s'accumuler, en particulier dans les sols riches en matière organique (Smith et al, 1993 ; Krauss et al, 2000). Un traitement statistique adapté de leurs mesures est essentiel à la compréhension des facteurs régissant leur distribution spatiale, afin de pouvoir produire notamment des cartographies fiables. Nous nous intéressons ici à l'analyse de la distribution spatiale de 105 mesures du PCB-187 au sein d'une région du nord de la France. Une grande proportion de nos données (35 %) présente des concentrations au-dessous de la limite de quantification (LQ), signifiant que cette concentration ne peut pas être déterminée avec un degré suffisant de précision. Une procédure généralement appliquée pour analyser ce type de données consiste à les remplacer par une valeur choisie *a priori*, telle que la moitié du LQ (Bergstrand et Karlsson, 2009 ; Hing *et al*., 2001). Cependant, des biais statistiques importants peuvent découler de ce type de pratique (Helsel, 2006). Dans ce travail, nous employons des approches de type géostatistiques basées sur des données dites censurées pour fournir un traitement plus fiable de l'incertitude liée aux données censurées.

Matériel et méthode

Nous mettons ici en application une approche du maximum de vraisemblance par simulations de Monte Carlo (Christensen, 2004) pour estimer les paramètres des modèles geostatistiques. Cette technique permet d'intégrer dans le modèle l'incertitude liée aux valeurs inconnues qui sont au-dessous du LQ. Il est ainsi possible d'appliquer le critère comparaison des modèles (AIC) pour comparer différentes variables explicatives impliquées dans la distribution spatiale des concentrations du PCB-187. L'augmentation du nombre de variables explicatives améliorant nécessairement la qualité de l'ajustement ; l'AIC fournit un compromis entre la qualité de l'ajustement et la complexité des modèles (favorisant donc des modèles avec peu de variables explicatives).

Une fois déterminé, le meilleur ensemble de variables explicatives est utilisé pour interpoler les mesures afin de les cartographier par l'intermédiaire d'une approche

bayésienne (De Oliveira, 2005 ; Fridley et Dixon, 2007). Celle-ci a l'avantage de prendre en compte de façon entièrement explicite l'incertitude des paramètres. Nous pouvons ainsi produire des cartes de la distribution spatiale de la concentration, ainsi que des prévisions de la probabilité de dépasser un seuil de concentration au-dessus duquel les sols sont considérés comme contaminés.

Résultats

Les variables explicatives choisies selon le critère d'AIC correspondent à la teneur en carbone organique du sol (SOC) et la densité de population. Ces résultats sont en général en accord avec les résultats d'autres études, qui ont prouvé que des concentrations élevées en PCBs peuvent être associées aux sols qui sont riches en matière organique (favorisant leur accumulation; Smith et al, 1993 ; Krauss et al, 2000) et à la proximité des sources industrielles, pour lesquelles la densité de population semble être un bon indicateur (Salihoglu et al, 2011 ; Motelay-Massei et *al*., 2004). Ces variables explicatives expliquent la majeure partie de la variation spatiale observée des données. Notre travail met en évidence quelques différences entre les approches basées sur des données censurées et sur des données remplacées (où les données en-dessous du LQ sont remplacées par la moitié du LQ). Les résultats de la validation croisée démontrent globalement que les prédictions basées sur notre approche sont bonnes.

Discussion et conclusion

Villanneau *et al*. (2011) ont conduit une analyse spatiale sur 90 polluants organiques persistants (POP) au sein de la même région; 59 de ces molécules présentent plus de 50 valeurs (sur 105) au-dessous du LQ. Recourir dans une analyse à la substitution d'une telle proportion de valeurs au-dessous du LQ peut conduire à des estimations peu fiables ou des biais difficilement quantifiables (Helsel, 2006). Dans ce travail, nous proposons une méthodologie appropriée pour traiter ce type de données dans un cadre géostatistique qu'il serait pertinent d'applique aux 59 molécules.

Références

Bergstrand, M., and M.O. Karlsson. 2009. Handling Data Below the Limit of Quantification in Mixed Effect Models. AAPS J. 11:371–380.

Christensen, O.F. 2004.Monte Carlo maximum likelihood in model-based geostatistics. J. Comput. Graph. Stat. 13:702–718.

De Oliveira, V., B. Kedem, and D.A. Short. 1997. Bayesian prediction of transformed Gaussian random fields. J. Am. Stat. Assoc. 92:1422–1433.

Fridley, B.L., and P. Dixon. 2007.Data augmentation for a Bayesian spatial model involving censored observations. Environmetrics. 18:107–123.

Helsel, D.R. 2006. Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. Chemosphere. 65:2434–2439.

Hing, J.P., S.G. Woolfrey, D. Greenslade, and P.M.C. Wright. 2001. Analysis of toxicokinetic data using NONMEM: Impact of quantification limit and replacement strategies for censored data. J. Pharmacokinet. Phar. 28:465–479.

Krauss, M., W. Wilcke, and W. Zech. 2000.Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) to earthworms in urban soils.Environ. Sci. Technol. 34:4335–4340.

Motelay-Massei, A., D. Ollivon, B. Garban, M.J. Teil, M. Blanchard, and M. Chevreuil. 2004. Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. Chemosphere.55:555–565.

Salihoglu, G., N.K. Salihoglu, E. Aksoy, and Y. Tasdemir. 2011. Spatial and temporal distribution of polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in soils of an industrialized city in Turkey. J. Environ. Manage.92:724–732.

Smith, W.H., R.C. Hale, J. Greaves, and R.J. Huggett. 1993. Trace organochlorine contamination of the forest floor of the White-Mountain-National-Forest, New-Hampshire. Environ. Sci. Technol. 27:2244–2246.

Villanneau, E.J., N.P.A. Saby, B.P. Marchant, C.C. Jolivet, L. Boulonne, G. Caria, E. Barriuso, A. Bispo, O. Briand, and D. Arrouays. 2011. Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. Sci. Total Environ. 409:3719–3731.

SESSION 7

CARTOGRAPHIE NUMÉRIQUE ET ANALYSE SPATIALE DES SOLS

Session dédiée à Dominique King

SESSION 7

CARTOGRAPHIE NUMÉRIQUE ET ANALYSE SPATIALE DES SOLS

Session dédiée à Dominique King

COMMUNICATIONS ORALES

Cartographie numérique des sols : Etat de l'art et perspectives

LAGACHERIE Philippe

Laboratoire d'étude des Interactions Sol-Agrosystème-Hydrosystème (LISAH), UMR INRA,IRD Supagro, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, lagache@supagro.inra.fr

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 » (Lagacherie & McBratney,2007).

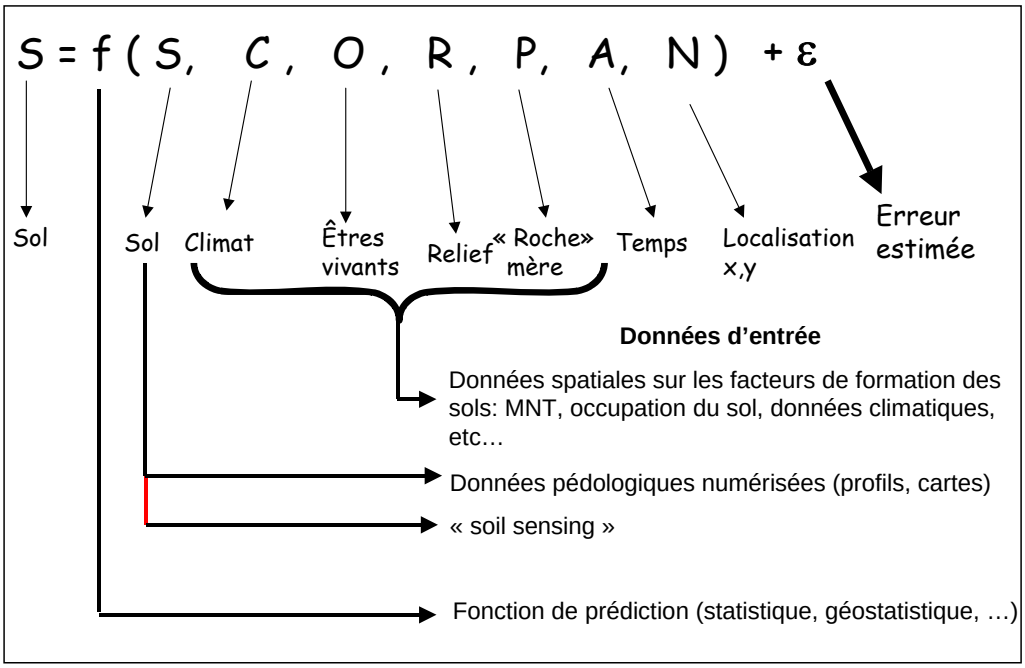


Figure 1 : Principe général de la cartographie numérique des sol (modifié d'après McBratney *et al*, 2003)

Le principe général de la cartographie numérique des sols est résumé figure 1. Il s'agit de prédire des classes de sol ou des propriétés de sol en utilisant d'une part les données pédologiques disponibles sur la zone à étudier et, d'autre part, les données spatiales représentant des éléments du paysage en relation (de causalité ou non) avec les sols. Ces prédictions sont réalisées par des fonctions de prédictions induites soit par des modèles statistiques ou géostatistiques prenant en compte les données disponibles, soit par des formalisations numériques de l'expertise de pédologues. Un grand intérêt est que ces

fonctions, totalement explicites, peuvent être calibrées et validées, délivrant ainsi une estimation de l'incertitude de prédiction.

Initiée par quelques travaux pionniers publiés en début des années 90, la cartographie numérique des sols a connu depuis une progression continue de son activité, soutenu dès 2005 par un groupe de travail de l'UISS. Une grande variété de données spatiales, d'indicateurs paysagers, de types de fonctions a été testée au cours des deux dernières décennies (Grunwald *et al*, 2009). La mise en commun et la confrontation de ces travaux au cours de colloques bisannuels (Montpellier, 2004, Rio, 2006, Logan, 2008, Rome, 2010, Sydney, 2012) a permis de constituer des références et des outils de cartographie numérique des sols adaptées à des contextes pédologiques et configurations de données très divers. Plus récemment, sont apparus des outils de télédétection et de proxydétection des sols (« soil sensing ») qui permettent d'accroître significativement le volume disponible de données quantitatives sur les sols et constituent de ce fait une nouvelle source de données dont la cartographie numérique des sols devrait profiter dans l'avenir pour améliorer significativement la qualité des prédictions de sol (Lagacherie *et al*, 2012)

Depuis 2009, un projet de cartographie mondiale basé sur les principes de la cartographie numérique des sols marque une tentative de passage vers l'opérationnalité de cette activité scientifique (Sanchez *et al*, 2009).

Références

Grunwald, S. 2009. Multi-criteria characterization of recent digital soil mapping and modeling approaches. Geoderma 152:195–207.

Lagacherie,P., McBratney, A.B., 2007. Chapter 1. Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for Digital Soil Mapping. Pp. 3-24. In: P Lagacherie, A.B. McBratney and M. Voltz (Editors), Digital Soil Mapping, an introductory perspective. Developments in soil science, volume 31. Elsevier, Amsterdam.

Lagacherie P., Bailly J.S., Monestiez P., Gomez C., 2012 Using scattered soil sensing field surveys to map soil properties over a region. An example with airborne hyperspectral imagery . European Journal of Soil Science. 63 110-119.

McBratney, A.B., Mendonça Santos, M.L., Minasny, B., 2003. On Digital Soil Mapping. Geoderma 117, 3-52.

Sanchez, P.; Ahamed, S.; Carré, F.; Hartemink, A.; Hempel, J.; Huising, J.; Lagacherie, P.; McBratney, A.; McKenzie, N.; Mendonça-Santos, M.; Minasny, B.; Montanarella, L.; Okoth, P.; Palm, C.; Sachs, J.; Shepherd, K.; Vågen, T.; Vanlauwe, B.; Walsh, M.; Winowiecki, L. & Zhang, G. .2009, 'Digital Soil map of the world.', Science, 325, 680-681.

Viscarra Rossel, R. A., Bui, E. N., de Caritat, P., and McKenzie, N. J. (2010), Mapping iron oxides and the color of Australian soil using visible–near-infrared reflectance spectra, J. Geophys. Res., 115, F04031.

L'apport des SIG(1) dans les procédures de transfert d'échelle ; exemple en Région Centre.

MOULIN Joël[1] et LAROCHE Bertrand[2]

1 : Chargé d'études en pédologie et cartographie, Chambre d'Agriculture de l'Indre, 24 rue des Ingrains 36000 Châteauroux, j.moulin@indre.chambagri.fr
2 : Ingénieur d'étude INRA INFOSOL, centre de recherche d'Orléans 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 ARDON 45075 ORLÉANS, bertrand.laroche@orleans.inra.fr

Initialement, une base de données au 1/50 000

Dès les années 1980, les départements de la Région Centre (puis celui de la Vienne), ont engagé un programme de cartographie pédologique de leur territoire avec l'appui scientifique de l'INRA (station agronomique de Châteauroux, puis SESCPF(2) et INFOSOL).
Compte tenu des usages et développements thématiques attendus, c'est l'échelle du 1/50 000, assortie d'une légende commune à tous les départements, qui a été retenue.
La numérisation des données tant graphiques que sémantiques a été réalisée par l'IGN pour l'édition automatique des cartes, (Studer *et al.,* 1982*).*
Les préoccupations agronomiques et les moyens disponibles ont déterminé le choix des variables renseignées. Elles traduisent les informations fondamentales d'ordre pédologique et agronomique, nécessaires aussi bien à la lecture de la carte qu'à celle des applications thématiques réalisées à partir de la base de données. Les variables étaient initialement au nombre de 10, articulées sur la classification CPCS(3) et donc non directement transposables au format DONESOL (structure nationale de stockage des informations sur le sol) :
Type de sol ; texture de surface ; intensité de la stagnation en eau ; charge caillouteuse ; les types de roche-mère ou de substrat sont déclinés par nature, altération et texture à chaque fois affectés de classes de profondeur d'apparition.
Des profils représentatifs ont été décrits et analysés. Seulement consignés dans les notices, ils n'ont pas été intégrés dans la base sémantique. Ainsi chaque unité cartographique de sol exprime la combinaison des 10 variables, indépendamment des unes des autres. Chaque polygone forme donc une Unité Cartographique de Sol (UCS) simple composée d'un seul Type de Sol (1 UTS = 1 UCS). La variabilité au sein de l'Unité Cartographique n'est pas décrite. Ce sont donc les caractéristiques du type de sol (UTS) dominant qui sont retenues pour renseigner l'UCS.

Choix d'une intégration dans un RRP(4) au 1/250 000 au format DONESOL

Après un enrichissement de la base de données 1/50 000 par l'introduction de variables caractérisant la géologie (selon stratigraphique BRGM portant à la fois sur la nature du matériau parental et précisant les matériaux de recouvrements) ; le département de l'Indre, tout comme ceux ayant la même structure de base de données, a entrepris depuis 2008, via le programme IGCS (Arrouays *et al.*, 2004), de migrer cette base au format DONESOL, dans le cadre d'un travail de synthèse à l'échelle du 1/250 000. Une cartographie à cette échelle apparaissait nécessaire pour le développement de thématiques départementales intégrant une vision synthétique des sols. Une méthodologie a été développée dans ce cadre pour assurer un transfert d'échelle en utilisant les outils disponibles dans les SIG de type bureautique.

(1) SIG (Système d'Information Géographique)
(2) SESCPF (Service d'Etude des Sols et de la Carte Pédologique de France)
(3) CPCS (Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols)
(4) RRP (Référentiel Régional Pédologique)

La constitution du Référentiel Régional Pédologique à partir de la base 1/50 000 s'est effectué en plusieurs étapes

- Création des UTS du 1/250 000

Des tris effectués sur la base du 1/50 000 ainsi que sur celle des profils (pour ensuite renseigner les strates) ont permis de rassembler de manière automatique, les objets appartenant à la même famille de sols et ayant la même combinaison de variables (matériaux de recouvrement + stratigraphie géologique + faciès du matériaux parental + développement du type de sol).

Selon la nature et la richesse de certaines combinaisons (emprise géographique conséquente, intérêt sémantique, ...), des variables complémentaires (principalement texture, hydromorphie) ont été introduites dans les procédures de tri.

- Passage des objets du 1/50 000 vers les emprises UCS du 1/250 000

Les objets géographiques UCS/UTS du 1/50 000 de même nature combinatoire (UTS 1/250 000) ont progressivement été associés puis agrégés à des objets appartenant à un même ensemble géomorphologique (sous SIG, ajout MNT et occupation du sol), pour aboutir au dessin des UCS à 1/250 000.

- Intégration des UTS dans les UCS du 1/250 000

Par superposition géographique sous SIG, les objets géographiques du 1/50 000 (1 UCS = 1 UTS), deviennent les UTS des UCS du 1/250 000. Les caractéristiques de ces objets issues du 1/50 000 (nombre, répartition, situation géographique particulière, éclatement, contiguïté, occupation, …), sont triées et combinées sous SIG. Ceci permet de renseigner objectivement les « tables contient » de DONESOL et ainsi limiter le nombre d'UTS par UCS, par le biais de regroupement d'UTS sur la base de similitude sémantique.

- Renseignement des strates

Après s'être assuré de la concordance entre les variables, les profils, les objets du 1/50 000 auxquels ceux-ci sont affectés et enfin les UTS, ces dernières et les variables qualitatives et quantitatives des strates sont renseignées. Les profils sont par ailleurs saisis en format DONESOL.

Conclusion

Dans ce travail de synthèse, l'utilisation de SIG de type bureautique* a permis d'optimiser les fonctions de tri, par visualisation simultanée de la géographie et de la sémantique (polygones et profils). Ceci guide les choix de regroupement des UTS, en support à la délimitation des UCS, s'affranchissant ainsi du seul choix à dire d'expert.

Département de l'Indre : Échelle	1/50 000	1/250 000
Nombre UTS	8329	391
Nombre UCS	8329	143
Nombre d'objets géographiques	24902	1674
Nombre de profils	1331	1331
Nombre de « table CONTIENT »	-	1047
Nombre de strates (en cours)	-	+/- 1500
Nombre d'UTS sans profil	-	50

* Méthodologie actuellement utilisée dans les départements de l'Indre et Loire et du Cher.

Référence

Dictionnaire DONESOL InfoSol, 2011. Dictionnaire de données - DoneSol version 2.0.5. INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, 345 p.

Cartographie numérique de la carte pédologique de Vercel au 1/50000

LEHMANN Sébastien, EIMBERCK Micheline, ARROUAYS Dominique et MARTIN Manuel

INFOSOL, INRA centre d'Orléans, 2163 av de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 Orléans Cédex 2, sebastien.lehmann@orleans.inra.fr

Contexte de l'étude

Le développement récent des outils de segmentation d'image[1] et de classification par des arbres de régression boostés[2] offre de nouvelles perspectives pour la cartographie numérique prédictive des sols. L'accès à un grand nombre d'observations pédologiques via la base Donesol[3] couplé à celui des données environnementales facilement accessibles (MNT et ses dérivés, carte géologique, carte d'occupation du sol) nous permet de produire une carte prédictive des sols avec une résolution de l'ordre du 1/50 000, validée par des observations ponctuelles. Sur le secteur de Vercel (Doubs), la démarche originale présentée ici permet au pédologue de cartographier une zone dont ¼ seulement de la surface a fait l'objet d'une prospection de terrain. 2348 observations ponctuelles réparties quant à elles sur la presque totalité du 1/50 000 de Vercel étaient également disponibles.

Matériel et méthode

L'objectif poursuivi ici est d'aider le pédologue à remplir les « trous » sur une carte au 1/50 000 en partie cartographiée par les pédologues de l'Université de Besançon.

Nous disposons de données pédologiques et de données environnementales.

Pour la partie pédologique :

- 2348 sondages et profils codés selon 32 types de sols (UTS).
- un morceau de carte qui représente environ ¼ de la surface totale de la carte du 1/50 000 de Vercel avec 42 types d'unités cartographiques (UCS) après regroupements. Les unités cartographiques peuvent contenir un ou plusieurs types de sols.

Pour les données environnementales au sens large :

- le MNT issu du GDEM Aster[4] au pas de 30m.
- les dérivés de ce MNT : exposition, pente, concavité/convexité horizontale et verticale, distance au plus proche réseau de drainage, élévation par rapport au plus proche réseau de drainage, rugosité du relief au sein d'une fenêtre de taille variable.
- la géologie vectorisée au 1/50 000 du BRGM.
- l'occupation du sol issue de Corinne Land Cover (année 2000, pas de 250m).

Dans un premier temps, nous nous sommes appuyés sur la moitié des sondages pour modéliser la répartition des sols avec un outil disponible sous R faisant appel à des arbres de régressions multiples boostés[2](MART), la moitié restante a servi à valider la classification produite par le modèle.

Nous avons réalisé 8 itérations faisant appel à des données de plus en plus intégrantes spatialement. Les indices issus du MNT sont ainsi lissés dans une fenêtre de forme circulaire qui intègre de plus en plus de voisins, de 1 à 60 pixels soit de 30 à 1800 m.

---

[1] Implementation of a new algorithm for Clapas in R language in order to improve efficiency of soil survey - http://www.iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/1656.pdf

[2] Freidman, J.H., 1999. Stochastic gradient boosting. Technical Report. Department of Statistics, Stanford University.

[3] http://www.gissol.fr/outil/donesol/donesol.php

[4] Aster GDEM is a product of METI and NASA

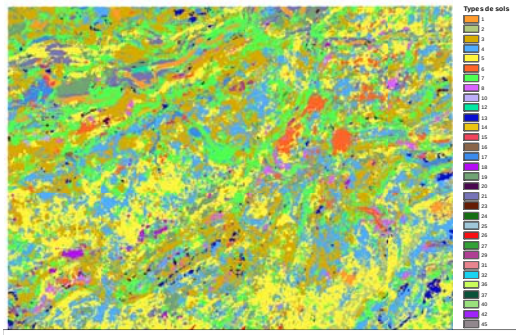
La carte issue de la prédiction produit un résultat relativement bruité (fig.1) que nous avons ensuite lissé avec l'outil CLAPAS[1] afin de produire une carte avec des limites d'UTS bien définies.

Dans un second temps, nous avons utilisé la portion de carte existante comme secteur d'apprentissage, en extrayant les « noyaux » des UCS pour s'affranchir des effets de bords, avec le même modèle que précédemment en retenant les indices issus de la meilleure itération. Nous avons également utilisé CLAPAS pour lisser le résultat de la prédiction et produire une carte compatible avec la carte existante (fig.2).

Résultats et discussion

La carte produite à partir des données ponctuelles (fig.1) est le fruit de 8 itérations successives. La pertinence en validation interne (*i.e.* en termes d'apprentissage), de la classification augmente de 52% à 82% avec la taille des fenêtres d'intégration spatiale en passant progressivement de 1 à 60 pixels. La carte produite lors de la dernière itération avec la plus grande intégration spatiale, sur un rayon de 1800 m pour les indices dérivés du MNT, donne le meilleur résultat. Les unités de sols les mieux représentées sont les unités de plateaux et de versants boisés ou cultivés. Les unités des vallons hydromorphes peu représentées dans l'échantillonnage des données d'apprentissage sont relativement mal prédites et nécessitent l'expertise du pédologue pour les cartographier *a posteriori*. La carte produite avec MART étant très pixélisée, nous l'avons agrégée en utilisant un outil de segmentation d'image. La dernière version de Clapas[1], permet de produire des contours qui tiennent compte de l'orientation et de l'intensité des pentes.

La carte des pédopaysages produite à partir des levés existants (en rouge sur la figure 2) atteint un taux de classification de 98% et un kappa de 0.98 en validation interne. La carte produite reprend quasi parfaitement les contours existants et les prolongent de façon cohérente sur les parties non cartographiées. Cette carte étant elle-même également relativement bruitée sur les zones mal prédites, l'emploi de CLAPAS a permis de délimiter des contours qui tiennent compte de la topographie. Les unités paysagères ou UCS ainsi produites peuvent être renseignées en termes d'UTS par la carte produite à partir des sondages.



es
ages

ir de la

Conclusion

L'emploi successif de 2 méthodes de classifications (MART puis CLAPAS), nous permet de construire assez simplement une carte pédologique au 1/50 000 à partir de données aisément disponibles. La double approche menée ici permet à la fois de délimiter les unités paysagères et de renseigner leur contenu grâce une base de données riche de 2348 sondages et profils. Nous démontrons aussi l'intérêt d'employer des indices à forte intégration spatiale pour augmenter sensiblement la pertinence de la prédiction. La carte ainsi produite nécessite cependant l'expertise du pédologue pour valider les contours prédits et délimiter manuellement les unités sous-représentées dans les données d'apprentissage.

Le filtrage géostatistique : une méthode pour la mise en valeur de données exhaustives utilisées dans l'estimation d'une variable cible

BOURENNANE Hocine[1], HINSCHBERGER Florent[2], CHARTIN Caroline[2], MACAIRE Jean-Jacques[2] et SALVADOR-BLANES Sébastien[2]

[1] : INRA, Unité de Science du Sol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 Ardon, F-45075 Orléans Cedex 2, France, Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr
[2] : Université François-Rabelais de Tours, Université d'Orléans, CNRS/INSU, Institut des Sciences de la Terre d'Orléans - UMR 6113, Faculté des Sciences et Techniques, Parc Grandmont, F-37200 Tours, France, florent.hinschberger@univ-tours.fr, carochartin@hotmail.fr, jean-jacques.macaire@univ-tours.fr, salvador@univ-tours.fr

1. Introduction

Ce travail avait pour objectif de montrer comment la prédiction spatiale peut être améliorée en capitalisant sur la meilleure corrélation entre les variables à des échelles spatiales spécifiques. L'objectif de ce travail a été examiné à travers l'estimation spatiale de l'épaisseur du sol (ES), ponctuellement mesurée sur 12ha au Nord-est de Seuilly (Touraine) en utilisant comme dérives externes dans les équations de krigeage des mesures de résistivité électrique des sols (ARP) et de pente. Les deux dérives externes ont été exhaustivement mesurées sur la zone d'étude. L'idée de base est de remplacer les valeurs de l'ARP et de la pente dans les équations de krigeage par les valeurs des composantes spatiales qui sont les plus fortement corrélés avec l'épaisseur du sol.

2. Matériels et méthode

2.1. Site et matériels d'étude

La zone d'étude s'étend sur 12ha et se situe au Nord-est de Seuilly qui est en bordure de la Touraine, à l'intersection de l'Anjou et du Poitou. Le versant est exposé Sud-est, avec une altitude allant de 37 à 80m et une pente variant de 0 à 19%. D'après plusieurs auteurs (ex. Bellemlih, 1999 ; Chartin *et al*., 2011), la zone est située sur des formations du Turonien, plus précisément, d'amont en aval, sur de la craie marneuse, puis du tuffeau jaune et du tuffeau blanc. Selon les mêmes auteurs, les sols présents sont principalement des rendosols, des calcisols, des calcosols, et des colluviosols carbonatés en aval du versant.
Sur cette surface, l'épaisseur du sol a été mesurée à la tarière en 650 points. Vingt pour cent des observations (131 points) ont été sélectionnés au hasard pour constituer l'ensemble de validation. Les 80% restants (519 points) ont été utilisés comme jeu de prédiction. Par ailleurs, une topographie fine du site a été levée grâce à deux GPS différentiels. Ainsi, un modèle numérique de terrain (MNT) a été établi et ses attributs dérivés en particulier la pente a été estimée. Une prospection géophysique de mesures de résistivité électrique des sols (ARP) a été menée sur le site d'étude. Pour chaque point de mesure, trois valeurs de résistivité apparente (ARP1, ARP2 et ARP3) ont été enregistrées, correspondant à trois profondeurs d'investigation (environ 0-0.5m, 0-0-1m et 1.7m, respectivement). Les données ont été collectées en continu le long des profils et géo-référencées à l'aide d'un système de positionnement DGPS. L'intervalle moyen de mesures le long des profils a été de 0.2m alors l'espacement entre les profils est beaucoup plus grand (environ 6m). Environ 8.000 valeurs de résistivité dans la zone prospectée ont ainsi été enregistrées.

2.2. Démarche géostatistique mise en œuvre

La méthodologie comprend successivement : (1) une analyse en composantes principales (ACP) sur les mesures électriques pour les trois profondeurs du sol, (2) un krigeage des composantes de longue portée, de courte portée et de l'effet de pépite identifiées dans la première composante (PC1) de l'ACP, (3) un examen des corrélations entre la variable d'intérêt (ES) et PC1 et ses décompositions, (4) une exécution des étapes 2 et 3 avec l'intensité de la pente, (5) une incorporation des composantes de PC1 et de l'intensité de la pente les mieux corrélées à ES dans le système des équations de krigeage avec dérive externe (ex. Bourennane et King, 2003), (6) une validation des différents scénarii de cartographie de ES en utilisant le jeu de donnée de validation.

3. Résultats et discussion

Les résultats ont montré que la corrélation entre l'épaisseur du sol et PC1 est fortement améliorée lorsque la composante de longue portée et l'effet de pépite ont été filtrés. Un résultat similaire a été observé entre l'épaisseur du sol et l'intensité de la pente une fois que l'effet de pépite et la structure de longue portée des données de pente ont été filtrés. Ainsi, les courtes portées de la pente et de la résistivité électrique ont été utilisées comme des dérives externes dans l'estimation de l'épaisseur du sol sur toute la zone d'étude. Cette estimation a été comparée au krigeage ordinaire et au krigeage soit avec la composante de courte portée de l'intensité de la pente ou avec la composante de courte portée de la résistivité électrique prise comme dérive externe pour estimer l'épaisseur du sol. Les résultats ont montré que l'utilisation d'une dérive externe améliore les estimations par krigeage en comparaison avec l'estimation utilisant uniquement les données de la variable d'intérêt (krigeage ordinaire). Les résultats indiquent un biais relativement faible quel que soit le scénario d'estimation. En revanche, la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne a montré que la prise en compte simultanée dans le krigeage des valeurs des composantes spatiales les plus fortement corrélées avec l'épaisseur du sol donne les estimations les plus exactes de l'épaisseur du sol. L'amélioration relative de l'estimation est de plus de 30% par rapport au krigeage utilisant qu'une seule dérive externe lors de l'interpolation.

4. Conclusion

Cette étude suggère que l'estimation d'une propriété des sols mesurée de façon éparse devrait utiliser la composante de l'information auxiliaire exhaustive qui est la mieux corrélée avec la variable d'intérêt. En présence de modèle de variogramme gigogne, qui indique l'existence de plusieurs échelles de variation spatiale, nous devrions examiner si la corrélation entre la variable d'intérêt et l'information auxiliaire exhaustive peut être améliorée par le filtrage de certaines structures spatiales par krigeage des composantes spatiales. En effet, la faible corrélation à une échelle spatiale donnée peut masquer la corrélation réelle entre les mesures brutes. L'information auxiliaire filtrée peut ensuite être incorporée par exemple dans le système de krigeage avec dérive externe étant donné que l'information auxiliaire est disponible à tous les nœuds de la grille d'estimation.

Références

Bellemlih, S., 1999. Stocks particulaires holocènes et bilans de matières dans un bassin fluviatile en domaine sédimentaire - Le bassin du Négron, Sud-ouest du Bassin Parisien, France. Thèse, Université de Tours, France.

Bourennane, H., King, D., 2003. Using multiple external drifts to estimate a soil variable. Geoderma, 114, 1-18

Chartin, C., Bourennane, H., Salvador-Blanes, S., Hinschberger, F., Macaire, J.-J., 2011. Classification and mapping of anthropogenic landforms on cultivated hillslopes using DEMs and soil thickness data — Example from the SW Parisian Basin, France. Geomorphology 135, 8–20.

Une chaîne de traitement automatique pour l'estimation de la rugosité des sols agricoles par photogrammétrie 3D à partir de photographies prises sans contraintes pour le suivi radiométrique des sols

GILLIOT Jean-Marc[1,2], MICHELIN Joël[1,2] et VAUDOUR Emmanuelle[1,2]

[1]AgroParisTech, UMR 1091 EGC, F-78850 Thiverval-Grignon, France, jean-marc.gilliot@agroparistech.fr
[2]INRA, UMR 1091 EGC, F-78850 Thiverval-Grignon, France

Introduction

Dans le cadre du programme GESSOL3 PROSTOCK, nous nous intéressons à l'estimation de la teneur en carbone organique de l'horizon de surface des sols agricoles par des mesures spectroradiométriques au champ. Les placettes de mesure radiométrique sont d'environ 35 cm de diamètre, nous avons cherchés à estimer sur ces mêmes placettes, les facteurs extrinsèques des sols influençant la mesure, telle que la rugosité du sol.
La zone d'étude est la Plaine de Versailles et le Plateau des Alluets (PVPA) à l'ouest de Versailles et d'une étendue de 22000 ha. Les sols étudiés sont des LUVISOLS moyennement épais à épais de limons des plateaux, des CALCOSOLS et RENDOSOLS peu épais de calcaires de bordure de plateaux et des COLLUVIOSOLS et FLUVIOSOLS d'épaisseurs variables de colluvions et d'alluvions de versants et de fond de vallées.

Matériels et méthodes

Nous avons dans un premier temps développé un prototype de profilomètre laser pour estimer la rugosité, mais la prise de mesure s'est avérée très longue et le profil pas suffisamment représentatif de la placette. Nous nous sommes alors orientés vers les méthodes de calcul photogrammétrique à partir de photographies qui présentent le double avantage de permettre un temps d'acquisition court sur le terrain et de mesurer l'intégralité de la placette. Un cadre muni de plots servant de repère géométrique 3D est placé autour de la placette (fig. 1), une série de photos est alors effectuée en tournant autour de la placette, 5 photos vues du dessus et 8 photos en vue oblique selon les 8 directions cardinales.

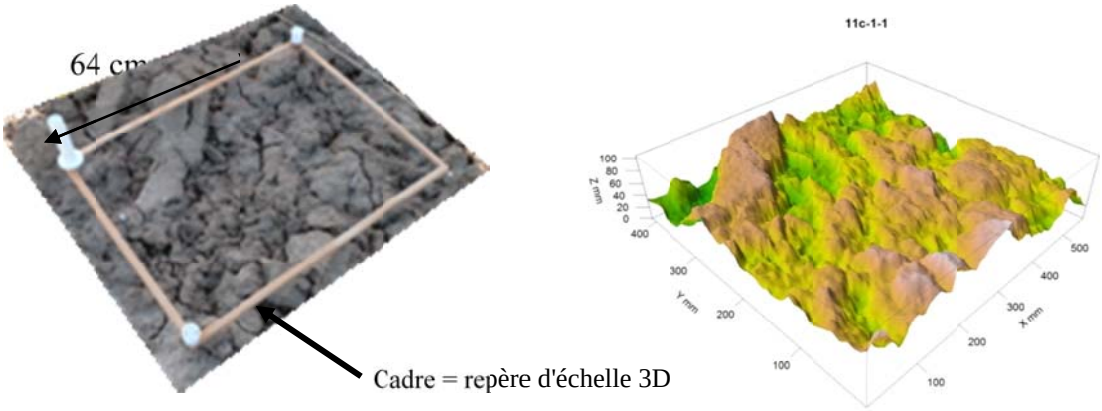


Figure 1. Une photo oblique d'une placette et le modèle numérique 3D reconstitué par calcul photogrammétrique

Plusieurs logiciels de photogrammétrie ont été testés, tel que photosynth de Microsoft et Micmac de l'IGN, c'est Bundler qui a été finalement retenu sur cette série de photographies,

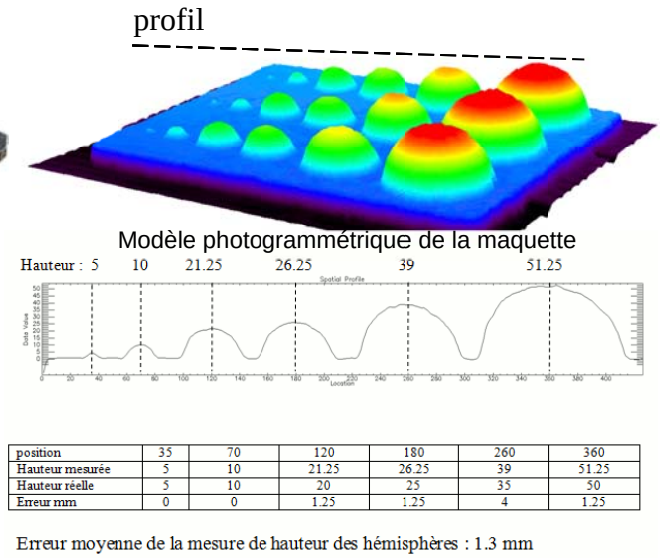
afin de produire un nuage de points 3D munis de leur couleur. Les prises de vue avec Bundler sont pratiquement sans contrainte géométrique, c'est-à-dire que l'on n'a pas besoin de faire les photographies selon une géométrie fixée ou connue, il faut seulement chercher à couvrir différents points de vue sur la placette. Un second logiciel PMVS permet de densifier le nuage de points 3D produit par Bundler. Les plots du cadre repère étant munis de pastilles de différentes couleurs, un script sous le logiciel R va isoler du nuage, les points des plots repères d'après leur couleur et en déterminer la position (x,y,z) en prenant le centroïde de la tache colorée. Un modèle de régression linéaire calculé entre les positions Bundler et les positions connues en centimètres des plots, permet de recaler géométriquement le nuage de points. Celui-ci est alors repris sous le logiciel ArcGis®, projeté en 2D selon le plan principal de la placette, et interpolé dans une grille raster. Deux grilles sont calculées, l'une pour créer le microrelief et l'autre pour la couleur. Différents indices de rugosité sont alors calculés à partir du modèle numérique du relief (indice de la chaîne, ombrage …). L'ensemble des opérations sur les différents logiciels est enchainée automatiquement dans un script python qui permet de lancer automatiquement le calcul sur l'ensemble des placettes, sans aucune intervention de l'opérateur.

Résultats

La précision géométrique du modèle numérique de microrelief a été estimée sur des maquettes constituées d'hémisphères en polystyrène de dimension et de position connues (fig. 2).

Figure 2. Maquette 3D constituée d'hémisphères en polystyrène

.



position	35	70	120	180	260	360
Hauteur mesurée	5	10	21.25	26.25	39	51.25
Hauteur réelle	5	10	20	25	35	50
Erreur mm	0	0	1.25	1.25	4	1.25

Erreur moyenne de la mesure de hauteur des hémisphères : 1.3 mm

Figure 3. Profil sur le modèle numérique

La précision de l'estimation de la hauteur des hémisphères est de l'ordre du millimètre (fig. 3). Le plus petit hémisphère de 5 mm de rayon est bien détecté. Environ 200 placettes ont été mesurées soit 2600 photographies. Une première application du système a été effectuée sur 23 placettes de mesure, soit 299 photographies, le temps de calcul est de l'ordre de 20 minutes par placette, pour une résolution de 1 mm.

Conclusion

La souplesse de réalisation de la méthode proposée est bien adaptée aux besoins d'une campagne de mesures sur le terrain. L'inconvénient du temps de calcul long est compensé par le fait que le système est entièrement automatique, la précision géométrique du modèle numérique est bonne, de l'ordre du millimètre. Le fait de disposer d'un modèle couvrant toute la surface permet d'avoir une estimation de la rugosité représentative de la placette. Les relations entre indices de rugosité et réflectance seront abordées ultérieurement.

Prédiction des zones humides à l'échelle régionale à partir d'informations pédologiques ponctuelles et de variables environnementales

LEMERCIER Blandine[1,2,3], LACOSTE Marine[2,1,3], LOUM Macoumba[1,2,,3], BERTHIER Lionel[1,2,3], LE BRIS Anne-Laure[1,2,3] et WALTER Christian[1,2,3]

[1] : AGROCAMPUS OUEST, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France, blandine.lemercier@agrocampus-ouest.fr
[2] : INRA, UMR 1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
[3] : Université Européenne de Bretagne, France

Introduction

Depuis 2008, la réglementation permet de caractériser et délimiter les zones humides à partir de l'hydromorphie des sols. Cependant l'inventaire précis de ces zones est encore largement incomplet et souvent controversé. L'élaboration et la diffusion d'outils et de méthodes d'identification et de délimitation de ces sols est donc un enjeu environnemental et agronomique crucial.

Une information sur les zones humides potentielles préexiste à l'échelle régionale (Agro-Transfert Bretagne, 2008). Il s'agit de la spatialisation de l'indice topographique de Beven et Kirkby modifié par Mérot *et al* (1995), d'estimation des zones saturées par l'eau. Cependant, ce modèle doit être calibré, le résultat est de type présence/absence, ne concerne que les zones humides liées au réseau hydrographique, et ne considère pas de critère pédologique.

Les inventaires de terrain sont coûteux et fastidieux. Le recours à des outils de cartographie numérique des sols et des bases de données pédologiques permet d'améliorer la connaissance des zones humides à l'échelle régionale par une délimitation à haute résolution, considérant différents niveaux d'hydromorphie, et quantifiant l'incertitude du résultat.

Matériel et méthodes

L'estimation de la distribution spatiale des sols hydromorphes est basée sur une méthode d'apprentissage par arbre de classification (classification supervisée). Il s'agit d'établir des règles sur la relation entre les sols et le milieu physique à partir de situations connues, puis d'extrapoler ces règles à l'ensemble de la région pour prédire l'hydromorphie à partir des variables du milieu disponibles de façon exhaustive sur la région. L'algorithme MART (Multiple Additive Regression Trees) a été utilisé pour produire et extrapoler le modèle.

Cette étude porte sur l'ensemble de la région Bretagne, où un Référentiel Régional Pédologique à 1/250 000 (Lemercier *et al*., 2010) est disponible. Les informations ponctuelles (5 159 sondages à la tarière et profils pédologiques) qui ont permis l'apprentissage ont été pour la plupart acquises dans le cadre du programme Sols de Bretagne (IGCS et RMQS) entre 2006 et 2009. La profondeur d'apparition et le degré d'hydromorphie permettent de définir 10 classes, de 0 (sols bien drainés) à 9 (hydromorphie sur toute l'épaisseur du sol, horizon réductique ou histique à faible profondeur), regroupées en 4 classes pour cette étude : classe 1 : sols bien drainés ou hydromorphes au-delà de 80 cm ; classe 2 : sols hydromorphes au-delà de 40 cm ; classe 3 : sols hydromorphes dès la surface ; classe 4 : sols hydromorphes dès la surface, présentant au moins un horizon réductique et / ou histique.

Les variables prédictives, utilisées pour construire le modèle puis l'extrapoler, et disponibles sur l'ensemble de la zone d'étude, sont topographiques (dénivelée et distance au cours d'eau, indice topographique de Beven, pente, convexités longitudinale et transversale, altitude, longueur du versant), géologiques (lithologie des formations de socle, extension estimée de la couverture des formations superficielles en général et des limons éoliens en particulier), géophysiques (indicateurs calculés à partir de données de spectrométrie gamma aéroportée), hydrologique (ordre de Stralher du cours d'eau), paysagique (classification supervisée d'images MODIS) et pédologiques (matériau parental des sols également prédit avec MART).

La validation du modèle a été réalisée à partir d'informations ponctuelles, mais aussi de cartes pédologiques existantes à 1/25 000, couvrant 5% de la zone d'étude.

Résultats

D'après les résultats de la modélisation, les zones humides couvrent environ 19% du territoire régional. Les classes 2, 3 et 4 occupent respectivement 6, 12 et 7% de la superficie. Les facteurs environnementaux les plus explicatifs sont le matériau parental, la dénivelée par rapport au cours d'eau, l'indice topographique et la carte des paysages.

La validation montre que 57% des pixels sont bien prédits, mais les résultats sont très variables d'une classe à l'autre. La classe 1 est de loin la mieux prédite puisque 89% des pixels prédits en classe 1 appartiennent bien à cette classe. Avec 45% de pixels bien prédits, la classe 4 est assez bien estimée, mais le taux tombe à 37% pour la classe 3, et 29% pour la classe 2. Globalement, l'hydromorphie des classes 2 et 3 est sous-estimée, alors que l'hydromorphie de classe 4, très dépendante du réseau hydrographique, est plutôt bien prédite.

La validation des résultats se fait également par comparaison avec d'autres approches, telle que la base de données pédologique à 1/250 000, ou les inventaires de terrain effectués notamment dans le Finistère.

Discussion et conclusion

La distribution spatiale des sols hydromorphes constitue un outil majeur d'aide à la décision pour la délimitation des zones humides et la gestion agronomique des sols. La probabilité de prédire la classe d'hydromorphie effective est connue, et plus ou moins élevée selon les contextes pédologiques, géologiques, agronomiques et pédologiques.

La cartographie numérique des sols est un outil adapté pour la délimitation des zones humides au niveau régional, à condition de disposer des informations de base nécessaires. En effet, le modèle ne peut bien prédire que ce qu'il a bien appris. La probabilité d'occurrence associée au résultat ouvre un espace de discussion quant à la confiance à accorder au résultat.

Références

Agro-Transfert Bretagne, 2008. Les zones humides potentielles en Bretagne. http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr.

Lemercier B, Lacoste M., Loum M., Walter. C, 2011. Extrapolation at regional scale of local soil knowledge using boosted classification trees: a two-step approach. Geoderma, sous presse.

Lemercier B., *et al*., 2010. Programme Sols de Bretagne (2005-2010) – Rapport final. Document UMR 1069 SAS, 111p + annexes. http://www.sols-de-bretagne.fr

Mérot, P., Ezzahar, B., Walter, C., Aurousseau, P., 1995. Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. Hydrological Processes, 9: 27-34.

Utilisation de cartographies de résistivité haute-résolution pour une étude de vulnérabilité d'un bassin versant

DABAS Michel[1], JUBEAU Thomas[1], ROUILLER Dominique[2], LARCHER[2] Jean-Marie, CHARRIERE Séverine[3] et CONSTANT Thibault[3]

[1] : GEOCARTA, 5 rue de la Banque, 75002 Paris, dabas@geocarta.net
[2] : AXEREAL, Service Développement EPIS CENTRE,Domaine du Chaumoy
18570 Le Subdray, drl@episcentre.com
[3]: IN VIVO AGROSOLUTIONS, 83 avenue de la Grande Armée 75782 Paris Cedex 16, scharriere@invivo-group.com, tconstant@invivo-group.com

La Directive 2000/60/CE fixe des objectifs ambitieux en matière de reconquête de la qualité de la ressource destinée à l'eau potable. Les États membres doivent assurer la protection des captages afin de prévenir la détérioration de leur qualité et réduire le degré de traitement nécessaire à la production d'eau potable. A cette fin, ils doivent établir des zones de sauvegarde des captages. Afin de mieux définir les programmes d'action et de cibler et hiérarchiser les territoires d'action au sein de la zone de protection, il est également nécessaire de définir au sein du Bassin d'Alimentation du Captage (BAC) les zones les plus vulnérables aux pollutions diffuses

Dans le cadre du Grenelle de l'environnement, 507 captages ont été désignés comme les plus prioritaires pour engager une démarche de protection.
Dans le cas du captage d'Ambleville (Val d'Oise) et en vue de sa nomination comme captage prioritaire "grenelle", des études complémentaires étaient nécessaires afin d'affiner la compréhension de son fonctionnement. Le captage local exploite les sources du calcaire lutécien et présente un taux de nitrate élevé et de matières actives phytosanitaires très élevé. L'environnement proche est caractérisé par une zone d'habitations et de terres agricoles. La SAU est estimé à 382 ha. L'objectif est de réaliser une carte agro-pédologique et de vulnérabilité intrinsèque du BAC d'Ambleville (450 ha) afin d'affiner la compréhension du fonctionnement hydrogéologique/géologique en lien avec la pédologie du bassin
L'originalité de cette étude a été le couplage entre trois partenaires : Geocarta pour l'établissement des prospections géophysiques ARP© tractées et du WebSIG, AXEREAL en charge de l'établissement de la carte agro-pédologique et InVivo en charge des interprétations hydrogéologiques et de l'établissement de la carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe.

Géophysique

La vulnérabilité intrinsèque se fera fonction d'un certain nombre de paramètres comme : la présence et de l'épaisseur des terrains de recouvrement, la prise en compte de la pédologie du bassin d'alimentation, la carte des pentes, la position des axes de fracturation principaux. Ces paramètres ont été acquis par la prospection électrique tractée ARP© qui a été utilisée sur l'ensemble des surfaces agricoles libres (475ha). Elle permet d'apporter une information spatialisée unique (résolution de 10m) sur tout le BAC grâce à la cartographie de la résistivité électrique apparente à 3 profondeurs simultanément.

Calage pédologique

L'étude des sols s'est déroulée en deux étapes. La première étape au bureau a consisté à interpréter les données électriques ARP© et à créer une carte de synthèse des 3 profondeurs de mesures électriques (carte dite des résistivités triées) en regroupant en 4 classes de valeurs ce qui a permis de transformer les cartes de résistivités en carte de profils de résistivités. La seconde étape sur le terrain consiste à contrôler « in situ » la correspondance entre les profils de résistivité et les profils de sol grâce à une prospection à la tarière. Le plan de prélèvement est donc établi à partir de la carte des résistivités triées : la prospection montre que seulement 31 sondages sont nécessaires pour cartographier les sols sur les 475 ha à caractériser : cela représente un sondage tous les 15 ha environ et 1.5 jours de travail sur le terrain. En réalité 59 sondages ont été effectués sur 3 jours de terrain.

Ainsi trois grandes classes de sol ont pu être observées : des sols argileux profonds (résistivité faible sur tout le profil), des sols limoneux profonds (résistivité moyenne en surface et diminuant avec la profondeur), des sols calcaires superficiels (résistivité élevée à très élevée).
Les mesures de résistivités ont permis de cartographier le taux de cailloux en surface. Pour chaque zone de sols nous avons donc pu fournir les caractéristiques nécessaires à l'établissement des cartes de vulnérabilité : épaisseur des horizons et leur texture, le taux de cailloux, l'hydromorphie, la profondeur de sol (enracinement) et la réserve utile.

Interprétation en termes de vulnérabilité

La méthodologie utilisée dans l'estimation de la vulnérabilité de l'Aire d'Alimentation du Captage (AAC) d'Ambleville est la méthode DRASTIC, qui intègre 7 paramètres de vulnérabilité.
Chaque paramètre est spatialisé et représenté sous cartographie SIG (Système d'Information Géographique) avec une échelle de vulnérabilité allant de 1 (vulnérabilité faible) à 10 (vulnérabilité forte), puis pondéré et enfin assemblé en une carte finale.
L'apport de la campagne géophysique, de son calage pédologique et de la réalisation d'un MNT apporte une :

Symbole	Paramètre	Propriétés	Poids
D	Profondeur de la nappe	Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met beaucoup de temps pour atteindre la surface piézométrique.	5
R	Recharge nette	Véhicule principal pour le transport du contaminant. Plus cette recharge est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
A	Lithologie de l'Aquifère	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés ou leur degré de fissuration. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol.	3
S	Sol	Plus le sol est riche en argile et matière organique, plus l'absorption des métaux et des cations est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
T	Topographie	Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible.	1
I	Zone non saturée	Son impact est déterminé à partir de la texture des terrains qui la constituent. La percolation du polluant jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette texture est favorable (graviers, sables grossiers ...).	5

Figure 1 - Paramètres de la méthode d'estimation de la vulnérabilité DRASTIC.

- Hausse de la précision des cartes liées à la pédologie (R, S) et à la géologie (A, C) grâce à la géophysique
- Hausse de la précision de la carte topographique du secteur (T) et, par conséquence de la carte de la profondeur de l'aquifère (D), grâce au MNT plus fin
- Amélioration significative de la caractérisation de la vulnérabilité DRASTIC finale

Au final, les cartes des paramètres D, R, A, S, T et C sont affinées, soit environ 78% du résultat final de la carte de vulnérabilité (avec les coefficients de pondération choisi).

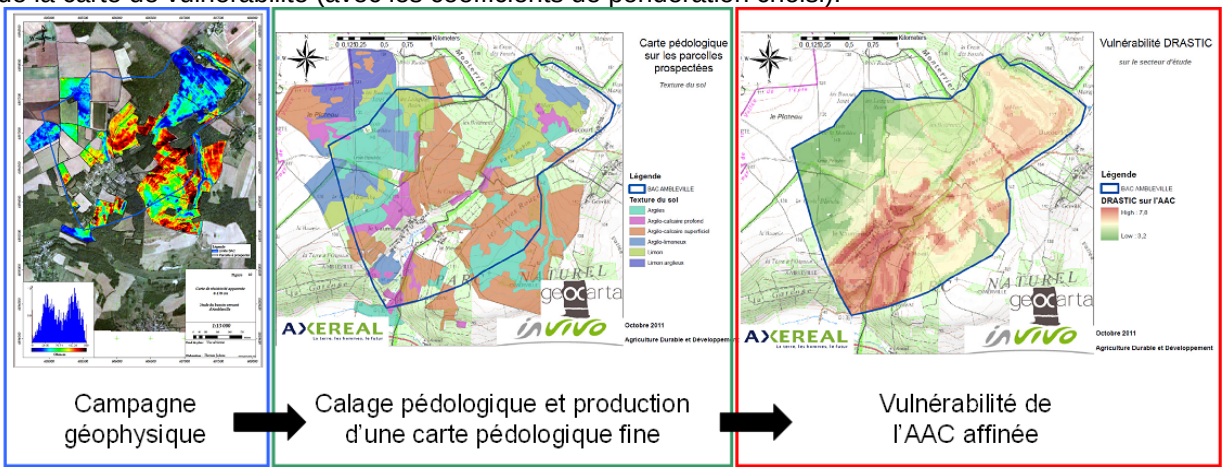


Figure 3 - Schéma interprétatif de la méthode employée sur l'AAC d'Ambleville.

Cette étude a été réalisée pour le compte du Conseil général du Val d'Oise et est co-financée par l'Agence de l'Eau..

Spatialisation de la réserve utile en eau des sols en région Bretagne

BERTHIER Lionel[1,2,3], LE BRIS Anne Laure[1,2,3], LEMERCIER Blandine[1,2,3], MOUSSA Issaka[1,2,3] et WALTER Christian[1,2,3]

[1] : AGROCAMPUS OUEST, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France, lionel.berthier@agrocampus-ouest.fr
[2] : INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
[3] : Université européenne de Bretagne, France

Introduction

La réalisation du Référentiel Régional Pédologique (RRP) de Bretagne a été initié en 2005 dans le cadre du volet cartographique du programme « Sols de Bretagne » (Lemercier *et al*., 2010). Coordonné par AGROCAMPUS OUEST, il s'est achevé en 2011 et a permis de produire une carte des unités cartographiques de sols (UCS) ou pédopaysages à l'échelle 1/250 000ème associée à une base de données (DoneSol) dont le format est standardisé (InfoSol, 2011). Ces UCS regroupent plusieurs types de sols ou unités typologiques de sols (UTS) dont les contours ne sont pas délimités mais dont l'organisation au sein de la couverture pédologique et les caractéristiques sont précisées.

La finalisation du RRP de bretagne a permis d'initier une réflexion sur la valorisation de la base de données notamment au travers de la spatialisation d'une propriété complexe et intégratrice telle que la réserve utile (RU) en eau des sols.

Les propriétés de réservoir sont spécifiques à chaque type de sol, et leur estimation est nécessaire notamment dans le cadre de problématiques agro-environnementales. La connaissance de la RU aide notamment à connaître la quantité d'eau disponible pour les plantes cultivées.

La connaissance de la RU est ainsi essentielle afin d'orienter les systèmes de cultures (type de cultures, irrigation, rotation, etc.…) dans le contexte d'un changement climatique global s'accompagnant d'épisodes de sécheresse estivale de plus en plus fréquents.

Matériels et méthodes

Nous avons fait le choix d'utiliser une Fonction de PédoTransfert Continue (FPTC) afin d'estimer la RU. Elle a été obtenue par une technique de régression multiple mise en œuvre sur une population de 173 horizons pour lesquels les mesures expérimentales et caractéristiques granulométriques étaient disponibles (Walter, 1992). Cette fonction se présente de la manière suivante :

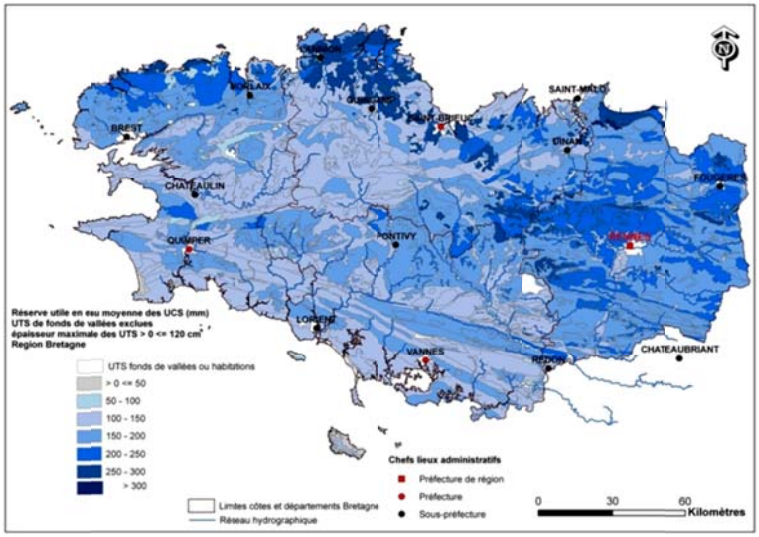
RU (mm/cm de sol) = 0,1 x (%argile/9,5 + %MO/2,8 + %limons fins/1,8 + %limons grossiers/4,45)
RU (mm) = RU (mm/cm de sol) x Epaisseur (cm) x (100 - % éléments grossiers)/100

Le choix de cette fonction se justifie, d'une part, par le fait qu'elle a été développée dans le contexte pédologique du Massif armoricain, et d'autre part car l'ensemble des paramètres nécessaires peuvent être mobilisés au sein de la base de données DoneSol du RRP de Bretagne.

A partir de cette FPTC, la RU des sols a été estimée sur une épaisseur maximale de 120 cm, qui correspond à la profondeur maximale de prospection des racines des plantes cultivées. Les sols des fonds de vallées et les sols tourbeux sont exclus car leur réserve utile est rarement limitante. Les paramètres de calcul extraits de la base de données permettent de calculer la RU par UTS. Le calcul de la RU par UCS est réalisé pour chaque département en agrégeant la RU des UTS par la méthode de la moyenne pondérée.

Variabilité régionale de la RU

A l'échelle de la région, la RU des UTS varie de 5,3 mm à 513 mm et celle des UCS de 21,3 mm à 325,5 mm sur une épaisseur totale maximale de 120 cm, la moyenne se situant à 160 mm. Les plus faibles valeurs (< 100 mm) sont observées d'une part près des côtes (texture sableuse ou faible épaisseur des sols), d'autre part au niveau des reliefs bretons les plus accentués (forte charge en éléments grossiers et caractère filtrant des sols). Les RU moyennes (100 - 200 mm) sont observées sur des sols développés sur des substrats granitiques, schisteux, micaschisteux et gneissiques. Les RU les plus élevées sont quant à elles associées majoritairement à des sols profonds de limons éoliens. Mais indépendamment du substrat les sols profonds ont une RU très élevée. Ces résultats sont en partie corrélés aux épaisseurs des sols.



ion

Quelles potentialités de représentation ?

Ce travail a en outre permis d'explorer les potentialités de paramétrage de la base de données et de représentation des propriétés pédologiques. Il est par exemple possible de sélectionner certains types de sols, de strates ou de représenter cartographiquement la proportion de types de sols situés dans un intervalle de valeurs pour une propriété donnée. Parmi l'éventail des possibilités offertes, nous avons choisi de tester et de spatialiser :

- la répartition des UTS au sein des UCS en fonction de classes de RU prédéfinies ;
- la variabilité de la RU par UCS sur une épaisseur maximale fixée ;
- la variabilité de la RU par UCS en excluant les horizons C, M, D et R.

Conclusion

Ce travail a permis de poser les bases de la réflexion sur la valorisation de la base de données du RRP de Bretagne et la représentation des résultats au travers d'une propriété complexe : la RU. D'un point de vue plus général, cette étude montre le potentiel du RRP comme outil d'aide à la décision et permet d'envisager un large éventail d'applications, spatialisées (par des agrégations au niveau des UCS) ou non (établissement de références par UTS ou strates). En outre Il est indispensable de confronter les résultats produits à des jeux de données indépendants afin de confirmer la pertinence de la base de données.

Références

InfoSol, 2011. Dictionnaire de données DoneSol version 2.0.5. INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, 345p.

Lemercier B., Berthier L., Buquen G., Dutin G., Guichard S., Le Bris A.L., Renault-Gardan S., Quidu O., Walter C., Cluzeau D., Guernion M., Mercier V., Pérès G., Piron D., Rougé L., Le Dû-Blayo L., Michel K, Gouéry P., Bourget E., Corpetti T. Tico S., Dupont C., Giteau J.L., Guérillot C., Hanocq D., 2010. Programme Sols de Bretagne (2005-2010) - Rapport final. Document UMR 1069 SAS, 111p. + annexes. http://www.sols-de-bretagne.fr/a-telecharger/RAPPORTS-DE-SYNTHESE-DE-SOLS-DE-BRETAGNE/Rapport-final-du-programme-Sols-de-Bretagne-%282005-2010%29/

Walter C., 1992. Estimation de la réserve utile à partir des caractéristiques granulométriques d'un échantillon. ENSA-INRA Laboratoire de Science du Sol, Rennes, 7 p.

SESSION 7

CARTOGRAPHIE NUMÉRIQUE ET ANALYSE SPATIALE DES SOLS

Session dédiée à Dominique King

AFFICHES

Une première analyse spatiale de la distribution du carbone des sols en Région Centre

RICHER de FORGES Anne C., MARTIN Manuel P et ARROUAYS Dominique

INRA, US1106, InfoSol, F-45075 Orléans, France, anne.richer-de-forges@orleans.inra.fr

Dans le cadre du programme Qualiforsol, une première analyse de la distribution spatiale des teneurs en C des sols de la Région Centre a été réalisée.

Afin de cartographier les stocks de carbone des sols de la région nous avons utilisé les données suivantes : des teneurs et stocks de Carbone ponctuels calculés sur 0-30 cm (respectivement 3297 et 620 profils), un Modèle Numérique d'Elévation, les données d'occupation du sol issues de Corine Land Cover nationale datée de 2006 et mis à disposition par le SOeS (Service de l'Observation et des statistiques de l'Environnement), les Unités Cartographiques de Sols (UCS) de la Base de Données Géographique des Sols de France) au 1/1 000 000 et des RRP 36, RRP37 et RRP45 (programme IGCS, 1/250 000), les rasters de données aéroportées gamma-ray (uranium, thorium, potassium et total) sur la région Centre, mis à disposition par le BRGM.

Le modèle de prédiction des teneurs en C est réalisé à partir du package gbm de R.

Comme attendu, la variable la plus importante dans la prédiction des teneurs en carbone des sols de la région Centre est l'occupation du sol (CLC). L'indice de courbure verticale vient en deuxième position, ce qui peut s'expliquer par des redistributions de matières des horizons supérieurs, ou par les conséquences de la topographie sur le régime hydrologique. Les trois variables issues de la gammamétrie aéroportée apparaissent ensuite, ce qui montre leur potentiel pour la prédiction spatiale à une échelle régionale.

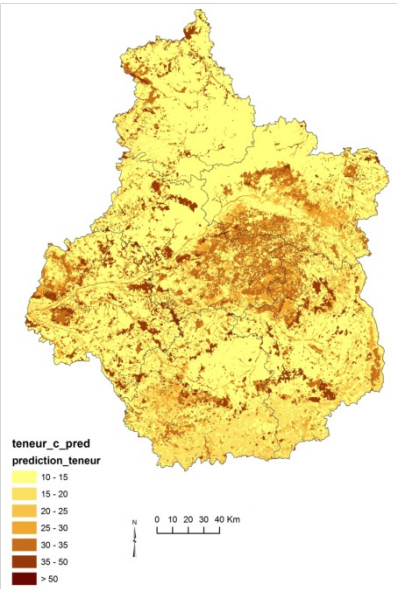


Figure 1. Distribution des teneurs en C prédites sur la Région Centre

Il est très probable que ces variables ne traduisent pas une relation directe avec la teneur en C, mais qu'elles traduisent l'influence d'autres facteurs (profondeur du sol, teneur en argile, type de matériau parental, degré d'altération, degré de lessivage, voire historique des occupations et des pratiques agricoles…) ayant eux-mêmes une influence sur le statut

organique des sols. A noter que la variable UCS (unité cartographique de la base de données de sols de France au 1/1 000 000) ne montre qu'une importance faible sur les prédictions, ce qui montre bien que l'échelle du 1/1 000 000, et la complexité des UCS qui en résulte, est relativement peu pertinente pour une prédiction régionale de ce paramètre. La validation croisée sur les données ponctuelles montre des résultats qui sont cohérents avec les prédictions disponibles dans la littérature.

Cette première approche a été réalisée en utilisant les données spatiales disponibles sur l'ensemble de la région. Dans un deuxième temps, nous avons examiné les possibilités de spatialiser les teneurs en carbone des sols en utilisant également des données pédologiques départementales plus précises (bases de données des référentiels Pédologiques au 1/250 000). Les premiers résultats montrent que lorsque l'on change d'échelle et d'étendue géographique, l'ordre des variables explicatives est susceptible de changer, bien que la variable occupation du sol reste presque toujours la plus importante. Les tests de validation croisée ont montré que ces approches départementales étaient plus robustes que celle réalisée régionalement.

Nous avons ensuite porté notre analyse sur la distribution des stocks de C. Pour ce faire, nous avons sélectionné uniquement les profils disposant de mesures de stocks, c'est-à-dire disposant à la fois de mesures de la teneur en carbone et de la masse volumique.

Il est intéressant de noter que lorsque l'on passe en stocks au lieu de teneurs, l'ordre des variables prédictives change, bien que l'occupation du sol soit toujours parmi l'une des plus importantes. Le poids des variables issues de la gammamétrie aéroportée devient prépondérant, en particulier celui du potassium. Il est probable que cette importance traduit à la fois un effet profondeur du sol et un effet granulométrie. Cet effet granulométrie est complexe, dans la mesure où l'on peut observer des teneurs en K élevées dans certains sols argileux, mais également dans des sols à dominante sableuse mais présentant une proportion importante de feldspaths potassiques et de micas. Une analyse similaire aux échelles départementales est en cours. Il est également possible que ces différences de poids des variables prédictives soient liées aux jeux de données différents utilisés. Cette hypothèse est en cours de test. Quoi qu'il en soit, cette analyse montre encore l'intérêt des variables gamma-ray pour la prédiction de la distribution de propriétés de surface des sols.

SESSION 8

PROCESSUS PÉDOGÉNETIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

SESSION 8

PROCESSUS PÉDOGÉNETIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Bilan de matières et pédogénèse à long terme. Les "terres d'Aubues" de Basse Bourgogne

BAIZE Denis

INRA, UR0272 Science du Sol Centre d'Orléans, denis.baize@orleans.inra.fr

Les "terres d'Aubues" sont les sols épais de 10 à 180 cm, non calcaires, développés dans les couvertures résiduelles argileuses qui subsistent en position de plateaux en Basse Bourgogne. Leur étude a débuté en 1971 [1] et s'est prolongée jusqu'à aujourd'hui grâce à des travaux de cartographie à moyennes échelles [3] [4]. Une première synthèse des connaissances a été publiée en 1991 [5].

Ces sols ne sont observés qu'au-dessus de calcaires durs de différents faciès, jamais au-dessus de calcaires tendres ou de marnes. Quatre "types de sols" ont été distingués, organisés en une toposéquence, depuis les sols les plus érodés, en bordure de plateaux ("petites Aubues") jusqu'aux solums les plus épais considérés comme non ou peu tronqués.

Dès 1971 l'homogénéité des "squelettes granulométriques" des solums a été établie, toujours confirmée par la suite. De plus des arguments granulométriques et géochimiques ont témoigné en faveur d'une stricte autochtonie : les particularités de certains calcaires jurassiques se retrouvent dans les "terres d'Aubues" immédiatement sus-jacentes [5].

La morphologie des solums les plus épais est marquée par une forte différenciation texturale et structurale. Des horizons supérieurs limono-argileux (18 à 30 % d'argile) et de teintes claires (horizons E) contrastent avec des horizons profonds argileux ou argileux lourds (45 à 70 % d'argile), de teintes vives orangées ou rougeâtres. L'illuviation verticale de particules argileuses en est la cause principale, attestée par l'abondance des ferri-argilanes qui tapissent la quasi-totalité des faces des micro-agrégats et des tubules dans les horizons profonds, considérés en conséquence comme des horizons BT [2]. Ce transfert de particules fines est intervenu malgré la texture lourde initiale des argiles résiduelles de décarbonatation qui constituent le véritable matériau parental.

Dans le cas des sols les plus épais (150 à 180 cm), un stade ultime d'évolution peut être observé, caractérisé par la destruction des minéraux argileux au sein de la zone de transition entre horizons E et horizons BT. Cette "dégradation morphologique" assez discrète se manifeste à la fois par un déficit d'argile quantifiable et par des décolorations jaunâtres rarement bien visibles dans les fosses. La chronoséquence complète d'évolution des "terres d'Aubues" a pu être reconstituée (cf. figure). Elle est très semblable à celle mise en évidence par Jamagne pour les sols développés dans les limons anciens du Bassin parisien [6] alors que les matériaux parentaux ont des compositions granulométriques et des âges totalement différents et que les phénomènes d'oxydo-réduction, si importants dans le cas des limons anciens, sont absents ou très peu actifs dans le cas des "terres d'Aubues".

Ces sols, certainement très anciens, sont le résultat d'un bilan de matière positif : d'un coté, la libération constante de matières silicatées par dissolution *in situ* des calcaires durs (qui contiennent le plus souvent de 2 à 5 % de fraction non carbonatée) et, de l'autre, des phases sporadiques d'érosion hydrique et l'entraînement continu de particules argileuses dans le réseau karstique.

Un bilan de matières a été établi, basé sur une caractérisation analytique complète d'un site (composition du sol et du calcaire sublithographique sous-jacent). Pour le réaliser, il a fallu poser cinq hypothèses, toutes discutables et qui seront discutées :

* Hypothèse K : le calcaire oxfordien était homogène sur toute l'épaisseur qui a été dissoute (ce que l'on sait sur notre échantillon de roche était vrai pour une épaisseur de X mètres).

* Hypothèse E : là où le sol fait aujourd'hui 1,80 m, il n'y a pas eu d'érosion ni d'apports allochtones. Comme on se situe en position horizontale de plateau, on fera appel uniquement à des processus intervenus sur place, notamment à des transferts verticaux.

* Hypothèse G : les limons (LF + LG = LT) et les sables, principalement constitués de quartz et de feldspaths, sont restés immobiles sur place ; seules les particules < 2 µm ont pu migrer. En outre, les ratios A / LF ou A / LT, tels que quantifiés dans le résidu non carbonaté de la roche calcaire, ont servi de valeurs de référence pour reconstituer les masses des fractions "argiles" libérées au cours du temps.

* Hypothèse D : les masses volumiques des différents horizons sont restées constantes.

* Hypothèse H : le solum a été modélisé sous la forme d'un seul horizon E superposé à un seul horizon BT. Tous les horizons éluviaux sont censés avoir même composition granulométrique et même masse volumique. Idem pour les horizons illuviaux.

Pour estimer l'âge de ces sols, une hypothèse supplémentaire a dû être introduite, relative à la vitesse moyenne de dissolution des calcaires. Au rythme moyen de 0,02 mm/an, l'âge de la partie inférieure du solum serait comprise entre 2,6 et 2,9 millions d'années tandis que l'épaisseur de calcaires à dissoudre a été estimée à environ 55 mètres ! Environ 1600 kg d'argile par m² auraient été perdus (principalement par évacuation dans le karst) soit environ 57 % de la masse libérée initialement par décarbonatation. Les pertes s'élèveraient à 59 % pour le fer, à 98 % pour le cadmium et à 82 % pour le zinc. La perte d'épaisseur du sol par rapport à une accumulation sur place serait d'environ 1 m.

Pour la compréhension des processus pédogénétiques successifs comme pour l'estimation de leurs durées, la difficulté principale résulte des nombreux changements qui ont pu intervenir sur de si longues périodes, par exemple plusieurs phases d'érosion ou des cryoturbations sous climats périglaciaires. Enfin, les conditions climatiques d'aujourd'hui ne sont en rien révélatrices de celles qui se sont succédé depuis la fin de l'ère tertiaire.

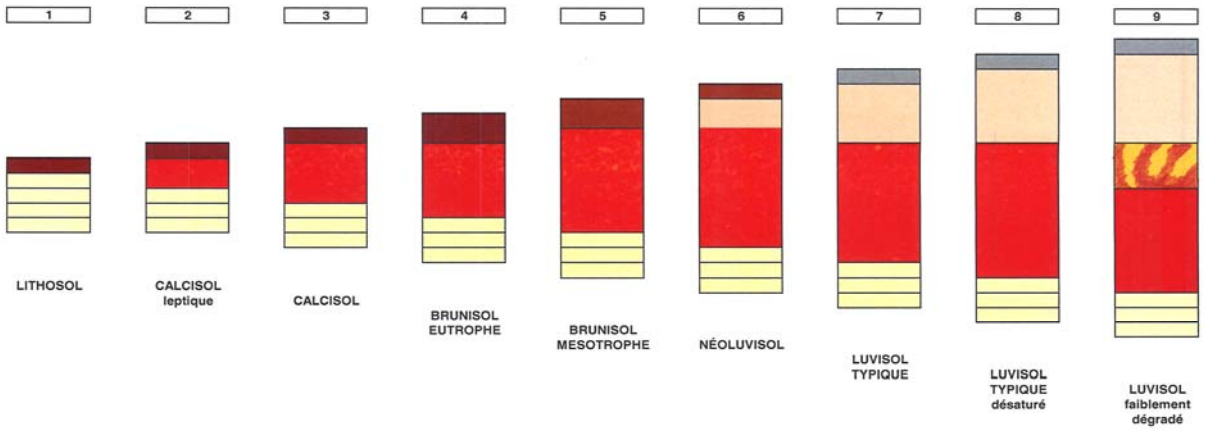


Schéma de la chronoséquence évolutive en absence d'érosion.

Références bibliographiques

[1] Baize D., 1971 - Contribution à l'étude des sols des plateaux jurassiques de Bourgogne. Thèse de 3ème cycle. Paris VI. 146 p. **[2]** Baize D., 1972 - Micromorphologie des "terres d'Aubues" des plateaux de Bourgogne. Bull. AFES n° 1-2, pp. 63-71. **[3]** Baize D., 1980 - Carte pédologique de la France à 1/100 000. Feuille Tonnerre. 143 p. INRA Éditions **[4]** Baize D., 1989 – Typologie des sols de l'Yonne. Les plateaux de Bourgogne. INRA, Orléans. 154 p. **[5]** Baize D., 1991 - Sols et formations superficielles sur calcaires durs dans le sud-est du Bassin Parisien. Première synthèse. Science du Sol, 29, pp. 265-287. **[6]** Jamagne M., 1978 – Les processus pédogénétiques dans une séquence évolutive progressive sur formations limoneuses loessiques en zone tempérée froide et humide. C. R. Acad. Sciences, Paris, 286, série D, pp. 25-28.

Les terres rares : lien entre pédogénèse et fonctionnement hydrique des sols de Guyane ?

FLOCH Anne-Lise[1], STEINMANN Marc[1], FREYCON Vincent[2], BADOT Pierre-Marie[1] et LUCOT Éric[1]

[1] : UMR 6249 Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté, CNRS, 25030 Besançon cedex, anne-lise.floch@univ-fcomte.fr, marc.steinmann@univ-fcomte.fr,
[2] : CIRAD, UR B&SEF, Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers tropicaux, 34398 Montpellier Cedex 5.

Les terres rares (TR) sont un groupe d'éléments traces métalliques (ETM) couramment utilisé en géochimie pour tracer des processus naturels, notamment pour les processus pédogénétiques. Les TR permettent, grâce au fractionnement de leurs spectres de distribution, d'identifier divers processus chimiques (adsorption, complexation…) et biologiques. Ces processus ne régulent pas uniquement le comportement des TR, mais aussi celui de nombreux autres ETM. Avec le pH, le régime hydrique du sol est un des facteurs qui conditionne, le transfert des TR et d'autres ETM vers la biosphère, par le biais de l'activité biologique du sol et de la stabilité des oxyhydroxydes Fe-Mn.

L'objectif de cette étude est d'utiliser les TR pour mieux comprendre l'impact du fonctionnement hydrique et du régime d'ennoyage sur la stabilité des oxyhydroxydes Fe-Mn et les transferts chimiques aux interfaces sol/plante dans la forêt tropicale. En milieu tropical, les cycles biogéochimiques sont plus rapides en raison des précipitations importantes, de l'intensité de l'activité biologique du sol et de la croissance rapide des végétaux. C'est pourquoi les écosystèmes tropicaux sont particulièrement adaptés à l'étude de la biodisponibilité des TR. Nous avons étudié les TR dans les sols de deux toposéquences en Guyane française (BAFOG et Paracou) avec un fonctionnement hydrique global similaire, mais des précipitations annuelles différentes (2500 vs 3000 mm/an). Ces toposéquences sont caractérisées par un drainage latéral superficiel en haut de pente, un système de battement de nappe à mi-pente et une nappe permanente dans les bas fonds (Boulet *et al.*, 1982). Un gradient croissant d'hydromorphie est donc observé entre le haut et le bas de pente.

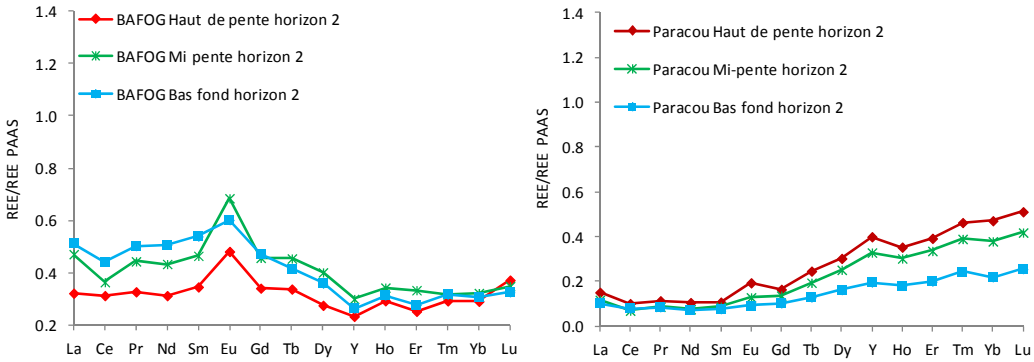


Figure 1 : Spectre des TR normalisées par rapport au PAAS (post-Archean Australian shales, représentatif de la croûte continentale moyenne) des sols (2ème horizon, entre 10 et 40 cm de profondeur selon les sols) du BAFOG (droite) et de Paracou (gauche).

Nos résultats préliminaires montrent que les spectres de TR des sols évoluent selon la position topographique. Cependant cette disponibilité est différente pour les deux toposéquences (fig. 1). A Paracou, les TR lourdes (Dy à Lu) voient leur concentration

diminuer progressivement du haut en bas de la toposéquence (fig.1). Au contraire, au BAFOG, c'est la concentration des TR légères (La à Nd) qui augmente.

Les teneurs en TR dans les sols du BAFOG sont corrélées avec le thorium (fig. 2), qui est un des éléments chimiques le moins soluble (Taylor and Mc Lennan 1985). L'évolution des spectres de TR du BAFOG ne peut par conséquent pas être expliquée par des processus de dissolution et de précipitation.

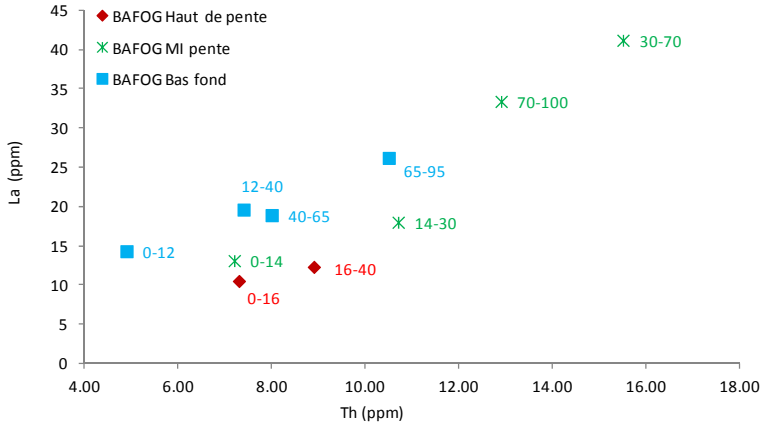


Figure 2 : Variation de la concentration en lanthane (La, ppm) en fonction de la concentration en thorium (Th, ppm) pour les horizons (profondeurs en cm) des trois sols du BAFOG.

Les résultats préliminaires d'analyses granulométriques et d'extractions séquentielles suggèrent que l'évolution des spectres des TR provient d'un lessivage de particules lié au drainage latéral qui semble être différent pour les deux sites. Des analyses complémentaires sont actuellement en cours pour étayer cette hypothèse.

Des travaux antérieurs ont mis en évidence un lien entre la pédogénèse et le fonctionnement hydrique des sols guyanais (Guehl, 1984; Grimaldi et Boulet 1990, Grimaldi *et al.,* 1990). Nos nouveaux résultats permettent maintenant de compléter et d'affiner ces modèles de fonctionnement en intégrant les transferts chimiques. Les connaissances acquises contribueront à une meilleure compréhension des cycles biogéochimiques dans les sols tropicaux, en précisant notamment les mécanismes de transfert des ETM et des TR vers la végétation et vers l'écoulement de surface et souterrain. A l'issue de ce travail, des comparaisons seront entreprises avec des sites en milieu tempéré.

Références

Boulet, R., Humbel F-X., Lucas Y., 1982. Analyse structurale et cartographie en pédologie. Une méthode d'analyse prenant en compte l'organisation tridimensionnelle des couvertures pédologiques. III- Passage de la phase analytique à une cartographie générale synthétique. *Cah ORSTOM, ser Pédol*, XIX (4), 323-351

Grimaldi, M. & Boulet, R., 1990. Relation entre l'espace poral et le fonctionnement hydrodynamique d'une couverture pédologique sur socle de Guyane française. *Cah. ORSTOM, ser. Pédol* 25, 263–275

Grimaldi, M. & Boulet, R., 1990. Relation entre l'espace poral et le fonctionnement hydrodynamique d'une couverture pédologique sur socle de Guyane française. *Cah. ORSTOM, ser. Pédol* 25, 263–275

Guehl J.-M., 1984a. Dynamique de l'eau dans le sol en forêt tropicale humide guyanaise. Influence de la couverture pédologique. *Ann. Sci. For., 41 (2)* : 195-236

Taylor, S.R. & McLennan, S.M., 1985. The Continental Crust: Its Composition and Evolution : An Examination of the Geochemical Record Preserved in Sedimentary Rocks. Blackwell Science Ltd.

Spéciation quantitative du nickel dans les latérites de Nouvelle-Calédonie : Analyse par spectroscopie d'absorption des rayons X (EXAFS)

DUBLET Gabrielle*[1], JUILLOT Farid[1], MORIN Guillaume[1], FRITSCH Emmanuel[1], FANDEUR Dik[1], ONA-NGUEMA Georges[1] et BROWN Jr. Gordon[2,3]

[1]Institut de Minéralogie et de Physique des Milieux Condenses (IMPMC), UMR CNRS 7590, UMR IRD 206, Université Pierre et Marie Curie, Université Paris Diderot, IPGP, 2 Place Jussieu, 75005 Paris, France, gabrielle.dublet@impmc.upmc.fr
[2]Stanford Synchrotron Radiation Laboratory, 2575 Sand Hill Road, Menlo Park, California, 94025, USA
[3]Department of Geological & Environmental Sciences, Stanford University, Stanford CA 94305-2115, USA

Les épaisses couvertures d'altération tropicales de Nouvelle-Calédonie, développées sur des roches ultrabasiques (pauvres en Si mais riches en Mg et Fe), sont exceptionnellement riches en éléments traces métalliques (ETM) d'intérêt économique, et en particulier en Ni. La compréhension des processus gouvernant la redistribution du Ni au cours de l'altération de ces roches représente un enjeu majeur pour la recherche de nouveaux gisements, mais aussi pour la compréhension du cycle biogéochimique de Ni dans l'environnement calédonien. En effet, cet élément présente des risques potentiels de dissémination vers les écosystèmes littoraux (mangrove et lagon) du fait de l'érosion des massifs minéralisés. Bien que ces gisements latéritiques aient déjà fait l'objet de plusieurs études [1] [2] [3], la minéralogie fine de Ni et son évolution lors de l'altération reste encore mal quantifiée à l'échelle des profils d'altération qui peuvent atteindre plus de 60 m d'épaisseur..

L'étude présentée porte sur un régolithe latéritique développé sur les roches ultrabasiques (péridotites) du Massif du Koniambo (Province Nord de la Nouvelle-Calédonie). Les analyses chimiques et minéralogiques ont permis de définir trois grandes unités pédo-lithologiques cohérentes avec les profils d'altération latéritique classiquement observés. La base est constituée par la roche-mère (péridotite), riche en olivine, pyroxène et serpentine. Au-dessus, se trouve la saprolite, riche en serpentine et oxyhydroxydes de fer (goethite). Enfin la latérite riche en oxyhydroxydes de fer (principalement goethite, mais également hématite), constitue la partie supérieure du profil. La répartition chimique de Ni témoigne d'un enrichissement de cet élément dans la saprolite, puis d'un appauvrissement progressif au cours de stades les plus poussés d'altération (latéritisation).

Pour comprendre le comportement cristallochimique de cet élément et les différentes étapes de son enrichissement au cours de la latéritisation, une analyse quantitative de la spéciation de Ni le long du profil d'altération a été réalisée. La méthodologie adoptée a consisté en une analyse par spectroscopie d'absorption des rayons X sur rayonnement synchrotron (EXAFS). Les données expérimentales ont été acquises en mode fluorescence à l'aide d'un détecteur 30 éléments et à basse température (10K) sur la ligne 11.2 du Stanford Synchrotron Radiation Laboratory (SSRL, Californie, USA). L'analyse des spectres EXAFS des échantillons collectés à différentes profondeurs le long du profil a été réalisée par décomposition linéaire à l'aide des spectres EXAFS de références synthétiques ou naturelles de minéraux porteurs de Ni [4].

Les résultats obtenus [5] indiquent que Ni est progressivement redistribué depuis les minéraux primaires (olivine, pyroxène et serpentine) vers des générations successives de minéraux secondaires de type phyllosilicates, oxydes de manganèse (asbolane/lithiophorite) et goethites. L'étude détaillée des associations de Ni avec ces différents minéraux apporte des informations essentielles sur leur rôle respectif vis-à-vis du comportement de cet élément au cours de la différenciation latéritique. Ainsi, l'analyse de la distribution de Ni dans les feuillets des phyllosilicates primaires et secondaires suggère des épisodes successifs d'altération de la roche-mère vers la saprolite. La localisation d'oxydes de manganèse nickélifères principalement à l'interface latérite/saprolite soulève la question du rôle exact de ces phases minérales dans le piégeage de Ni au cours de la différentiation du régolithe latéritique étudié. Enfin, la présence ubiquiste des goethites nickélifères le long du profil d'altération souligne le rôle majeur de cette espèce minérale au cours de ce processus.

Références

1. Trescases, J.J., L'évolution géochimique supergène des roches ultrabasiques en zone tropicale: formation des gisements nickélifères de Nouvelle-Calédonie, in *Mémoire ORSTOM 78, Paris, France*. 1975.
2. Manceau, A. and Calas, G., Heterogeneous distribution of nickel in hydrous silicates from New Caledonia ore deposits. *American Mineralogist*, 1985. 70**,** 549-558.
3. Llorca, S. and P. Monchoux, Supergene cobalt manganese minerals from New Caledonia. *Canadian Mineralogist*, 1991, 29, 12.
4. Ostergren, J. D., G. E. Brown, *et al.* "Quantitative Speciation of Lead in Selected Mine Tailings from Leadville, CO." Environmental Science & Technology 1999**,** 33(10), 1627-1636.
5. Dublet G., Juillot F., Morin G., Fritsch E., Fandeur D., Ona-Nguema G., Brown Jr G.E. Ni speciation along a lateritic regolith from New Caledonia: a quantitative investigation by X-ray absorption spectroscopy. In preparation.

Minéralogie de sol ferralitique sous influence d´eucalyptus

BORTOLUZZI Edson C.[1], MOTERLE Diovane F.[2], RHEINHEIMER, Danilo S.[2], KORCHAGIN Jackson[1], SANTOS Daniela B.[1] et CANER Laurent[3]

[1] : Faculté d´Agronomie et de Médicine Vétérinaire, Université de Passo Fundo Brésil, BR 285 km 171 Passo Fundo, Rio Grande do Sul, Brésil, edsonb@upf.br, 94064@upf.br, agro_daniela@yahoo.com.br
[2] : Département de Sol, Université Fédéral de Santa Maria, Santa Maria, diovanemoterle@gmail.com, danilo.rheinheimer@pq.cnpq.br
[3] : Université de Poitiers, Poitiers, France, laurent.caner@univ-poitiers.fr

Introduction

Les sols changent les propriétés physico-chimiques selon leur usage et gestion adoptées. Les changements des propriétés sont aussi plus importants que la durée et la magnitude des contraintes engendrées aux sols. Les grandes exportations de biomasse végétale et par conséquence des éléments chimiques nutriments, lié aux pratiques de amendement insuffisantes, accélère les altérations des propriétés des sols. La mise en culture de sols peu altérés, par des espèces agressives engendre des modifications au niveau de la minéralogie des argiles. Les sols ferralitiques du centre du Brésil (Cerrado), à grand majorité sont constitués par des oxydes de fer et d´aluminium. En revanche, les sols ferralitiques placés plus au sud du Brésil se présentent moins altérés et peuvent présenter des changements plus importants lors de la mise en culture, car présentent une plus grande diversité minéralogique.

L´objective de ce résumé, est donc, de mettre en lumière l´hypothèse d´un possible changement de la minéralogie des argiles d´un sol ferralitique mise en culture par des eucalyptus depuis 40 ans tout en comparant avec un site cultivé par des plantes annuelles (soja, blé, maïs) sous système semis direct.

Matériel et méthodes

Un sol ferralitique (Latossol Rouge dystrophique humique) a été prélevé sur deux sites proches : l´un sous la culture d´eucalyptus à plus de 40 ans et l´autre sous système semis direct en ayant des cultures annuelles. Des échantillons de sol ont été prélevés : i) R1 : autour des racines d´eucalyptus ; ii) R30 : à 30 centimètres des racines et ; iii) C1 : à la profondeur correspondante mais sur le champ des cultures annuelles.

Les échantillons ont été caractérisés aux plans chimique et physique, aussi bien que sur le plan minéralogique. Les limons et les argiles ont été extraits suite à la destruction des matières organiques (H_2O_2 30% *v/v*), une dispersion chimique-mécanique à l´aide de hexametaphosphate de Na sous agitation, puis une sédimentation. Les argiles ont été soumises à la saturation au Ca et au K, ensuite des dépôts orientés d´argiles ont été placés sur des lames et soumises au séchage à 25 ^{o}C, à la saturation avec glycérol et aux chauffages à 350 et 550 ^{o}C. Les spectres de rayons X ont été acquis à l´ aide d´un diffractomètre, modèle D8 Brucker (Cu-Kα, 40 kv e 20 mA). Ensuite, les spectres de rayons X ont été modélisés, et la surface des courbes correspondante à la réfection *001* de chaque argile a été calculée à l´aide d´un logiciel de déconvolution de spectre (Origin® program v 6.0). Cette démarche a permis d´avoir une quantification relative de chaque argile dans l´échantillon (Hughes *et al*., 1994).

Résultats et discussion

Les données chimiques et physiques montrent clairement les différences entre le site sous eucalyptus et sous cultures annuelles (données non présentées). Le sol sous eucalyptus est plus acide, avec une garniture cationique moins importante, cependant avec plus de H^+ et Al^{3+}, ceux qui résulte en une capacité d´échange cationique potentielle plus importante. Par rapport au phosphore et à la matière organique, le sol sous eucalyptus présent aussi des taux plus importants que le sol sous culture, sur la même profondeur. Ceci démontre que autour des racines d´eucalyptus le sol est d´une partie moins riche au plan cationique, par contre plus riche en ce qui concerne la matière organique, expliquant aussi le taux de P plus important.

La Figure 1 montre les spectres de rayons X modélisés. La modélisation a une très bonne correspondance, plus de 97%, vis-à-vis les courbes expérimentales des rayons X. On peut voir les réflexions à d=1,4 nm et d=0,72 nm, qui correspondent aux familles des argiles vermiculite avec hydroxyde-Al inter feuillets (VHI) et kaolinite (Kao) (Brindley & Brown, 1980). La proportion relative des deux minéraux dans les sols, VHI et Kao, est respectivement 32% et 68% pour le site sous cultures annuelles et 38 et 61% pour le site sous eucalyptus. Ces données suggèrent qui le site sous eucalyptus maintient plus des minéraux 2:1 avec l´Al inter feuillets que de kaolinite. Il est probable que la condition plus acide de ce site, permet le maintien d´une argile plus stable (VHI) au point de vue thermodynamique dans les conditions de sol ferralitique au sud du Brésil. Ceci peut aussi y expliquer l´absence de oxydes d´Al (du type gibbsite), trouvés plus au nord du pays.

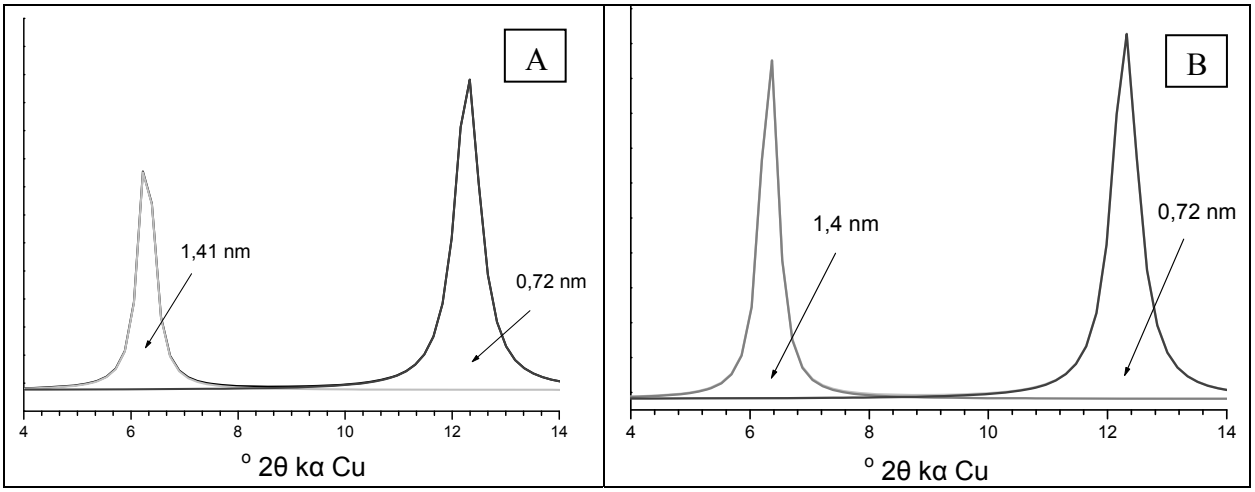


Figure 1. Spectres de rayons X modélisés des échantillons d´argile des sols sous deux sites: A) cultures annuelles ; B) autour des racines d´eucalyptus.

Conclusion

L´altération des sols sous eucalyptus depuis 40 ans a été mis en évidence par cette étude. Les conditions chimiques du sol, notamment l´acidité et la haute teneur en H+Al ont joué un rôle sur la conservation d'argile du type vermiculite en détriment de la formation de kaolinite et de gibbsite.

Références

BRINDLEY, G.W. & BROWN, G. Crystal structures of clays minerals and their X-ray identification. London, Mineralogical Society, 1980. 495p. (Monograph, 5)

HUGHES, R.E., MOORE, D.M. & GLASS, H.D. Qualitative and quantitative analysis of clay minerals in soils. Pp. 330_359 in: Quantitative Methods in Soil Mineralogy (Jon M. Baterls, editor), Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. 1994.

45 ans pour former de la smectite dans des Anthroposols minier

JOUSSEIN Emmanuel[1], SOUBRAND Marilyne[1] et CANER Laurent[2]

[1] : Université de Limoges, GRESE « Groupement de Recherche Eau Sol et Environnement » EA 4330, Faculté des Sciences et Techniques, 123 avenue Albert Thomas, 87060 Limoges cedex, emmanuel.joussein@unilim.fr
[2] : Université de Poitiers, IC2MP UMR 7285, 4 rue Michel Brunet, B27, 86022 Poitiers, France.

Introduction

Les sites et sols pollués par des contaminants métalliques représentent une des problématiques majeures au regard de deux siècles d'activité industrielle, cependant, la problématique environnementale ne fait l'objet d'une prise de conscience que depuis seulement deux décennies. Généralement les sites miniers présentent des caractéristiques spécifiques du point de vue chimique ou minéralogique. En effet, ces sols présentent généralement soit des pH très acides ou basiques, riches en contaminants inorganiques métaux et métalloïdes, et des matériaux broyés à une granulométrie fine. Ces caractéristiques relativement extrêmes (pH 3 voir moins) augmentent les interactions et la réactivité des phases lors des premiers stades d'altération et ceci en un temps relativement court.

Le but de ce travail est d'étudier un ancien site minier à l'abandon du point de vue de la pédogénèse et de la minéralogie des argiles afin de (i) de mettre en évidence les premiers stades de la pédogénèse et (ii) de caractériser les évolutions des argiles en un temps très court (45 ans).

Matériels et méthodes

Le site d'étude est un bassin de décantation d'une ancienne mine d'or située dans le Massif central. Ce site présente une superficie de 1 ha délimité par des murs étanches. Le site n'a subi aucune activité depuis la cessation de la concession : aucun apport ou activité anthropique a été effective sur le bassin depuis 1964. De ce fait les durées maximales de pédogénèse sont connues et datées. Ce site étant directement lié à l'extraction et traitement du minerai d'or, le bassin présente une contamination pluri-élémentaire (As, Pb, Sb, Zn…) avec des concentrations très importantes de l'ordre du pourcent pour l'arsenic et le plomb par exemple.

Plusieurs profils de sol ont été effectués, décris et chaque horizon a été prélevé puis caractérisé selon les méthodes classiques (granulométrie, Corg, CEC, pH, bases échangeables, extractions CBD, et extractions chimiques partielles…). La minéralogie a été réalisée par diffraction des rayons X sur poudres et lames orientées pour les minéraux argileux (naturel et traité EG).Les analyses chimiques des minéraux ont été réalisées par MEB-EDS et microsonde électronique sur chacun des horizons sur différentes fractions granulométriques (e.g. <2mm, <2µm).

Discussion et conclusion

1) Développement d'anthroposols

Les résultats obtenus montrent clairement le développement d'horizons de sols sur le bassin de décantation en seulement 45 ans. La texture est à dominance sablo argileuse. Ces sols sont peu épais, acides (pH 4) avec une faible CEC et une garniture cationique dominée par le calcium. D'après le Référentiel pédologique français, les sols étudiés sont caractérisés comme anthroposols. Par conséquent, 45 ans ont été suffisant pour obtenir une pédogénèse active et la genèse d'horizons A et C. Les bilans géochimiques mettent en évidence une diminution de As, Sb et Pb vers la surface alors que les éléments majeurs reste relativement

stables, mettant ainsi en évidence un lessivage des éléments métalliques et métalloïdes.

2) Evidence de la formation de smectite

L'assemblage minéralogique est le même pour les deux profils de sols étudiés. La caractérisation des minéraux argileux (<2µm) par diffraction des rayons X a permis de mettre en évidence la formation de smectite dans les horizons de surface. L'intensité du pic de smectite augmente avec la surface suggérant l'augmentation de la proportion de ce minéral. Comme l'état initial est daté, 45 ans ont donc été suffisants pour obtenir de la smectite. Les résultats obtenus par MEB-EDS et par microsonde électronique sont en accord avec de la transformation plutôt que de la néoformation comme déjà mis en évidence dans des contextes différents (e.g. micropodzols). L'utilisation de la décomposition des diffractogrammes de rayons X est en accord avec les résultats et permet de quantifier les transformations mises en évidence du fait que les sols se sont développés sur le même matériau (donc les intensités relatives sont liées aux variations de proportion).

L'ensemble des résultats seront discutés en terme d'évolution pédogénétique et transformation de minéraux argileux dans un temps très court due à ces systèmes spécifiques très réactifs (pH, taille des particules, végétation…).

Dégradation morphologique et agriculture : bilan de 10 années de pédogénèse quantitative

MONTAGNE David[1], COUSIN Isabelle[2] et CORNU Sophie[3]

[1] : UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures, INRA-AgroParisTech, Avenue Lucien Brétignières F-78 850 Thiverval-Grignon, david.montagne@agroparistech.fr
[2] : UR 0272 Science du Sol, INRA, 2163 Avenue de la Pomme de Pin CS 40001 Ardon 45075 Orléans cedex 2, isabelle.cousin@orleans.inra.fr
[3] : UR 1119 Géochimie des Sols et des Eaux, INRA, Europôle de l'Arbois Bâtiment Laennec BP 80 13 545 Aix-en-Provence cedex 4, sophie.cornu@aix.inra.fr

1. Introduction

Les cinétiques des principaux processus pédogénétiques sont encore relativement peu connues du fait des difficultés de leur datation (Cornu *et al*., 2009), de la rareté et de la faible représentativité des chronoséquences disponibles (Huggett, 1998). Approchée à défaut à partir de l'âge des sols, l'évolution des sols est considéré comme un phénomène lent justifiant de considérer le sol comme stable pour des pas de temps de l'ordre de quelques décennies. Les changements récents d'occupation du sol ou les aménagements agricoles de type drainage permettent de concevoir des chronoséquences sur de tels pas de temps et ainsi de mieux caractériser la cinétique des principaux processus pédogénétiques.
Ce travail a ainsi pour objectif i) de contribuer à l'amélioration des connaissances sur la cinétique du phénomène de dégradation morphologique et ii) de quantifier l'impact de la mise en culture et de certains aménagements et pratiques agricoles sur son intensité. Le phénomène de dégradation morphologique – perte de minéraux argileux et d'oxy-hydroxydes de Fe – a été choisi car c'est un des plus répandus à l'échelle mondiale et car il semble particulièrement sensible au mode d'occupation des sols et aux pratiques agricoles. La démarche proposée repose sur des méthodes classiquement utilisées dans l'étude de la pédogenèse à savoir i) un échantillonnage en séquence orientée selon le facteur étudié, les autres étant gardés constants et ii) une modélisation du phénomène de dégradation morphologique à l'aide de bilan de masse. L'originalité de ce travail réside dans la nature du facteur étudié, le mode d'occupation du sol et les pratiques agricoles sur des pas de temps courts et dans la quantification de l'intensité des processus à partir d'une quantification par analyse d'image des traits pédologiques associés.

2. Matériel et méthodes

L'anthropo-séquence étudiée est constituée de six profils de LUVISOLS DÉGRADÉS échantillonnés dans le Gâtinais de l'Yonne dans une parcelle cultivée chaulée, amendée en matière organique et drainée en 1988. Les profils de sol ont été échantillonnés pour différentes distances à un drain : -300 et -60 cm pour la partie gauche et 60, 110, 210 et 400 cm pour la partie droite, la position du drain étant prise pour origine. Un profil de sol supplémentaire a été échantillonné dans la parcelle sous forêt adjacente afin de servir de témoin. Leur mode d'occupation est inchangé depuis environ 200 ans.
Les sols présentent l'horizonation classique Ae/E/Eg/BTgd sous forêt et LE/Eg/BTgd sous culture avec des horizons E blanchis se prolongeant en langues et/ou interdigitations dans les horizons BT de couleur ocre. Ces deux horizons présentent de nombreuses ségrégations et concrétions de couleur noire. Cette juxtaposition complexe de volumes de sols aux couleurs contrastées est appelé E&BT lorsque l'horizon E est majoritaire et BTgd dans le cas contraire.
Pour chacun des 7 profils de sol i) l'abondance relative des différents volumes de sol caractérisés par leur couleur a été quantifiée par analyse d'image dans les horizons E&BT et BTgd (Montagne *et al*., 2007), ii) les différents volumes de sol des deux horizons ont été sélectivement triés, les concentrations en fraction < 2 µm, en Fe et en Mn mesurées et leur

minéralogie caractérisée par couplage entre extractions chimiques séquentielles et DRX (Montagne *et al*., 2008), et iii) ces données ont été intégrées dans une modélisation par bilan de masse (Montagne, 2006; Montagne *et al*., 2008). Pour différents profils prélevés dans la parcelle cultivée, i) les propriétés hydriques ont été mesurées (Frison *et al*., 2009). Enfin, pour le profil sous forêt et le profil cultivé en position d'inter-drain, les fronts de transformations entre volumes dégradés et volumes résiduels ocre ont fait l'objet d'une cartographie multi-élémentaire par microfluorescence X et la chimie des nappes temporaires (pH, Eh, concentrations en Fe et Mn) ponctuellement analysée (Cornu *et al*., 2007).

3. Résultats

La mise en culture des sols a provoqué une diminution significative de la vitesse du phénomène de dégradation morphologique, les pertes en fraction < 2 µm et en Fe passant de respectivement environ 40 et 50 % des stocks initiaux sous forêt à environ 15 et 20 % pour des distances au drain supérieures à 2 m. Cette diminution a été attribuée au chaulage, l'augmentation du pH étant à l'origine d'une plus grande stabilité des oxy-hydroxydes de Fe lors des phases d'engorgement du sol. Le processus de dégradation morphologique sous forêt apparaît ainsi favorisé par la réduction des oxy-hydroxydes de Fe.

A l'inverse, le drainage par tuyaux enterrés s'est traduit par une augmentation de la vitesse du processus de dégradation morphologique, les pertes de fraction < 2 µm et de Fe représentant entre 50 et 60% des stocks initiaux à la position 60 cm. La dégradation morphologique induite par le drainage semble ainsi principalement due au processus d'éluviation.

La comparaison des profils prélevés de chaque côté du drain a mis en évidence des évolutions de nature similaire mais d'intensité variable en fonction non seulement de la distance au drain mais aussi de variations des conditions initiales. L'évolution de la structure du sol à la position 60 cm en réponse à l'augmentation de l'intensité du processus d'éluviation s'est traduite par une augmentation des quantités et de la vitesse des flux d'eau. De telles évolutions sont favorables à une nouvelle augmentation de l'intensité du processus d'éluviation et donc de la structure du sol. Il existe ainsi une boucle de rétroaction positive entre éluviation et structure du sol. Celle-ci est à l'origine de la différenciation croissante des sols observée à l'échelle métrique. Cette différenciation est ainsi sensible aux variations des conditions initiales et elle augmente dans le temps. Ces deux caractéristiques sont typiques des processus déterministes et non linéaires, aussi appelés chaotiques.

3. Conclusion

Les résultats présentés ici mettent en évidence la rapidité de certains processus pédogénétiques et leur capacité à induire sur des échelles de temps générationnelle une évolution significative des sols. La gestion durable de la ressource sol nécessite de connaître et prédire les évolutions induites par tout changement des conditions environnementales. La modélisation de l'évolution des sols pourrait s'avérer une voie intéressante mais elle nécessitera de prendre en compte : i) les évolutions de la structure des sols en ce qu'elle influe significativement sur la nature et l'intensité des processus pédologiques et ii) de nombreux processus élémentaires d'intensité et de vitesse variable pour rendre compte de la genèse d'une même propriété macroscopique.

Références

Cornu, S., Montagne, D., Maguin, F., Le Lay, C., Chevallier, P., Cousin, I., 2007. Influence of human impacts on Albeluvisol analysed by X-ray microfluorescence: Relative evolution of the transforming front at the tongue scale. Science of The Total Environment 377(2-3), 244-254.

Cornu, S., Montagne, D., Vasconcelos, P.M., 2009. Dating constituent formation in soils to determine rates of soil processes: A review. Geoderma 153(3–4), 293-303.

Frison, A., Cousin, I., Montagne, D., Cornu, S., 2009. Soil hydraulic properties in relation to local rapid soil changes induced by field drainage: a case study. European Journal of Soil Science 60(4), 662-670.

Huggett, R.J., 1998. Soil chronosequence, soil development, and soil evolution: a critical review. Catena 32, 155-172.

Montagne, D., 2006. Impact de la mise en culture et du drainage sur l'évolution récente des sols : cas des Luvisols Dégradés de l'Yonne, Université d'Orléans, Orléans, 252 pp.

Montagne, D., Cornu, S., Forestier, L.l., Hardy, M., Josiere, O., Caner, L., Cousin, I., 2008. Impact of drainage on soil-forming mechanisms in a French Albeluvisol: input of mineralogical data in mass-balance modelling. Geoderma 145(3/4), 426-438.

Montagne, D., Cousin, I., Le Forestier, L., Daroussin, J., Cornu, S., 2007. Quantification of soils volumes in the Eg&Bt-horizon of an Albeluvisol using image analysis. Canadian Journal of Soil Science 87, 51-59.

SESSION 8

PROCESSUS PÉDOGÉNETIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

AFFICHES

Sous-session outils et indicateurs

Le facteur d'enrichissement : indicateur local des processus pédologiques influençant la distribution naturelle des métaux dans les sols

NEEL Catherine[1], SOUBRAND Maryline[2] et BRIL Hubert[3]

[1] : CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, 8-10 rue B. Palissy 63017 Clermont-Ferrand Cedex 2, France, catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr
[2] : Faculté des Sciences et Techniques, Université de Limoges, Groupement de Recherches Eau Sol Environnement, 123 av. A. Thomas 87060 Limoges Cedex, France. marilyne.soubrand@unilim.fr, hubert.bril@unilim.fr

1. Introduction

L'une des problématiques du diagnostic environnemental est de permettre l'évaluation des facteurs influençant la qualité des sols, notamment leur teneur en éléments traces métalliques (ETM) potentiellement toxiques. En l'absence de connaissances du fond pédo-géochimique naturel local ou d'un état de référence du sol, les valeurs absolues des teneurs totales restent peu indicatrices de l'état du sol. Il existe en effet des situations naturelles pour lesquelles les sols présentent des teneurs élevées en ETM par rapport à la moyenne nationale des sols agricoles. Le facteur d'enrichissement (FE) s'est avéré être un indicateur local et spatial pertinent des contaminations des sols en surface (Bourennane *et al*., 2009). Une valeur supérieure à 2 indiquerait un apport d'origine anthropique. L'intérêt de l'indicateur FE est qu'il permet aussi d'identifier les horizons de sol dans lesquels les éléments chimiques ont tendance à s'accumuler ou au contraire à être mobilisés.

L'objectif de cette étude est d'évaluer si le FE peut également permettre l'identification des processus pédologiques gouvernant la distribution naturelle des ETM dans les sols.

2. Matériels et méthodes

2.1- Sites d'étude (Tableau 1)

Le Limousin est la région française qui présente la plus grande surface d'affleurement de diorites (Dejou *et al*. 1972). Celles-ci sont réparties sur 15 massifs d'extension kilométrique. En climat tempéré humide, ce type de roche a donné lieu à une grande variété de types de sol, selon le contexte. Trois types de sols différents ont été comparés. Ils sont développés sur une arène dioritique de même composition minéralogique et de degré d'altération similaire (selon l'indice de Parker, cité dans Dejou *et al*., 1972), mais issue de diorites de texture différente (microgrenue à porphyrique).

site	LB (le Breuil)	MD (Madeiras)	LUB (Lubersac)
Commune **(Dpt)**	St-Martin-le Vx **(87)**	St-Hillaire Bonneval **(87)**	Lubersac **(19)**
Massif de diorite	Burgnac	St-Jean de Ligoure	Lubersac
Couvert végétal et usage du sol	Taillis neutrocline (chênes – charmes)	Bois de friche avec passage de vaches (chênes – frênes - houx)	Grandes cultures (blé / maïs, pois)
Régime hydrique	Péri-aquique	Udique	Udique à xérique
Type de sol	Luvisol hydromorphe	Brunisol	Arénosol ocre
Processus dominant	Lessivage des particules fines	Acidification, Brunification	Altération physique, Oxydation

Tableau 1 : présentation des 3 profils de sols étudiés sur diorite du Limousin.

Parmi les roches magmatiques et basiques à l'origine de sols naturellement anomaliques en ETM, les diorites présentent des teneurs modérées à faibles en Ni, Cu et Pb (6-30 mg/kg), Cr (15-50 mg/kg), et Zn (90-140 mg/kg).

2.2- Analyses de sols

Les échantillons de chaque horizon de sol ont été prélevés au droit des fosses pédologique. Outre les paramètres pédologiques (couleur, CEC, pH, %MO, C/N…), les teneurs totales en

éléments chimiques de chaque horizon ont été déterminées par ICP-AES (éléments majeurs) et ICP-MS (éléments traces) après fusion alcaline au $LiBO_2/Li_2B_4O_7$ (CRPG, Nancy). Des lames minces ont été réalisées pour les trois types de diorites et chaque horizon de sol. Les minéraux ont été identifiés puis analysés par microscopie électronique (SEM-EDS Philips XL-30; 15 à 30 kV, SERMIEL, Université de Limoges) et leur composition en ETM a été mesurée selon une méthode spécifique (Fialin *et al*., 1999) à la microsonde électronique (CAMECA SX-50- détecteur WDS, CAMPARIS- Université Paris VI).

2.3- Calculs des facteurs d'enrichissement (FE)

Le facteur d'enrichissement est le ratio entre la teneur en un élément dans un horizon donné et celle mesurée dans le niveau de référence (ici la saprolite), normalisé par les teneurs en aluminium considéré comme élément invariant. Il a en effet été vérifié que les processus pédogénétiques n'ont pas modifié les rapports [ETM / Al] dans les 3 pédons étudiés.

3. Résultats et discussion

Les analyses minéralogiques ont permis d'identifier les minéraux porteurs du Cr (oxydes Fe,Ti : rutile et ilménite) et du Zn (amphiboles). Les évolutions des facteurs d'enrichissement (FE) en fonction de la profondeur traduisent les différences de mécanismes pédogénétiques maquant les trois pédons. Ils mettent en évidence pour le profil MD, l'effet de l'acidité dans la mobilité de Cr et pour LUB l'influence de l'oxydation dans son accumulation (Figure 1).

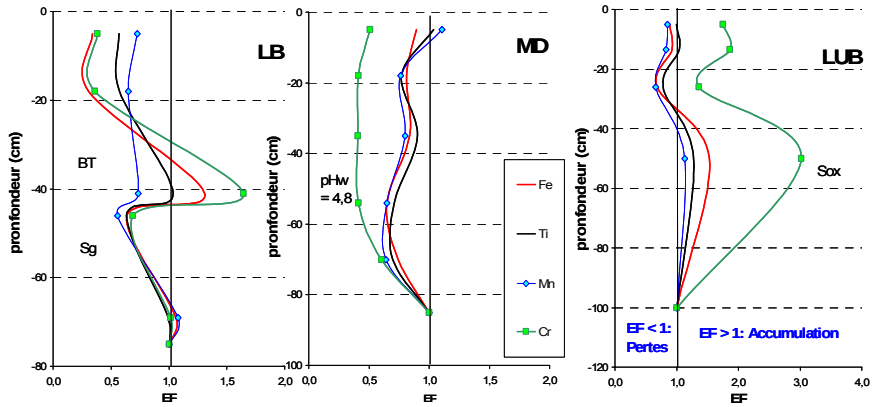


Figure 1 : Profil de FE obtenus pour FE, Ti, Mn et Cr pour les trois pédons analysés sur diorites.

Pour LB, le processus dominant (transport particulaire et accumulation des fines) a été confirmé par les observations microscopiques. Dans tous les cas, l'indicateur FE s'est avéré pertinent non seulement pour identifier les éléments majeurs associés à chaque ETM (ex. Fe, Ti et Mn pour le chrome) mais aussi pour fournir des informations quantitatives que des calculs de bilans isovolumiques ont permis de vérifier, notamment au niveau des horizons profonds des trois pédons étudiés (Tableau 2).

	LB (le Breuil)	**MD** (Madeiras)	**LUB** (Lubersac)
Fe	-46%	-40%	-32%
Ti	-53%	-40%	-36%
Cr	-18%	-17%	+34%

Tableau 2 : variations de masse par m² entre la roche et la saprolite (- : perte / + : gain)

Références

Bourennane *et al*. (2009) Le facteur d'enrichissement : un indicateur local et spatial de la contamination anthropique des sols. *Journées d'Etude des Sols, 11-15 mai, Strasbourg.*

Dejou J. *et al*. (1972). Evolution superficielle des diorites dans les régions tempérées humides. Essais de bilans géochimiques à l'aide d'exemples choisis en Limousin. dans les diorites du Limousin. C.r. Ac. Sc., 275-D, n° 22, 2455-2458.

Fialin, M., *et al*. (1999). Trace element analysis with the electron microprobe: New data and perspectives. American Mineralogist, 84: 70 - 77.

Caractérisation magnétique et minéralogique des oxydes Fe-Cr dans des sols développés sur serpentinites en climat tempéré

HOREN Hélène[1], SOUBRAND Marilyne[2], KIERCZAK Jakub[3], JOUSSEIN Emmanuel[2] et NEEL Catherine[4]

[1] : Dynamique des Systèmes Anthropisés, JE 2532, Université de Picardie Jules Verne, UFR de Sciences 33, rue St Leu 80000 AMIENS, helene.horen@u-picardie.fr
[2] : Université de Limoges, Groupement de Recherches Eau Sol Environnement, 123 av. A. Thomas 87060 Limoges Cedex, France.
[3] :Université de Wroclaw, Institut Nauk Geologicznych Cybulskiego 30, 50-205 Wrocław, Pologne
[4] : CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, 8-10 rue B. Palissy 63017 Clermont-Ferrand Cedex 2, France

Introduction

La minéralogie magnétique des sols développés sur serpentinites résulte de l'histoire complexe du matériel parental et des conditions de pédogenèse. Selon leur degré d'altération, les spinelles chromifères forment des magnétites secondaires, des magnétites chromifères ou encore des Cr-Fe chromites (ferri-chromites). Ces différentes phases peuvent être caractérisées par leurs propriétés magnétiques. Dans ce travail, nous présentons la minéralogie magnétique de sols sur serpentinites du Limousin et de Pologne afin de caractériser les processus d'altération affectant les phases primaires. Les données magnétiques seront ensuite comparées aux comportements géochimiques du fer et du chrome dans les différents profils étudiés.

Matériels et méthodes

Trois profils de sol développés sur serpentines ont été étudiés (La Flotte, Bettu, Szklary). Les deux premiers se situent dans le Limousin et le dernier se trouve en Basse Silésie en Pologne. Nous avons prélevé 5 sous-échantillons par horizon ainsi que pour la roche parentale. La susceptibilité magnétique globale est mesurée sur un KLY3 (Jelinek). Un sous-échantillon par horizon et roche est également utilisé pour réaliser une courbe thermomagnétique grâce à un four CS3 (Jelinek) couplé avec le KLY3. Les bilans géochimiques en fer et en chrome ont été réalisés par comparaison des teneurs de ces éléments de chaque horizon de sol avec celles des serpentinites selon le calcul suivant : % variations géochimiques = (teneur $_{sol}$ – teneur $_{roche}$)*100 / teneur $_{roche}$. Pour comparer les données magnétiques aux bilans géochimiques, les susceptibilités moyennes par horizon sont comparées à la roche selon le même calcul.

Résultats et discussion

La figure 1 montre que les profils de sols se caractérisent par une diminution marquée de K vers la surface pour la Flotte, une légère diminution pour Szklary mais avec une augmentation notable du signal pour Bettu. Les bilans géochimiques montrent des tendances comparables pour le fer : des pertes importantes pour la Flotte, une diminution faible pour Szklary et un enrichissement dans le profil de Bettu. Les bilans géochimiques du chrome suivent celui du fer pour Bettu et dans une moindre mesure pour le profil de Szklary, par contre une évolution distincte du fer et du chrome est observée pour le profil de sol de la Flotte.

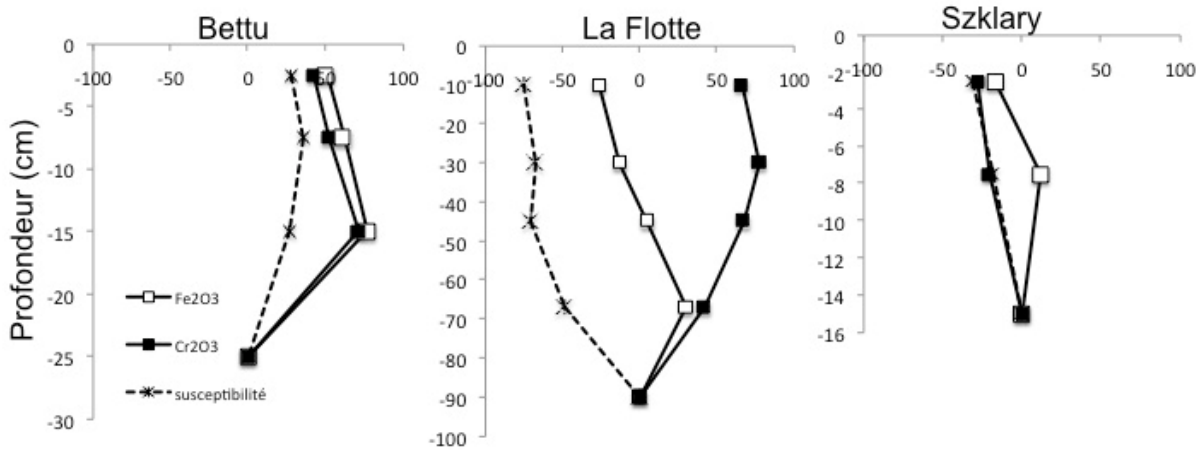


Figure 1 : Susceptibilité magnétique et bilans géochimiques des profils exprimés en %.

Les courbes thermomagnétiques des roches parentales et des horizons A sont représentées dans la figure 2. Les courbes thermomagnétiques des roches parentales (courbes noires) mettent en évidence une minéralogie primaire différente pour la Flotte que pour les deux autres sites. Les serpentinites de Bettu et de Szklary montrent une signature de magnétite avec une température de Curie voisine de 580°C. Dans le cas de la serpentinite de La Flotte, la courbe montre nettement deux phases magnétiques : la température de 580°C atteste de la présence de magnétite, une autre phase est caractérisée par un pic dès 130° et témoigne de la présence de ferri-chromites issues d'une altération modérée des spinelles chromifères lors de l'histoire hydrothermaleet qui ont pu être aussi observées en microscopie électronique à balayage.

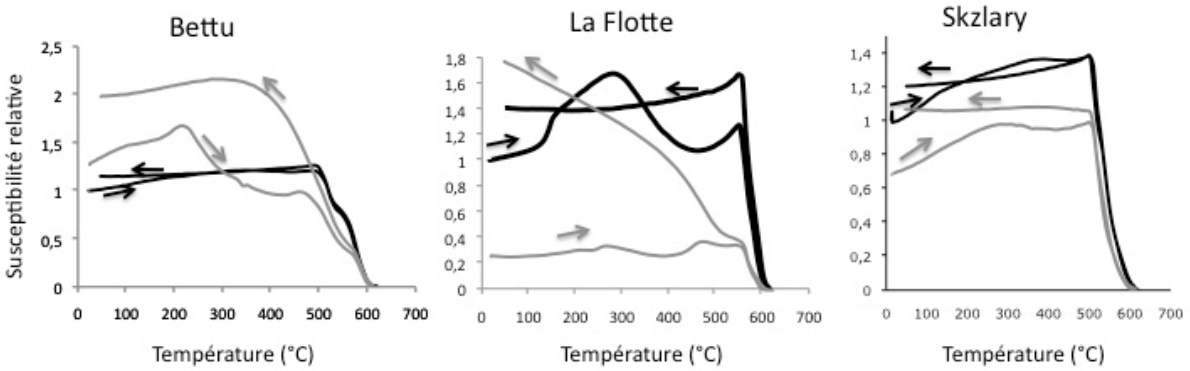


Figure 2 : Courbes Thermomagnétiques dans les roches (en noir) et les horizons supérieurs des sols (en gris). Les flèches indiquent les phases de chauffe et de refroidissement. La susceptibilité relative est déterminée par le rapport de susceptibilité mesurée sur la susceptibilité initiale de la roche.

De plus, les courbes thermomagnétiques réalisées dans les horizons de sols (en gris) témoignent d'une maghémitisation lors de la pédogenèse pour les deux sols du Limousin où le climat est plus doux et humide. Alors que les phases magnétiques primaires sont par contre assez bien préservées pour le sol Polonais où le climat est plus froid.

Evolution temporelle de la porosité connectée au cours de l'altération de granodiorites de Bishop Creek (Californie) sur une période de 120 000 ans : nouveaux développements utilisant l'autoradiographie au ^{14}C-PMMA

MOSSLER Pierre[1, 2], CANER Laurent[1], SIITARI-KAUPPI Marja[2, 7], HELLMUTH Karl-Heinz[3, 7], ROSSI Ann Marie[4], GRAHAM Robert C.[5], MAZURIER Arnaud[6, 7], PARNEIX Jean-Claude[6, 7], SARDINI Paul[1, 7]

1 : HYDRASA UMR 6269 CNRS-INSU, Université de Poitiers, France, paul.sardini@univ-poitiers.fr
2 : Laboratory of Radiochemistry, University of Helsinki, FI-00014, Helsinki, Finland
3 : Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety (STUK), FI-00881 Helsinki, Finland
4 : Dep. of Environ. Science and Technol. University of Maryland, College Park
5 : Dep. of Environ. Sciences, University of California, Riverside
6 : Société Etudes Recherches Matériaux, Poitiers, France
7 : EC POSINAM project (PIAP-GA-2009-230635)

Les taux d'altération et de formation de la porosité sont des facteurs importants qui contrôlent la rétention d'eau, la libération et le stockage des éléments nutritifs sous des formes disponibles pour les plantes.
La compréhension des processus de développement de la porosité au cours de l'altération (porosité totale, connectivité, taille des pores) est un paramètre clé pour l'obtention de descriptions qualitatives et quantitatives des processus d'altération valides. Dans les stades initiaux de l'altération des roches, les modalités et les vitesses des processus sont liées à la circulation des fluides au niveau des joints intercristallins. De ce fait, le taux de progression des fronts d'altération dépend fortement de la capacité du réseau poral à se développer au cours de l'altération et de leur occlusion progressive par les minéraux secondaires (principalement les minéraux argileux et les oxydes de fer et d'aluminium) formés *in situ*.
Le but de cette étude est de mesurer le développement de la porosité lors de l'altération de blocs de granodiorite et d'étudier les changements de la morphologie des pores avec le temps. Les échantillons ont été collectés dans des sols développés sur les moraines de Bishop Creek en Californie. Les sols forment une chronoséquence liée aux dépôts des moraines glaciaires lors de l'avance et du retrait des glaciers entre 15000 et 170000 ans BP. Les âges de dépôt des moraines ont été estimés au moyen de la méthode au ^{36}Cl cosmogénique.
La porosité totale et la morphologie des pores connectés a été déterminée en utilisant une technique d'autoradiographie comprenant une imprégnation par du ^{14}C-MMA (MethylMethAcrylate), polymérisation in-situ et autoradiographie (Hellmuth et al. 1993). La porosité connectée correspond aux microfissures, aux défauts cristallins, aux joints intercristallins, ainsi qu'au réseau de macropores. Les intensités de niveau de gris de l'autoradiographie sont converties en une image de porosité bidimensionnelle au moyen d'une calibration avec des sources ^{14}C-PMMA d'activité connue.

Cette méthode permet une quantification de la porosité connectée des échantillons imprégnés. De plus la quantification des modifications du réseau de fissures peut être décrite en termes de densité de pores et ouverture des pores (ouverture des pores comprise entre 0,1 µm et plusieurs mm).
Les résultats indiquent que l'échantillon non-altéré de référence présente une porosité totale de 2,61% (± 0,28 %) et un réseau de pores connecté au niveau des joints de grains et dans les biotites et les plagioclases (Figure 1). La porosité totale augmente avec la progression de l'altération et la durée de la pédogenèse : 1,98 % ± 0.57 (15,2 ka), 3,96 % ± 0,57 (24,3ka) 12,82 % ± 1,16 (78,5 ka) and 14,68 % ± 2.48 (119.5 ka) (Figure 1). La connectivité apparente ainsi que l'ouverture (taille) du réseau de pores augment avec la durée d'altération des échantillons. La porosité augmente dans un premier temps au niveau des joints de grains et avec la progression de l'altération la porosité se développe à l'intérieur des grains du fait de la dissolution (feldspaths, biotite) et de l'expansion (biotite). Avec la progression de l'altération les pores se remplissent progressivement de minéraux argileux.
Les minéraux argileux ont également été extraits par désagrégation des échantillons dans l'eau osmosée pour préciser les processus d'altération.
Cette étude met en évidence que l'autoradiographie est une technique qui permet la caractérisation de la porosité totale mais également le développement de la porosité au cours de l'altération.

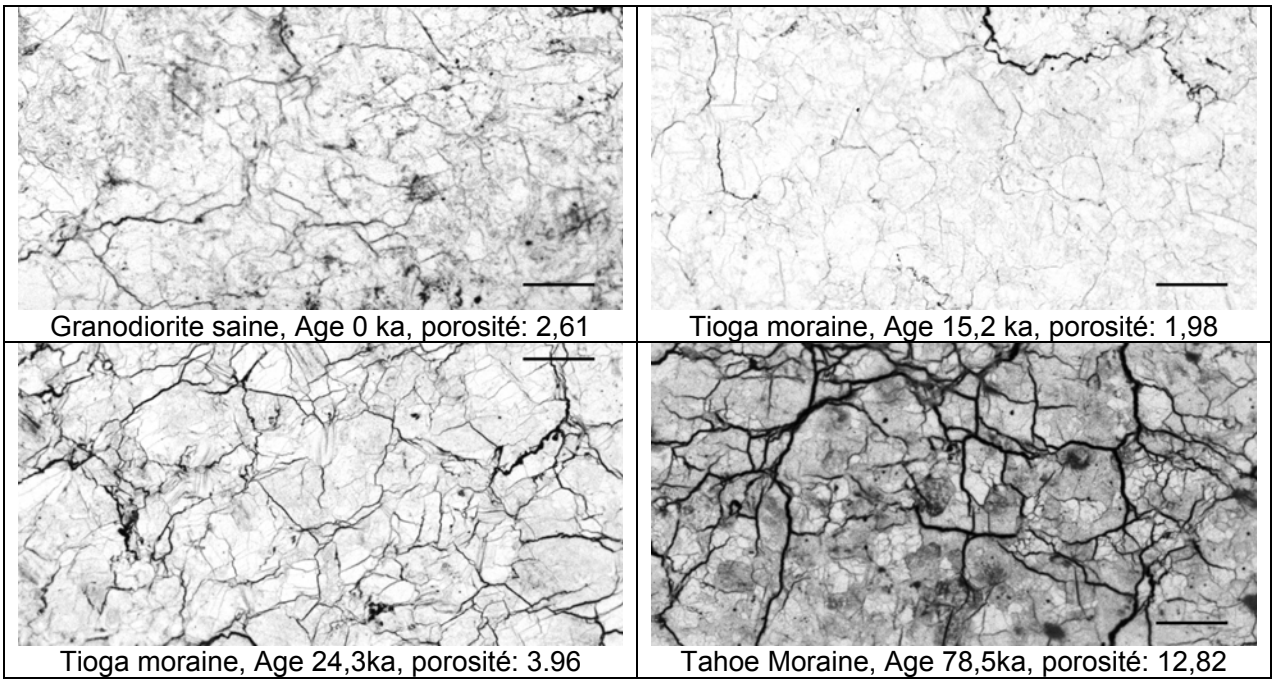


Figure 1: Autoradiographie des échantillons d'âge croissant illustrant le développement de la porosité connectée et l'ouverture des pores (échelle 5 mm)

SESSION 8

PROCESSUS PÉDOGÉNETIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

AFFICHES

Sous-session fonctionnements hydriques

Variabilité du ruissellement et de la réserve en eau utile : rôle face au changement climatique en zone soudano-sahélienne ?

VALET Serge

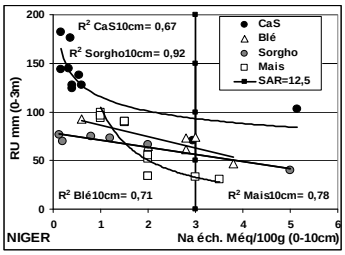
Consultant, PASSERELLES, 9, rue du Bât d'argent, 69001 Lyon, valet.serge2@wanadoo.fr

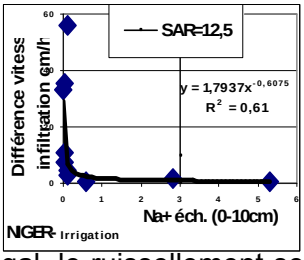
Résumé

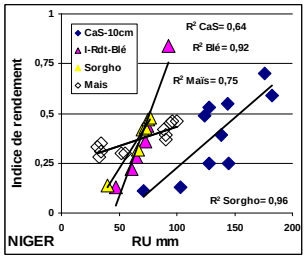
En milieu soudano-sahélien, l'alimentation hydrique est le problème principal de la croissance végétale. Avec la sécheresse le déficit hydrique s'est considérablement accru. On a constaté que le changement climatique provoquait une accentuation de l'hétérogénéité du fonctionnement hydrique des sols des terrasses (Niger) et de nombreux versants (Sénégal). Cette accentuation affecte non seulement la profondeur de sol humectée mais aussi la variabilité de la répartition de la quantité de cette humidité aussi bien à l'échelle du champ qu'à celle du versant. Elle se traduit par une grande variabilité du rendement des cultures. Des essais ont été conduits sur périmètres irrigués et en cultures pluviales. L'humidité des sols a été mesurée à l'aide d'un humidimètre à neutrons au Niger et d'une tarière à mains au Sénégal et la densité apparente par un gamma-densimètre (Niger) et un densitomètre à membrane (Sénégal).

1) Au Niger, en cultures, recevant une irrigation non limitante hebdomadaire à la raie et par aspersion, les causes de la variabilité des rendements sur de faibles distances sont considérables. La principale cause relevait de l'eau d'irrigation, apparemment saine, mais fortement déséquilibrée dans le pole calcique qui provoque la sodisation (SAR>12.5) et/ou l'alcalinisation (pH>8.2) des sols. Les propriétés hydriques et hydro-dynamiques en sont fortement affectées. L'augmentation de la compaction due à l'augmentation du Na^+ éch. provoque une baisse de l'infiltration (Fig.1) avec diminution de la réserve en eau utile (Fig.2). La baisse de cette offre en eau réduit le rendement des cultures (canne à sucre, blé et maïs) (Fig. 3).

Fig. 2- RUmm vs Na+éch. Fig. 1- Vitesse infiltration vs Na+éch. Fig. 3- Rendements vs RUmm



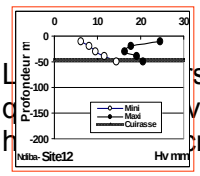


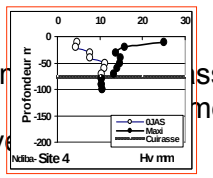


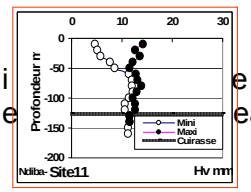
2) En cultures pluviales, au Sénégal, le ruissellement se redistribue sur le versant sur 800m comme sur le champ sur 1 ou plusieurs mètres.

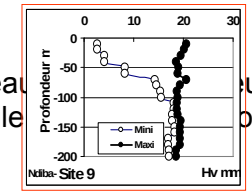
- Echelle du versant :

Haut du glacis ***Mi pente*** ***Bas de pente***





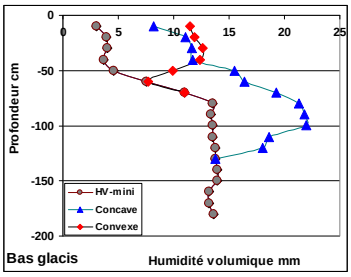


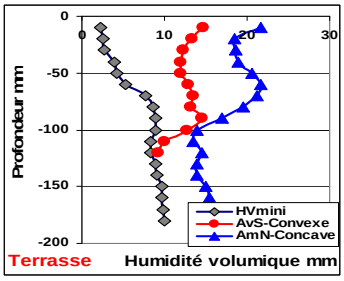


L sant présen sse qui e de l'eau eur q vers l'aval. ment de eau utile ort h croit aussi v

- Echelle du champ :

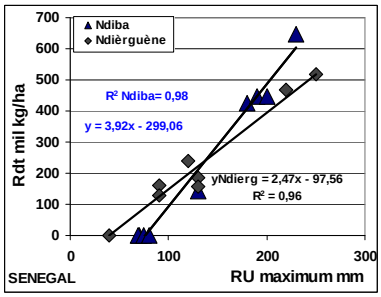
Sur de faibles distances on mesure des variations de stocks hydriques aussi importantes qu'entre haut et bas de versant. Sur le bas glacis et sur la terrasse colluvio-alluviale c'est du

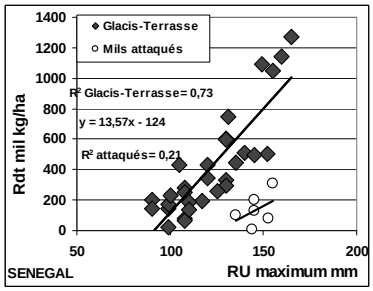




modelé convexe vers le modelé concave (dénivelée de quelques cm) que s'observe le report hydrique. Sur la terrasse ce report toujours plus élevé que sur le bas glacis atteint très localement 126mm et provoque un drainage en dessous de 2m de profondeur. La perte des nutriments par lixiviation est compensée par le transfert de fertilité lié au report hydrique.

Cette variabilité d'offre hydrique explique la variabilité des rendements du mil. Ainsi sur les deux bassins versants de 40 (Ndiba) et 65ha (Ndiérguène) la variabilité du rendement grain est de 0 à 840kg/ha pour des RU de 40 à 245mm. La variabilité est de 12 à 800kg/ha et de 100 à 1310kg/ha respectivement sur le bas glacis et sur la terrasse pour une variabilité de la RU de 85 à 130mm environ pour les deux unités. La forte différence d'efficience hydrique (18 et 29% pour les versants par rapport au bas) entre le versant et le bas est due à la différence de fertilité des sols.





En résumé, pour différentes causes chimiques, de pente et de micro-modelé on constate qu'à la sécheresse climatique une sécheresse édaphique affecte la zone soudano sahélienne. La réserve en eau utile lors de déficit pluviométrique grave est un bon indicateur des rendements espérés. Toutefois des zones, sous report hydrique*, dont les conditions d'offre hydrique demeurent malgré le changement climatique, sont comparables à la période pluvieuse d'avant 1970.

<u>Nota</u> : Le report hydrique, composante bénéfique génétiquement liée au ruissellement, est assimilable à une *"irrigation naturelle, complémentaire et simultanée à la pluie qui l'a générée en fonction de l'évolution de l'état de surface et du modelé avec transfert de fertilité".*

Mots-clés : Fonctionnement hydrique, stock hydrique, ruissellement-irrigation, variabilité verticale et horizontale, pH, Na^+ échangeable, rendement, zone soudano sahélienne.

Etude du comportement hydrique des encroûtements carbonatés dans les sols de Champagne-Ardenne par analyses pétrophysiques et micromorphologiques

LINOIR Damien, GOMMEAUX Maxime, TOMACHOT-SCHNEIDER Céline, FRONTEAU Gilles, MARIN Béatrice, PONTHIEU Marie, CANCES Benjamin, CONREUX Alexandra, MALAM ISSA Oumarou et BARBIN Vincent

GEGENAA, EA 3795, Université de Reims Champagne-Ardenne, 2, esplanade Roland GARROS 51100 REIMS
damien.linoir@etudiant.univ-reims.fr

Les sols de Champagne-Ardenne présentent de manière non systématique des encroûtements carbonatés dont l'origine, la répartition et le rôle dans les transferts hydriques restent mal connus.

Ces encroûtements se situent à l'interface entre le sol et les formations superficielles (poches de cryoturbation, grèzes ou limons), elles-mêmes reposant sur le substrat géologique. Ils se situent à une quarantaine de centimètres de profondeur et leur épaisseur varie de 5 à 20 cm. Ils se présentent sous la forme de cryoclastes crayeux centimétriques emballés dans une matrice argileuse et carbonatée. Malgré leur induration plus ou moins marquée, ces structures sont difficilement décelables par sondage à la tarière ainsi qu'au pénétromètre dynamique à énergie variable.

L'exploration statistique de notre base de données a permis de montrer que les encroûtements sont présents uniquement lorsque la craie constitue le substrat géologique. Leur présence semble également être en lien avec le type de sol sus-jacent et la nature des formations superficielles sur lesquelles ils sont situés.

Le site du Mont du Ménil est une ancienne carrière de craie située à l'extrême sud du département des Ardennes (08) sur la commune d'Aussonce. Le profil présente de haut en bas une rendzine, un encroûtement carbonaté irrégulier, des poches de cryoturbations ou des grèzes et le substrat crayeux. Un front de taille d'une centaine de mètres de long permet d'observer ces différentes structures sur un à trois mètres de profondeur. Par sa topographie, le site permet d'aborder différents contextes géomorphologiques (haut, milieu et bas de pente).

Trois profils ont été échantillonnés sur ce site après décapage du front de taille. Le premier et le deuxième sont situés sur le sommet du relief à quelques mètres l'un de l'autre. Ils se différencient par l'épaisseur de l'encroûtement : 5 cm pour le premier et 20 cm pour le deuxième. Le troisième profil est situé en bas de pente et présente un encroûtement d'une vingtaine de centimètres d'épaisseur. Sur chacun des trois profils, le sol, l'encroûtement, la formation superficielle et le substrat crayeux ont été prélevés en blocs.

Des analyses porosimétriques au mercure ont été réalisées sur des échantillons prélevés le long du profil (pas de 2 cm) afin de connaître la répartition des rayons d'accès aux pores et son évolution avec la profondeur et la nature des horizons.

Les courbes d'intrusion de mercure des échantillons prélevés dans l'encroûtement montrent généralement 3 rayons d'accès aux pores dominants situés vers 0,1, 2,5 et 13,4 µm. Le rayon d'accès aux pores de 2,5 µm disparaît dans les grèzes. Le rayon d'accès aux pores proche de 0,1 µm correspond à la porosité intragranulaire des cryoclastes de

craie. Le passage de l'encroûtement aux grèzes est souligné par une augmentation de 30% de l'ultra-microporosité (0,05 à 0,5 µm de rayon d'accès aux pores) et une diminution de 15% de la macroporosité ainsi que de la microporosité (rayon d'accès aux pores respectivement supérieur à 15 µm et entre 0,5 et 15 µm). Ces premiers résultats montrent que la formation de l'encroûtement implique une redistribution de la porosité par rapport au reste du profil.

Des lames minces ont également été réalisées. Des observations et des analyses d'images encore en cours semblent montrer des évolutions de la porosité des horizons, de la distribution des cryoclastes de craie ainsi que de leur taille. Cette évolution sera corrélée aux variations de distribution d'accès aux pores déterminés par la porosimétrie au mercure.

Des tests d'absorption d'eau par capillarité et de séchage par évaporation en atmosphère contrôlée ont été réalisés sur des blocs issus des encroûtements et des terrains sous-jacents afin de déterminer si les encroûtements possèdent un comportement singulier ou non vis-à-vis des transferts hydriques par rapport aux autres niveaux échantillonnés.

Les premiers résultats montrent que le coefficient d'absorption capillaire A est en moyenne presque 3 fois supérieur dans l'encroûtement que dans la formation superficielle sous-jacente (767,2 ± 114,7 $g*m^{-2}*s^{-1/2}$ contre 284,14 ± 84,25 $g*m^{-2}*s^{-1/2}$). L'encroûtement forme donc un horizon qui se sature plus en eau et plus rapidement que les grèzes sur lesquelles il est situé. La valeur moyenne des flux d'évaporation sont de $-5{,}50*10^{-7} \pm 2{,}80*10^{-7}$ $g*cm^{-2}*s^{-1}$ dans l'encroûtement contre $-8{,}25*10^{-7} \pm 2{,}06*10^{-7}$ $g*cm^{-2}*s^{-1}$ pour les grèzes sous-jacentes. Les horizons encroûtés semblent se désaturer plus lentement.

Les premiers résultats des analyses pétrophysiques et des observations microscopiques montrent une différenciation caractéristique des encroûtements carbonatés de Champagne-Ardenne qui sont souvent difficiles à déceler sur le terrain par des méthodes de prospection courantes. Bien que ces structures particulières semblent issues d'une évolution de la partie supérieure de la formation superficielle, elles présentent des caractéristiques hydriques différentes de leurs matériaux parents. Des analyses géochimiques (éléments majeurs et traces dont les terres rares) d'échantillons prélevés le long des profils sont en cours et devraient permettre de préciser l'origine des encroûtements carbonatés et d'appréhender leur rôle dans les transferts d'éléments chimiques du sol jusqu'à la nappe.

SESSION 8

PROCESSUS PÉDOGÉNETIQUES ET ÉVOLUTION DES SOLS

AFFICHES

Sous-session matière organique

Sous-session matière organique

La qualité de la litière et non celle du sol est le principal facteur responsable de la succession des formes d'humus le long de la maturation des peuplements purs de hêtre

TRAP Jean[1,2], BUREAU Fabrice[1] et AUBERT Michaël[1]

[1] : Université de Rouen, Laboratoire Ecodiv, fabrice.bureau@univ-rouen.fr, michael.aubert@univ-rouen.fr
[2] : Agri'Terre, Esitpa, Laboratoire Biosol, 3 rue du tronquet, 76130 Mont Saint Aignan, jtrap@esitpa.org

La succession des formes d'humus le long de la maturation des peuplements forestiers a été décrits à plusieurs reprises, aussi bien au sein de peuplements feuillus gérés (Aubert *et al* 2004; Chauvat *et al* 2006; Trap *et al* 2011) que pour des peuplements naturels de résineux (Bernier et Ponge, 1994; Ponge et Delhaye, 1995). Les formes d'humus de type **mull** (horizon organo-minéral épais et bio-structuré, absence d'horizon d'humification) sont généralement décrites sous les plus jeunes peuplements alors que les **moder** (horizon organo-minéral compact et peu épais, horizons de fragmentation et d'humification riches en matière organique fine) sont observés sous les stades forestiers les plus âgés (Ponge, 2003; Salmon *et al* 2006; Trap et al 2011). En revanche, les facteurs écologiques responsables de cette succession des formes d'humus au cours de la maturation des peuplements forestiers restent à être clairement identifiés.

Deux hypothèses ont été proposées. Ponge (2003) et Ponge *et al.*. (1998) émettent l'hypothèse selon laquelle l'augmentation de l'absorption des nutriments par les arbres durant leur phase de croissance intense (pour la production de bois), peut conduire à une plus faible disponibilité des nutriments dans le sol, impactant ainsi l'activité biologique du sol, en particulier les vers de terre et l'activité des décomposeurs. En effet, plusieurs auteurs ont observé une diminution de l'abondance des vers de terre durant la phase de croissance intense des arbres (Arpin et al. 1998; Bernier et Ponge, 1994). La diminution de l'activité biologique du sol peut conduire à une réduction de la vitesse de décomposition de la litière, entraînant une accumulation de couches de litière fragmentée et humifié.

Une deuxième hypothèse, non exclusive, suggère que les arbres produisent des feuilles sénescentes de qualité très contrastées selon l'âge du peuplement, avec des impacts très significatifs sur le développement des formes d'humus (Descheemaeker *et al.*. 2009; Inagaki *et al.*. 2004; Loranger *et al.*. 2002). La qualité de la litière de feuilles est en effet un facteur bien décrit contrôlant les taux de décomposition de la litière, le cycle du carbone et des nutriments (Aerts, 1997). Une production de litière dont les ratios C/N et lignine/N sont élevés entraîne généralement de faibles taux de décomposition de la litière (Melillo *et al.*. 1982). En conséquence, une forte variation dans la qualité des feuilles sénescentes le long du vieillissement des peuplements peuvent impacter l'activité des décomposeurs et favoriser le développement des moders.

L'objectif de cette étude était de tester simultanément chaque hypothèse et d'identifier le compartiment (litière ou sol) expliquant le mieux la variabilité des formes d'humus le long de la maturation des peuplements purs de hêtre. Pour cela, nous avons caractérisé la qualité de la litière de hêtre (fibres et nutriments), la disponibilité des nutriments dans l'horizon organo-minéral ainsi que les formes d'humus long d'une chronoséquence de 130 ans de hêtraies pures situées dans le Nord Ouest de la France. Les relations entre les formes d'humus et (i) la qualité de la litière ou (ii) la qualité du sol, ont été évaluées par régressions des moindres carrés partiels (PLS-R).

La régression PLS sur la qualité de litière (variables indépendantes) est hautement significative ($Q^2 = 0.906$) et explique plus de 91% (R^2Y) de la variabilité des formes d'humus

(variables dépendantes) (Figure 1). Les teneurs en azote total, en Mn, en Mg et en K au sein des feuilles sénescentes, ainsi que les ratios C/N et lignine/N sont les meilleurs prédicteurs de la variabilité des formes d'humus le long de la chronoséquence. Au contraire, la régression PLS réalisée avec l'ensemble des propriétés de l'horizon organo-minéral présente une qualité de prédiction et d'ajustement plus faibles (Q^2 = 0.113; R^2Y = 75%). Les teneurs en calcium et magnésium, le pH_{KCl} et le ΔpH sont les meilleurs prédicteurs des formes d'humus.

Cette étude montre l'importance de la variabilité intra-spécifique de la qualité de la litière et de son impact sur la succession des formes d'humus le long de la maturation des peuplements forestiers. Parmi les variables mesurées, le ratio C/N et l'azote contenu dans la litière sont les meilleurs prédicteurs des formes d'humus d'après la régression PLS.

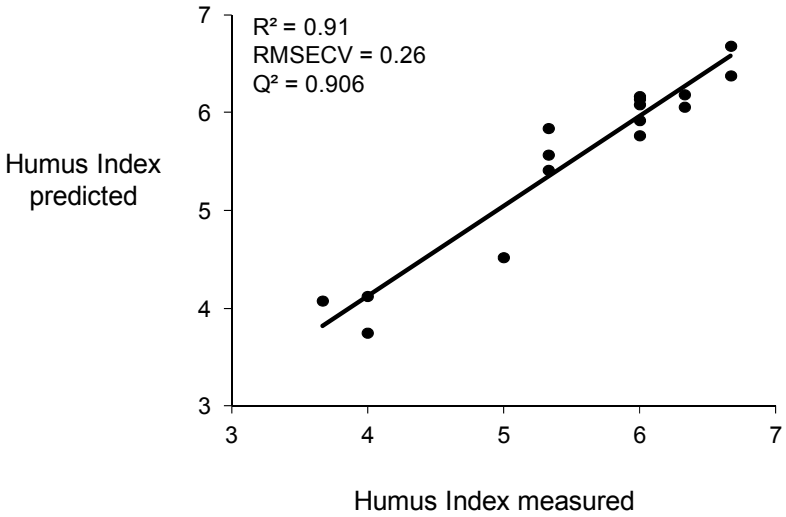


Figure 1. *Régression PLS entre la qualité de la litière de hêtre et les formes d'humus (Humus Index) le long d'une chronoséquence de 130 ans de hêtraie pure. RMSECV = Root Mean Square Error of Cross-Validation. Q^2 = cross-validation R^2.*

Références

Aerts R 1997 Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. Oikos 79, 439-449.

Arpin P, Ponge J F, Faille A and Blandin P 1998 Diversity and dynamics of eco-units in the biological reserves of the Fontainebleau forest (France): Contribution of soil biology to a functional approach. European Journal of Soil Biology 34, 167-177.

Aubert M, Bureau F, Alard D and Bardat J 2004 Effect of tree mixture on the humic epipedon and vegetation diversity in managed beech forests (Normandy, France). Canadian Journal of Forest Research 34, 233–248.

Bernier N and Ponge J-F 1994 Humus form dynamics during the silvigenetic cycle in a mountain spruce forest. Soil Biology and Biochemistry 26, 183-220.

Chauvat M, Ponge J F and Wolters V 2006 Humus structure during a spruce forest rotation: quantitative changes and relationship to soil biota. European Journal of Soil Science 58, 625-631.

Descheemaeker K, Muys B, Nyssen J, Sauwens W, Haile M, Poesen J, Raes D and Deckers J 2009 Humus Form Development during Forest Restoration in Exclosures of the Tigray Highlands, Northern Ethiopia. Restor. Ecol. 17, 280-289.

Inagaki Y, Miura S and Kohzu A 2004 Effects of forest type and stand age on litterfall quality and soil N dynamics in Shikoku district, southern Japan. Forest Ecology and Management 202, 107-117.

Loranger G, Ponge J F, Imbert D and Lavelle P 2002 Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. Biology and Fertility of Soils 35, 247-252.

Melillo J M, Aber J D and Muratore J F 1982 Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. Ecology 63, 621-626.

Ponge J-F 2003 Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. Soil Biology and Biochemistry 35, 935-945.

Ponge J-F, André J, Zackrisson O, Bernier N, Nilsson M-C and Gallet C 1998 The forest regeneration puzzle. Bioscience 48, 523-528.

Ponge J F and Chevalier R 2006 Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties. Forest Ecology and Management 233, 165-175.

Ponge J F, Chevalier R and Loussot P 2002 Humus index: An integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1996-2001.

Trap J, Bureau F, Brethes A, Jabiol B, Ponge J-F, Chauvat M, Decaëns T and Aubert M 2011a Does moder development along a pure beech (Fagus sylvatica L.) chronosequence result from changes in litter production or in decomposition rates? Soil Biology and Biochemistry 43, 1-8.

Caractérisation des substances humiques par RMN ^{13}C et Py-CPG/SM dans les sols volcaniques le long d'un gradient environnemental à Tenerife (Iles Canaries, Espagne)

ARMAS-HERRERA Cecilia María[1], KNICKER Heike[2], GONZÁLEZ-PÉREZ José Antonio[2], ARBELO Carmen Dolores[3], GONZÁLEZ-VILA Francisco Javier[2], et RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ Antonio[3]

[1] : adresse actuelle : Laboratoire de Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux (Bioemco), INRA Versailles-Grignon, Bâtiment Eger, 78850, Thiverval-Grignon, France, Cecilia.Armas-Herrera@grignon.inra.fr
[2] : Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla, Espagne, jag@irnase.csic.es, fjgon@irnase.csic.es, knicker@irnase.csic.es
[3] : Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Fco. Sánchez, 38204, La Laguna, Tenerife, Espagne, carbelo@ull.es, antororo@ull.es

Introduction

Les sols volcaniques, en particulier les Andosols, sont caractérisés par une grande capacité de stockage de C (5-20% du poids), principalement sous la forme de substances humiques stables. Cette grande capacité des Andosols à séquestrer le C est attribuée à la stabilisation de la matière organique du sol (MOS) dans des complexes organométalliques, leur association avec des minéraux organisés à courte distance (allophane, imogolite et ferrihydrite), et la protection physique à l'intérieur des agrégats du sol. Tous ces processus conduisent à une protection efficace de la MOS contre la décomposition microbienne, l'érosion des sols et le lessivage, ce qui augmente le temps de résidence moyen de la MOS dans les Andosols, souvent considéré comme beaucoup plus long que pour tout autre type de sol. Afin d'obtenir une meilleure compréhension des processus responsables de cette forte accumulation de MOS, nous avons étudié les teneurs et les propriétés chimiques des substances humiques dans une séquence de sols de caractères andiques différents dans l'île de Tenerife (Iles Canaries, Espagne).

Matériel et méthodes

Nous avons sélectionné quatre sols développés sur les flux de lave basaltique du Pléistocène à Tenerife (Iles Canaries, Espagne), suivant un gradient climatique altitudinal. La séquence de sols comprend des sols avec un degré différent d'évolution géochimique et de caractère andique, y compris: un sol minéral non andiques -Typic Haplosalid-, caractérisé par une faible teneur en MOS; une légèrement vitreux -andic Argiustoll-, avec une teneur légèrement plus élevée de MOS que le sol minéral et la présence de verre volcanique; un sol andique peu profond -alfic humic Haploxerand-; et un sol andique bien développé et profond -eutric pachic Andosol-. Nous avons (i) quantifié le contenu de C des différentes substances humiques : les acides humiques (AH), les acides fulviques (AF) et l'humine dans chaque horizon du sol et (ii) nous avons étudié la structure chimique du sol total (déminéralisé avec HF) et des fractions de AH et AF isolées des horizons de surface, par spectroscopie par résonance magnétique nucléaire du ^{13}C (RMN ^{13}C) et pyrolyse « double shot »(deux températures de désorption successives)-chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (Py-CPG/SM).

Résultats et discussion

Toutes les fractions humiques étaient plus abondantes dans les horizons superficiels du sol que dans les horizons du sous-sol, et progressivement plus rares avec la profondeur. Nous avons trouvé une proportion plus élevée d'humine dans les horizons superficiels des sols avec un faible caractère andique (sol minéral et sol andique vitreux) que dans les sols plus andiques, ce qui suggère la prédominance dans l'humine de matériel provenant de résidus végétaux à peine transformés. Au contraire, la proportion des AH et AF par rapport au total de MOS était très faible dans les horizons superficiels du sol non andique, et présentaient une contribution beaucoup plus élevée dans les sols avec un plus grande caractère andique.

Les spectres RMN ^{13}C des échantillons de sol déminéralisé montrent la prédominance des C O-alkyl (dérivés de polysaccharides) dans les sols avec un caractère andique plus élevé, et une dominance des C alkyl et des fractions aromatiques dans le sol minéral. Les spectres des AH étaient caractérisés par une prédominance des fractions alkyl et aromatique avec un degré élevé de maturité, et une présence mineure de C O-alkyl et carbonyle. Les AH du sol minéral étaient riches en fragments de lignine, alors que ceux des sols andiques étaient plus aromatiques et avaient un degré supérieur d'oxydation. Dans tous les cas, le C O-alkyl domine dans les AF, qui présentent un caractère moins aromatique que les AH. Le caractère aromatique le plus marqué et la moindre contribution de C carbonyl était observée dans les AF des sols non andiques, indiquant un degré inférieur d'oxydation et la présence de MOS peu décomposée.

De nettes différences ont été trouvées entre les sols, à la fois pour les deux températures de désorption thermique et pour les caractéristiques pyrolytiques des substances humiques. En général, les rendements en composés aliphatiques lors de la pyrolyse étaient importants (incluant à la fois des alkyls et des composés glucidiques dérivés), mettant en évidence des procédés d'incorporation efficaces des constituants aliphatiques humiques dans les Andosols, probablement favorisée par les interactions avec les minéraux amorphes. Dans le sol minéral non-andique les composés aliphatiques étaient relativement moins stabilisés et étaient éliminés dans les premiers stades de la pyrolyse. En fait, par rapport au sol non-andique, les AH et AF des sols andiques conduisent à des pyrogrammes relativement plus riches et des assemblages de composés plus complexes. Les contributions moins importantes des structures aliphatiques après désorption thermique des sols andiques indiquent que la formation des substances humiques est basée sur la séquestration rapide de formes de C d'origine récente (litière ou microbienne).

Conclusions

Nos résultats suggèrent une séquestration organo-minérale très efficace des substances aliphatiques dans les Andosols. Dans ces sols les substances humiques présentent un degré élevé de maturité, avec une faible présence de fragments de lignine et un degré d'oxydation plus élevé, en particulier dans l'Andosol bien développé et profond. Au contraire, nos résultats indiquent une MOS mal transformée résultant de processus d'humification directe, dans le sol non andique.

Contribution à l'étude pédologique et cartographique des sols alluviaux de la vallée de Zeramna, région d'El Hadaiek SKIKDA ALGERIE

Incidence sur la répartition spatiale du carbone organique

BOUNOUARA Zohara, BENSAID Rabah, BELAISSAOUI Nouredine, BENSAADA Abderazek, MEKIRCHA Seddik, BOUNEB Warda et BOUKAFA Sabrina

Département d'Agronomie, Université 20 Aout 1955, Skikda, Algérie, bounouarazohra@gmail.com

La zone d'étude fait partie de « la vallée de Zeramna » dans la région d'El-Hadaeik, située à l'Est de l'Algérie à 5 km de la ville de Skikda, elle se trouve entre 6°50 et 6°55 E, 36°50 et 36°52 N. Ces terres fond partie de la zone Nord du bassin versant de SAF SAF (SKIKDA).Cette étude est entreprise dans le but de tenter de comprendre l'actuelle couverture pédologique, qui peut résulter soit du processus pédologiques soit du processus sédimentaires (phénomène d'alluvionnement), et leur distribution au long de la zone. L'origine de cette différenciation et distribution n'ayant pas été clairement établie, pour cela cette étude est discutée sur la base d'un ensemble d'analyses établis.

12 profils pédologiques ont été réalisés avec une description morphologique et analytique selon une coupe (toposéquence) d'axe Ouest - Est dans la vallée de Zeramna. La zone d'étude est constituée de deux parties ; Une partie située en haut sous forme de colline occupées par des maquis (forets dégradées), et une partie située en bas sous forme d'une plaine (terrasses alluviales) traversée par l'Oued de Zeramna. Les sols de la plaine alluviale prennent une grande importance sur le plan agricole, ils sont bien arrosés avec une forte pluviométrie, et occupés principalement par des vergers d'agrumes. En effet, nous avons essayé de maître un point sur l'évolution spatiale des réserves organiques des sols (MO libre et liée), pour savoir la contribution du basin versant à l'enrichissement des terrasses alluviales en matière organique. Enfin, une classification et une cartographie des sols au 1/10.000 ont été élaborées.

Nos résultats montrent que les sols se répartissent suivant une remarquable zonalité. Ainsi en allant de l'amont à l'aval de la toposéquence on trouve principalement, des sols brunifiés lessivés, des sols peu évolués d'apport colluvial et alluvial et des sols minéraux bruts selon la **C.P.C.S**. 1967. Haploxeralf (Alfisols), Haploxerepts (Inceptisols) et (Xerofluvents) Entisol selon la soil taxonomie **USDA** (dernière version).
Le schéma général des sols obéit à la topographie de la zone, le relief a exercé une action importante sur les sols de la vallée par la modification du régime des eaux. Les sols de sommet ont un profil à horizon (B) structural, cependant ceux des terrasses en sont dépourvus. L'action particulière du climat combiné à la nature de la roche mère et la végétation ont favorisé les processus d'altération et d'entraînement aboutissant à la formation d'un horizon d'accumulation peu différencié (horizon argilique) au sommet (plus de 100m d'altitude). Ce sont des sols qui appartiennent à l'ordre des Alfisols (TypicHaploxeralf), Sols lessivés brunifiés à Bt texturale **(C.P.C.S)**. Ils sont stables sous maquis en équilibre écologique.

Sur les piémonts et les terrasses élevées probablement anciennes, le matériau riche en argile, la brunification est fortement ralentie et le lessivage des argiles est relayé par

l'hydromorphie. En effet les sols alluviaux résultant de l'érosion active sur les monts et du transport de ces sédiments par les eaux qui débouchent sur la vallée formant dans certains cas plusieurs sols superposés (sols enfouis).Ces sols appartiennent à l'ordre des Inceptisols, groupe des Haploxerepts. Ce dernier renferme deux sous-groupes différents : S/GTypicHaploxerepts, sols peu évolué de montagne **(CPCS**); Ces sols occupent les piémonts, sujets à l'érosion.S/G des Vertic Haploxerepts, sols peu évolués d'apport alluviale à caractère vertique **(CPCS)**, occupant la plaine, caractérisés par une texture plus lourde.

Les Entisols (Xerofluvents) sont des sols minéraux bruts d'apport alluvial d'origine fluviale noirci **(CPCS),** riche en matière organique, occupent la plus grande partie de la plaine, situés à l'abord de l'Oued de Zeramna et occupent principalement par des vergers d'agrume.

De l'amont à l'aval le taux de matière organique augmente progressivement pour enrichir les terrasses alluviales, toutefois, Ces derniers, présentent des taux qui varient en profondeur traduisant ainsi le phénomène d'alluvionnement.

Mots-clés : climat subhumide, vallée de Zeramna (El Hadaiek SKIKDA), sols brunifiés, sols alluviaux, matière organique.

Dynamique de la fraction active de la matière organique dans quelques sols de prairie

SBIH Mahtali[1,2], KARAM Antoine[2], N'DAYEGAMIYE Adrien[3] et BENSID Zoubeir[1]

[1]Université de Batna, Institut des Sciences Vétérinaires et Agronomiques, Département d'Agronomie, 05000, Batna, Algérie, mahtali.sbih@univ-bat.dz
[2] Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Sainte-Foy, Québec. Canada G1V 0A6,
[3] Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, 2700 Einstein, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Résumé

La biomasse microbienne (BM) ainsi que la fraction légère (FL) de la matière organique sont souvent considérées comme une fraction active de la matière organique (FAMO) et comme un indicateur fiable de la fertilité des sols. Cette étude a comme objectif de déterminer les taux de minéralisation du carbone (C) et de l'azote (N) de la FAMO dans 34 sols de prairie par une incubation de sols à 25 °C pendant 56 semaines. Les quantités initiales de C-BM varient de 0,81 à 3,7% du C organique total (COT) et celles de N-BM de 1,94 à 10,7% du N total (NT) des sols. Les quantités de C-FL et N-FL représentent, respectivement, entre 2,9 et 25,6% du COT et entre 1,7 et 17,5% du NT. À la fin de la période d'incubation, les pertes de C-BM et de N-BM ont atteint respectivement 71 et 82%. L'évolution de la minéralisation du C-FL en fonction du temps d'incubation affiche une tendance similaire, avec la même proportion de perte de C. Cependant, la quantité de N-FL augmente légèrement à 4 semaines suivie d'une diminution rapide. Durant l'incubation, on note une proportionnalité relative entre la perte de masse FL et la perte de C-FL, néanmoins, les quantités de C-FL et de N-FL augmentent au cours de cette période. Un modèle de premier ordre à deux compartiments offre la meilleure description des données de minéralisation du C et de N. Les quantités de N-labile dans les fractions BM et FL représentent respectivement 54% du N-BM et 61% du N-LF. Une relation négative a été trouvée entre les valeurs de N-labile de la FL et le rapport C:N de la même fraction légère.

Introduction

Bien que la matière organique du sol (MOS) ne représente qu'une faible portion de la matrice du sol, elle constitue une composante très active liée à de nombreux processus fondamentaux du sol (Christensen, 2001). L'importance de la MO est due principalement à la fraction active définie par la biomasse microbienne et la fraction légère de la MO, ces deux compartiments conditionnent l'évolution de la MO du sol. Peu d'informations sont disponibles sur la dynamique de la fraction active de la MOS dans les sols de prairie de l'Est du Québec (Canada), plus particulièrement la minéralisation du N de la fraction active de la MO. Dans un contexte d'agriculture durable, la prédiction du N minéralisable et disponible aux cultures permet d'optimiser les quantités d'engrais azotés apportées et de réduire les excès de N dans le sol et les pertes à l'environnement (N'Dayegamiye *et al.*., 2007). La technique d'incubation aérobie pour la minéralisation du C et du N a été utilisée pour étudier la dynamique de la fraction active de la MOS de 34 échantillons de sols de surface (0-15 cm) représentant 7 séries de sols. Les rotations de cultures pratiquaient sur ces sols, qui étaient principalement des prairies, avaient enrichi les sols en matière organique labile ou active.

Matériel et méthodes

Les échantillons de sols (couche de surface) étudiés provenaient de 34 sites répartis sur des fermes laitières qui ont changé de gestion conventionnelle à faible apport d'intrants à des systèmes de cultures biologiques 4 ou 5 ans avant l'échantillonnage. Les fermes sont situées dans la région de Sainte-Croix de Lotbinière (Québec, Canada). Les propriétés des sols, la description de la méthode d'incubation et les déterminations de C et de N sont décrites dans Sbih *et al.*. (2003). La méthode de flottation densimétrique (Janzen *et al*., 1992) a été utilisée pour séparer la fraction légère (FL) de la fraction dense de la matière organique. L'évolution de C et de N de la biomasse microbienne (C-BM, N-BM) et de la fraction légère de la matière organique (C-FL, N-FL) a été étudiée par la méthode de fumigation-extraction (Vance *et al*., 1987).

Résultats et discussions

Au début de l'incubation (t = 0 semaine), la quantité de N-BM varie entre 41 et 148 mg N kg^{-1} de sol, représentant 1,94 à 10,7 % du N total du sol. La quantité de C-MB varie entre 185 et 687 mg C kg^{-1} de sol, représentant entre 0,81 à 3,72% du C organique total du sol. La masse pondérale de FL varie entre 40 et 17,9 g kg^{-1}, soit en moyenne 1,04% de la masse du sol. Les teneurs de C-F varient entre 1,4 et 3,6 g kg^{-1} (soit 9,5% du C organique total du sol) et celles de N-FL entre 0,033 et 0,185 g kg^{-1} (soit 5% du N total du sol). Le rapport C/N de la FL varie entre 12 et 39 selon le type de sol. Les patrons de l'évolution de la fraction active sont caractérisés par une diminution continue de la teneur de celle-ci au cours de l'incubation. Ces pertes sont plus accentuées durant les 4 premières semaines d'incubation : 28% pour le C-BM et 45% pour le N-BM. Durant la même période d'incubation, les pertes pondérales de la FL ont atteint en moyenne 46%. Les pertes de C-FL sont du même ordre de grandeur que celles de C-BM. La courbe de minéralisation de N-FL a montré une période de latence de 4 semaines due à l'augmentation de la demande de N par la biomasse microbienne, ensuite la quantité de N-FL a augmenté avec le temps d'incubation, de 7 à 60 mg kg^{-1}, selon les sols. Les données de minéralisation de C et de N de la fraction active de la MO s'ajustent mieux à un modèle de décroissance exponentielle à deux compartiments. Ce modèle s'écrit comme suit : $FA_{restant} = FA_{labile}\ e^{-kt} + FA_{récalcitrante}\ e^{-ht}$, où $FA_{restant}$ représente C-BM, N-BM, C-FL ou N-FL restant dans le sol ; FA_{labile} représente C-BM, N-BM, C-FL ou N-FL du compartiment labile ; $FA_{récalcitrante}$ représente C-BM, N-BM, C-FL ou N-FL du compartiment récalcitrant, avec leurs vitesses de minéralisation respectives k et h ; t est le temps de demi-vie. Les quantités de C-BM du compartiment labile représentent entre 51 et 89% du C-BM total, avec une valeur de t variant de 0,1 à 8 semaines. La quantité moyenne de N-BM du compartiment labile représente 59 mg N kg^{-1}, avec un temps de demi-vie variant de 2 à 30 jours. Le compartiment labile de FL comprend en moyenne 37% de C-FL avec un temps de demi-vie similaire à celui de C-BM. Les quantités de N-FL de ce compartiment ont varié de 19 à 118 mg N kg^{-1} avec un temps de demi-vie allant de 0,1 à 11 semaines. Une relation négative a été trouvée entre les valeurs de N-labile de la FL et celles du rapport C:N de la même fraction (FL). Cette relation implique que lorsque le rapport C:N de la FL dépasse 25, le compartiment labile de LF immobilise le N (figure 1).

Conclusion

Cette étude a mis en évidence la présence de deux compartiments de minéralisation de C et de N dans les sols de pairie. La contribution des deux fractions, BM et FL, à la fertilité des sols est donc importante.

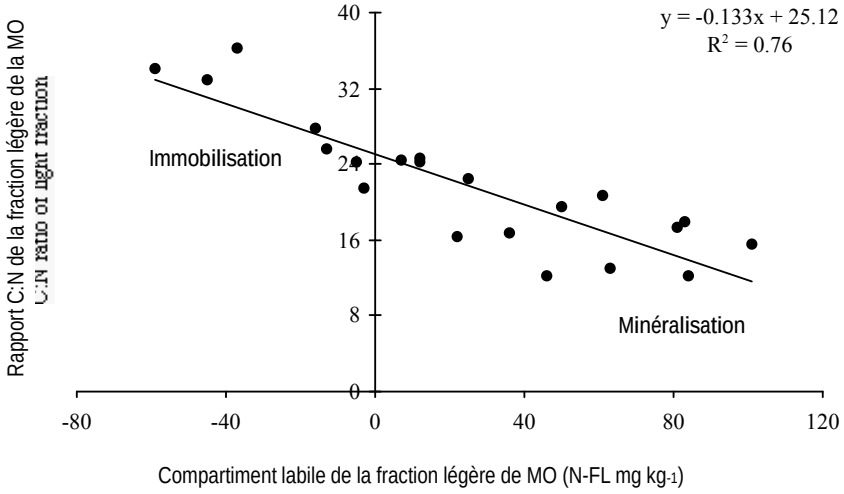


Figure 1. Relation entre le rapport C/N de la FL et le N du compartiment labile (N-FL) de la fraction légère de la MO.

Références

Christensen, B. 2001. European Journal of Soil Science, 52: 345-353.

Janzen, H. H.; Campbell, C. A.; Brandt, S. A.; Lafond, G. P.; Townly-Smith, L. 1992. Soil Science Society of America Journal, 56: 1799-1806.

N'Dayegamiye, A., Giroux, M; Gasser, M.-O. 2007. Colloque sur l'azote. CRAAQ-OAQ, Québec, Canada.

Sbih, M; N'Dayegamiye, A.; Karam, A. 2003. Canadian Journal of Soil Science, 83: 25-33.

Vance, E. D.; Brookes, P. C.; Jenkinson, D. S. 1987. Soil Biology and Biochemistry, 19: 703-707.

Quelle relation entre la culture du Douglas (*Pseudotsugamenziesei* F.), la nitrification et l'acidification des sols forestiers ?

GRATIA Bruno[1,2], ZELLER Bernd[1], ANDRIANARISOA Sitraka[1,3], BIENAIME Séverine[1], MAINTENANT Marie-Clothilde[1] et RANGER Jacques[1]

[1] : INRA Centre de Nancy - UR 1138 Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, 54280 Champenoux tel 0383394068, ranger@nancy.inra.fr
[2] : LEGTA Meymac (19)
[3] : Groupe ISA Lille, Pole Agriculture, 48 boulevard Vauban - 59046 Lille cedex, Tél. 03 28 38 48 48

Le Douglas est une essence phare de la sylviculture intensive en France de par sa production élevée, la qualité du matériau qu'il produit et ses effets supposés limités sur l'environnement. Tout ceci est vrai à l'exception de ses effets sur l'environnement qui sont plus complexes que ce que l'on imaginait. L'effet humus est bien limité (Moukoumi *et al*., 2006), mais les travaux menés dans le Beaujolais (Jussy *et al*., 2004 ; Ranger *et al*., 2007) puis dans le Morvan (Zeller *et al*., 2007 ; Andrianarisoa *et al*., 2010) montrent que dans ces sites le Douglas stimule fortement la minéralisation de l'azote et la nitrification. Quand le sol est pauvre, la production de nitrates excède leur prélèvement et leur immobilisation par la végétation et la microflore du sol, et se traduit par une forte acidification du sol.
Un réseau d'une vingtaine de sites, couvrant tout le spectre de richesse chimique du sol tolérable par le Douglas (entre pH 3,5 et 7), a été mis en place dans toute l'aire de cette essence en France, pour tester les hypothèses suivantes : i- le Douglas stimule toujours la nitrification et ii- cette stimulation se traduit par une acidification du sol quand la fertilité minérale du sol est inférieure à un certain seuil à déterminer. Les amendements limités permettent de remédier efficacement à cette acidification, y compris sur le moyen terme (Jaffrain *et al*., 2012).
Les résultats obtenus sur les sites de Vauxrenard (69) puis de Breuil (58) convergent vers la conclusion que le Douglas stimule la nitrification. A Breuil, la manipulation de carottes de sols et de litière entre nitrifiants (Douglas, pin Laricio) et non nitrifiants (taillis sous futaie natif, sapin de Nordmann, épicéa) a permis de valider ces observations : la stimulation sous Douglas provient soit de l'activation de populations existantes mais inhibées, soit par la colonisation par de nouvelles espèces (Andrianarisoa *et al*., 2010).
Les premiers résultats obtenus sur le réseau de sites de Douglas montrent qu'effectivement le Douglas stimule la nitrification sur l'ensemble des sites. Les niveaux absolus très variables de production de nitrates doivent être liés au passé cultural et aux caractéristiques physico-chimiques propres aux différentes situations. Mais malgré ces différences on observe que la concentration en nitrate dépasse largement celle de l'ammonium. Par la suite, des analyses multi variables permettront de mettre en évidence comment l'environnement intervient dans l'amplification de la nitrification sous Douglas (figure 1).

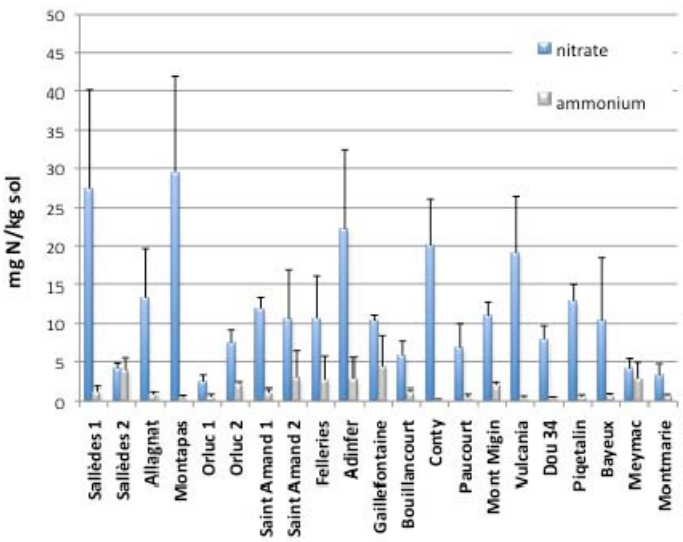


Figure 1 : Formes d'azote minéral présentes dans les incubations des sols sous Douglas en conditions contrôlées au temps t0 (extraction par K2SO4 0,5N)

De plus, des dispositifs lysimétriques (2 sites anciens et 12 sites nouveaux) associés à l'utilisation de résines échangeuses d'ions (une vingtaine de sites) permettront d'identifier les conséquences réelles sur l'environnement, en particulier par les composition des eaux de drainage (travail en cours dans le cadre de la thèse de Bruno GRATIA).

En conclusion, ces résultats montrent que : i- la végétation peut avoir un rôle décisif sur l'orientation de la pédogénèse, et que, ii – que la fertilité minérale du sol est un patrimoine à respecter et à entretenir, surtout pour les sols forestiers gérés relativement extensivement. La production de bois éco-matériau ne peut être durable que si certaines règles sont respectées. L'interaction essence x milieu doit être mieux comprise, car toute altération de la fertilité du sol, se traduira par une augmentation des risques de dysfonctionnement des écosystèmes, en particulier dans le contexte des changements globaux.

Références

ANDRIANARISOA, K.S., ZELLER, B., POLY, F., SIEGENFUHR, H., BIENAIMÉ, S., RANGER, J. & DAMBRINE, E. (2010) : Control of nitrification by tree species in a common garden experiment. Ecosystems, 13 : 1171-1187.

JAFFRAIN, J., BOUDOT, J.P., FORÊT, M. & RANGER J. (201x) : Long term effects of liming and fertilisation on ecosystem geochemistry inferred by throughfall, stemflow and soil solutions For. Ecol. Manage., (soumis)

JUSSY, J.H., RANGER, J., BIENAIMÉ, S. & DAMBRINE, É. (2004) : Effects of a clear-cut on the in situ nitrogen mineralisation and the nitrogen cycle in a 67-year-old Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) plantation. Ann. for. Sci., 61, 5 : 397-408.

MOUKOUMI, J., MUNIER-LAMY, C., BERTHELIN, J. & RANGER, J. (2006) : Effect of tree species substitution on organic matter biodegradability and mineral nutrient availability in a temperate topsoil. Ann. For. Sci., 63, 7 : 763-771.

RANGER, J., LOYER, S., GELHAYE, D., POLLIER, B.& BONNAUD, P. (2007) : Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir plantation (Pseudotsuga menziesii F.) on the chemical composition of soil solutions and on the leaching of DOC and ions in drainage waters. Ann. For. Sci. 64, 2 : 183–200.

ZELLER, B., RECOUS, S., KUNZE, M., MOUKOUMI, J., COLIN-BELGRAND, M., BIENAIMÉ, S., RANGER, J. & DAMBRINE, É. (2007) :Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. Ann. For. Sci. 64, 2 : 151–158.

SESSION 9

ROLE DES SOLS DANS LA VALORISATION DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

SESSION 9

ROLE DES SOLS DANS LA VALORISATION DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

COMMUNICATIONS ORALES

La prise en compte du sol et des produits organiques dans AzoFert® et le Reliquat Virtuel, deux outils d'aide à la décision réalisés pour améliorer la gestion de l'azote dans les exploitations agricoles

MACHET Jean-Marie[1], Le ROUX Caroline[2], DAMAY Nathalie[2], GAILLARD Julien[3], DUBRULLE Pascal[1], DUPONT Aurélien[1] et JULIEN Jean-Luc[2]

(1) unité INRA Agro-Impact, 180 rue Pierre Gilles De Gennes, 02 007 LAON cedex, machet@laon.inra.fr
(2) LDAR, 180 rue Pierre Gilles De Gennes, 02 007 LAON cedex, jljulien@cg02.fr
(3) ITB, 45 rue de Naples, 75 008 PARIS.

Résumé
AzoFert® est un outil d'aide à la décision, OAD, qui permet de calculer pour les cultures annuelles de plein champ la dose prévisionnelle d'engrais azoté à partir de la méthode du bilan (Machet *et al.,* 2007). Il a été mis au point par l'INRA, le LDAR et l'ITB, chaque partenaire apportant ses compétences propres : synthèse des acquis les plus récents de la recherche pour l'INRA, tests et paramétrage avec intégration de la base de données sols et produits organiques pour le LDAR et, pour l'ITB, tests initiaux sur la betterave, culture au cycle long avec souvent des apports organiques. La spécificité d'AzoFert® est de tenir compte du climat réel pendant plusieurs mois avant la date d'ouverture du bilan. L'intérêt d'un tel outil est de bien prendre en compte l'effet du climat sur tous les postes relatifs à la minéralisation des matières organiques : plus il fait chaud et humide, plus la minéralisation est forte. Cela concerne bien sûr l'humus du sol, mais aussi les résidus de cultures, les produits organiques apportés… Un deuxième outil est créé avec les mêmes formalismes pour prédire le reliquat azoté à l'ouverture du bilan : le Reliquat Virtuel. En Picardie et en Champagne Ardenne, un agriculteur réalise en moyenne des analyses de reliquats azotés interprétés par AzoFert® sur 4 parcelles. En utilisant le Reliquat Virtuel, l'agriculteur peut ainsi calculer une dose prévisionnelle d'azote avec AzoFert® sur les autres parcelles de son exploitation.

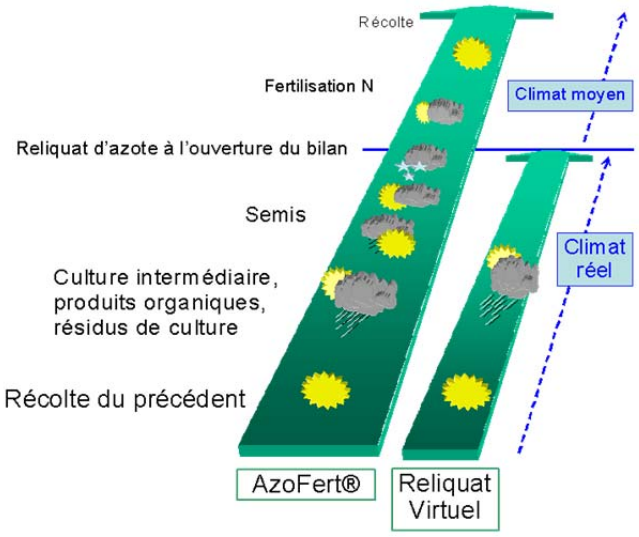


Figure n°1 : Prise en compte du climat dans AzoFert® et le Reliquat Virtuel

Principe de fonctionnement des outils

La décomposition des différentes sources organiques en fonction du temps est simulée en utilisant un « temps normalisé », fondé sur des fonctions température et humidité du sol. La minéralisation se produit essentiellement dans l'horizon superficiel du sol. Il faut donc d'abord modéliser le fonctionnement hydrique du sol pour déterminer l'humidité de la couche superficielle du sol. La simulation des transferts hydriques dans le sol est aussi nécessaire pour estimer la lixiviation des nitrates. Pour cela, un modèle simple a été retenu, le modèle de Burns, appliqué sur la profondeur de sol et discrétisé par couches de 1cm d'épaisseur. Les principaux paramètres du sol sont la densité apparente, l'humidité au point de flétrissement (pF = 4.2), l'humidité proche de la capacité au champ (pF = 2.0) et la réserve utile (en mm par cm de sol). Pour les données climatiques (pas de temps décadaire), les variables prise en compte sont : la température moyenne, la pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle.
AzoFert® et le Reliquat Virtuel comprennent de nouveaux modules pour évaluer la minéralisation de l'azote du sol et des matières organiques apportées. La minéralisation nette de l'azote est la somme de la minéralisation de la matière organique humifiée et de la contribution des différentes sources organiques. La matière organique humifiée est minéralisée dans les couches supérieures du sol. Le taux de minéralisation de ces couches est fonction d'un taux potentiel dépendant du pool d'azote organique humifié, des teneurs en calcaire et en argile vraie (argile après décarbonatation) et, bien sûr, de la température et de l'humidité du sol (Mary *et al.,* 1999). Le taux de minéralisation intègre également les effets des techniques culturales (apports et types de produits organiques, fréquence et espèces de cultures intermédiaires, travail ou non travail du sol).
La décomposition des résidus de culture et des produits organiques entraîne soit une minéralisation nette, soit une organisation nette de l'azote dans le sol (Figures 2 et 3). Chaque résidu de culture et produit organique est caractérisé par deux cinétiques de décomposition spécifiques, une relative au carbone et une à l'azote. La décomposition de ces produits est fonction de la nature des résidus organiques (caractéristiques chimiques et rapport C/N) et de la température et de l'humidité du sol (Nicolardot *et al.,* 2001).

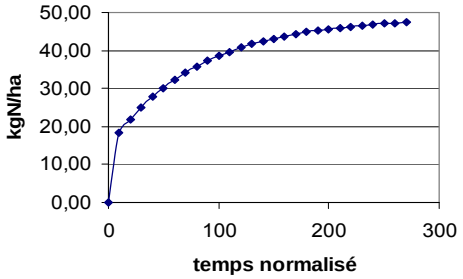


Figure n°2 : Cinétique de minéralisation de l'azote d'une vinasse de sucrerie

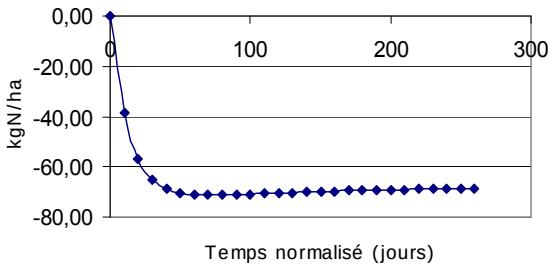


Figure n°3 : Evolution de l'azote lors de la décomposition d'une paille de blé

Les cinétiques de minéralisation carbone et azote des différents produits organiques sont obtenues d'abord en conditions contrôlées au laboratoire, conditions maximisant le contact sol / produit. Il est nécessaire ensuite de les reparamétrer pour tenir compte des conditions réelles observées au champ. Le calage est obtenu à partir d'essais au champ.

Les données d' « entrée » des outils

Les données d'entrée permettant l'élaboration du fichier d'entrée pour une parcelle agricole sont constituées des résultats du laboratoire et de renseignements obtenus à partir d'un questionnaire rempli par l'agriculteur.
Les données relatives au sol sont les teneurs en argile vraie, sables, calcaire total, carbone organique, azote total, le pH de l'horizon de surface, le pourcentage de cailloux, la profondeur de labour et la profondeur de sol exploitable par les racines des plantes. Il est

demandé à l'agriculteur des informations sur le travail du sol (date d'incorporation des résidus, labour permanent ou occasionnel, pas de labour).
Dans le cas d'apports de produits organiques, la nature du produit organique, la quantité apportée et la date d'apport sont nécessaires. Si une analyse du produit existe, les teneurs en carbone, azote total et azote minéral sont aussi indiquées.
Enfin, il est demandé des informations sur l'histoire culturale de la parcelle, le précédent cultural, les cultures intermédiaires (CIPAN) le cas échéant, et sur la culture à fertiliser. Au total, l'agriculteur renseigne plus de 30 données sur la parcelle.

Les « sorties » des outils

Les deux logiciels utilisent les mêmes modules de calcul pour modéliser les deux grands types de fonctions, transferts hydriques et minéralisations. Ils ont été « calés » sur les mêmes données expérimentales. Mais comme les sorties sont différentes, les deux outils ne valorisent pas les modules de la même manière.
Dans le cas du Reliquat Virtuel, la principale sortie est la quantité d'azote minéral présent dans le profil de sol à l'ouverture du bilan (fin février par exemple). Cette quantité d'azote dépend de la somme des minéralisations des différentes sources organiques depuis la récolte de la culture précédente jusqu'à février. Elle est bien sûr diminuée des éventuels prélèvements par les repousses, les CIPAN ou la culture en place et des pertes de nitrate par lixiviation.
Dans le cas d'AzoFert®, tout ce qui a minéralisé avant février se retrouve a priori dans le reliquat azoté qui est une donnée d'entrée du logiciel. Il n'y a donc pas lieu de les estimer. En revanche, le calcul de la dose prévisionnelle d'azote tient compte des minéralisations futures de février à la récolte de la culture à fertiliser que ce soit pour le sol, les produits organiques ou les CIPAN.
Au final, les modules fonctionnent sur l'ensemble de l'année. Pour les deux logiciels, les pertes de nitrates par lixiviation sont données, pour des périodes différentes.

Conclusion et perspectives

Certains formalismes utilisés dans les deux logiciels sont inspirés de ceux du modèle sol-culture STICS. Cet outil, essentiellement orienté recherche, possède de très nombreux paramètres et données d'entrée et un pas de temps journalier. Dans le cas d'AzoFert®, utilisé pour près de 70 000 parcelles, donc dans des situations très variées du point de vue du sol, les données d'entrée concernant le sol sont limitées et doivent être faciles d'acquisition. Les formalismes de STICS sont donc « dégradés » pour limiter le nombre de données d'entrée nécessaires : en particulier, le pas de temps de calcul a été porté à 10 jours.
Les résultats d'AzoFert® montrent qu'un juste équilibre a été trouvé entre la précision attendue du conseil et la robustesse de l'outil. Le Reliquat Virtuel, en phase de test, devrait atteindre les mêmes performances. Les travaux menés sur la typologie des produits devraient permettre d'étendre significativement la base de données relatives aux produits résiduaires organiques (Lashermes et al, 2009 et 2010). Ces travaux font l'objet d'un financement CasDAR dans le cadre du projet « Réseau PRO ».

Références

Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuriès L., Chaussod R., Guillotin M.L., Linères M., Mary B., Metzger L., Morvan T., Tricaud A., Villette C., Houot S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science,* 60, 297-310.

Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuries L., Chaussod R., Guillotin M.L., Lineres M., Mary B., Metzger L., Morvan T., Tricaud A., Villette C., Houot S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology,* 101, 1, 157-164.

Machet J. M., Dubrulle P., Damay N., Duval R., Recous S., Mary B., Nicolardot B. (2007). Présentation et mise en œuvre d'AzoFert®, nouvel outil d'aide à la décision pour le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures. *In* "8èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre. Fertilisation et analyse de terre : quoi de neuf ?" GEMAS-COMIFER, pp. 4, Blois.

Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., & Machet, J.M. 1999. Calculation of nitrogen mineralisation and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50, 549-566.

Nicolardot, B., Recous, S., & Mary, B. 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition : A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil*, 228, 83-103.

Influence à moyen terme d'apports répétés de composts d'origine urbaine sur la dynamique de l'azote au champ en grandes cultures : simulation avec le modèle de culture STICS

DHAOUADI Ahmed Karim[1,2], PARNAUDEAU Virginie[3], AUBRY Christine[2] et HOUOT Sabine[1]

[1] : UMR INRA-AgroParisTech EGC, 78850 Thiverval Grignon, kdhaouadi@grignon.inra.fr
[2] : UMR INRA-AgroParisTech SAD APT, 16 rue Claude Bernard, 75005 Paris.
[3] : UMR INRA-AgroGroCampus Ouest SAS, 35042 Rennes.

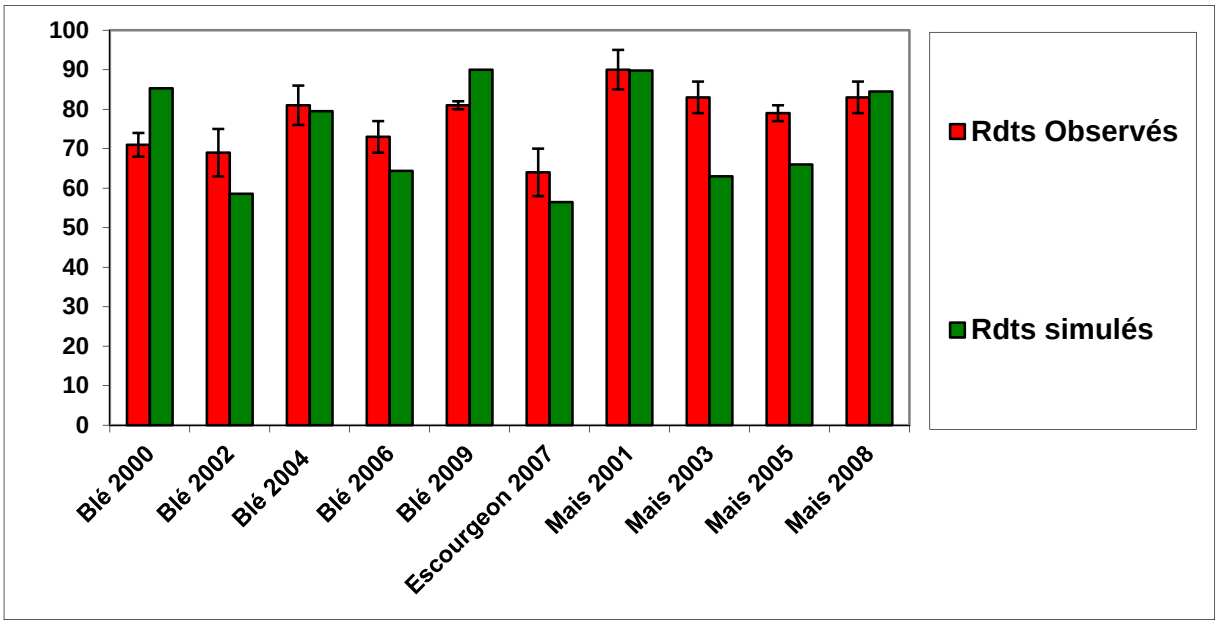
Influence à moyen terme d'apports répétés de composts d'origine urbaine sur la dynamique de l'azote au champ en grandes cultures : simulation avec le modèle de culture STICS. La valorisation de l'azote contenu dans les effluents d'élevage est une pratique classique dans les régions où l'élevage est présent. Cependant la spécialisation de l'agriculture conduit à une distribution hétérogène de la disponibilité en effluents d'élevage sur le territoire national et dans les régions où l'élevage est peu présent. La valorisation en agriculture d'amendements organiques issus du traitement biologique de déchets d'origine urbaine pourrait permettre de substituer partiellement l'azote minéral des engrais de synthèse par l'azote organique apporté par ces amendements. Cependant, l'azote apporté est en grande partie sous forme organique et cela nécessite d'en connaitre la dynamique de minéralisation pour évaluer son utilisation potentielle par les cultures, savoir si cette fourniture d'azote est suffisante ou s'il est nécessaire de complémenter la fertilisation par des engrais minéraux. Les modèles de culture constituent des outils incontournables pour prédire cette dynamique de la minéralisation de l'azote provenant des amendements organiques, simuler la croissance des plantes et calculer la quantité d'engrais azoté supplémentaire nécessaire, tout en minimisant les impacts environnementaux éventuels via le lessivage des nitrates. L'objectif du travail présenté est donc de tester la possibilité d'utiliser le modèle STICS pour simuler la dynamique de l'azote dans un agrosystème où une partie de la fertilisation azotée est assurée par l'apport d'amendements organiques issus du traitement de déchets urbains.

Le modèle STICS est subdivisé en sous-modules qui simulent la croissance des cultures, la dynamique de l'eau dans le sol et les dynamiques du carbone et de l'azote avec un pas de temps journalier et sous l'influence des conditions climatiques. Les résultats du site expérimental Qualiagro localisé sur la commune de Feucherolles en Ile de France ont été utilisés. Ce site fait partie du SOERE-PRO (Système d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement sur les Produits Résiduaires Organiques), réseau de sites expérimentaux au champ mis en place pour étudier l'ensemble des effets sur la qualité des agrosystèmes liés au retour au sol de matières organiques issues de déchets d'origine agricole ou urbaine. Le site Qualiagro[1] a été mis en place en 1998. Dans ce dispositif, quatre amendements organiques sont comparés à une fertilisation minérale classique pour l'ensemble de leurs effets sur les agrosystèmes : un co-compost de Déchets Verts et Boues d'épuration urbaine (DVB), un compost d'Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) issu du compostage de la fraction résiduelle des ordures ménagères après collecte sélective des emballages propres et secs, un compost de Biodéchets (BIO) issu du compostage en mélange avec des déchets verts de la fraction fermentescible des ordures ménagères

[1] Le site Qualiagro est mené dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA et Véolia Environnement Recherche et Innovation

collectée sélectivement et un Fumier de Bovins (FB) venant d'un élevage laitier. Les amendements organiques sont apportés tous les 2 ans début septembre sur chaume de blé. Les doses d'apports sont calculées sur la base de la quantité de carbone apporté et la dose visée est 4 t C/ha à chaque épandage soit des doses moyennes d'azote de 278 kg Norg/ha Le système de culture est simplifié avec une succession blé-maïs grain sans culture intermédiaire. Les pailles de blé sont exportées mais les résidus de maïs sont restitués au sol.
L'objectif du travail présenté était de caler les paramètres décrivant la dynamique du carbone et de l'azote des amendements organiques apportés et de tester la possibilité d'utiliser le modèle STICS pour simuler les 12 ans de résultats expérimentaux du site expérimental. Les paramètres décrivant la dynamique du carbone et de l'azote issus des quatre amendements organiques ont été optimisés au préalable à l'aide du module STICS-résidus en utilisant les résultats expérimentaux de minéralisation du carbone et de l'azote au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire de mélanges sol-amendements. Les critères utilisés pour tester la validité des résultats de simulation ont été : le rendement des récoltes, les données d'évolution de l'azote organique dans l'horizon de surface des sols (horizon d'apport des amendements) et les mesures des stocks en azote minéral sur le profil de sol (3 mesures par an).

Pour simuler correctement les résultats des traitements témoins (sans apport d'amendement organique, cf Figure), les paramètres décrivant la dégradation des résidus de récolte ont du être modifiés pour diminuer l'intensité et la durée de la phase de réorganisation de l'azote associée à l'enfouissement des résidus de récolte.
La dynamique de l'azote des déchets organiques varie selon la nature des produits résiduaires organiques et leurs compositions biochimiques. La biodégradabilité des amendements diminue dans l'ordre OMR>FB>BIO=DVB. L'apport de compost OMR et de FB est suivi d'une phase transitoire de réorganisation de l'azote. La minéralisation de l'azote organique des composts BIO et DVB est lente après l'apport. Les résultats de simulation des traitements amendés seront également présentés.



Comparaison des rendements en grains des cultures dans les traitements témoins non fertilisés mesurés ou simulés après modification des paramètres dans STICS.

Remerciements : nous remercions l'Agence National de la Recherche qui est le financeur du projet ISARD dont ce travail fait partie.

Impact d'un épandage de boues urbaines sur la teneur en polluants organiques d'un sol agricole

MOREAU-GUIGON Elodie, ALLIOT Fabrice, DINH Quoc Tuc, TRAN Chau, TEIL Marie-Jeanne, BLANCHARD Martine, BOURGES Catherine, DESPORTES Annie et CHEVREUIL Marc

UMR 7619 Sisyphe, EPHE Laboratoire Hydrologie et Environnement, Paris 05, elodie.moreau-guigon@upmc.fr

Les activités humaines engendrent l'émission de nombreux micropolluants organiques dans l'environnement. Ces composés se dispersent dans les différents compartiments environnementaux en fonction de leurs sources et de leurs propriétés physico-chimiques. Par exemple, les composés semi-volatils tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les éthers de biphényles polybromés (PBDE) et les phtalates peuvent contaminer des zones éloignées de sources de pollution par voie atmosphérique. Néanmoins, pour des sols agricoles amendés en boues urbaines, la voie de contamination atmosphérique reste minoritaire par rapport aux apports liés à ces boues.

Dans un sous-bassin versant de l'Essonne, une station d'épuration (STEP) traite les eaux usées d'une commune et d'un hôpital. Les boues issues de cette STEP sont séchées sur un lit de sable avant d'être valorisées par épandage sur les sols agricoles avoisinants.

Des composés polluants organiques : HAP, PCB, PBDE, phtalates et aussi des antibiotiques ont été décelés dans ces boues. Les teneurs sont de 433 et 17 ng/g respectivement pour la somme de 6 HAP (dont ceux de la norme pour les boues) et pour la somme des 7 PCB indicateurs. Ces teneurs sont conformes pour la valorisation de ces boues par épandage. Une forte teneur en phtalates et en PBDE a également été mesurée : de 56 ng/g pour la somme de 7 PBDE et 46 µg/g pour la somme des 7 phtalates.

Afin d'étudier l'impact de l'amendement de ces boues sur un sol agricole et la mobilisation de ces polluants à travers le 1er m du sol, des prélèvements ont été réalisés sur une parcelle avant et après épandage. Ces prélèvements ont été effectués sur 4 niveaux de profondeur (0-20, 20-40, 40-60 et 60-80 cm) à différentes périodes jusqu'à 10 mois après l'épandage. Un prélèvement de sol d'une forêt proche de la parcelle a également été effectué afin de servir de référence. Les différents micropolluants ont été décelés dans ce sol à des teneurs de 44, 1, 84 et 0,022 ng/g pour les HAP, PCB, Phtalates et PBDE.

Après l'épandage, les teneurs en micropolluants dans le sol de la parcelle sont plus fortes ou du même ordre de grandeur (PCB) que celles dans le sol de la forêt. Les teneurs décroissent entre la surface et la profondeur (figure 1).

Dans les profils, les teneurs augmentent au cours du temps sauf pour les PBDE, pour lesquels elles diminuent.

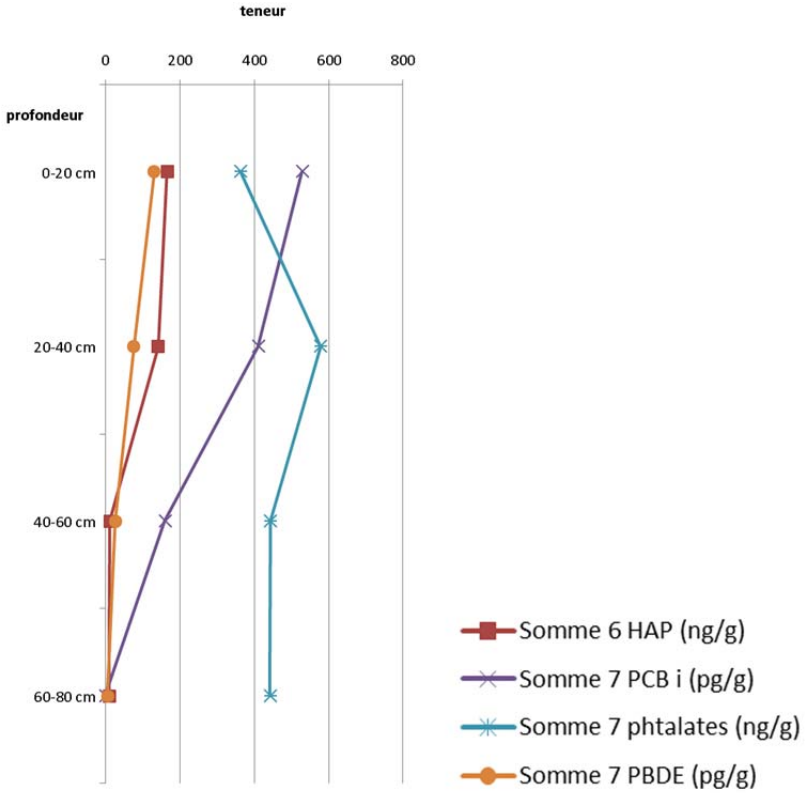


Figure 1 : Teneurs en HAP, PCB, Phtalates et PBDE, 4 mois après l'épandage

Trois antibiotiques de la famille des fluoroquinolones ont été mesurés dans les deux premiers niveaux de sol. Les teneurs en ciprofloxacine, ofloxacine et norfloxacine varient de 16 à 30 µg/g à la surface et diminuent au cours des mois suivants jusqu'à 5 µg/g. En parallèle, les teneurs dans le niveau 20-40 cm augmentent pour atteindre 5 µg/g.

Remerciements : ces travaux ont été réalisés avec le soutien du programme PIREN-Seine.

Les biochars représentent t-ils un amendement permettant la séquestration à long terme de carbone dans les sols ?

NAISSE Christophe[1], PLANTE Alain[2], PELTRE Clément[2], WIEDNER Katia[3], GLASER Bruno[3], FAVILLI Fillippo [4], CRISCOLI Irène[1,4], POZZI Alessandro[5], MIGLIETTA Franco[4] et RUMPEL Cornélia[1]

1. BIOEMCO, UMR 7618, CNRS-INRA-ENS-Paris 6, Bâtiment EGER, Aile B, 78820 Thiverval-Grignon, France, christophe.naisse@grignon.inra.fr
2. Department of Earth & Environmental Science, University of Pennsylvania, Philadelphia, PA 19104-6316, USA.
3. Department of Terrestrial Biogeochemistry, Martin-Luther University Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06120 Halle, Germany.
4. Italian National Research Council CNR, Institute for Biometeorology IBIMET, via G. caproni 8, 50145 Firenze and FoxLab, E.Mach Foundation, Via E.Mach 1, 38010 San Michele a/Adige, Trento, Italy.
5. Advanced Gasification Technology, Cremona 26100, Italia.

Contexte

Les biochars correspondent aux produits de la carbonisation de biomasses faiblement valorisables, tels que des résidus végétaux provenant de cultures agricoles ou de procédés de transformation industriels, mais également de résidus d'élevage ou encore de boues d'épuration. L'amendement des sols avec ces matériaux pourrait être une solution permettant d'augmenter leur fertilité ainsi que le stockage de carbone. Actuellement, il existe plusieurs procédés industriels de production de biochars. La pyrolyse lente est basée sur le principe millénaire permettant à température modérée (500°C) et à une teneur en oxygène contrôlée, d'obtenir des biochars après plusieurs heures de réaction. L'augmentation du rythme de chauffe permet d'accélérer la réaction de carbonisation (pyrolyse rapide). La conversion à très haute température (>750 °C), par gazéification (GZ), permet d'obtenir à partir de la biomasse des gaz de synthèse constitués principalement d'hydrogène et de monoxyde de carbone. Une technique encore au stade de développement permettant la conversion de la biomasse à basse température (180 - 250 °C) et à haute pression, par carbonisation hydrothermale (CHT), possède l'avantage de pouvoir traiter des biomasses humides. L'objectif de notre étude est de déterminer la composition élémentaire de biochars produits par GZ et CHT et de tester leur réactivité chimique et thermique, afin d'élaborer un indicateur simple de leur potentiel de stabilisation à long terme du carbone dans les sols. Cette dernière a été évaluée dans un premier temps par comparaison de la composition élémentaire et réactivité chimique avec celle des biochars archéologiques échantillonnés dans des profils de sols.

Résultats et discussions

La composition élémentaire des biochars produits par GZ montre un rapport atomique O/C compris entre 0,009 et 0,15, plus bas que les biochars produits par CHT avec un ratio atomique O/C compris entre 0,25 et 0,5, ou encore la biomasse d'origine (O/C > 0.5). Selon Spokas (2010), ce rapport atomique O/C serait un indicateur prédictif du temps de résidence des biochars dans le sol. Ainsi, les biochars GZ seront caractérisés par des demi-vies d'au minimum 10 000 ans, alors que les biochars produits par CHT posséderaint des demi-vies comprisent entre 100 et 1000 ans, et les biomasses d'origine par des demi-vies inférieures à 100 ans. Néanmoins, le rythme de dégradation des biochars dans le sol dépendra de façon importante des conditions du milieu, et plus particulièrement de l'activité

microbienne qui est conditionnée par les paramètres du sol, tel que la diversité microbienne, le pH ou encore la texture. Ainsi, nous faisons l'hypothèse que la récalcitrance des biochars est le facteur déterminant leur stabilité à long terme dans le sol, c'est-à-dire de leur temps de résidence. Les tests oxydatifs menés avec le dichromate de potassium en milieu acide ($3C + 2K_2Cr_2O_7 + 8H_2SO_4 \Rightarrow 3CO_2 + 2K_2SO_4 + 2Cr(SO_4)_3 + 8H_20$) montrent que les biochars produits par CHT et la biomasse ne résistent pas aux 155 heures de la réaction, temps nécessaire à l'oxydation d'une même quantité de cellulose. Les biochars produits par GZ au contraire, se sont révélés relativement stables au même titre que les charbons de bois d'origine archéologique soumis durant des siècles aux dégradations microbiennes du sol, tendant ainsi à confirmer notre hypothèse. La plus forte réactivité chimique des biochars produits par CHT, qui pourrait se traduire par une stabilité relativement moindre dans les sols, est probablement à attribuer à une plus faible aromatisation par rapport aux biochars produits par pyrolyse (Fuertes *et al.*, 2010). De plus, les biochars produits par CHT sont caractérisés par une présence importante de groupements carboxyles et hydroxyles (Fuertes *et al.*, 2010), plus labiles à l'oxydation avec le dichromate de potassium.

L'analyse thermique révèle que les biochars produits par GZ à très haute température (1000 °C) enrigistrent des pertes de masses à des températures plus élevées en comparaison avec les biomasses d'origine et les CHT produits à 230 °C. Ceci signifie, que les biochars produits par GZ sont majoritairement constitués par des composés organiques réfractaires, alors que les biochars produits par CHT se composent principalement de matières organiques labiles et peu réfractaires, plus proches de la biomasse d'origine.

En conclusion, la réactivité chimique au dichromate de potassium a montré une bonne corrélation avec les résultats d'analyse thermique, également observés pour les biochars produits par pyrolyse lente (Calvelo Pereira *et al*., 2011). Les GZ semblent être capables de résister à long terme dans les sols, car ils montrent des compositions élémentaires et des réactivités chimiques comparables aux biochars archéologiques. Nos résultats suggèrent également, que les CHT ont un comportement plus proche de la biomasse d'origine. Des tests de stabilité biologique menés en microcosmes restent à effectuer, afin de statuer sur l'utilité des oxydations chimiques comme indicateur du devenir à long terme des biochars dans le sol.

Remerciements

Nous remercions la commission européenne (Seventh Framework Programme (FP7)) pour le financement de nos travaux par l'intermédiaire du projet européen « EuroChar »

Références

Calvelo Pereira, R., Kaal, J., Camps Arbestain, M., Pardo Lorenzo, R., Aitkenhead, W., Hedley, M., Macías, F., Hindmarsh, J., Maciá-Agulló, J.A. 2011. Contribution to characterisation of biochar to estimate the labile fraction of carbon. Organic Geochemistry 42 : 1331-1342.

Fuertes, A.B., Camps Arbestain, M., Maciá-Agulló, J.A., Fiol, S., López, R., Smernik, R.J., Aitkenhead, W.P., Arce, F., Macias, F. 2010. Chemical and stuctural properties of carbonaceous products by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. Australian Journal of Soil Research 48 : 618-626.

Spokas, K. 2010. Review of the stability of biochar in soils : predictability of O:C molar ratios. Carbon Management 1(2) : 289-303.

Colonisation d'un Technosol construit par les macroinvertébrés des sols

HEDDE Mickaël[1], NAHMANI Johanne[2], CORBEL Sylvain[1], PRECIGOUT Pierre-Antoine[1] et CORTET Jérôme[3]

[1] : UR251 PESSAC, INRA Versailles-Grignon, RD10, 78026 Versailles CEDEX, mickael.hedde@versailles.inra.fr
[2] : CEFE CNRS, 1919, route de Mende, 34293 Montpellier 5
[3] : Laboratoire Sols et Environnement, ENSAIA-INPL, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy, France

Introduction

La réhabilitation de sites industriels pollués, telles les friches industrielles, est un enjeu majeur des politiques environnementales actuelles. C'est dans le cadre de la recherche de nouveaux protocoles de mise en valeur de ces sols pollués qu'a été achevée en 2007 la construction, sur le site-atelier d'Homécourt (Lorraine, 54), d'un Technosol à partir de déchets d'usine de papeterie et de sols décontaminés. La question principale du projet BioTechnosol (financement ADEME) porte sur la capacité d'un Technosol construit à partir de déchets à assurer les fonctions essentielles d'un sol naturel, plus particulièrement le développement d'un couvert végétal, ce qui implique la restauration du potentiel de fertilité physico-chimique. Nous posons dans ce projet pour hypothèse que les organismes du sol, à travers leur diversité et complémentarité fonctionnelle, sont des acteurs essentiels pour assurer cette fonction. Nous avons testé les hypothèses suivantes : (i) ce procédé permet la colonisation par la macrofaune des sols et (ii) différentes modalités de construction impliquent des dynamiques de colonisation différentes.

Matériel & Méthodes

Dispositif expérimental Une zone s'étendant sur près d'un hectare et représentant 8000 tonnes de terre très fortement polluée (concentration en HAP variant de 5000 à 18000 ppm). La terre a été excavée sur une hauteur d'un mètre et a subi une désorption thermique à 450°C, permettant l'oxydation complète des HAP présents ainsi qu'une minéralisation et/ou une polycondensation de la matière organique du sol. En 2007, un technosol a été construit à l'aide de terre traitée par désorption thermique, de chaux, de boues de papeteries et de compost. La forte proportion de matière organique minéralisable contenue dans les sous-produits papetiers et le compost permet hypothétiquement de restaurer la fertilité du sol. Suivant ce principe, deux modalités ont été construites sur la parcelle étudiée. La modalité « éponge végétale » se base sur les propriétés de rétention d'eau des sous-produits papetiers : ce profil simulerait des substrats filtrants. La modalité « confinement » mime un substrat davantage induré. En effet l'ajout de chaux aux déchets de papeterie permet une compaction plus importante et réduit le coefficient de perméabilité du milieu, assurant un taux d'humidité supérieur à celui de l'« éponge végétale ». Afin d'éviter l'anoxie dans le sol, un drainage a été réalisé, canalisé dans un drain médian.

Echantillonnage Les échantillonnages sur la parcelle ont été effectués au printemps durant 4 années consécutives de 2008 à 2011. La parcelle expérimentale a été séparée en 24 mailles qui représentent autant de pseudo-réplicats. Deux types d'échantillonnage ont été réalisés en avril de chaque année. Premièrement, un tri manuel d'un bloc de sol (25 x 25 x 15 cm) a été réalisé. Les macro-invertébrés de la litière et du sol ont été prélevés et stockés dans de l'alcool à 70°. Au laboratoire, les animaux à corps mou ont été fixés dans du formol (4%), puis conservés dans de l'alcool à 70°. Deuxièmement, l'activité des macro-invertébrés mobiles en surface a été évaluée par piégeage. Des pièges d'interception (pot-pièges) contenant du vinaigre ont été disposés sur les 24 mailles pour une durée de 7 jours. Après

cette période, les pièges ont été relevés et les macro-invertébrés ont été placés dans de l'alcool à 70°.

Identification de la macrofaune L'ensemble des macro-invertébrés capturés a été identifié sous loupe binoculaire *a minima* au niveau taxonomique de la classe, les insectes ont été identifiés *a minima* à l'ordre et à la famille quand cela était possible. Les lombricidés, les isopodes et les carabidés, considérés dans la littérature comme de bons bioindicateurs et d'importants ingénieurs des écosystèmes ont été identifiés à l'espèce.

Résultats

La densité d'invertébrés dans les sols augmentait régulièrement entre 0,5 et 4,5 ans. Cette augmentation était importante entre 3,5 et 4,5 ans (près de 430%). A la fois la taille de la communauté, l'indice de Shannon et la diversité taxonomique augmentaient significativement au cours des 4 annnées, et de façon plus importante entre 3,5 et 4,5 ans (de 217, 140 et 220% respectivement). L'évolution de ces indices n'était pas la même en ce qui concerne les individus capturés par pots-pièges. Une augmentation significative de l'abondance-activité et de la diversité de ce pool d'espèces a été observée entre 0,5 et 3,5 puis se stabilisait. L'évolution de l'équitabilité était similaire. Après 4,5 ans, 3 groupes dominaient (90% des individus capturés): les araignées (46%), les fourmis (26%) et les carabes (18%). Après 4,5 ans, aucune différence significative entre les modalités n'a pu être dégagée au sein des invertébrés en terme de densité, d'abondance-activité ou de diversité.

L'augmentation de la densité de lombricidés est significative entre 3,5 et 4,5 ans (x10). Trois nouvelles espèces viennent s'ajouter aux deux déjà présentes. Une importante proportion de juvéniles tanylobiques, probablement appartenant à l'espèce *L. rubellus rubellus*, a été mise en évidence, indiquant que le technosol abrite la reproduction fructueuse de cette espèce. Un total de ~50 espèces de carabes ont été capturés au cours des 4 ans de suivi. A 4,5 ans, 35 espèces de carabes ont été capturées. Alors qu'il n'avait pas augmenté entre 2,5 et 3,5 ans, le nombre de carabes piégés et leur diversité spécifique étaient statistiquement supérieur après 4,5 (~x2). Seules quatre espèces (*Amara aenea* (De Geer 1774), *Poecilus cupreus* (Linnaeus 1758) et *Metallina lampris* (Herbst 1784) et Harpalus tardus (Panzer 1797)) ont été retrouvées toutes les années. La proportion d'espèces nouvelles chaque année est forte (~50%) mais peu d'espèces se retrouvaient d'une année sur l'autre.

Discussion

La densité des individus et l'ensemble des indices de diversité indiquent que la colonisation du technosol par la macrofaune se poursuit après 4,5 ans. Les valeurs de densité et de diversité obtenues cette année là se rapprochaient de celles de la littérature sur les prairies et friches non contaminées. Ces valeurs montrent que le technosol est capable d'abriter une macrofaune aussi abondante et diverse que des habitats prairiaux peu perturbés. Néanmoins, les valeurs plus élevées de densité de la littérature laissent penser que la colonisation du technosol n'est pas encore achevée et que la densité pourrait encore augmenter dans les années à venir. Ces chiffres plus faibles peuvent en outre laisser présager que la structure du peuplement est encore atypique, et que certains groupes fonctionnels, notamment de lombriciens, en sont être encore absents. Enfin, l'ensemble des individus capturés sur le peuplement (99,5%) est épigé, alors que ces animaux ne représentent en général que 1 à 5% de la biomasse et expliquent moins de 10% de la densité d'un milieu non perturbé. On peut en déduire qu'après 4,5 ans, seul l'horizon humifère, presque réduit à la couche de compost, a été colonisé par la macrofaune.

La population capturée à la surface ne suit pas les mêmes variations inter annuelles : il n'y a pas d'augmentation de l'activité des invertébrés et des indices de diversité entre 3,5 et 4,5 ans. Cette stagnation de l'abondance-activité s'explique en partie par la colonisation très hétérogène du technosol par des fourmis. La différence d'abondance-activité devient significative entre 3,5 et 4,5 ans (+140 %) en excluant les formicidés. Cette stagnation pourrait également être liée à la sécheresse qui a sévi au printemps 2011, qui aurait moins affecté le peuplement du sol.

Développement de formulation en poudre de *Sinorhizobium meliloti* : une nouvelle alternative aux bioinoculants à base de tourbe

ROUISSI Tarek[1], MAHMOUDI Amine[1], PRÉVOST Danielle[2], BRAR Satinder Kaur[1], et TYAGI Rajeswhar Dayal[1]

[1] : Institut National de la Recherche Scientifique- Eau, Terre & Environnement (INRS-ETE), Université du Québec, 490, Rue de la Couronne, Québec G1K 9A9, Canada, tarek.rouissi@ete.inrs.ca
[2]: Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec, Québec G1V 2J3, Canada

Les formulations courantes de *Sinorhizobium meliloti* sont sous forme de tourbe inoculée avec des cultures de cellules. L'obtention de ces bioinoculants requiert une série de procédés industriels coûteux (disponibilité de la tourbe, stérilisation, emballage, etc.) et demande une durée de macération, ce qui est parfois risqué (contamination). Dans le cadre de cette recherche, des formulations en poudres mouillables ont été développées par atomisation pour offrir une nouvelle alternative à l'utilisation de tourbe inoculée. Le *Sinorhizobium meliloti* a été cultivé dans des eaux usées d'amidon en fermenteur 15 l : ce milieu a permis d'atteindre des concentrations en cellules de l'ordre de $6x10^9$ CFU/ml. Le séchage du bouillon fermenté par atomisation a été optimisé en utilisant la méthodologie de réponse de surface. Les paramètres optimisés sont : la température de séchage, la pression de pulvérisation, le débit d'air de séchage et le débit d'alimentation. Le lactosérum à 10% w/v, le sorbitol à 1% w/v et le saccharose à 1% w/v ont été ajoutés avant séchage. Les réponses étudiées étaient la viabilité des cellules, l'humidité et la température à la sortie. Dans les conditions optimales (température de séchage de 105ºC, débit d'air de séchage de $0.56m^3$/min, pression de pulvérisation de 0.07 MPa et débit d'alimentation de 8 ml/min) qui ont permis d'atteindre le maximum de désirabilité (0,81), la viabilité des cellules obtenue était de $6.8x10^9$ CFU/g, l'humidité était de 11,4% et la température de sortie était de 42°C. La viabilité des cellules dans la poudre séchée a été maintenue supérieure à 10^9 UFC/g au cours de 4 mois de conservation à 4°C. Les formulations séchées ont donné un rendement en matière sèche de la luzerne (144.6 mg) ainsi qu'un indice de nodulation (15) similaire au contrôle, soit les cellules fraîches cultivées dans l'YMB : 131 mg de m.s. et 14 d'indice nodulaire (p=0.23 pour le rendement en m.s.; p=0.18 pour l'indice nodulaire). Les micrographies ont montré que les cellules de *Sinorhizobium meliloti* étaient incorporées dans le mélange d'additifs (lactosérum-saccharose-sorbitol) qui les enrobait comme une matrice protectrice.

Mots clés : *Sinorhizobium meliloti*, formulation, poudre mouillable, optimisation

SESSION 9

ROLE DES SOLS DANS LA VALORISATION DES PRODUITS RÉSIDUAIRES ORGANIQUES

AFFICHES

Valorisation sylvicole des boues urbaines : évaluation de l'impact sur le sol

BOURIOUG Mohamed[1], ALAOUI-SOSSE Laurence[1], BENBRAHIM Mohammed[2], BADOT Pierre-Marie.[1] et ALAOUI-SOSSE Badr[1]

[1] : Laboratoire de Chrono-environnement, UMR UFC/CNRS 6249 USC INRA, Université de Franche-Comté, Place Leclerc, F-25030 Besançon cedex, France, mohamed.bourioug@univ-fcomte.fr
[2] : RITTMO Agroenvironnement, ZA Biopôle, 37 rue de Herrlisheim, CS 80023, F-68025 COLMAR CEDEX

Valorisation sylvicole des boues urbaines : évaluation de l'impact sur le sol :

La prise de conscience de la complexité du fonctionnement des écosystèmes terrestres a permis de réorienter les préoccupations environnementales vers la ressource « sol » pour répondre aux problèmes liés à leur dégradation. Les matières organiques jouent un rôle important dans le fonctionnement global du sol, au travers de ses composantes, physique, chimique et biologique, qui définissent la notion de fertilité.

La valorisation des déchets organiques peut constituer un bon outil pour remédier aux problèmes d'appauvrissement des sols par des cultures intenses d'une part et pour limiter les coûts de fertilisation d'autre part. Devant une production de boues de STEP de plus en plus croissante et des filières classiques de recyclage et d'élimination de plus en plus en difficultés, l'épandage forestier pourrait constituer une voie alternative complémentaire (Thomas *et al*., 2004). Cet épandage permet un apport d'azote et de phosphore très bénéfique pour les sols forestiers pauvres (Grenier et Couillard, 1989). Ainsi, leur utilisation présenterait un grand intérêt, particulièrement pour les productions intensives de bois en taillis à courte rotation (Mitchell *et al.,* 2000). Cependant, les contaminants présents dans certaines boues et en particulier les éléments traces métalliques (ETM), présentent un risque d'accumulation dans les sols ce qui pourrait altérer leur qualité.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact d'un apport de boues liquides riche en cuivre (840 ppm) sur les propriétés physico-chimiques du sol, sa teneur en éléments majeurs (N, P et K), en éléments minéraux et en ETM. Des mini-placettes au sein d'une plantation de mélèze sur un sol acide (pseudo-luvisol limono-sablo-argileux à DYSMULL, pH=4,8) à Mélisey (Haute-Saône, Nord-Est de la France) ont reçu 3t MS ha-1 pendant deux ans (2009 & 2010). En parallèle, une étude a été conduite en conditions contrôlées sur de jeunes mélèzes d'un an cultivés en pots sur le même sol avec un apport de 30 tonnes de MS ha^{-1} (B1) et de 60 tonnes de MS ha^{-1} (B2).

Les effets à court terme étudiés dans ces expérimentations ont montré que l'apport de boues liquides a eu un effet bénéfique sur les qualités fertilisantes du sol. Après épandage, on observe un enrichissement important en azote (Figure 1A) et en phosphore (figure 1B) de l'horizon superficiel étant en contact avec les agrégats des boues. Les solutions du sol prélevées à 20 et à 40 cm (bougies poreuses placées sur le terrain) ne montrent aucune augmentation significative ni du phosphore ni du nitrate. L'apport de boues n'a pas amélioré les teneurs du sol en éléments minéraux (Figure 1C, exemple du potassium). Ce résultat attendu est lié vraisemblablement aux teneurs faibles présentes dans les boues épandues. L'augmentation du Cu et Zn totaux dans le sol n'est pas significative, bien qu'il y ait une

tendance à l'enrichissement proportionnel à la dose apportée. Toutefois, aucun effet sur les horizons profonds ni sur les solutions du sol n'a été observé.

Les éléments traces métalliques contenus dans les boues ont été retenus dans la matière organique limitant ainsi leur lixiviation. Toutefois, des processus de remobilisation liés aux changements des conditions du sol peuvent se produire. Ainsi, la disponibilité des éléments traces sera accrue et les transferts vers les plantes, les eaux et la chaîne trophique doivent être pris en compte (Bourioug, 2009-2012, thèse ADEME en cours) pour évaluer à long terme l'impact de ces apports sur l'ensemble de l'écosystème.

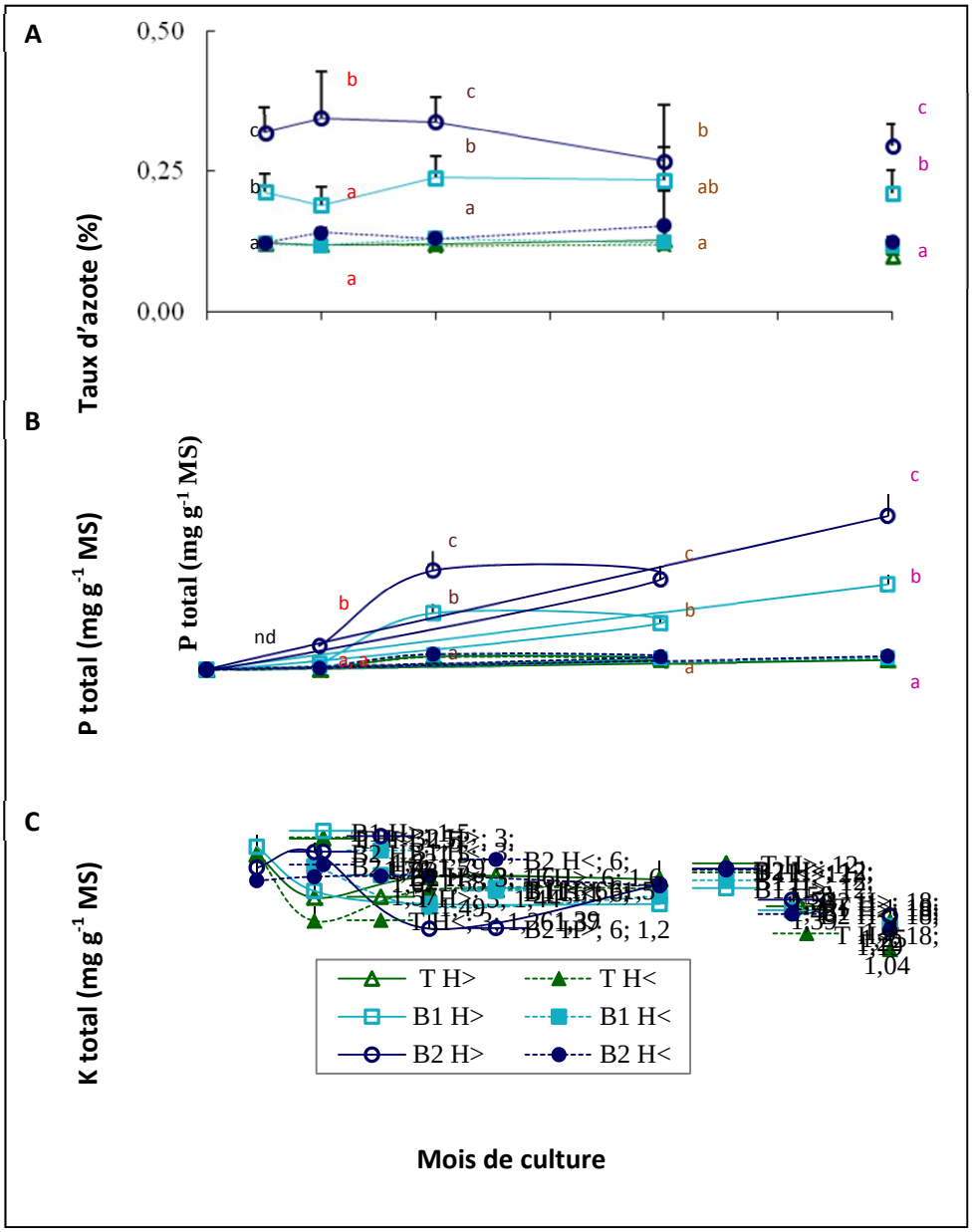


Figure 1 : *Effet de l'épandage des boues sur les teneurs (A) en azote (%N), (B) en phosphore et (C) en potassium (mg g^{-1} MS) de l'horizon supérieur (H>) et inférieur (H<) du pot en fonction du temps de culture. Les barres d'erreurs représentent les écart-types (n=5). Les lettres indiquent les différences significatives entre les horizons supérieurs des différents traitements (T : Témoin ; B1 :30 t MS ha^{-1}et B2 : 60 t MS ha^{-1}) d'une même récolte.*

Les épandages de déchets modifient-ils la qualité biologique des sols agricoles à long terme ? Résultats du programme VADEBIO

CORTET Jérôme[1], ABONNEL Fabien[2], BEGIN Jean-Claude[1], BEGUET Jérémie[3], BOUCHARD Adeline[1], CHARISSOU Anne-Marie[4], CHENOT Elodie-Denise[1], CLUZEAU Daniel[5], COLIN Stéphane[1], HAFEEZ Farhan[3], HEDDE Mickael[2], MARTIN-LAURENT Fabrice[3], PARIS Tony[4], PIRON Denis[5], RAKOTO Alain[1], SCHWARTZ Christophe[1] et WATTEAU Françoise[1]

[1] : UMR INPL/INRA 1120, ENSAIA, 2 av. de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy, jerome.cortet@ensaia.inpl-nancy.fr
[2] : INRA-PESSAC, Bâtiment 6 RD 10, 78026 Versailles Cedex, mickael.hedde@versailles.inra.fr
[3] : INRA-CMSE, UMR 1229 Microbiologie du Sol et de l'Environnement, 17 Rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon Cedex, fabrice.martin@dijon.inra.fr
[4] : IPL Santé Environnement durables Est, rue Lucien Cuenot, Site Saint Jacques II F- 54521 Maxéville Cedex, annemarie.charissou@ipl-groupe.fr
[5] : Université de Rennes I, UMR CNRS EcoBio, Equipe RBPE, Station Biologique, 35380 Paimpont, daniel.cluzeau@univ-rennes1.fr

Introduction

La plupart des déchets utilisés en agriculture correspond à des boues et composts dérivés d'épuration urbaine. Depuis plus de quinze années, la législation relative à l'utilisation et l'épandage des déchets s'est progressivement renforcée dans l'Union Européenne, et particulièrement en France. Parallèlement, la quantité de boues produites a considérablement augmenté, passant de 800 000 t de matières sèches par an en 2000 à plus de 950 000 t aujourd'hui. En France, l'épandage des boues et composts en milieu agricole constitue la principale voie d'élimination de ces déchets (60%).

De nombreuses études ont exploré les effets potentiels positifs et/ou négatifs des épandages de boues et autres déchets en milieux agricoles. Les principaux bénéfices concernent la fertilité des sols (Aggelides and Londra 2000; Al-Assiuty *et al.* 2000; Brazauskiene *et al.* 2008; Logan *et al.* 1997; Mantovi *et al.* 2005; Oleszczuk 2006; Oliver *et al.* 2005; Stamatiadis *et al.* 1999; Wei *et al.* 1985). Les principaux risques concernent la pollution des sols, plus particulièrement le transfert de polluants organiques et minéraux vers l'agrosystème (Juste and Mench 1992; Juste and Solda 1977; Morel and Guckert 1984; Oleszczuk 2006; Petersen *et al.* 2003; Rogers *et al.* 1996).

Le projet de recherche présenté ici a pour objectif **d'évaluer les effets d'épandages de huit déchets sur les paramètres de diversité et d'activité biologique des sols.** Les travaux sont réalisés avec comme support un réseau de parcelles agricoles ayant reçu quatre épandages de 10t MS/ha de huit types de déchets de 1996 à 2002. Les déchets ont été apportés à des doses agronomiques compatibles avec le cadre réglementaire. Le dispositif donne alors la possibilité de mesurer des arrière-effets potentiels. Un bilan des résultats pédologiques et agronomiques obtenus sur le site a pu montrer que l'objectif de fertilité était atteint sans pour autant augmenter significativement les teneurs en polluants métalliques et/ou organiques dans les sols (Cortet *et al.* 2011). **Les résultats présentés ici ont pour but d'effectuer le bilan de l'état biologique des sols après 10 années d'arrêt des épandages**.

Matériel et Méthodes

Les expérimentations ont été menées sur le site de la Bouzule, proche de Nancy. L'essai est constitué par 44 parcelles (8 types de déchets + 3 types de témoins, 4 blocs) (Cortet *et al.* 2011). Aux printemps 2010 et 2011, plusieurs paramètres ont été suivis au sein

d'échantillons prélevés sur le site : diversité et activité bactérienne, activités enzymatiques, abondance et diversité des microarthropodes du sol, abondance et diversité de la macrofaune, incluant les lombriciens, croissance des cultures, biostructures, dynamique de décomposition des matières organiques (méthode des sacs de litière).

Résultats

Les résultats laissent globalement apparaitre une **absence d'effets à long terme des déchets sur les paramètres biologiques mesurés**. Ainsi, les communautés bactériennes et activités enzymatiques présentent peu de différences entre traitements ; de même la macrofaune totale présente des densités relativement élevées, atteignant presque les niveaux rencontrés dans certaines prairies, sans différences significatives entre traitements (Figure 1).

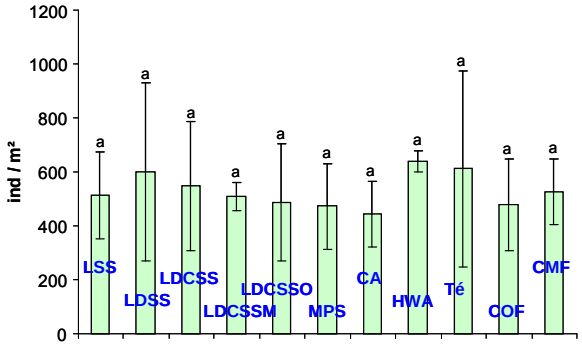


Figure 2 : Abondance moyenne de la macrofaune totale (ind.m^{-2}) par traitement d'épandages effectués sur les 44 parcelles (LSS : Liquid Sewage Sludge ; LDSS : Lightly Dehydrated LSS ; LDCSS : Composted LDSS ; LDCSSO : LDCSS amended with PAHs ; LDCSSM : LDCSS amended with metals ; MPS : Mixed Paper Sludge ; CA : Coal Ashes ; HWA : Household Waste Ashes ; Té : recent culture without pesticides ; COF : Control with Optimal Fertilization ; CMF : Control with Minimal Fertilization).

Par ailleurs, les analyses en microscopie électronique des fractions fines de sol (0-20 µm) et des turricules ne permettent plus à cette date de détecter de traceurs spécifiques liés à l'épandage de déchets. L'analyse des résultats concernant la cinétique de biodégradation des matières organiques (sacs à litière) est en cours et souligne d'ores et déjà le rôle de la microflore fongique.

Remerciements

Ce travail a été co-financé par l'ADEME.

Références bibliographiques

Aggelides S M and Londra P A 2000 Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and clay soil. Bioresource Technology 71, 253-259.

Al-Assiuty A I, Khalil M A and Abdel-Lateif H M 2000 Effects of dry sludge application on soil microarthropod communities in a reclaimed desert ecosystem. Pedobiologia 44, 567 - 578.

Brazauskiene D-M, Paulauskas V and Sabiene N 2008 Speciation of Zn, Cu, and Pb in the soil depending on soil texture and fertilization with sewage sludge compost. Journal of Soils and Sediments 8, 184-192.

Cortet J, Kocev D, Ducobu C, Dzeroski S, Debeljak M and Schwartz C 2011 Using Data Mining to Predict Soil Quality after Application of Biosolids in Agriculture. Journal of Environmental Quality 40, 1972-1982.

Juste C and Mench M 1992 Long-term application of sewage sludge and its effects on metal iptake by crops. In Biochemistry of trace elements. Ed. D C Adriano. pp 159-193. Lewis, Boca Raton.

Juste C and Solda P 1977 Effets d'applications massives de boues de stations d'épuration urbaines en monoculture de maïs: action sur le rendement et la composition des plantes et sur quelques caractéristiques du sol. Bull. AFES Science du Sol 3, 147-155.

Logan T J, Lindsay B J, Goins L E and Ryan J A 1997 Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. Journal of Environmental Quality 26, 534-550.

Mantovi P, Baldoni G and Toderi G 2005 Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. Water Research 39, 289-296.

Mitchell M J, Hartenstein R, Swift B L, Neuhauser E F, Abrams B I, Mulligan R M, Brown B A, Craig D and Kaplan D 1978 Effects of different sewage sludges on some chemical and biological characteristics of soil. Journal of Environmental Quality 7, 5591-5598.

Morel J L and Guckert A 1984 Evolution en plein champ de la solubilité dans DTPA des métaux lourds du sol introduits par des épandages de boues urbaines chaulées. Agronomie 4, 377-386.

Oleszczuk P 2006 Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. Chemosphere 65, 1616-1626.

Oliver I W, McLaughlin M J and Merrington G 2005 Temporal trends of total and potentially available element concentrations in sewage biosolids: a comparison of biosolid surveys conducted 18 years apart. Science of The Total Environment 337, 139-145.

Petersen S O, Henriksen K, Mortensen G K, Krogh P H, Brandt K K, Sørensen J, Madsen T, Petersen J and Grøn C 2003 Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. Soil and Tillage Research 72, 139-152.

Rogers H B, Beyrouty C A, Nichols T D, Wolf D C and Reynolds C M 1996 Selection of cold-tolerant plants for growth in soils contaminated with organics. Journal of soil contamination 5, 171-186.

Stamatiadis S, Doran J W and Kettler T 1999 Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. Appl. Soil Ecol. 12, 263-272.

Wei Q F, Lowery B and Peterson A E 1985 Effect of sludge application on physical properties of silty clay loam soil. Journal of Environmental Quality 14, 178-180.

Effets d'épandages répétés de composts ou de fumier sur les propriétés physico-chimiques et les éléments-traces des horizons profonds d'un luvisol en grande culture

MERCIER Vincent [1], CAMBIER Philippe [1], DOUBLET Jérémy [2], MICHAUD Aurélia [1], MICHELIN Joël [1], RAMPON Jean-Noël [1] et HOUOT Sabine [1]

[1] : UMR INRA - AGROPARISTECH EGC, 78850, Thiverval – Grignon, vmercier@grignon.inra.fr
[2] : Veolia Environnement - Recherche & Innovation, 78520, Limay

Introduction

L'utilisation de produits résiduaires organiques (PRO) en agriculture est encouragée dans un contexte de réduction des intrants de synthèse, de lutte contre le réchauffement climatique et de préservation des sols. En zone de grandes cultures, à proximité de centres urbains, les PRO d'origine urbaine représentent une source de matières amendantes et fertilisantes dont la qualité dépend de l'origine et du traitement. Après plusieurs épandages, tout en respectant les limites réglementaires, on constate couramment divers effets sur l'horizon travaillé, dont l'augmentation de la matière organique, l'enrichissement en phosphore et en certains métaux tels que le cuivre et le zinc. Les effets sur les horizons inférieurs sont plus controversés, par exemple en ce qui concerne la migration des éléments-traces apportés par les PRO. L'essai au champ QualiAgro, initié en 1998 par l'INRA et Veolia-Environnement, aujourd'hui partie d'un observatoire pour la recherche en environnement, est le support du présent travail qui vise à évaluer et interpréter les effets d'épandages répétés de PRO sur les propriétés physicochimiques et les teneurs en ETM des sols en profondeur.

Matériel et Méthodes

Le dispositif de 6 ha comprend 4 blocs de 10 parcelles correspondant aux différents traitements. Cinq traitements relatifs aux PRO sont croisés avec 2 niveaux de fertilisation azotée. Nous considérons ici le demi essai « N optimal », où les 5 traitements sont répartis de façon aléatoire dans les 4 blocs. Il s'agit de :
- compost d'ordures ménagères résiduelles (compost de la fraction organique résiduelle des ordures ménagères après collecte sélective des emballages propres et secs et tri mécanique des inertes),
- compost de boue (compost de déchets verts et ligneux et de boues d'épuration urbaine),
- compost de biodéchets (compost de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectée sélectivement et de déchets verts),
- fumier de bovins (amendement organique de référence),
- aucun amendement organique (traitement témoin).

Le système de culture est conventionnel, basé sur une rotation maïs-blé, mais la fertilisation est limitée aux PRO et à du nitrate d'ammonium. Les PRO sont épandus tous les 2 ans en fin d'été, incorporés avec les chaumes de blé, puis plus tard par le labour. Les quantités sont calculées pour faire entrer 4 t C organique par hectare et par épandage.

La parcelle s'étend sur un sol limoneux lessivé, reposant sur un plateau loessique des Yvelines. On distingue les horizons suivants :
- LA1 0-28 cm : horizon labouré
- LA2 28-35 cm : ancien labour
- E 35-50 cm : horizon éluvié
- BTg 50-90 cm : horizon d'accumulation d'argile rédoxique
- BTg/C 90-140 cm : limon décarbonaté avec accumulations locales d'argile
- C 140-160 cm : limon décarbonaté
- Cca, >160 cm : limon carbonaté (loess).

Des échantillons ont été prélevés en mars 2010 avec une tarière gouge hydraulique en 30 points, dans chacune des 20 parcelles étudiées, aux profondeurs 28-35, 35-50 et 50-90 cm. Un échantillon homogénéisé a été constitué par parcelle et par profondeur et analysé au Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA à Arras. Les résultats d'analyses normalisées ont été regroupés avec ceux obtenus pour les horizons 0-28 cm prélevés en septembre 2009.

Traitements de données : après une ANOVA, le test paramétrique de Newman-Keuls est appliqué, au risque de première espèce $\alpha = 5\%$, aux différences entre les cinq traitements. Un test non paramétrique de Friedman est utilisé, au risque de première espèce $\alpha = 5\%$, lorsque les conditions d'une analyse de variance ne sont pas remplies.

Résultats

La texture définie par le regroupement en 3 classes des fractions granulométriques ne présente pas de différence significative entre traitements, dans aucun horizon. Mais d'autres propriétés sont impactées : en se limitant d'abord aux 2 horizons LA (0-28 et 28-35 cm), les teneurs en C organique, en N total, en P Olsen, le pH_{eau}, le B soluble, la CEC et plusieurs cations échangeables augmentent significativement dans la plupart des parcelles PRO par rapport au témoin. Au contraire, Mn échangeable est supérieur dans les parcelles témoins.
Ces mêmes variables sont plus rarement affectées dans les horizons 35-50 ou 50-90 cm : on note une augmentation du P Olsen à 35-50 cm dans les parcelles Fumier, une alcalinisation avec 3 PRO sur 4 dans l'un ou l'autre de ces horizons profonds, parfois une augmentation du B soluble et des cations échangeables monovalents (Na, K).

ETM totaux

Les horizons LA 0-28 et 28-35 cm des parcelles PRO sont systématiquement plus chargés que les témoins en Cu, Zn et Cd. Une augmentation significative de Pb dans ces mêmes horizons est observée avec tous les PRO sauf le compost de boue. Les accroissements de Hg, Mo et Cr avec les PRO sont plus rares (1 fois pour Cr dans l'horizon LA1 des parcelles Biodéchets). Les teneurs en Ni, Co, Tl ne sont pas affectées. Les teneurs totales des horizons sous 35 cm ne sont pas affectées, hormis une fois en Mo.

ETM mobilisables (extraits par une solution d'EDTA ; éléments Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)

L'effet des PRO est significatif et positif dans les horizons 0-28 et 28-35 cm, quasi systématiquement pour Cu, Zn, Cr et Pb, très rarement pour Cd, et en aucun cas pour Ni. Il n'y a aucun effet des PRO en dessous de 35 cm.

ETM échangeables (extraits par une solution 0,01 M $CaCl_2$; mêmes éléments)

L'effet des PRO dans les horizons LA est généralement positif pour le cuivre échangeable, et négatif pour Zn et Cd échangeables. Ces dernières variations sont sans doute en lien avec des pH des extraits $CaCl_2$ plus élevés que ceux du témoin, dans les cas d'apport de fumier, de composts de biodéchets ou d'ordures ménagères résiduelles. On n'observe pas d'effet sur Cr, Ni ou Pb échangeables. Les horizons 35-50 et 50-90 cm ne montrent pas de différences pour les extraits $CaCl_2$, hormis au niveau du pH qui présente comme en surface et avec les mêmes PRO des valeurs supérieures à celles mesurées pour le témoin.

Conclusions

Les effets d'épandages de PRO sur un luvisol en grandes cultures, répétés de manière assez intense durant >10 ans, ont un effet significatif sur les propriétés et les teneurs en certains éléments-traces dans les horizons supérieurs, incluant une couche d'anciens labours, entre 28 et 35 cm. Les impacts sous 35 cm ne concernent que le pH et quelques substances plus ou moins mobiles, telles que B et Na, et P Olsen dans le cas du Fumier. L'effet positif des PRO sur le pH, ainsi que sur la teneur en matière organique et la CEC, contrebalance l'accumulation en surface de métaux comme Zn et Cd au niveau de leur mobilité et freinent leur migration vers la profondeur. Mais Cu augmente avec les apports de PRO, que l'on considère sa teneur totale, ses fractions échangeable ou mobilisable.

Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d'Ouargla.

KOULL Naima[1] et HALILAT Mohamed Tahar[1]

[1]Laboratoire de Bioressources Sahariens Préservation et Valorisation Université Ouargla, kllnaima@gmail.com

En Algérie, les zones arides représentent près de 95% du territoire national dont 80%dans le domaine hyperaride. Ces chiffres traduisent à eux seul l'intérêt de ces régions. La mise en valeur de ces surfaces et leur aménagement est d'une importance capitale pour l'avenir économique du pays.

Les sols des régions arides sont réputés pour être dans leur ensemble pauvre en matière organique. En effet, leurs caractéristiques aussi bien physiques que chimiques sont très particulières et posent des problèmes agronomiques (aptitude culturale faible par exemple) et environnementaux à savoir l'érosion et le ruissellement. De ce fait, il est impératif de raisonner convenablement les apports organiques comme amendement pour améliorer la situation dégradée de ces sols. C'est dans ce contexte que nous avons essayé de déterminer l'effet de deux amendements organiques (fumier bovin et ovin) sur quelques propriétés physiques et chimiques d'un sol sableux. Notre expérimentation a été réalisée dans des pots en conditions climatiques sahariennes de la région d'Ouargla.

Pour notre expérimentation nous avons opté pour un essai en Split Plot (parcelles subdivisées), qui est employé pour des essais multifactoriels. Il s'agit d'un dispositif en blocs aléatoires complet, où chaque bloc est divisé en tant de sous-blocs ou parcelles principales qu'il y a de variantes d'un premier facteur. Chaque parcelle principale est ensuite subdivisée en autant de sous-parcelles que de variantes d'un second facteur **(VILAIN, 1999)**.

Nous avons réalisé un essai factoriel comportant trois facteurs, le premier porte sur la nature (type) de la M.O, le second sur la dose de la matière organique et le troisième sur le temps. Les parcelles principales (sous-blocs 1) sont consacrées aux M.O à savoir le fumier bovin et le fumier ovin. Tandis que les sous-parcelles (sous-blocs 2) portent sur les doses de la M.O, pendant trois mois. Les doses sont choisies en fonction de la teneur en argile. SOLTNER (2003) a indiqué pour les sols à un taux d'argile < 10% un taux de matière organique de l'ordre de 3 à 3,5%.

Durant cet essai, il s'est avéré que sous l'effet de nos amendements, les propriétés physiques et chimiques du sol paraissent améliorer mise à part la salinité.

L'analyse de l'ensemble des paramètres étudiés permet de tirer les conclusions suivantes :

L'apport organique à des doses croissantes fait diminuer de façon hautement significative le pH. La faible valeur du pH est de l'ordre de 7,73 est obtenue par la dose D3 (113,4 T/h) de fumier ovin après deux mois du départ ensuite elle augmente à 7,89 à la fin de l'expérimentation.

En ce qui concerne la conductivité électrique, la matière organique a augmenté la salinité du sol grâce à la minéralisation de ces constituants organiques. La conductivité électrique croit pendant l'essai, mais elle diminue avec l'accroissement de la dose de matières organiques. C'est donc l'effet de la matière organique sur la structure du sol en améliorant le lessivage des sels dissous. La plus forte salinité est de 7,83 mS/cm. Celle-ci est obtenue avec la dose D1 (37,8 T/h) à la fin de l'expérimentation pour la fertilisation avec le fumier ovin.

La capacité de rétention en eau du sol a présenté des différences très hautement significatives avec les différents traitements de matières organiques. La matière organique accroît la capacité de rétention en eau du sol pendant toute la période expérimentale dont le grand pourcentage est enregistré avec le fumier ovin en D3 avec 39,45% en moyenne.

L'étude de la capacité d'échange cationique a montré que l'utilisation des fumiers comme amendement est très positive. On constate une amélioration très hautement significative de la capacité d'échange cationique en fonction de la dose de matière organique et par conséquence une amélioration des cations échangeables : le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium. Le meilleur résultat est obtenue avec le traitement de la dose (D3) de la matière organique ovine avec 18,12méq/100g de sol.

Les résultats obtenus font apparaître deux phases distinctes de l'influence de la matière organique sur les propriétés du sol, notamment le pH, la capacité d'échange cationique et les cations échangeables :

- Une première période, varie de quatre à cinq semaines, caractérisée par un changement rapide des propriétés du sol;
- Une deuxième phase caractérisée par un recul dans les caractéristiques du sol.

Au terme de cette étude, la comparaison que nous avons faite concernant les deux types de matières organiques et les traitements nous permet de dire que nos matières organiques influentes sur les propriétés du sol avec une importance relative plus grande pour le fumier ovin. Les propriétés du sol sableux paraient relativement corrigées à l'exception de la salinité qui augmente. Cependant l'amélioration est limitée dans le temps.

En ce qui concerne la dose, nous nous limiterons à dire que la dose 113,4 T/h (D3) a donné les meilleurs résultats mais elle est probablement élevée.

L'irrigation étant indispensable pour les sols dans les régions arides, celle-ci peut, si elle est raisonnée, contribuer à résoudre le problème de l'augmentation de la salinité, mais à condition que la surface irriguée soit bien drainée.

La fertilisation organique est donc très intéressante pour les sols sableux en améliorant en général ses propriétés à savoir le pH, la capacité de rétention en eau du sol, la capacité d'échange cationique et les cations échangeables. Même si ces modifications sont limitées dans le temps, on pense que l'apport organique régulier et raisonné peut maintenir cette amélioration.

Des progrès plus fins sont encore possibles en matière d'améliorer les propriétés des sols sableux, par la mise en place de stratégie de fertilisation. À partir des données d'essai expérimentaux, de longue durée pour une amélioration non limitée afin de rendre notre Sahara une région à potentiel agricole élevé et permanent.

Mots clés:
Matière organique, Ouargla, propriétés physico-chimiques, sol sableux.

Tableau des résultats obtenus

Paramètres	Types de matière organique	Doses	Dates de prélèvements							
			03/5/ 2005	10/5/ 2005	17/5/2 005	25/5/ 2005	07/6/ 2005	21/6/ 2005	04/7 /2005	20/7 /2005
pH	Matière organique bovin	D0	8,64	8,21	8,18	8,20	8,27	8,37	8,39	8,36
		D1	8,65	8,05	8,04	8,10	8,14	8,16	8,12	8,22
		D2	8,40	7,99	7,96	7,99	8,03	8,02	8,06	8,13
		D3	8,37	7,75	7,76	7,84	7,95	7,88	7,98	8,05
	Matière organique ovin	D0	8,84	8,15	8,20	8,31	8,33	8,38	8,38	8,38
		D1	8,85	7,96	7,99	8,07	8,06	8,05	8,08	8,14
		D2	8,59	7,85	7,81	7,78	7,91	7,93	8,01	8,01
		D3	8,69	7,85	7,79	7,76	7,73	7,73	7,62	7,89
Conductivité électrique (mS/cm)	Matière organique bovin	D0	4,08	6,22	6,74	6,84	6,83	6,85	7,14	7,45
		D1	3,76	6,59	7,35	7,45	7,53	7,53	7,62	7,76
		D2	3,8	5,96	6,38	6,53	6,84	7,09	7,8	7,48
		D3	3,29	4,59	5,61	6,29	6,55	6,65	6,69	7,68
	Matière organique ovin	D0	3,75	4,79	5,95	6,03	5,99	6,44	6,37	6,31
		D1	3,35	5,98	6,32	6,86	6,82	7,56	7,81	7,83
		D2	3,66	6,62	7,39	7,66	7,75	7,73	7,72	7,41
		D3	3,30	4,59	5,79	6,27	6,57	6,68	6,74	6,73

Capacité de rétention en eau (%)	Matière organique bovin	D0	29,80	29,49	29,37	28,98	28,87	27,7	27,56	27,4
		D1	31,18	31,59	33,32	31,41	30,75	30,38	30,56	30,59
		D2	32,87	33,18	33,71	33,99	34,21	34,50	35,46	35,59
		D3	33,59	35,58	36,15	36,24	36,37	36,56	36,62	36,69
	Matière organique ovin	D0	30,08	29,96	29,40	29,04	28,65	28,54	28,38	27,7
		D1	33,28	33,64	34,18	34,22	34,40	34,63	35,02	35,69
		D2	34,98	35,22	35,42	35,55	35,58	35,73	36,24	37,37
		D3	38,69	39,08	39,29	39,56	39,77	39,89	39,65	39,66
Capacité d'échange cationique (méq/100g du sol)	Matière organique bovin	D0	7,67	7,52	7,35	7,18	6,99	6,90	6,25	5,17
		D1	7,92	9,00	11,58	12,58	10,67	8,50	8,02	6,42
		D2	10,5	11,75	12,75	13,67	12,65	12,17	10,83	6,48
		D3	12,67	13,42	14,75	15,83	13,25	12,58	11,50	7,17
	Matière organique ovin	D0	7,75	7,70	7,65	7,60	7,42	7,23	6,75	5,50
		D1	8,58	8,83	9,17	9,73	10,00	14,00	12,75	7,17
		D2	12,58	13,03	14,00	15,25	16,75	15,00	13,00	8,66
		D3	13,39	14,00	15,00	15,53	18,12	17,92	14,33	9,33

Influence des apports exogènes de la matière organique sur le fonctionnement microbiologique des sols sous les conditions salines des régions arides: impact sur la minéralisation de l'azote et du carbone

OUSTANI Mabrouka[1], HALILAT Md. Tahar[2], et AMMDI AISSA Beilhadj[3]

1. Université d'Ouargla (Algérie), belsam.oustani@yahoo.fr
2. Université de Ghardaia (Algérie), halilat@yahoo.com
3. Université d'Ouargla) (Algérie), hamdi_30@yahoo.fr

Les conditions pédoclimatiques du milieu aride défavorisent l'accumulation de la matière organique et le peu qui existe est rapidement décomposé sous l'action unique des paramètres physicochimiques, ce qui exclut dans la majorité des cas, toute intervention microbienne dans les processus d'évolution de la MO (SASSON, 1967). Dans ces régions arides, hormis l'insuffisance, voire le manque des substrats énergétiques, qui constituent le premier facteur limitant de la vie et de l'activité microbienne, il est à mentionner que cette dernière est fortement freinée par un autre facteur de dégradation du sol en milieu aride qui est la salinité. Ce sont les effets osmotiques, toxiques et les pH élevés, liés à cette salinité qui entravent l'activité microbienne dont dépend la nourriture des plantes. En matière de l'évolution de la matière organique dans les sols salés, de nombreux auteurs (MALLOUHI, 1982; HALITIM et DELLAL, 1992; DALLAL, 1994), sont d'accord quant à l'existence d'une interaction entre la salinité et la biodégradation de la matière organique. En effet, la salinité inhibe aussi bien les activités microbiologiques de minéralisation du carbone que celles de l'azote.

Par ailleurs, l'effet de la salinité sur les processus biologiques peut être atténué en présence de la matière organique qui peut masquer l'action défavorable des sels, GUENZI (in DOMMERGUES et MANGENOT, 1970 ; MALLOUHI, 1982). En fait, le remplacement des ions responsables de la salinité par ceux apportés par le fumier organique (par le jeu d'antagonisme) s'avère une stratégie viable pour améliorer les sols affectés par la salinité (GARCIA, 2000). Cependant, il est à souligner que l'action améliorante qu'exercent les matières organiques sur l'activité microbienne du sol, intervienne différemment selon la nature biochimique des substrats utilisés notamment de leur biodégradabilité (GOBAT et al, 1998 ; THUIES and al, 2002).

Compte tenu de ces considérations et afin d'élucider l'impact des apports organiques sur certaines activités microbiologiques des sols des zones arides, notamment l'activité minéralisatrice de l'azote et du carbone, nous avons entrepris une étude comparative de l'évolution de deux substrats organiques (fumier de volailles **(FV)** et fumier de bovins **(FB)** dans deux types de sols contrastés et largement représentés dans la région aride. Il s'agit de deux sols sableux non salé **(SS)** et salé **(SSS)** prélevés de la région d'Ouargla au Sud Est de l'Algérie. Ainsi des échantillons représentatifs des deux sols ont été rapportés à un niveau organique (sous forme d'apport de fumier) jugé souhaitable. D'après le graphique établi par l'INRA (laboratoire de SCPA in SOLTENER, 2003); ce niveau correspond à une dose de 3 %. Ainsi, les deux types de sol ont été enrichis séparément par le fumier de volailles et de bovins, et ils ont soumis aux conditions d'incubation sous paramètres contrôlés. Ainsi à l'issue de 56 jours d'incubation sous des conditions d'humidité et de température contrôlées (28°C et 80 % de CR), les deux types de fumiers ont montré une activité minéralisatrice qui varie en fonction du type de sol et du substrat organique lui-même. L'analyse des résultats globaux obtenus a permis de mettre en évidence un effet favorable et significatif des matières organiques (fumier de volailles et de bovins) sur l'activité biologique des deux sols. Cet effet est plus marqué dans le cas du sol sableux non salé. En ce qui concerne l'importance de la minéralisation, le meilleur effet a été observé dans le sol sableux non salé

enrichi en fumier de volailles (à C/N**:11.55**), et ce en raison de sa richesse relative en azote et en composés facilement décomposables. Quant au fumier de bovins, sa teneur plus ou moins riche en lignine et en cellulose (C/N**: 26.35**) lui offre un potentiel de minéralisation relativement moins important.

Les tests respirométriques in vitro ont montré que les quantités de CO_2 dégagées cumulatives sont respectivement pour le sol sableux non salé et sableux salé:1173.4 et 917.2 mg/100 g de sol, sous l'effet du fumier de volailles, et 541.44 et 497 mg/100 g de sol, sous l'effet du fumier de bovins, contre 96.12 et 74 .08 mg /100 g de sol pour les sols non enrichis (témoins) (Figure 1.a,b,c). Le taux de réduction de l'activité respiratoire en conditions salines est de 21 % par rapport aux conditions non salines. Concernant la minéralisation de l'azote, nous avons noté, une production de l'azote minéral (NH_4^+ + NO_3^-) de 12.66 et 7.85 mg/100g de sol respectivement pour le sableux non salé et sableux salé sous l'effet de fumier de volailles et de 4.34 et 3.08 mg/ 100 g de sol sous l'effet du fumier de bovins. Ces valeurs sont nettement supérieures à celles enregistrées pour les sols témoins (1.72 et 1.4 mg/100 g de sol) (Figure 2.a). L'examen de la figure 2 (a, b, c, d, e), nous permettent de conclure que la nitrification est plus sensible à l'effet de la salinité par rapport à l'ammonification. Le taux de réduction de la production de l'azote nitrique enregistré sous nos conditions expérimentales est de l'ordre de 36.78. Le pH alcalin des sols salés semble influe significativement et négativement sur les microorganismes nitrificateurs du genre nitrobacter, très sensibles à l'élévation du pH. Par ailleurs, l'incidence positive d'un apport organique dans les sols salés semble améliore beaucoup plus la nitrification, dans la mesure où l'ammonification parait un processus peu spécifique et se déroule pratiquement dans tous les sols.

Ces résultats montrent que l'apport de la matière organique et la mise en conditions optimales des deux sols, ont favorisé le développement d'une microflore très active se traduisant par une forte minéralisation. L'intensification de l'activité microbienne en présence de substrats organiques, peut être due également à un abaissement du pH provoqué par la décomposition des substrats organiques, car il semble que le pH alcalin dans les deux cas a constitué un facteur d'inhibition partielle de l'activité microbienne. Cette étude montre clairement que la matière organique améliore l'activité biologique des sols, et en même temps qu'elle exerce ses effets favorables comme source d'énergie, des nutriments et de constituants électifs; elle offre aux micro-organismes une bonne ambiance pédobiologique par son aptitude d'améliorer certaines propriétés physiques et chimiques des sols sableux et salés de la région aride.

Mots clés: Salinité, Matière organique, Minéralisation, Azote, Carbone, Zones arides.

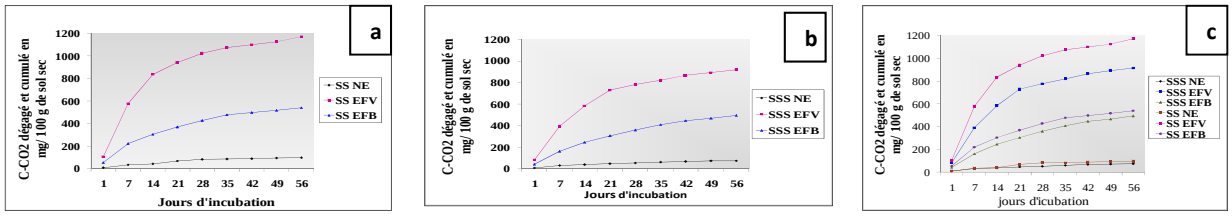


Fig.1a,b,c : Evolution de dégagement cumulé de CO_2 (en mg /100 g de sol sec g de sol)

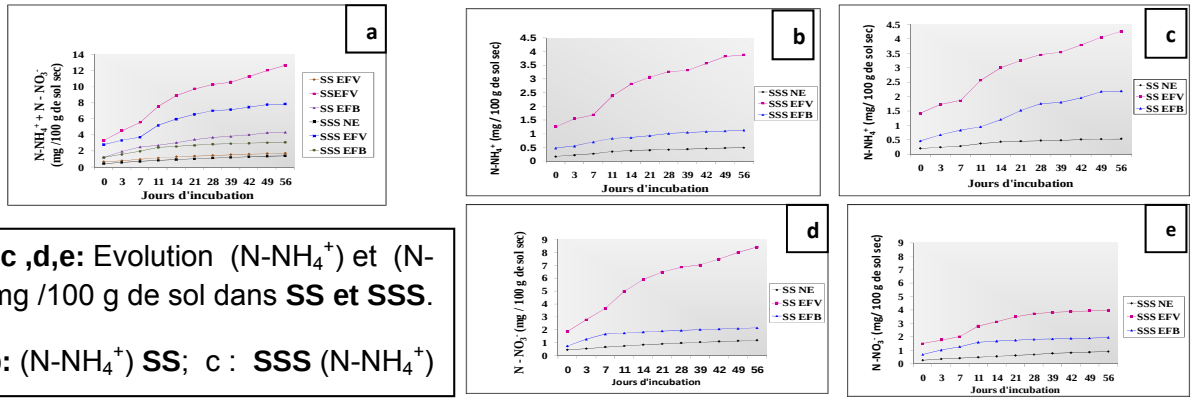


Fig 2.a, b ,c ,d,e: Evolution ($N\text{-}NH_4^+$) et ($N\text{-}NO_3^-$) en mg /100 g de sol dans **SS et SSS**.

Fig 2. b: ($N\text{-}NH_4^+$) **SS**; c : **SSS** ($N\text{-}NH_4^+$)

Evaluation quantitative et qualitative de la litière forestière dans la région d'El kala (Algérie)

ZANACHE Habiba, BENSLAMA Mohamed et DJAMAI Rachid

Laboratoire des sols et développement durable, Faculté des Sciences, Université BadjiMokhtar, B.P.12, 23000 Annaba, Algérie, zanachabiba@yahoo.fr, m.benslama@univ-annaba.org

Introduction

Le parc National d'El-kala renferme l'une des plus belles forêts de chêne d'Afrique du Nord grâce à sa position géographique. Cette zone est située au Nord Est Algérien ou règne un climat de régime méditerranéen caractérisé par une température moyenne de 18°C. Les précipitations moyennes annuelles varient de 717mm à 944mm avec une humidité atmosphérique importante (70%).Entre végétation et sol, l'humus joue un rôle d'intermédiaire pouvant influencer les processus pédogénétiques et la répartition des végétaux dans le temps et dans l'espace. Les rapports entre la végétation et le sol qui la supporte sont multiples et occupent une place particulièrement importante en écologie. Pour essayer de progresser dans la connaissance de ces relations souvent complexes, nous avons tenté d'évaluer quantitativement et qualitativement les retombées de litières sous trois groupements forestiers dans le parc national d'El-kala.

Matériels et méthodes

Un dispositif de ramassage de litière qui permet le suivi et la caractérisation (séparation physique et analytique) des différentes fractions a été installé dans des stations d'observation implantées dans trois formations végétales différentes (forêt de chêne liège, pin maritime, aulne glutineux). Chaque site d'échantillonnage est composé de 9 parcelles de 1 m^2.

Des prélèvements de litière ont été réalisés sur trois parcelles tous les trois mois afin d'évaluer les retombées saisonnières.

Trois parcelles au début et à la fin de la période d'expérimentation pour évaluer la quantité de la litière en surface (Taux d'accumulation) et trois parcelles à la fin de l'expérimentation afin d'évaluer le taux de disparition de la litière et l'effet de la litière ancienne.

Méthodes d'évaluation de la litière : La litière récolté est traitée comme suit (Rapp,1971) :

A/ Pesée après séchage à l'air libre pendant une semaine.

B/ Séchage à 75 °C jusqu'au poids constant, broyage et tamisage en vue de l'analyse physico-chimique.

Résultats et discussion

1-**La production saisonnière** : C'est l'ensemble du matériel végétal mort ramassé à la fin de chaque saison (tableau n°1).

2- La production annuelle

C'est l'ensemble du matériel végétal mort ramassé entre le début et la fin de l'expérimentation

Le poids de la litière représente la quantité accumulée durant la période d'étude qui varie en fonction des groupements.

3-Le taux de perte durant la période d'étude

Les retombées qui arrivent au contact du sol vont sûrement subir une dégradation qui peut être évaluée par la différence entre la somme des retombées saisonnières et la quantité des retombées annuelles (tableau N° 2).

4-Influence de la litière ancienne

L'existence d'un microclimat favorable à l'activité biologique peut être matérialisée par l'évaluation des pertes que subit la nouvelle litière de chaque groupement. Pour cela nous avons comparé la litière de la troisième parcelle (C) avec la somme entre la litière ramassée au début de l'étude (A) et le total saisonnier (B).

La formule de calcul est la suivante :

Total des pertes = A+B-C., Taux de décomposition = (A+B –C) X100/(A+B) .

Le taux de décomposition de la litière dans les trois groupements est présenté dans le Tableau N°3.

Evaluation qualitative des constituants chimiques de la litière

La décomposition de la litière apporte au sol une quantité appréciable d'élément minéraux indispensable pour le maintien et l'entretien d'une végétation dense et diversifier (Tableau N°4).

Discussion

Les résultats montrent que la production de litière varie d'un groupement à un autre: le chêne liège apporte au sol une litière cumulée équivalente à 18,03 T/ha/an avec un maximum durant la période hivernale, le pin maritime apporte une quantité annuelle de litière cumulée équivalente à 9,61 T/ha/an avec un maximum durant la période estivale et l'Aulne glutineux apporte au sol annuellement 11,69 T/ha/an de litière cumulée avec un maximum durant la période hivernale.

La litière subit une décomposition qui varie selon les groupements. Elle est de 38,05% pour l'aulne glutineux, 33,50% pour le pin maritime et 32,21% pour le chêne liège.

Conclusion

La litière qui arrive au sol subit une dégradation plus au moins rapide, et libère dans le sol une quantité importante d'élément minéraux ou de composés organiques.

Ce retour au sol représente un recyclage considérable pour l'écosystème.

Malgré les insuffisances observées durant la période d'expérimentation (absence de station fixe, non-respect des délais de prélèvements, parcelles exposées aux différents aléas), nos résultats constitueront une base pour des investigations futures, qui compléteront nos connaissances de ces écosystèmes.

Tableau n°1 : La production saisonnière en (g/m^2)	Litière. ancienne	Automne	Hiver	Printemps.	Eté
Chêne liège	1207.66	226.70	433.99	192.33	276.49
Pin maritime	844.66	148.00	308.00	180.33	98.00
A. glutineux	1278.00	190.00	156.00	206.00	222.00

Tableau N° 2: taux de perte dans les trois groupements (%)

	Chêne liège	Pin maritime	Aulne glutineux
Somme saisonnières cumulée (g/m^2)	1139,49	734,33	714
Retombées annuelle (g/m^2)	376,49	343	282
Perte (g/m^2)	752,99	391,33	432
Taux de perte (%)	66,66	53,66	60,50

Tableau N°3 : taux de décomposition de la litière dans les trois groupements en (g/m^2)

	Chêne liège	Pin maritime	Aulne glutineux
Litière de 3eme parcelle (C)	1584,15	1049,99	1234
Litière début (A)	1207,66	844,66	1278
Total saisonnier (B)	1129,48	734,33	714
A+B	2337,14	1578,99	1992
Perte: (A+B)-C	762,99	529	758
Taux de décomposition (%)	32,21	33,50	38,05

Tableau N°4 : apport au sol d'éléments minéraux par la litière ($mg/m^2/an$)

	Chêne liège	Pin maritime	Aulne glutineux
Calcium (Ca)	0,9263	0,8907	0,103
Magnesium (Mg)	0,49	0,688	0,40
Potassium (K)	0,335	0,18	0,11
Azote (N)	0,57	0,41	0,75

SESSION 10

GÉOPHYSIQUE ET TÉLÉDETECTION APPLIQUÉES AUX SOLS

SESSION 10

GÉOPHYSIQUE ET TÉLÉDETECTION APPLIQUÉES AUX SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Spatialisation de propriétés de sols par données aéroportées hyperspectrales sur le bassin versant du Lebna (338 km², Cap Bon, Tunisie)

GOMEZ Cécile[1], LAGACHERIE Philippe[2] et BACHA Sinan[3]

[1] IRD, UMR – LISAH, "Laboratoire d'étude des Interactions Sol - Agrosystème – Hydrosystème", INRA – IRD – SupAgro, Bat. 24. 2, place Viala – 34060, Montpellier, France, cecile.gomez@ird.fr
[2] INRA, UMR – LISAH, "Laboratoire d'étude des Interactions Sol - Agrosystème – Hydrosystème", INRA – IRD – SupAgro, Bat. 24. 2, place Viala – 34060, Montpellier, France
[3] Centre National de Cartographie et de Télédétection (CNCT), route de la Marsa, El Aouina, Tunis, Tunisie

Introduction

La spectrométrie Visible-Proche Infrarouge (VNIR, 400-2500 nm) de laboratoire représente une méthode alternative aux analyses physico-chimiques pour l'estimation de propriétés primaires de surface du sol La transposition de cette technique aux données de spectrométrie VNIR aéroportée représenterait donc un progrès majeur pour la cartographie numérique des sols.
Ce papier étudie la spatialisation de huit propriétés de sol par spectrométrie VNIR aéroportée (granulométrie 3 fractions, carbonate de calcium, fer libre, carbone organique, pH, capacité d'échange cationique), à partir d'une régression partielle aux moindres carrés (la PLSR, qui reste une des méthodes les plus utilisées en spectrométrie VNIR de laboratoire).

Matériels et méthodes

La zone d'étude, d'une superficie de 338 km², est située dans la région du Cap Bon en Tunisie. Cette zone rurale comprend le bassin versant ressource du Lebna (Figure 1a) qui est principalement dédié à la culture de céréales, et dans une moindre mesure à celles d'oliviers, vignes et légumes. Les principaux types de sols sont les Regosols et Eutric Regosols qui sont préférentiellement associés à des affleurements de grès, et les Calcic Cambisol et Vertisol qui sont préférentiellement formés au niveau d'affleurements de marne et de bas-fonds.
Une image aéroportée hyperspectrale AISA-Dual a été acquise en Novembre 2010 sur la zone d'étude. Ce capteur hyperspectral enregistre la réflectance à la surface du sol dans 359 bandes spectrales entre 0,4 et 2,45 µm avec une résolution spatiale de 5 m. Les données hyperspectrales ont été corrigées des effets atmosphériques en utilisant la méthode de l'Empirical Line, et des effets topographiques en utilisant un MNT ASTER à 30 m ainsi que des points de contrôle au sol. Seuls les pixels correspondant à du sol nu ont été conservés pour l'estimation des propriétés primaires, soit 46.3% de la zone d'étude.
Au total 129 échantillons de sol ont été prélevés sur le terrain. Chaque échantillon correspond à un pixel de sol nu au moment de l'acquisition de l'image. Pour ces 129 échantillons, 8 propriétés primaires de sol ont été estimés par analyse physico-chimique : granulométrie 3 fractions, carbonate de calcium, fer libre, carbone organique, pH, capacité d'échange cationique (CEC).
La spatialisation de propriétés de sol de surface a donc été tentée pour les 8 propriétés précédemment citée, en utilisant les 129 spectres AISA (correspondant aux 129 pixels de sols nus pour lesquels les 8 propriétés de sol ont été analysées) comme données de calibration des modèles PLSR.

Résultats

Une analyse d'indicateurs de qualité des modèles (ratio of performance déviation, RMSEP et R^2) a permis de montrer que seules 4 des 8 propriétés de sols peuvent être prédites avec précision sur le bassin versant du Lebna : argile (Figure 1a), sable, fer libre, et CEC. Au-delà des indicateurs de qualité des modèles, nous avons montré que ces cartes sont précises à l'échelle locale et offrent une bonne représentation des structures spatiales existantes à l'échelle régionale. La carte globale de prédiction des taux d'argile (Figure 1a) sur 338 km² montre une distribution spatiale complexe avec 1) une nette différence entre la zone du Pliocène localisée dans le coin Sud-Est de l'image (très pauvre en argile) et la zone du Miocène couvrant le reste de l'image et 2) une distance entre affleurements de grès successifs qui diminue d'Est en Ouest. La carte de prédiction des taux d'argile centrée sur le bassin versant élémentaire de Kamech (6.67 km², Figure 1b), montre une forte variation à courte échelle, caractérisée par une alternance rapide de bancs de grès (zones pauvres en argile) et de bancs de marne (zones riches en argile, signalées par une flèche sur la Figure 1b).

Les résultats obtenus dans cette étude confirment ainsi l'intérêt de la spectrométrie VNIR aéroportée pour la cartographie numérique des sols, et mettent en évidence la complexité des motifs d'organisation spatiale des sols méditerranéens sous l'effet principal de la lithologie.

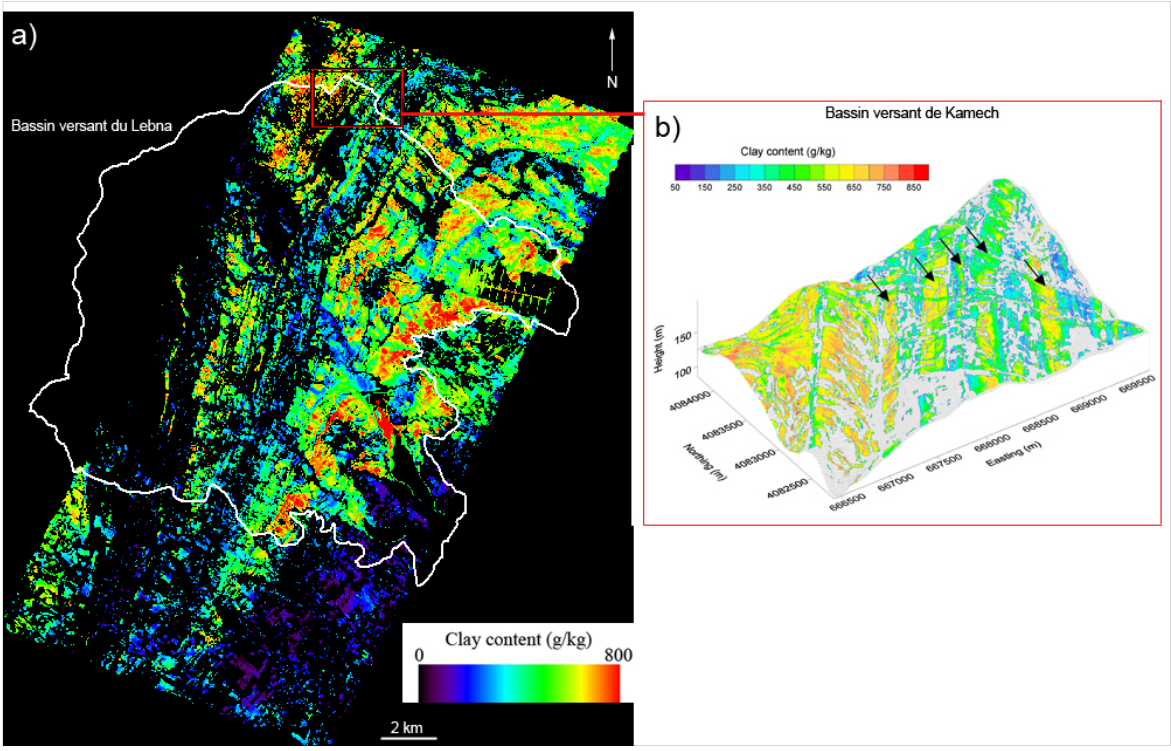


Figure 1 : a) Carte globale du taux d'argile (g/kg) prédit par spectrométrie aéroportée VNIR avec délimitation du bassin versant du Lebna (ligne blanche).
b) Carte en 3D du taux d'argile (g/kg) prédit par spectrométrie aéroportée sur le bassin versant élémentaire de Kamech. Les flèches localisent la succession d'affleurements de marne.

Remerciements

Le projet DIGISOL-HYMED bénéficie d'un soutien financier de l'ANR (n° ANR-08-BLAN-0284-01). Les auteurs remercient l'UMR LISAH (IRD, France) et le Centre National de Cartographie et de Télédétection (Tunisie) pour l'acquisition et la fourniture des données hyperspectrales AISA.

Prédiction régionale des teneurs superficielles en carbone organique de sols cultivés périurbains au moyen de spectres de réflectance mesurés en laboratoire, au champ ou issus d'images satellitaires multispectrales

VAUDOUR Emmanuelle[1,2], GILLIOT Jean-Marc[1,2], BEL Liliane[3,4], DE JUNET Alexis, MICHELIN Joël [1,2], HADJAR Dalila, [2,1], CAMBIER Philippe [2,1], HOUOT Sabine [2,1] et COQUET Yves[1,2]

[1]AgroParisTech, UMR 1091 EGC, F-78850 Thiverval-Grignon, France, emmanuelle.vaudour@agroparistech.fr
[2]INRA, UMR 1091 EGC, F-78850 Thiverval-Grignon, France
[3]AgroParisTech, UMR 518 MIA, 16, rue Claude Bernard, F-75231 Paris cedex 05, France
[4]INRA, UMR 518 MIA, 16, rue Claude Bernard, F-75231 Paris cedex 05, France
[5]adresse actuelle : Nancy Université/CNRS, UMR 7137 LIMOS, Bd des Aiguillettes, BP 70239, F-54506 Vandoeuvre-Les-Nancy cedex, France

Introduction

Dans le contexte du projet Prostock-Gessol3, cette étude vise à comparer à divers échelons d'observation la prédiction des teneurs en carbone organique (CO) de l'horizon travaillé, au moyen de spectres de réflectance mesurés dans les domaines visible, proche et moyen infra-rouge réflectifs. Ces spectres de réflectance proviennent de mesures réalisées en laboratoire, sur le terrain ou sont issus d'images satellitaires SPOT radiométriquement corrigées et de résolutions spatiales moyenne (20 m) et très haute (2,5 m). La zone étudiée est la Plaine de Versailles et le Plateau des Alluets, une région périurbaine de 221 km², caractérisée par des systèmes de culture céréaliers et des types de sols variés, principalement des luvisols et néoluvisols d'une part, des calcosols et colluviosols calcaires d'autre part.

Matériels et méthodes

Un ensemble de 165 placettes carrées d'environ 2,7 m × 2,7 m, choisies en fonction des types de sols au sein de parcelles agricoles en sol nu, a fait l'objet de prélèvements d'échantillons de sol, de description de profils pédologiques et de mesures de spectres de réflectance dans la gamme 400-2500 nm sur échantillons séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Des spectres de réflectance ont été mesurés sur le terrain en mars-avril 2010 et mars 2011 dans la même gamme spectrale et avec le même capteur Fielspec® Pro FR pour 125 de ces placettes, de même que l'humidité de surface, la masse volumique apparente et la rugosité. Les échantillons de sols ont fait l'objet d'analyses de la teneur en carbone organique par combustion sèche à 900°C, ainsi que d'autres déterminations (N total, pH eau, granulométrie, fer libre, carbonate de calcium).
Des images SPOT multispectrales à 20 m (4 bandes) et 2,5 m (3 bandes) ont été prises les 24 et 27 avril 2010 respectivement. Leur correction radiométrique a été réalisée selon la méthode de la ligne empirique au moyen des spectres de réflectance de terrain pris fin avril 2010.
Deux niveaux d'organisation spatiale ont été considérés pour la prédiction des teneurs en CO : le niveau régional, correspondant à l'ensemble de la zone périurbaine étudiée, d'une part ; le niveau local, correspondant à un dispositif expérimental de 6 ha dédié au suivi des effets d'apports d'amendements organiques (dispositif Qualiagro), d'autre part. La teneur en CO de l'horizon labouré a été estimée par régression des moindres carrés partiels (PLSR)

sur les spectres en laboratoire et au champ, pour un nombre de variables latentes compris entre 1 et 20. La robustesse de la régression a été évaluée par bootstrap sur la base de 500 à 1000 tirages d'échantillons calibration/validation parmi les sites mesurés. Le choix du nombre optimal de variables latentes s'est basé sur l'erreur quadratique (RMSE) de validation médiane la plus faible et pour ce nombre optimal de variables latentes, les jeux calibration/validation donnant lieu aux valeurs de RMSE de validation minimale, médiane et maximale ont été retenus. Pour les images satellitaires, la teneur en CO de l'horizon labouré a été estimée par régression linéaire multiple des bandes spectrales et on a considéré le jeu calibration/validation donnant lieu à la RMSE de calibration minimale pour appliquer son équation de régression aux pixels de sols nus de l'image.
La valeur de la RMSE, le biais et l'incertitude sont comparés entre les différentes méthodes d'estimation. De plus, les prédictions réalisées sur les pixels de sols nus au moyen des modèles issus des bandes spectrales des images sont « post-validées » par un jeu de placettes n'ayant pas été utilisé lors de la démarche d'estimation par bootstrap.

Résultats

Au niveau régional, les modèles de prédiction des teneurs en CO issus de régression PLSR sur les spectres en laboratoire et au champ ont conduit à des RMSE médianes de validation d'environ 3 g.kg^{-1} et 4 g.kg^{-1} respectivement (≤0.95 g.kg^{-1} localement pour les modèles de laboratoire), tandis que les modèles de prédiction des teneurs en CO issus de régression linéaire multiple des canaux des images ont donné des valeurs médianes de RMSE de validation comprises entre ~4 et 6.6 g.kg^{-1}.

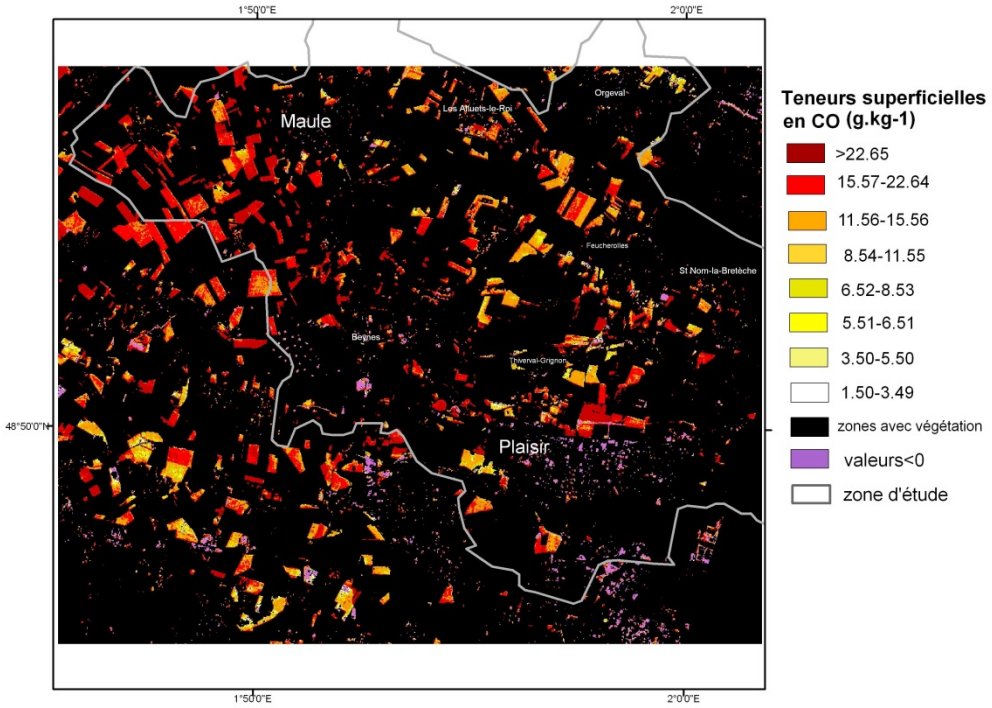


Figure 1 : Carte des teneurs en CO issue de l'image SPOT4 du 27 avril 2010

Pour les prédictions issues des images SPOT (figure 1), les erreurs de post-validation sont d'environ ~4-5 g.kg^{-1} à l'échelon régional et de ~3 g.kg^{-1} localement.

Conclusion

Les modèles issus d'images satellitaires multispectrales donnent lieu à des erreurs de validation qui, dans l'optique d'une utilisation pour le suivi spatialisé des teneurs en CO au niveau du territoire régional, sont acceptables. Ils doivent, certes, être considérés avec prudence car leurs RMSE et leurs biais de validation, de même que leurs incertitudes, sont plus élevés que pour les modèles issus de laboratoire ou de terrain.

Détermination de la variabilité spatiale d'un sol de forêt tropicale non-perturbée et d'une plantation de tecks basée sur l'induction électromagnétique

BRECHET Laëtitia[1], OATHAM Mike[1], WUDDIVIRA Mark[2] et ROBINSON David[3]

[1]Department of Life Sciences, University of the West Indies, St Augustine, Trinidad and Tobago; laetitiabrechet@yahoo.fr, mike.oatham@sta.uwi.edu
[2]Department of Food Production, University of the West Indies, St Augustine, Trinidad and Tobago; mark.wuddivira@sta.uwi.edu
[3]Centre for Ecology & Hydrology, Environment Centre Wales, Bangor, United Kingdom; davi2@ceh.ac.uk

Les écosystèmes forestiers et les forêts tropicales en particulier, jouent un rôle majeur dans l'atténuation du changement climatique du fait de leur importante contribution dans la séquestration du CO_2 atmosphérique dans le sol et la végétation. Ces écosystèmes voient pourtant leur surface diminuer d'environ 4.6 Mha chaque année face au phénomène de changement d'utilisation des terres. Afin d'estimer les conséquences de tels changements sur le fonctionnement des écosystèmes, il apparait urgent de bien comprendre les liens qui existent entre le sol et la végétation en forêt tropicale. Le système de mesure par induction électromagnétique (*i.e. ElectroMagnetic Induction* : EMI) a été largement employé au cours des 80 dernières années dans les suivis géophysiques. Cette méthode de mesure indirecte s'est montrée extrêmement performante tant dans la précision des données que dans la manipulation de l'appareil pour renseigner efficacement sur la variabilité spatiale de la composition physicochimique du sol. L'application de la méthode EMI a cependant été limitée à la cartographie des milieux agricoles tempérés. Cartographier les propriétés du sol est une approche essentielle dans la compréhension de la relation sol-végétation.

Notre étude exploratoire avait pour but d'examiner la variabilité spatiale des propriétés du sol d'une forêt tropicale non-perturbée et d'une plantation de tecks à l'aide du système EMI. Au cours de cinq suivis réalisés en saison sèche et en saison humide, le système EMI a enregistré la conductivité électrique apparente (*i.e.* ECa) des deux types de sol dont les cartes ont été créées. Différentes analyses de ces cartes ont permis de différencier la variabilité spatiale de ECa due aux variations d'humidité du sol (Fig. 1 a, b), de celle due aux variations des propriétés du sol (Fig. 1 c, d). Les analyses géostatistiques ont révélé que les valeurs ECa présentent une structuration spatiale sur une distance d'environ 30 m (distance maximum en dessous de laquelle les valeurs ECa sont auto-corrélées), identique dans les deux types de forêt et de saison. Les propriétés du sol mesurées dans notre étude étaient : texture (*i.e.* argile, sable et limon), coefficient hygroscopique (Hyg_C), pH, rapport carbone-sulfure (C/S), conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée (ECe), densité et hydrophobicité (Hyd). Les deux premiers axes des analyses en composantes principales expliquaient 34% et 51% de la variance des propriétés de sol des placeaux de forêt non-perturbée et de teck, respectivement (Fig. 2). Quel que soit le type de forêt, les corrélations entre ces premiers axes et ECa avaient la même tendance. ECa était significativement corrélée au contenu en sable, Hyg_C et C/S pour la forêt non-perturbée (Fig. 2 a) et significativement corrélée à C/S, contenu en argile et Hyg_C pour la plantation de tecks (Fig. 2 b). Nos résultats ont mis en évidence que la texture du sol est le facteur le plus important à considérer pour expliquer la variabilité spatiale de ECa en milieu tropical forestier. La sensibilité de cet appareil a aussi montré qu'il est beaucoup plus difficile d'établir une relation claire entre ECa et les propriétés physicochimiques d'un sol de milieu complexe comme la forêt tropicale non-perturbée que d'un sol de milieu simplifié comme la plantation de tecks. Cela suggère l'importance d'autres paramètres de sol tels que les propriétés hydrophobiques

ou la densité, dans le placeau de forêt non-perturbée. Ces premiers résultats constituent les fondements de futures investigations sur les relations sol-végétation en milieu tropical.

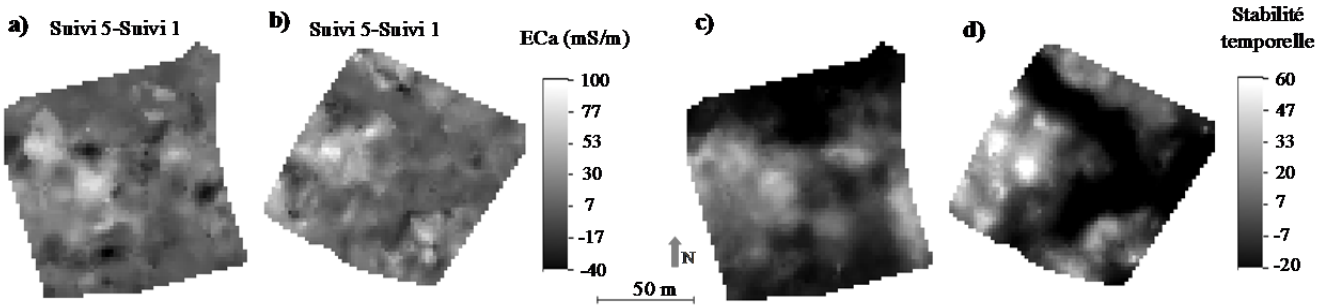


Fig. 1. a), b) Cartes de la variabilité spatiale de la conductivité électrique apparente du sol (ECa, mS/m) due aux variations d'humidité du sol, établies à partir du calcul de la différence entre les mesures du suivi le plus sec (Suivi 1) et les mesures du suivi le plus humide (Suivi 5) pour les placeaux de forêt tropicale non-perturbée et de tecks, respectivement.

c), d) Cartes de la variabilité spatiale de ECa due aux variations des propriétés du sol, établies à partir du calcul de la moyenne des différences entre chaque valeur géo-référencée de ECa et la moyenne de l'ensemble des valeurs du suivi associé (i.e. Stabilité temporelle) pour les placeaux de forêt tropicale non-perturbée et de tecks, respectivement

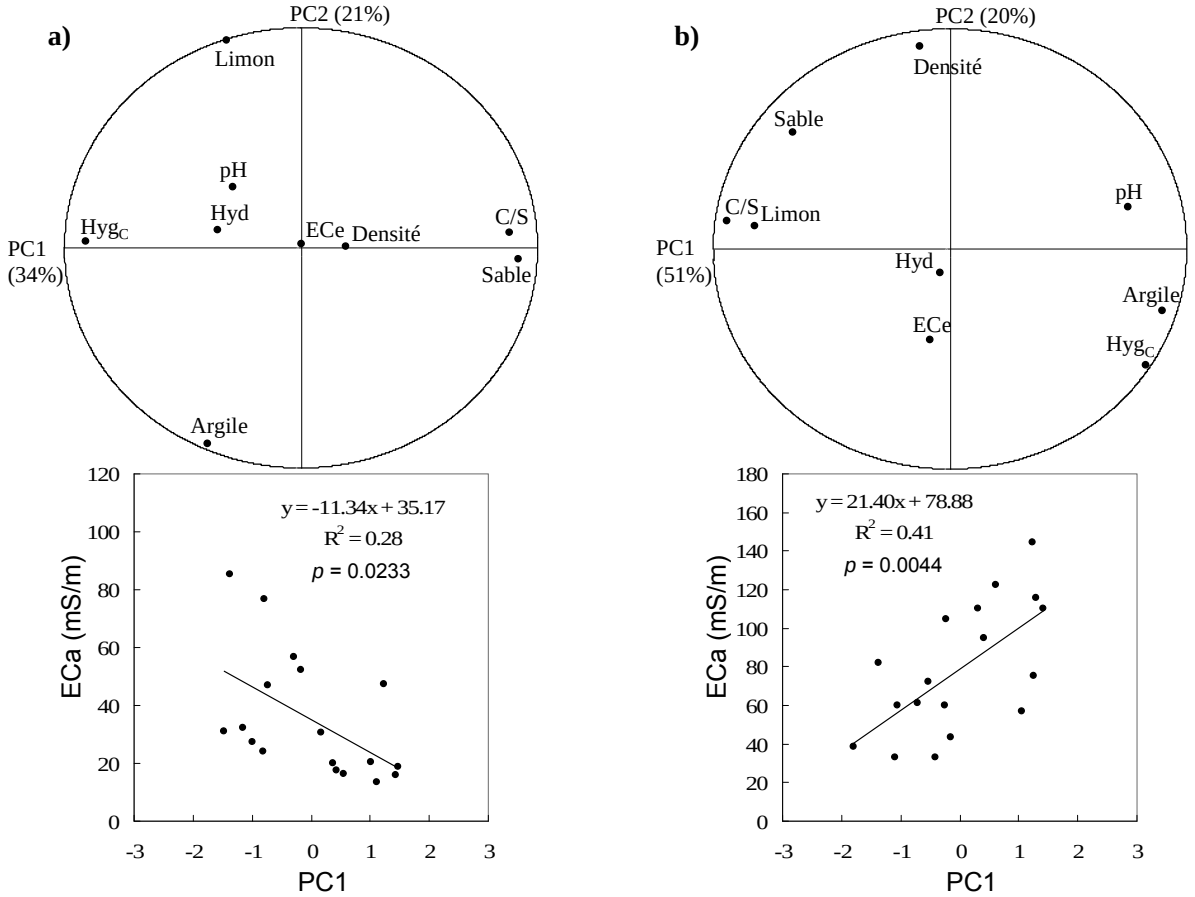


Fig. 2. Plan des axes 1 et 2 des analyses en composantes principales (PC1, PC2) prenant en compte l'ensemble des variables de sol (argile, limon, sable, Hyg$_C$, pH, C/S, ECe, densité, Hyd) et corrélation entre la conductivité électrique apparente du sol (ECa) et PC1 pour les placeaux a) de forêt tropicale non-perturbée et b) de tecks, respectivement

Caractérisation géo-électrique des sols sur substrat hétérogène : application sur le site de Seuilly (sud-ouest du Bassin Parisien, France)

HINSCHBERGER Florent[1], CHARTIN Caroline[1], BOURENNANE Hocine[2], SALVADOR-BLANES Sébastien[1] et MACAIRE Jean-Jacques[1]

[1] : Université François-Rabelais de Tours, Laboratoire Géosciences-Environnement, Parc de Grandmont, 37200 Tours, France, florent.hinschberger@univ-tours.fr
[2] : INRA - Unité de Science du Sol, 2163 avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 Orléans Cedex 2, France, Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr

Introduction

Grâce à l'automatisation des mesures, les méthodes géo-électriques sont de plus en plus utilisées pour aider à la cartographie des sols sur de vastes surfaces. En effet, ces méthodes permettent une mesure rapide, depuis la surface du sol, de la résistivité électrique apparente du sol, ou de son inverse, la conductivité électrique. La résistivité peut renseigner sur certains paramètres ou propriétés du sol, qui peuvent être variables dans le temps, comme la teneur en eau, ou bien pérennes, comme la composition (ex : teneur en argile), la granularité, ou encore l'épaisseur des différents horizons (Carroll et Oliver, 2005 ; Chaplot *et al.*, 2010). La résistivité dépendant de nombreux facteurs, il apparaît alors difficile de mettre directement en relation les valeurs de résistivité apparente avec un paramètre du sol en particulier sans un traitement statistique nécessitant de nombreux points d'échantillonnage et d'analyse de sol. Dans cette étude nous testons les relations qui existent entre la résistivité électrique de surface et plusieurs paramètres du sol (dont l'épaisseur) sur un versant de 16 ha situé à Seuilly (SW du Bassin Parisien) présentant un substrat sédimentaire hétérogène. L'objectif est d'analyser, pour l'ensemble du site d'une part, et pour chaque type de substrat d'autre part, quels sont les facteurs influençant le plus la résistivité électrique du sol.

Caractérisation géophysique du substrat

La caractérisation électrique du substrat a été réalisée sur l'ensemble du site d'étude au moyen d'une prospection électromagnétique EM31 (méthode Slingram) et de 34 sondages électriques répartis le long d'un transect recoupant le versant. Il a ainsi été possible de repérer précisément les limites d'affleurement de 3 types de substrat présents sur le site (Fig. 1) et de caractériser leur résistivité. Le "tuffeau blanc", en bas de versant, est un calcaire présentant une résistivité moyenne et assez variable. Plus haut dans le versant, le "tuffeau jaune" est un calcaire sableux de résistivité plus élevée. Enfin, en haut de versant, le "tuffeau décarbonaté", enrichi en argiles, est nettement moins résistant.

Caractérisation des sols

Une prospection ARP© (Automatic Resistivity Profiling) a été entreprise sur l'ensemble du site d'étude afin de cartographier la résistivité électrique du sol à différentes profondeurs d'investigation (Fig. 1). Des mesures de résistivité ont aussi été effectuées directement au niveau de parois de tranchées pour mettre en relation la géométrie des horizons du sol avec les variations verticales de résistivité. Afin d'établir les relations entre la résistivité et les paramètres du sol, 197 sondages à la tarière ont été effectués jusqu'au toit du substrat (Fig. 1). Pour chaque sondage, les horizons superficiels du sol (profondeur 0-20 cm) ont été analysés, permettant d'obtenir les teneurs en argile, limon fin, limon grossier, sable fin et sable grossier, ainsi que les teneurs en $CaCO_3$ et en matière organique. L'épaisseur du sol (horizons L+S) a aussi été mesurée en chaque point. Enfin, le pourcentage surfacique en

éléments grossiers a été déterminé par analyse d'image sur un secteur de 3,5 ha situé sur tuffeau blanc (encadré blanc sur la figure 1).

Résultats

Si l'on considère la totalité du site d'étude, la résistivité ARP1 (profondeur d'investigation 0.5 m) est surtout influencée par la teneur en argile du sol, dont l'augmentation entraîne une baisse de résistivité (Tab. 1). Cette relation est encore plus significative sur substrat argileux (R = -0.83). Le meilleur lien entre résistivité et épaisseur du sol est obtenu sur le tuffeau jaune (R = -0.69) ce qui peut être expliqué par le fort contraste de résistivité entre le sol et le tuffeau jaune. A l'inverse, l'estimation de l'épaisseur de sol à partir de la résistivité parait impossible sur substrat argileux (R = 0). De manière générale, c'est sur le tuffeau jaune que l'on obtient les meilleures relations entre la résistivité et les paramètres du sol, notamment les teneurs en argile et en $CaCO_3$, tandis que sur le tuffeau blanc les relations sont médiocres pour tous les paramètres du sol. Enfin la teneur en limons est peu corrélée avec la résistivité électrique quel que soit le type de substrat.

Cette étude montre que le type de substrat est une donnée importante à prendre en compte lorsque l'on entreprend de caractériser et de cartographier les paramètres du sol, notamment leur épaisseur, au moyen de leurs propriétés électriques.

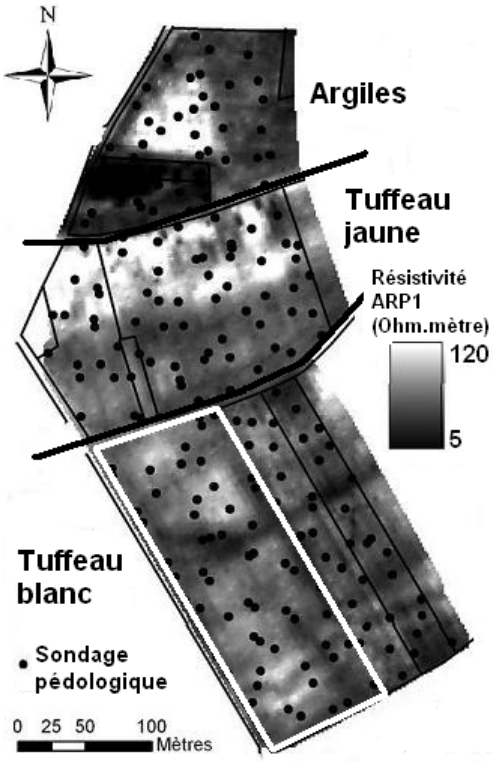


Fig. 1 : Carte de résistivité du sol, et localisation des types de substrat et des sondages pédologiques.

ARP1 sur :	Nb de points	**épaisseur du sol**	**Argile**	**LF**	**LG**	**SF**	**SG**	**MO**	**$CaCO_3$**	**EG**
totalité du site	197	-0.24	**-0.59**	-0.17	-0.10	0.40	0.22	-0.35	0.24	
Tuffeau blanc	94	-0.35	-0.26	0.16	0.17	0.11	0.03	0.01	0.39	0,25
Tuffeau jaune	64	**-0.69**	**-0.63**	0.08	-0.49	**0.50**	0.29	-0.15	**0.75**	
Argile	39	0	**-0.83**	-0.06	0.11	**0.52**	**0.57**	**-0.55**	-0.38	

Tab 1 : Coefficients de corrélation de Pearson entre la résistivité ARP1 et les paramètres du sol sur la totalité du site et pour chacun des types de substrat (tuffeau blanc, tuffeau jaune et argile). En gris, valeurs significatives au seuil alpha=0.05 (test bilatéral). **LF** : limon fin ; **LG** : limon grossier ; **SF** : sable fin ; **SG** : sable grossier ; **MO** : matière organique ; **EG** : pourcentage surfacique en éléments grossiers (uniquement sur le tuffeau blanc)

Références

Carroll Z.L. and Oliver M.A. 2005. Exploring the spatial relations between soil physical properties and apparent electrical conductivity. Geoderma 128, 354-374.

Chaplot V., Lorentz S., Podwojeski P. and Jewitt G. 2010. Digital mapping of A-horizon thickness using the correlation between various soil properties and soil apparent electrical resistivity. Geoderma 157, 154-164.

Morphologies périglaciaires de la plaine de Pierrelaye (95) : apport de la géophysique et impact sur la migration des polluants

THIRY Médard[1], van OORT Folkert[2], THIESSON Julien[3], GUERIN Roger[3] et van VLIET-LANOE Brigitte[4]

[1] Mines-ParisTech, Géosciences, 35 rue St. Honoré, 77305 Fontainebleau, medard.thiry@mines-paristech.fr
[2] UR-251 Pessac, INRA, RD-10, 78026 Versailles, vanoort@versailles.inra.fr
[3] UMR 7619 Sisyphe, Université Pierre et Marie Curie, case 105, 4 pl. Jussieu, 75252 Paris.
[4] UMR 6538 Domaines Océaniques, Université de Brest, place Copernic, 29280 Plouzané.

Les sols du secteur agricole de Pierrelaye ont été » irrigués pendant plus de 100 ans avec des eaux usées, entrainant de fortes pollutions des sols en éléments traces métalliques (ETM). Une première étude pédologique avait mis en évidence la variabilité de l'épaisseur des sols, en particuliers des horizons argileux. Une cartographie électrique des sols a été réalisée sur 16 ha avec un dispositif multi-électrodes trainé derrière un tracteur positionné par GPS (GEOCARTA, ARP©). Par la suite environ 250 m de tranchées ont été ouvertes à la pelle mécanique pour préciser les structures montrées par la géophysique.
La cartographie électrique révéla de remarquables structures conductrices formant des polygones d'environ 20-30 m de diamètre, visibles entre 0,5 et 1,7 m de profondeur. Les structures conductrices (en noir sur la Fig. 1) correspondant à des matériaux plus humides et/ou plus argileux. Il existe aussi des structures inversées, avec des matériaux moins conducteurs qui forment les polygones et des matériaux plus conducteurs en leur centre.
L'ouverture de tranchées a montré des profils pédologiques avec successivement un horizon de labour (L), sableux, riche en matière organique, de 30-50 cm, un horizon éluvial (E), sableux, beige-brun, à raies ferrugineuses, de 5-30 cm, et un horizon d'illuviation (BT), argilo-sableux brun-rougeâtre, d'environ 20-40 cm d'épaisseur. Des débris calcaires centimétriques soulignent régulièrement l'horizon argileux. Le sous-bassement d'âge Eocène est composé de sables glauconieux (Cs) et de calcaire lacustre bréchifié (Cc).

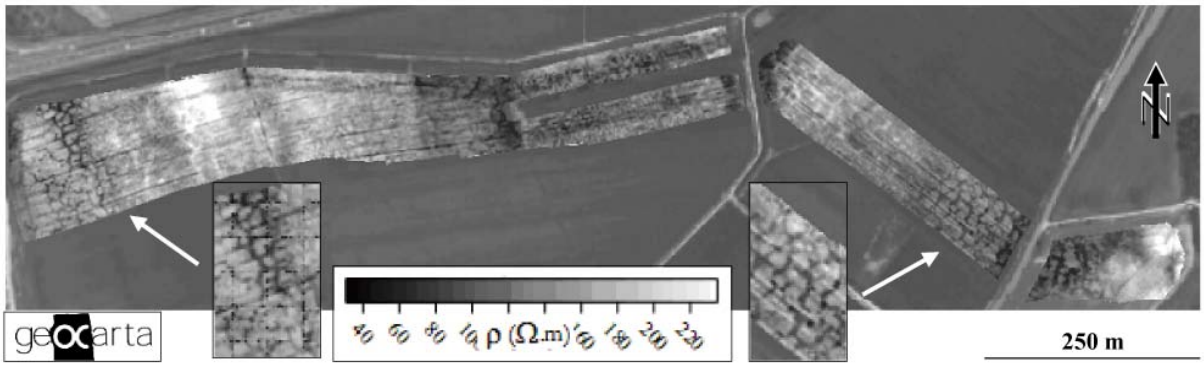


Figure 1 – Résistivités électriques des parcelles du Bois Boulet obtenues entre 0,0 et 1,0 m de profondeur. Noter la régularité des polygones d'environ 20-30 m de diamètre.

Des affaissements et invaginations des horizons E et BT sont les structures les plus remarquables qui se caractérisent par leur épaississement local, s'enfonçant dans des poches de sables glauconieux au sein des calcaires fragmentés du sous-bassement (Fig. 2). Ces structures sont de taille variable, parfois 40-50 cm de profondeur, mais d'autres atteignent 2 à 3 m de profondeur. Elles ne se développent jamais dans les calcaires fragmentés, mais uniquement dans des poches sableuses développées dans ce même substrat. Un niveau de fragments calcaires suit étroitement les invaginations, indiquant que le niveau de débris calcaire et le matériel parental des sols ont été déposés à plat, puis déformés a posteriori par les affaissements. Les horizons E et BT peuvent être absents,

dans ce cas l'horizon L repose directement sur les calcaires fragmentés. L'horizon labouré n'est jamais affecté par les déformations. Ces structures argileuses affaissées sont régulièrement espacées de 15 à 30 m et correspondent aux zones à plus forte conductivité de la cartographie électrique et les zones dépourvues de niveau argileux au centre moins conducteur des structures polygonales.

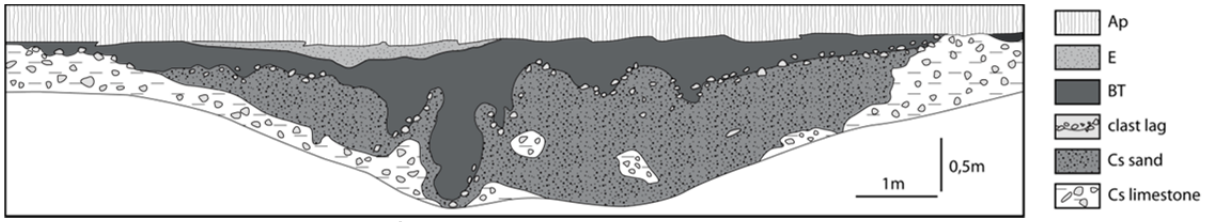


Figure 2 – Morphologies caractéristiques des structures d'affaissement/invagination. Ces structures sont liées à des poches de sables glauconieux au sein des calcaires fragmentés. Relevé dans tranchée, la partie non-tramée correspond aux terrains non découverts.

Ces structures polygonales sont caractéristiques de structures périglaciaires et sont à relier aux périodes froides du Quaternaire. Les dispositions géométriques permettent de remonter à la chronologie de phases successives : (1) développement de polygones de contraction thermique qui forment des poches sableuses ; (2) gonflement différentiel au gel (cryoturbation) ; (3) érosion des polygones avec formation du niveau de fragments calcaires, suivi du dépôt du matériel sablo-argileux à l'origine des horizons E et BT ; (4) développement des structures invaginées, lié à des fentes de contraction au sein d'un pergélisol discontinu (structure lamellaire) ; (5) une dernière érosion des microreliefs cryoturbés et pédogénèse conduisant à la différentiation des luvisols.
La présence de ces grandes structures cryoturbées d'âge millénaire induit des conditions hydrodynamiques contrastées impactant la dispersion des EMT d'origine centenaire (Fig. 3). Les centres des structures polygonales occupent environ 60-70% de la surface et correspondent à des zones où l'horizon de labour surmonte directement les calcaires fragmentés. Ce sont des zones à forte perméabilité par où l'essentiel des eaux usées épandues a percolé vers la nappe. Au contraire dans les zones à structures argileuses affaissées l'infiltration est fortement limitée et "protège" en quelque sorte le substrat calcaire immédiat. L'analyse des métaux lourds contenus dans la fraction argilo-silteuse du substrat immédiat montre cette distribution. Les fractions fines (<2 mm) des calcaires au voisinage des structures affaissées ont des teneurs significativement inférieures à celles des calcaires des zones dépourvues d'horizon argileux BT (Thiry *et al*., 2011).

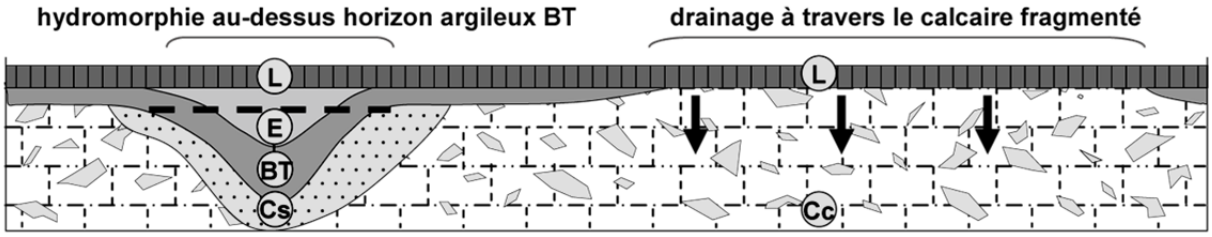


Figure 3 – Schéma du comportement différentié des structures polygonales et leurs zones périphériques à structures argileuses invaginées.

Référence

Thiry M., van Oort F., Lamy I., Thiesson J., Tabbagh A., Tamtam F., 2011. Etude d'évaluation du risque de mobilité des métaux dans l'agrosystème contaminé de Pierrelaye-Bessancourt : prospections du site, fonctionnement des sols et tests de lixiviation. Rapport technique No R111125MTHI, Centre de Géosciences, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, France. 169 pages

Résistivité thermique des sols
Influence sur le dimensionnement thermique des liaisons souterraines

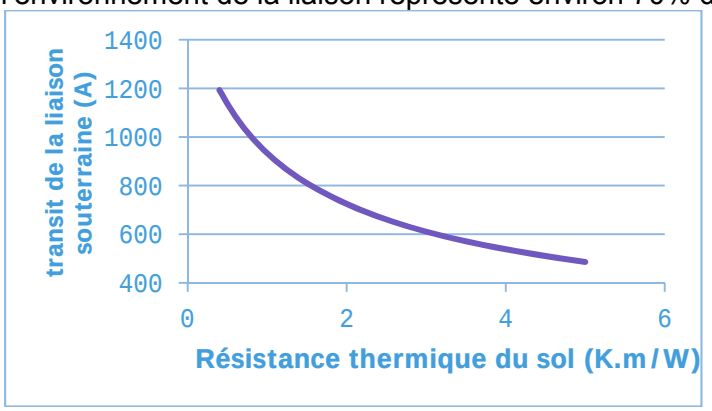
LEJOUR Victor-Antonin

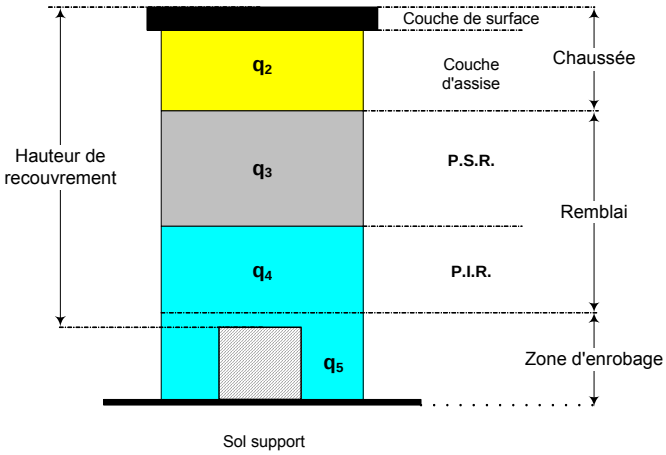
RTE, CNER, 34, rue Henri Régnault, 92068 Paris La Défense cedex, victor-antonin.lejour@rte-france.com

Le Réseau de Transport d'Electricité (Rte) garantit l'acheminement de l'énergie électrique haute et très haute puissance (HTB 1, 2 et 3). Il est le gestionnaire du réseau de transport d'électricité en France. Il développe, maintient et exploite ce réseau dont les enjeux sont nationaux (clients) et européens (marché de l'énergie), tout en garantissant la sécurité des biens et des personnes. Les liaisons électriques sont soit aériennes, soit souterraines. Pour répondre à une demande en énergie toujours croissante et devant la difficulté à implanter de nouvelles liaisons aériennes, le nombre de liaisons électriques souterraines ne cesse de croitre.

Le câble électrique souterrain doit permettre de transiter la puissance requise (définie soit par les besoins du réseau, soit par un client). Le choix du câble est fonction de cette puissance, de la tension d'exploitation et de la capacité de son environnement à évacuer l'énergie transformée en chaleur par effet joule ; en effet, un courant circulant dans la liaison produit une énergie calorifique importante.

La capacité de transport d'un câble (puissance transitée) dépend donc très fortement de son comportement thermique dans son environnement. La résistance thermique de l'environnement de la liaison représente environ 70% de la résistance globale de la liaison.

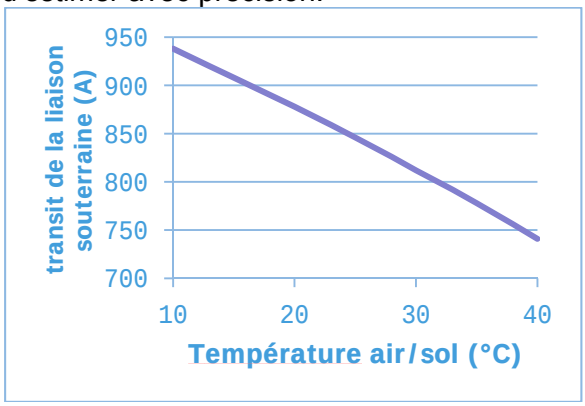


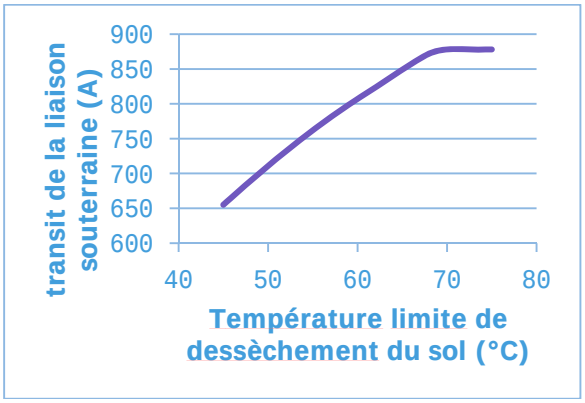


La densité du sol joue un rôle prépondérant : plus le sol est dense, plus faible est la résistivité thermique. Le compactage peut être différent en fonction de la méthode de pose des câbles. Le spectre granulométrique doit être le plus large possible ; le concassage des matériaux est parfois nécessaire ; il nécessite des moyens lourds à mettre en œuvre avant de remblayer la fouille. La composition minéralogique a une influence forte et il est parfois nécessaire d'évacuer les matériaux déblayés pour en amener d'autres dont la résistivité thermique est plus faible. La température air/sol est fixée pour un lieu géographique donné. La teneur en eau est un paramètre primordial dont les évolutions sont difficiles à maitriser.

La teneur en eau est le paramètre le plus variable. L'eau libre s'écoule librement, dans des macroporosités s'écoulant sous l'effet de la gravité. L'eau capillaire se comporte comme une éponge (force de succion, ascension par capillarité), défiant les lois de la gravité. L'eau hygroscopique est piégée à la surface des pores. L'eau d'hydratation est incluse à l'intérieur des minéraux. La saison joue également un rôle : en été, la teneur en eau du sol est globalement deux fois moins importante qu'en hiver (typiquement 8 à 9% en hiver et 4 à 5%

en été). De plus, la réhydratation d'un sol dépend, entre autres, du revêtement (absence d'infiltration sous chaussée), de la végétation environnante (phénomènes de succion et d'évapotranspiration), de la pente (ruissellement).
En fonction des types de sols, l'eau « utile » est fortement variable. La teneur en eau est donc un paramètre extrêmement complexe qu'il faut pourtant être capable de mesurer ou d'estimer avec précision.





La connaissance précise de la résistivité thermique des sols environnants la liaison électrique sur toute sa longueur est primordiale pour l'exploiter au maximum de ses limites sans risquer de l'endommager. En fonction de sa technologie de construction, la température d'exploitation des câbles évolue. Pour les câbles les plus récents implantés sur le réseau, la température d'exploitation est de 90°C. Si l'environnement n'est pas capable d'évacuer la chaleur créée par la liaison électrique souterraine, le sol chauffe trop, ce qui peut entrainer une migration de l'humidité dans le sol et une augmentation de la résistivité thermique. La capacité de l'environnement de la liaison électrique souterraine à évacuer la chaleur se dégrade, et la liaison électrique souterraine risque l'emballement thermique provoquant soit un vieillissement prématuré, soit un claquage du câble.
Tout au long de la vie d'un projet, avant la mise en service de la liaison électrique souterraine, certains paramètres sont accessibles et d'autres doivent être évalués. En première étape, aucune machine n'est autorisée à se trouver sur site : aucun prélèvement n'est possible. Le chargé d'étude doit donc être capable d'évaluer la résistivité thermique des sols à partir de ce qu'il peut voir et toucher. Ensuite, une fois le tracé de la future liaison souterraine défini, deux approches sont possibles : soit les mesures déterminant l'ensemble des paramètres nécessaires à la connaissance de la résistivité thermique sont réalisées sur site, soit elles nécessitent un travail en laboratoire. Différentes méthodes sont proposées ; la plupart doivent être validées. Un processus de qualification est nécessaire, que l'approche soit directe (mesure à l'aiguille thermique par exemple) ou indirecte (extrapolation de la résistivité thermique à partir de certains paramètres mesurés à l'aide de formules dont les limites d'applications sont également à définir).
Afin d'exploiter un câble au maximum de ses capacités, son environnement doit donc avoir une résistivité thermique la plus faible possible. Si cette résistivité thermique ne peut être définie avec certitude, elle doit toutefois être encadrée de la manière la plus précise possible. La maîtrise aux limites de la résistivité thermique des sols est un nouveau challenge pour Rte : réel défi économique tout en garantissant la pérennité du matériel.

SESSION 10

GÉOPHYSIQUE ET TÉLÉDETECTION APPLIQUÉES AUX SOLS

AFFICHES

Cartographie de la salinité d'un périmètre oasien par conductivité électromagnétique

BERKAL Ismaiel[1-2], WALTER Christian[1] et DJILI Kaddour[3]

[1] Agrocampus Ouest Rennes, INRA, UMR 1069 SAS,
ismaiel.berkal@agrocampus-ouest.fr
[2] Université Kasdi Merbah – Ouargla (Algérie)
[3] Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA ex. INA), Alger (Algérie)

Introduction

La cartographie de la salinité par induction électromagnétique (EM-38) et son exploitation par SIG permettent d'augmenter la résolution de mesure de la salinité des sols à la fois dans le temps et dans l'espace, en limitant les difficultés inhérentes aux approches de prélèvements classiques, i.e. la lourdeur de la mesure et son caractère destructif. L'objectif de cette étude vise à identifier et décrire la dynamique spatio-temporelle de la salinité des sols d'une palmeraie irriguée du sud-est algérien (Ouargla), sous l'influence d'une nappe superficielle ayant conduit à l'état actuel des sols.

Matériels et méthodes

Ce travail a été réalisé sur le domaine expérimental de l'université de Ouargla (Algérie), au sein d'une région d'étude occupant le lit de la vallée fossile de l'oued M'ya. Elle est caractérisée par un climat saharien à hiver doux.

L'exploitation phoenicicole de l'université (ex. ITAS) se situe au sud-ouest de Ouargla, à 6 km environ du centre-ville. Ses coordonnées WGS 84 / UTM zone 31 N, sont à une longitude de 819,82 km et une latitude de 3547,22 km.
Le site expérimental s'étend sur une superficie de 10 ha, et est cultivée essentiellement avec du palmier dattier (*Phoenix dactyilifera*). En outre, il comporte également une zone de sol nu adjacente. Les sols développés dans un matériau éolien sont de texture très sableuse et sont classés selon la WRB (FAO, 2006) dans le groupe des Solonchaks (Salic, Aridic). Ils sont soumis aux fluctuations d'une nappe phréatique salée proche de la surface. Le réseau d'irrigation par planche est alimenté par les eaux des forages du Sénonien (3,74 mS cm^{-1}) et du Miopliocène (5,28 mS cm^{-1}). Le drainage des parcelles est assuré par des drains à ciel ouvert.

Quatre campagnes de terrain ont été effectuées à différentes saisons entre 2009 et 2010 en utilisant un dispositif à induction électromagnétique EM-38, complétées par des mesures de la conductivité électrique de l'extrait aqueux sol/eau ($EC_{1:5}$) utilisées à des fins d'étalonnage et de validation.

Des modèles de prédiction de la salinité à différentes profondeurs ont été construits en utilisant des arbres de classification du programme Cubist (Rulequest Research, 2007), à partir de descripteurs de site plus ou moins spécifiques au contexte local. Il s'agit d'une méthode de fouille de données, capable de détecter des relations non linéaires entre des variables au sein de grandes bases de données, en étant peu sensible à la présence éventuelle de données manquantes. Cette méthodologie s'est avérée performante en matière d'estimation spatiale de propriétés du sol, quand elle a été confrontée à des jeux de validation indépendants de la phase de construction des modèles (Minasny *et al.*, 2009 ; Miklos *et al.*, 2010).

Résultats et discussions

Les tableaux de contingence des horizons H1, H2 et H3, indiquent qu'il existe une liaison statistique significative entre les mesures $EC_{1:5}$ et les prédictions Cubist.

Les résultats démontrent la capacité de la procédure de surveillance pour détecter les variations spatiales (Fig. 1) et les variations saisonnières de la salinité au sein du profil de sol. La comparaison avec les données piézométriques et les pratiques d'irrigations locales suggère que les fluctuations de la nappe phréatique à l'échelle de l'oasis combinées à un climat fort évaporant sont les principaux facteurs contrôlant l'évolution de la salinité des sols.

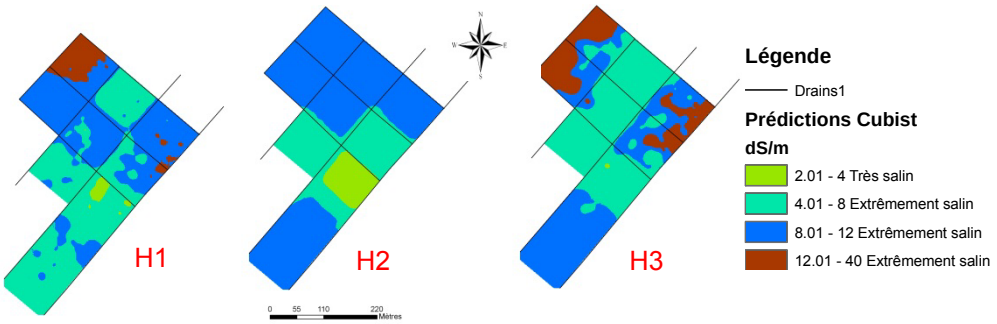


Figure 1. Variation spatiale de la salinité prédite par Cubist pendant la première campagne de mesures EM38

Conclusion

Les enquêtes de conductivité apparente (ECa) utilisant la conduction électromagnétique EM-38, couplées à la prévision de régression des arbres apparaissent donc comme une approche de suivi de la salinité du sol efficace et pratique et sont recommandés pour caractériser les processus de salinisation de ces milieux.

Références

FAO (2006). "World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication," FAO/Ed.

Miklos, M., Short, M.G., McBratney, A.B., and Minasny, B. (2010). Mapping and comparing the distribution of soil carbon under cropping and grazing management practices in Narrabri, north-west New South Wales. *Australian Journal of Soil Research* **48**, 248–257.

Minasny, B., Tranter, G., McBratney, A.B., Brough, D.M., and Murphy, B.W. (2009). Regional transferability of mid-infrared diffuse reflectance spectroscopic prediction for soil chemical properties. *Geoderma* **153**, 155-162.

Rulequest Research (2007) Cubist version 2.04. In. ' (Rulequest Research Pty Ltd: St. Ives, New South Wales, Australia).

Y a-t-il infiltration verticale sous drainage agricole ? Conséquence pour la recharge de la nappe de Brie

TOURNEBIZE Julien, CLEMENT Rémi, GUERIN Alain, ANSART Patrick, CHAUMONT Cédric et HENINE Hocine

Unité de Recherche "Hydrosystèmes et Bioprocédés", IRSTEA – Cemagref, 1rue Pierre-Gilles de Gennes CS 10030, 92761 ANTONY cedex, julien.tournebize@cemagref.fr

Avec près de 3 millions d'hectares drainés en France, soit 10% de la SAU, le drainage agricole a contribué à valoriser agronomiquement les sols hydromorphes. Cependant, le drainage accompagné par les travaux d'assainissement agricole (collecteurs et fossés) a fortement modifié le signal hydrologique des écoulements de surface. Dans son hypothèse principale pour le dimensionnement, les drains sont enterrés à environ 0.8 m de profondeur et reposent généralement sur une couche imperméable. Cette dernière est la conséquence d'un lessivage des argiles. Ainsi les flux d'infiltration profonds en parcelles drainées sont souvent supposés négligeables dans les bilans hydriques. Or, compte tenu de la configuration du système et les conditions aux limites, la recharge de la nappe de Brie provient essentiellement de ces infiltrations profondes. La quantification de ces flux, associée à la mesure des concentrations en nitrate de la zone sous-racinaire en contexte de sol drainé, améliorera la connaissance des transferts et la gestion qualitative de la nappe de Brie.

L'originalité de l'approche repose sur l'association de mesures classiques hydrogéologiques (teneur en eau et perméabilité) avec des mesures géophysiques régulières (résistivité). L'objectif de cette étude consiste d'abord à valider une approche reliant les mesures hydrogéologique et géophysique, ensuite à représenter les flux d'infiltration entre les premiers horizons du sol (limons des plateaux drainés) et la couche sous-jacente (calcaire de Brie).

Méthodologie

L'observatoire hydrologique de l'Orgeval (GIS ORACLE) comprend une parcelle expérimentale drainée de 300 m² (gazon entretenu) à de Boissy le Chatel (Seine et Marne). Le site est équipé d'une station météorologique intégrée au réseau de MétéoFrance (mesure des précipitations et calcul de l'évapotranspiration), une station débitmétrique en sortie du réseau de drainage et un piézomètre crépiné dans le calcaire de Brie. Le suivi de la teneur en eau du sol est assuré à la fréquence hebdomadaire depuis de nombreuses années sur la parcelle.

Ce dispositif a été complété dans le cadre de cette étude. Des tensiomètres aux profondeurs 0.3, 0.6, 0.9, 1.2 et 1.5 m ont été mis en place (profil B-B avec fréquence d'acquisition horaire et profil C-C avec des acquisitions manuelles hebdomadaire). Le suivi géophysique (profil A-A, Figure 1) est basé sur la méthode de tomographie de résistivité électrique (TRE) avec 48 électrodes disposées en surface espacés de 0.75 m et de 4 flûtes en forage (de 2,5 m de profondeur) confectionnés avec 12 électrodes chacune. En plus de la mesure de résistivité, chaque forage est équipé de 5 thermistances pour la mesure de la température. Les mesures sont réalisées de manière séparées, une acquisition de surface et une acquisition en forage. Les données sont acquises à la fréquence hebdomadaire.

Premiers résultats

Les données acquises depuis Aout 2011 montrent que la saturation du profil (90 et 120 cm puis 60 et 30 cm; figure 2) est bien la conséquence d'une couche à entre 120 et 150 cm de profondeur (figure 3) dont la conductivité hydraulique semble bien contrastée avec celle de surface. Hors période de fonctionnement du drainage agricole, l'infiltration est homogène entre le drain et l'interdrain.

Les observations montrent que la nappe de Brie présente des fluctuations annuelles de sa charge piézométrique, mais qu'elle réagit avec un temps de latence par rapport à la saturation des horizons de surface qui sera déterminé avec les futures données.

La quantification des flux verticaux est donc possible et permettra d'expliquer les fluctuations de hauteur de nappe dans le calcaire de Brie.

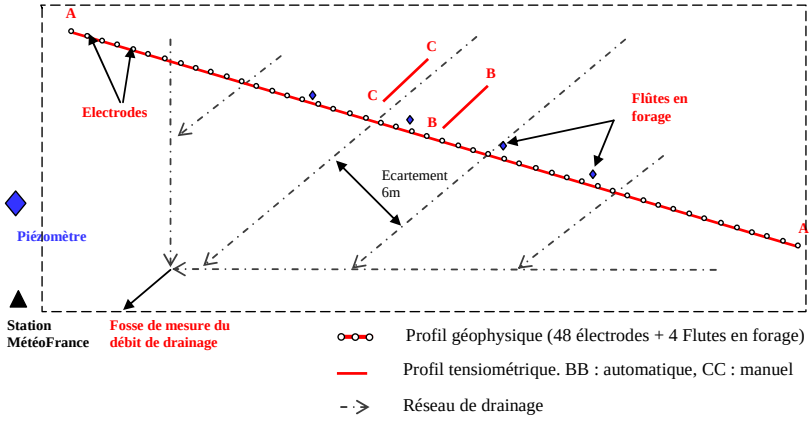


Figure 1 : Dispositif expérimentale à la parcelle de Boissy le Chatel (Orgeval)

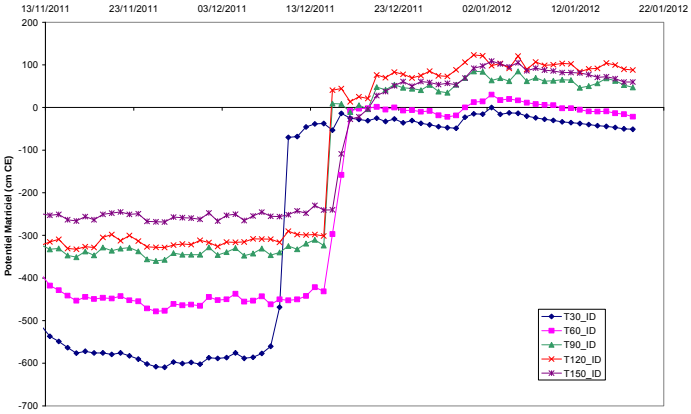


Figure 2 : Suivi tensiométrique entre le 13/11/2011 et le 20/01/2012 au profondeur 30, 60, 90, 120, 150 cm (parcelle expérimentale de Boissy le Chatel, Orgeval)

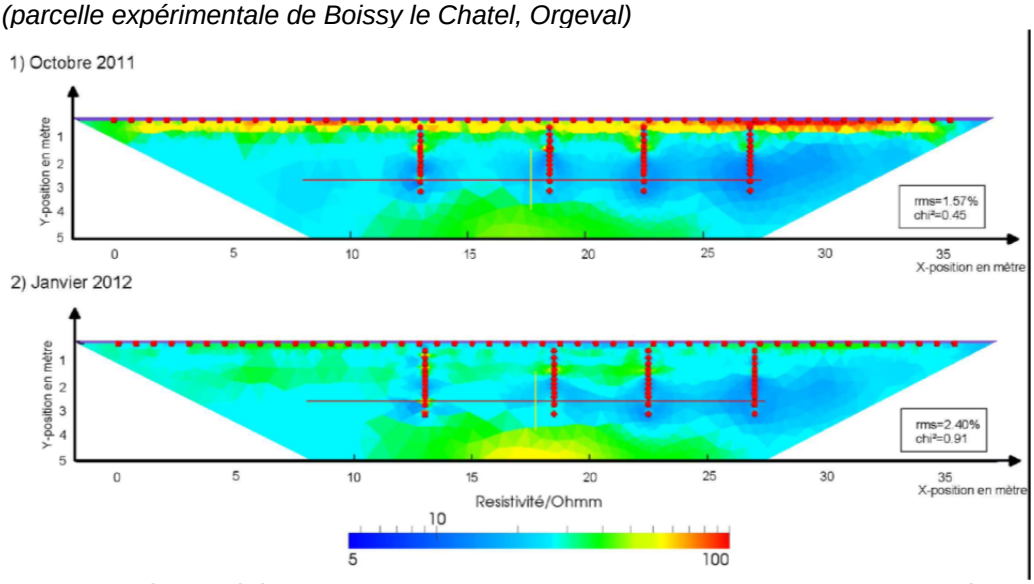


Figure 3 : Profil de résistivité électrique (Octobre 2011 et Janvier 2012) de la parcelle expérimentale de Boissy le Chatel. Les points rouges représentent les électrodes de mesures.

SESSION 11

LES SOLS FACE AUX CONTAMINANTS

SESSION 11

LES SOLS FACE AUX CONTAMINANTS

COMMUNICATIONS ORALES

Contaminants en sols urbains : une revue

AYRAULT Sophie[1], BARLES Sabine[2], BLANCHOUD Hélène[3], BARUSIO Enrique[4], GASPERI Johnny[5], LAMY Isabelle[6], Moreau-Guigon Elodie[3] et PELOSI Céline[6]

[1] : LSCE, CEA-CNRS-UVSQ, Equipe TCO, Gif-sur-Yvette, sophie.ayrault@lsce.ipsl.fr
[2] : UMR Géographie-Cités, Université Paris 1, Institut Universitaire de France, Equipe CRIA, Paris, sabine.barles@univ-paris1.fr
[3] : SISYPHE, UPMC-CNRS-EPHE, Equipe Micropolluants, Paris 05, helene.blanchoud@upmc.fr, elodie.moreau-guigon@upmc.fr
[4] :INRA, EGC, Equipe Sol, 78850 Thiverval-Grignon, barriuso@grignon.inra.fr
[5] : Université Paris-Est, LEESU, Créteil, gasperi@u-pec.fr
[6] : INRA, UR 251 PESSAC, F-78026 Versailles cedex, France, isabelle.lamy@versailles.inra.fr, celine.pelosi@versailles.inra.fr

Introduction

Les trois quarts de la population européenne vivent dans des zones urbaines. En raison de la forte pression exercée par les villes sur leurs sols, d'autant plus importante que la tendance est à l'étalement urbain, donc à la consommation croissante de sol, la plupart d'entre elles présente des sols urbains dégradés. Cette dégradation pose des problèmes en termes d'exposition des citadins. Des surfaces, situées hier en zone péri-urbaine et ayant servi à débarrasser la ville de ses déchets, sont maintenant inclues dans le tissu urbain, comme peuvent l'être d'anciennes friches industrielles.

Parce que le sol en ville a longtemps été considéré comme vecteur de maladie, on s'est employé à l'imperméabiliser. Ainsi caché, le sol urbain a été oublié et ne fait pas l'objet d'une Directive Cadre Européenne, comme l'air ou l'eau.

D'un autre côté, on assiste à une volonté de revalorisation des sols urbains dans le but de « renaturer » la ville et d'assurer un certain nombre de services comme l'infiltration des eaux de pluie. Le statut du sol urbain change : il n'est plus un simple support de bâti mais un compartiment de l'environnement en ville, accueillant des jardins éducatifs, participant à la gestion des eaux pluviales, etc …

La revue que nous proposons a pour but d'apporter une réponse à cette question : les pressions urbaines, passées et présentes, permettent-elles aux sols urbains (en ville et zones péri-urbaines) de fournir les nouveaux services qu'on leur demande ?

Notre démarche consiste à identifier dans la littérature les différents contaminants présents dans les sols maintenant inclus dans le tissu urbain et leurs voies de transfert vers les sols. Ces voies de transferts sont principalement les dépôts atmosphériques secs, les retombées humides, l'épandage de boues urbaines ou le dépôt de matières de rebut et les ruissellements sur les toitures et les chaussées.

Résultats et discussion

La discussion est structurée à partir des différentes voies de transfert aux sols urbains. Les teneurs en polluants organiques et inorganiques telles que mesurées en milieu urbain sont extraites de la littérature disponible sur le sujet.

Les éléments traces auxquels nous nous intéressons sont des éléments dont un nouvel usage peut entraîner la contamination de l'environnement urbain (l'antimoine, l'argent, les éléments de la mine du platine tels que le platine, le palladium et le rhodium, etc…).

Les polluants organiques d'intérêt sont les alkyl-phénols, certains médicaments (antibiotiques, antidépresseurs, analgésiques, bétabloquants et hormones), PBDE, PCB, phtalates et les pesticides (fongicides, herbicides, insecticides).

Cette revue s'attache également à identifier les manques de connaissances sur ces questions. Ainsi, pour les éléments traces, des études sont consacrées aux éléments émis par les pots catalytiques dans les pays européens et nord-américains, mais très peu de travaux ont été menés dans l'hémisphère sud. De même, plusieurs études brésiliennes se sont intéressées au vanadium dans les sols urbains. Le vanadium est émis lors de la combustion de carburants fossiles donc il est potentiellement présent dans tous les environnements urbains.

La spéciation des éléments traces dans les sols est peu connue. Pourtant, cette spéciation est un élément-clé pour évaluer la toxicité potentielle de ces éléments. Pour les éléments traces les plus étudiés tels que Pb, Zn, Cd, il a été montré leur accumulation dans les fractions fines des sols, les fractions les plus réactives. Cela confère à ce type de pollution un risque important vis-à-vis des transferts vers l'homme en cas de resuspension de fines particules, ou en cas d'ingestion de sol par les jeunes enfants. Mais les questions de biodisponibilité des nouveaux contaminants sont encore peu abordées, notamment en raison des problèmes analytiques que posent les dosages de ces éléments dans des matrices complexes. Une revue est proposée des différents papiers abordant les aspects de spéciation et de biodisponibilité de ce type de pollution des sols en milieu urbain.

Dans un second temps, une étude est consacrée à l'apport de la bioindication végétale et animale dans l'évaluation des capacités des sols urbains à fournir les nouveaux services demandés. Les indicateurs de pollution des sols reposent souvent sur des analyses chimiques mais certains auteurs s'intéressent aux indicateurs biologiques pour évaluer la qualité des sols. Dans près de 60% des papiers portant sur la bioindication animale, les organismes proposés comme bioindicateurs de la qualité des sols urbains sont les microorganismes et les vers de terre.

Enfin, on cherchera à hiérarchiser les flux entre les différentes voies d'apport, en traitant la question du changement d'échelle (parcelle *vs* zone urbaine).

Conclusion

Le but est d'identifier des éléments de prospective de recherche pour mieux définir le rôle du sol dans les cycles urbains de contaminants. A ce stade, nous n'identifions pas de typologie de pollution caractéristique du stade de développement socio-économique de la ville. Cependant, il existe des typologies de préoccupation vis-à-vis de tel ou tel polluant urbain, différenciée à l'échelle du continent.

XRF portable et magnétisme environnemental sur des Anthroposols à contamination polymétallique : relation physique, chimique et minéralogique

JOUSSEIN Emmanuel[1], SOUBRAND Marilyne[1], LÉVÊQUE François[2], MATHÉ Vivien[2], LENAIN Jean-François[1], SALVADOR Sébastien[3] et DEPALLE Jean-Marc[1]

[1] : Université de Limoges, GRESE « Groupement de Recherche Eau Sol et Environnement » EA 4330, Faculté des Sciences et Techniques, 123 avenue Albert Thomas, 87060 Limoges cedex, emmanuel.joussein@unilim.fr
[2] : Université de La Rochelle, LIENS UMR 6250, Institut du Littoral et de l'Environnement (ILE), 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France.
[3] : Université de Tours, UMR CNRS 6113, UFR des Sciences et Techniques, Parc de Grandmont, 37200 Tours, France.

Introduction

Les sites et sols pollués par des contaminants métalliques représentent une des problématiques majeures au regard de deux siècles d'activités industrielles, cependant, la problématique environnementale ne fait l'objet d'une prise de conscience depuis seulement deux décennies. La répartition de ces contaminants (métaux et métalloïdes) dans l'environnement n'est pas homogène compte tenu de la variabilité des phénomènes potentiels de dispersion. Les risques encourus sont donc nombreux avec un risque majeur d'exposition de la chaîne alimentaires, et de la ressource en eau. Les sources de contaminations potentielles des sols sont nombreuses et sont généralement issue de l'activité anthropique comme par exemple les activités minières ou industrielles pour ne citer quelles. La connaissance de la répartition de la contamination dépend de la stratégie d'échantillonnage et du nombre d'échantillons prélevés et analysés. Classiquement, l'évaluation de la contamination d'un site ou des sols se fait par analyses chimiques (*i.e.* spectrométrie d'absorption atomique SAA et d'émission optique/plasma couplée par induction ICP-OES et/ou -MS). Cependant ces analyses sont longues et coûteuses ce qui réduit considérablement le nombre d'investigation ainsi que l'étude fine de la spatialisation de la pollution. Depuis quelques années, le développement de méthodes de terrain par fluorescence X portable (pXRF) a été réalisé pour la détermination de la teneur en métaux et métalloïdes des sites et sols pollués. De plus de nombreux travaux ont montré qu'il existe des associations entre les polluants métalliques (métaux et métalloïdes) et les phases minérales magnétiques dans les sites et sols pollués par des activités anthropiques. Par conséquent, il est également possible d'utiliser le magnétisme environnemental dans les sols afin d'obtenir une évaluation indirecte du degré de contamination.
Le but de cette étude est de coupler les approches physique (magnétisme environnemental), chimique (pXRF) et minéralogique afin (i) de développer ces méthodes complémentaires afin de mieux identifier la nature et les sources de pollution des sols pour des enjeux environnementaux (impact éolien, ruissellement de surface,…) et (ii) d'évaluer et relierla chimie et les propriétés magnétiques avec la nature des phases et leurs relation avec les différents éléments contaminants métalliques et métalloïdes.

Matériels et méthodes

Le site d'étude est une ancienne mine d'or située dans le Massif central et abandonnée depuis une cinquantaine d'années. Ce site présente une contamination pluri-élémentaire (As, Pb, Sb, Zn…) d'une superficie d'environ 1 ha.

Quatre transects couvrant l'ensemble du site avec un profil de sol tout les 4 mètres ont été réalisés et analysés par les différentes méthodes physique et chimique (pXRF et magnétique environnementale).Après un échantillonnage ciblé, des mesures ont été effectuées également en laboratoire. La minéralogie des sols a été réalisée par diffraction des rayons X (DRX) et par microscopie électronique à balayage couplée à un analyseur chimique (MEB-EDS) sur chacun des échantillons représentatifs avant et après séparation magnétique. L'ensemble des données ont été ensuite traitées par une approche géostatistique.

Résultats

Ce travail a été effectué sur un ancien site minier fortement contaminé en métaux et métalloïdes (jusqu'à 12% d'arsenic par exemple) sur lequel des anthroposols peu épais se sont développés en un temps très court. Les résultats mettent en évidence une contamination pluri-métalliques importantes, *e.g.* de 12 % à 1% As dans l'horizon Z (matériaux anthropique), sur l'ensemble du site mais avec une décroissance de la concentration (i) vers la surface et (ii) au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de contamination. Ceci a été confirmé par la réalisation d'indice de pollution par transect et sur l'ensemble des horizons.

L'ensemble des analyses chimiques réalisées (environ 800) sur les transects ont permis de mettre en évidence une corrélation statistique (i) sur l'ensemble des données ou par horizons entre les éléments As-Fe, Pb-As et Sb-As et (ii) entre la susceptibilité magnétique et As, Pb ou Fe et moindre pour Sb.

Discussion et conclusion

L'ensemble des données mettent très bien en évidence une relation entre les éléments Fe-As-Sb pour l'ensemble des échantillons qui sont eux même reliés à la susceptibilité magnétique. Ces résultats permettent de faire directement (i) le lien avec la minéralogie des phases porteuses, et (ii) le couplage entre différentes échelles de celle du site (géostatistique) à celle de la particule (microscopie).Cependant, la moindre corrélation entre Sb-susceptibilité magnétique et Sb-Fe global montrerait que Sb est distribué de façon plus diffuse. Ceci a ensuite été confirmé au niveau minéralogique (DRX,MEB-EDS, et température de Néel) avec la caractérisation des différentes phases porteuses en éléments métalliques, leurs spéciations (scorodite, symplésite, beudantite, argile) et la taille des phases magnétiques (inférieures au µm). L'approche qualitative par pXRF, susceptibilité et traitement géostatistique peut être couplée à la quantification des phases solides afin de réaliser une potentielle cartographie minérale à l'échelle du site ou du profil.

Cette étude a permis de mettre en évidence l'efficacité de ces méthodes aux analyses chimiques classiques pour la détection et la cartographie des sols contaminés par des métaux et métalloïdes. Ces méthodes sont complémentaires et applicables directement en contexte de sites et sols pollués poly métalliques et multiphasiques et de ce fait entraînant une certaine complexité.

Du point de vue pratique, ces méthodes sont rapides, non destructives et moins coûteuses que des analyses classiques tout en permettent d'établir un diagnostic rapide des sites et sols pollués par des métaux et métalloïdes en vue d'une gestion intégrée de la zone et/ou d'études ciblées plus spécifiques.

Un autre avantage est la grande quantité de données fournies par ces techniques, permettant des analyses statistiques représentatives et l'établissement, par exemple, d'indices de pollution (résultats en accord avec l'ensemble des approches réalisées sur le site d'étude). De plus, le couplage des informations souvent complémentaires permet une meilleure compréhension des phénomènes mis en jeu.

Rôle de la matière organique dans la biodisponibilité des métaux en sols contaminés : cas des cultures annuelles vs cultures pérennes à vocation énergétique

BEAUMELLE Léa[1], IQBAL Muhammad[1], CHENU Claire[2] et LAMY Isabelle[1]

[1] INRA, UR 251 PESSAC, RD10, 78026 Versailles cedex, lea.beaumelle@versailles.inra.fr, muhammad.iqbal@versailles.inra.fr isabelle.lamy@versailles.inra.fr
[2] AgroParisTech, UMR 7618 BIOEMCO, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval-Grignon, Claire.Chenu@grignon.inra.fr

Introduction

La vocation alimentaire des surfaces agricoles contaminées par des métaux est actuellement remise en question du fait des risques sanitaires. Un moyen de réhabiliter de tels sols pourrait être de les utiliser pour les cultures à vocation énergétique. Cependant, la conversion du mode d'occupation de sols contaminés ne doit pas entraîner d'impact environnemental en lien avec la biodisponibilité des métaux. Or cette conversion implique souvent de passer d'une culture annuelle à une culture pérenne, ce qui a d'importants effets sur le fonctionnement du sol ainsi que sur les matières organiques du sol (MOS).

Dans les sols pollués, les MOS représentent à la fois des ressources trophiques et des ligands pour les éléments en trace métalliques (ETM). Ainsi, la disponibilité et la dynamique des métaux sont étroitement liées aux MOS, sans que l'on sache encore vraiment quelle fraction des MOS a le plus d'impact. Etant donné que le passage d'une culture annuelle à une culture pérenne modifie les MOS, et impacte en premier lieu les matières organiques particulaires (les MOP qui représentent des puits de métaux dans les sols) on peut s'attendre à ce que la liaison des métaux avec les MOS soit modifiée. Il est ainsi possible que le changement d'occupation des sols contaminés affecte *in fine* la biodisponibilité de ces micropolluants sous la double contrainte d'un arrêt du labour et de la modification des pools de carbone organique (Corg) du sol.

Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe pas de données permettant de quantifier l'impact du changement d'occupation du sol sur l'écodynamique et l'écotoxicité des polluants métalliques. Notre objectif a donc été de quantifier l'impact d'une conversion agricole sur la disponibilité des métaux (Cu et Zn) et de mettre en évidence le rôle des matières organiques du sol. Pour cela, nous avons étudié le passage d'une culture annuelle à une culture pérenne de miscanthus, une plante à forte biomasse, et son impact sur la rétention et la distribution des métaux.

Matériel et Méthodes

Quatre ans après l'implantation de miscanthus, plante en C4, sur une parcelle agricole contaminée par des métaux, l'incorporation dans le sol du Corg du miscanthus a été suivie en utilisant les rapports isotopiques. La distribution des métaux a été étudiée à travers leur localisation dans des fractions granulo-densimétriques du sol. Enfin, la disponibilité des métaux a été évaluée par extractions chimiques. Les résultats ont été comparés avec ceux obtenus pour l'autre partie de la parcelle restée en culture annuelle.

Le site étudié est localisé à Courcelles-les-lens, à proximité de l'ancienne usine « Metaleurop » dans le Nord de la France. Il a été contaminé en Pb, Zn et en Cd par dépôts atmosphériques. Le sol est limoneux-argileux. Une partie du site est cultivée en rotation annuelle, l'autre a été plantée en miscanthus en 2007.

Pour mettre en évidence l'incorporation du carbone provenant du miscanthus et son rôle dans la spéciation du Cu et du Zn, l'échantillonnage du sol a été effectué sur 0-10cm. Sur ces échantillons, des fractionnements granulo-densimétriques ont été menés selon un protocole normalisé (AFNOR, 2007). La première étape consiste à séparer des fractions

granulométriques (en fonction de la taille), puis à séparer, parmi les fractions grossières, les MOP par densimétrie à l'eau. Les fractions obtenues ont été analysées pour les teneurs en Cu, Zn, C, N et pour le $\delta^{13}C$.
Pour mettre en évidence l'impact de la croissance du miscanthus sur la disponibilité des métaux, l'échantillonnage a concerné l'horizon de surface 0-30cm. Sur ces échantillons, deux types d'extractions chimiques ont été menés sur les sols totaux, d'une part des extractions EDTA 0,05M à l'équilibre, d'autre part des extractions EDTA en cinétique, qui permettent de séparer une fraction labile, supposée immédiatement biodisponible, d'une fraction peu labile, biodisponible sur plus long terme. Ces résultats ont été comparés avec la localisation des métaux dans les fractions granulométriques.

Résultats

Les données montrent que l'incorporation du C de miscanthus est majoritaire dans les MOP. Dans les MOP de taille 200 – 2000 µm le Corg de miscanthus représente 17% du Corg total (Figure 1). Ces résultats permettent de confirmer que les MOP sont les premières impactées par un changement de culture.
Sur les 10 premiers cm du sol, les MOP dont 17% du Corg provient du miscanthus sont plus riches en Cu que les MOP sous culture annuelle. Ceci n'est pas observé pour le Zn.

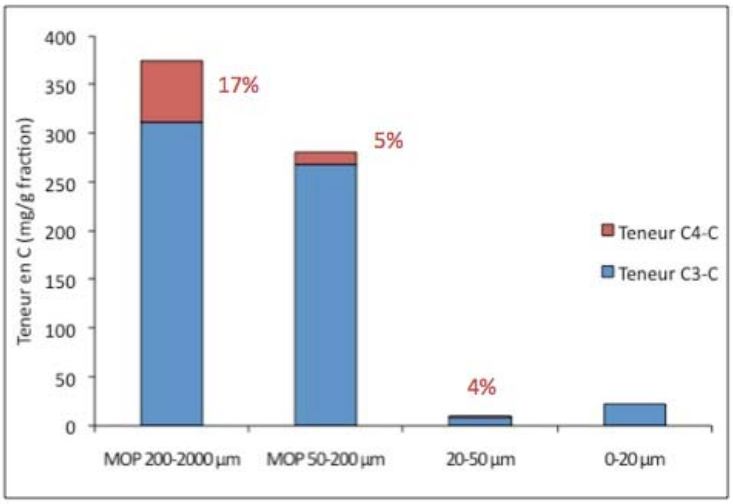


Fig. 1. Teneurs en Corg des fractions granulo-densimétriques du sol 0-10 cm : teneurs de Corg issu du miscanthus (C4-C, en rouge) et en Corg issu de plantes en C3 (C3-C, en bleu)

Sur les 30 premiers cm du sol, le Cu est moins extractible à l'EDTA sous miscanthus que sous culture annuelle, suggérant une diminution de la disponibilité de cet élément. Les extractions en cinétique permettent d'affiner ces résultats. Les données montrent en effet une diminution de la fraction labile du Cu, et une augmentation de la fraction peu labile sous miscanthus. Par contre, aucune différence d'extractabilité n'a été observée pour le Zn entre l'échantillon de sol sous miscanthus et sous culture annuelle. La localisation des métaux dans les fractions granulométriques du sol est cohérente avec les résultats d'extraction : moins les métaux sont extractibles, plus ils sont localisés dans les fractions fines du sol.

Discussion

Les résultats ont permis de montrer que le changement d'occupation des sols pouvait conduire à la modification de la disponibilité du Cu mais pas du Zn. Ces deux métaux ont en effet des comportements contrastés, le Cu étant plus réactif vis-à-vis des MOS que le Zn.
Sur les 10 premiers centimètres, on a pu relier l'abondance de Corg de miscanthus dans les MOP à une augmentation du Cu dans cette fraction. Ainsi, nos résultats confirment que l'incorporation de carbone impacte en premier les fractions grossières des sols contaminés. De plus, ces données suggèrent que l'incorporation de Corg de miscanthus a un impact sur la liaison du Cu avec les MOP au niveau de la couche de sol la première impactée par la modification de culture (0-10 cm). A l'échelle de l'horizon de surface (ex horizon de labour 0-30 cm) on peut relier une différence de localisation du Cu dans les fractions fines à la diminution de sa disponibilité, qui ne s'observe pas pour Zn.

Référence

AFNOR, n. 2007. Qualité du sol - Fractionnement granulodensimétrique des matières organiques particulaires du sol dans l'eau. Norme française : NF X 31-516 **Indice de classement : X31-516**

Étude de l'influence potentielle de l'introduction de *Miscanthus* sur la spéciation du zinc dans des sols pollués

JUILLOT Farid[1], MORIN Guillaume[1], van OORT Folkert[2], PROUX Olivier[3], HAZEMANN Jean-Louis[3], BROWN Gordon E. Jr.[4,5] et LAMY Isabelle[2]

1 Institut de Minéralogie et de Physique des Milieux Condensés (IMPMC) – UMR CNRS 7590 – UPMC, Paris, France, Farid.Juillot@impmc.jussieu.fr
2 INRA, UR251 Physicochimie et Écotoxicologie des Sols d'Agrosystèmes Contaminés (Pessac), Versailles, France
3 European Synchrotron Radiation Facility (ESRF), Grenoble, France
4 Surface & Aqueous Geochemistry Group, Department of Geological & Environmental Sciences, Stanford University, Stanford, CA, USA
5 Department of Photon Science and Stanford Synchrotron Radiation Lightsource, SLAC National Accelerator Laboratory, Menlo Park, CA, USA

Introduction

Bien qu'impropres à la culture de plantes alimentaires, les sols agricoles contaminés par des éléments traces métalliques représentent des surfaces potentiellement cultivables pour la production de biomasse à vocation énergétique. Il convient cependant de s'assurer de l'innocuité de cette pratique vis-à-vis de la dynamique et de l'écotoxicité des polluants métalliques présents. Cette communication présente une partie des résultats obtenus dans le cadre du projet ANR CES intitulé « RESACOR (REconversion des Sols Agricoles Contaminés: impact des cultures à vocation énergétique sur la biodisponibilité des éléments en trace en relation avec la réponse des ORganismes du sol) ». L'objectif était d'étudier les réponses pédogéochimiques des sols contaminés par des polluants métalliques à l'introduction de *Miscanthus* dans une optique de production de biomasse à vocation énergétique.

Matériels et méthodes

Deux sites dont la pollution des sols (Luvisols) est de nature différente ont été étudiés dans le cadre de cette étude. Les sols limono-argileux du site de Courcelles-les-Lens (Pas-de-Calais) ont été contaminés durant plus d'un siècle par les retombées pyrométallurgiques d'une usine de traitement de minerai de Zn. Les sols sableux de la région de Pierrelaye-Bessancourt (Val d'Oise) ont été contaminés pendant plus d'un siècle e par épandage des eaux usées de la ville de Paris. La comparaison de ces deux sites a permis d'étudier l'influence potentielle de l'origine de la pollution et de la texture des sols sur les résultats obtenus. L'influence potentielle de *Miscanthus* sur la spéciation du zinc dans les sols contaminés étudiés a été évaluée en comparant des sols rhizosphériques et non-rhizosphériques collectés sur des parcelles présentant une durée de culture de *Miscanthus* contrastée. Sur le site de Pierrelaye, la première parcelle (parcelle 0) correspond à une parcelle n'ayant jamais reçu de *Miscanthus*, alors que les parcelles 1 et 2 correspondent à des parcelles cultivées sous *Miscanthus* depuis 1 et 3 ans, respectivement. Sur le site de Courcelles-les Lens, une seule parcelle sous *Miscanthus* cultibvée depuis 3 ans, a été étudiée. Les différentes formes chimiques du zinc dans les échantillons de sol étudiés ont été quantifiées par spectroscopie d'absorption des rayons X sur rayonnement synchrotron (EXAFS). Les données expérimentales ont été collectées au seuil K du zinc sur la ligne 11.2 du Stanford Synchrotron Radiation Laboratory (SSRL, Californie, USA) et la ligne FAME du European Synchrotron Radiation Facility (ESRF, Grenoble, France). La quantification des différentes formes chimiques du zinc dans les échantillons a été obtenue en analysant les

données expérimentales par combinaison linéaire de spectres EXAFS de composés de référence.

Résultats et discussion

L'analyse spectroscopique quantitative de la spéciation du zinc qui sera discutée en détail lors de la présentation montre que la spéciation initiale du zinc, avant la culture de *Miscanthus*, est différente dans les sols des deux sites étudiés (Courcelles-les-Lens et Pierrelaye). En effet même si les espèces majoritaires sont similaires, leurs proportions diffèrent dans les deux sites. En outre des espèces minoritaires du Zn très différentes sont rencontrées sur les deux sites. Ces différences de spéciation peuvent être reliées en partie à la nature des contaminations ayant affecté les deux sols, et en particulier à la présence de forte teneur en matière organique et phosphates dans les eaux épandues à Pierrelaye.

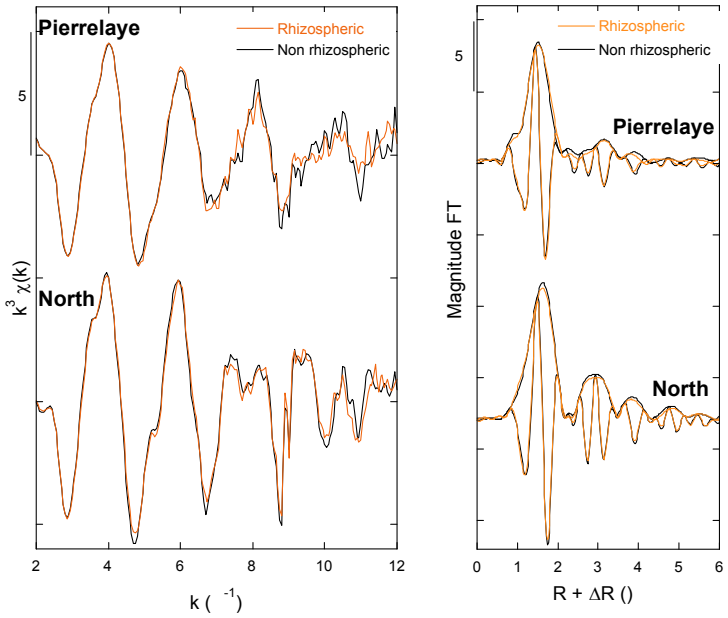


Figure 1. Comparaison entre les données EXAFS obtenues au seuil K du Zn pour les sols rhizosphériques et non-rhizosphériques des deux sites étudiés : Pierrelaye (région Parisienne) et Courcelles-les-Lens (Nord).

En revanche, bien que la spéciation initiale du zinc soit différente dans les sols des deux sites étudiés, la comparaison entre sols rhizosphériques et sols non rhizosphériques n'indique pas de changement significatif de la spéciation du Zn du fait de l'introduction de *Miscanthus* dans les conditions d'expérience de l'étude *(Figure 1).* Ainsi, les résultats obtenus dans le cadre de cette étude suggèrent que, à l'échelle de 3 ans, *Miscanthus* n'affecte pas la spéciation du zinc de façon significative, et ceci quelle que soit l'origine de la pollution des sols. Ces premières conclusions sont cependant à considérer avec précaution du fait de (i) la durée relativement courte de culture du *Miscanthus* sur les parcelles étudiées (3 ans au maximum) et (ii) de la sensibilité et de la précision de la spectroscopie EXAFS pour la détection et la quantification des différentes formes chimiques du zinc dans des matrices complexes telles que des sols (de l'ordre ±15 que des sols (de l'ordre ±15%)

Effet de la connection et déconnection spatiale des microorganismes et du 2,4-D sur la biodégradation du 2,4-D.

PINHEIRO Marc[1], GARNIER Patricia[1] et VIEUBLE GONOD Laure[1]

[1] : UMR 1091, Environnement et Grande Culture, INRA-AgroParisTech, Equipe sol, Thiverval-Grignon, marc.pinheiro@grignon.inra.fr

Effet de la connection et déconnection spatial des microorganismes et du 2,4-D sur la biodégradation du 2,4-D.

La matrice solide du sol, de par sa texture et sa structure, est à l'origine d'une distribution hétérogène des pesticides et des microorganismes. Ainsi, la biodégradation dépend en partie des localisations respectives des pesticides et des microorganismes dégradants et s'ils ne sont pas co-localisés, des processus de transfert qui contrôlent l'accessibilité et la disponibilité des pesticides aux microorganismes. La biodégradation est également influencée par les conditions environnementales locales qui peuvent être plus ou moins favorables à l'activité microbienne. L'importance relative des différents facteurs et mécanismes impliqués reste assez mal connue rendant difficile les prédictions quant à la dynamique des pesticides dans les sols.
Afin d'améliorer les connaissances dans ce domaine, nous avons construit des petites colonnes de sol de manière à contrôler la distribution initiale du 2,4-D et des microorganismes dégradants avec un mélange d'agrégats stériles et "naturels". 2,4-D et microorganismes étaient co-localisés ou non (et dans ce cas-là distants de 2 cm) au sein de cubes millimétriques (fig.1).

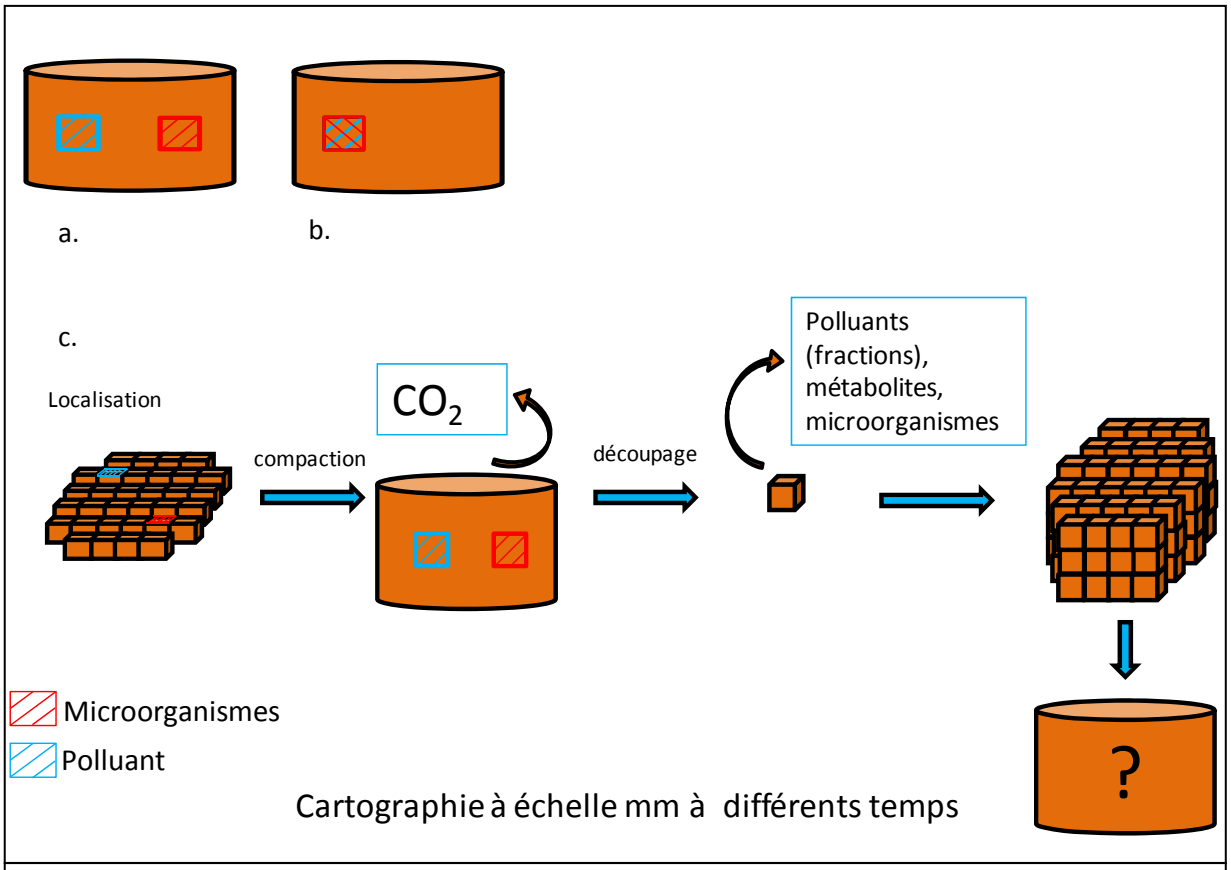


Figure 1. Dispositif expérimental, a) distribution non co-localisée ; b) distribution co-localisée ; c) construction des colonnes et analyses.

Les mêmes expérimentations ont été menées en parallèle avec du ^{14}C-2,4-D afin d'étudier le devenir du 2.4-D et avec du ^{12}C-2,4-D afin de suivre le développement des microorganismes dégradants. Les colonnes de sol ont été découpées au cours du temps (phase de latence, phase exponentielle et phase finale de minéralisation du 2.4-D), en tranches puis en cubes mm afin d'analyser d'une part le contenu en résidus^{14}C extractibles et non extractibles et d'autre part la quantité de microorganismes totaux et dégradants par PCR quantitative (gènes *ADNr16S, ADNr 18S, tfd A*).

Connaissant la position initiale des cubes de sol nous pouvons établir des cartes 3D des résidus de 2.4-D et des organismes dégradants dans le sol. Cela nous permet de mettre en relation, le devenir du 2.4-D et des microorganismes avec la distribution spatiale à l'échelle millimétrique.

Nous avons également suivi la minéralisation du 2.4-D ($^{14}CO_2$) à l'échelle de la colonne (fig 2). La minéralisation du 2,4-D variait de 4 à 30% après 87 jours d'incubation selon la localisation initiale du pesticide par rapport aux microorganismes dégradants. Dans les 2 situations, la fraction extractible de la radioactivité ($CaCl_2$ puis méthanol) représente la fraction la plus importante (> 50% en fin d'incubation). La minéralisation est favorisée lorsque pesticide et microorganismes sont co-localisés au profit de la formation de résidus non extractibles.

Les résultats ont donc montré un impact significatif de la distribution initiale du 2.4-D et des microorganismes (co-localisation ou non) sur la biodégradation du 2.4-D. Ces résultats expérimentaux seront utilisés pour tester un model 3D de décomposition de substrats carbonés appelé MOSAIC prenant explicitement en compte la structure du sol.

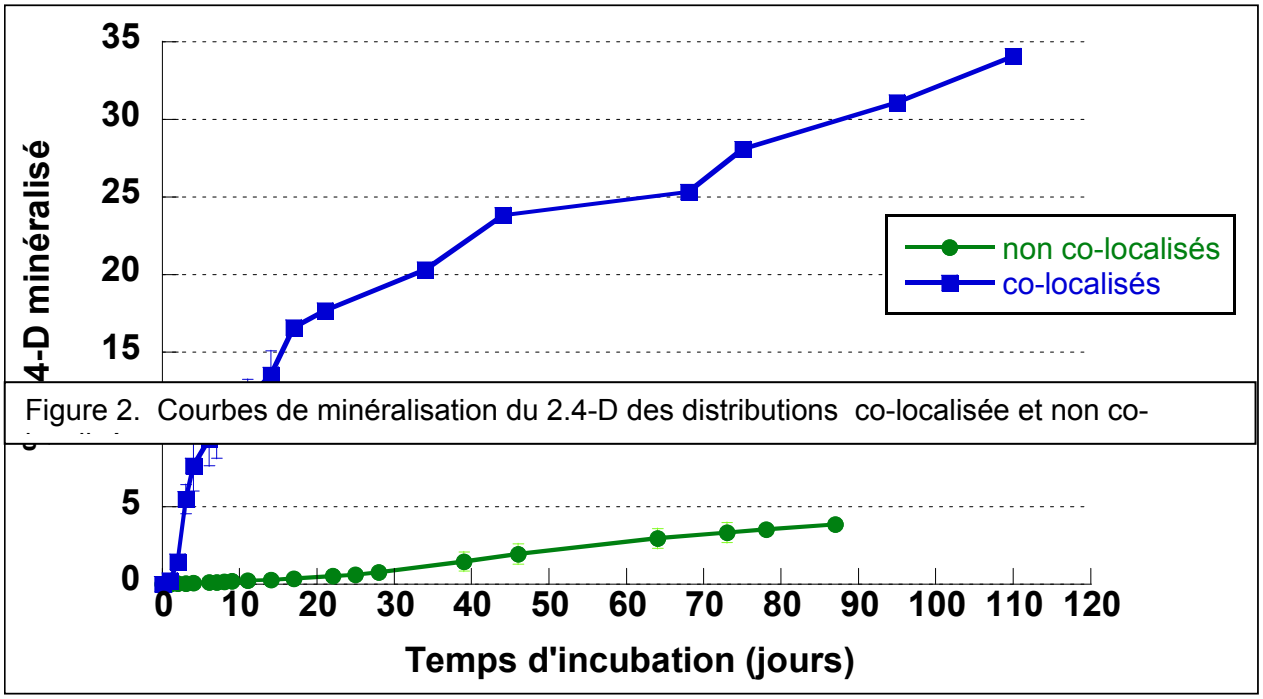


Figure 2. Courbes de minéralisation du 2.4-D des distributions co-localisée et non co-

Effet de la température du sol sur le devenir des pesticides et conséquences pour l'évaluation des risques environnementaux : cas du glyphosate et des herbicides sélectifs

MAMY Laure[1,2], BARRIUSO Enrique[1] et GABRIELLE Benoît[1]

[1] : INRA-AgroParisTech UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, barriuso@grignon.inra.fr, Benoit.Gabrielle@agroparistech.fr
[2] : INRA UR251 PESSAC, Route de St Cyr 78026 Versailles, laure.mamy@versailles.inra.fr (adresse actuelle)

Introduction

L'introduction de cultures génétiquement modifiées résistantes au glyphosate est supposée diminuer le nombre et les doses d'herbicides utilisés (le glyphosate ayant un large spectre d'action et une efficacité reconnue) donc réduire les risques de contamination de l'environnement. Cependant, les études qui comparent rigoureusement le devenir du glyphosate à celui des herbicides utilisés avec les cultures non résistantes sont rares. Dans les sols, le devenir des herbicides dépend de la structure chimique des composés, des caractéristiques des sols et des conditions climatiques, en particulier température et humidité.

L'objectif de ce travail est de comparer, à trois températures et dans trois sols différents, le devenir du glyphosate à celui de la trifluraline et du métazachlore (herbicides du colza), de la métamitrone (betterave) et de la sulcotrione (maïs).

Matériels et méthodes

Des solutions aqueuses d'herbicides marqués au ^{14}C ont été appliquées sur trois sols (Table 1) à des doses agronomiques (1 kg ha^{-1}). Les sols ont été incubés à l'obscurité à 4°C, 18°C ou 28°C et à humidité constante pendant 5 mois. La minéralisation a été suivie pendant toute la durée de l'expérience et les bilans complets de la radioactivité (minéralisation, ^{14}C extractible et non extractible, volatilisation) ont été déterminés à 5 mois. Trois répétitions ont été faites pour chaque herbicide, sol, température et date d'échantillonnage.

Table 1. Principales caractéristiques des sols (horizon 0-10 cm)

Sol	pH (eau)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	$CaCO_3$ (%)	Carbone organique (%)
Calcaire	8.2	9.3	7.2	7.0	81.9	2.01
Argilo-calcaire	8.2	37.7	29.6	15.2	16.7	1.63
Limoneux	7.6	23.5	32.3	43.9	3.0	0.96

Résultats et discussion

La minéralisation est essentiellement un processus microbien et, en général, elle diminue avec la température en raison de la réduction de l'activité des micro-organismes (Table 2).Leglyphosate est l'herbicide le plus fortement minéralisé sauf dans le sol argilo-calcaire à 4°C où la minéralisation de la métamitrone est supérieure. La quantité de $^{14}CO_2$ formée varie en fonction des caractéristiques des sols et de l'intensité de l'adsorption des herbicides, la biodisponibilité des herbicides est réduite quand l'adsorption est élevée.

Lorsque la température décroît, la proportion de résidus d'herbicides restant extractibles augmente parce que la dégradation des herbicides ralentit (Figure 1, Table 2).

Table 2. Quantités d'herbicides minéralisés (% ^{14}C initial) après 5 mois d'incubation à 28°C, 18°C et 4°C dans trois sols

	Calcaire			Argilo-calcaire			Limoneux		
	28°C	**18°C**	**4°C**	**28°C**	**18°C**	**4°C**	**28°C**	**18°C**	**4°C**
Glyphosate	76	63	42	81	70	34	75	63	39
Trifluraline	2.5	1.8	0.8	1.5	1.3	0.7	1.5	1.1	0.6
Métazachlore	20	13	1.2	16	11	0.8	16	9	0.8
Métamitrone	49	56	19	68	63	40	30	22	8
Sulcotrione	56	44	8	62	45	7	62	38	7

A 4°C, après 5 mois, tous les herbicides, sauf la sulcotrione, ont été détectés (Figure 1). En particulier, 2.6, 7.5 et 18% du glyphosate initialement apporté ont été extraits des sols calcaires, argilo-calcaires et limoneux respectivement. Cet herbicide est donc susceptible de persister longtemps dans les sols.

En fin d'incubation, les quantités résiduelles des métabolites majeurs du glyphosate (AMPA), de la sulcotrione (CMBA) et du métazachlore (non identifié) sont largement supérieures à 4°C qu'à 18°C et 28°C (Figure 1). La disponibilité des herbicides et de leurs métabolites, estimée par les quantités extractibles, est directement reliée aux risques de lixiviation. Ainsi, ces derniers augmentent à basse température.

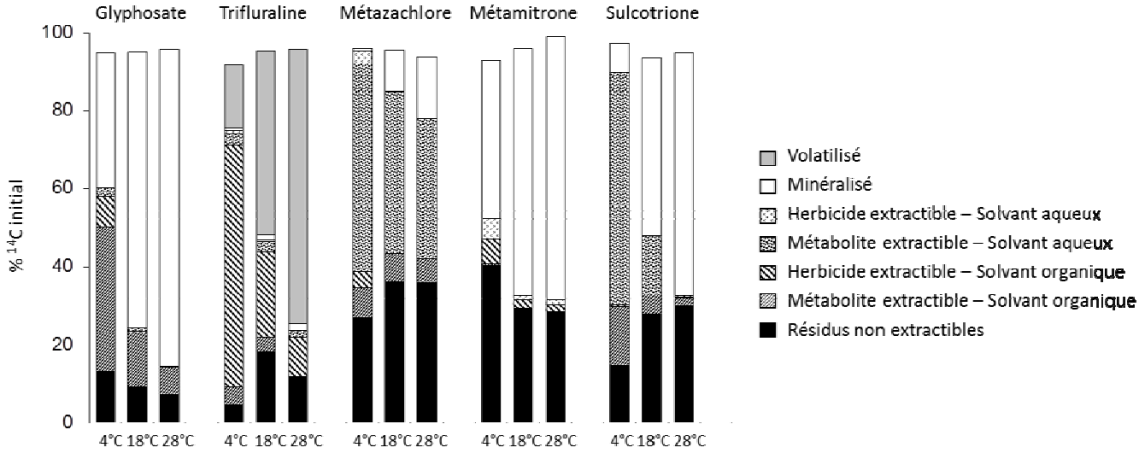


Figure 1.Devenir du glyphosate, de la trifluraline, du métazachlore, de la métamitrone et de lasulcotrioneà4°C, 18°C et 28°C après 5 mois d'incubation: exemple du sol argilo-calcaire.

La formation de résidus non extractibles augmente lorsque la température diminue dans les cas du glyphosate et de la métamitrone (Figure 1). Or, ces résidus peuvent conduire à des risques différés de contamination de l'environnement. Pour la trifluraline, le métazachlore et la sulcotrione, les quantités de résidus non extractibles décroissent avec la température mais l'augmentation parallèle des résidus extractibles accroit le risque à court terme de dispersion de ces herbicides et de leurs métabolites.

La volatilisation de la trifluraline diminue avec la température (Figure 1) de même que le risque de contamination de l'air. Mais, par conséquent, les quantités de cet herbicide restant dans les sols, et en particulier les quantités extractibles, augmentent (Figure 1). Dans ce travail, la volatilisation est élevée parce que la trifluraline a été appliquée à la surface du sol sans être incorporée.

Conclusion

Les risques de contamination de l'environnement par les herbicides augmentent fortement lorsque la température du sol diminue. Comparé aux herbicides sélectifs, le glyphosate est rapidement minéralisé, même à basse température, et présente donc moins de risques pour l'environnement. Cependant, la persistance de son métabolite dans les sols restreint les bénéfices liés aux cultures résistantes au glyphosate, d'autant que ce métabolite est déjà fréquemment détecté dans les eaux.

Modeling field-scale vertical transport of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil

MALLMANN Fábio Joel Kochem[1], RHEINHEIMER Danilo dos Santos[1], CERETTA Carlos Alberto[1], CELLA Cesar[1], ŠIMŮNEK Jirka[2] and van OORT Folkert[3]

[1]Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Solos, Avenida Roraima, n. 1000, CEP 97105-300, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil, fabiojkmallmann@gmail.com
[2]University of California Riverside, Department of Environmental Sciences, Riverside, CA 92521, USA.
[3]INRA, UR-251, Pessac, RD10, 78026 Versailles Cedex, France.

Introduction

Pig slurry (PS) disposal on agricultural areas is a worldwide practice, often adding various amounts of trace metals (TM) such as zinc (Zn) and copper (Cu) to soils. Once applied at the soil's surface and incorporated, these elements may migrate downwards and finally reach subsurface water bodies. The HYDRUS software package (Šimůnek *et al.*, 2008), used by a wide scientific community to simulate the fate and transport of TMs in soils, incorporates mathematical models that simulate water flow and solute transport in porous media. So, HYDRUS can assist in the evaluation and prediction of environmental impacts of TM. Our work aimed at a) validating Hydrus-2D by comparing numerical simulations and experimental field data on changing Zn and Cu concentration profiles in an Alfisol in Brazil, amended with PS, and b) prospective modeling of Zn and Cu concentration changes for the next 50 years, under scenarios of ceased or continued addition of PS amendments.

Materials and methods

The study was conducted from 2000 to 2008 on experimental fields with PS applications under no-tillage management, at the campus of the Federal University of Santa Maria (Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil). Samples were collected from six layers (0–5, 5–10, 10–25, 25–35, 35–50, and 50–60 cm) of two soils of plots receiving PS doses of 0 and 80 m^3 ha^{-1}, applied at the soil's surface each cultivation (2 to 3 times per year). Both disturbed and undisturbed samples were collected. On disturbed samples we determined: particle density, the part of the soil water retention curve (SWRC), particle size distribution, pH_{H2O}, organic carbon, and the total content and desorption curves of Zn and Cu; on undisturbed samples we determined: saturated soil hydraulic conductivity, bulk density, total porosity, and another part of the SWRC. Additional data required for simulations were: soil solution TM concentrations , Freundlich's *n* exponent for Zn and Cu, daily precipitation and evaporation data for 01/01/2000 to 01/01/2008, Zn and Cu amounts added to the soil (76.5 and 56.5 kg ha^{-1}, respectively) as well as their temporal distribution during the simulations.

With these parameters, we simulated the vertical movement of Zn and Cu with Hydrus-2D for an 8-year period (01/01/2000–01/01/2008), considering 2 hypotheses regarding the TMs reactivity with soil solid functional groups: *i*) 100% of the total TM concentration in each soil layer is in instantaneous chemical equilibrium with the soil solution; *ii*) total TM concentration in the soil is divided into an instantaneous chemical equilibrium fraction and a kinetic fraction, determined by EDTA extraction. The kinetically adsorbed fraction reacts with the solution according to the λ rate constant, defined using the two-site kinetic sorption equation proposed by Fangueiro *et al.* (2005). In this equation, it is assumed that kinetic sorption sites react with the soil solution at a rate that is a fraction of the λ measured value.

After model validation, the forthcoming 50-years movement of Zn and Cu in the soil profile was assessed, considering 2 scenarios of pig slurry amendments: (1) ceased or (2) continued (with total application of 478 and 353 kg ha^{-1} of Zn and Cu, respectively).

Results and discussion

Total Zn and Cu concentration profiles predicted for 2008 were closer to measured values when considering hypothesis *ii*. Comparison of simulated and measured Zn and Cu concentrations demonstrated that the used water flow and solute transport model under hypothesis *ii* (implemented in Hydrus-2D) provided a precise estimation of the transport and distribution of TM in the soil profile (Figure 1), agreeing with Mallmann *et al.* (2012).

Prospective simulations under scenario (1) showed that 45% of the amount of Zn stored in the soil's first 25 cm in 2008 was desorbed and moved to a depth of > 25 cm, and a total loss of 48.4 kg Zn ha^{-1} was estimated from the upper 60 cm (63% of total Zn amount added to the soil between 2000 and 2008). For Cu, both soil solution and total Cu concentrations at a depth of 10 cm decreased slower than observed for Zn. Hence, the downward movement of Cu will be much slower, with an increase of total Cu concentrations only for the first 25 cm, contrarily to Zn concentrations that increased in all layers (Figure 2).

Under scenario (2), maximum Zn and Cu concentrations in the soil solution reached, 1.7 and 1.0 mg l^{-1}, respectively, and for> 60 cm soil depth, <1.0 and 0.03 mg l^{-1} (Figure 2). Such values are below the threshold value established for drinking water by the Brazilian Health Ministry (5.0 and 2.0 mg l^{-1}, respectively). Thus, the model predicted a transfer of 208 kg Zn ha^{-1} (43.6% of Zn added between 2008 and 2058) to soil layers below a depth of 60 cm during the 50 years of the simulation. For Cu these amounts were comparable (7.0 kg ha^{-1}) under both scenarios. Therefore, PS applications will not lead to pollution of groundwater by leaching of Zn and Cu. Additionally, under scenario (2) of continuous PS-applications, the estimated total Zn concentrations in 2058 did not exceed 100 mg kg^{-1}. These values are much smaller than Brazilian threshold value for Zn (450 mg kg^{-1}), established by CETESB (2005). By contrast, total Cu concentrations in surface layer would reach values larger than the threshold of 200 mg kg^{-1} (Figure 2), and represent environmental risk for agricultural soils, requiring actions of soil remediation.

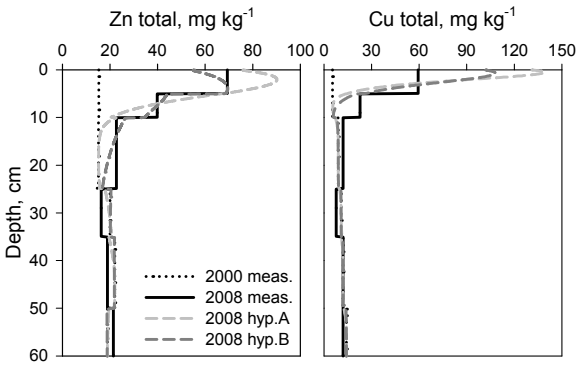


Figure 1. Zn and Cu total concentrations in the soil profile at 2000 (measured) and 2008 (measured and estimated with Hydrus-2D under hypotheses *i*) and *ii*).

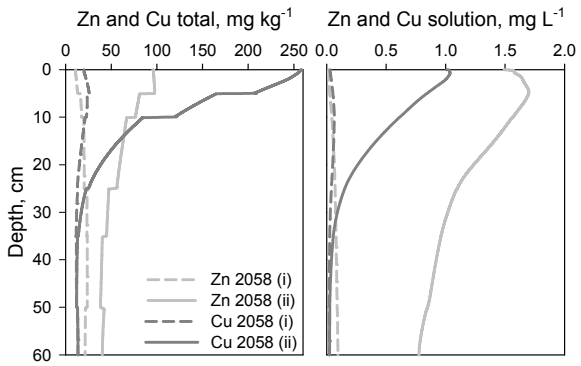


Figure 2. Zn and Cu total and solution concentrations in the soil profile at 2058 for two scenarios estimated with Hydrus-2D: (1) ceased and (2i) continued pig slurry applications.

Conclusion

Using a two-site sorption model with a sorption kinetic rate adjusted from laboratory EDTA extractions, simulations of vertical TM transport with Hydrus-2D was found to satisfactory fit the *in situ* Zn and Cu concentration profiles in soils after PS applications for 8 years (average annual application of 190 m^3 ha^{-1}). We considered this to be the model validation. The long-term fate of Zn and Cu in the soil profile did not reveal risks of polluting

groundwater during the next 50 years. However, Cu accumulation in the surface soil layer would exceed Brazilian threshold values for agricultural soils.

References

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Decisão de diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005.

Fangueiro, D.; Bermond, A.; Santos, E.; Carapuça¸ H.; Duarte, A. 2005. Kinetic approach to heavy metal mobilization assessment in sediments: choose of kinetic equations and models to achieve maximum information. *Talanta* **66**, 844-857.

Mallmann, F.J.K., Rheinheimer dos Santos, D., Cambier, Ph., Labanowski, J., Lamy, I., Santanna, M.J., Tessier, D., van Oort, F. 2012. Using a 2 site-reactive model for simulating one century changes of Zn and Pb concentration profiles in soils affected by metallurgical fallout. *Environmental Pollution* **162**, 294-302.

Šimůnek, J.; van Genuchten, M.Th.; Šejna, M. 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes. *Vadose Zone Journal* **7**, 587-600.

Dégradation des HAPs et impact sur les communautés microbiennes telluriques

LEFÈVRE Christelle[1], DUBOIS Caroline[1], CASTEL Lisa[1], AKPA Marthe[2], GANGNEUX Christophe[1], LAURENT Nadia[1], PORTET-KOLTALO Florence[3], TRINSOUTROT-GATTIN Isabelle[1], BUREAU Fabrice[2] et LEGRAS Marc[1]

[1] : Unité AGRI'TERR laboratoire BioSol, Esitpa – Ecole d'Ingénieurs en Agriculture, 3 rue du tronquet, 76134 Mont Saint Aignan. France, c.lefevre@esitpa.fr
[2] : Laboratoire d'écologie, ECODIV, UPRES-EA 1293, Université de Rouen, Bâtiment IRESE A, 76821 Mont Saint Aignan. France, fabrice.bureau@univ-rouen.fr
[3] : UMR 6014 COBRA, Université de Rouen, 55 rue Saint Germain, 27000 Evreux, France, florence.koltalo@univ-rouen.fr

Introduction

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) sont des molécules organiques composées d'au moins deux cycles benzéniques fusionnés. Seize HAPs ont été classés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats Unis (US EPA) comme ayant des propriétés mutagènes, cancérigènes et tératogènes. Cette étude fait partie intégrante du programme multidisciplinaire haut-normand RESSOLV (REstauration des Sédiments et des SOLs Vulnérables). Celui-ci s'inscrit dans les préoccupations actuelles concernant la maîtrise des risques et la préservation de l'environnement. Cette étude répond aux besoins de connaissances sur les sites et les sols pollués et aux demandes concernant l'occupation des sols, l'aménagement du territoire, les ressources en eau et les risques liés aux sols contaminés. A moyen et long terme, le projet RESSOLV a pour objectifs précis : (i) d'observer comment la présence de HAPs va influencer la microflore des sols, (ii) trouver des communautés microbiennes impliquées dans la dégradation de ces HAPs.

Matériel et méthode

Deux sites seinomarins (76) ont été sélectionnés pour cette étude, un sol agricole situé à Yvetot, témoin des dépôts atmosphériques de la région, ainsi qu'un sol de berge situé en bord de Seine et localisé à Petiville, périodiquement submergé par des eaux potentiellement contaminées en HAPs.

	Typologie	pH eau	Corg	N	CEC	Teneur en HAP
			g.kg^{-1}	*g.kg^{-1}*	*cmol.kg^{-1}*	*ppm*
Yvetot	luvisol	5,682	20,74	2,07	7,42	0,555
Petiville	reductisol	8,205	18,75	1,64	13,95	0,893

Tableau 1 : caractéristiques physicochimiques des sols étudiés.

L'étude est effectuée en microcosmes (conditions contrôlées), dopés en HAP, incubés durant 3 mois selon le mode opératoire présenté ci-dessous (tableau 2). Plusieurs indicateurs ont été mesurés à chaque temps d'analyse : les biomasses microbienne (ADN_{total}), fongique (ADNr 18S; ergostérol) et bactérienne (ADNr 16S), les activités enzymatiques (phosphatase acide, xylanase, N-acétyl glucosaminidase, deshydrogénase et

fluorescéine diacétate), la diversité métabolique potentielle des communautés bactériennes (Biolog®), ainsi que la minéralisation du carbone et de l'azote.

DISPOSITIF EXPERIMENTAL	Sol d'Yvetot	Sol de Petiville
Sol	sol agricole	sol alluvial
Conditions d'incubation	obscurité, 75±5% capacité de rétention en eau du sol	obscurité, 75±5% capacité de rétention en eau du sol
HAP	phénanthrène seul 300 ppm mélange de 7 HAP* 300 ppm	
Témoins	sol + eau sol + acétone	sol + eau sol + acétone
Cinétique d'analyse	5 dates d'analyses: t0, t7, t28, t56 et t91 jours	
Nombre de cosmes	60 cosmes (3 réplicats par modalité)	60 cosmes (3 réplicats par modalité)

*Tableau 2 : mode opératoire de l'étude, *mélange de 7 HAPs : phénanthrène, pyrène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène*

Conclusion

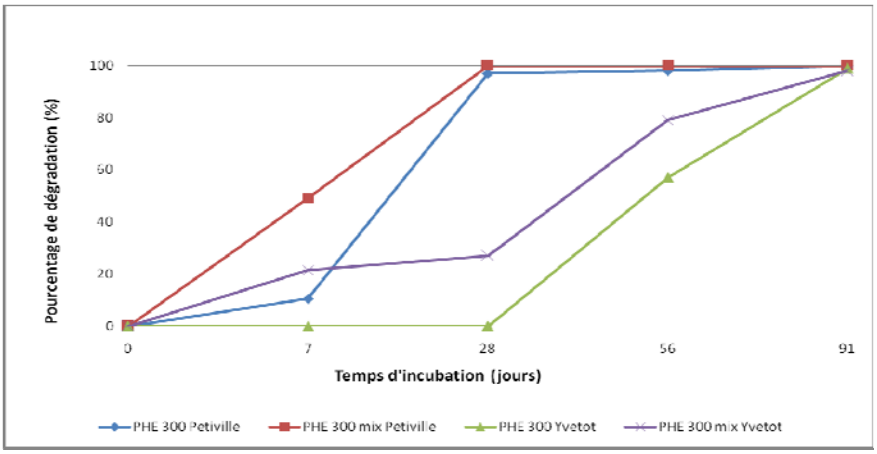


Figure 1 : Exemple de cinétique de dégradation des HAP : Comparaison du taux de dégradation du phénanthrène (PHE), seul (300 ppm) ou présent dans le mélange (mix) des 7 HAP (Σ=300 ppm).

Ce travail a permis d'observer des cinétiques de dégradation des HAPs différentes (Figure 1). En effet, il a été observé une dégradation plus rapide dans le sol de Petiville en comparaison avec celle observée dans le sol d'Yvetot. Au vue des indicateurs mesurés, nous pouvons supposer une participation du compartiment microbien à ces dégradations, ainsi qu'une capacité de biodégradation des communautés microbiennes plus importante dans certaines typologies de sol. Cependant, les indicateurs choisis n'ont pas tous permis de caractériser ces différences de dégradations. La plupart de ces indicateurs ont montré un effet transitoire à 7 jours d'incubation, qui pourrait être une conséquence de la mise en cosme. L'identification de communautés dégradantes semble plus pertinente dans un sol régulièrement perturbé.

Méthodes d'évaluation de la biodisponibilité environnementale et toxicologique des contaminants des sols pour les escargots

De VAUFLEURY Annette[1], PAUGET Benjamin[1], DRUART Coline[1], FRITSCH Clémentine[2], GIMBERT Frédéric[1], COEURDASSIER Michael[1] et SCHEIFLER Renaud[1]

[1] : Laboratoire Chrono-environnement UMR UFC/CNRS 6249 USC INRA et IUT Besançon-Vesoul, Université de Franche-Comté, Place Leclerc, 25030 Besançon cedex, France, annette.devaufleury@univ-fcomte.fr
[2] : University of Antwerp, Campus Drie Eiken / Department Biology – Ethology Building C - Room 1.10, Universiteitsplein 1, 2610 Antwerp (Wilrijk) Belgium

Introduction

La biodisponibilité est la part des contaminants du milieu disponible pour l'assimilation par les organismes. Elle peut être déterminée par mesure des effets (= biodisponibilité toxicologique) et/ou de la bioaccumulation (= biodisponibilité environnementale) des contaminants chez des organismes exposés en laboratoire ou *in situ* à des sols contaminés. Ces deux approches sont parfois couplées à la recherche d'extractants chimiques estimant le(s) pool(s) de contaminants mobiles supposés être biodisponibles (= disponibilité environnementale). Parmi les indicateurs écologiques utilisables pour suivre le devenir et les effets des contaminants dans les milieux (de Vaufleury & Gimbert, 2008), l'escargot Petit Gris (*Cantareus aspersus* , syn. *Helix aspersa*) est un gastéropode ubiquiste, phytophage, détritivore, impliqué dans de nombreuses chaînes alimentaires. Il renseigne sur les transferts à l'interface sol-plante-air-animal. L'objectif ici est de présenter une synthèse des approches disponibles pour évaluer la biodisponibilité de contaminants (métaux, pesticides) des sols pour cet invertébré de la faune du sol.

Matériels et méthodes

Diverses méthodes de terrain (Scheifler *et al*, 2003, Gimbert *et al*, 2008, Fritsch *et al*, 2011, Druart *et al* 2011a), semi-terrain (de Vaufleury et al, 2007 ; Coeurdassier *et al*, 2010) ou de laboratoire (Pauget *et al*, 2011 ; Druart *et al*, 2011b, 2012) ont été développées (Fig.1.) pour déterminer la biodisponibilité environnementale et toxicologique de métaux et de pesticides pour *C.aspersus*.

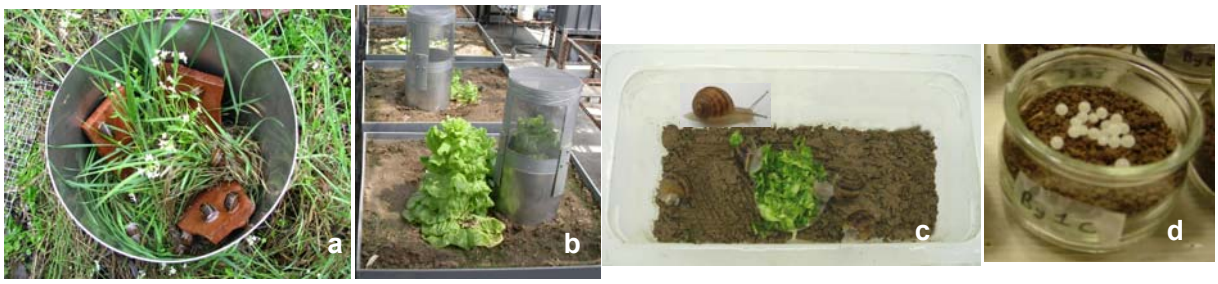


Figure 1 – « Snail watch » : **Bioindication** (a) ***in situ*** par exposition pendant 28 jours en microcosmes d'escargots juvéniles ou subadultes de passé biologique connu, (b) **sous serre,** (c) **en laboratoire** ou par (d) exposition d'œufs pendant l'incubation.

Résultats et discussion

Sur 4 zones d'un ancien site minier (Métaleurop, Fritsch *et al* 2011) le snail watch (Fig 1a) révèle la biodisponibilité du Cd et du Pb pour l'escargot sans que des effets toxiques n'apparaissent. Des essais d'estimation du pool mobile de métaux par extraction au $CaCl_2$

montrent que ce pool n'est pas corrélé avec la bioaccumulation du Pb car aux fortes contaminations du sol, il ne reflète pas les capacités de régulation du Pb des escargots. Par contre le Cd- $CaCl_2$, varie de façon similaire au Cd-escargot (Fig 1a, Tableau 1).

site	Cd total	Cd-$CaCl_2$	Cd escargot	Pb total	Pb-$CaCl_2$	Pb escargot
Te	1.4	0.17	0.7	115	0.06	2
P1	21	0.59	2.6	1201	0.3	12
P2	77	2.8	145	2816	0.38	187
P3	268	14.27	223	7821	1.67	**117**

Tableau 1. Concentration en Cd et Pb ($mg.kg^{-1}$ MS) de sols d'un ancien site minier ($CaCl_2$: extraites au $CaCl_2$) et dans des escargots exposés pendant 28 jours sur ce site (d'après Fritsch et al, 2011)

Le « snail watch » a été adapté à des dispositifs sous serre (Fig1b) pour étudier l'impact de diverses méthodes de stabilisation de l'As dans un sol (Reppel, Belgique). Les résultats montrent qu'un ajout de béringite (aluminosilicates), de grenaille d'acier (oxydes de Fe et Mn) seuls ou en association, diminue le transfert et les effets de l'As pour *C. aspersus* (Coeurdassier *et al*, 2010). Les bioessais mis au point au laboratoire permettent notamment d'étudier plus finement les transferts sol-escargot. Ainsi Pauget et al (2011) ont pu montrer dans un dispositif simplifié d'exposition (Fig 1c) que l'augmentation expérimentale du pH et de la concentration en matière organique d'un sol diminuait la biodisponibilité du Cd et du Pb pour *C aspersus*. L'influence de la matrice de dilution (sol naturel ou substrat artificiel ISO) a également été mise en évidence sur l'embryotoxicité de métaux d'un sol contaminé d'un ancien site minier (Métaleurop, Druart *et al*, 2012) ou d'un fongicide (Fig.2).

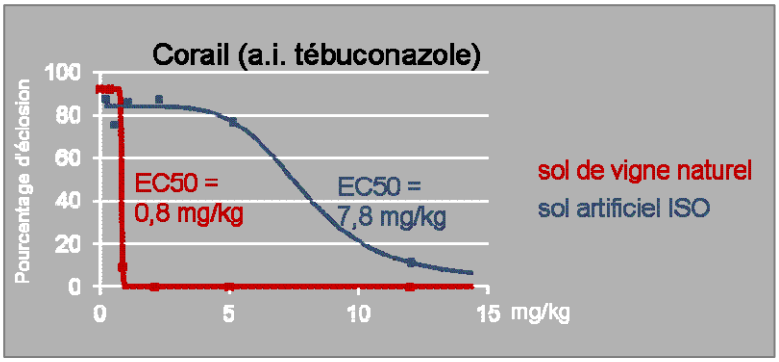


Figure 2 – Taux d'éclosion d'œufs de *C. aspersus* après 20 jours d'exposition au fongicide Corail® (substance active: tébuconazole) dans un sol agricole ou un substrat artificiel (d'après Druart *et al,* 2012.)

Conclusion

L'éventail des approches mises au point avec l'escargot permet d'évaluer la biodisponibilité environnementale et/ou toxicologique de contaminants plus ou moins rémanents dans des situations d'exposition variées. L'importance de la nature du sol dans les transferts et les effets de métaux ou de pesticides a été démontrée; elle reste difficile à modéliser notamment *in situ* où les transferts se compliquent par la diversité des sources d'exposition qu'intègrent les escargots.

Références

Cœurdassier M, Scheifler R, Mench M, Crini N, Vangronsveld J, de Vaufleury A. (2010). Env.Poll. 158, 2078-2083.
de Vaufleury A., Gimbert F, Gomot L. (2008) Synthèse bibliographique, in press, ADEME & EDP Sciences.
de Vaufleury A., Kramarz P.E., Binet P., Cortet J., Caul S., Andersen M.N., Plumey E., Coeurdassier M., Krogh P.H.. (2007) Pedobiol., 51 (issue 3), 185-194.
Druart C, Millet M, Scheifler R, Delhomme, O, Raeppel C, de Vaufleury A. (2011a) Sc.Tot.Env., 409, 4280–4288.
Druart C, Millet M, Scheifler R, Delhomme O, de Vaufleury A. (2011b) J.Soils Sed., 11:1373–1384
Druart C., Scheifler R., Millet M., de Vaufleury A.. (2012) Appl. Soil Ecol., 53, 56-64.
Fritsch C., Coeurdassier M., Gimbert F., Crini N., Scheifler R., de Vaufleury (2011). Ecotoxicology, 20, 739-759.
Gimbert F., Mench M.., Coeurdassier C., Badot P.-M. de Vaufleury A. (2008) Env. Poll., 152, 736-745.
Pauget B, Gimbert F., Coeurdassier M., Scheifler R., de Vaufleury A. (2011). J. Haz.Mat., 192,1804– 1811.
Scheifler R., Benbrahim M., de Vaufleury A., Carnus J.-M., Badot P.-M. (2003) Env.Poll, 122, 343-350.

SESSION 11

LES SOLS FACE AUX CONTAMINANTS

AFFICHES

Stabilité fonctionnelle des microorganismes du sol face à des pollutions en éléments traces métalliques

PHANTAVONGSA Phonethip, MANGEON Carine et LERCH Thomas*

UPEC, UMR BIOEMCO, équipe IBIOS, Université Paris Est Créteil, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France, thomas.lerch@u-pec.fr

Contexte et objectif

Le sol, en tant qu'écosystème, est soumis à des perturbations de plus en plus importantes sous l'effet combiné des changements climatiques et de l'utilisation intensive de ces ressources par l'homme. Prévoir la réponse structurelle, mais aussi fonctionnelle des communautés microbiennes à ces perturbations devient donc un enjeu crucial pour maintenir les services écosystemiques rendu par le sol. La stabilité écologique peut être définit par 2 composantes : la résistance, amplitude du changement lié à cette perturbation et la résilience, temps nécessaire pour que le système retrouve un état comparable à celui précédent la perturbation (Pimm, 1984). En terme de gestion durable des ressources, ces paramètres doivent absolument être pris en compte afin d'évaluer l'influence à long terme des changements de pratiques culturales ou des pollutions sur le fonctionnement du sol (Griffiths *et al.*, 2000). Cette capacité de résistance ou de résilience des microorganismes face aux perturbations est encore mal évaluée, en particulier vis-à-vis du maintien de certaines fonctions essentielles. Le problème se pose notamment lorsque l'exposition à certains stress est prolongée comme cela peut être le cas lorsque des éléments traces métalliques (ETM), qui ne sont pas dégradables, sont présents en trop grande quantité dans le sol. Beaucoup d'études montrent que la structure des communautés microbiennes du sol peut être fortement altérée par les ETM. En présence d'une telle pollution, une perte de la biodiversité ne conduit pas forcément à une réduction de l'activité. Les microorganismes présentent en effet une large redondance fonctionnelle permettant le maintien des fonctions du sol malgré des perturbations sévères conduisant à un changement de structure des populations. L'impact d'un ETM sur la diversité microbienne doit donc être étudié par une approche permettant de quantifier la perte de diversité fonctionnelle. L'une des méthodes les plus utilisée en écotoxicologie repose sur l'induction de la tolérance des communautés par un polluant (PICT - Pollution-Induced Community Tolerance) (Blanck, 2002). Dans la présente étude, nous avons utilisé pour la première fois cette méthode avec le dispositif Microresp™ (Campbell *et al.*, 2003) sur des échantillons de sol afin de connaître la réponse fonctionnelle des communautés microbiennes en fonction des types d'ETM, de la concentration et du temps.

Matériels et Méthode

Le sol prélevé sur le site experimental INRA de Feucherolles est représentatif des sols limoneux cultivés du nord de la France. Le sol est d'une texture limoneuse (80% limon, 15% argile, 5% sable), et contient environ 1% de carbone organique. Pour réaliser les expériences, les échantillons ont été tamisés à 2mm, puis incubés à 25°C pendant 15 jours avant l'application des en ETM (Cu, Zn, Cd, Ni et Co) sous forme de sels de chlorure. La gamme de concentration pour chaque métal comprenait 8 doses de 0 (témoin) à 10 mg de métal/g de sol. Le volume des solutions a été calculé de façon à atteindre une teneur en eau des sols équivalente à 50% de la capacité de rétention. Afin de comparer l'évolution des profils cataboliques en fonction du temps, chaque série a été réalisée pour 6 dates : 0, 3, 7, 14, 30 et 90 jours après traitement. A chaque date, les profils cataboliques ont été réalisés en utilisant le dispositif Microresp™ (Campbell *et al.*, 2003). Au total, 15 substrats différents sont utilisés, dont 5 acides aminés (alanine, lysine, aminobutyrique, acetylglucosamine,

proline, cysteine), 6 sucres (fructose, glucose, galactose, arabinose, tetrahalose) et 4 acides carboxyliques (acides ascorbique, malique, citrique, ketoglutarique). Chaque substrat a été apporté à hauteur de 10% de stock de C organique du sol et de façon à atteindre 65% de la capacité de rétention du sol. L'analyse statistique a porté sur la respiration induite totale et l'homogénéité des profils cataboliques obtenus après 6h d'incubation à 25°C.

Résultats et discussion :

L'adaptation de la technique Microresp™ pour une approche d'écotoxicologie fonctionnelle de type PICT a permis de mettre en évidence un effet ETM, un effet dose, un effet du temps et ainsi que des interactions entre ces effets. Les résultats montrent une diminution de l'activité totale et une altération de la diversité cataboliques plus importante pour certains ETM comme le cadmium que pour le zinc (Figure 1). La dose à partir de laquelle une réponse plus faible par rapport au témoin est observée se situe à 0,05 mg/g de sol.

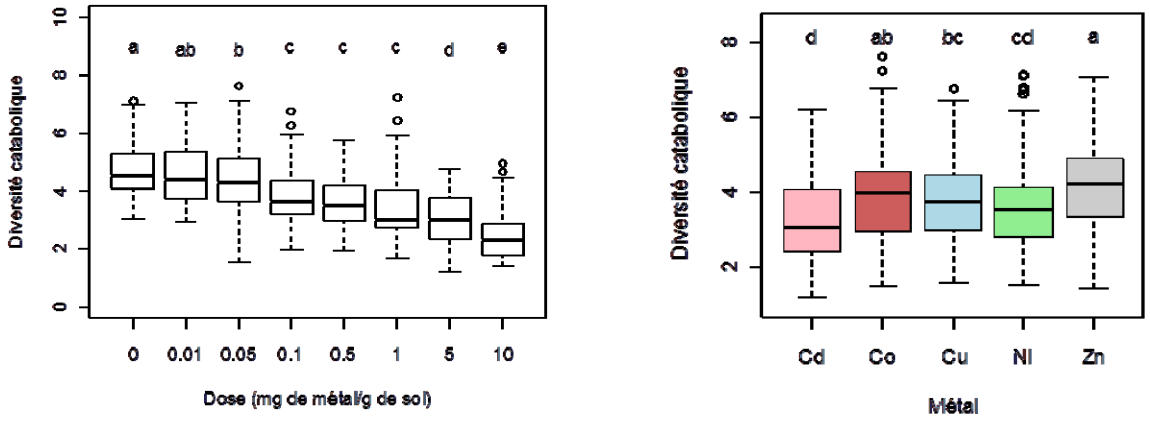


Figure 1 : Evolution de la diversité catabolique des microorganismes du sol en fonction de la dose en ETM (à gauche) ou du type d'ETM (à droire). Les traitements avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différents (P<0.005)

Enfin, les résultats montrent que l'effet toxique est le plus important après 7 jours d'incubation. Après 3 mois d'incubation, la diversité catabolique est revenu à une valeur proche de celle de départ, ce qui suggère une résilience fonctionnelle du sol. Ces premiers résultats permettent d'entrevoir une modélisation possible de la réponse des microorganismes en fonction des doses de polluants, de leur nature et de la date à partie afin de definir les paramètres utiles en écotoxicologie. Cette approche sera complétée par des analyses génétiques (TRFLP) réalisées sur les mêmes échantillons afin de mieux comprendre les relations entre stabilité fonctionnelle et stabilité structurelle des microorganismes. Si la structure des communautés microbiennes est plus affectée par la présence de métaux que le potentiel catabolique, cela permettra de mettre en évidence l'importance de la redondance fonctionnelle dans les sols.

Références

Blanck, H. (2002) A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities, *Hum. Ecol. Risk Assess. 8*, 1003-1034.

Campbell, C. D., Chapman, S. J., Cameron, C. M., Davidson, M. S., and Potts, J. M. (2003) A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil, *Appl. Environ. Microbiol. 69*, 3593-3599.

Griffiths, B. S., Bonkowski, M., Roy, J., and Ritz, K. (2001) Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts, *Applied Soil Ecology 16*, 49-61.

Pimm, S.L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. Nature 307, 321–326.

Influence à court et moyen terme de l'apport de compost sur la minéralisation des résidus liés de pesticides dans le sol

LERCH Thomas[1,2*], COINTRE Mélanie[2] et BARRIUSO Enrique[3]

[1] : UPEC, UMR BioEMCo, équipe IBIOS, Université Paris Est Créteil, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France, thomas.lerch@u-pec.fr
[2] : AgroParisTech, UMR EGC, Bâtiment EGER, Campus INRA-AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon, France
[3] : INRA, UMR EGC, Bâtiment EGER, Campus INRA-AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon, France

Contexte et objectif

La pollution des sols par les pesticides est une des conséquences directes de l'agriculture moderne. La dissipation de ces micropolluants dans le sol repose d'une part sur l'aptitude des micro-organismes à les dégrader, et d'autre part sur leur biodisponibilité. Dans certains cas, la rétention du pesticide, ou de ces métabolites, au sein de la matrice organo-minérale évolue vers une forme de stabilisation par la formation de résidus non extractibles (RNE) ou résidus liés. L'existence de ces résidus stabilisés pose donc le problème de leur accumulation progressive dans les sols. Certaines études ont montré que des résidus liés pouvaient être remobilisés par des végétaux, des vers de terre, des micro-organismes ou en raison de modifications physicochimiques des sols. Peu d'études ont cependant été menées sur la dissipation réelle de ces résidus stabilisés, c'est à dire sur leur minéralisation.

L'objectif de ce travail était de connaître le potentiel de minéralisation de différents résidus liés depuis plus de 10 ans en fonction 1) de la nature des molécules mères et 2) du fait qu'ils aient été formés dans des sols contenant ou non du compost. Un dernier objectif était de savoir si l'ajout de doses graduelles de compost pouvait également influencer la biodégradation de ces résidus. L'ajout de matière organique peut en effet augmenter le temps de résidence des xénobiotiques en diminuant leur biodisponibilité mais également stimuler l'activité de décomposition microbienne par l'ajout de nutriments.

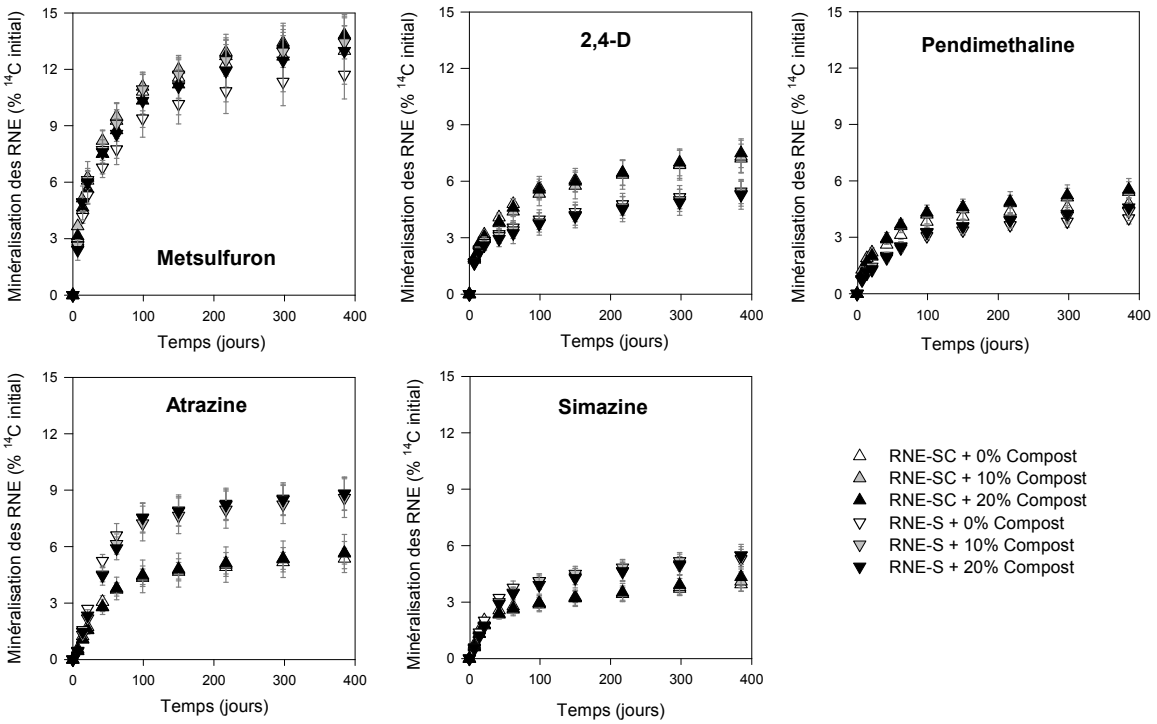
Matériels et Méthode

Pour cette étude, nous avons utilisé 10 types différents de résidus liés de pesticides marqués au ^{14}C provenant d'une étude antérieure (Serra-Wittling, 1995) dans laquelle 5 molécules (atrazine, simazine, pendiméthaline, 2,4-D et metsulfuron) avaient été incubées pendant 250 jours dans un sol avec ou sans présence de compost. Ces différents résidus liés ont été incubés de nouveau avec du sol seul, ou avec deux doses croissantes de compost (10% et 20% du taux de C organique du sol). Le sol utilisé provenait de la parcelle expérimentale de Feucherolles (Yvelines). Ce sol a une texture limoneuse (76% de limon, 17% d'argile, 7% de sable) proche de celui dans lequel avait été incubé les molécules mères en 1995. Le compost utilisé provenait de déchets verts compostés durant environ 6 mois. Les microcosmes furent constitués à partir de flacons hermétiques contenant un pilulier de mélange de sol frais (18,5 g), de sol contenant les résidus liés marqués au ^{14}C (1,5 g) et éventuellement de compost, d'un pilulier d'eau pour éviter le desséchement du sol et d'un pilulier de soude permettant le piégeage du CO_2 émis. L'incubation a duré 386 jours à 28°C et 80% de la capacité au champ. A chaque date de prélèvement, les teneurs en CO_2 total et en ^{14}C-CO_2 ont été mesurées. La mesure du CO_2 total a été réalisée sur environ 3 ml de soude avec un colorimètre en flux continu (Skalar). La mesure de la quantité de résidus non

extractibles minéralisée a été réalisée par quantification du $^{14}C\text{-}CO_2$ avec un compteur à scintillation liquide (Perkin-Elmer Tricarb). L'analyse statistique a porté sur les paramètres cinétiques des courbes de minéralisation en utilisant un modèle d'ordre 1 à 2 compartiments.

Résultats et discussion

Nous avons montré dans cette étude que des résidus liés de pesticides âgés de plus de 15 ans étaient encore dégradables par les microorganismes du sol. Cela signifie soit que ces microorganismes sont capables de dégrader la matière organique du sol contenant les résidus liés, soit que ces résidus liés sont de nouveau disponibles dans la phase liquide du sol avant d'être dégradés.



Les cinétiques de minéralisation des RNE (ci-dessus) ont montrés un effet significatif de la nature des pesticides initialement apportés : simazine et pendimenthaline étant les moins minéralisés (< 6% du stock initial) et le metsulfuron le plus (> 12% du stock initial). L'effet du compost sur la stabilisation des résidus détermine à la fois le stock initial de résidus liés mais aussi la dynamique de dégradation, notamment pour l'atrazine et le 2,4-D. Par contre, l'ajout de compost frais ne modifie que très peu la minéralisation des résidus. Ces résultats montrent que la minéralisation des résidus liés des pesticides est toujours possible même longtemps après leur utilisation. Ceci permet de conclure que malgré l'augmentation de la persistance de ces résidus, leur stabilisation n'est pas irréversible, avec une élimination progressive dans les sols avec une activité biologique normale. Néanmoins, ces résultats ne permettent pas de conclure si ce déstockage à long terme de résidus stabilisés, outre leur dissipation par minéralisation, n'est pas susceptible de libérer les pesticides ou leurs métabolites alimentant d'une manière différée des flux de contamination à des très faibles concentrations.

Référence

Serra-Wittling,C. (1995). Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures. Thèse de doctorat, INA P-G.

Distribution et mobilité de Pb, As et Sb dans des anthroposols miniers

SOUBRAND Marilyne, JOUSSEIN Emmanuel, STAPOR Matthieu et BOUSSEN Salma

Université de Limoges, Groupement de Recherches Eau Sol Environnement (GRESE EA 4330), 123 av. Albert Thomas 87060 Limoges Cedex, France, marilyne.soubrand@unilim.fr

Introduction

Les activités minières sont à l'origine de la production de grande quantité de déchets souvent contaminés en éléments métalliques et métalloïdes. Par conséquent, le devenir de ces éléments dans ces sols miniers peut poser un problème environnemental majeur puisqu'ils présentent des risques d'accumulation dans la biosphère (végétaux et animaux) ou de migration et de contamination de la ressource en eau (eaux souterraines et/ou superficielles). Les risques de transfert et de toxicité de ces contaminants inorganiques vers chaîne alimentaire sont directement liés à la spéciation (physique et chimique) de l'élément considéré et non à leur teneur totale. En effet, la connaissance des teneurs totales est insuffisante pour établir un diagnostic sur la mobilité des métaux et métalloïdes dans les sols, ou la disponibilité vis-à-vis de la biosphère. L'objectif de ce travail est (i) d'évaluer le devenir et le comportement géochimique de métaux et métalloïdes (Pb, As et Sb) dans des conditions proches du milieu naturel dans trois anthroposols miniers, et (ii) d'appréhender leur éventuel transfert à la végétation ou aux eaux souterraines. Finalement, les résultats seront également discutés en relation avec les phases solides du sol.

Matériels et méthodes

Le site étudié est une ancienne mine du district plombo-argentifère de Pontgibaud fermée en 1898. Trois profils de sols ont été réalisés et prélevés dans les anciens bassins de décantation. Le potentiel de relargage de ces métaux et métalloïdes a été déterminé par des tests de lixiviation défini selon la norme européenne EN 12457-2. La répartition des éléments métalliques et métalloïdes dans les différentes phases du sol a été déterminée de façon opérationnelle par les extractions séquentielles de type BCR (Bureau Communautaire de Référence ; Ure *et al.*, 1995) et adaptée par Perez-Cid *et al.*, (1998). Les concentrations en éléments métalliques et métalloïdes présents dans chacune des fractions sont exprimées en pourcentage par rapport aux concentrations totales contenues dans l'échantillon de sol. La minéralogie des échantillons de sols a été déterminée par diffraction des rayons X et par MEB-EDS.

Résultats et discussion

Les trois sols étudiés sont des anthroposols acides (pH=4) qui se sont formés à partir de sédiments riches entre autres en plomb (Pb ; jusqu'à 1,4%), arsenic (As ; jusqu'à 0,1%) et en antimoine (Sb ; jusqu'à 95 mg/kg) provenant de l'activité minière et déversés dans des bassins de décantation. Les résultats de la diffraction des rayons X ont mis en évidence la présence de quartz, muscovite, chlorite, kaolinite, feldspath, oxydes et oxyhydroxydes de fer, beudantite, anglésite, galène et oxydes de plomb.

Les teneurs en arsenic soluble vont de 0 (matériau parental) à 0,84 mg/L (horizon de surface) soit 0 à 0,97 % de l'arsenic total du sol. L'antimoine est présent en quantité beaucoup plus faible. Les teneurs en Sb soluble s'étendent de 5 à 44 µg/L soit de 0,0003 à 0,0057% de la teneur total en Sb du sol. Les teneurs en plomb soluble s'étendent de 1,5 (horizon de surface) à 8,3 mg/L (matériau parental) soit 0,23% à 0,78% du plomb total du

sol. Les tests de lixiviation ont donc mis en évidence (1) un potentiel de relargage plus important pour le plomb par rapport à l'arsenic et à l'antimoine et d'autre part (ii) une augmentation significative de la solubilité de l'arsenic et de l'antimoine du matériel parental vers les horizons de surface. A l'inverse, une légère diminution de la solubilité du plomb est observée vers les horizons de surface.

Les extractions séquentielles ont permis de quantifier la répartition du Pb, As et Sb entre les différents compartiments du sol. Pour le plomb, la fraction F1 (« fraction échangeable ») est comprise entre 1,2 et 4,5 %, entre 28,4 et 80,9 % pour la fraction F2 (« oxydes et oxyhydroxydes de fer et de manganèse »), et de 11 à 37,6 % pour la fraction F3(« matière organique et sulfures »). Enfin, la proportion de la fraction résiduelle F4 est constante du matériel parental aux horizons supérieurs (32,1 %) et est quasi nulle dans la litière. Pour l'arsenic et l'antimoine, la fraction F1 s'étend de 0 à 2,5 % ; la fraction réductible F2 est comprise entre 0,3 et 7,4 % et la fraction oxydable va de 2,5 à 10,6 %. Pour finir, la fraction résiduelle représente entre 80 et 97,2 % de l'arsenic total du sol. Dans les horizons superficiels, les fractions F1, F2 et F3 augmentent progressivement tandis que la fraction F4 diminue. D'après ces résultats, la fraction de plomb potentiellement mobilisable (F1 + F2 + F3) représente de 60 à 98 % de la concentration totale en Pb tandis que plus de 80 % de l'arsenic et de l'antimoine sont contenus dans la fraction résiduelle considérée comme immobile dans les conditions environnementales.

La spéciation chimique déterminée par extractions séquentielles souligne l'importance de la fraction résiduelle pour l'arsenic et l'antimoine alors que le Pb est associé majoritairement aux fractions réductible et oxydable. La caractérisation minéralogique par DRX et MEB sur les différents échantillons de sol, a permis de compléter ces résultats. En effet, les principales phases porteuses de Pb, As et Sb sont de natures différentes. L'arsenic et l'antimoine sont contenus principalement dans la beudantite que l'on retrouve jusque dans les horizons de surface et dans les fractions résiduelles F4. Ce qui explique qu'il y ait peu de variation de la répartition de l'arsenic et de l'antimoine entre les différentes phases du sol et donc une mobilité très restreinte de ces éléments durant la pédogénèse. Dans le matériau parental, plusieurs phases porteuses du plomb ont été identifiées telles que l'anglésite, la galène, la beudantite et des oxydes de plomb. Les oxydes de plomb ont été observés seulement dans le matériau parental et pas dans les horizons de sol ce qui pourrait expliquer la solubilité du plomb plus importante dans le matériau parental que dans les horizons de sol.

Conclusion

Cette étude a souligné les différences de comportement géochimique de l'arsenic, de l'antimoine et du plomb dans trois anthroposols développés sur des déchets miniers. Les extractions séquentielles et l'étude minéralogique ont mis en évidence des différences entre les porteurs d'arsenic et de plomb. Ceci entraîne une mobilité potentielle différente entre les éléments confirmée par les résultats des tests de lixiviation.

Références

Pérez-Cid, B., Lavilla, I., Bendicho, C., 1998. Speeding up of a three-stage sequential extraction method for metal speciation using focused ultyrasound. Analytica chimica acta 360, 35-41.

Ure, A. M., Davidson, C. M., Thomas, R. P. 1995. Single and sequential schemes for trace metal speciation in soil and sediment. In: Quality assurance for environmental analysis. Method evaluation within the measurments and testing programme (BCR). Quevauviller P. *et al*, Elsevier. 17, 505–523.

Etude des arylamine-N-acétyltransferases de *Trichoderma*, outils potentiels de bioremédiation des sols pollués

COCAIGN Angélique[1], DAIROU Julien[1], RODRIGUES-LIMA Fernando[1], MOUGIN Christian[2], SILAR Philippe[3] et DUPRET Jean-Marie[1]

[1] : Unité de Biologie Fonctionnelle et Adaptative (BFA), Equipe Réponses Moléculaires et Cellulaires aux Xénobiotiques (RMCX), Université Paris Diderot-EAC 4413, 4 rue Marie-Andrée Lagroua Weill-Hallé 75205 Paris Cedex 13, France, angelique.cocaign@univ-paris-diderot.fr
[2] : Unité Physicochimie et Ecotoxicologie des SolS d'Agrosystèmes Contaminés (PESSAC), UR251, INRA Versailles, France.
[3] : Institut de Génétique et Microbiologie, CNRS UMR 8621, Université Paris-Sud, 91405 Orsay cedex, France.

Introduction

Les amines aromatiques (AA) représentent environ 15% des cancérogènes connus chez l'homme. Elles sont de plus l'une des classes majeures de polluants retrouvés dans les sols (dérivés de pesticides, composés industriels…). Bien que les bactéries soient communément employées pour la bioremédiation de sols pollués, les champignons sont de plus en plus utilisés. Nous avons récemment rapporté que l'ascomycète *Podospora anserina* pourrait détoxiquer efficacement des composés de type AA présents dans les sols grâce à l'activité d'une arylamine N-acétyltransférases (NAT) fongique[1]. Les NATs, membres de la famille des enzymes du métabolisme des xénobiotiques, catalysent le transfert d'un groupement acétyl de l'acétyl-coenzyme A sur les amines aromatiques, contribuant ainsi à leur détoxication.

Jusqu'à présent, les NATs ont été peu étudiées chez les champignons. Or ces enzymes fongiques pourraient ouvrir de nouvelles perspectives en termes de bioremédiation. C'est pourquoi nous avons cherché à caractériser les NATs présentes chez *Trichoderma virens* (*T. virens*) et *Trichoderma reesei* (*T. reesei*). Les champignons filamenteux du genre Trichoderma sont fréquemment retrouvés dans les sols forestiers ou agricoles. Deux espèces de *Trichoderma* ont particulièrement été étudiées et ont révélé des propriétés utiles aux applications industrielles. Le mycoparasite *T. virens* est actuellement utilisé dans la protection des plantes contre les pathogènes alors que *T. reesei* est une source importante de production de cellulases et d'hémicellulases.

Matériels et méthodes

Les activités enzymatiques ont été déterminées après expression et purification des NATs recombinantes (TvirNAT2 et TreeNAT2) à l'aide du test 5,5'-dithiobis-(2-nitrobenzoic acide) (DTNB). Une série de substrats aromatiques comprenant des médicaments, des dérivés de pesticides et des produits chimiques industriels ont permis d'établir un profil enzymatique pour chaque protéine recombinante. Des essais de culture de *T. virens* (CBS 430.54) et *T. reesei* (CBS 383.78) en milieu conditionné (M2) ont également été menés. Nous avons ainsi pu étudier l'aptitude de ces champignons à croître sur milieu gélosé en présence de concentrations croissantes d'amines aromatiques acétylées ou non (3.4-DCA, 4-IPA et Bz). La tolérance des champignons aux AA a été analysée en mesurant le diamètre du mycélium formé. Enfin, pour quantifier les composés acétylés (3.4-DCA, 4-IPA ou Bz) lors des cultures, le milieu a été analysé par HPLC/UFLC.

Résultats et discussion

Les tests enzymatiques ont montré que les enzymes recombinantes, TvirNAT2 et TreeNAT2, présentent la même spécificité de substrat et une efficacité catalytique similaire pour la plupart des substrats testés. Ces résultats démontrent la capacité des ces protéines recombinantes à acétyler efficacement plusieurs AA potentiellement retrouvées dans l'environnement tels que la 3.4-DCA, la 3.5-DCA, le 4-IPA, le 3.4-CMA et la Bz. L'efficacité catalytique est toutefois plus faible chez ces deux nouvelles enzymes, comparés à la NAT de *P. anserina*. En présence de 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA, dérivé de pesticide), la NAT de *T. virens* et celle de *T. reesei* sont respectivement 700 et 2000 fois moins efficaces que la NAT de *P.anserina.*

Les essais de tolérance de *T. virens* et *T. reesei*, à plusieurs AA, ont montré leur capacité à résister à des concentrations environnementales d'AA. En présence de 250 µM de 4-IPA ou de Bz, la croissance des souches sont peu impactées. Par contre, la sensibilité augmente en présence de 3.4-DCA spécialement pour *T. reesei*. L'inhibition de la croissance s'est toutefois révélée beaucoup plus limitée voire nulle en présence des formes acétylées. Les formes acétylées présenteraient donc une toxicité moindre que les composés mère. Ceci est appuyé par plusieurs études de toxicité rapportées dans la littérature.

Enfin, les cultures des deux souches en milieu liquide ont permis d'évaluer leur aptitude à acétyler des AA. Après 5 jours de culture, 38% de Bz a été biotransformé en acétyl-Bz par *T. virens*. Par contre, aucun produit acétylé n'a été détecté dans les cultures de *T. reesei*. Les taux d'acétylation des deux souches se sont révélés très variables en fonction de l'AA présent. Or d'après les expériences réalisées sur des extraits cellulaires, ces enzymes seraient exprimées chez les deux champignons. Les défauts d'acétylation observés seraient peut être dans ce cas lié à la biodisponibilité des molécules aromatiques.

Conclusion

Les NATs sont des enzymes du métabolisme des xénobiotiques jouant un rôle important dans la détoxication de nombreux médicaments ou polluants tels que des intermédiaires chimiques, des médicaments, des colorants ou des pesticides. Nous avons démontré la présence de deux NATs fonctionnelles chez *T. virens* et *T. reesei*. TvirNAT2 et TreeNAT2 ont montré des activités très similaires sur les divers substrats communs étudiés. Ces 2 NATs, bien que moins efficaces que celle de *P. anserina*, pourraient constituer une nouvelle voie dans les applications industrielles de *T. virens* et *T. reesei*. En effet, leur capacité à coloniser abondamment les sols et les racines des plantes fait d'eux de bons candidats pour une utilisation en bioremédiation des sols pollués par des amines aromatiques.

Abréviations : 3.4-DCA, 3.4-dichloroaniline; 3.5-DCA, 3.5-dichloroaniline; 3.4-CMA, 3-chloro-4-methylaniline; 4-IPA, 4-isopropylaniline; Bz, benzidine.

Référence

[1] Silar P, Dairou J, Cocaign A, Busi F, Rodrigues-Lima F, Dupret JM., Nat. Rev. Microbiol. 2011;9(6):477.

SESSION 12

LES SOLS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

SESSION 12

LES SOLS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

COMMUNICATIONS ORALES

Les sols dans les évaluations de risques sanitaires et environnementaux

DENYS Sébastien

ANSES - Direction de l'évaluation des risques, 27-31 avenue du Gal Leclerc, BP 19, 94701 Maisons-Alfort cedex, sebastien.denys@anses.fr

Les sols sont un support essentiel de la vie terrestre pour un ensemble vaste d'organismes biologiques : microorganismes, flore, faune, populations humaines. Par ailleurs, du fait de leurs constituants ou leurs propriétés physiques, ils ont la propriété de retenir, voire accumuler, les contaminants organiques et inorganiques, que ceux-ci soient d'origine naturelle ou anthropique. Enfin, ils sont en interaction avec d'autres milieux comme l'atmosphère (via l'envol de poussières), les eaux souterraines (via la percolation dans le sol et le sous-sol) et les eaux superficielles (via le ruissellement).

Les sols subissent de nombreuses pressions dues aux activités humaines (aménagements, pratiques culturales et forestières, apports de contaminants …). Ces pressions induisent des risques sanitaires et environnementaux, soit du fait de l'introduction de substances au potentiel toxique ou écotoxique, soit du fait de perturbations physiques liées par exemple aux activités d'aménagement ou aux activités agricoles. Pour ces dernières, les pressions induites pourront avoir un impact évident sur la composition de l'écosystème ou les phénomènes d'érosion et de ruissellement. Pour ce qui est de l'introduction de substances, les sols sont à la fois des sources de contamination de milieux tels que l'eau et l'air et, pour les populations humaines et les écosystèmes, des sources d'exposition à ces substances qui présentent un caractère toxique ou écotoxique. Ces expositions sont potentiellement à l'origine d'une altération de la santé de ces organismes qui y sont exposés.

Les méthodes d'évaluation de risque permettent de prédire ces effets et de définir les critères de réhabilitation à atteindre ou les usages à adopter pour garantir l'acceptabilité des risques. Pour ce faire, la connaissance des sols couplée à celle des conditions d'exposition, telle que la nature et la profondeur de sol à laquelle l'organisme est exposé, la durée d'exposition ou la biodisponibilité de la substance considérée pour ces organismes est cruciale.

Une gestion optimale de cette ressource non renouvelable qu'est le sol nécessiterait de considérer ces paramètres pour l'ensemble des populations qui y sont exposés. Toutefois, la majorité des démarches actuelles, issues de la réglementation ou mises en œuvre dans les programmes de recherche, ne proposent pas de vision qui intègre à la fois l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux.

L'objectif de cette introduction est de rappeler la façon dont le sol peut être considéré dans les évaluations de risque sanitaire et environnemental. Dans le cadre d'approches intégrées, une illustration de la nécessaire harmonisation des concepts concernant les indicateurs à mettre en place sera réalisée en s'appuyant sur la notion de *biodisponibilité*. Les possibilités d'utilisation et d'extension des travaux d'ores et déjà existant à l'échelle nationale seront enfin évoquées, faisant ainsi le lien avec les présentations de la session.

Le comportement des pesticides dans les sols : une étape clé pour l'évaluation des risques environnementaux

MAMY Laure[1,2], BARRIUSO Enrique[1] et GABRIELLE Benoît[1]

[1] : INRA-AgroParisTech UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, barriuso@grignon.inra.fr, Benoit.Gabrielle@agroparistech.fr
[2] : INRA UR251 PESSAC, Route de St Cyr 78026 Versailles, laure.mamy@versailles.inra.fr (adresse actuelle)

Introduction

L'évaluation des risques liés à l'utilisation des pesticides est une étape clé dans la prévention de la contamination de l'environnement. Le sol joue une position centrale dans la régulation de ces risques car il a un double rôle de rétention et d'épuration des pesticides. L'objectif de ce travail est de comparer différentes démarches d'évaluation des risques associés aux pesticides : méthodes simplifiées, basées sur les « pressions » d'utilisation des pesticides, et méthodes plus complexes basées sur les flux susceptibles d'être impliqués dans la contamination, qualitativement ou quantitativement.Ces méthodes seront illustrées et comparées dans le cadre de l'étude des stratégies de désherbage des cultures génétiquement modifiées résistantes (GT) ou non au glyphosate.

Présentation des méthodes d'évaluation des risques

La Figure 1 classe les différentes méthodes d'évaluation des risques des pesticides selon la faisabilité de mise en œuvre et la précision des évaluations effectuées.

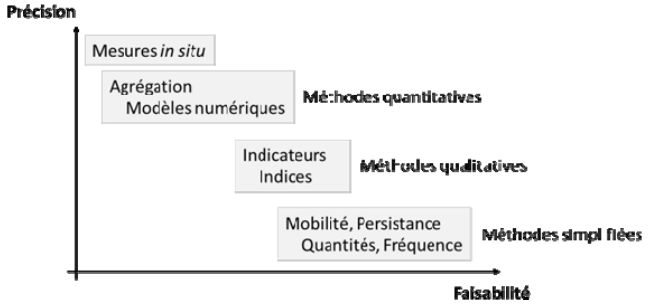


Figure 1. Précision de différentes méthodes d'évaluation des risques environnementaux des pesticides en fonction de leur faisabilité (Mamy et al., 2008).

Les méthodes les plus simples reposent uniquement sur l'usage et les techniques d'application : comparaison du nombre de pesticides appliqués, des doses (nombre de doses unitaires NODU), ou de la fréquence de traitement (IFT). Elles renseignent la « pression » d'utilisation des pesticides, mais ne conduisent qu'à une évaluation très limitée des risques car elles ne donnent que des indications sur l'exposition potentielle du milieu, et sont déconnectées des propriétés des composés et du milieu.

La caractérisation de la mobilité (par la mesure de coefficients de rétention des pesticides dans les sols, Kd, Kf, Koc…) et de la persistance (par la mesure des durées de demi-vie, DT50) prend en compte les caractéristiques des sols. Cependant, l'évaluation basée uniquement sur ces paramètres est incomplète dans la mesure où elle ne permet pas d'identifier des impacts sur une cible ni de connaître l'ampleur d'une pollution. De plus, ces paramètres sont généralement obtenus au laboratoire et n'intègrent pas les variables agro-climatiques qui conditionnent le devenir des pesticides. Ils sont utiles car ils permettent de situer le caractère polluant des pesticides, de les classer relativement les uns par rapport aux autres et de classer les milieux selon leur vulnérabilité.

Les méthodes d'évaluation qualitative des flux, telles que les indices ou les indicateurs agri-environnementaux, considèrent quelques variables de l'environnement et donnent accès

à un classement relatif de l'impact potentiel des pesticides sur certains compartiments de l'environnement. Elles sont assez simples à mettre en œuvre et requièrent peu de données d'entrée. Par exemple, l'indice de lixiviation GUS prend en compte l'effet du sol mais reste peu précis car il est uniquement basé sur deux caractéristiques des pesticides: DT50 et Koc. Il ne donne donc qu'une indication sur la lixiviation potentielle, sans tenir compte du transport des pesticides tant du point de vue des propriétés du milieu que des phénomènes de transformation. D'autres indicateurs intégratifs, par exemple l'indicateur I-Phy, estiment les impacts des pesticides sur l'air, l'eau de surface et les eaux souterraines. Ce dernier indicateur est fondé sur une représentation simplifiée des transferts mais intègre des données agro-pédo-climatiques.

Les méthodes quantitatives d'évaluation des flux sont essentiellement basées sur l'utilisation de modèles biophysiques dynamiques qui conduisent à une estimation à long terme des flux et des concentrations en pesticides dans l'environnement. Ce sont ces méthodes qui ont été retenues pour évaluer les risques dans le cadre de l'homologation des pesticides au niveau européen. La modélisation met en évidence l'effet du sol, contrairement aux indicateurs qui sont peu discriminants à ce sujet. La prise en compte des temps longs (saison culturale, rotation) et de la variabilité climatique et pédologique permet d'affiner les résultats et de comparer les impacts des pesticides sur plusieurs compartiments de l'environnement (sol, eau, air, plante). Les modèles présentent néanmoins des limites dues à la description des processus et à la connaissance des milieux. Les mesures *in situ*, quantitatives, sont bien évidemment les plus précises, mais elles sont coûteuses et il est difficile de les multiplier pour intégrer les aléas climatiques et la diversité d'usages.

L'élaboration de « bilans environnementaux » à partir de méthodes d'agrégation des flux et concentrations induites dans différents compartiments de l'environnement est la méthode la plus complexe. Elle fait appel à des potentiels de toxicité pour accéder au niveau de l'impact des pesticides et des systèmes de culture sur des compartiments cibles. Cette méthode est un outil d'aide à la décision permettant d'accéder à un niveau de précision supérieur et de discriminer les situations en fonction des conditions environnementales.

Exemple du désherbage des cultures résistantes et non résistantes au glyphosate

Si la comparaison des doses ou des quantités de pesticides utilisés est favorable aux cultures GT, plus les méthodes d'évaluation sont précises et proches des impacts effectifs liés au désherbage, et moins les cultures GT présentent d'avantages déterminants par rapport aux cultures conventionnelles. Ainsi, le bilan de l'introduction des cultures GT associées au désherbage au glyphosate est mitigé : la persistance d'un de ses métabolites entraîne des risques d'accumulation de cette molécule dans les sols, avec des conséquences toxicologiques et écotoxicologiques potentielles. De plus, nous avons fait l'hypothèse d'une seule application de glyphosate par culture et par an, alors que plusieurs traitements peuvent être réalisés et qu'il est très probable que d'autres herbicides sont ajoutés dans les programmes de désherbage des cultures GT. Cela pourrait augmenter les impacts des cultures GT comparés aux cultures non GT.

Conclusion

L'évaluation des risques environnementaux des pesticides constitue un enjeu croissant, en particulier pour la protection du milieu. Elle nécessite des méthodes intégrant les usages et le devenir dans les sols,et considérant différents types d'impacts. Le couplage entre évaluation et gestion des risques permettra de protéger plus efficacement l'environnement tout en maintenant la production agricole.

Référence

Mamy L, Barriuso E, Gabrielle B, 2008. Evaluer les risques environnementaux des pesticides. Exemple du désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate. Innovations Agronomiques, 3: 121-143.

Le sol dans l'évaluation des risques pour l'environnement lors la mise sur le marché des produits phytosanitaires

BOIVIN Arnaud[1], CONRAD Arnaud[1], POULSEN Véronique[1] et MAMY Laure[2]

[1] : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) ; Direction des Produits Réglementés (DPR) Unité Evaluation Écotoxicologie Environnement des intrants du Végétal, 253 avenue du Général Leclerc 94704 Maisons Alfort ; arnaud.boivin@anses.fr
[2] : INRA Unité PESSAC, Route de St Cyr 78026 Versailles Cedex, Laure.Mamy@versailles.inra.fr

Contexte réglementaire européen et national

Pour pouvoir être mis sur le marché et utilisés en agriculture, les produits phytosanitaires (PP) doivent être préalablement évalués et autorisés (approuvés). Le processus d'homologation repose sur un nombre important de critères réglementaires qui permettent d'assurer la protection de l'environnement. Au niveau européen, la mise sur le marché des produits phytosanitaires et des substances actives qui les composent est strictement encadrée et harmonisée par le règlement (CE) n° 1107/2009[1], l'un des 4 textes du « paquet pesticides », entré en vigueur le 14 juin 2011. Au niveau national, l'autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits commerciaux est quant à elle délivrée par les états membres sur la base d'une évaluation zonale. L'évaluation des risques est conduite à l'aide des procédures et outils préconisés pour décrire le devenir des substances actives dans un contexte harmonisé européen (FOCUS[2]) où le devenir dans le sol joue un rôle majeur lors de l'évaluation des risques *a priori*. L'ANSES produit un avis qui contient, entre autres, les différents éléments de l'évaluation du risque pour l'environnement. L'autorisation est délivrée par le Ministère chargé de l'Agriculture, via la Direction Générale de l'Alimentation (DGAl).

L'évaluation des risques pour l'environnement

Le compartiment sol joue un rôle clé dans le processus d'évaluation des risques pour l'environnement, notamment lors de la caractérisation des voies de contamination majeures et de l'estimation des concentrations prévisibles dans les différents compartiments de l'environnement (PEC). Quatre grands phénomènes gouvernent le devenir des PP dans l'environnement suite à leur application à la surface du sol : la dégradation, la rétention dans les sols, les phénomènes de transport et la volatilisation (Figure 1).

L'évaluation des risques repose donc essentiellement sur la caractérisation du devenir des substances actives et des métabolites dans les sols (dégradation, coefficient d'adsorption, etc…). A partir des études spécifiques de dégradation[3] et d'adsorption[4] conduites pour une substance active, les valeurs de références (DT50, Koc, 1/n) sont déterminées. Sur la base de ces valeurs, les PEC sont estimées selon les procédures et les outils validés au niveau communautaire pour le compartiment sol. De la même manière, des concentrations prévisibles sont calculées pour les eaux souterraines (GW) et les eaux de surface (SW) grâce aux outils FOCUS. Ces outils se composent de différents scénarios agro-pédo-climatiques Européens couplés à différents modèles de transport des pesticides dans la

[1] Règlement (CE) No 1107/2009 du parlement européén et du conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil
[2] Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use
[3] Ligne directrice OCDE n°307 : Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques - Transformation aérobie et anaérobie dans le sol
[4] Ligne directrice OCDE n°106 : Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques Adsorption/désorption selon une méthode d'équilibres successifs

zone non-saturée[5] et vers les eaux de surface[6]. Un scénario désigne ici, non seulement les informations décrivant le sol, le climat et les cultures (scénarios agropédoclimatiques), mais aussi celles relatives aux caractéristiques des systèmes hydrologiques. Les autres paramètres dépendent des pratiques agricoles et du contexte (milieu) où ces phénomènes se déroulent[7].

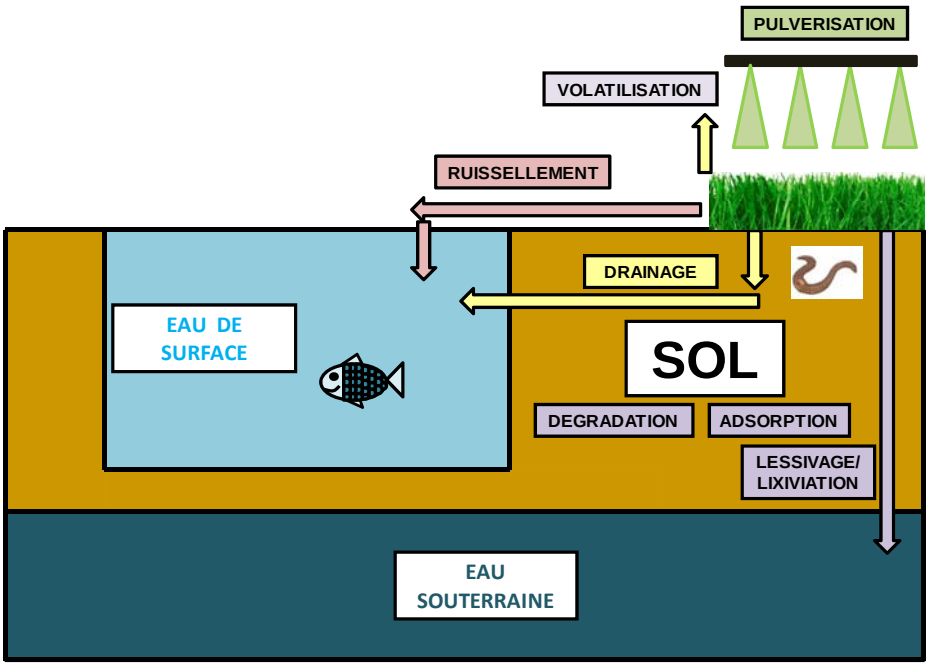


Figure 1 : Principaux processus pris en compte dans l'évaluation des risques pour l'environnement suite à l'application d'un produit phytosanitaire sur une culture.

Mesures de gestion du risque et objectifs de protection

Pour un usage considéré, un risque acceptable pour l'environnement doit être identifié notamment sur la base des niveaux de toxicité pour les espèces sauvages (terrestres, aquatiques) et des seuils réglementaires admissibles (i.e., 0,1 µg/L dans les eaux souterraines). A l'issue de l'évaluation du risque, des usages (pour une culture) pourront être identifiés comme acceptables avec éventuellement mise en place de mesures d'atténuation du risque spécifiques traduites par des phrases de précaution à prendre pour l'environnement. Certaines mesures d'atténuation du risque proposées sont basées sur les caractéristiques du sol (i.e., SPe2 : pour protéger les eaux souterraines ne pas appliquer ce produit sur [*type de sol ou situation à préciser*]).

[5] Modèles capacitifs: PELMO (Pesticide Leaching Model), PRZM (Pesticide Root Zone Model) et modèles continus : PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales) et MACRO (Macropore Flow Model).

[6] TOXSWA (TOXic substances in Surface Waters).

[7] Dans le cas de FOCUS, l'ensemble de ces informations et paramètres ont été fixés lors de la définition des scénarios. Ils ne sont donc pas modifiables par l'utilisateur des modèles.

Le facteur d'enrichissement : indicateur local et prédictif de l'impact de l'irrigation en climat semi-aride

NEEL Catherine[1], BELAID Nébil[2] AYOUB Tarek[3] et BAUDU Michel[4]

[1] : CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, 8-10 rue B. Palissy 63017 Clermont-Ferrand Cedex 2, France. catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr
[2] : École Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Laboratoire de Radio-Analyses et Environnement (LRAE), ENIS, BP W, 3038 Sfax, Tunisie. belaidnebil@yahoo.fr
[3] : CRDA-Sfax, Rue Commandant Bejaoui, 3018 Sfax, Tunisie.
[4] : Faculté des Sciences et Techniques, Université de Limoges, Groupement de Recherches Eau Sol Environnement, 123 av. A. Thomas 87060 Limoges Cedex, France. michel.baudu@unilim.fr

1. Introduction

L'une des problématiques du diagnostic environnemental est de permettre l'évaluation des facteurs influençant la qualité des sols, même en l'absence de connaissances sur l'état initial ou sur un état de référence non influencé du sol. En matière de qualité chimique, le facteur d'enrichissement (FE) s'est avéré être un indicateur local et spatial pertinent des contaminations anthropiques des sols (Bourennane *et al.*, 2009).

L'objectif de cette étude est d'évaluer la pertinence de l'indicateur FE dans le cas de parcelles agricoles irriguées en climat semi-aride. Dans ce contexte, l'irrigation utilise souvent des eaux de nappes profondes naturellement sodiques et salines. L'alternative consiste à revaloriser les eaux usées traitées (EUT) qui sont, quant à elles, généralement riches en éléments nutritifs et métalliques. Il s'agit de vérifier, par comparaison avec des calculs de stocks et de LogRatio, si l'indicateur FE permet d'évaluer les transferts en éléments majeurs et métalliques induits par l'irrigation et s'il permet d'évaluer les risques de pertes de fertilité, de salinisation / sodification ou d'accumulation en éléments métalliques.

2. Matériels et méthodes

2.1- Site d'étude (Figure 1)

Dans la région de Sfax, Tunisie (pluviométrie moyenne sur 50 ans : 212 mm/an), les plantes fourragères (succession sorgho-luzerne) sont cultivées en intercalation entre les rangs d'oliviers. Cette pratique nécessite une irrigation régulière. Le périmètre d'El Hajeb (400 ha) est ainsi irrigué depuis plusieurs décennies par des eaux souterraines dans sa partie nord. Depuis 1989, le domaine a été étendu à 600 ha (Figure 1) suite à la valorisation, pour l'irrigation, des eaux usées traitées (EUT) de la station d'épuration de Sfax-Sud. Le domaine agricole recouvre essentiellement deux types de sols d'origine lacustre: des calcisols isohumiques au sud et des fluvisols calciques peu évolués au nord (Belaïd *et al.*, 2010). Le calcisol, de texture sablo-limoneuse en surface, peu profond, marqué par une croûte calcaire à 60 cm, est irrigué par submersion alors que le fluvisol généralement profond (> 2m), de texture plus lourde en surface, est irrigué par un système de cuvette.

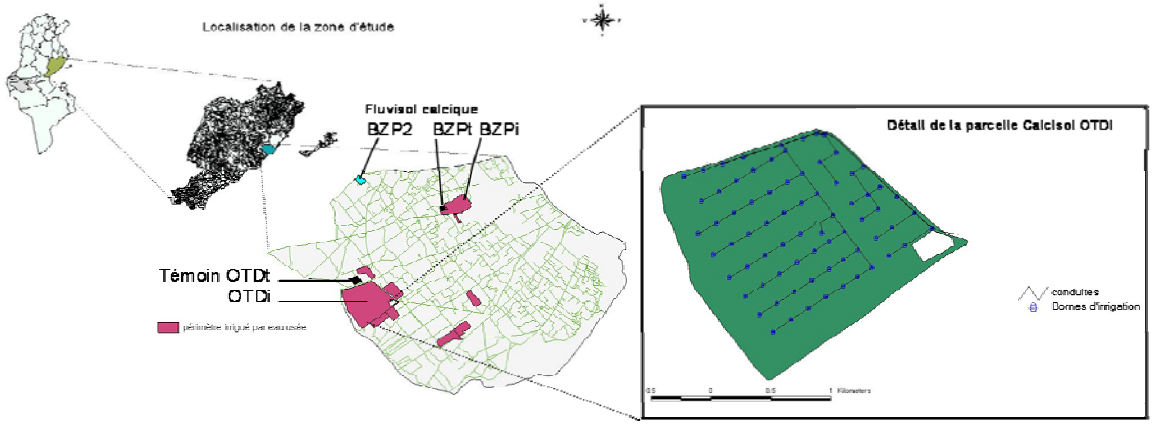
2.2- Choix des parcelles et analyses de sols

Trois parcelles irriguées ont été étudiées (Figure 1) :

- OTDi : calcisol irrigué depuis plus d'une quinzaine d'année avec les EUT de Sfax ;
- BZPi : fluvisol irrigué depuis seulement 4 ans avec les EUT de Sfax ;
- BZP2 : fluvisol irrigué par de l'eau souterraine naturelle ;

Pour chaque type de sol, une parcelle connexe et qui n'a jamais été irriguée (oliviers seuls) est choisie comme parcelle témoin, à savoir ODTt pour le calcisol et BZPt pour le fluvisol. Des profils de sols ont été creusés dans chaque parcelle et leur représentativité confirmée par des sondages à la tarière manuelle.

Figure 1 : Localisation du site d'étude et des parcelles irriguées et témoins comparées.



Outre les paramètres pédologiques (CEC, pH, %MO, EC, ESP, SAR…), les teneurs totales en éléments chimiques de chaque horizon pédologique ont été déterminées par ICP-AES (éléments majeurs) et ICP-MS (éléments traces) après fusion alcaline au $LiBO_2/Li_2B_4O_7$.

2.3- Calculs des facteurs d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) est le ratio entre la concentration en un élément donné en surface et celle mesurée dans le niveau profond de référence, normalisées par les concentrations de ces mêmes horizons en un élément chimique invariant : Si pour le calcisol et Ba pour le fluvisol. Ces deux éléments invariants (Si et Ba) ont été choisis car, sur tous les profils étudiés, l'évolution des logRatio des teneurs en ces éléments entre deux horizons successifs, n'est pas modifiée par les processus pédogénétiques.

3. Résultats et discussion

L'évolution des facteurs d'enrichissement (FE) en fonction de la profondeur permet bien de distinguer les différentes réponses des deux types de sols vis-à-vis de l'irrigation. Dans le fluvisol (Figure 2), quel que soit le type d'irrigation, les éléments métalliques présentent des distributions parallèles (Cu>Pb>Ni>Zn=Cr) et similaires à celles des mêmes éléments majeurs (Ti, Fe, Mn, Ca, Mg et Na). L'irrigation par les EUT a induit un enrichissement en tous ces éléments à 1m de profondeur. Cet enrichissement traduit un écoulement préférentiel qui n'apparaît pas dans le fluvisol irrigué, avec une moindre fréquence, par l'eau naturelle.

Pour le calcisol, on note un comportement différent entre le Cr (qui suit Fe et Al), Ni et Pb (similaires à Ca et Mg), et Cu et Zn. L'évolution des FE en surface met en évidence l'apport anthropique en Cr, Zn et Cu dans le calsisol irrigué par les EUT. Cet apport est confirmé par les calculs de stocks. L'apport en sodium par les EUT est également révélé par le FE pour les deux types de sols et confirmé par les évolutions de l'ESP (Exchangeable Sodium Percentage) et du SAR (Sodium Absorption Ratio) entre les sols témoins et les sols irrigués par les EUT (Belaïd *et al.*, 2010).

Comparativement aux profils de LogRatio, l'intérêt des profils de FE est de permettre une comparaison des tendances en termes quantitatifs comparables aux variations de stocks calculées. Les variations de FE permettent aussi d'identifier les horizons de sol dans lesquels les éléments chimiques associés ont tendance à s'accumuler du fait de l'irrigation, ce qui confère un caractère prédictif à cet indicateur.

Références

Belaid *et al.* (2010) effects of treated wastewater irrigation on soil salinity and sodicity in Sfax (Tunisia): a case study. *Revue des Sciences de l'Eau 23 (2) 133-145.*

Bourennane *et al.* (2009) Le facteur d'enrichissement : un indicateur local et spatial de la contamination anthropique des sols. *Journées d'Etude des Sols, 11-15 mai, Strasbourg.*

Teneurs en ETM de l'horizon de surface des sols en France – Constitution et possibilités d'utilisation de la BDetm

DUIGOU Nelly[1] et BAIZE Denis[2]

[1]US1106 InfoSol ; [2]UR0272 Science du sol - INRA – Centre d'Orléans, denis.baize@orleans.inra.fr

La collecte

Sur financement de l'ADEME, de janvier 2009 à février 2010, a été réalisée une grande collecte nationale d'analyses en éléments traces métalliques (ETM) dans les horizons de surface des sols, analyses faites principalement dans le cadre des plans d'épandage de boues d'épuration. Une première collecte avait permis en 1998 de rassembler des analyses pour 11 000 sites [1]. Cette seconde collecte, menée selon les mêmes principes que la première mais avec de plus grands moyens informatiques, inclut toutes les données déjà rassemblées et traitées en 1998. Les différents détenteurs d'analyses ont été sollicités : les chambres d'agriculture, les Directions Départementales des Territoires et les bureaux d'étude. Il leur a été demandé de fournir des données géo-référencées, sous couvert de confidentialité (les parcelles analysées ne devant pas être identifiables lors des restitutions finales). Chaque fichier reçu a suivi une lourde procédure de mise en forme, de correction puis d'intégration à la base nationale.

Les analyses ainsi rassemblées pour plus de 73.000 sites constituent la "BDetm". Dans leur grande majorité elles sont relatives à des horizons de surface de sols cultivés sur lesquels il est envisagé d'épandre des boues d'épuration et aucun tri a priori n'a été fait entre teneurs supposées naturelles et d'éventuelles contaminations d'origine agricole ou industrielle. Les sept métaux analysés sont : le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Les données collectées sont relativement bien réparties sur l'ensemble de l'hexagone, avec cependant des informations beaucoup plus denses dans le nord et le nord-est du pays que dans la grande moitié sud.

Les traitements

Les paramètres de position (centiles) et de dispersion (vibrisses) ont été déterminés sur la population générale (France entière) et sur des sous-populations stratifiées par départements et par régions agricoles de l'INSEE. Ces statistiques ont été systématiquement établies pour les 79 départements et 232 régions agricoles pour lesquels la densité du recueil de l'information (IDRI = nombre moyen de sites pour 100 km²) a été jugée suffisante. Les tableaux ainsi constitués comportent une série d'indicateurs statistiques pour les sept métaux. Ces tableaux sont accessibles via le lien :
http://www.gissol.fr/programme/bdetm/Collecte_2/index.php

Des cartogrammes ont également été réalisés qui permettent d'observer des grands territoires d'anomalies naturelles (par exemple les sols liés aux calcaires du Jurassique moyen, anomaliques en cadmium) ou de contaminations déjà bien connues comme celles localisées autour de l'agglomération lilloise. Des cartes de localisation des teneurs excédentaires (i.e. supérieures aux seuils de la réglementation de 1998 relative aux plans d'épandage de boues d'épuration) apportent également une information sur l'étendue des territoires où les teneurs sont les plus élevées et peuvent poser problème vis-à-vis du recyclage des boues en agriculture.

Un indicateur synthétique très simple (ICMM = indice de charge multi-métallique) a été calculé qui permet de constater qu'un site est chargé simultanément en plusieurs métaux et d'opérer des comparaisons à l'échelle nationale. Ainsi, il a été possible d'identifier les

territoires où les sols sont particulièrement riches ou pauvres en les 6 principaux métaux considérés tous ensemble.

Quelques résultats

Les médianes nationales se situent à des niveaux plutôt faibles (expression en mg/kg) :

Cd = 0,28 - Cr = 38,3 - Cu = 13,3 - Ni = 19,5 - Pb = 21,7 - Zn = 56,4 - Hg = 0,046

Les teneurs les plus fréquemment supérieures au seuil réglementaire pour l'épandage des boues d'épuration sont celles du nickel. Ces teneurs > 50 mg/kg, sont dites "valeurs excédentaires". Il y en a 2065 ce qui représente tout de même 2,8 % des sites analysés.

Certaines régions agricoles montrent des anomalies naturelles, notamment dans le Jura, le Poitou, les Charentes, la Bourgogne et le Berry (Cd lié à certains bancs de calcaires jurassiques), et sur tout le pourtour du Massif central. D'autres sont caractérisées par des matériaux géologiques particuliers, par exemple les roches basaltiques (chargées en chrome et nickel - Massif central) ou les moraines d'origine alpine (anomalies en Cu, Cr, Ni – Ain, Savoie et haute Savoie). Toutes ces anomalies dans les sols reflètent des anomalies géochimiques affectant les matériaux parentaux.

Valeurs de référence pour l'estimation des dangers liés aux ETM dans les sols

Pour des études de sites et sols pollués et pour l'interprétation de l'état des milieux (IEM), les bureaux d'études et les services déconcentrés de l'État sont demandeurs de valeurs de référence locales pour les teneurs en éléments traces métalliques : le but étant de comparer le sol étudié avec des sols naturels situés à proximité. Un autre objectif, pour certains services en charge de la santé publique, est de fixer des seuils de sélection de substances potentiellement dangereuses dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires [2].

La BDetm, parce qu'elle rassemble des résultats pour plus de 73 000 échantillons, peut, dans une certaine mesure, répondre à ces attentes. Mais différentes questions se posent : sur quels territoires faut-il établir des statistiques, à quelles concentrations fixer des seuils ? Les réponses à ces questions seront forcément locales car une teneur élevée mesurée dans un sol peut être naturelle pour ce sol et résulter d'une pollution pour un autre. Des essais faits en région Ile de France et en région Centre montrent qu'il est possible d'utiliser des statistiques établies par régions agricoles [3] [4]. En effet, ces territoires sont les plus pertinents au point de vue de leur relative homogénéité géologique et pédologique et ils peuvent donc servir de territoires de référence.

Les statistiques et les cartogrammes locaux peuvent aussi servir de base pour des demandes de dérogation pour l'épandage des boues d'épuration.

Conclusion - Remerciements

Cette nouvelle collecte a permis d'obtenir une bonne image des teneurs en éléments traces métalliques dans les horizons de surface des sols de France. C'est la seule source de données suffisamment abondantes pour disposer de référentiels locaux utilisables et précis relatifs aux concentrations habituelles en éléments en traces.

Merci à toutes les Chambres d'agriculture, aux DDT et aux bureaux d'étude, grands ou petits, pour leur collaboration irremplaçable pour la collecte et la transmission des données.

Références

[1] Baize D., Saby N., Deslais W, Bispo A. et Feix I., 2006 – Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols. Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale. *Étude & Gestion des Sols*, 2, pp. 181-200.

[2] Mathieu A., Baize D., Raoul C. et Daniau C. 2008 - Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. *Environnement, Risques & Santé*, vol 7, 2, pp. 112-122

[3] Baize D., Duigou N. et Mathieu A., 2011 - Éléments en traces dans les sols. Valeurs de référence locales en île-de-France. *Environnement & Technique*, n°306, pp. 54-56

[4] Duigou N., Baize D. et Bispo A., 2011 - Utilisation de la base de données BDETM pour obtenir des valeurs de références locales en Éléments Traces Métalliques. Cas de la région Centre. *Étude & Gestion des Sols.* 2, pp. 91-108.

Utilisation des Biomarqueurs et Bioindicateurs dans la surveillance de la qualité des sols et l'évaluation des risques. Résultats du programme "Bioindicateurs"

PERES Guénola [1], GRAND Cécile [2], GALSOMIES Laurence[2], CLUZEAU Daniel[1], GATTIN Isabelle[3], HARRIS-HELLAL Jennifer[4], HEDDE Mickaël, [5], LEGUEDARD Marine[6], RUIZ Nuria[7], ALAPHILIPPE Aude[8], BEGUIRISTAIN Thierry [9], CONIL Sébastien[10], DOUAY Francis[11], FAURE Olivier[12], GUERNION Muriel[1], HITMI Adnane[13], HOUOT Sabine [14], LEGRAS Marc[3], VIAN Jean-François[15], DUR Jeanne-Chantal[5], LEPELLETIER Patrice[3], ROUGE Laurence[1],TAIBI Salima[3] et BISPO Antonio[2]

[1] Université Rennes 1, UMR CNRS "Ecobio" 6553, Station Biologique, 35380 Paimpont, France, guenola.peres@univ-rennes1.fr, daniel.cluzeau@univ-rennes1.fr, muriel.guernion@univ-rennes1.fr, rouge.laurence@ingenieriedurable.fr
[2]ADEME, 20 avenue du Grésillé, B.P 90 406, 49 004 ANGERS cedex 01. France, cecile.grand@ademe.fr, laurence.galsomies@ademe.fr, antonio.bispo@ademe.fr
[3]ESITPA, 3 rue du Tronquet BP 40118 76134 Mont Saint Aignan Cedex, igattin@esitpa.org, mlegras@esitpa.org, staibi@esitpa.org, plepelletier@esitpa.org
[4]BRGM , SEPI, 3 avenue Claude Guillemin BP36009, 45060 Orléans cedex 2. j.harris-hellal@brgm.fr
[5]PESSAC UR 251, INRA Versailles-Grignon. France. mhedde@versailles.inra.fr, dur@versailles.inra.fr
[6]Université Victor Segalen Bordeaux 2, 146, rue Léo-Saignât – 33076 Bordeaux cedex, Marina.Le-guedart@biomemb.u-bordeaux2.fr
[7]IRD Bondy, UMR 211 BIOEMCO, 32, avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy Cedex, nuria.ruiz-camacho@ird.fr
[8]INRA Avignon, UERI0695 Gotheron domaine de Gotheron, 26320 St Marcel Les Valence, Aude.Alaphilippe@avignon.inra.fr
[9]LIMOS, UMR 7137 CNRS Nancy Université, Faculté des Sciences, Boulevard des Aiguillettes, BP 70239, 54506 Vandoeuvre-lès-Nancy Cedex. France, thierry.beguiristain@limos.uh p-nancy.fr
[10]ANDRA- Observatoire Pérenne de l'Environnement, Centre Meuse - Haute Marne, BP9 - 55290 BURE, Sebastien.Conil@andra.fr
[11]Groupe ISA, Laboratoire Génie Civil et géoEnvironnement Lille Nord de France EA 4515, 48 boulevard Vauban, 59046 Lille Cedex, France, f.douay@isa-lille.fr
[12]ENS des Mines de St-Etienne, 158 Cours Fauriel, 42023 Saint-Etienne Cedex 2, faure@univ-st-etienne.fr
[13]IUT de Clermont-Ferrand-Université d'Auvergne Laboratoire de Physiologie et Biotechnologies Végétale .100, rue de l'Egalité, 15000 Aurillac, France, adnane.hitmi@iut.u-clermont1.fr
[14]INRA Versailles-Grignon, UMR AgroParisTEch EGC « Environnement et Grandes Cultures », BP 1, 78850 Thiverval-Grignon, France, Sabine.Houot@grignon.inra.fr
[14]ISARA-Lyon, 23 rue Jean Baldassini, 69364 Lyon cedex 7, jvian@isara.fr

Le sol est une ressource essentielle pour les sociétés humaines et les écosystèmes qu'il convient de protéger compte tenu des dégradations croissantes (érosion, contamination, compaction). Pour mettre en place, suivre et assurer les actions de protection et de gestion des sols, il convient de disposer d'une série d'indicateurs capables de renseigner sur leur dégradation et/ou la restauration de leurs propriétés et de leurs fonctions. Les indicateurs classiquement utilisés reposent essentiellement sur des propriétés physique et chimique des sols alors que les paramètres biologiques intègrent l'ensemble des stress environnementaux et renseignent sur l'état global des sols.
Faisant le constat d'un manque d'indicateurs biologiques (bioindicateurs) pour décrire la qualité du sol, un programme national de recherche a été mis en place par l'ADEME pour les développer. Les principaux objectifs de ce programme sont (i) de développer des méthodes pour mesurer la biodiversité et les fonctions des sols, (ii) d'utiliser les bioindicateurs des sols pour surveiller la qualité des sols et (ii) d'identifier des bioindicateurs pertinents pour l'évaluation des risques écologiques de la contamination des sols.
Au sein de ce programme, la recherche s'est organisée en 2 étapes.
La première, terminée en 2008 a permis de développer et tester plusieurs biodindicateurs basés sur les organismes suivants : Bactéries et champignons (indicateurs basés sur la diversité et l'activité), Collemboles et Nématodes (indicateurs basés sur la diversité), Vers de terre et macrofaune totale (indicateurs basés sur la diversité, l'activité, la bioaccumulation et biomarqueurs physiologiques), Oiseaux et micromammifères (indicateurs basés sur la bioaccumulation et la morphologie ou biomarqueurs physiologiques), Plantes (indicateurs basés sur la diversité, la bioaccumulation et les biomarqueurs biologiques).Pendant cette première étape, ces bioindicateurs ont été testés séparément dans des sous-programmes distincts ayant appliqué des stratégies d'échantillonnages et des méthodes analytiques spécifiques. Il était donc difficile de comparer ces indicateurs et de tester leur pertinence respective.
L'objectif de la seconde étape commencée 2009 a été de focaliser sur un nombre plus restreints d'indicateurs, et de tester les mêmes bioindicateurs sur les mêmes sites, au même moment et de valider leur utilisation en fonction de situations spécifiques. Ainsi, sur la base des résultats obtenus par chaque sous-programme de la phase 1 et en appliquant une analyse multivariée, 47 bioindicateurs pertinents ont été sélectionnés. Ces bioindicateurs sont de type micro-organismes, faune et flore. Cette seconde étape (2009-2012) a pour objectifs de calibrer, valider et comparer les 47 bioindicateurs sélectionnés mais également d'initier la création d'un premier référentiel national. Pour ce faire, les paramètres retenus ont été comparés sur 13 sites ateliers communs, sélectionnés en fonction de différents usage de sol (ex : agricole, urbain, forestier) et de problématiques environnementales (ex : pratiques agricoles, sites contaminés) et aboutissant à 47 situations. Une campagne nationale d'échantillonnage de sol a été réalisée dans des conditions identiques sur l'ensemble des sites ateliers. Une base de données a été créée et un groupe de travail a été mis en place pour proposer un traitement des données pertinent et commun à l'ensemble du programme.
Ce programme, qui implique 22 équipes de recherche, a permis non seulement d'acquérir une meilleure compréhension du fonctionnement biologique des sols et d'initier un premier référentiel national, mais également de définir des outils (batteries d'indicateurs, indices agrégés) adaptés à chaque problématique environnementale i) l'évaluation des impacts des pratiques agricoles telles que le travail du sol, la gestion des rotations, les apports de déchets ou de pesticides, ii) l'évaluation des impacts environnementaux liés à la contamination des sols d'origine métallique ou organique, et iii) biosurveillance des sols sur des sites à grandes échelles.

Les premiers résultats issus de ces 3 années d'étude et portant tant sur le compartiment microbien, faune du sol et flore seront présentés et discutés en terme de qualité de la réponse, d'accessibilité et de transférabilité vers les utilisateurs.

Complémentarité des modèles *Brassica*, *Eisenia* et *Trifolium* pour l'évaluation de la génotoxicité environnementale des sols

LEMIERE Sébastien[1], BERNARD Fabien[1,3], VANDENBULCKE Franck[1], NESSLANY Fabrice[2], PLATEL Anne[2], DUMEZ Sylvain[3], CUNY Damien[3] et DERAM Annabelle[3]

[1] : Laboratoire « Génie Civil et géo-Environnement » (EA 4515), Université de Lille 1, équipe «Ecologie Numérique et Ecotoxicologie», Cité scientifique, bât. SN3-Rdc, 59655 Villeneuve d'Ascq, sebastien.lemiere@univ-lille1.fr
[2] : Laboratoire de Toxicologie, Institut Pasteur de Lille, 1 rue de Pr. Calmette, BP245, 59019 Lille Cedex, fabrice.nesslany@pasteur-lille.fr
[3] : Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques (EA 4483), Université de Lille 2, Faculté de Pharmacie, 3 rue du Professeur Laguesse BP83, 59006 Lille Cedex, annabelle.deram@univ-lille2.fr

La part des composés génotoxiques sur la globalité des polluants anthropogéniques émis dans les écosystèmes est évaluée à 5% et il est maintenant admis que certains cancers sont imputables à des facteurs environnementaux (entre 5 et 10% pour l'InVS et 19% pour l'OMS). La justification des études de génotoxicité environnementale, se trouve dans le rôle universel de la molécule d'ADN, support du patrimoine génétique, et dans le caractère potentiellement transmissible des altérations de l'information génétique.

La contamination génotoxique des écosystèmes aquatiques a été largement étudiée, car le compartiment Eau se trouve être le réceptacle de nombreux rejets sans oublier les apports atmosphériques ou les accidents de pollution. Les préoccupations relatives aux pollutions des sols sont plus récentes. Ces compartiments ont longtemps été considérés par les toxicologues de l'environnement comme jouant les rôles de pièges définitifs ou de filtres efficaces. Pourtant, la contamination métallique des sols par exemple, due aux activités anthropiques est préoccupante. Ce, en termes de risques pour la santé humaine et environnementale, du fait de la persistance, de l'accumulation, et du transfert possible de ces métaux vers les nappes souterraines et vers les chaînes trophiques. Certains comme le chrome hexavalent, l'arsenic, ou le cadmium, sont reconnus comme potentiellement génotoxiques.

Un des objectifs de ce travail a donc été le développement, la validation et l'étude de marqueurs de génotoxicité environnementale chez trois modèles biologiques différents. Cette première phase au laboratoire a été mise en œuvre sur plusieurs espèces représentatives en écotoxicologie terrestre, un ver (*Eisenia fetida*) et deux végétaux : le trèfle blanc (*Trifolium repens*) et le chou fourrager (*Brassica oleracea*). Les voies d'expositions entre ces trois modèles sont différentes, ce qui permet d'approcher des « bio-disponibilités génotoxiques » différentes. L'exposition pour *Eisenia fetida* se fait par voie alimentaire et par voie tégumentaire, chez les végétaux principalement par voie racinaire avec (pour *T. repens*) ou sans l'aide (chez *B. oleracea*) de symbiotes racinaires.

Le test des comètes (*Single Cell Gel Electrophoresis Assay*) est l'essai de génotoxicité que nous avons retenu et appliqué aux différents organismes. Cette technique de microélectrophorèse de noyaux de cellules isolées permet l'étude des dommages à l'ADN (cassures double et simple brin, sites alcali-labiles) au sein d'une population cellulaire. Des applications préliminaires de cet essai avec nos modèles biologiques avaient permis de mettre en évidence sa pertinence suite à des expositions à des métaux, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des échantillons environnementaux (sols contaminés par les

métaux, d'anciennes friches industrielles…). Dans cette première phase, les sols utilisés pour les expositions ont été artificiellement contaminés par des lixiviats de décharge de déchets industriels (contaminés par un mélange d'hydrocarbures et de métaux) ou des solutions de cadmium et/ou de plomb, à des concentrations environnementalement réalistes.

Au vu des résultats dont un exemple est présenté sur la figure 1, et qui seront développés plus largement dans l'exposé, la complémentarité des modèles Chou et Ver apparaît évidente. Les réponses génotoxiques en effet suivent un schéma très proche. Ainsi le cadmium apparait comme génotoxique et biodisponible à la fois pour ces deux espèces; l'apparition des dommages à l'ADN est cependant plus précoce chez les vers (dès 3 jours d'exposition). La génotoxicité du plomb apparaît plus ambigüe et elle ne se traduirait pas par des effets uniquement clastogènes. Les niveaux de dommages observés chez les témoins pour ces deux espèces sont faibles et valident les expositions réalisées pendant cette première phase d'expérimentation. Ainsi, il n'apparaît pas de stress particulier consécutif aux conditions d'expositions sur toute la période. Concernant les comparaisons avec le trèfle, elles sont moins aisées, notamment car ce végétal présente une très grande sensibilité vis-à-vis des conditions d'exposition et des facteurs environnementaux.

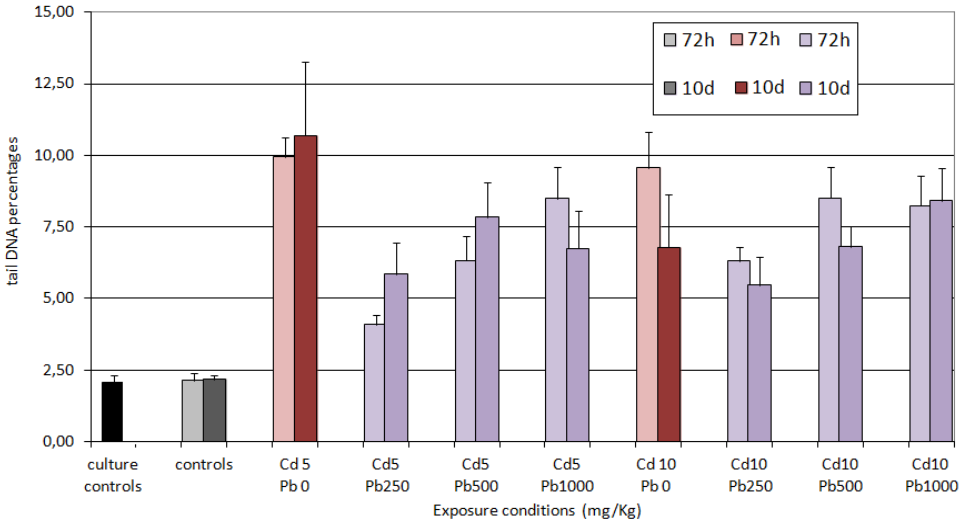


Figure 1 : Dommages à l'ADN moyens chez E. fetida observés après expositions de 72 heures et 10 jours au sol de référence contaminé artificiellement aux différentes concentrations de Cadmium et de Plomb en mélange (moyennes des pourcentages d'ADN médians dans la queue des comètes ; les dommages à l'ADN pour les deux concentrations de cadmium seules utilisées dans les mélanges sont également figurées).

Nos perspectives à court terme suite à cette première phase d'expérimentation consistent à compléter la compréhension de ces résultats par l'utilisation de versions modifiées de l'essai des comètes avec des endonucléases permettant la détection des dommages oxydatifs. En lien avec ces essais, des mesures d'activités enzymatiques (APOX-GPOX) liées au stress oxydant et l'étude de la formation de 8-oxodGuo, adduit à l'ADN sont en cours d'analyse. Parallèlement, une approche écotoxicogénomique a été entreprise chez les 3 espèces étudiées. Cette approche vise à permettre l'identification de gènes candidats dont l'expression varie lors des expositions. L'ensemble de ces expériences au laboratoire devraient permettre d'éclairer les mécanismes responsables de la génotoxicité des éléments traces métalliques qui reste à ce jour mal connu et ceux impliqués dans la réponse des organismes à ces dommages génotoxiques.

Un travail avec des échantillons environnementaux (i.e. des sols prélevés *in situ* et répondant à des problématiques locales et actuelles de santé publique) sera également exécuté et confronté aux résultats obtenus en laboratoire.

Effets du pH sur le potentiel génotoxique d'un sol contaminé

DHYEVRE Adrien[1], FOLTÊTE Anne-Sophie[1], ARAN Delphine, MULLER Serge[1] et COTELLE Sylvie[1]

[1] : Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie Biodiversité Ecosystèmes (LIEBE) - CNRS UMR 7146, Université de Lorraine, Campus Bridoux, Bât. IBiSE, 8 rue du Général Delestraint, 57070 METZ, France, adriendhyevre@yahoo.fr

L'évaluation des risques environnementaux implique la nécessité de développer des outils biologiques permettant de déterminer l'impact des polluants sur les êtres vivants. Néanmoins il n'existe à ce jour aucun test de génotoxicité normalisé au niveau international pour apprécier la qualité des sols en phase solide. Le test *Vicia*-micronoyaux est un outil biologique de détection de la présence d'agents génotoxiques basé sur la fréquence d'apparition de micronoyaux dans les racines secondaires d'une plante : *Vicia faba* (la fève).

Dans la littérature, ce test est depuis longtemps utilisé pour évaluer le potentiel génotoxique d'effluents ou d'eaux polluées (Degrassi & Rizzoni, 1982) mais les travaux utilisant une exposition directe des fèves aux sols sont très récents (Foltête *et al.,* 2011 ; Khadra *et al.,* 2012 ; Marcato-Romain *et al.,* 2009). La démarche de normalisation de ce test de génotoxicité par l'ISO est entreprise depuis plusieurs années et implique la validation et la mise au point du test en phase solide.

Le sol est un milieu complexe où de nombreux facteurs sont susceptibles de moduler la réponse génotoxique de la matrice étudiée. Les seules données sur le sujet sont issues du travail de De Marco *et al.* (1990, 1995) et De Simone *et al.* (1992) qui ont démontré l'influence des constituants du sol dans l'induction d'effets génotoxiques au niveau des cellules racinaires de *Vicia faba*, en particulier le rôle des matières organiques dans l'adsorption de substances, diminuant ainsi leur biodisponibilité.

L'objectif de notre travail était d'apprécier les effets du pH d'un sol naturel sur le potentiel génotoxique de deux substances de référence, ainsi que la gamme de pH dans laquelle le test pourrait être envisagé. Pour cela nous avons utilisé le sol standard LUFA 2.2. (LUFA, Speyer, Allemagne) en modifiant son pH avec de l'acide chlorhydrique 1 N ou de la soude 1N (Chaer *et al.,* 2009). Le sol a été contaminé avec de l'hydrazide maléique (5, 10 et 20 $\mu mol.kg^{-1}$) ou du cuivre (2, 4 et 8 $mmol.kg^{-1}$) puis les fèves ont été exposées durant 6 jours.

Nous n'avons pas observé d'effet du pH sur le potentiel génotoxique intrinsèque de l'hydrazide maléique. Néanmoins, la diminution de l'élongation racinaire et de l'indice mitotique aux pH extrêmes laisse suggérer un double stress : d'une part celui induit par la présence du polluant, qui augmente de manière cohérente avec la concentration de ce dernier, d'autre part celui résultant du pH.

La génotoxicité du cuivre est quant à elle influencée par le pH. En effet au-delà d'un pH testé de 7,15 ; la fréquence d'apparition des micronoyaux diminue significativement : le métal n'induit plus d'effet génotoxique. L'explication la plus probable est la précipitation et le changement de spéciation des ions cuivre en solution, les rendant alors moins toxiques, moins mobiles et par conséquent moins biodisponibles.

En outre, ces résultats permettent d'affirmer que le test est réalisable sur une échelle de pH allant de 3,45 à 9,04 ; cette gamme couvrant une vaste diversité de sols.

Les modifications de pH par des acides ou bases fortes étant très artificielles, des perspectives sont d'ores et déjà envisagées comme l'utilisation de sols naturels présentant naturellement des pH variés.

Références

Chaer, G.M., Myrold, D.D., Bottomley, P.J., 2009. A soil quality index based on the equilibrium between soil organic matter and biochemical properties of undisturbed coniferous forest soils of the Pacific Northwest. Soil Biology and Biochemistry 41, 822-830.

De Marco, A., Boccardi, P., De Simone, C., Piccolo, A., Raglione, M., Testa, A., Trinca, S., 1990. Induction of micronuclei in *Vicia faba* root tips treated in different soils with the herbicide alachlor. Mutation Research/Genetic Toxicology 241, 1-6.

De Marco, A., De Simone, C., Raglione, M., Lorenzoni, P., 1995. Influence of soil characteristics on the clastogenic activity of maleic hydrazide in root tips of *Vicia faba*. Mutation Research/Genetic Toxicology 344, 5-12.

De Simone, C., Piccolo, A., De Marco, A., 1992. Genotoxic effect induced by herbicides atrazine glyphosate in plants of *Vicia faba* grown in different soils. Science of The Total Environment 123-124, 233-240.

Degrassi, F., Rizzoni, M., 1982. Micronucleus test in *Vicia faba* root tips to detect mutagen damage in fresh-water pollution. Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects 97, 19-33.

Foltête, A.-S., Dhyèvre, A., Férard, J.-F., Cotelle, S., 2011. Improvement of *Vicia*-micronucleus test for assessment of soil quality: A proposal for international standardization. Chemosphere 85, 1624-1629.

Khadra, A., Pinelli, E., Lacroix, M.Z., Bousquet-Melou, A., Hamdi, H., Merlina, G., Guiresse, M., Hafidi, M., 2012. Assessment of the genotoxicity of quinolone and fluoroquinolones contaminated soil with the *Vicia faba* micronucleus test. Ecotoxicology and Environmental Safety 76, 187-192.

Marcato-Romain, C.-E., Guiresse, M., Cecchi, M., Cotelle, S., Pinelli, E., 2009. New direct contact approach to evaluate soil genotoxicity using the *Vicia faba* micronucleus test. Chemosphere 77, 345-350.

SESSION 12

LES SOLS DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

AFFICHES

Statut organique des sols des massifs forestiers des Cédraies des hautes altitudes des Aurès (Nord-est Algérien)

BENSID Zoubeir (1), BELHAMRA Mohamde(1), SBIH Mahtali(2), ZEMOURA Abdelkader(2) et MESSAADIA Hocine(2)

(1) Université Med KHIDER – BISKRA – ALGERIE, bensidzoubeir@gmail.com
(2) Université El-Hadj LAKHDAR – BATNA – ALGERIE

Pour une meilleure prise en charge du problème de dépérissement et pour une bonne conduite des aménagements des écosystèmes forestiers du bioclimat semi-aride des hautes altitudes des Aurès (Nord-est Algérien) qui sont dominés par le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica Manetti*), la connaissance à travers le statut organique de la fertilité de leur sol est plus qu'indispensable.
Cette étude relative à l'évaluation du statut organique des sols, à travers des indicateurs biologique du sol qui sont le fractionnement de la matière organique, l'étude de la minéralisation du carbone et l'azote et l'évaluation du taux de carbone de la biomasse microbienne du sol, vise à remédier au manque de données en pédobiologie et à déterminer si les changements climatiques globaux, ont eus un impact sur le les processus dépérissement et ce par l'examen du carbone organique stocké dans sols.

Mots clés : carbone du sol, Azote du sol, Cèdre de l'Atlas, minéralisation, forêt, Aurès.

Introduction

Le rétrécissement de l'aire de distribution de l'espèce le *Cèdre de l'Atlas* (*Cedrus atlantica Manetti)* au profit des espèces feuillues tels que le *Chêne vert* (*Quercus ilex*) dans les hautes altitudes des Aurès Nord-est algérien s'est traduit par des difficultés de régénération et un dépérissement intense inquiétant avec apparition des clairières. Afin de rechercher les causes du dépérissement de cette essence forestière, l'essentiel des travaux au Maghreb (Algérie et Maroc) a porté sur le stress hydrique des sols, la surexploitation, le surpâturage et les incendies. En dépit de leur importance écologique, car derniers remparts contre l'avancée du désert, les connaissances sur le fonctionnement global des *cédraies* des *Aurès* (*Nord-est de l'Algérie*) n'ont pas été complètement étoffées. En effet, les études sur l'écosystème-sol notamment sur son statut organique et les possibilités d'existence de liens avec le dépérissement du *Cèdre de l'Atlas* sont raririssimes voire inexistantes. Du fait de son état sanitaire, des contrastes microclimatiques et topographiques et des caractéristiques édaphiques, la *Cédraie d'Ouled-Yagoub* à *Khenchela* (*Aurès*, *Nord-est Algérien*) constitue une station-type représentative de l'ensemble des cédraies des Aurès. Les objectifs assignés à ce travail sont d'un côté, l'évaluation du statut organique des sols moyennant des indicateurs de la qualité biologique (le fractionnement granulométriques des MOS, la biomasse microbienne du sol qui est indicateur précoce du changement de l'état biologique du sol, la minéralisation du carbone organique et la minéralisation de l'azote organique) et de l'autre l'établissement de relations entre les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols.

Matériels et Méthodes

1 – Présentation de la zone d'étude : Sur le plan géographique, géomorphologique, géologique et climatique ; la forêt domaniale des *Ouled-Yagoub* se trouve dans le massif forestier des Aurès. Elle se situe dans son extrémité nord-est de la wilaya de *Khenchela* (Algérie, Nord-Est algérien). Administrativement elle dépend de la circonscription d'*El-Hamma.* Elle est constituée par une chaîne montagneuse formée par des plis parallèles orientés Sud-Ouest à Nord-Est. Elle repose sur un substratum géologique entièrement par le *crétacé inferieur.* Ce dernier est dominé par un faciès *gréseux ferrifères et calcaires, marno-calcaire* et *dolomitiques.* La zone d'étude est dominée par un climat à deux saisons contrastées. D'après le climagramme d'EMBERGER, elle appartiendrait à l'*étage bioclimatique subhumide à hiver frais*. Sur le plan pédologique ; situés sur un terrain accidenté, les sols dominants dans la forêt d'OULED-YAGOUB sont des sols de type Fersiallitiques brunifiés

légèrement recarbonatés et des Rendzines dolomitiques avec quelques poches isolées de sols peu évolués d'apports colluviales (colluviums) B.N.E.F. (1984) et Abdessemed (1981).
2 – Matériels : Des profils de sols les plus dominants à savoir les sols fersiallitiques brunifiés ont été décrits et des échantillons de sols ont été prélevés afin de subir une caractérisation physico-chimique et biologique. La caractérisation biologique a portée uniquement sur l'horizon de surface A1.
3 – Méthodes : les propriétés physico-chimiques et biologiques des échantillons de sol ont été déterminées sur la terre fine (Ø<2µm). Après analyse physico-chimique de routine, il a été procédé à la caractérisation biologique des sols. Celle-ci s'est faite, par le fractionnement de la matière organique (MO) du sol et a permis la séparation puis le dosage du carbone de la MO labile ou libre. Le *test de Respirométrie* a été employé pour le dosage du carbone minéral C-CO2, l'indice de minéralisation du COS (IMC) a été ensuite déduit. La méthode de dosage de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique) employée est celle de Drouineau et Gouny *in* Bonneau et Souchier (1979), ce qui a permis la déduction l'indice de minéralisation de l'azote (IMN). Le carbone de la biomasse microbienne a été déterminé par la méthode dite *biocidale* de *fumigation extraction* Jenkinson et Powlson (1976). Le Carbone Biomasse Microbienne (CBM) (mg C/Kg sol)=Biomasse microbienne (BM)=C.E./K_{EC} (K_{EC} = 0,45).
4 – Analyse statistique : Une analyse de la variance à un facteur a été réalisée en comparant les effets d'une litière de Cèdre à celui d'une litière du mélange des litières de Cèdre et de Chêne à celui d'une litière de Chêne vert seul sur les processus de minéralisation du carbone et de l'azote évaluée par les IMC et IMN. Cette analyse a été complétée par l'établissement des corrélations de SPEARMAN entre les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des sols.

Résultats et discussion

La teneur en C de la MO labile a été beaucoup plus élevée dans le sol sous la litière monospécifique de Cèdre de l'Atlas que celle où il y a eu mélange de Cèdre de l'Atlas avec Chêne vert ou Chêne vert seul. La teneur en C de la MO *stable* est également plus élevée sous litière monospécifique de Cèdre de l'Atlas que celle où il y a eu mélange de Cèdre de l'Atlas avec Chêne vert ou Chêne vert seul. Malgré son caractère résineux, la dynamique de la matière organique est intense sous Cèdre de l'Atlas. La litière de cette essence forestière serait relativement plus riche en précurseurs des composés humiques de nature aromatique (polyphénols et quinones) telles que les lignines et tannins, polysaccharidique telles que les Celluloses et Hémicelluloses et protidique entre autres les amino-sucres. Les teneurs en C-BM des sols subissant l'effet d'une litière monospécifique de Cèdre de l'Atlas semblent plus élevées que sous des sols subissant l'effet combiné d'une litière de Cèdre et de Chêne ou l'effet séparé de la litière de Chêne. Les micro-organismes trouvent donc dans la litière du Cèdre une source importance de carbone et d'azote. Les indices de minéralisation globale du carbone (IMC) et d'azote (IMN) sont classés dans l'ordre suivant : sol sous litière de Cèdre > sol sous litière du mélange Cèdre et Chêne > sol sous litière de Chêne seul. L'analyse de variance des IMC et des IMN des différents sols, comparés un à un, a révélé des différences hautement significatives. En outre, les IMC et des IMN sont fortement corrélés avec la texture fine. A cause d'une plus grande aération et d'un réchauffement important, le potentiel de minéralisation de l'azote peut également être réduit en présence de matières organiques stables. Pour ce qui est des corrélations entre la texture fine et les taux de C-MO *labile* et C-MO *stable,* celles-ci étaient très fortes et respectivement négatives et positives. La stabilité de la MO du sol dépend pour une grande part la finesse de la texture, ce qui est le cas pour les sols forestiers de la Cédraie d'*Ouled-Yagoub*. En effet, d'un point de vue granulométrique les sols d'*Ouled-Yagoub* appartiendraient à la classe texturale limono-argileuse. La stabilité de la MO du sol dépend aussi de la présence des éléments minéraux entre autres le CaCO3. En effet, avec un r = 0,88, celle-ci est fortement corrélée avec cet élément minéral. Des corrélations élevées entre le COT (%) d'un côté et le C-MO *stable* (r = 0,94) et le C-BM (r = 0,72) d'un autre, révèlent que la plus grande part du carbone organique stocké dans les sols proviendraient de ces deux fractions.

Conclusion

Cette étude expérimentale ayant porté sur le statut organique des sols dans la cédraie des *Ouled-Yagoub* dans la Wilaya de *Khenchela* (*Aurès*, *Nord-est algérien*) révèle que comparativement aux sols subissant l'influence d'une litière de Cèdre de l'Atlas en mélange avec celle du Chêne vert ou celle du *Chêne* vert seul, les sols évoluant sous litière monospécifique de Cèdre présentent les valeurs les plus élevées de MO *totale,* de C-MO *stable,* de C-BM, des IMC et IMN les plus élevés soient respectivement de 16,40 % et 28,70 %. La texture *fine (limono-argileuse),* semble favoriser la minéralisation du carbone et de l'azote (coefficient de corrélation entre argiles et IMC et argiles IMN étaient respectivement élevés (0,79 et 0,96). La texture fine aurait permis également l'amélioration significative de la stabilité des MO. De ce fait une meilleure polymérisation avec formation d'un humus stable biologiquement actif (de type *Mull*). La plus grande part de carbone du sol provient de la MO stable et de la biomasse microbienne (forte activité biologique). Au vu de ces résultats, les sols de la Cédraie d'OULED-YAGOUB semblent présenter une ambiance écopédobiologique favorable à leur fonctionnement. Nous pensons enfin que le dépérissement du cèdre serait imputable à d'autres facteurs pédologiques sur lesquels une attention particulière doit être portée.

Couverture pédologique du complexe humide de Guerbes-Sanhadja nord est Algérien

IBNCHERIF Hayette, ZANACHE Habiba et BENSLAMA Mohamed

Laboratoire des sols et développement durable, faculté des Sciences, Université Badji Mokhtar d'Annaba, Ibnchayet@yahoo.fr, m.benslama@univ-annaba.org

Introduction

L'Algérie est riche en zones humides qui jouent un rôle important dans les processus vitaux, entretenant des cycles hydrologiques et accueillant poisons et oiseaux migrateurs, ces milieux sont bien connus et les études réalisées jusqu'à présent ont porté particulièrement sur la végétation et la faune. Peu de travaux ont touché le sol. Les sols des zones humides se caractérisent par un fort degré d'engorgement, se traduisant en une hydromorphie

La saturation en eau limite les échanges gazeux antre le sol et l'atmosphère. Il peut en résulter un déficit prolongé en oxygène qui modifie l'activité biologique du sol. Cet dernière est responsable de l'évolution des différentes fractions organiques (processus de minéralisation, d'humification, de biodégradation,…etc) apparaît ralentie par rapport à celle des sols aérés. Il en résulte une accumulation de la matière organique peu ou pas transformé et la formation de sol hydromorphe humifère ou les sols tourbeux.

Notre contribution a pour but d'étudier les sols du complexe humide de la pleine Guerbès-Sanhadja et de faire ressortir les caractéristiques physico-chimiques et leur importance paléo écologique.

1.1 Présentation de la zone d'étude

Le complexe de zones humides de la plaine de Guerbes-Sanhadja, occupe une superficie 42.100 hectares, ces Coordonnées géographiques sont 7°8'E à 7°25'E ; 36°46' à 37° N. et une altitude variante de 0-190 mètres

La plaine de Guerbès se trouve dans l'étage bioclimatique subhumide avec deux variantes : subhumide chaud et, subhumide doux. La plaine de Guerbès est considéré comme un carrefour bioclimatique, son massif dunaire continental, est propice à une certaine fraîcheur due aux vents dominants de l'hiver comme à une chaleur humide en période estivale. Le réseau hydrologique est essentiellement constitué de 2 grands oueds : l'Oued El Kebir et l'Oued Magroune. L'inventaire floristique de la zone à révéler l'existence de 234 espèces végétales. Cela représente plus de 14% de la flore du nord de l'Algérie (1800 espèces). Parmi les 234 espèces, 19 sont rares et 23 rarissimes. La plaine de Guerbès est le site de nidification de deux espèces très rares, l'érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*), le fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) et probablement d'une troisième, la sarcelle marbrée. De nombreuses espèces de poissons peuplent le lac, notamment l'anguille, le barbeau et le mulet.

Les sols peu évolués sont d'apports éoliens associés à des sols peu évolués d'apports alluviaux. On trouve aussi des sols bruns, parfois lessivés. La majorité des sols sont situés en zones relativement plane, La plupart de ces milieux ont un sol à pH acide ou neutre se développant très fréquemment sur tourbe,

Typologie des sols : En se basant sur la géomorphologie et la nature du couvert végétale sous distinguons : Dépression inter dunaire (Gareat Sidi Fritis et Gareat Sidi Makhlouf), Dépressions dunaires (Gareat el Gueleb, El Goureat, El-zaouia et Dissia), zone de contact dunaire plaine argileuse (Gareat Hadj Tahar) et zone de contact dune grès et argiles de

Numidie (Gareat Chichaya et Gareat messaoussa).

Méthodes d'inventaire des sols Pour chaque station un profil a été réalisé à l'aide d'une tarière puis a fait l'objet d'une description morphologique et un prélèvement pour analyse physico-chimique. Au laboratoire les échantillons sont séchés à l'air libre pendant quelque jour, suivie par un broyage et un tamisage à 2 mm. Sur la fraction broyée et tamisée ont été effectuées les analyses suivantes : L'humidité de terrain, le pH_{eau} et pH_{Kcl}, Granulométrie, densité apparente, densité réelle. Porosité et teneur en matière organique.

Résultats et discussions

L'inventaire des sols des dépressions humides de Guerbès-Sanhadja a permet de mettre en évidence trois type de sols qui se diffèrent par la teneur en matière organique (couleur), par la texture et par le degré de saturation en eau. C'est ainsi que nous avons observé des sols pauvres en matière organique, sec et à texture sableuse dans les dépressions dunaires. Dans les dépressions inter dunaire les sols sont plus profond, la texture est limoneuse riche en matière organique (présence d'un horizon tourbeux), dans la zone de contact avec la plaine argileuse la texture est fine avec formation d'un horizon à pseudo gley voir même à gley. tendis que la zone de contact avec les grès de Numidie nous avons constaté une forte accumulation de matière organique avec formation tourbeuse entretenu par un couvert végétale dense et diversifié.

La caractérisation physico-chimique des ces sols montre que l'influence du milieu reste déterminante et l'ensemble des paramètres mesuré traduise cette situation.

Conclusion

Le complexe de Guerbès-Senhadja est connu par l'importance de sa faune et flore, mais peu de travaux ont été menés sur le substrat et particulièrement les sols.

Dans le but de combler ce vide, notre contribution à permet de caractériser des sols hydromorphes et de faire ressortir les liens entre facteurs du milieu et diversité floristique.

Les résultats obtenus montrent une distribution des sols contrôlés par la situation géomorphologique, la nature du substrat et le degré de saturation en eau. Ces trois facteurs semblent déterminants dans le fonctionnement même du sol.

L'inventaire des sols à permis de mettre en évidence des formations tourbeuses dont l'étude est en cours et qui peuvent apportés des informations paléo-écologique et paléo-climatique de la région.

Rérérences

BENSLAMA, M. 2002. Caractérisation morpho-analytique des sols tourbeux de la Numidie Orientale. 7ème Journée nationale de l'étude des sols. 22-24 oct.2002 Orléans France

BENSLAMA-ZANACHE, H. 1998. Contribution à l'étude de la diversité des micro-organismes (champignons Saprophytes) des sols du complexe humide d'El-Kala (Nord algérien). Cas des stations d'El-koursi, Righia et du Lac Noir. Thèse de Magistère. Université d'Annaba.66p.

BUTTLER, A, 1992 Hydrochimie de nappes des prairies humides de la rive sud de lac de Neuchâtel. Bulletin écologique. Tome 23 (1-2) : 35-47

DUPIEUX, N .1998. La gestion conservatoire des tourbières. Espaces naturels de France. 244 p: http://www.pole-tourbières.org/ouvrage_réalises_en_collaboration.htm.

GOBAT, J.M., GROSVERNIER, P.H. et MATTHEY, Y. 1986. Les tourbières du Jura Suisse.

Milieux naturelles, modification humaine, caractère des tourbes, potentiel de régénération. Actes Soc. Jurass. Emul : 313-315.

HANACHI H. (2005), Caractérisation physico-chimique des sédiments tourbeux du complexe humide d'El Kala. Cas du marais de Bourdim. Mémoire d'ingéniorat, écologie et environnement Univ Annaba

IBNCHERIF H. (2006), Contribution à l'étude palynologique des sédiments tourbeux du marais de Bourdim (complexe humide d'El Kala, N.E Algérien). Mémoire de magistère biologie végétale Univ Annaba

MANNEVILLE, O., VERGNE, V. et VILLEPOUX, 0.1999. Le mande des tourbières et des marais .Delachaux et Niestlé. 320p.

Effets d'une requalification de sols contaminés par les ETM sur la biodiversité végétale

HAYET Audrey[1,2,3], DERAM Annabelle[1,2,3], LEPRETRE Alain[4,3], THERSSEN Eric[5,3], SHIRALI Pirouz[6,3], CAZIER Fabrice[7,3], RICHARD Antoine[8], SCHEIFLER Renaud[9], MUCHEMBLED Jérôme[10,3], BLAREL Jacques[11], DOUAY Francis[12,3], et l'équipe PHYTENER

[1] : Impacts de l'Environnement Chimique sur la Santé Humaine, EA 4483, Laboratoire des sciences végétales et fongiques, Faculté des sciences biologiques et pharmaceutiques, Université de Lille 2, 59 000 Lille
[2] : Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS), Université de Lille 2, 59120 Loos (audrey.hayet@univ-lille2.fr)
[3] : Université Lille Nord de France, 59000 Lille
[4] : Equipe Ecologie Numérique et Ecotoxicologie, LGCgE, EA 4515, Université de Lille 1, 59655 Villeneuve d'Ascq cedex
[5] : UMR CNRS 8522 Physicochimie des Processus de Combustion et de l'Atmosphère, Université de Lille 1, 59655 Villeneuve d'Ascq cedex
[6] : Unité de Chimie Environnementale et Interaction sur le Vivant, EA 4492, ULCO, 59140 Dunkerque
[7] : Centre Commun de Mesure, ULCO, 59140 Dunkerque
[8] : Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA, 62000 Arras
[9] : Laboratoire Chrono-Environnement, UMR UFC/CNRS 6249 UsC INRA, Université de Franche-Comté, 25030 Besançon Cedex
[10] : BioGAP, Groupe ISA, 59046 Lille Cedex
[11] : Chambre Régionale d'Agriculture Nord - Pas de Calais, BP 80039, 62051 Saint Laurent Blangy cedex
[12] : Equipe Sols et Environnement, LGCgE, EA 4515, Groupe ISA, 59046 Lille Cedex, f.douay@isa-lille.fr

Introduction

Dans le cadre du programme de recherche PHYTENER, soutenu par l'ADEME, dont l'objectif est de développer la phytostabilisation sur des sols contaminés par des éléments traces métalliques (ETM) à des fins énergétiques, le laboratoire des sciences végétales et fongiques de l'Université de Lille 2 a procédé à une évaluation de l'influence de la production de *Miscanthus giganteus* sur la biodiversité végétale de parcelles cultivées afin d'apprécier la viabilité écologique de ce mode de gestion.

Matériel et Méthodes

Pour ce faire, la flore vasculaire de parcelles expérimentales a été analysée. Il s'agit de quatre parcelles de *Miscanthus* planté sur d'anciens sols agricoles situées aux alentours de l'ancienne fonderie de plomb Metaleurop Nord (Noyelles-Godault) et de deux autres considérées comme non massivement contaminées. La méthode utilisée pour caractériser la végétation des parcelles plantées a consisté à relever toutes les espèces présentes sur la parcelle considérée, au moins sur une aire minimale si celle-ci est trop vaste pour être parcourue intégralement. Chaque espèce a été (i) identifiée par son taxon suivant la nomenclature principale de référence de la « Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché du Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines » (Lambinon *et al*., 2004) et son nom vernaculaire puis (ii) dotée d'un coefficient d'abondance-dominance ; les jeunes arbres ont été dotés en outre du signe j (comme jeune ou juvénile). Dans le but de qualifier la diversité végétale des parcelles étudiées, le statut régional, le degré de rareté, la menace de l'espèce et ses éventuels niveaux de protection ont été précisées pour chaque espèce recensée sur la base de l'inventaire de la flore vasculaire du Nord - Pas de Calais (ptéridophytes et spermatophytes) : raretés, protections, menaces et statuts (Toussaint *et al.*, 2005). Les stratégies de reproduction et de dissémination ont également été renseignées en raison de leur importance dans l'évolution dans le temps et dans l'espace de la flore adventice des cultures de *Miscanthus*. Pour compléter ces observations de terrain, une exploration de la banque de graines a été mise en place afin d'apprécier le potentiel de recolonisation des parcelles. Pour ce faire, des prélèvements de sol ont été effectués sur chaque parcelle de *Miscanthus*. Au laboratoire, les sols ont été grossièrement nettoyés,

émottés à la main, placés dans des bacs de semis puis abondamment arrosés afin d'amorcer la germination des graines. Une fois les plantules développées, une transplantation des espèces dans des sols non contaminés a été effectuée dans le but d'optimiser la croissance des plantules jusqu'au stade adulte et permettre ainsi de les déterminer. Par une comparaison des résultats avec les relevés de terrain, le potentiel floristique des parcelles pourra ainsi être apprécié.

Résultats

En 2011, la flore adventice des cultures de *Miscanthus* se compose essentiellement d'espèces indigènes, communes et peu menacées à l'exception de la Vélar fausse giroflée, espèce assez rare et quasi-menacée dans la région. Au niveau communautaire, deux grands types biologiques sont représentés : les annuelles (ou thérophytes) et les vivaces. Globalement, les communautés d'adventices présentes témoignent (i) des perturbations occasionnées par la plantation de *Miscanthus* (labour des terres, désherbage ...), (ii) des conditions du milieu, (iii) des paramètres physico-chimiques du sol, notamment des conditions de pH. La colonisation des cultures par les adventices est très dépendante de la flore locale. Ainsi, plus les milieux alentours sont hétérogènes, plus la flore locale est riche et plus la diversité des adventices au droit des cultures est importante. En termes de stratégie, elle bénéficie toutefois d'une relative autonomie en raison d'une dispersion des diaspores assurée essentiellement par le vent et la pesanteur. L'analyse des communautés végétales a permis de révéler la dynamique évolutive des adventices des cultures de *Miscanthus*. Celle-ci soutient l'hypothèse d'une colonisation initiale par les thérophytes pionnières et par quelques vivaces puis, au fil du temps, une concurrence entre les thérophytes et les vivaces se manifeste et progressivement la dynamique spontanée de la végétation se remet en place. En termes d'abondance, le nombre d'adventices dépend du stock de graines présentes dans le sol. Celui-ci est logiquement corrélé à (i) la quantité de graines produites par les espèces, certaines étant à l'origine d'une production plus importante que d'autres et (ii) au délai de germination des graines, c'est-à-dire le temps de séjour d'une graine dans un sol avant sa germination. Sur la base de nos résultats, nous avons par ailleurs démontré que l'abondance des adventices dépendait de l'année d'implantation de *Miscanthus* et de la capacité germinative du sol. Dans ce cas, ce sont les paramètres du sol (texture et contamination) et leur rôle dans la germination des graines qui interviennent. Toutefois, bien qu'une influence sur la composition en espèces des adventices ne puisse être exclue, la contamination des sols ne constitue pas, dans notre contexte expérimental, un obstacle à la colonisation des cultures de *Miscanthus* par les adventices.

Principales conclusions et perspectives

Sur la base des résultats obtenus, la production de *Miscanthus* ne semble pas exercer d'influence néfaste sur les adventices de culture que ce soit du point de vue de leur diversité spécifique ou de leur abondance. Sous réserve d'une validation sur le long terme et étendue à d'autres groupes biologiques, *Miscanthus* ne présente pas, dans nos conditions d'expérience, de critères d'invasivité. En retour, les adventices ne semblent pas nuire au développement de *Miscanthus*, une fois la période d'implantation réussie. En revanche, il semble que le recours au désherbage en particulier chimique soit plus dommageable et incite à une réflexion quant à l'emploi d'herbicides les années suivant une implantation réussie. Dans notre contexte, la contamination des sols ne semble pas constituer un obstacle à la colonisation des cultures par les adventices. Sans exclure l'hypothèse d'effets sur la flore vasculaire, il semble néanmoins qu'elle ne s'exprime pas au niveau des communautés végétales d'adventices. En termes de viabilité, la colonisation des cultures est étroitement liée au contexte environnant et à la durée du cycle des cultures. Globalement, une hétérogénéité spatiale des paysages à proximité des cultures permet une meilleure diversité des adventices et un cycle de culture long est favorable à une reprise de la dynamique évolutive de la végétation.

Rôle de la végétation sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface d'un bassin d'infiltration des eaux pluviales

SAULAIS Muriel[1], DELOLME Cécile[2], et BEDELL Jean-Philippe[2]

[1] : CERTU, ESI-VUER, 9 rue Juliette Récamier, 69456 Lyon cedex 06, muriel.saulais@developpement-durble.gouv.fr
[2] : LEHNA, Université Lyon 1, UMR 5023, ENTPE, Rue Maurice AUDIN, 69518 Vaulx-en-velin cedex, cécile.delolme@entpe.fr, jean-philippe.bedell@entpe.fr

Les bassins d'infiltration sont des ouvrages techniques en vue de la gestion des eaux pluviales. Le stockage/infiltration dans ces ouvrages conduit à la décantation des matières en suspensions contenues dans les eaux pluviales, ce qui produit des dépôts contaminés par des métaux lourds et des polluants organiques (hydrocarbures, pesticides…) (Winiarski *et al.*, 2006 ; Deschesne *et al.*, 2004). La couche de surface constituée de ces dépôts successifs représente un risque de dégradation du sous-sol et de la nappe souterraine par migration des contaminants. Ces bassins peuvent présenter une végétation diversifiée qui est le résultat d'une dynamique de la colonisation végétale, naturelle ou anthropique, en relation avec les facteurs écologiques locaux auxquels se rajoutent les caractéristiques du fonctionnement de l'ouvrage (Saulais, 2011). Le rôle joué par la végétation sur l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'horizon de surface d'un bassin va être étudié dans le but d'apporter des éléments d'aide à la compréhension de la mobilité et de la biodisponibilité du Zn, Cd et Cu dans trois zones végétalisées de ce bassin. Il conviendra donc de regarder l'évolution temporelle et spatiale de la signature physico-chimique de ces dépôts par (i) la détermination de leurs caractéristiques principales, (ii) l'évaluation des teneurs des constituants contrôlant la spéciation chimique (MO, Carbonates), et (iii) la variation des teneurs en ions solubles afin d'évaluer la réactivité chimique du matériau et les échanges ioniques.

Le bassin étudié « Django Reinhardt » est un bassin d'infiltration de 8000 m^2 situé dans l'agglomération lyonnaise. Le bassin versant drainé par un réseau séparatif pluvial présente une surface de 185 ha, de coefficient d'imperméabilisation d'environ 70%. Les études antérieures ont souligné l'importante contamination de ce bassin par les métaux lourds tels que Zn, Cu et Cd (Winiarski *et al.*, 2006; Badin, 2009). Différentes espèces végétales sont capables de se développer et de se maintenir sur ces dépôts pollués (Saulais *et al.*, 2011). Parmi ces espèces, trois ont été retenues :*Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris* (Saulais, 2011). Ce sont sur les trois zones où se trouvent ces trois espèces dominantes que des prélèvements du dépôt de surface ont été réalisés en triplicats (en juin, août et décembre). La caractérisation des dépôts a porté sur des paramètres physiques (teneur en eau, texture – d10, d50, d90-), des paramètres chimiques comme les éléments majeurs (concentration en K, Ca, Mg, Al, Fe), le pH, l'azote et le phosphore total ainsi que les teneurs en Cd, Zn, Cu, Ni et Cr. De plus, une attention particulière a porté sur la teneur en carbonates et la matière organique (perte au feu et Corg). La mesure de la CEC et les mesures en sulfate et nitrate solubles ont également été réalisées. L'analyse statistique sur l'ensemble de ces données a tout d'abord fait l'objet d'une analyse en composantes principales (ACP) menées sur 24 paramètres et 27 échantillons. Ensuite, l'effet de la plante sur les paramètres physico-chimiques de l'horizon de surface a été testé par l'évaluation de

l'effet croisé « zone*saison ». La comparaison des moyennes s'est faite à l'aide d'une ANOVA non hiérarchisée avec répétitions.

Dans un premier temps, l'ACP permet de cibler les corrélations entre paramètres physico-chimiques et permet d'avoir une vision structurée globale des caractéristiques de chacune des trois zones. La projection des individus sur le plan factoriel souligne à la fois une variabilité spatiale entre zones et une variabilité saisonnière pour chacune des zones. Les zones se distinguent principalement en août et en décembre avec une texture plus grossière, des teneurs en Zn, Cd et Cu plus faibles et une plus faible teneur en eau dans la zone *Phalaris arundinacea*. La zone *Eleocharis palustris* se distingue par la texture la plus fine et les teneurs en métaux les plus élevées.

L'analyse plus détaillée des paramètres montre que, dans les trois zones colonisées, la teneur en eau dans le dépôt est élevée quelle que soit la saison avec un minimum de 43,8%. Ces résultats vont dans le sens d'une arrivée régulière d'eaux pluviales dans ces zones, voire la stagnation de l'eau. De plus, quelle que soit la zone, la texture est nettement plus fine que le sous-sol en profondeur (caractéristique de dépôts fluvio-glaciaires) dont la texture est sablo-graveleuse. Le dépôt témoigne donc d'un apport de fines en surface du bassin. Il s'agit de zones privilégiées de dépôts anthropiques. Concernant l'évolution saisonnière, la zone *Typha latifolia* est la plus marquée par une augmentation de la proportion de fines entre les prélèvements de juin et d'août. On peut également ajouter que les teneurs en métaux sont très élevées dans les dépôts de ces trois zones.

Les dépôts sont fortement carbonatés comme en attestent les teneurs en carbonates comprises en moyenne entre 122g/kgMS et 169g/kgMS. On observe un effet croisé des facteurs « zone*saison » : quelle que soit la saison, la concentration en carbonates est la plus faible dans la zone *Phalaris arundinacea* et la plus élevée dans la zone *Eleocharis palustris*.

La perte au feu et la teneur en carbone organique total sont nettement plus élevées dans les trois dépôts de surface végétalisés que dans le « sol en profondeur », témoignant ainsi d'un important enrichissement organique des sols à l'entrée du bassin. On note que seule la teneur en carbone organique total évolue en fonction de l'interaction « zone*saison » s'expliquant par les teneurs relevées au mois d'août (la plus faible dans la zone *Phalaris* (108 g/kgMS) et la plus forte dans la zone *Typha latifolia* (135 g/kgMS)). On peut également ajouter que le rapport C/N, d'une moyenne de 16 à 18, n'a pas évolué en fonction de l'interaction « zone*saison ». Ce rapport indique que la matière organique est relativement biodégradable dans ces horizons [Girard *et al.*, 2005].

Enfin, les trois dépôts se différencient par l'évolution saisonnière des teneurs en ions. Dans les zones *Typha latifolia* et *Phalaris arundinacea*, les teneurs en nitrates et sulfates augmentent fortement entre les prélèvements de juin et d'août puis diminuent entre les prélèvements d'août et de décembre alors qu'elles restent constantes dans la zone *Eleocharis palustris*. Les résultats obtenus nous laissent prévoir des réactivités chimiques différentes des matériaux selon la zone en période estivale.

En conclusion, le dépôt de la zone *Typha latifolia* est marqué par une augmentation de la proportion de particules fines entre les prélèvements de juin et d'août. On note simultanément une légère augmentation des teneurs en Zn, Cd et Cu et une augmentation de la teneur en carbone organique. Lors de sa sénescence, la barrière physique formée par cette espèce perd progressivement de son efficacité et les particules sont progressivement entraînées en aval de cette zone. Le dépôt de la zone *Phalaris arundinacea* se caractérise par un horizon de surface de texture plus grossière. Cette zone se distingue particulièrement par une réactivité chimique du matériau prononcée en période estivale. Entre les prélèvements de juin et d'août, on observe une diminution de la teneur en eau, et une augmentation des teneurs en ions solubles. Enfin, le dépôt de la zone *Eleocharis palustris* se caractérise par un matériau plus fin présentant des teneurs en Cd, Cu et Zn plus élevées. Ce dépôt se distingue également par une variabilité saisonnière plus atténuée.

Références

Badin A.L. (2009). Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines. Thèse INSA de Lyon. 231 p.

Deschesne M., Barraud S., Bardin J.P. (2004). Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. Journal of Contaminant Hydrology, 72, 189-205.

Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J., Morel J.L. (2005) Sols et environnement. Paris : ed Dunod, 832 p.

Saulais M. (2011). Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention. Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé. Thèse INSA Lyon, 245 p.

M. Saulais M., Bedell J.P., C. Delolme (2011). Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of *Phalaris arundinacea* and *Typha latifolia*. Water Sciences and Technology 64(1): 255-262

Winiarsky T., Bedell J.P., Delolme C., Perrodin Y. (2006). The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. Hydrogeology Journal, 14, 1244-1251.

Intérêts et limites de l'approche pédologique pour la délimitation des milieux humides impactés par les infrastructures de transport : méthodologie et retour d'expériences

NEEL Catherine[1], LE CALVEZ Claire[2], FAUCHAS Aurore[3] et EISENLOHR Laurent[2]

[1] : CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, 8-10 rue B. Palissy 63017 CLERMONT-FERRAND Cedex 2, France, catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr
[2] : CETE de Lyon, Département Environnement Territoire et Climat, 46, rue Saint Théobald - BP 128
38081 l'Isle d'Abeau Cedex, France, Laurent.Eisenlohr@developpement-durable.gouv.fr, claire.le-calvez@developpement-durable.gouv.fr
[3] : CETE Ile-de-France - Département Géosciences-Risques, 12 rue Teisserenc de Bort, 78190 TRAPPES-en-Yvelines, France, Aurore.Fauchas@developpement-durable.gouv.fr

1. Contexte et enjeux

Depuis 2007, la préservation et la gestion durable des zones humides comptent parmi les objectifs prioritaires du *Grenelle* de l'environnement. Le contexte réglementaire (code de l'environnement / art. L. 210-1 ; loi sur l'eau / arrêté zones humides du 1er octobre 2009) impose une qualification des zones humides traversées ou risquant d'être impactées par les infrastructures de transport terrestre. Cette qualification s'effectue notamment par rapport à la classe d'hydromorphie des sols environnant telle que définie par le Groupe d'Études des Problèmes de Pédologie Appliquée (GEPPA, 1981, modifié). La construction et l'exploitation d'infrastructures de transport linéaires, aussi bien routières que ferroviaires, peuvent en effet porter préjudice à la qualité et au fonctionnement des espaces naturels particuliers, notamment les zones humides. Dans le cas de requalification d'infrastructures (élargissement, rectification de tracé…), la difficulté est que l'état initial du milieu environnant n'est pas toujours renseigné. Dans ce contexte, l'analyse pédologique est un outil crucial de l'évaluation des risques environnementaux, du fait de la capacité des sols à enregistrer durablement les influences de multiples mécanismes, notamment l'hydromorphie. L'approche pédologique présente cependant des limites. L'enjeu est en effet non seulement de délimiter les zones humides fonctionnelles mais aussi de caractériser le rôle de ces milieux au sein de leur environnement et d'identifier les zones pouvant être proposées en mesures compensatoires lorsque les impacts du projet ne peuvent être réduits.

2. Objectifs

Le CETE de Lyon a développé un outil méthodologique avec l'aide technique de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse qu'il a pu utiliser dans le cadre de divers projets d'infrastructures de transport linéaires ainsi que dans un projet de requalification de route. L'objectif est de présenter, à l'occasion de la publication d'une note complémentaire au guide méthodologique du SETRA (SETRA, 2010), la méthodologie permettant de délimiter et de caractériser, sur le terrain, les milieux humides risquant d'être impactés par les infrastructures de transport terrestre et d'en évaluer les fonctionnalités.

Hormis les aspects méthodologiques, cette présentation est l'occasion d'exposer un retour d'expériences mettant en évidence à la fois l'intérêt et les limites de l'approche strictement pédologique dans ce contexte d'évaluation des risques environnementaux.

3. Retour d'expériences

Les zones humides se définissent par une combinaison de trois critères :

1. la présence de végétation hygrophile,

2. l'hydromorphie des sols,
3. l'inondabilité périodique ou régulière des sols.

Les expériences ont révélé plusieurs cas pour lesquels le critère pédologique seul ne permet pas de qualifier correctement le milieu humide risquant d'être impacté par l'infrastructure :

- Le premier cas est celui d'un environnement historiquement anthropisé, en l'occurrence des parcelles boisées et drainées depuis le 17è siècle par des fossés ouverts et partiellement entretenus avec un remaniement et remblaiement récent du sol entre les fossés. Dans ce cas, les horizons hydromorphes diagnostics n'apparaissent qu'en profondeur entre les fossés et les signes d'hydromorphie des sols ne sont évidents que le long des linéaires des fossés fonctionnels. Il se pose alors la question de la continuité du fonctionnement de la zone humide historique mais très perturbée.
- Le second cas est celui d'une parcelle d'accumulation de déchets inertes, remaniée en surface et partiellement recouverte d'asphalte. Des sols hydromorphes signalés par une mosaïque de végétation hygrophile apparaissent de manière très discontinue et s'expliquent par le modelé de terrain et par l'intensification du ruissellement liée à l'imperméabilisation partielle de la surface du sol. La question se pose de savoir comment qualifier ce type d'environnement anthropisé en train de s'installer dans un fonctionnement de zone humide.
- Le troisième cas est celui d'une zone humide avérée mais suffisamment éloignée de l'infrastructure pour échapper au diagnostic réglementaire (Figure 1). Le bassin d'alimentation en eau de cette zone humide est interrompu par le réseau d'assainissement de l'infrastructure de transport ; Il se pose alors la question de l'extension spatiale de l'étude à mener pour l'évaluation environnementale du projet.

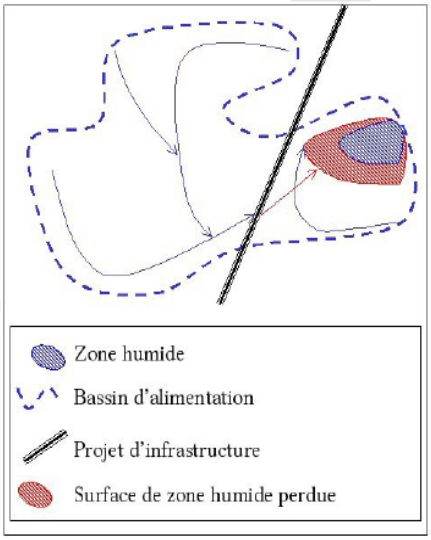


Figure 1 : exemple de rupt d'alimentation en eau d'une zc humide.

4. Présentation de la méthodologie de terrain proposée *(note d'information SETRA)*

Les expériences précédentes conduisent à proposer une méthodologie de terrain multi-échelle et multicritère en 6 étapes successives. Le croisement des critères hydromorphologiques, pédologiques et botaniques à l'échelle du terrain (phase 3) est proposé après la délimitation des zones humides potentielles telle qu'identifiée suite à une analyse préalable de documents cartographiques (orthophotos, cartes topographique hydrologique et géologique) et, le cas échéant, une analyse des données hydrogéologiques (fréquence de remontée de la nappe). Cette méthode sera présentée dans une note d'information sur la méthodologie de terrain (SETRA, *en cours de rédaction*) afin de guider les gestionnaires d'infrastructures dans leur démarche de délimitation et de caractérisation des zones humides impactées, attendu que la caractérisation doit tenir compte à la fois du fonctionnement et des services environnementaux rendus par les zones humides identifiées.

Références

SETRA. "Infrastructures routières et zones humides. Quels enjeux, quelles solutions ?". Guide méthodologie. Version provisoire. Avril 2010.

SETRA. "Zones humides et projets d'infrastructures de transport linéaires – note d'information sur la méthodologie de terrain pour la délimitation et la caractérisation des milieux. En cours de rédaction. *Parution prévue en 2012.*

Conception d'un pilote instrumenté pour l'étude des fonctions du sol en assainissement non collectif

NASRI Behzad[1], FOUCHÉ Olivier[1,2], SAILLÉ Christophe[2], FORQUET Nicolas[3] et DUBOIS Vivien[3]

[1] : Université Paris-Est – Ecole des Ponts ParisTech – AgroParisTech, LEESU, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, 6 et 8, avenue Blaise Pascal - Cité Descartes, F 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, nasrib@leesu.enpc.fr
[2] : Conservatoire national des Arts et Métiers, Dépt ICENER, 2 rue Conté, 75003 Paris, olivier.fouche@cnam.fr
[3] : Cémagref, 3 bis Quai Chauveau, Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions, 69336 Lyon Cedex 09, nicolas.forquet@cemagref.fr

Objectifs et méthodologie

L'objectif du projet est d'élaborer un indice socio-technique qui sera intégré dans l'indicateur final sur la gestion du potentiel épurateur des sols soumis à l'infiltration d'eaux usées domestiques traitées en assainissement non collectif (ANC). Un massif filtrant pilote instrumenté installé chez un particulier dans l'Yonne est en phase de suivi pour le prélèvement d'eau à deux profondeurs sous le massif filtrant afin de réaliser des analyses chimiques au pas mensuel. Simultanément, on effectue la surveillance continue des paramètres hydropédologiques, météorologiques, et piézométriques. On présente ici la méthodologie de sélection du matériel échantillonneur, et le plan d'instrumentation avec des résultats préliminaires.

Par ordre de priorité pour le projet ANCRES, les objectifs sont :

- ✓ la concentration des solutés ($mg.L^{-1}$),
- ✓ le bilan massique ($mg.m^{-2}.an^{-1}$)
- ✓ le flux massique de transport de solutés ($g.cm^{-2}.jour^{-1}$).

On présente d'abord une vue d'ensemble de l'échelle de temps nécessaire à l'acquisition de ces trois types d'informations, ainsi que les efforts relatifs de maintenance et les coûts des matériels possibles.

Sélection du matériel échantillonneur

Les plaques poreuses (plaques rondes et plates, « 2D ») sont choisies car elles présentent les avantages suivants :

- ✓ Pas de rétention du phosphore, du carbone organique total ou d'autres éléments ;
- ✓ 50% de quartz garantit une conductivité hydraulique suffisante ;
- ✓ risque minime de colmatage de la plaque ;
- ✓ utilisable dans tous types de sols et à toutes profondeurs ;
- ✓ pratique pour la recherche de matières organiques et de métaux lourds dans le sol ;
- ✓ Ne crée pas d'écoulement vertical préférentiel dans le sol ;
- ✓ Possibilité de détection d'événements ou de flux préférentiels ;
- ✓ Meilleure représentativité des prélèvements (par rapport à la bougie poreuse) ;
- ✓ Applicable pour estimer un bilan massique (Weihermüller *et al*. 2007).

L'utilisation de ces plaques consiste à recueillir l'eau du sol dans un flacon en polypropylène (capacité 2 litres) via des tubes en téflon. Un calcul approximatif du volume d'eau récupérable conduit à la valeur prudente de 1,2 l/jour/habitant. Puis stockage et transport des prélèvements s'effectuent dans une glacière (à 4°C).

Pour éviter de perturber le champ d'écoulement naturel et de modifier la concentration du soluté aspiré dans la plaque, par rapport à l'eau en percolation libre dans le sol, nous proposons l'application d'une succion égale au potentiel matriciel à la même profondeur. On calcule alors le vide à appliquer au moyen d'une pompe contrôlée par la centrale d'acquisition qui enregistre en même temps les valeurs des tensiomètres afin de connaître en permanence le potentiel matriciel et d'adapter l'aspiration.

Sélection du matériel de mesure de la succion et de la teneur en eau dans le sol

Une dizaine de tensiomètres électroniques donneront un profil longitudinal et un transversal du dispositif à deux profondeurs, 70 cm et 120 cm.

Des sondes de profil de teneur en eau du sol nous donnent la distribution temporelle et spatiale sur 24 heures (à 10, 20, 30, 40, 60 et 100 cm de profondeur), ce qui permet l'estimation du créneau horaire optimal pour le prélèvement.

On présente alors un plan du dispositif d'instrumentation et une coupe technique (figure 1) montrant l'implantation exacte de tous ces matériels dans le sol sous le massif filtrant.

Piézométrie ponctuelle

Pour la surveillance de la nappe phréatique, nous disposons d'un puits à proximité, et dans un rayon d'une centaine de mètres, d'une mare à l'amont et d'un lavoir à l'aval. Dans le puits et éventuellement dans un tube piézométriques si cela s'avère nécessaire nous utiliserons une sonde immergée autonome, une par point de mesure, qui mesure en même temps la pression et la température de l'eau et permet d'effectuer le transfert des données sur PC.

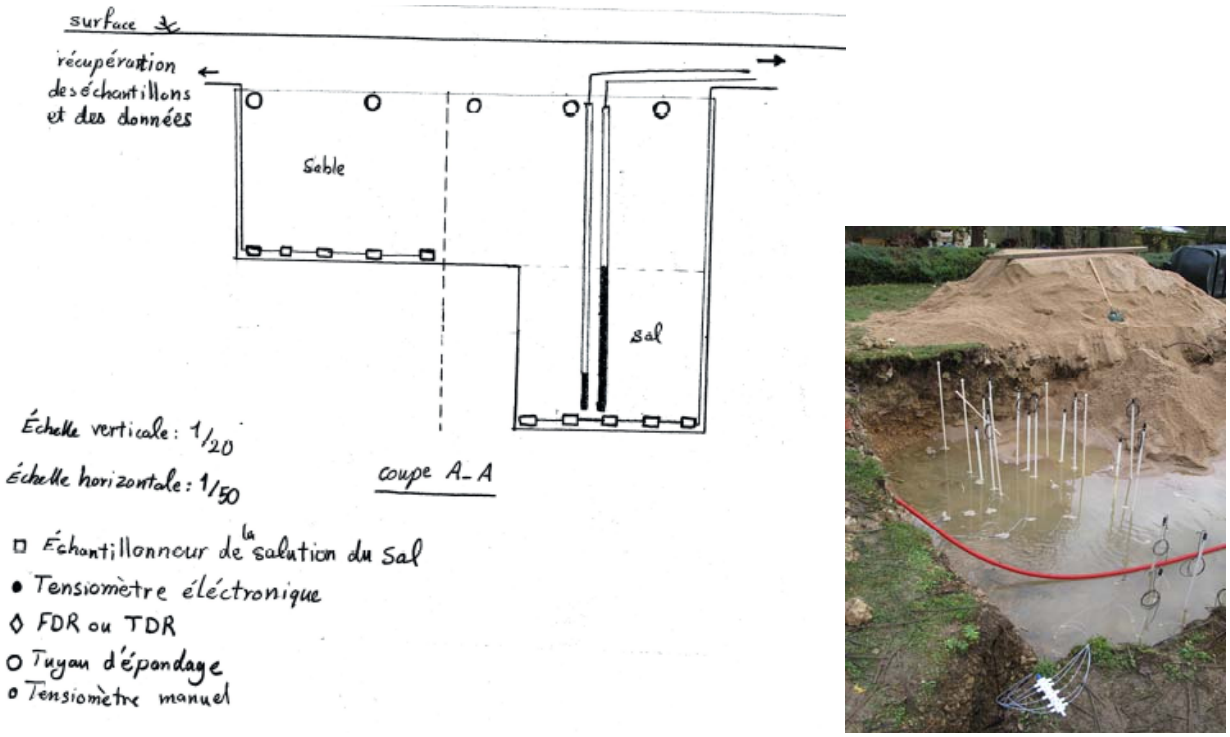


Figure 1. Dispositif d'instrumentation du sol sous un massif filtrant pilote. Coupe technique transversale à l'écoulement et photo d'ensemble de la fouille en cours d'équipement (fin décembre 2011). Au premier plan le collecteur des tubes connectés aux plaques poreuses déjà enfouies et le départ de la tranchée d'amenée des tubes et des câbles vers la centrale d'acquisition. Au second plan, les cannes des tensiomètres et de réservation pour les sondes de teneur en eau et les électrodes de résistivité. Au troisième plan, le sable de Loire de granulométrie recommandée par le Cémagref pour le massif filtrant non drainé en ANC.

SESSION 13

LES SOLS ET LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

SESSION 13

LES SOLS ET LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

COMMUNICATIONS ORALES

Rôle régulateur des sols dans les émissions de gaz à effet de serre : quelle perspective ?

GERMON Jean-Claude & CELLIER Pierre

INRA, UMR Agroécologie, Dijon, jc.germon@dijon.inra.fr
INRA, UMR EGC, Grignon

« Pour fournir des informations rationnelles aux décideurs politiques, utilisables dans la définition d'une stratégie d'atténuation du changement climatique, concernant la contribution du stockage de carbone par le sol ou la végétation, il est essentiel que les scientifiques produisent des estimations quantitatives qui soient sérieusement fondées sur des preuves vérifiables et ne soient ni surestimées ni sous estimées.» Cette conclusion d'une synthèse récente de Powlson *et al.* (2011) peut être étendue à l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre (GES) dont le sol est le régulateur.

En ce qui concerne les émissions de CO_2, la communauté de science du sol a été fortement interpellée sur les possibilités de contribuer à l'atténuation du changement climatique par un accroissement du stockage de carbone dans la matière organique du sol. Nous pouvons rappeler les principales conclusions de l'important travail de synthèse conduit sous la houlette de Pierre Stengel sur les capacités de stockage de carbone dans les sols français (Arrouays *et al.*, 2003) : i) ces capacités de stockage sont réelles, mais limitées ; ii) ce stockage est un phénomène réversible et le déstockage par la minéralisation de la matière organique est plus rapide que l'augmentation du stock ; iii) les modes de gestion conduisant à favoriser l'augmentation du stock de carbone peuvent conduire à une accentuation des émissions des autres gaz à effet de serre, notamment N_2O, qui peuvent annihiler le bénéfice du stockage ; iv) le développement d'une stratégie d'augmentation du stock de carbone du sol par un accroissement des apports de matière organique doit être mis en comparaison avec les usages possibles de cette matière organique comme source d'énergie en substitution des carburants fossiles.

Pour augmenter ce stock de carbone du sol, différentes mesures peuvent être proposées. Ainsi, la conversion de sols cultivés en forêt, prairie ou culture pérenne, peut permettre un important restockage par le sol qui s'ajoute à l'immobilisation dans la biomasse aérienne : cependant cette mesure ne peut être proposée que dans les situations où la disponibilité en sols cultivables pour les besoins alimentaires est excédentaire. Parmi les pratiques culturales sensées favoriser le restockage du carbone une attention particulière est portée aux techniques de culture sans labour (TCSL), associées ou non aux méthodes de cultures sous couvert, qui connaissent une forte expansion au plan mondial. Les données accumulées conduisent actuellement à conclure que les augmentations du stock de carbone du sol par ces techniques apparaissent beaucoup plus limitées que ce qu'elles avaient été annoncées dans les années 2000, au moins dans les régions tempérées ; cet accroissement peut être par ailleurs complètement compensé par une augmentation d'émission de N_2O consécutif aux modifications de pratique culturale (Metay *et al.*, 2009 ; Powlson *et al.*, 2011).

En ce qui concerne le méthane, le dernier rapport de l'IPCC indique que la concentration atmosphérique de ce gaz semble s'être stabilisée au cours de la dernière décennie(IPCC, 2007) sans que l'on ait identifié clairement la cause d'une telle stabilisation. Le sol est à la fois une source et un puits de ce gaz : les émissions sont principalement produites dans les sols engorgés des rizières. Les travaux se multiplient sur la régulation de ces émissions par la gestion des conditions de cultures, à travers les modes et la durée de mise en eau, et par le biais des caractéristiques des variétés de riz ; celles ci peuvent plus ou moins favoriser la production d'exsudats racinaires et l'activité de la microflore productrice de méthane, et le transfert de celui-ci vers l'atmosphère par la structure des tiges. Les sols exondés sont des puits de méthane, conséquence de l'activité de leur microflore méthanotrophe qui l'oxyde en biomasse et en gaz carbonique ; ces capacités d'oxydation ont été évaluées en fonction de la diversité des sols et de leurs modes de gestion : elles sont particulièrement sensibles à la mise en culture et aux apports de fertilisants azotés (Smith et a, 2000, Le Mer et Roger 2001).

En ce qui concerne les émissions de N_2O, le potentiel de réchauffement global élevé de ce gaz, la forte variabilité de ses émissions et leur dépendance étroite des entrées d'azote dans les systèmes cultivés ont conduit à une multiplication des études sur leur évaluation quantitative et sur leur régulation. Ces émissions qui semblent au premier abord très fluctuantes au cours de l'année en fonction de la variabilité des conditions de milieu, apparaissent sous la régulation de facteurs principaux liés au fonctionnement des sols. Ceux ci peuvent manifester des capacités d'émission plus ou moins importantes qu'il peut être possible de prévoir (Germon *et al.*, 1990 ; Hénault *et al.*, 1998) et d'utiliser en terme de gestion. L'importante variabilité saisonnière et interannuelle des émissions conduit à souligner la nécessité de les mesurer sur des périodes pluriannuelle pour les évaluer correctement (Luo *et al.*, 2011).Alors que les apports d'azote demeurent le principal facteur prédictif de ces émissions (IPCC, 2006), il importe de souligner les possibilités de leur réduction maîtrisée par les cultures de légumineuses capables de réduire N_2O en N_2 (Rochette *et al.*, 2005 ; Hénault et Revellin, 2011), et d'autres perspectives plus spéculatives liées aux possibilités d'inhibition du fonctionnement de la microflore nitrifiante, avec une inhibition parallèle d'émission de N_20 (Subbarao *et al.*, 2007).

NO n'est pas un GES *sensu stricto* mais un précurseur de l'ozone troposphérique qui peut accentuer fortement l'effet de serre en période estivale dans les espaces où il est produit. Plus difficile à doser que N_2O il a été moins mesuré : lorsqu'elles ont pu être mesurées, ces émissions fortement liées à la nitrification conduisent à des pertes nettement supérieures à celles de N_2O (Garrido *et al.*, 2002 ; Luo *et al.*, 2011).Etroitement dépendantes du fonctionnement physique et biologique du sol, elles ont souvent échappé aux bilans d'azote et leur contribution à l'effet de serre demeure mal évaluée.

La caractérisation du rôle des sols dans le changement climatique doit être replacée dans le cadre général de l'évaluation de la contribution des systèmes de culture. Les interactions entre les conditions d'émission des principaux GES nécessitent une prise en compte de l'ensemble des gaz impliqués sur des pas de temps en accord avec le fonctionnement des cycles géochimiques. Parallèlement ces contributions à l'atténuation ou à l'accentuation de l'effet de serre doivent être mises en balance avec les autres postes du bilan d'émissions impliquant le travail du sol, la fertilisation, la biomasse produite (Labreucheetal, 2011). Seule cette démarche intégrée peut conduire à des prescriptions mieux affinées de l'usage des terres dans ce contexte de remédiation nécessaire au changement climatique.

Références

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA Edition, 332p.

Garrido F., Hénault C., Gaillard H., Pérez S., Germon J.C., 2002. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. Soil Biol. Biochem, 34, 559-575

Germon J.C., Jacques D., 1990. Denitrifying activity measurement by soil core method.Effect of depth and characterisation of N_2O/N_2 ratio in different soils.Mitt.Dtsch. Bodenkd.Ges., 60, 51-58

Hénault C., Revellin C., 2011.Inoculants of leguminous crops for mitigating soil emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. Plant Soil346, 289-296.

Hénault C., Devis X., Page S., Justes E., Reau R., Germon J.C., 1998. Nitrous oxide emission under different soil and land management conditions. Biol. Fertil. Soils, 26, 199-207

IPCC 2007.Climate Change 2007.The physical science basis.Cambridge UniversityPress, UK, 1009p

IPCC 2006.N_2O emissions from managed soils.In IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Direct N_2O emissions.Pp 11.6 – 11.18.

Labreuche J., Lellahi A., Malaval C., Germon J.C., 2011. Impact des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le bilan énergétique et le bilan des gaz à effet de serre des systèmes de culture. Cah. Agric., 20, 204-215.

Le Mer J. et Roger P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soil : a review. Euro. J. Soil Biol., 37, 25-50.

Luo G.J., Bruggemann N., Wolf B., Gasche R., Butterbach-BahlK., 2011. Decadal variability of soil CO_2, NO, N_2O, and CH_4 fluxes at the Höglwald forest, Germany, Biochem. Discuss, 8, 12197-12245.

Métay A., Mary B., Arrouays D., Martin M., Nicolardot B., Germon.J.C., 2009. Effets des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le stockage de carbone dans le sol. Can. J. Soil Sci., 89, 623-634

Powlson D.S., Withmore A.P., Goulding K.W.T., 2011.Soil carbon sequestration to mitigate climate change : a critical re-examination to identify the true and the false. Eur. J. Soil Sci., 62, 42-55

Rochette P, Janssen H.H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N_2O emissions from legumes. Nutr.Cycl.Agroecosyst. 73, 171-179.

Smith K.A., Dobbie K.E., Ball B.C., *et al.*, 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils.Comparison with other ecosystems and uncertainties in the global terrestrial sink. Global Change Biol., 6, 791-803.

Subbarao G.V., Tomohiro B., Masahiro K. *et al.*, 2007. Can biological nitrification inhibition (BNI) genes from perennial *Leymusracemosus* (Triticeae) combat nitrification in wheat farming ? Plant Soil 299, 55-64.

L'agrégation du sol due à des amendements inorganiques ne stabilise pas la matière organique du sol à long terme

PARADELO Remigio[1], van OORT Folkert[2], BILLIOU Daniel[1] et CHENU Claire[1]

[1] : AgroParisTech, UMR Bioemco, Équipe Matières Organiques des Sols, Thiverval-Grignon, Remigio.Paradelo@grignon.inra.fr, Claire.Chenu@grignon.inra.fr
[2] : INRA, UR PESSAC, Versailles, vanoort@versailles.inra.fr

Introduction

La protection physique, due à la localisation des matières organiques dans les agrégats du sol ou dans les micropores ne les rendant plus accessibles aux micro-organismes, est l'un des processus qui expliquent la stabilisation du carbone dans les sols (Balesdent *et al.* 2000, Besnard *et al.* 1996). Le dispositif de l'essai patrimonial des 42 parcelles à Versailles, établi en 1929, offre une opportunité remarquable pour étudier ce processus de stabilisation. Le sol n'ayant porté aucune plante depuis cette date, les matières organiques de ces parcelles ont nécessairement aujourd'hui un âge de plus de 80 ans : ce sont des matières organiques stables (Barré *et al.* 2010). De plus, ces parcelles ont reçu annuellement des fertilisants et amendements différenciés et il en résulte un niveau d'agrégation très contrasté selon les parcelles. L'objectif de ce travail a été de déterminer l'effet de la structure du sol sur la stabilisation de la matière organique, tout en comparant les teneurs et les stocks de C de parcelles à structure contrastée. L'hypothèse est que les sols ayant la meilleure structure seront aussi les sols avec les teneurs en C les plus élevées, à cause d'une protection physique plus efficace.

Matériel et méthodes

L'agrégation et les teneurs et stocks en carbone ont été étudiés dans des parcelles de jachères nues à Versailles. Il s'agit de l'un des plus anciens essais de longue durée en France et ce serait la jachère nue la plus ancienne au monde. Le sol est un Luvisol sur limon, avec un pH initial de 6.4 et un 20% d'argile. L'essai compte 42 parcelles qui ont été mises en jachère nue en 1929 (Burgevin et Hénin 1939), et qui ont reçu annuellement des engrais azotés ou des amendements phosphatés, calciques ou potassiques.

Nous nous sommes focalisés sur les traitements qui visuellement conduisaient aux plus forts contrastes d'états de surface du sol. Les sols des parcelles suivantes, prélevés en 2008, ont été étudiés : parcelles témoin (22, 30 et 34) ; parcelles ayant reçu du KCl (23 et 37) ; et parcelles ayant reçu du $CaCO_3$ (31 et 39). La teneur en carbone après décarbonatation et la densité apparente ont été déterminées par des méthodes standard, et les stocks de carbone ont été calculés pour les 20 cm de surface. La structure des sols a été étudiée par deux méthodes : tamisage après dispersion à l'eau avec billes de verre (Moni *et al.* 2010) pour examiner la microagrégation, et le test de stabilité après humectation lente de Le Bissonnais (1996), pour examiner la macroagrégation. Les teneurs en carbone des mêmes parcelles ont été aussi déterminées sur des échantillons prélevés en 1929, 1939 et 1962, afin d'y étudier la dynamique du carbone.

Résultats et discussion

Après 80 ans de traitements, les parcelles ont développé un niveau d'agrégation très contrasté selon le traitement reçu. Les parcelles ayant reçu un amendement calcique ont une densité apparente plus faible que celles traitées avec un amendement potassique, lorsque la taille des agrégats stables à l'eau est plus grande. Les parcelles témoin ont des propriétés intermédiaires entre les deux amendements. Si la protection physique est plus importante lorsque la structure est la plus stable, alors nous devrions observer des stocks de

C plus importants sous les parcelles à structure agrégée que sous les parcelles à structure dégradée. Pourtant, les teneurs en carbone mesurées, ainsi que les stocks des parcelles ayant reçu les différents amendements ne sont pas différents de ceux des parcelles témoin. D'ailleurs, la cinétique d'évolution des teneurs en carbone des différentes parcelles étudiées depuis 1929 n'est pas différente. Cela montre que les différences d'agrégation n'ont pas eu d'effet significatif sur la protection des matières organiques.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces résultats : (i) d'autres processus de stabilisation sont dominants à une échelle temporelle de l'ordre du siècle, en particulier la protection par adsorption sur les argiles ; (iii) la protection des matières organiques a lieu dans des microagrégats de la taille des argiles, peu affectés par les amendements ; (iii) les agrégats formés ou stabilisés par l'action du $CaCO_3$ ne permettent pas une stabilisation supplémentaire de C car seule l'agrégation due aux matières organiques protège les matières organiques de la biodégradation.

Conclusion

Les sols du dispositif des jachères nues de Versailles ont développé des structures contrastées dû à l'utilisation d'amendements depuis 80 ans. Ces différences de structure n'ont pas donné lieu à des différences similaires pour les stocks de carbone après 80 ans de jachère nue, correspondant au stock de carbone stable des sols (Barré *et al.*. 2010). Ces résultats suggèrent que l'agrégation due aux matières organiques pourrait avoir un rôle exclusif dans la protection des matières organiques. Des investigations complémentaires porteront sur la microagrégation à très fine échelle spatiale, afin de tester les hypothèses proposées et de générer des informations sur les interactions entre amendements inorganiques et stockage de C dans les sols.

Références

Balesdent, J., Chenu, C. & Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil & Tillage Research, 53, 215-230.

Barré, P., Eglin, T., Christensen, B.T., Ciais, P., Houot, S., Kätterer, T., van Oort, F., Peylin, P., Poulton, P.R., Romanenkov, V. &Chenu, C., 2010. Long-term bare fallow experiments offer new opportunities for the quantification and the study of stable carbon in soil. Biogeosciences, 7, 3839-3850.

Besnard, E., Chenu, C., Balesdent, J., Puget, P. &Arrouays, D. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. European Journal of Soil Science, 47, 495-503.

Burgevin, H. & Hénin, S. 1939. Dix années d'expériences sur l'action des engrais sur la composition et les propriétés d'un sol de limon. Annales Agronomiques, 6, 771-799.

Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and measurement of soil crustability and erodibility. I. Theory and methodology. European Journal of Soil Science, 47, 425–437.

Moni, C., Rumpel, C., Virto, I., Chabbi, A. &Chenu, C., 2010.Relative importance of sorption versus aggregation for organic matter storage in subsoil horizons of two contrasting soils. European Journal of Soil Science, 61, 958–969.

Effet d'une élévation modérée de la température sur le fonctionnement d'une tourbière à sphaigne : impact sur les activités phénol-oxydases

JASSEY Vincent[1], CHIAPUSIO Geneviève[1], GILBERT Daniel[1], TOUSSAINT Marie Laure[1] et BINET Philippe[1]

[1] : Laboratoire Chrono Environnement, UMR 6249 du CNRS, 4 Place Tharradin 252111 Montbéliard Cedex, philippe.binet@univ-fcomte.fr

Introduction

Bien que les tourbières recouvrent seulement 3% de la surface terrestre mondiale, elles stockent environ le tiers du carbone total contenu dans les sols. Ces milieux représentent ainsi un enjeu majeur dans le contexte actuel de limitation des rejets de CO_2 dans l'atmosphère.

L'accumulation du carbone résulte d'un déséquilibre entre la production de matière organique et sa dégradation, en grande partie liée aux conditions de faible disponibilité en oxygène, de forte acidité ou encore de faibles températures qui ralentissent considérablement les activités enzymatiques impliquées dans la dégradation et la transformation des composés récalcitrant et en particulier les activités phénol-oxydases.

Contrairement à d'autres milieux, comme les sols forestiers, ces enzymes oxydatives sont assez peu prises en compte en tourbières, bien que les quelques études qui se sont intéressées à ce sujet ont suggéré leur rôle clé dans le fonctionnement des tourbières (Freeman *et al*., 2004)

Il y a donc un besoin quant à la caractérisation des activités phénoloxydases dans ces écosystèmes d'autant plus que l'évolution de ces systèmes enzymatiques face à une hausse des températures reste encore mal connue.

C'est pourquoi un dispositif expérimental ayant pour objectif de mesurer *in situ* l'impact d'un réchauffement modéré sur le fonctionnement des tourbières a été mis en place. L'objectif de ce travail de recherche est de présenter le bilan de ces études *in situ* concernant (i) l'évolution saisonnière des activités phénol-oxydases d'une tourbière à sphaignes le long d'un gradient trophique « haut-bas marais », et (ii) l'évaluation de la réponse de ces activités et de leurs interactions avec le milieu environnant lors d'un réchauffement climatique modéré

Matériel et Méthodes

Cette étude *in situ* a été réalisée dans le cadre du programme ANR PEATWARM sur la tourbière du Forbonnet (Commune de Frasnes, Franche Comté). Elle a été choisie car elle est peu affectée par des perturbations anthropiques. Cette tourbière est composée d'une zone de transition entre un bas-marais et un haut-marais sur laquelle le dispositif expérimental a été installé. Le milieu est très largement colonisé par les sphaignes, représentant 70 à 90% du couvert végétal.

Douze placettes d'échantillonnages et de mesures ont été définies le long la zone de transition. Ainsi, deux zones écologiques distinctes ont été délimitées : une zone dite de « haut-marais » (Bog) et une zone dite de « bas-marais » (Fen). Dans chacune des deux zones, trois parcelles témoins (climat ambiant) et trois parcelles équipées d'un dispositif de réchauffement Open Top Chamber (OTC) ont été mises en place (Jassey *et al*., 2011).

En 2009 et 2010 des prélèvements ont été réalisés dans les dix premiers centimètres de chaque parcelle, au cours du printemps, de l'été et de l'automne et des mesures des principaux paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité) ont été réalisées *in situ*. Sur chaque prélèvement ont été réalisés des dénombrements des champignons producteurs de phénol-oxydases, des mesures des activités phénol-oxydases O_2

dépendantes et H_2O_2 dépendantes (péroxydases) et des dosages des composés polyphénoliques.

Résultats et Discussion

Les résultats ont montré de fortes variations saisonnières, concernant la densité de champignons producteurs de phénol-oxydases mais également des activités enzymatiques, avec un pic d'activité au printemps**.** De plus, ces activités étaient globalement toujours plus importantes dans le haut marais par rapport au bas marais. Ces derniers résultats peuvent être expliqués par une relation négative ($r=-0.4$, $p<0.01$) mise en évidence entre les concentrations en composés polyphénoliques et les activités phénoloxydases O_2 dépendantes, soulignant un effet inhibiteur potentiel des composés phénoliques sur les activités phénoloxydases (Jassey *et al*., 2011).

La présence des OTC s'est traduite par une augmentation moyenne de 1°C de la température de l'air, ce qui a eu pour conséquence de diminuer le taux d'humidité des sphaignes particulièrement durant la période estivale. L'analyse des différents paramètres biotiques et abiotiques a révélé que le réchauffement climatique accentuait les variations saisonnières déjà existantes en conditions ambiantes. Les résultats ont également montré que le réchauffement climatique avait peu d'effet sur la densité des champignons producteurs de phénoloxydases et les activités phénoloxydases O_2 dépendantes alors que la relation négative mise en évidence entre les composés phénoliques et les activités phénoloxydases n'était plus observée dans le haut marais. Par contre une augmentation significative (+30%) des activités peroxydases ont été mesurées dans le bas marais (Jassey *et al*., 2011 et 2012).

Pour conclure, cette étude a démontré qu'une différence de réponse très nette des activités phénoloxydases existait entre le « haut » et le « bas » marais, suggérant l'importance de ces enzymes dans l'impact d'une élévation de la température sur le fonctionnement des tourbières mais également que les réponses des tourbières au réchauffement climatique pourraient être très variables en fonction des contextes environnementaux.

Références

Freeman C, Ostle NJ, Fenner N, Kang H (2004) A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1663-1667.

Vincent E.J. Jassey, Geneviève Chiapusio, Daniel Gilbert, Alexandre Buttler, Marie-Laure Toussaint and Philippe Binet. 2011. Experimental climate effect on seasonal variability of polyphenol/phenoloxidase interplay along a narrow fen-bog gradient in *Sphagnum fallax*. Global Change Biology 17 : 2945-2957

Vincent E.J. Jassey, Geneviève Chiapusio, Daniel Gilbert, Marie-Laure Toussaint and Philippe Binet 2012 Phenoloxidase and peroxidase activities in a *Sphagnum*-dominated peatland in a warming climate. Soil Biology and Biochemistry 46, 46-52

La place des sols dans les outils de bilan carbone à différentes échelles

COLOMB Vincent[1], TOUCHEMOULIN Ophélie[2], BOCKEL Louis[2], MARTIN Sarah[3], EGLIN Thomas[3], BISPO Antonio[3], TINLOT Marianne[2], CHOTTE Jean-Luc[1] et BERNOUX Martial[1]*

1 IRD, UMR Eco&Sols (Montpellier SupAgro, Cirad, Inra, IRD), Bat 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2; vincent.colomb@ird.fr, jean-luc.chotte@ird.fr, martial.bernoux@ird.fr
2 FAO, Policy Assistance Support Service, *Via delle terme di Caracalla 00153 – Rome,* Italy, ophelie.Touchemoulin@fao.org; marianne.tinlot@fao.org, louis.bockel@fao.org
3 ADEME, Service Agriculture et Forêts, Centre d'Angers. 20 avenue du Grésillé, 49004 Angers, sarah.martin@ademe.fr, thomas.eglin@ademe.fr, antonio.bispo@ademe.fr, jerome.mousset@ademe.fr

L'agriculture et les changements d'utilisation des sols (principalement déforestation) sont à l'origine d'environ 30% des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES). Face à ce constat, les acteurs politiques et économiques sont demandeurs d'outils permettant de mieux identifier les postes les plus émetteurs de GES dans l'activité agricole et forestière afin de proposer des techniques ou des modèles de développement alternatif. Ainsi, depuis quelques années on observe le développement de plusieurs outils de « diagnostic Carbone », adaptés à différentes échelles (parcelle, ferme, territoire, pays) et pour différentes conditions pédoclimatiques. Ce travail se concentre sur les outils permettant une approche territoriale, c'est à dire permettant d'évaluer simultanément plusieurs activités (élevage, grande culture, forêt) ; par opposition aux très nombreux outils centrés sur des filières spécifiques. Une dizaine de calculateurs majeurs ont été identifiés, dont EX-ACT, Climagri, Holos, USAID FCC, Calmv2, Cool Farm Tool et ALU. Un récapitulatif et une classification de ces outils selon leurs objectifs, leur périmètre ou encore le type de résultats fourni est proposé. Au regard de l'importance du carbone du sol dans les bilans de GES agricoles, une analyse particulière de la prise en compte du carbone du sol dans ces outils a été réalisée. Ainsi il est étudié pour chaque outil comment sont intégrées les variations du carbone des sols induites par les changements des pratiques agronomiques (non labour, fertilisation organique, augmentation de la productivité etc.) et les changements d'usage (déforestation, agroforesterie etc.).
Les émissions des sols sont traitées de deux manières par les calculateurs « carbone ». Soit ils utilisent des facteurs d'émission moyens nationaux fournis par l'IPCC ou fournis par des études nationales ; soit ils suivent une approche par modélisation biophysique ; en intégrant aux calculateurs des modèles de fonctionnement des sols.

L'approche par facteurs d'émissions moyens permet de travailler à des grandes échelles de territoire, mais peut masquer une forte hétérogénéité des sols et induit une grande incertitude sur les résultats (ex : émissions de N_2O suite aux apports azotés : FE=0.01 ; plage d'incertitude : 0,003-0,03 ; IPCC 2006).

Les principaux modèles biophysiques utilisés sont des modèles qui divisent le sol en différent compartiments de matière organique plus ou moins stable. Les modèles identifiés sont RothC ; Century, DNDC, and Socrates. Les utilisateurs doivent s'assurer qu'ils sont calibrés pour la zone d'étude et leur utilisation doit permettre de réduire fortement les incertitudes. Ces modèles travaillent à l'échelle de la parcelle et nécessitent des valeurs mesurées (taux de C ; densité apparente, texture). Leur utilisation à l'échelle du paysage n'est possible qu'avec un couplage avec des données spatialisées.

A l'avenir, concernant l'échelle territoriale, il est probable pour ce qui concerne le carbone du sol que des méthodes de mesures directes par proxy-détection ou télédétection soient disponibles à bas coût (ex : NIRS).En comparant dans le temps des mesures du stock de carbone des sols il sera possible d'estimer le stockage ou les émissions de CO_2. Pour ce qui concerne les émissions de N_2O ou de CH4 des sols, il semble plus difficile à court terme d'obtenir des mesures directes des flux d'émissions sur de grandes échelles et à bas coût.
L'objectif de cette étude est d'aider la profession« agricole » et les « experts carbone » à bien cerner le potentiel de chaque outil, à comprendre les hypothèses méthodologiques sous-jacentes et à interpréter leurs résultats de manière appropriée.

Prise en compte de l'hétérogénéité des sols à l'échelle des habitats microbiens pour modéliser la biodégradation des substrats carbonés dans les sols

POT Valérie[1], GARNIER Patricia[1], MONGA Olivier[2], PETH Stephan[3], PINHEIRO Marc[1], VIEUBLÉ-GONOD Laure[1], GENTY Alain[4], VOGEL Laure[1], OGURRECK M.[5] et BECKMANN Felix[5]

[1] : UMR 1091 EGC, INRA, AgroParisTech, F-78850 Thiverval-Grignon, France, vpot@grignon.inra.fr
[2] : Laboratoire MAT (UCAD2/IRD), UR UMMISCO, IRD, Centre IRD de Dakar, BP 1386, 18524 Dakar, Sénégal
[3] : Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Christian-Albrechts-University of Kiel, Olshausenstr. 40, D-24118 Kiel, Germany
[4] : Commissariat à l'Energie Atomique et aux Energies Alternatives, CEA-Saclay, DEN DANS DM2S STMF, F-91191 Gif sur Yvette Cedex, France
[5] : GKSS-Research Centre, Max-Planck-Str. 1, D-21502 Geesthacht, Germany

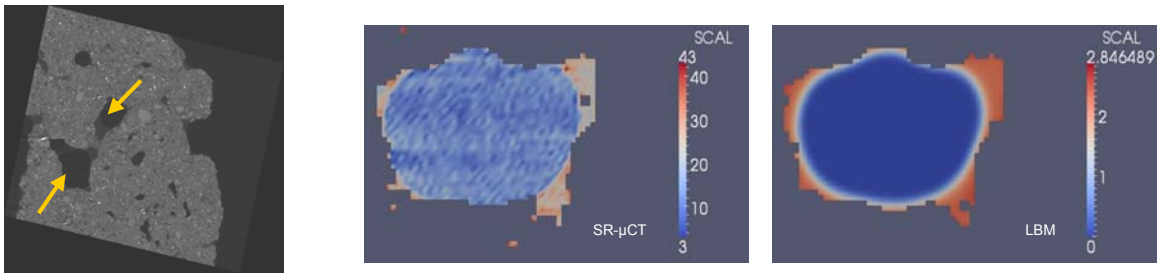
La biodégradation des substrats carbonés dans les sols est au cœur des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote dans les écosystèmes terrestres et a des implications majeures sur le stockage de C mais aussi sur la dynamique des polluants dans les sols. Cependant, une des limites majeures à la prévision des fonctions microbiennes dans les sols et en particulier de la biodégradation, réside dans la prise en compte du caractère structuré et hétérogène du sol (Parkin *et al.* 1993). Le sol est en effet un milieu très hétérogène à différentes échelles, au plan de ses constituants, de la taille et la forme de ses pores, des conditions physiques locales (saturation en eau ou en oxygène) et de la distribution des ressources trophiques. De plus, différents travaux ont montré la très grande variabilité spatiale de la distribution des microorganismes à des échelles inférieures au cm-mm (Chenu *et al.* 2001, Vieublé-Gonod *et al*, 2003). L'accessibilité des microorganismes aux substrats, paraît être un déterminant majeur de la vitesse de biodégradation des composés organiques, naturels ou xénobiotiques, dans les sols. En outre, la teneur en eau conditionne la mobilité des substrats et des produits de dégradation, ainsi que la mobilité des microorganismes. De faibles teneurs en eau limiteront à priori les probabilités de contact entre substrats et microorganismes, voire entre métabolites de dégradation et microorganismes avec des conséquences d'autant plus importantes que les populations microbiennes dégradantes, si elles ne possèdent pas tout l'équipement enzymatique pour aller jusqu'à la phase ultime de minéralisation, ne sont pas co-localisées dans les mêmes micro-habitats.

La description 3D de la structure du sol et de la localisation des différents acteurs de la décomposition à l'échelle des habitats microbiens apparaît donc essentielle dans la quantification de la décomposition des substrats carbonés dans les sols.

La démarche proposée est d'obtenir des mesures expérimentales ou simulées des différents descripteurs de la structure du sol (espace poral, distribution de l'eau et de l'air, distribution des sites réactifs et des microorganismes) qui serviront de données d'entrée à des modèles discrets modélisant la biodégradation des substrats carbonés. L'espace poral 3D est mesuré à partir de techniques non invasives d'imagerie tomographique sur des échantillons de sol scannés aux rayons X à des résolutions fines jusqu'à 5 µm. Deux approches de modélisation sont testées : un modèle discret de Boltzmann sur réseau utilisant une description de l'espace poral à partir des voxels des images tomographiques et un modèle discret géométrique basé sur la théorie des graphes utilisant une description compacte de l'espace poral. Ces deux approches permettent de simuler la répartition de l'eau et de l'air dans l'espace poral avec des niveaux de simplification différents. Des répartitions hétérogènes de microorganismes co-localisées ou non avec les nutriments sont simulées dans l'espace

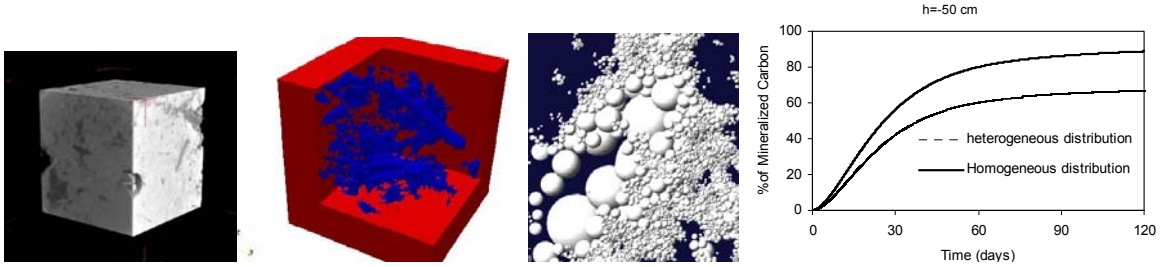
poral. Un même modèle de biodégradation de substrats carbonés est ensuite couplé à ces deux approches discrètes.

Dans un premier temps, des cartes 3D de la distribution de l'eau et de l'air dans l'espace poral ont été obtenues à partir de mesures par tomographie aux rayons X d'échantillons de sol de taille 0.2 cm^3. Ces images, obtenues par imagerie Synchrotron, ont permis de visualiser les ménisques d'eau à l'intérieur des pores pour des potentiels hydriques proches de la saturation (-5 cm). Ces résultats ont été comparés avec succès aux simulations numériques de répartition d'eau et d'air dans l'espace poral (Fig.1). Des premières simulations de biodégradation de substrats carbonés réalisées avec le modèle discret géométrique ont montré l'impact de la structure du sol, de la teneur en eau et de la co-localisation ou non des microorganismes du sol et les substrats carbonés sur la biodégradation (Fig. 2, Monga *et al.*, 2008).



(a) (b)

Figure1 : (a) Section 2D d'un échantillon de sol (6x6x6 mm) scanné au Synchrotron. Les flèches jaunes indiquent la position des ménisques dans les macropores. (b) Comparaison entre les ménisques simulés par la méthode de Boltzmann sur réseau et ceux mesurés dans un macropore de l'image de taille environ 250 µm.



(a) (b) (c) (d)

Figure 2 : (a) Image tomographique d'un échantillon de sol. (b) Représentation 3D de l'espace poral à partir de la segmentation des voxels de l'image tomographique entre phase solide et pores. (c) Représentation 3D de l'espace poral par des sphères de Delaunay représentant l'espace poral. (d) Impact de la distribution co-localisée ou non co-localisée des bactéries et de la matière organique sur la biodégradation de la matière organique. Simulations réalisées avec le modèle discret géométrique

Références

Chenu C, Hassink J, Bloem J, 2001. Short-term changes in the spatial distributions of microorganisms in soil aggregates as affected by glucose addition. Biology and Fertility of Soils, 34, 349-356.

Monga O, Bousso M, Garnier P, Pot V, 2008. 3D geometrical structures and biological activity: application to soil organic matter microbial decomposition in pore space. Ecological Modelling, 216, 291-302.

Parkin TB, 1993. Spatial variability of microbial processes in soil – a review. Journal of Environmental Quality, 22, 409-416.

Vieublé-Gonod L, Chenu C, Soulas G, 2003. Spatial variability of 2,4-Dichlorophenoxyacetid acid (2,4-D) mineralisation potential at a millimetre scale in soil. Soil Biology and Biochemistry, 35, 373-382.

Micro-hétérogénéité spatiale de la fonction de respiration du sol ; effet d'un stress thermique

BENOÎT Marie[1], CHEVALLIER Tiphaine[1], GOBRECHT Alexia[2], GORRETTA Nathalie[2], ROGER Jean-Michel[2] et BARTHES Bernard[1]

[1] : UMR Eco&Sols, IRD, Montpellier SupAgro, bâtiment 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, mariebenoit86@gmail.com, tiphaine.chevallier@ird.fr, bernard.barthes@ird.fr
[2] : UMR Itap, Irstea (ex-Cemagref), BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 1, alexia.gobrecht@cemagref.fr, nathalie.gorretta@cemagref.fr, jean-michel.roger@cemagref.fr

Selon les projections climatiques faites par le GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), la fréquence des évènements climatiques extrêmes va augmenter. Dans un tel contexte, il convient d'appréhender la résistance et la résilience du fonctionnement des écosystèmes après un stress. L'hétérogénéité spatiale des propriétés et des activités biologiques du sol est souvent invoquée pour comprendre les différents mécanismes du fonctionnement d'un sol (Young *et al.*, 2008). Cette hétérogénéité existe à différentes échelles, celle du hot spot, quelques millimètres autour d'une racine, d'un résidu de culture (Young *et al.* 2008), d'une galerie de vers de terre, d'une circulation préférentielle d'eau, ou à une échelle plus grande et d'avantage liée aux propriétés physiques du sol. Difficile à appréhender, à quantifier et à suivre dans le temps, l'hétérogénéité spatiale des propriétés des sols et des processus associés pourrait pourtant représenter un moyen de mieux résister aux stress. Mais les échantillonnages classiques, de quelques grammes à quelques kilogrammes, homogénéisent les prélèvements, et les analyses conduites ensuite perturbent la répartition de la matière organique, des organismes du sol, donc perturbent les processus qui se déroulent dans le sol ; ces approches permettent difficilement d'approcher l'hétérogénéité fine des propriétés et du fonctionnement du sol.

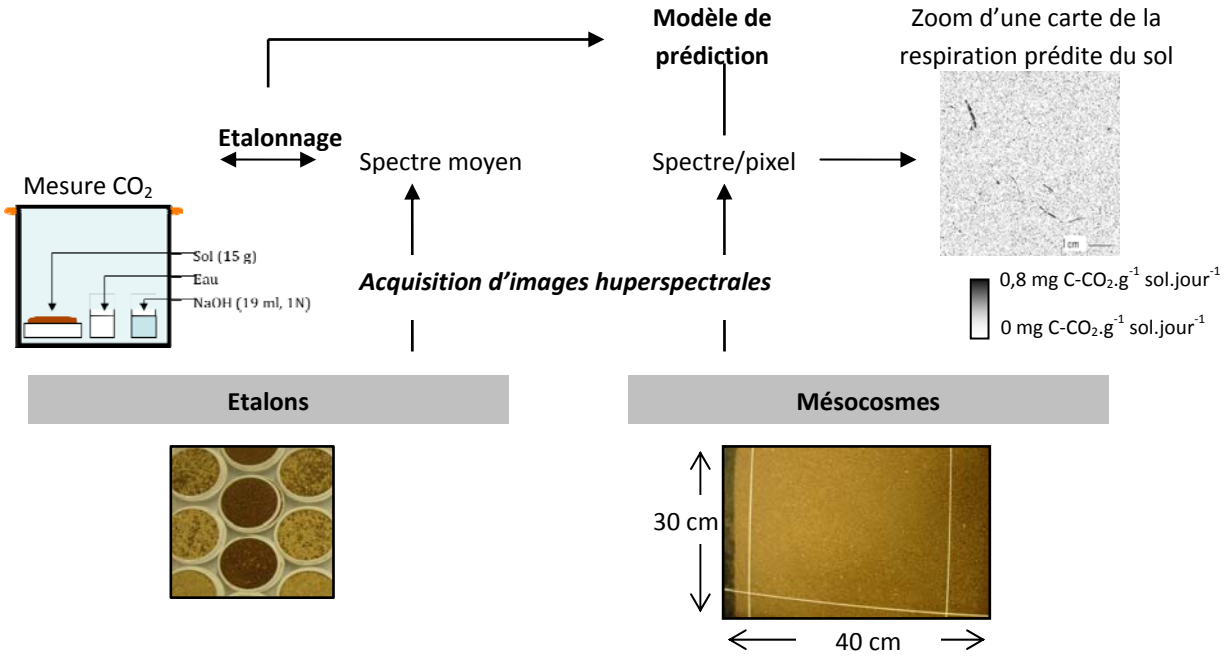
Des études récentes ont montré l'intérêt, d'une part, de la spectrométrie infrarouge pour caractériser la respiration du sol, et d'autre part, de l'imagerie hyperspectrale dans l'infrarouge pour spatialiser les propriétés de produits végétaux avec une résolution de l'ordre de la dizaine de micromètres, sans destruction des échantillons (Vigneau, 2010). L'objectif de ce travail était d'évaluer le potentiel de l'imagerie hyperspectrale dans le visible et proche infrarouge pour spatialiser finement la respiration du sol en conditions contrôlées, avec et sans stress thermique, à l'échelle de la centaine de micromètres.

Quatre mésocosmes de 4 kg de sol, d'une surface de 400 cm² chacun (plateaux), ont été incubés 28 jours dans des conditions contrôlées de température et d'humidité, avec ou sans ajout de paille, avec ou sans stress thermique initial. Une image hyperspectrale de chaque mésocosme a été acquise à plusieurs dates d'incubation (aux jours 1, 3, 7, 14, 21 et 28). La caméra hyperspectrale utilisée (HySpex VNIR-1600, Norsk Elektro Optikk, Norvège) permet d'acquérir un spectre (415-993 nm) par pixel (0.04 mm²) sur l'ensemble du mésocosme. Pour pouvoir "convertir" le spectre de chaque pixel de chaque image de mésocosme en valeur de respiration du sol, une gamme d'étalons (15 g de sol chacun) censée représenter toutes les conditions susceptibles d'être rencontrées sur les mésocosmes a été constituée. Ces étalons ont été incubés dans les mêmes conditions que les mésocosmes, et leur respiration (en $mgC\text{-}CO_2.g^{-1}$ $sol.j^{-1}$) a été caractérisée à plusieurs dates par des mesures classiques (piégeage à la soude), en même temps qu'étaient acquises des images hyperspectrales. Un étalonnage a ensuite été construit en ajustant le spectre moyen de chaque étalon à chaque date sur la mesure de respiration

correspondante ; cet ajustement a été réalisé par régression multivariée (méthode des moindres carrés partiels, PLS). Cet étalonnage a permis ensuite de prédire la respiration du sol de chaque pixel des images des mésocosmes d'après son spectre, aux différentes dates de l'incubation (Figure 1).

Le modèle d'étalonnage obtenu a une précision satisfaisante (R^2 = 0.80 entre valeurs mesurées et prédites). En appliquant le modèle, on a pu prédire sur les quatre mésocosmes la distribution spatiale de la respiration du sol et son évolution au cours du temps. Les cartes de respiration prédites par le modèle montrent des zones à forte activité respiratoire. Ces zones sont associées à la présence de racines mortes ou de débris de paille, et l'intensité de la respiration semble y diminuer au cours de l'incubation, ce qui traduirait l'épuisement des substrats les plus labiles. Toutefois, les cartes de respiration ne montrent pas de résidusphère : la zone périphérique (4 mm environ) autour des résidus ne présente pas de respiration plus élevée que le reste du sol. De même, les cartes de respiration des mésocosmes ayant subi ou pas un stress thermique en début d'expérimentation ne diffèrent pas notablement. Il semble néanmoins que le stress thermique réduise fortement la respiration du sol, mais qu'en cours d'incubation la respiration retrouve un niveau proche de la respiration du sol n'ayant pas subi de stress, surtout autour des débris végétaux. Des études quantitatives supplémentaires sont nécessaires pour approfondir ces résultats.

Figure 1. Présentation schématique de l'expérimentation (mésocosmes, étalons) et d'un résultat cartographique.



Références

Vigneau, N., 2010. Potentiel de l'imagerie hyperspectrale de proximité comme outil de phénotypage : application à la concentration en azote du blé. Doctorat du Centre International d'Études Supérieures en Sciences Agronomiques de Montpellier, 160 p.

Young, I.M., Crawford, J.W., Nunan, N., Otten, W., Spiers, A., 2008. Microbial distribution in soils: Physics and scaling. Advances in Agronomy, 100 : 81-121.

Influence de l'usage du sol et des conditions environnementales sur la production potentielle de N_2O par nitrification et dénitrification

VILAIN Guillaume[1], GARNIER Josette[1], DECUQ Céline[2], LUGNOT Marina[1] et BENOÎT Marie[1]

[1] : CNRS/UPMC, UMR 7619 Sisyphe, 4place Jussieu, 75005 Paris, France, guillaume.vilain@upmc.fr
[2] : INRA Unité Mixte de Recherche INRA / AgroParisTech "Environnement et Grandes Cultures" 78850 Thiverval–Grignon, France

Le N_2O, puissant gaz à effet de serre est produit dans les sols essentiellement par les mécanismes de nitrification et de dénitrification. Cette étude a été menée dans le but d'améliorer notre compréhension des processus conduisant à l'émission de N_2O et de comprendre comment l'usage du sol ainsi que les conditions environnementales influent sur l'intensité des processus.

Les émissions de N_2O ont été mesurées au champ pour dans des conditions variées d'occupation des sols et de topographie. Il apparait clairement que les grandes cultures émettent 2 à 4 fois plus de N_2O que les forêts et les prairies, et qu'en culture les émissions sont les plus élevées (de 2 à 4 fois également) en bas de pente, dans les zones de battement de nappe (émissions annuelles de 1.1 à 4.0 kg N_2O-N ha^{-1} an^{-1} selon la position topographique).

Ces mesures au champ ne nous permettent toutefois pas de déterminer l'origine majoritaire du N_2O, par la dénitrification ou la nitrification.

Des expériences sur des échantillons de sols ont ainsi été réalisées durant des périodes contrastées (été / hiver ; sols humides / secs) mais aussi selon une variété d'usage des sols (parcelles cultivées en agriculture conventionnelle ou biologique, forêt, prairie, mare artificielle…).Les incubations de sols ont été effectuées en conditions contrôlées au laboratoire en batchs, en conditions aérobies avec ajout de solution ammoniacale (NH_4CL) pour l'étude du processus de nitrification et en conditions anaérobies avec ajout d'une solution de nitrate (KNO_3) pour l'étude du processus de dénitrification.

De façon générale, les processus de dénitrification et de nitrification potentiels sont du même ordre de grandeur (respectivement de 0.07 à 2.54 µg NO_3^--N g^{-1} sol sec h^{-1} et de 0.03 à 1.15 µg NO_3^--N g^{-1} sol sec h^{-1}). En revanche il apparaît clairement que la production de N_2O est bien plus importante lors du processus de dénitrification (en moyenne 19.5% de l'azote dénitrifié contre 0.21% de l'azote nitrifié).

Si l'on moyenne les résultats obtenus sur les sols agricoles étudiés et qu'on les compare aux sols forestiers et de prairie, aucune différence n'apparait en ce qui concerne les taux de nitrification et de dénitrification. En revanche, la production de N_2O par les sols agricoles est un ordre de grandeur supérieur à celle observée dans les sols non exploités, mais d'autres études supplémentaires sont encore nécessaires afin d'appuyer ces résultats et de mieux quantifier les émissions de N_2O en fonction du type d'usage du sol.

La spectroscopie comme outil pour l'analyse du carbone dans les sols : comparaisons méthodologiques

OLIVEIRA SA Sandra[1], FERRÃO Marco F.[2], GALDOS Marcelo V[3], DOURADO, Geusa F[1], POPPI Ronei J[4], BERNOUX Martial[5] et CERRI Carlos C[3]

[1]NUGEO-UEMA, 65055-310 São Luis, MA, Brazil, sa.oliveiras@gmail.com
[2]DQF-UNISC, 96815-900, Santa Cruz do Sul, RS, Brazil
[3]CENA-USP, 13400-970, Piracicaba, SP, Brazil
[4]IQ-UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brazil; et [5]UMR 210-IRD, Bâtment 12, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 2.

Introduction

La dynamique, l'échange et la capacité de stockage du carbone (C) du sol constituent d'importants indicateurs de l'efficacité des agro-écosystèmes et de la protection de l'environnement. Cependant, le stock de carbone dans le sol varie sous l'effet de facteurs naturels et anthropiques. Traditionnellement, la concentration de carbone total du sol est déterminée par la méthode de combustion à sec. Récemment, des techniques spectroscopiques (VIS-NIR, NIR et/ou MIR) associées à des techniques chimiométriques sont de plus en plus utilisées pour des analyses qualitatives et quantitatives du carbone dans le sol. La précision de ces analyses spectroscopiques dépend de plusieurs facteurs, y compris le choix adéquat de la technique chimiométrique à être employée. Ce travail a pour but de comparer la performance des méthodes NIR-PLS e NIR-LS-SVM appliquées à l'analyse qualitative et quantitative de carbone dans des sols cultivés avec de la canne à sucre à Pradópolis, São Paulo.

Méthode

La zone d'étude appartient à l'Usine São Martinho, située dans la ville de Pradópolis, SP (latitude 21°22' Sul, longitude 48°03' Oeste, altitude = 620 m). Un total de 250 échantillons de Latosol a été utilisé pour ce travail. Ces échantillons ont été collectés à différentes profondeurs (0 à 100 cm) : 235 collectées dans des zones de culture de canne à sucre et 15 dans une forêt dégradée. L'analyse spectrale a eté réalisée avec un Spectromètre Foss NIRS Systems 5000 (range 1100 - 2498 nm). L'analyse chimique a été faite avec un Autoanalizador LECO CN-2000. Le modèle NIR-PLS modifié a été développé avec le WinISI II (version 1,05), et les modèles NIR-PLS et NIR-LS-SVM ont été développés à l'aide du Matlab (PLS-Toolbox verston 3.5 et LS-SVMlab). La sélection des échantillons utilisés dans les étapes de calibration et validation a été réalisée de façon alléatoire, et pour chaque modèle.

Résultats et discussion

L'analyse par composants principaux (PCA) a montré que : (i) les axes PC1, PC2 et PC3 expliquent 100% de la variation de données dont plus de 80% pour PC1 (ii) les échantillons forment 3 sous-groupes différents (Figure 1) constitués des sols de forêt et cultivés en canne à sucre depuis 2 ans (A), des sols depuis 4 ans (B), et des sols cultivés depuis 4 à 6 anos (C). On note aussi que les caractéristiques spectrales des sols ont changé en fonction de l'intensification de l'usage de la terre.

Pour le modèle NIR-PLS modifié, la meilleure courbe de calibration multivariée a été construite avec l'équation SNV et Detrend (première dérivée), laquelle présente pour SD, SEC, SECV, r^2, RPD et SECV/SEC des valeurs égales respectivement à 0,5565 ; 0,1296 ;

0,1644 ; 0,9457 ; 3,45 et 1,27 (Figure 1). Dans l'étape de validation, on a obtenu des valeurs de r^2, SEP, BIAS, SEP(C) égales respectivement à 0,824 ; 0,194 ; 0,025 et 0,193.

Le modèle NIR-PLS développé au Matlab a permis d'obtenir des valeurs de R^2cal, RMSECV (%) et RMSEP (%) égales respectivement à 0,920 ; 0,1762 et 0,141, tandis que le modèle NIR-LS-SVM conduit à R^2cal, RMSECV (%) et RMSEP (%) égaux respectivement à 0,995 ; 0,1318 ; et 0,110. La Figure 2 montre la bonne corrélation entre les valeurs mésurées et prédites par les modèles NIR-PLS et NIR-LS-SVM.

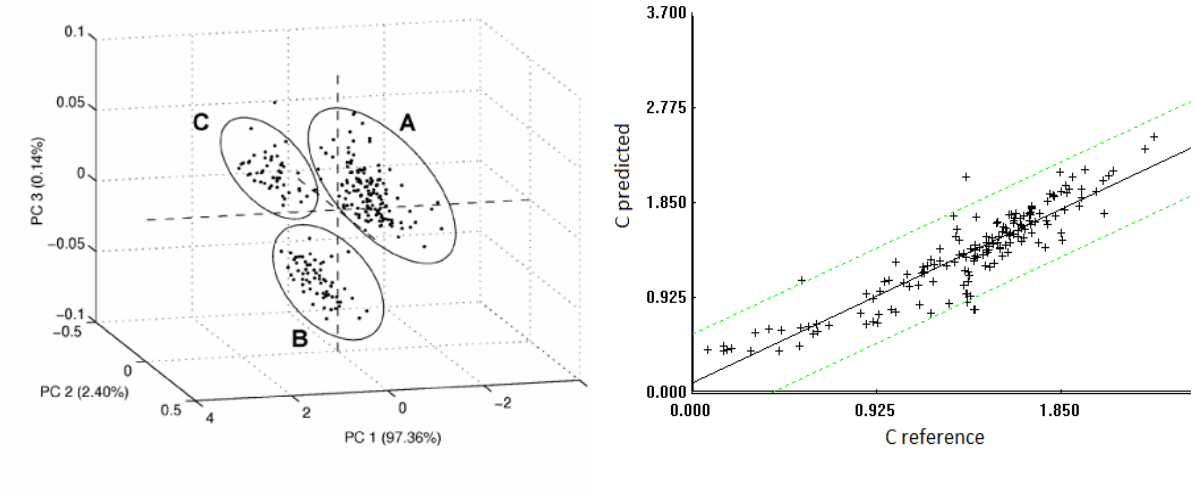


Figure 1: Analyse en composantes principales du Latosol étudié (à gauche) et courbe de calibration NIR-PLS modifié, développée dans le WinISI II, pour C-total (à droite). Clusters du PCA : (A) sols des zones forestière et cultivées en canne à sucre depuis 2 ans ; (B) sols cultivés depuis 4 ans; et (C) sols cultivés depuis 6 et 8 ans.

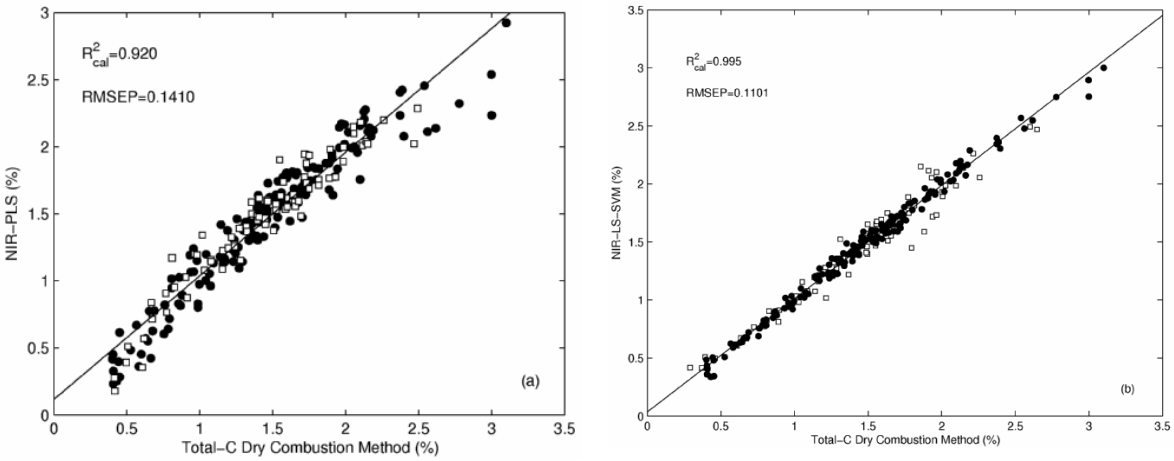


Figura 2: Courbes de calibration du C en NIR-PLS et NIR-LS-SVM dans des échantillons de Latosol colletés dans l'Usine São Martinho, Pradópolis SP.

Conclusion

Apparemment, n'importe lequel des trois modèles générés pourrait être utilisé pour la prédiction de carbone dans les sols étudiés. Cependant, une analyse approfondie met en évidence que le Modèle NIR-LS-SVM présente une précision supérieure et peut être utilisé pour des valeurs extrêmes.

Remerciements

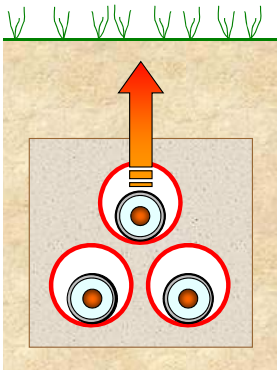
Nous tenons à remercie pour leur contribution financière l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), la Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (PAPESP) et le Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

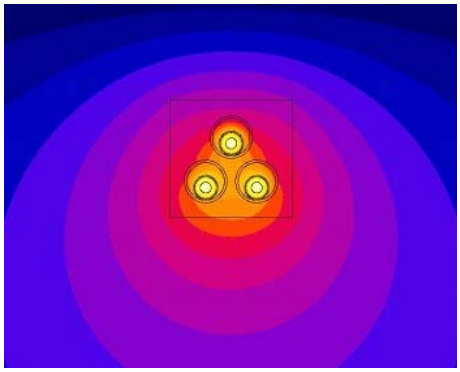
Dimensionnement thermique de liaisons souterraines haute tension

LESUR Frédéric

RTE, CNER, 34, rue Henri Régnault, 92068 Paris La Défense cedex,
frederic.lesur@rte-france.com

Le Réseau de Transport d'Electricité (RTE) gère, entretient et développe un réseau de plus de 100 000 kilomètres de circuits (de 63 à 400 kV), dont près de 4 000 en câbles souterrains. Ces câbles sont installés dans des fourreaux à une profondeur moyenne de 1,30 m, enrobés dans un massif de béton lorsqu'une protection mécanique accrue s'avère nécessaire (risque d'agression externe en milieu urbain par exemple, du fait de possibles travaux souterrains à proximité).
Lorsqu'il transite un courant, un conducteur chauffe (effet Joule, RI^2) et libère des calories qui se dissipent dans le milieu ambiant (sol, air). Le flux de chaleur traverse une série de résistances thermiques (T) que sont les composants du câble et de son environnement (isolant, gaine externe, air, fourreau, béton, sol).





En première approximation, l'échauffement du conducteur peut s'écrire très simplement :

$$\theta_{conducteur} = \theta_{ambiante} + k.RI^2.T$$

Réciproquement, l'intensité maximale admissible est obtenue à partir de la température maximale sur le conducteur ($\theta_{conducteur}$ = 90°C pour les isolants synthétiques actuels) :

$$I = \sqrt{\frac{\theta_{conducteur} - \theta_{ambiante}}{k.R.T}}$$

La capacité de transport d'un câble (puissance transitée) dépend très fortement de son comportement thermique dans son environnement. Pour maintenir une intensité I élevée, il est essentiel de garantir une résistivité thermique de sol faible (intervenant pour une part prépondérante de T au dénominateur). C'est l'objet de notre contribution dans le cadre de ces JES 2012. D'autre part, si la température ambiante est anormalement élevée (régime caniculaire), la valeur du transit admissible est inférieure à la valeur nominale pour laquelle l'ouvrage électrique a été dimensionné.

Le principal risque à prévenir est celui de l'emballement thermique. Si le niveau de pertes Joule dépasse un seuil critique, un phénomène de migration d'eau s'amorce. Le sol s'assèche et la résistivité thermique du sol augmente. Les câbles dissipent plus difficilement leurs pertes Joule et chauffent davantage. Le sol monte à son tour en température et s'assèche davantage. Ce cercle vicieux peut conduire au claquage du câble et à la mise hors service de la liaison haute tension. Par conséquent, tout doit être mis en œuvre pour faciliter l'évacuation des pertes dissipées par les câbles. La résistance thermique du milieu environnant doit rester la plus faible possible : matériaux denses dont la résistivité à sec reste faible, spectre granulométrique large, compactage soigné du remblai. Le risque d'assèchement du sol et d'emballement thermique est évité en limitant le transit de la liaison de manière à ce que l'isotherme critique (60°C l'hiver et 55°C l'été) ne franchisse pas l'interface sol. L'objectif est de confiner l'isotherme critique dans le bloc béton, le remblai contrôlé ou les fourreaux.

Le dimensionnement thermique de la liaison est d'autant plus important que le point le plus chaud conditionne le fonctionnement de la liaison sur toute sa longueur ! Il est donc essentiel au moment du choix du tracé de connaître les propriétés des sols traversés, puis lors de l'exploitation, de s'assurer que l'environnement immédiat des câbles n'est pas modifié par d'autres travaux souterrains, par l'ajout de sources de chaleurs (autres câbles, canalisation de chauffage urbain) ou de remblais indésirables.

L'eau d'un sol humide favorise les échanges thermiques entre les particules solides du sol, alors que ces particules se trouvent isolées par de l'air dans un sol sec. Une attention particulière est donc apportée au phénomène de migration d'humidité dans le sol et à sa réversibilité, avec des facteurs déclenchants tels que gradient thermique, évapotranspiration par la surface, revêtements étanches, développement de végétation.

L'inertie thermique des composants du câble et de son environnement joue un rôle important dans l'exploitation de la liaison. Un échelon de courant se traduit par une courbe lissée de température. La charge d'un câble est très rarement constante et correspond à une suite d'échelons. Par conséquent, l'inertie thermique permet d'admettre une intensité de pointe supérieure à l'intensité nominale 100% (celle qui aboutirait asymptotiquement à la température maximale de l'isolant au bout d'un temps infini).

Dans l'équation de l'intensité maximale transitée, la canicule agit sur deux paramètres très influents : sur la température ambiante, mais aussi sur la résistivité thermique du sol qui augmente avec l'assèchement.

Lors d'un épisode caniculaire, la chaleur diffusée dans le sol depuis la surface se superpose à celle dissipée par les câbles. Les variations de température à la surface du sol sont cependant atténuées et transmises avec un retard qui croît avec la profondeur. Les variations journalières (jour/nuit) ne sont perceptibles que sur les premiers centimètres de profondeur. Seules les variations saisonnières sont significatives à la profondeur des câbles de puissance. L'effet n'est sensible que si la période caniculaire dure suffisamment, sinon le pic de chaleur se trouve fortement lissé. Des points chauds locaux accroissent la tendance, comme par exemple des chaussées asphaltées (noires, absorbant le rayonnement solaire) dont la température en surface peut dépasser 50°C.

En conclusion, les enjeux de la maîtrise de l'environnement thermique des liaisons souterraines sont nombreux. Le choix d'un mode de pose et d'un câble adapté permet de diminuer les coûts d'installation, et le traitement des contraintes thermiques locales en maximise la capacité de transport. La réduction des pertes permet de réduire le coût d'exploitation de la liaison et d'en limiter l'impact environnemental (bilan carbone). La maîtrise du sol évite le risque de vieillissement ou d'emballement thermique, prolonge la durée de vie des câbles et contribue à la fiabilité de la liaison. Des dispositifs de mesure continue par fibre optique (monitoring) visent à exploiter la liaison aux limites, avec l'assurance de ne jamais les dépasser, en assurant notamment la fiabilité des liaisons pendant les périodes exceptionnelles de surcharge transitoire ou climatiques sévères.

SESSION 13

LES SOLS ET LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

AFFICHES

Résilience des fonctions cataboliques des communautés microbiennes d'un sol méditerranéen à des événements climatiques extrêmes de type canicule : l'épandage de composts a-t-il une influence ?

BEN SASSI Meriem, SEVENIER Ghislain, RENAULT Pierre et BERARD Annette

UMR INRA/UAPV 1114 EMMAH (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes) Site Agroparc 84914 Avignon Cedex 9, France, mbensassi@avignon.inra.fr

Dans les contextes climatiques de type méditerranéen, les modèles météorologiques prévoient l'apparition plus fréquente d'événements extrêmes de type pluie torrentielle, canicule et sécheresse. Ces événements, leur intensité et la soudaineté avec laquelle ils arrivent, sont de nature à affecter la structure et la fonction des écosystèmes avec des conséquences principalement négatives sur leur biodiversité et leurs fonctions et services. Ces impacts pourraient être réduits ou retardés en appliquant des mesures d'atténuation. Par ailleurs, le recyclage des déchets organiques par épandage sur les terres agricoles et les prairies se développe, avec pour objectif (outre le recyclage) d'améliorer la qualité des sols et de favoriser le stockage du carbone. Le recyclage des déchets organiques dans les agrosystèmes pourrait-il être une mesure d'atténuation ? Nos travaux antérieurs ont montré que les communautés microbiennes au sein d'un sol méditerranéen agricole, soumises (durant 21 jours) à une perturbation de type canicule, ne présentaient pas (à l'échelle de notre étude) de résilience en terme de fonctions cataboliques. Des placettes agricoles ont reçu différents types de compost (méthanisé ou non) à des périodes différentes. Sur des échantillons prélevés de ces placettes nous avons étudié en microcosmes la résilience des capacités cataboliques des communautés microbiennes telluriques ayant subi des perturbations (d'une durée 21 j) de type canicule (50°C, 10MPa). Les résultats montrent que quelque soit le type de compost, méthanisé ou non, l'apport de matière organique exogène ne semble pas favoriser la résilience des fonctions cataboliques mesurées. Cependant, la durée de la période entre l'épandage de compost et l'événement extrême appliqué, ainsi que les conditions du milieu en température et humidité durant cette période, semblent avoir un effet sur ces réponses fonctionnelles aux perturbations de canicule appliquées.

Dynamique saisonnière des macroinvertébrés des sols de vergers kabyles : effet du climat

HEDDE Mickaël[1], RENOUF Eloïse[1], MOUAS-BOURBIA Sophia[2], DERRIDJ Arezki[2] et BOUDIAF NAIT-KACI Malika[2]

[1] UR251 PESSAC, INRA Versailles-Grignon, bât. 6, RD 10, 78026 Versailles CEDEX, mickael.hedde@versailles.inra.fr
[2] Université Mouloud Mammeri, BP17, 15000 Tizi Ouzou, Algerie

Introduction

En Algérie, deux espèces rustiques sont très cultivées en vergers, l'olivier (*Olea europeae* L.) et le figuier (*Ficus carica* L.). Elles s'adaptent parfaitement aux étés longs et secs de cette région. Elles sont d'une importance socio-économique considérable dans la vie quotidienne des populations humaines. Cependant, elles ont été longtemps marginalisées au profit d'une agriculture intensive et une baisse inquiétante des rendements a été enregistrée ces dernières décennies. Un programme de développement pour une meilleure revalorisation de ces deux cultures a été établi par le gouvernement algérien. Des projets s'intéressent ainsi à la fertilité des sols, à l'amélioration des rendements. Dans le cadre de cette étude, notre objectif était d'évaluer la dynamique saisonnière de la biodiversité des sols dans ces agrosystèmes dans deux zones climatiques. Un second objectif est d'apporter des éléments de connaissance sur la biodiversité des sols maghrébins, peu étudiés sur ce thème. Les hypothèses étaient que la dynamique saisonnière des communautés d'invertébrés différaient en fonction de la culture (olivier vs figuier) et de l'aridité du milieu.

Matériel et méthode

Trois sites ont été sélectionnés le long d'un gradient Nord-Sud (52 km) de part et d'autre de la chaîne du Djurdjura : Nezla (36°47'N ; 4°36'E), Guendoul (36°44'N ; 4°13'E), Bouira (36°23'N; 3°53'E). Cela permet de construire une opposition entre un climat subhumide (Nezla/Guendoul) et semi-aride (Bouira). Dans chaque site, un couple de verger d'olivier et de figuier (30 à 60 ans) a été choisi. Ces vergers étaient très faiblement gérés et aucun amendement ni irrigation n'y a été apporté depuis plusieurs décennies. Les prélèvements ont eu lieu en janvier et juin 2007, par extraction d'un volume de 0,3 x 0,3 x 0,2 m sous 12 arbres pour chaque verger. Au total 144 échantillons ont été prélevés (3 sites x 2 vergers x 2 saisons x 12 pts). Les animaux ont été extraits par la méthode de Berlese-Tullgren. Les animaux ont été ensuite identifiés le plus précisément possible. Des analyses de variance ont été réalisées pour tester les effets 'site' (=aridité), 'saison' et 'type de verger'. Des comparaisons multiples de moyennes ont ensuite été faites pour identifier les situations statistiquement différentes

Résultats & discussion

Un total de 2620 individus ont été collectés, et 24 taxons identifiés. Les fourmis et les vers de terre dominaient les communautés avec respectivement 70% et 16% des individus. L'identification spécifique reste hardue en l'absence de clés d'identification récentes.

Les analyses de variances ont montré que le facteur 'type de verger (figuier vs olivier) expliquait une part faible et non significative de la variance. Les facteurs 'site' et 'saison' ainsi que leur interaction influençaient l'abondance des macroinvertébrés des sols. Les valeurs moyennes s'étalaient entre 150 ind m^{-2} à Nezla et Guendoul (hiver) et 20 ind m^{-2} à Bouira (hiver) et Nezla (été). Les sites sous climat subhumide présentaient des valeurs supérieures en hiver qu'en été. Au contraire, à Bouira, les densités étaient faibles été comme hiver (< 50 ind m^{-2}). Ces résultats peuvent être expliqués par le climat semi-aride présentant des

températures négatives en hiver et une pluviométrie inférieure à 550 mm an^{-1}. Les abondances de vers de terre et de gastéropodes décroissaient significativement le long de l'axe N-S et en été. Ces animaux dont le corps n'est pas ou peu protégé par une exocuticule sclérifiée semblent donc fortement impactés par l'aridité du milieu. De façon contraire, les coléoptères semblent plus à même de survivre dans les milieux plus arides.

Conclusion

Cette étude a permis de hiérarchiser les facteurs qui contrôlent l'abondance des macro-invertébrés édaphiques en zones semi-aride et subhumide. Elle permet aussi d'apporter des valeurs de référence dans les vergers de figuiers et d'olivier kabyles.

Does the sensitivity of the soil organic matter mineralization to a change of temperature depends on its quality?

LEFÈVRE Romain[1], BARRÉ Pierre[2], BARDOUX Gérard[1], CHRISTENSEN Bent T.[3], GIRARDIN Cyril[1], HOUOT Sabine[4], KATTERER Thomas[5], van OORT Folkert.[6] and CHENU Claire[1]

[1]AgroParisTech, UMR 7618 BioEMCo, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon, France, Romain.Lefevre@grignon.inra.fr, Gerard.Bardoux@grignon.inra.fr, Cyril.Girardin@grignon.inra.fr, Claire.chenu@grignon.inra.fr
[2]Geology laboratory, UMR 8538 CNRS-ENS, Ecole normale supérieure, 75005 Paris, France, Barre@geologie.ens.fr
[3]University of Aarhus, Faculty of Agricultural Sciences, Department of Agroecology and Environment, DK-8830 Tjele, Denmark, Bent.T.Christensen@agrsci.dk
[4]EGC laboratory, UMR INRA-INAPG, AgroParisTech, Campus Grignon, 78850 Thiverval-Grignon, France, Sabine.Houot@grignon.inra.fr
[5]Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, SE-75007 Uppsala, Sweden, Thomas.Katterer@slu.se
[6]PESSAC laboratory, INRA, F-78026 Versailles,France, Vanoort@versailles.inra.fr

The decomposition of soil organic matter (SOM) is still a major source of uncertainty in predicting the evolution of atmospheric CO_2 concentration in the context of climate change. In particular, the temperature sensitivity of SOM decomposition, commonly expressed with Q_{10} (corresponding to the ratio of the reaction rate at a given temperature with that at a temperature 10°C higher), is not sufficiently known. Recent papers report contrasted conclusions about the impact of a change of temperature on soil C mineralization (Conant *et al.* 2011). The most debated point currently is whether the response of SOM mineralization to temperature is homogeneous, or depends on its quality (Fang *et al.* 2005; Knorr *et al.* 2005; Reichstein *et al.* 2005). SOM is currently described in models with different kinetic pools, e.g. a labile pool (turnover time of several years), an intermediate pool (turnover time of several decades) and a stable pool with turnover times of several centuries or more. At present no chemical or physical method permits the isolation of these pools. Long term bare fallows (>25 years) represent a unique opportunity to determine if SOM vulnerability to increased temperature depends on its quality as with increasing duration of the treatment, the proportion of stable C relative to the total C increases (Barré *et al.* 2010). This is the aim of this study.

To do so, we selected samples of soils from long term bare fallow experiments from Grignon (France), Versailles (France), Askov (Denmark) and Ultuna (Sweden). These sites are part of a European Long Term Bare Fallow Network We selected on the one hand archive samples from the start the experiments (thereby comprising different kinetic pools of C) and on the other hand samples archived respectively after 50, 80, 25 and 52 years of bare fallow (enriched in stable C).

The soil samples are incubated at different constant temperatures (4, 12, 20, 35°C) and at constant water potential (-0.32 bars), and we measure regularly the basal respiration and the origin of the carbon respired, respectively by CO_2 measurement (micro GC techniques) and isotopic ratio monitoring (GC-IRMS techniques). The basal respiration data are then processed to determine the kinetic parameters and the size of each C pools.

Our first results indicate that the rewetted archived soils mineralize C themselves and thus that there is no need to bring an inoculum to boost microbial activity, even though the soils

have been stored dry for decades. The results about the temperature sensitivity of labile versus stable SOM will be discussed.

Key words: Soil organic matter decomposition, Temperature sensitivity, Carbon dynamics, stable Carbon, GC-IRMS.

References

Barré, P., Eglin, T., Christensen, B.T., Ciais, P., Houot, S., Kätterer, T., van Oort, F., Peylin, P., Poulton, P.R., Romanenkov, V., Chenu, C., 2010. Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments. Biogeosciences, 7, 1–12.

Conant *et al.* (2011) Temperature and soil organic matter decomposition rates- synthesis of current knowledge and a way forward, Global Change Biology, 17, 11, 3392-3404.

Fang *et al.* (2005) Similar response of labile and resistant SOM pools to change in temperature, Nature, 433, 57-59.

Knorr *et al.* (2005) Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming, Nature, 433, 298-301.

Reichstein *et al.* (2005) Does the temperature sensitivity of decomposition of soil organic matter depend upon water content, soil horizon, or incubation time?Global Change Biology 11, 1754–1767.

Changements bioclimatiques et évolution de la matière organique des sols steppiques du sud de Sidi bel abbes (Algérie occidentale)

LATRÈCHE Ali[1], MEHDADI Zoheir[2] et FARAOUN Fatiha[3]

[1] : Laboratoire de biodiversité végétale : conservation & valorisation, Université Djilali Liabes, Sidi bel abbes, Algérie, 1, rue de la Paix, Sidi bel abbes (Algérie), ali_latreche@yahoo.fr
[2] : Laboratoire de biodiversité végétale : conservation & valorisation, Université Djilali Liabes, Sidi bel abbes, Algérie,8, rue Nouar Youssef, Sidi bel abbes (Algérie), mehdadiz@yahoo.fr
[3] Laboratoire de biodiversité végétale : conservation & valorisation, Université Djilali Liabes, Sidi bel abbes, Algérie, cité Sabah, Sidi bel abbes (Algérie), faraounfatiha@yahoo.fr

Au niveau des steppes arides du sud de la Wilaya de Sidi bel abbes (Algérie occidentale), on constate actuellement une aridification du climat caractérisé par l'allongement de la saison sèche et la réduction du volume des précipitations. En effet, une comparaison entre des données anciennes (Seltzer, 1946) et les données actuelles confirment le décrochement climatique du bioclimat semi-aride vers l'aride.

Nous exposerons dans cette note l'impact de ces données bioclimatiques actuelles sur l'évolution des taux de la matière organique en surface.

Selon un transect nord-sud allant de Ras-el-ma à El Aricha, l'évaluation de la matière organique des sols steppiques montre que ces taux diminuent du nord vers le sud. En effet, la mesure du rapport C/N sur les couches superficielles des sols (couche 1 entre 0 et 15 cm et couche 2 entre 15 et 25 cm de profondeur) montre une décroissance quantitative sauf au niveau des parcelles et des profils 7, 9 et 10 où une couverture boisée majore ces taux de matière organique. Ainsi, s'individualise *in situ* un isohumisme typique des sols steppiques des régions arides.

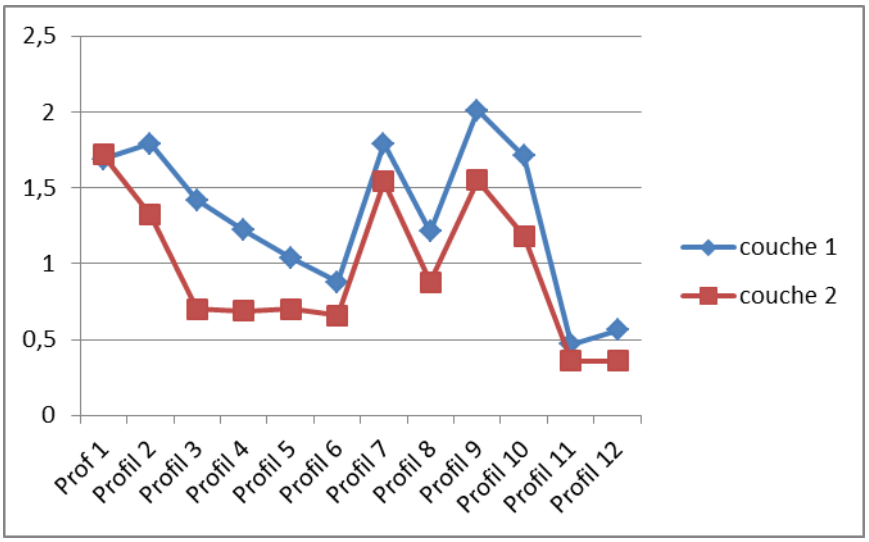


Figure1 : évolution du rapport C/N des sols des steppes sud bélabesiennes (Algérie occidentale)