



HAL
open science

Evolution de la structure et de la perméabilité d'un sol en contexte de non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage : rôle de l'activité lombricienne.

Nicolas Bottinelli

► To cite this version:

Nicolas Bottinelli. Evolution de la structure et de la perméabilité d'un sol en contexte de non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage : rôle de l'activité lombricienne.. Sciences de la Terre. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes, 2010. Français. NNT : . tel-00546269

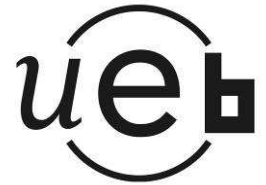
HAL Id: tel-00546269

<https://theses.hal.science/tel-00546269>

Submitted on 14 Dec 2010

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.



N° ordre : 2010-4
N° Série : D-56

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

Pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,
AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Spécialité : Sciences de l'environnement

Ecole Doctorale : Vie-Agro-Santé

Présentée par :

Nicolas BOTTINELLI

**Evolution de la structure et de la perméabilité d'un sol en contexte
de non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage : rôle de
l'activité lombricienne**

Soutenue le 1^{er} février 2010 devant la commission d'examen

Composition du jury :

Président : **Christian Walter**, Professeur, Agrocampus Ouest Rennes

Rapporteur : **Joann K. Whalen**, Professeur, Université de McGill Montréal

Rapporteur : **Guy Richard**, Directeur de recherche, INRA Orléans

Membre : **Guénola Pérès**, Ingénieur de recherche, Université de Rennes 1

Membre : **Eric Blanchart**, Directeur de recherche, IRD Montpellier

Directeur de thèse : **Vincent Hallaire**, Chargé de recherche, INRA Rennes



UMR Sol Agro et hydrosystème Spécialisation

Avant-propos

Ce mémoire de thèse est le résultat de trois années de travail réalisé au sein de l'Unité mixte de Recherche Sol, Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS) de l'INRA de Rennes. La thèse a été encadrée par Vincent Hallaire (INRA, UMR SAS), Safya Menasseri-Aubry (Agrocampus Ouest, UMR SAS) et Daniel Cluzeau (Université Rennes 1, UMR ECOBIO).

Cette thèse a été financée par la région Bretagne. Elle s'inscrit dans le cadre du projet intitulé « Evaluer et modéliser la gestion des matières organiques associée à une réduction du travail du sol en vue d'une agriculture durable » coordonné par Safya Menasseri-Aubry et financé par la région Bretagne.

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Guénola Pérès (Université Rennes 1, UMR ECOBIO), Isabelle Cousin (INRA, UR Sciences du sol), Stéphane de Tourdonnet (AgroParisTech, UMR Agronomie), Eric Blanchart (IRD, UR SeqBio) et Denis Angers (Agriculture et Agroalimentaire Canada).

Remerciements

Ouf... c'est presque terminé. J'en arrive au dernier exercice de ce long travail, le plus agréable puisqu'il s'agit de remercier tous ceux grâce à qui cette thèse s'est déroulée dans les meilleures conditions. YOUPI !

Je tiens avant tout à témoigner ma plus vive reconnaissance à mes 3 directeurs de thèse : **Vincent Hallaire, Safya Menasseri-Aubry** et **Daniel Cluzeau**. Je te remercie Vincent pour la confiance que tu m'as accordée depuis le premier jour de notre rencontre. C'est grâce à toi que ce travail est ce qu'il est : on a fait un bon duo. Je te remercie Safya, t'as joué un rôle déterminant dans ce travail jusqu'au dernier instant. Je te remercie Daniel, pour m'avoir donné l'occasion de réaliser cette thèse : tu m'as fait confiance.

Un grand merci à **Joann K. Whalen** et **Guy Richard** d'avoir accepté la tâche de rapporteur, ainsi qu'à **Eric Blanchart, Guénola Pérès** et **Christian Walter** pour avoir bien voulu participer au jury de cette thèse.

Merci à **Isabelle Cousin, Guénola Pérès, Stéphane de Tourdonnet, Eric Blanchart** et **Denis Angers** pour leur participation aux comités de pilotage et leurs conseils.

Merci à la région Bretagne qui, par la bourse de thèse qui m'a été accordée, m'a permis de travailler sereinement pendant trois ans.

Merci à **Patrice Cotinet, Djilali Heddadj** et **Alain cottais** qui ont assuré la conduite du site expérimental de Kerguéhennec, support de ce travail.

J'ai eu le privilège de travailler au sein de l'unité dirigée par **Chantal Gascuel-Odoux**. Je la remercie chaleureusement pour son accueil et pour l'ambiance qu'elle y fait régner. Je remercie toutes les personnes de l'UMR qui ont participé de près ou de loin à ce travail. Un immense merci à Yannick Bénard, pour les journées de folie sur le terrain, les culturelles, le salon de l'agriculture : j'en garde un très bon souvenir. Et puis les résultats présentés dans cette thèse sont en partie grâce à lui, qui à imprégné un total 364 blocs de sol rien que pour moi. T'assures ma poule. Je remercie également **Sylvain Busnot** et **Laurence Cardeaux** pour leur aide technique au niveau de la stabilité structurale et du dosage des sucres du sol.

Ma pensée va évidemment aux copains doctorants du labo. Un grand merci à **Cédric Le Guillou** (Dérick). J'ai adoré discuter avec toi : exposer mes idées, mes manips, puis parler de la vie, rigoler (petite pensée à Eurosoil). Je te remercie également d'avoir participé à ce travail de thèse jusqu'au bout : les papiers et l'écriture de la thèse.

Je pense également à **Muhammad Bilal** (momo), mon collègue doctorant de bureau avec qui j'ai apprécié de vivre cette belle aventure. Je pense également à **Matthieu Rouxel** (Mr vecteur), courage pour la fin, et fais pas trop de graphes.

Un grand merci à mes potes tropicaliste, **Pascal Jouquet, Jean Christophe Lata** et **Jérôme Mathieu** pour m'avoir donné le goût à la recherche. Pascal je ne saurai comment te remercier, de tout ce que tu m'as appris, les occasions que tu m'as donné de concilier travail, voyage et plaisir.

Je tiens à remercier mes parents qui ont toujours été présents et qui par l'éducation qu'ils m'ont donné m'ont permis d'arriver jusque là. Merci **maman**, merci **papa** !! YAYA !

Table des matières

Résumé.....	1
Abstract	2
Introduction.....	5
1. Contexte	5
2. Objectif général de la thèse et organisation du mémoire.....	6
Partie A : Etat de l'art et site d'étude.....	9
Chapitre 1 : Relations entre les pratiques culturales, les lombriciens, la structure et la perméabilité du sol	13
1. Définitions	13
1.1. Les pratiques culturales.....	13
1.2. Les lombriciens	15
1.3. La perméabilité et la macroporosité du sol	16
2. Interactions entre les lombriciens, les pratiques culturales, la structure et la perméabilité du sol.....	18
2.1. Impact des pratiques culturales sur les communautés et activités lombriciennes	18
2.2. Action des lombriciens sur la structure et la perméabilité du sol	19
2.3. Impact des pratiques culturales sur la structure et la perméabilité du sol.....	21
3. Objectif et démarche.....	23
Chapitre 2 : Le site d'étude.....	27
1. Le contexte pédoclimatique.....	27
1.1. Le climat	27
1.2. Le sol.....	27
2. Le dispositif expérimental	28
3. Les communautés lombriciennes	30
Partie B : Abondance des biostructures lombriciennes	33
Chapitre 3 : Evaluation de différentes méthodes de quantification des biostructures lombriciennes	37
1. Introduction.....	37
2. Méthodes	37
2.1. Abondance des déjections à l'échelle des agrégats.....	37
2.2. Abondance des déjections sur cylindres de sol.....	38
2.3. Abondance des galeries et des déjections sur lames de sol	38
2.4. Analyses statistiques.....	40
3. Résultats et discussion	40
3.1. La phase solide	40
3.2. La phase porale.....	41
4. Conclusions	43
Chapitre 4: Impact des pratiques culturales sur l'abondance des biostructures lombriciennes	47
Résumé.....	47
Abstract.....	48
1. Introduction	49

Table des matières

2. Materials and methods	49
2.1. Study site, tillage systems and fertilizer inputs	49
2.2. Sampling	51
2.3. Soil water content.....	51
2.4. Abundance of earthworm biostructures	51
2.5. Statistical analysis	53
3. Results	53
3.1. Soil water content.....	53
3.2. Biostructures abundance	54
4. Discussion	58
4.1. Effects of management practices on biostructure abundance.....	58
4.2. Seasonal variation in biostructure abundance.....	59
5. Conclusions	59
Partie C : Fonctionnement physique du sol	61
Chapitre 5 : Impact des lombriciens sur la stabilité structurale des agrégats du sol	65
Résumé.....	65
Abstract.	66
1. Introduction.....	67
2. Materials and methods	67
2.1. Site and soil sampling	67
2.2. Earthworm cast abundance.....	68
2.3. Physico-chemical properties of casts and bulk soil.....	69
2.4. Statistical analysis	69
3. Results and discussion	70
3.1. Relative abundance of subsurface casts.....	70
3.2. Properties involved in structural stability: casts versus bulk soil	71
3.3. Structural stability: casts versus bulk soil	73
3.4. Structural stability: casts versus tillage intensity	74
4. Conclusions	74
Chapitre 6 : Impact des pratiques culturales sur la stabilité des agrégats du sol	79
Résumé.....	79
Abstract.	80
1. Introduction.....	81
2. Materials and methods	81
2.1. Site, tillage and fertilization practices	81
2.2. Soil sampling	82
2.3. Soil properties.....	82
2.4. Soil aggregate stability.....	83
2.5. Statistical analysis	83
3. Results and discussion	83
3.1. Soil organic matter	83
3.2. Soil water content.....	85
3.3. Water repellency of aggregates	86
3.4. Soil aggregate stability.....	86
4. Conclusions	89
Chapitre 7 : Impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol	93
Résumé.....	93
Abstract.	94
1. Introduction.....	95

Table des matières

2. Materials and methods	96
2.1. Study site, tillage and fertilization practices	96
2.2. Soil measurements	97
2.2. Hydraulic conductivity	97
2.3. Macroporosity	97
2.4. Statistical analysis	97
3. Results	98
3.1. Total soil macroporosity	98
3.2. Pore shape.....	100
3.3. Porosity size distribution.....	100
3.4. Hydraulic conductivity	102
3.5. Correlations between soil macroporosity and hydraulic conductivity	103
4. Discussion	103
4.1. Soil macroporosity as influenced by tillage and sampling date	103
4.2. Soil macroporosity as influenced by fertilization.....	104
4.3. Consequence of management practices on K(h)	104
5. Conclusions	105
Discussion générale	109
1. Comment quantifier les biostructures lombriciennes dans le sol ?	109
2. Quel est l'impact des pratiques culturales sur l'abondance de ces biostructures ?.....	110
3. Quel est l'impact des pratiques culturales et des lombriciens sur la stabilité structurale des agrégats du sol ?.....	111
4. Quel est l'impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol ? ..	112
5. Schéma d'évolution structurale des sols selon les pratiques culturales.....	113
Conclusion et perspectives	117
Références	123
Annexes	139
Annexe 1. Tableau présentant les données brutes issues du chapitre 4.	139
Annexe 2. Tableaux présentant les données brutes issues du chapitre 5.....	143
Annexe 3. Tableau présentant les données brutes issues du chapitre 6.	145
Annexe 4. Tableaux présentant les données brutes issues du chapitre 7.....	147

Résumé/abstract

Résumé

Alors que les techniques culturales sans labour sont de plus en plus utilisées par les agriculteurs, leurs effets sur les propriétés physiques du sol restent encore mal documentés en particulier lorsqu'elles sont associées à des apports d'effluents d'élevage. L'objectif de ce travail était d'évaluer l'effet du non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage sur la structure et la perméabilité du sol en étudiant plus particulièrement le rôle de l'activité lombricienne.

Ce travail repose sur un dispositif expérimental mis en place à Kerguéhennec (Bretagne, France) depuis 8 années sur lequel sont comparées six pratiques culturales croisant trois techniques de travail du sol (le labour conventionnel, le travail superficiel, le semis direct) et deux types de fertilisation (minérale et fumier de volaille). Dans une première partie de ce travail nous nous sommes intéressés aux méthodes pour quantifier les biostructures lombriciennes (galeries et déjections) et à l'impact des pratiques culturales sur leur abondance. Dans une deuxième partie nous avons mesuré l'effet conjoint des pratiques culturales et des biostructures lombriciennes sur la stabilité structurale des agrégats, la macroporosité et la perméabilité du sol au cours d'une année culturale.

Ce travail démontre la difficulté de quantifier les biostructures lombriciennes, en particulier les déjections. Nous avons proposé différents indicateurs qui, lorsqu'ils sont combinés, permettent une bonne estimation de l'abondance des déjections. Nos résultats confirment que l'abondance des biostructures est augmentée en semis direct et sous apport de fumier de volaille ; nous montrons par ailleurs que ces biostructures évoluent au cours de l'année culturale sous l'effet du climat, du travail du sol et probablement de l'activité physiologique des lombriciens. Le travail du sol modifie considérablement les propriétés physiques du sol, alors que l'apport d'effluent d'élevage n'a pas d'effet. Le non labour (semis direct et travail superficiel) augmente la stabilité structurale des agrégats du sol : cette augmentation n'est pas expliquée par l'activité lombricienne. Le semis direct présente les plus faibles valeurs de macroporosité et de perméabilité du sol, alors que l'activité lombricienne y est la plus importante. Les propriétés physiques du sol évoluent au cours de l'année culturale au même titre que les biostructures. La stabilité structurale évolue sous l'effet du climat, de la même façon pour toutes les modalités étudiées. La perméabilité des sols travaillés évolue sous l'effet du climat, du travail du sol et de l'activité lombricienne. Ces différents facteurs agissent sur une classe de pores du sol, les macropores inter-agrégats de forme complexe. La perméabilité du sol sous semis direct évolue sous l'effet du climat et de l'abondance des déjections lombriciennes, sans modification significative de la taille et forme de la macroporosité du sol.

Ainsi dans les conditions expérimentales de cette étude, le travail superficiel est la modalité qui présente les meilleures propriétés physiques du sol ; l'apport d'effluent d'élevage n'agit pas sur celles-ci. Ce travail met aussi en évidence le rôle important des déjections lombriciennes sur les variations à court terme de la perméabilité du sol.

Mots clés : non labour ; stabilité structurale ; macroporosité ; conductivité hydraulique ; déjections ; galeries ; activité lombricienne ; évolution temporelle ; analyse d'image.

Abstract

Conservation tillage practices are increasingly being used by the farmers; however, their impacts on soil physical properties remain poorly documented, especially when they are combined to manure fertilization. This study aimed at evaluating the effect of reduced tillage and manure fertilization on soil structure and its permeability, particularly in relation with earthworm activity.

This study was conducted at the Kerguéhennec experimental station, established in 2000, located in Brittany, France. Three tillage treatments were compared (moldboard plowing, surface tillage and no-tillage) along with two types of fertilizers (poultry manure and mineral). In the first part of this work, we were interested on methodologies to quantify earthworm biostructures (burrows and casts) and the impact of cultural practices on their abundance. In a second part, we have measured the combined effect of cultural practices and earthworm biostructures on the structural stability of aggregates, macroporosity and permeability of soil during one growing season.

This work demonstrates the difficulty of quantify earthworm biostructures, particularly earthworm casts. We proposed various indicators, that, when combined provide a good estimate of the abundance of casts. Our results confirm that the abundance of biostructures increases under no-tillage and with manure fertilisation. We also showed that these biostructures evolved during the crop year as a result of climate, tillage and probably the physiological activity of earthworms. Tillage practices alone had a strong impact on soil physical properties in comparison to manure fertilization. Reduced tillage increased soil aggregate stability: this increase was not explained by earthworm activity. No tillage had the lowest soil macroporosity and permeability but the earthworm activity was highest in that treatment. Soil physical properties have changed during the cropping year. The dynamics of soil aggregate stability was affected by the climate with similar fashion in all treatments. Earthworm activity, tillage events and climate were linked closely to the dynamics of soil permeability under tilled treatments. These factors influence mainly one class of porosity, the inter-aggregate complex macropores. Under no-tillage, the dynamics of soil permeability was affected by the climate and the abundance of earthworm casts, without significant modification of soil macroporosity (size and shape).

Thus, in the experimental conditions of this work, the surface tillage practice has reflected the best soil physical properties, while manure fertilization does not show any obvious impact on the studied soil physical properties. Moreover, our study highlights the importance of earthworm casts on the short term soil permeability variations.

Key words : reduced tillage; structural stability; macroporosity; hydraulic conductivity; earthworm casts; burrows; earthworm activity; temporal dynamics; image analysis.

Introduction

Introduction

1. Contexte

Le labour est une pratique agricole ancestrale, dont un des buts premiers est de créer une structure du sol favorable à la germination des graines et au développement des racines (Köller, 2003). La charrue moderne fut créée en 1784 ; son utilisation s'est ensuite largement répandue et devint rapidement un des symboles de l'agriculture moderne (Lal et al., 2007). Les problèmes de fertilité communs aux sols labourés (baisse des teneurs en matière organique, érosion éolienne et hydrique) ont conduit au développement de techniques alternatives au labour, regroupées sous le terme de techniques culturales sans labour (TCSL). Ces techniques couvrent une large gamme d'opérations sans retournement du sol, allant du pseudo-labour au semis direct en passant par le travail superficiel. Les TCSL se sont fortement développées depuis une trentaine d'années dans certaines régions du monde comme l'Amérique du nord, du sud ou l'Australie pour représenter aujourd'hui environ 95 millions d'hectares (Derpach, 2005). L'extension des TCSL en France est beaucoup plus récente : elles représentent environ un tiers des surfaces françaises de grandes cultures en 2005, avec une forte progression ces 4 dernières années (Labreuche et al., 2007). En Bretagne, les TCSL représentaient 21% des surfaces cultivées en 2006 (Heddadj, 2008). Or c'est en Bretagne que se concentre la majorité de l'élevage agricole français. De ce fait, la pratique du non labour y est généralement associée à l'apport d'effluent d'élevage.

La conductivité hydraulique est un paramètre communément utilisé pour exprimer la perméabilité d'un sol, dont les conséquences sont importantes, puisqu'une réduction de ce paramètre augmente le risque de ruissellement de surface. Elle s'exprime par un coefficient caractérisant la vitesse à laquelle l'eau s'infiltre dans le sol, selon son état hydrique. Elle est principalement contrôlée par la macroporosité du sol : taille, connectivité et stabilité des vides agencés entre les agrégats (Vervoort and Cattle, 2003; Lipiec et al., 2006; Sasal et al., 2006). La macroporosité est elle-même influencée par les pratiques culturales (Pagliai et al., 2004; Hubert et al., 2007) qui modifient la structure du sol.

De nombreux auteurs ont montré que l'effet des pratiques culturales sur la macroporosité et la conductivité hydraulique n'était pas constant au cours de l'année culturale. En effet, la macroporosité du sol évolue à très court terme : (i) sous l'effet du travail du sol qui produit rapidement une forte macroporosité ou à l'inverse (ii) sous l'effet de la pluie qui peut entraîner une prise en masse du sol lorsque la macroporosité est peu stable (Moret and Arrue, 2007) ; (iii) sous l'effet de cycles humectation et dessiccation (Dasgupta et al., 2006), gel et dégel (Sveistrup et al., 2005) ou encore (iv) sous l'effet de l'activité biologique (Meek et al., 1992 ; Hubert et al., 2007; Álvaro-Fuentes et al., 2008). En conséquence, les variations intra-annuelles de la structure du sol peuvent être plus grandes que l'effet des pratiques culturale et même masquer l'effet de celles ci (Perfect et al., 1990; Chan et al., 1994; Lampurlanés and Cantero-Martínez, 2006) ; la conductivité hydraulique suit également une forte dynamique intra-annuelle (Strudley et al., 2008).

Nous sommes particulièrement intéressés aux effets de la simplification du travail du sol et de l'apport d'effluent d'élevage sur l'activité lombricienne dans le sol, à l'origine de l'évolution de la macroporosité du sol et donc de la conductivité hydraulique. La diminution de l'intensité du travail du sol associée à une augmentation de matière organique dans les couches superficielles du sol profite aux communautés lombriciennes : les lombriciens sont donc favorisés en non labour et avec apport d'effluent d'élevage (Lee, 1985; Kladvik, 2001). Les lombriciens sont des organismes ingénieurs de l'écosystème (Jones et al., 1994 ; Lavelle et al., 1997). Les déjections qu'ils

produisent sont généralement enrichies en matière organique : elles participent à la stabilisation des sols (Tomlin et al., 1995). L'agencement des déjections dans le sol produit une porosité d'assemblage qui affecte la macroporosité du sol (Hallaire et al., 2000; Vandenbygaart et al., 2000; Bottinelli et al., 2010b). Les lombriciens creusent également des réseaux de galeries qui participent à la macroporosité du sol (Tomlin et al., 1995). La production de telles biostructures (galeries et déjections) peut engendrer une augmentation et une réorganisation de la macroporosité du sol voire une décompaction des sols tassés (Tisdall, 1985; Zund et al., 1997; Langmaack et al., 1999). De ce fait, de nombreux auteurs ont mis en exergue le rôle significatif de l'activité lombricienne sur les propriétés hydriques du sol et notamment sur sa perméabilité (Ehlers, 1975; Francis and Fraser, 1998; Lamandé et al., 2004; Capowiez et al., 2009b).

Toutefois, l'effet du non travail du sol sur la conductivité hydraulique reste controversé car s'il augmente le nombre de biostructures lombriciennes (Ehlers, 1975; Tebrügge and Düring, 1999; Vandenbygaart et al., 2000; Capowiez et al., 2009b), il entraîne généralement une diminution de la macroporosité (Kay and Vandenbygaart, 2002). En conséquence selon le nombre d'années depuis lequel le sol n'est plus travaillé ou encore selon ses propriétés intrinsèques, les valeurs de conductivité hydraulique peuvent être supérieures, similaires ou inférieures à celles d'un sol travaillé (Strudley et al., 2008). En revanche les effets de l'apport d'effluent d'élevage sur les propriétés du sol sont moins variables: l'apport d'effluent augmente l'agrégation des sols (Haynes and Naidu, 1998) et le nombre de biostructures lombriciennes (Jongmans et al., 2003; Pulleman et al., 2003). La macroporosité peut alors être augmentée (Pagliai et al., 1987; Marinari et al., 2000; Miller et al., 2002) et les valeurs de conductivité hydraulique sont généralement plus fortes que sous fertilisation minérale (Haynes and Naidu, 1998; Pagliai et al., 2004).

S'il est clair que le non labour ou l'apport de fertilisant organique modifie l'activité lombricienne, la macroporosité du sol et sa conductivité hydraulique, aucune étude à notre connaissance n'a jusqu'à présent analysé leurs effets conjoints sur le fonctionnement physique du sol. Nous émettons donc comme question principale : la combinaison du non labour et de l'apport d'effluent d'élevage, en favorisant l'activité lombricienne, augmente-t-elle la macroporosité et la conductivité hydraulique du sol ?

2. Objectif général de la thèse et organisation du mémoire

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact des pratiques culturales, lorsque l'on associe le non labour et l'apport d'effluent, sur la structure et la conductivité hydraulique du sol, en étudiant plus particulièrement le rôle de l'activité lombricienne.

Nous avons comparé six pratiques culturales, croisant trois techniques de travail du sol (labour conventionnel, travail superficiel, semis direct) et deux types de fertilisation (minérale ou fumier de volaille). Au cours d'une année culturale ont été mesurées l'abondance et la stabilité structurale des déjections lombriciennes. Nous avons également évalué l'effet des pratiques culturales sur la stabilité structurale des agrégats du sol, la macroporosité et la conductivité hydraulique du sol. La diversité des situations nous permettra ainsi d'estimer l'impact de l'activité lombricienne sur le fonctionnement physique du sol.

Le mémoire s'articule autour de sept chapitres, organisés en 3 parties :

- dans la première partie nous présenterons une analyse bibliographique (chapitre 1) portant sur les interactions entre les pratiques culturales, l'activité des lombriciens, et les propriétés physiques du sol; nous permettant ainsi de justifier les objectifs de ce travail. Le chapitre 2 décrira le site d'étude et les parcelles expérimentales étudiées.

- La deuxième partie sera consacrée à l'abondance des biostructures lombriciennes: dans le chapitre 3, nous évaluerons différentes méthodes originales de quantification de l'activité des lombriciens dans le sol. Dans le chapitre 4, nous décrirons l'impact des pratiques culturales sur l'abondance des biostructures lombriciennes.

- La troisième partie de ce travail portera sur le fonctionnement physique du sol : dans le chapitre 5, nous évaluerons l'impact des lombriciens sur la stabilité structurale du sol. Dans le chapitre 6, nous présenterons la stabilité des agrégats du sol selon les pratiques culturales. Enfin, dans le chapitre 7 nous présenterons l'impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol.

A la suite de ces trois parties, nous tenterons dans une discussion générale de croiser ces informations, et nous proposerons par des scénarios les schémas d'évolution du sol, de montrer comment l'activité lombricienne, selon les pratiques culturales, a contribué à ses propriétés structurales et hydriques.

Partie A

Etat de l'art et site d'étude

Chapitre 1

Relations entre les pratiques culturales, les lombriciens, la structure et la perméabilité du sol

Chapitre 1

Relations entre les pratiques culturales, les lombriciens, la structure et la perméabilité du sol

Nous proposons dans ce chapitre bibliographique de donner un aperçu général de l'impact des pratiques culturales (le travail du sol et l'apport d'effluent d'élevage) et de l'activité des lombriciens sur la structure et la perméabilité du sol. Dans une première partie nous définirons les techniques culturales sans labour, l'utilisation d'effluent d'élevage en agriculture, les lombriciens en tant qu'ingénieurs de l'écosystème, la structure et la perméabilité du sol. Dans une deuxième partie nous analyserons les interactions entre ces 3 composants: (i) l'effet des pratiques culturales sur l'abondance et l'activité des communautés lombriciennes (Axe 1), (ii) l'effet des lombriciens sur la structure et la perméabilité du sol (Axe 2) et (iii) les conséquences des pratiques culturales sur la structure et la perméabilité du sol (Axe 3).

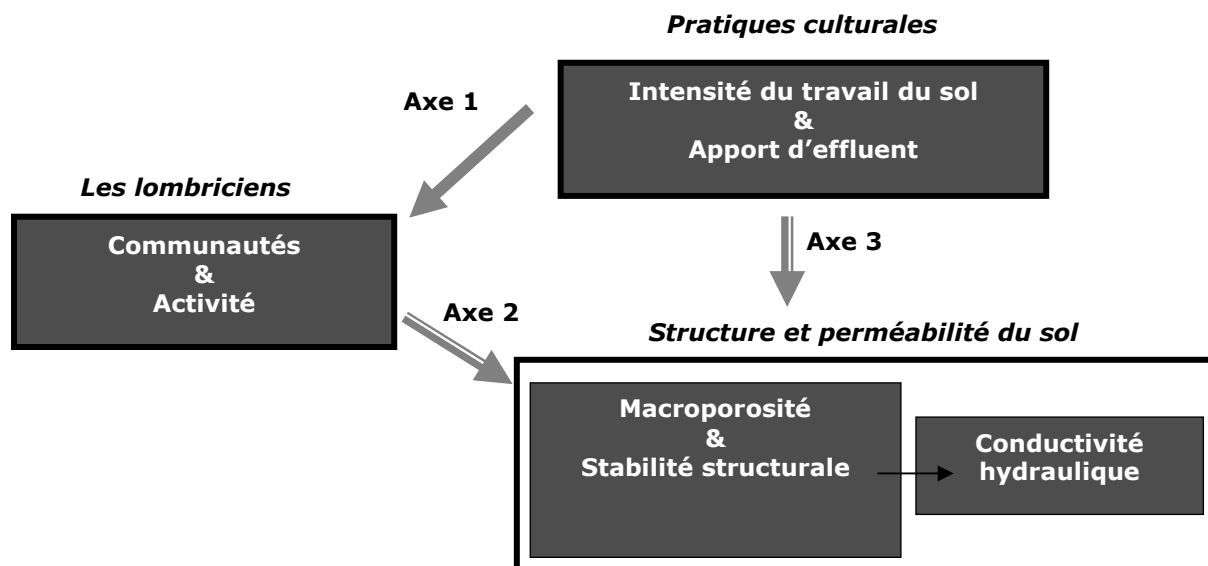


Fig. 1 : Axes d'étude des relations entre les pratiques culturales, les communautés lombriciennes, la structure et la perméabilité du sol.

Dans une troisième partie, au terme de cet aperçu bibliographique, nous serons à même de mieux définir l'objectif de cette thèse et de le décliner sous forme de questions. Ces questions délimiteront la démarche adoptée au cours de ce travail de thèse et le plan de ce mémoire.

1. Définitions

1.1. Les pratiques culturales

Les techniques culturales sans labour

Les techniques culturales sans labour (TCSL) sont un ensemble de techniques de travail du sol allant du pseudo-labour au semis direct en passant par le travail superficiel. Les TCSL se sont fortement développées depuis une trentaine d'années dans certaines régions du monde comme l'Amérique du nord, du sud ou l'Australie pour représenter aujourd'hui environ 95 millions

d'hectares (Derpsch, 2005). L'extension des TCSL en France est beaucoup plus récente : elles représentent environ un tiers des surfaces françaises de grandes cultures en 2005, avec une forte progression ces 4 dernières années. Les TCSL ne sont pas mises en œuvre de manière uniforme en France. Environ 45% des surfaces de colza et blé sont conduites sans retournement, alors que cette proportion oscille entre 10 et 30% pour les principales cultures de printemps (Labreuche et al., 2007). Les TCSL sont développées un peu partout en France mais dans des proportions variables selon le contexte agronomique. Les enquêtes montrent que certaines situations les favorisent, par exemple les colzas et blés cultivés dans le grand sud-ouest ou sur sols argilo-calcaires. A l'inverse, les régions avec des climats humides, des sols peu argileux et une forte proportion de cultures de printemps sont peu favorables aux TCSL (Labreuche et al., 2007). Les TCSL en France sont très diverses dans leur mise en œuvre, avec des itinéraires en vrai semis direct et d'autres intégrant du travail superficiel et du travail profond. Le semis direct est encore peu répandu. Sur cultures d'automne, les itinéraires les plus répandus font le plus souvent appel à une ou plusieurs opérations de travail superficiel alors qu'ils combinent fréquemment travail superficiel et travail profond avant les cultures de printemps. L'abandon du labour a deux conséquences directes :

(i) l'absence de retournement du sol, qui va profondément modifier son fonctionnement. Le non retournement du sol entraîne l'apparition de gradients dans la couche arable qui était auparavant mélangée par l'action de la charrue (Guerif, 1991). Cela concerne en premier lieu la matière organique qui s'accumule en surface (mulch issu des résidus de culture ou des amendements) et dans les premiers centimètres de sol. Cette matière organique joue un rôle très important dans la protection de la surface du sol, la stabilisation de la structure, la rétention d'eau et d'éléments et sert d'abri et de nourriture aux organismes du sol (Rasmussen, 1999; Tebrügge and Düring, 1999; Kladviko, 2001). Beaucoup de ces organismes profitent de l'absence de perturbation de leur milieu par la charrue conduisant à une activité biologique souvent plus intense. C'est notamment le cas des lombriciens (anéciques en particulier) qui ont une activité accrue de création de porosité et d'enfouissement de la matière organique (Lavelle and Spain, 2001). C'est également le cas des champignons qui peuvent participer à la stabilisation de la structure du sol par le réseau d'hyphes qu'ils développent (Beare et al., 1997). Mais c'est également le cas de certains bio-agresseurs qui exercent une pression plus intense en l'absence de labour : adventices qui ne sont plus détruites et dont les graines ne sont plus enfouies par le labour, agents pathogènes qui restent en surface, limaces protégées par le mulch, rongeurs dont les terriers ne sont plus détruits, etc. (Holland, 2004) ;

(ii) l'absence de fragmentation du sol par la charrue. Cela signifie une diminution de la création de porosité d'origine mécanique qui peut être très variable selon les systèmes de TCSL : on observe encore beaucoup de création de porosité par les outils en travail superficiel mais pratiquement plus en semis direct. Cela peut être compensé par une création de porosité d'origine biologique (par les lombriciens notamment) mais on observe progressivement des modifications d'architecture porale (moins de macropores, meilleure connectivité...) qui peuvent avoir des conséquences importantes sur la croissance racinaire, les flux d'eau, de gaz, le micro-climat du sol et donc l'activité des organismes et le comportement du sol (Kay and Vandenbygaart, 2002; Holland, 2004). Finalement, ces modifications sont susceptibles de jouer sur les cycles des éléments (notamment C et N), les transferts d'eau, de sol (érosion) et de polluants, la fertilité du milieu, l'activité biologique et la biodiversité (Holland, 2004).

L'utilisation d'effluent d'élevage en agriculture

Un effluent produit à partir de déjections animales peut être liquide (lisier) ou solide car mélangé avec une litière végétale (fumier). Les effluents sont épandus dans les parcelles agricoles pour améliorer la fertilité du sol. Les quantités produites par l'ensemble du cheptel français en 2000 représentaient environ 300 millions de tonnes dont 80% sont d'origine bovine (MEDD, 2002). Ces effluents sont émis pour moitié au champ quand les animaux sont en pâture ; la rotation des prairies pâturées et les durées de pâture permettent de gérer ces émissions. L'épandage des 50% récupérés dans les bâtiments d'élevage doit être géré par rapport aux parcelles cultivées ou prairies non pâturées. La répartition des zones d'élevage est très hétérogène au niveau du territoire français avec des régions comme le centre du Bassin parisien où l'élevage a quasiment disparu et d'autres où se concentre l'élevage comme la Bretagne, la Normandie, la Mayenne. La Bretagne, première région agricole, concentre à elle seule 50 % de la production de porcs, 41 % de celle des volailles et de l'élevage laitier sur seulement 7 % de territoire. Les effluents ont une valeur agronomique : en fonction de leur composition chimique, les épandages d'effluents d'élevage apportent aux sols des quantités d'éléments fertilisants équivalents à une fertilisation minérale classique (N, P, K, oligo-éléments) ; ils sont alors utilisés comme engrais. Les effluents présentent également une valeur d'amendement car ils améliorent les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Ils peuvent augmenter la teneur en matière organique des sols et contribuer à un meilleur fonctionnement physique du sol (stabilité des agrégats, rétention d'eau, perméabilité...)

1.2. Les lombriciens

Dès la fin du XIX^{ème} siècle, Darwin (1881) évoquait l'importance des lombriciens dans la formation, la dynamique et la fertilité des sols: "The plough is one of the most ancient and most valuable of man's inventions; but long before he existed the land was regularly ploughed and still continued to be thus ploughed by earthworms". En raison de leur omniprésence et de leurs multiples activités, ces invertébrés provoquent des changements au niveau des propriétés physiques et chimiques du sol facilement observables et mesurables, conduisant à leur tour à des modifications des activités microbiologiques. Les lombriciens sont qualifiés d'organismes ingénieurs de l'écosystème (Jones et al., 1994 ; Lavelle et al., 1997) dans la mesure où ils influencent la diversité et l'activité des organismes appartenant à des groupes fonctionnels subordonnés (transformateurs de litières, microprédateurs et microorganismes) régulant ainsi les transformations des nutriments. Ainsi les deux activités mécaniques principales des lombriciens reposent sur (i) l'élaboration de réseaux de galeries dans lesquelles ils se déplacent (Fig. 2a) et (ii) l'excrétion de déjections dans les galeries ou vides du sol (Fig. 2b) ou en surface du sol (turricules) (Fig. 2c).

Tous les lombriciens n'ont pas le même mode d'action dans les sols et Bouché (1977) propose une classification en relation avec la morphologie et le comportement de chacun d'eux. Les **épigés** sont des vers pigmentés de petite taille (10 à 30 mm) qui vivent dans la litière de surface et se nourrissent des matières organiques en décomposition. Ils ne creusent pas, même si certaines espèces intermédiaires peuvent créer de petites galeries très superficielles. Les **anéciques** sont des vers pigmentés de grande taille (10 à 110 cm) qui vivent dans des galeries sub-verticales permanentes plus ou moins ramifiées s'ouvrant à la surface du sol. Au cours de l'ingestion de sol et de l'enfouissement de matière organique, ces organismes assurent un mélange intime de la matière organique et de la fraction minérale provenant de différents horizons du sol. Les **endogés** ont une taille variable (1 à 20 cm) et creusent des galeries d'orientation quelconque.

Ils se nourrissent de matière organique incorporée dans la matrice du sol. Ils se déplacent alors beaucoup pour satisfaire leurs besoins alimentaires. Entre ces 3 pôles extrêmes se situent beaucoup d'espèces à mode d'action intermédiaire.

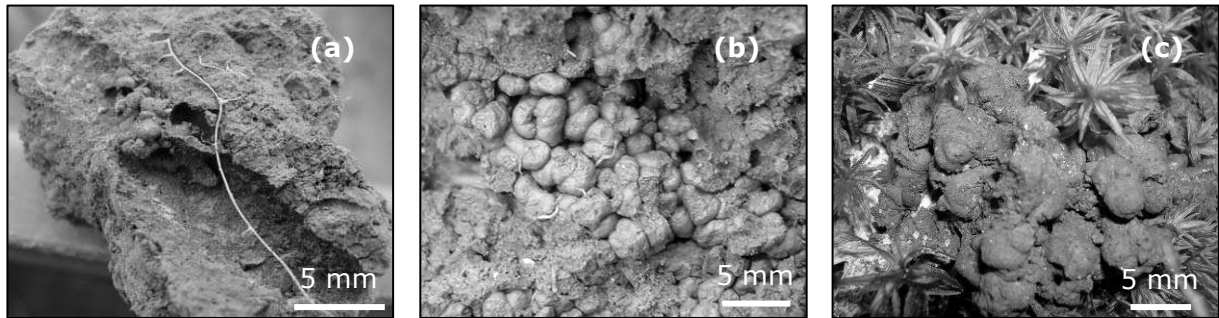


Fig. 2 : Exemple de biostructures lombriciennes : (a) galerie, (b) déjections et (c) turricules.

1.3. La perméabilité et la macroporosité du sol

La conductivité hydraulique est un paramètre communément utilisé pour exprimer la perméabilité d'un sol ; elle s'exprime par un coefficient caractérisant la vitesse à laquelle l'eau s'infiltre dans le sol, selon son état hydrique. Pour les potentiels hydriques proches de la saturation, elle est principalement contrôlée par la macroporosité du sol. Les macropores sont définis par Kay and Vandenbygaart (2002) comme des pores de taille supérieure à 30 μm de diamètre équivalent où l'eau circule en premier lors de l'infiltration et du drainage.

La macroporosité du sol cultivé évolue en permanence et à très court terme sous l'effet du climat (Sveistrup et al., 2005), de la faune du sol (Hubert et al., 2007) , des racines (Meek et al., 1992) et des actions de l'agriculteur (Tebrügge and Düring, 1999; Roger-Estrade et al., 2009). Ce dernier agit par ses techniques culturales ou par la circulation des engins agricoles, et par le choix des successions de culture qui détermine le calendrier d'occupation de la parcelle. La structure du sol est donc une caractéristique dynamique dont l'évolution est régie par des actions qui entraînent soit sa dégradation (diminution de la macroporosité), soit sa régénération (accroissement de la macroporosité). Les processus conduisant à la dégradation de la structure sont le compactage par les roues des engins agricoles ou la prise en masse sous l'effet du climat. Les processus menant à une aggradation de la porosité du sol, sont la fragmentation par les outils de travail du sol et l'action des agents naturels : fissuration par le climat ou action de la faune du sol (Roger-Estrade et al., 2005).

Les macropores n'ont pas tous la même capacité à résister face au climat ou au passage des engins. Cela nous amène à définir la notion **de stabilité structurale**. La stabilité structurale correspond à la capacité d'un sol à conserver son arrangement entre particules solides et vides lorsqu'il est exposé à différentes contraintes. Ces contraintes peuvent être de différentes natures et de différentes intensités, comme par exemple l'impact d'une pièce d'un outil de travail du sol, l'impact des gouttes de pluie ou l'humectation (Le Bissonnais, 1996). Dans la plupart des cas, le terme de stabilité structurale est synonyme de stabilité des agrégats. La stabilité des agrégats dépend de nombreux facteurs qui ont été revus par Amezketta (1999) qui les a classifiés en : (i) facteurs intrinsèques, liés à des caractéristiques primaires qui sont statiques dans le temps et (ii) des facteurs exogènes qui sont dynamiques dans le temps :

Les facteurs intrinsèques sont la texture, la minéralogie, la teneur en matière organique (MO), le pH, la concentration d'électrolytes, les oxydes... Les pratiques culturales modifieront en

particulier la MO (qualité et quantité). Cette dernière influence la stabilité structurale par plusieurs mécanismes : elle joue le rôle de liant entre les particules et modifie l'hydrophobicité des agrégats. De nombreuses études ont mis en relation une augmentation de la stabilité structurale avec la teneur en carbone organique (Carter, 1992; Haynes and Francis, 1993; Angers et al., 1999; Six et al., 1999; Bissonnette et al., 2001; Le Bissonnais et al., 2002), ou plus particulièrement avec les polysaccharides produits par les microorganismes et les racines (Cheshire et al., 1979; Angers et al., 1993b; Haynes and Francis, 1993), la biomasse microbienne (Álvaro-Fuentes et al., 2008) ou encore la longueur des hyphes fongiques (Jastrow et al., 1998; Bissonnette et al., 2001).

Les facteurs exogènes sont les variables climatiques, biologiques et les systèmes de cultures. Ces facteurs vont affecter la dynamique de la stabilité structurale. En effet, au même titre que la porosité du sol, la stabilité structurale exhibe fréquemment une grande variabilité intra-annuelle qui peut être bien plus grande que les variations entre différents systèmes de culture (Perfect et al., 1990; Chan et al., 1994; Angers et al., 1999; Plante and McGill, 2002; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009). Le climat modifie directement la stabilité de la structure principalement par l'action sur la teneur en eau (Perfect et al., 1990; Angers et al., 1993b) et indirectement par la stimulation saisonnière de l'activité biologique (Marinissen, 1994; Álvaro-Fuentes et al., 2008a). L'incorporation de MO peut également contribuer à la variation intra-annuelle de la structure. C'est grâce à la stimulation de micro-organismes que la stabilité de la structure augmente rapidement après apports organiques (Abiven et al., 2009). Cette dynamique à court terme a été mise en avant par des modèles qui intègrent la dynamique de la MO avec la formation, la stabilisation et la désagrégation de la structure du sol (Annabi et al., 2007; Abiven et al., 2008)

Etudier l'évolution de la macroporosité du sol oblige à disposer d'une méthode de caractérisation. Il existe un très grand nombre de ces méthodes, qui diffèrent par les objectifs poursuivis, le niveau d'organisation abordé, les procédures utilisées (Dexter, 1988; Young et al., 2001). Les études dont l'objectif est de comprendre l'évolution de la structure et de la perméabilité du sol sous l'effet des systèmes de culture privilégient les méthodes de description basées sur l'observation morphologique. Parmi celles-ci, l'étude du profil cultural (Gautronneau and Manichon, 1987) permet une description stratifiée de la structure des horizons qui constituent le profil cultural, l'analyse d'image en 2 dimensions d'échantillons de sol permet une quantification fine de la forme, de la taille et de l'origine des pores (Ringrose-Voase and Bullock, 1984; Vandenbygaert et al., 2000), l'analyse d'image en 3 dimensions d'échantillons de sol par tomographie permet une quantification du volume des pores et de leur connectivité (Perret et al., 1999). L'analyse en 2 dimensions de la **porosité par analyse d'image** sur lames minces de sol est appropriée pour déterminer l'effet des pratiques culturales sur la porosité du sol (Kribaa et al., 2001; Lamandé et al., 2003; Pagliai et al., 2004). Elle permet une caractérisation non seulement quantitative de la porosité mais aussi qualitative. Différents indicateurs morphologiques de la porosité sont utilisés pour classer les macropores du sol (Ringrose-Voase and Bullock, 1984; Ringrose-Voase, 1996; Kribaa et al., 2001). Ces auteurs classifient la macroporosité selon 3 classes morphologiques : les pores allongés (Fig. 3a), les pores ronds (Fig. 3b) et les pores complexes (Fig. 3c). Il apparaît que les macropores complexes sont un bon indicateur de la perméabilité du sol (Lamandé et al., 2003; Pagliai et al., 2004; Carof et al., 2007).

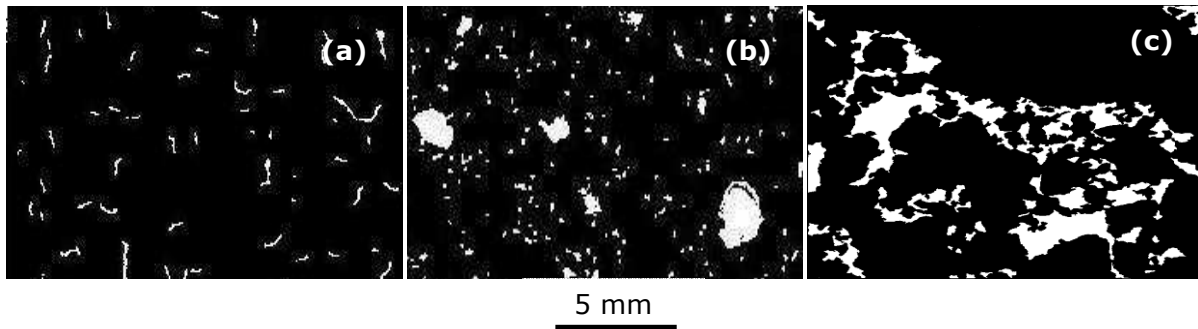


Fig. 3 : Exemple de classification de la porosité du sol selon leur forme : (a) pores allongés, (b) pores ronds, (c) pores complexes.

Certains auteurs ont présenté de nouveaux modèles typologiques de la porosité du sol rendant compte de l'origine de la macroporosité du sol. Citons les travaux de Vandenbygaart et al. (2000) lesquels se sont intéressés à la porosité agencée entre les déjections lombriciennes (Fig. 4a) et les travaux d'Hubert et al. (2007) qui ont classé les pores du sol selon leur origine : biologique, climatique ou anthropique (Fig. 4b).

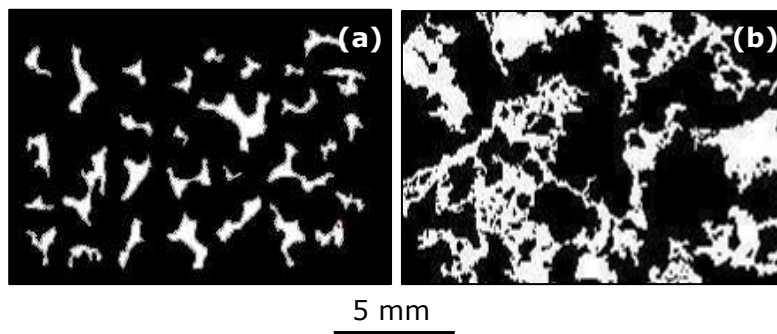


Fig. 4 : Exemple de classification de la porosité du sol selon son origine : (a) pores agencées entre les déjections lombriciennes (Vandenbygaart et al., 2000) et (b) pores créés par la charrue (Hubert et al., 2007).

2. Interactions entre les lombriciens, les pratiques culturales, la structure et la perméabilité du sol

2.1. Impact des pratiques culturales sur les communautés et activités lombriciennes

Les communautés lombriciennes – L'abondance des lombriciens augmente dans un sol en non labour par rapport à un sol travaillé conventionnellement (Chan, 2001; Kladvko, 2001). Cette augmentation s'explique par des conditions climatiques plus favorables, par l'absence de dommages occasionnés par la charrue et par la présence d'une litière en surface. L'écart entre les situations culturales est d'autant plus grand que l'ancienneté du système sans travail du sol est importante. Les espèces anéciques sont les plus affectées par le travail du sol : leurs populations croissent considérablement après l'abandon du labour (Kladvko, 2001).

L'apport d'amendements organiques augmente la quantité de biomasse produite et donc de résidus disponibles pour les lombriciens. L'épandage de matières organiques sur les sols cultivés permet d'atténuer les impacts négatifs d'une acidification des sols liée à une limitation du chaulage et/ou à l'utilisation de fertilisation minérale. D'après Cluzeau et al. (1994), des apports de composts urbains sur 12 ans, dans une vigne expérimentale du Comité Interprofessionnel des Vins

de Champagne, entraînent une augmentation de 30 % des biomasses lombriciennes, anéciques en particulier. Curry (1976) et Anderson et al. (1983) ont montré qu'un apport de lisier ou de fumier augmentait rapidement les populations de lombriciens. Cependant, certains lisiers peuvent avoir des effets néfastes liés à la présence d'ammoniac (Curry, 1976).

L'abondance des biostructures lombriciennes - De nombreuses études ont mis en évidence le rôle de la mésologie du sol (qualité et quantité de matière organique, compacité, teneur en eau, température, pH) et de l'assemblage des communautés lombriciennes sur la production des biostructures (Martin, 1982; Stovold et al., 2004; Whalen et al., 2004; Capowiez et al., 2009a). De ce fait, une augmentation de lombriciens dans le sol n'implique pas forcément une augmentation de biostructures dans le sol (Pérès, 2003). Par ailleurs, divers travaux soulignent les variations temporelles de ces biostructures. La morphologie des réseaux de galeries évolue à l'échelle saisonnière (Kretzschmar, 1982; Capowiez et al., 1998) ainsi qu'à l'échelle interannuelle (Ligthart, 1997) ; la production des turricules est plus importante au printemps et en automne lorsque les lombriciens sont actifs physiologiquement (Binet and Le Bayon, 1999; Perreault et al., 2007). On peut supposer une dynamique similaire des déjections dans le sol, mais cela n'a encore jamais été étudié en milieu tempéré. Malgré les différents facteurs cités ci-dessus, dans la majorité des cas l'abondance des biostructures lombriciennes suit l'abondance des communautés lombriciennes : un plus grand nombre de biostructures est observé dans un sol en non labour par rapport à un sol travaillé conventionnellement et sous apport de matière organique exogène. Cette augmentation est expliquée soit par un nombre plus important des communautés lombriciennes, une augmentation de leur activité et/ou une pérennité plus importante de ces structures au regard des impacts de l'outil lors de la mise en place de la culture. Si nous disposons de nombreuses références concernant l'abondance des galeries (Ehlers, 1975; Trojan and Linden, 1998; Tebrügge and Düring, 1999; McGarry et al., 2000; Vandenbygaart et al., 2000; Wuest, 2001; Hubert et al., 2007; Riley et al., 2008; Capowiez et al., 2009a), ce n'est pas le cas pour les déjections (Drees et al., 1994; Vandenbygaart et al., 2000; Pulleman et al., 2003).

2.2. Action des lombriciens sur la structure et la perméabilité du sol

Les galeries lombriciennes - Selon la catégorie écologique des lombriciens, le réseau de galeries sera différent (étendue, orientation, diamètre...) (Capowiez et al., 1998; Capowiez et al., 2001; Jegou et al., 2001; Bastardie et al., 2002; Bastardie et al., 2003; Felten and Emmerling, 2009). Selon la compacité du sol, les lombriciens construiront leurs galeries en se fauillant par compaction latérale dans le sol ou en ingérant et en excréant le sol au fur et à mesure de leur progression. Le diamètre des galeries varie selon la taille du lombricien (entre 1 à 10 mm). La création de ces galeries va participer à la redistribution du spectre de porosité dans le sol en augmentant le compartiment des macropores (Fig. 5a). Ces macropores peuvent être très importants et représenter de 100 à 300 galeries/m² selon les systèmes de culture (Lee, 1985). En conséquence, les galeries lombriciennes augmentent la perméabilité du sol notamment lorsque le sol est saturé en eau. Les premiers travaux ayant trait à la quantification de l'influence des galeries lombriciennes sur l'infiltration, semblent correspondre au travail d'Ehlers (1975) qui a permis de montrer que les galeries pouvaient conduire des quantités très importantes d'eau de la surface jusqu'à 1 à 2 m de profondeur. Cette étude pionnière a depuis été complétée par de nombreux travaux qui ont confirmé le fait que ces galeries peuvent constituer des voies d'écoulement préférentiel (Edwards et al., 1990; Joschko et al., 1992; Bouché and Al-Addan, 1997; Francis and Fraser, 1998; Capowiez et al., 2009b).

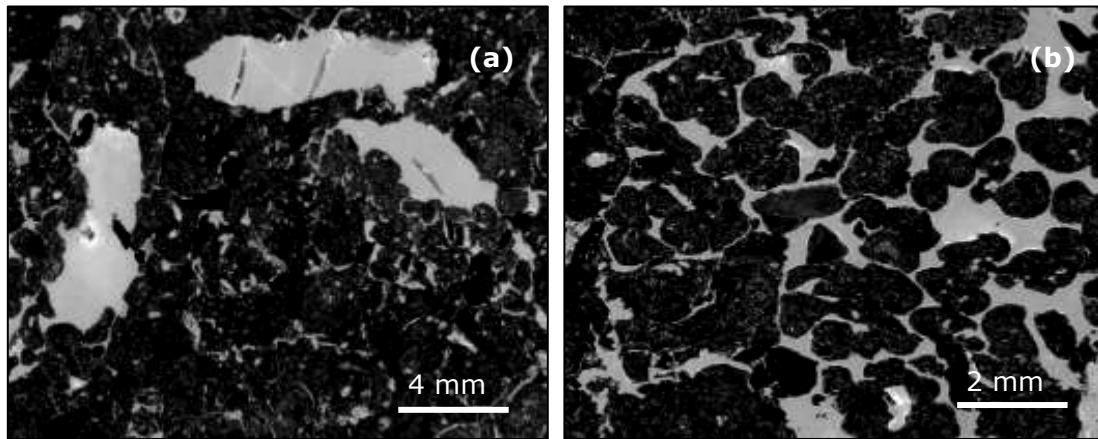


Fig. 5 : Exemples de macroporosité agencée par les biostructures lombriciennes : (a) coupe longitudinale de galeries et (b) assemblages de déjections.

Les déjections lombriciennes - Les lombriciens se nourrissent principalement de fragments de matériel végétal plus ou moins dégradés et incorporés dans le sol. En régions tempérées, la quantité journalière de sol qui transite dans le tube digestif d'un lombricien varie entre 0.10 et 0.50 g de sol sec/g ver pour les anéciques et entre 0.30 et 0.90 g de sol sec/g ver pour les endogés (Shipitalo and Protz, 1989; Flegel et al., 1998). La plupart des travaux ont estimé la quantité de déjections présente à la surface du sol sous différentes utilisations du sol. En moyenne celle-ci fluctue de 2 à 250 tonnes ha⁻¹ année⁻¹ dans les sols tempérés (Lee, 1985). Mais il est maintenant reconnu que l'essentiel des déjections produites par les lombriciens se trouve dans le profil du sol (Lee, 1985; Lavelle and Spain, 2001). Les déjections dans le sol sont très peu étudiées ; ce manque d'intérêt peut être imputé à la difficulté de leur quantification. Si certains auteurs caractérisent ces déjections à travers différents paramètres comme : la stabilité structurale (Coq et al., 2007), la taille (Bruneau et al., 2004), la forme (Vandenbygaert et al., 2000; Jongmans et al., 2003) ou encore la couleur (Hallaire et al., 2000) ; ces techniques sont difficiles à mettre en œuvre et/ou dépendantes des propriétés du sol et des vers de terre qui les produisent. Aujourd'hui il n'existe pas de consensus formel privilégiant une méthodologie de caractérisation de la production de déjections en plein champ.

Les déjections sont généralement enrichies en matière organique et en argiles (Shipitalo and Protz, 1988; Shipitalo and Protz, 1989; Marinissen and Dexter, 1990). Lors du transit du sol par le tube digestif du lombricien, un mélange intime de la matière organique et de la phase minérale se déroule grâce aux multiples contractions musculaires qui broient finement les différentes substances (Shipitalo and Protz, 1989). Ces processus entraînent la réorganisation des liaisons physico-chimiques et organo-minérales au sein des déjections, et ces phénomènes ont une importance notable sur la stabilité à plus ou moins long terme de ces agrégats. La stabilité des agrégats formés dépend du degré d'humidité des déjections. Les argiles se dispersent facilement et la matière organique n'est pas protégée dans les déjections fraîchement émises. Cependant, la stabilité des déjections augmente lorsque le sol s'assèche et cette stabilité est encore augmentée avec les cycles d'humectations et de séchages lors des événements pluvieux (Marinissen and Dexter, 1990; Hindell et al., 1997). Avec le temps, la prolifération d'hyphes de champignons peut également favoriser leur stabilisation (Marinissen and Dexter, 1990).

Le dépôt de déjections dans le sol crée une macroporosité d'assemblage plus ou moins grande selon la taille et l'état de dégradation de celles-ci. La porosité créée a une forme mamelonnée et se distingue facilement du sol environnant (Bullock et al., 1985; Vandenbygaart et al., 2000) (Fig. 5b). L'assemblage des déjections participe à la macroporosité du sol (Blanchart, 1992; Hallaire et al., 2000; Vandenbygaart et al., 2000; Bottinelli et al., 2010b) mais son effet sur la porosité du sol reste encore très peu étudié. Selon leurs caractéristiques, les dépôts de déjections peuvent s'accompagner d'une augmentation de la structure grumeleuse (Pérès et al., 1998; Vandenbygaart et al., 1999b). A l'inverse si ces déjections sont instables vis-à-vis de l'action de l'eau ou présentent un trop fort degré de compaction, l'activité des vers de terre peut mener à une diminution de la macroporosité du sol (Blanchart et al., 1997; Hallaire et al., 2000 ; Bottinelli et al., 2010b). En conséquence, l'effet des déjections sur la perméabilité du sol est controversé et reste là encore très peu décrit. Lorsque les déjections dégradent la structure du sol, la perméabilité est réduite (Blanchart et al., 1999) ; à l'inverse lorsque la macroporosité du sol est augmentée, la perméabilité du sol augmente (Lamandé et al., 2003; Lamandé et al., 2004).

2.3. Impact des pratiques culturales sur la structure et la perméabilité du sol

Effet du travail du sol - Dans les couches où se concentrent les résidus de récolte en non labour, la matière organique du sol augmente (Angers et al., 1993a; Six et al., 1999; Daraghmeh et al., 2009). En conséquence la stabilité structurale augmente de manière importante (Angers et al., 1993b; Tebrügge and Düring, 1999; Sasal et al., 2006; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009). L'augmentation de la stabilité structurale en non labour est généralement bien corrélée à l'augmentation des teneurs en carbone organique (Whalen et al., 2003; Jiao et al., 2006) et à l'augmentation de l'activité biologique : biomasse microbienne (Angers et al., 1993b; Álvaro-Fuentes et al., 2008) et polysaccharides microbiens et racinaires (Angers et al., 1993b).

L'absence de travail du sol conduit généralement à une compaction de l'horizon de surface. De nombreuses études réalisées dans des conditions pédoclimatiques variées concluent à une augmentation de la densité apparente en semis direct dans les 20 premiers centimètres de sol (Hussain et al., 1998; Vandenbygaart et al., 1999a; Schjøning and Rasmussen, 2000; Kushwaha et al., 2001; Dam et al., 2005). La comparaison d'un sol labouré à un sol travaillé superficiellement ne montre généralement pas de différences significatives (Azooz et al., 1996; Yang and Kay, 2001). D'autre part, il est remarqué dans de nombreux cas que les différences entre modalités de travail du sol sont maximales après le passage de la charrue puis diminuent au cours de la saison culturale (Tebrügge and Düring, 1999; Daraghmeh et al., 2008).

Concernant la macroporosité du sol, on constate que celle-ci décroît quel que soit le nombre d'années de non travail du sol (Drees et al., 1994; Miller et al., 1998a; Vandenbygaart et al., 1999b; Schjøning and Rasmussen, 2000; Lipiec et al., 2006; Hubert et al., 2007). L'ensemble des travaux montre que sous semis direct les pores complexes diminuent (Miller et al., 1998a; Hubert et al., 2007) au dépens des pores ronds qui augmentent, de taille < 500 µm (Miller et al., 1998a; Vandenbygaart et al., 1999b) et de taille > 500 µm (Shipitalo and Protz, 1987; Vandenbygaart et al., 1999b; Vandenbygaart et al., 2000). Ces auteurs associent ces pores, respectivement à des pores racinaires ou à des galeries lombriciennes qui s'accumulent au cours des années de non travail du sol. Récemment Vandenbygaart et al. (2000) ont mis en évidence que des pores de formes complexe à arrondie correspondaient aux pores agencés entre les déjections lombriciennes ; le nombre de ces pores était plus important en semis direct comparé à un labour. La comparaison d'un sol sous labour et soumis à un travail superficiel ne montre pas de différence de macroporosité (Pagliai et al., 1995). De nombreux travaux ont montré, au même titre

que les mesures de densité apparente, que l'écart de macroporosité entre un labour et un semis direct est maximum après le travail du sol (Pierce et al., 1994). Les travaux d'Hubert et al. (2007) ont suggéré qu'en fin d'année culturale les pores créés par la charrue étaient remplacés par des pores complexes dont l'origine était lombricienne.

La conductivité hydraulique du sol (K) dépend du volume poral. Plus ce dernier augmente et plus la conductivité hydraulique est susceptible d'augmenter. Elle dépend également de la continuité, donc de la morphologie de l'espace macroporal. Les résultats apparaissent très variables selon les sites d'études, et les méthodes mises en œuvre (Green et al., 2003). Comparé à un sol travaillé, K dans un sol en semis direct peut être augmentée (Miller et al., 1998a; Arshad et al., 1999), similaire (Blanco-Canqui et al., 2002; Fuentes et al., 2004) ou diminuée (Lampurlanés and Cantero-Martínez, 2006; Carof et al., 2007). En fait, cette variabilité s'explique par les différences d'évolution du réseau poral au cours du temps entre un sol labouré et un sol en semis direct. Si des macropores sont créés juste après le labour, ce qui améliore temporairement la vitesse d'infiltration de l'eau (Lin et al., 1999; Coquet et al., 2005), l'action mécanique de la charrue peut détruire la continuité des galeries lombriciennes formées pendant le cycle cultural précédent (Shipitalo and Protz, 1987; Logsdon et al., 1993). A l'inverse, la réduction du nombre de macropores du sol après l'abandon du labour peut être contrebalancée par un accroissement de la quantité de galeries lombriciennes lors de la pratique à long terme du semis direct (McGarry et al., 2000).

Effet de l'apport d'effluent d'élevage - L'apport d'effluent d'élevage améliore la stabilité de la structure via son effet sur l'augmentation des teneurs en carbone organique du sol (Albiach et al., 2001; Nyamangara et al., 2001; Barzegar et al., 2002; Pulleman et al., 2003; Celik et al., 2004; Mikha and Rice, 2004; Jiao et al., 2006; Bhattacharyya et al., 2007; Hati et al., 2007) et sur l'augmentation de la concentration du sol en polysaccharides microbiens et racinaires (Albiach et al., 2001; Grandy et al., 2002; Yousefi et al., 2008). Ces effets sont d'autant plus importants que les doses apportées sont importantes. Cela est vérifié également pour les mesures de macroporosité et de conductivité hydraulique (Schjønning et al., 1994; Miller et al., 1998b; Shirani et al., 2002; Jiao et al., 2006).

Un grand nombre d'études montre que l'apport d'effluent d'élevage provoque une diminution de la densité apparente des sols (Edmeades, 2003; Celik et al., 2004; Pagliai et al., 2004; Bhattacharyya et al., 2007; Hati et al., 2007; Khan et al., 2007) et une augmentation de la macroporosité du sol (Pagliai et al., 1987; Marinari et al., 2000; Miller et al., 2002). De façon surprenante, les auteurs ne justifient que très rarement l'augmentation de la porosité suite à l'apport d'effluent ; il est alors courant de dire que la porosité du sol augmente suite à un phénomène de dilution (la matière organique ayant une faible densité) ou encore par l'augmentation de l'agrégation par les micro-organismes (Khaleel et al., 1981; Haynes and Naidu, 1998). Aucune de ces études réalisées en plein champ n'évoquent l'effet de la macrofaune sur ces propriétés structurales.

En conséquence la conductivité hydraulique est très souvent augmentée (Mbagwu, 1992; Miller et al., 2002; Schjønning et al., 2002; Khan et al., 2007). Néanmoins certains auteurs ne remarquent pas d'effet sur K soit parce que la quantité d'effluent apportée est faible, ou que la variabilité de K est importante (Shirani et al., 2002; Arriaga and Lowery, 2003), ou encore que l'effet dépend de la saturation du sol en eau (Miller et al., 2002).

3. Objectif et démarche

L'objectif de cette thèse est d'évaluer l'impact de pratiques culturales combinant le non travail du sol et l'apport d'effluent sur les propriétés physiques du sol, en analysant le rôle de l'activité lombricienne.

Cette étude est menée sur un site expérimental où sont croisés trois techniques de travail du sol (labour conventionnel, travail superficiel, semis direct) et deux types de fertilisation (minérale ou fumier de volaille) depuis 8 ans.

Pour répondre à cet objectif, et après avoir décrit le site d'étude (chapitre 2), nous répondrons successivement à différentes questions, classées en deux parties :

- une partie qui abordera les biostructures lombriciennes, à travers 2 questions :
 - comment quantifier les biostructures lombriciennes ? (chapitre 3)
 - quel est l'impact des pratiques culturales sur l'abondance de ces biostructures ? (chapitre 4)
- une partie qui abordera le fonctionnement physique du sol, à travers 2 questions :
 - Quel est l'impact des pratiques culturales et des lombriciens sur la stabilité structurale des agrégats du sol ? (chapitre 5 et chapitre 6)
 - Comment la macroporosité et la perméabilité du sol varient-elles selon les pratiques culturales ? (chapitre 7)

Ayant répondu à ces questions, nous tenterons dans une discussion générale de croiser ces données, de décrire les dynamiques saisonnière des propriétés du sol, et de proposer des schémas d'évolution du sol selon les pratiques culturales, prenant en compte le rôle de l'activité lombricienne.

Chapitre 2

Le site d'étude

Chapitre 2

Le site d'étude

Les mesures sont réalisées à la station expérimentale de Kerguéhennec (N 47°53, W 02°44), située dans le centre du Morbihan (56) à 30 km au Nord de Vannes en Bretagne.

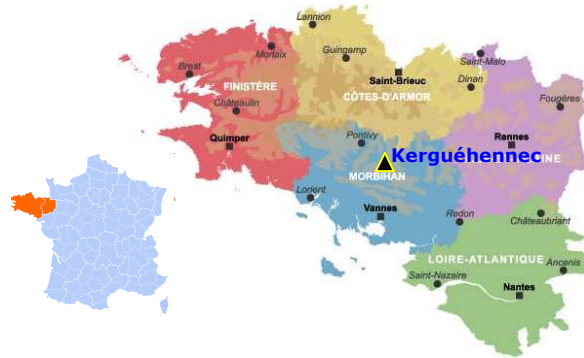


Fig. 1: Localisation du domaine expérimentale de Kerguéhennec dans la région Bretagne.

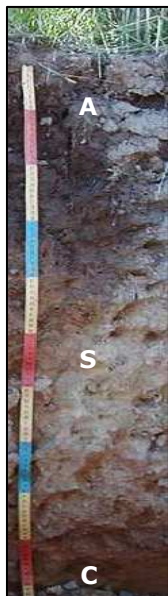
1. Le contexte pédoclimatique

1.1. Le climat

Le climat est océanique, généralement doux et humide. La pluviométrie moyenne annuelle est de 890 mm pour 171 jours de pluie (1968-1996), caractérisée par un hiver humide et un été sec. Les températures sont relativement douces, de 5.4 °C en février, à 17.4 °C en juillet (la moyenne annuelle étant de 10.8 °C). Le nombre moyen de jours de gelées est de 47, avec un risque important de novembre à mars.

1.2. Le sol

En 2000, lors de la mise en place de l'essai, le sol de la parcelle a été caractérisé à partir de sondages à la tarière, d'une fosse pédologique, et d'analyses physico-chimiques (Viaud, 2000). Le sol en place est un Cambisol Humique selon la classification FAO, moyennement profond à profond (80 cm) sur micaschistes. Le profil moyen du sol de cette parcelle comporte 3 horizons :



- Horizon organo-minéral A (0-45 cm) : horizon brun (10 YR 4/3), de texture limono-sablo-argileuse, sans trace d'hydromorphie. Le taux de matière organique est élevé (jusque 4.3%) et l'activité lombricienne est importante. La structure est grumeleuse en surface et polyédrique en profondeur avec certaines zones compactées. Limite inférieure : fond de labour.

- Horizon structural S (45-90 cm) : horizon organo-minéral brun jaunâtre (10 YR 5/6), de texture limono-sablo-argileuse sans trace d'hydromorphie. La matière organique est concentrée dans des pédotubules (10 YR 4/3) ou incorporée dans de plus larges zones de couleur brun foncée (10 YR 4/4). Cet horizon est caractérisé par une charge importante en graviers de schiste et en cailloux de quartz.

- Horizon d'altération C (90+) : Roche mère altérée (micaschiste) sous forme de feuillets friables. Couleur brun foncé avec des taches plus claires (10 YR 5/6).

Le sol du site présente une granulométrie équilibrée depuis la surface jusqu'à l'horizon S (Tableau 1). Le pH est acide dès la surface. En 2000, le taux de MO est élevé (4.3% sur l'horizon de surface), et se situe à un niveau intermédiaire entre la teneur en MO moyenne du bassin de Rennes (2%) et celle du Finistère (7-8%). La CEC est assez faible (9.5 meq/100g), liée à la faible proportion d'argiles, elle reste suffisante pour alimenter convenablement les cultures (recommandations 8-20 meq/100g).

Profondeur (cm)	Granulométrie (g kg ⁻¹)					pH eau	MO (g kg ⁻¹)	P (Dyer) (g kg ⁻¹)
	200-2000 μm	50-200 μm	20-50 μm	2-20 μm	<2 μm			
0-30	15	26	19.1	23.3	16.6	6	43	0.48
30-60	14.4	26.5	17.9	25	16	5.4	25.2	0.10
60-80	21.6	28	15.7	19.9	13.7	5	12	0.45

Profondeur (cm)	CEC (meq/100g)	Cations échangeables (g kg ⁻¹)				Oligo-éléments (mg kg ⁻¹)		
		Ca	Na	Mg	K	Cu (EDTA)	Mn (EDTA)	Zn (EDTA)
0-30	9.5	1.59	0.02	0.16	0.31	4.4	9.1	2.2
30-60	6.8	0.6	0.10	0.06	0.17	4.0	4	0.7
60-80	5.1	0.19	0.01	0.03	0.11	1.5	10.8	1.1

Tableau 1 : Caractéristiques analytiques moyennes du sol.

2. Le dispositif expérimental

Il s'agit d'un dispositif en split-plot constitué de 18 parcelles élémentaires de 300 m² (25 m sur 12 m), disposées en 3 blocs sur lesquels sont croisés deux facteurs : le travail du sol comme facteur principal (le labour conventionnel (MP : moldboard plowing), le travail superficiel (ST : surface tillage) et le semis direct (NT : no-tillage) ; la fertilisation comme facteur secondaire (apport d'engrais minéral (M) ou de fumier de volaille (O)) (Fig. 2). La rotation est quadriennale : maïs grain-blé-colza-blé. Entre la récolte de la culture d'hiver et le semis de la culture de printemps, une interculture de phacélie est mise en place.

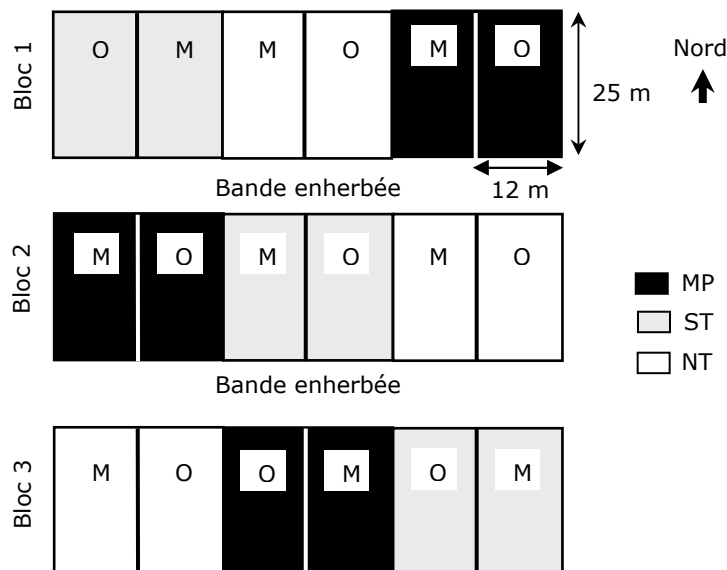


Fig. 2 : Représentation du dispositif expérimentale. MP : labour conventionnel, ST : travail superficiel, NT : semis direct. M : fertilisation minérale et O : fertilisation organique par apport de fumier de volaille.

Le labour conventionnel (MP) est réalisé à l'aide d'une charrue classique travaillant sur environ 25 cm. Le lit de semence, « reprise de labour », est préparé avec une herse rotative travaillant sur 5 à 10 cm. La modalité MP est assimilée à une pratique conventionnelle, en opposition aux techniques culturales sans labour représentées dans cette étude par le travail superficiel et le semis direct. Sous blé 2006-2007 et interculture de phacélie, Le travail superficiel (ST), est réalisé à l'aide d'un chisel qui travaille toute la surface sur 12-15 cm de profondeur. Le semis direct (NT), est réalisé avec un SD 3000 (KUHN) qui ne travaille que la ligne de semis sur 2-3 cm de large. La graine est insérée dans un sillon tracé par un disque ouvreur et refermé par un double disque semeur. Sous maïs 2008, la modalité ST est mise en place à l'aide d'un chisel qui travaille toute la surface sur 12-15 cm de profondeur suivi d'un travail du lit de semence par une herse rotative sur 5 à 10 cm de profondeur. La mise en place de la modalité NT est réalisée par un cultivateur rotatif qui travaille la bande de semis sur 20 cm de large et 8 cm de profondeur. L'inter-rang reste intact sur une largeur d'au moins 50 cm ce qui permet d'effectuer les mesures sur un sol non travaillé.

Qu'elle soit minérale ou organique, la fertilisation est ajustée selon les besoins en azote de la plante calculée à partir d'un bilan prévisionnel de l'azote (120 unités par hectare). Ainsi l'apport de fumier de volaille au sol fluctue entre 4 à 17 tonnes ha⁻¹ an⁻¹. Le tableau 2 décrit la composition chimique d'un fumier de volaille moyen. Les pailles n'étant jamais exportées, elles constituent un apport annuel de 2 tonnes de C ha⁻¹ au sol.

Composants (g kg ⁻¹)	Résultats sur sec	Résultats sur brut	Composants (g kg ⁻¹)	Résultats sur sec	Résultats sur brut
Matières sèches	-	671			
Cendres	201	135	Cuivre	86	58
Matières organiques	799	536	Zinc	308	206
Carbone	375	252	Manganèse	432	290
Azote total	-	30.6	pH	-	8.02
Azote ammoniacal	-	8.9			
C/N	-	8.2	Fibres		
			NDF	475	319
Phosphore (P ₂ O ₅)	45.8	30.7	ADF	295	198
Potassium(K ₂ O ₅)	34.1	22.9	Hémicellulose	181	122
Calcium (CaO)	40.3	27.1	Cellulose	225	151
Magnésium (MgO)	8.4	5.6	Lignine	69	46
Sodium (Na ₂ O)	5.8	3.9			

Tableau 2: Caractéristiques analytiques du fumier de volaille. NDF: Neutral Detergent Fibre, ADF: Acid Detergent Fibre.

Les mesures présentées dans ce travail ont été réalisées entre 2 et 7 cm de profondeur au cours de 7 dates d'échantillonnage de 2006 à 2008, sous cultures de blé et maïs et sous interculture de phacélie. L'itinéraire technique correspondant à cette étude est présenté dans le tableau ci-dessous.

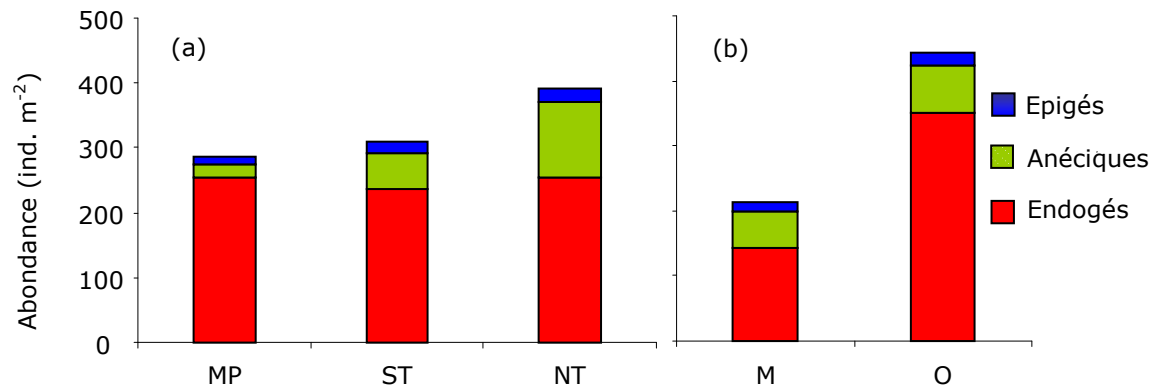


Fig. 4 : Abondance des trois catégories écologiques lombriciennes : (a) en labour conventionnel (MP), travail superficiel (ST), semis direct (NT) et (b) sous fertilisation minérale (M) et organique (O).

Partie B

Abondance des biostructures lombriciennes

Chapitre 3

Evaluation de différentes méthodes de
quantification des biostructures lombriciennes

Chapitre 3

Evaluation de différentes méthodes de quantification des biostructures lombriciennes

1. Introduction

Dans de nombreuses expérimentations réalisées en plein champ, les auteurs tentent d'associer les propriétés du sol à l'abondance des lombriciens (Marinissen, 1994; Pérès, 2003; Johnson-Maynard et al., 2007; Peigné et al., 2009), pourtant il est clairement établi que la mésologie du sol (température, humidité, teneur et qualité de la matière organique et porosité) ou l'assemblage des communautés lombriciennes déterminent la production de galeries et des déjections (biostructures) (Martin, 1982; Pérès et al., 1998; Stovold et al., 2004; Whalen et al., 2004; Felten and Emmerling, 2009).

Les biostructures lombriciennes participent à l'élaboration de la structure du sol : ces biostructures peuvent augmenter la stabilité structurale, la macroporosité ou encore la perméabilité du sol (Tomlin et al., 1995). Si la quantification des galeries apparaît « simple » du fait de leur forme plus ou moins régulière et leur grande taille ; ce n'est pas le cas pour les déjections déposées dans le sol. Les déjections sont des boulettes de 1 à 2 mm, généralement agencées à plusieurs dans les vides du sol (galeries ou autre). Lorsque ces boulettes sont jeunes, elles agencent une porosité d'assemblage lâche, mamelonnée, puis au cours de leur dégradation, ces déjections fusionnent entre elles puis avec la matrice du sol, créant une porosité en forme de croissant plus ou moins fin.

Certaines études ont permis de quantifier manuellement les déjections dans le sol, mais généralement ces méthodes sont dépendantes du type de sol, du type de ver ; elles sont longues à mettre en œuvre et nécessitent un œil d'expert (Hallaire et al., 2000; Jongmans et al., 2001; Jongmans et al., 2003; Pulleman et al., 2005; Piron, 2008). L'analyse d'image est apparue comme un outil apte à décrire la structure du sol (Pagliai et al., 1983; Lamandé et al., 2003) ; elle permet une caractérisation non seulement quantitative de la porosité, mais également qualitative. Les travaux de Vandebuygaert et al. (2000) ont présenté un modèle typologique de la porosité du sol permettant de quantifier automatiquement la porosité agencée entre les déjections.

Nous proposons dans ce chapitre d'évaluer différentes méthodes de quantification des biostructures lombriciennes afin d'identifier celles qui seront utilisées dans la suite de la thèse. Deux méthodes originales sont développées par analyse d'image et comparées avec des méthodes connues de la littérature. Ces méthodes sont testées sous 3 modalités de travail du sol (labour, travail superficiel et semis direct) à une même date.

2. Méthodes

Toutes les mesures ont été réalisées juste après la récolte du blé, en août 2007. Les modalités étudiées sont le labour (MP), le travail superficiel (ST) et le semis direct (NT), sous fertilisation minérale entre 2 et 7 cm de profondeur. Nous avons mis en œuvre différentes méthodes de quantification des biostructures lombriciennes.

2.1. Abondance des déjections à l'échelle des agrégats

Sur chaque parcelle élémentaire, trois prélèvements ont été réalisés pour constituer un échantillon composite de 50g. L'abondance des déjections est estimée sur les agrégats de 3-5 mm

de diamètre. Le choix de cette taille est lié à deux raisons : (i) les déjections dans le sol ont une taille individuelle comprise entre 1 et 2 mm, mais sont toujours agencées de telle manière qu'elles constituent des agglomérats que l'on arrive bien à distinguer du reste du sol; (ii) les agrégats supérieurs à 5 mm étaient hétérogènes (c'est-à-dire constitués d'agrégats de différentes origines). Le sol a donc été tamisé entre 3-5 mm puis séché à 40°C pendant 48h. Pour chaque mesure 10g d'agrégats provenant de l'échantillon composite ont été examinés à la loupe binoculaire au grossissement $\times 2$. Les déjections (fraîches et coalescentes) ont été identifiées par leur forme sphérique, leur surface lisse et leur contour rond qui les distinguent des agrégats ronds ou angulaires du sol environnant (Fig. 1) (Bullock et al., 1985; Pulleman et al., 2005) puis pesées. L'abondance des déjections est exprimée en pourcentage massique.

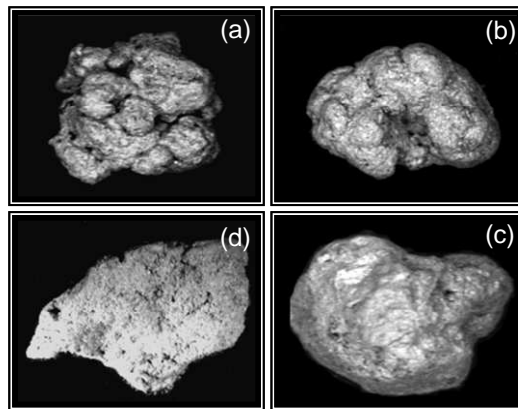


Fig. 1 : Exemple des différents agrégats de 3-5 mm observés : (a) déjections fraîches et (b) déjections coalescentes ; (c) agrégat rond et (d) agrégat angulaire. Les agrégats ont été échantillonnés sous semis direct.

2.2. Abondance des déjections sur cylindres de sol

Une méthode originale a été développée pour quantifier les déjections. Sur chaque parcelle élémentaire 5 cylindres de sol de 250 cm³ (8 cm de diamètre, 5 cm de hauteur), enfoncés verticalement, ont été prélevés. Au laboratoire les cylindres ont été ouverts manuellement par leur moitié (voir chapitre 5). Sur chaque section horizontale ainsi dégagée, les déjections (fraîches et coalescentes) ont été identifiées et peintes en blanc. Les taches ont été mesurées par analyse automatique d'image en utilisant le logiciel VISILOG[®]. L'abondance des déjections est exprimée en pourcentage surfacique.

2.3. Abondance des galeries et des déjections sur lames de sol

Deux blocs de sol à structure conservée (16 cm de longueur \times 9 cm de largeur \times 5 cm de hauteur) ont été prélevés dans chaque parcelle élémentaire. Les blocs de sol ont été déshydratés par échange eau/acétone et imprégnés avec une résine polyester contenant un pigment fluorescent (Murphy et al., 1977). Chaque bloc a été coupé horizontalement par le milieu en une tranche de 1 cm de largeur. La partie centrale de chaque lame de sol a été photographiée au moyen d'un appareil photo NIKON D700, sous lumière ultraviolette, avec une résolution spatiale de 30 μ m par pixel, pour un champ observé de 9 cm \times 6 cm (3000 \times 2000 pixels). Ces images ont donné lieu à deux types de reconnaissance des biostructures : par identification visuelle des galeries et des

déjections fraîches, et par analyse automatique d'image de la porosité d'origine lombricienne et anthropique (créée par l'outil).

2.3.1. Identification visuelle des galeries et des déjections fraîches

Sur les lames de sol, les galeries se distinguent des autres pores par leur forme arrondie aux parois lissées et par leur taille supérieure à 1 mm de diamètre. Elles sont plus ou moins allongées (circulaires ou elliptiques) selon le plan de coupe. Chaque image a été observée au grossissement $\times 2$. Les galeries ont été peintes manuellement avec le logiciel Photoshop[®] CS2 sur un calque blanc. Leur surface a ensuite été estimée par analyse d'image avec le logiciel VISILOG[®]. Leur abondance est exprimée en pourcentage surfacique de la lame de sol.

Parmi les déjections lombriciennes, seules les déjections fraîches (DF) ont pu être identifiées visuellement, car une fois coalescentes, les déjections fusionnent avec la matrice du sol et il devient impossible de les distinguer correctement (Fig. 2). Le nombre de déjections fraîches a été estimé par « point counting » selon la méthode proposée par Bruneau et al. (2004) : sur chaque image a été ajoutée une grille à maille carrée de 2 mm correspondant à 1568 intersections. Les observations, réalisées avec un grossissement $\times 5$, ont permis de reconnaître et de compter les déjections présentes sur ces intersections. L'abondance des déjections fraîches est exprimée en pourcentage surfacique de la lame de sol obtenue en divisant le nombre d'intersections occupée par les déjections par 1568.

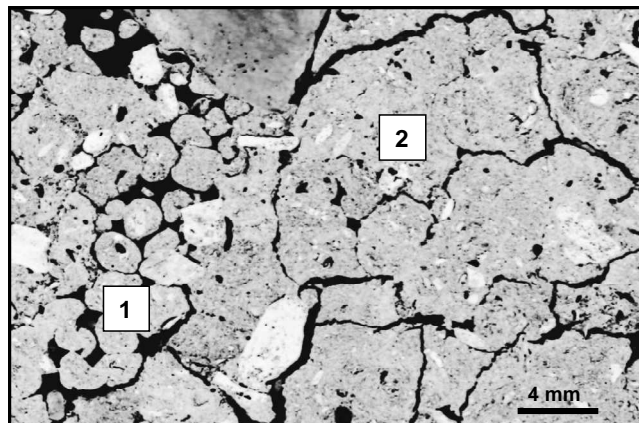


Fig. 2 : (1) déjections fraîches et (2) déjections coalescentes. La phase solide est de couleur grise. La lame de sol a été échantillonnée en semis direct.

2.3.2. Automatisation de la reconnaissance de la porosité lombricienne

Sur ces mêmes images, nous avons mis en œuvre une méthode d'analyse d'image visant à décrire la phase porale, et à identifier les pores résultant de l'activité lombricienne au moyen d'un modèle typologique de la porosité. Nous avons cherché à discriminer 4 types de pores : les galeries (GA) (Fig. 3a); (ii) les pores d'assemblages agencés par les déjections fraîches (PDF), en forme de mamelon (Bullock et al., 1985; Vandenbygaart et al., 2000) (Fig. 3b); (iii) les pores d'assemblages agencés par les déjections coalescentes (PDC), en forme d'arcs de cercles (Fig. 3c) et (iv) les pores d'assemblage agencés par les agrégats angulaires (PA) (Fig. 3d). Les trois premiers types sont des biostructures lombriciennes, le quatrième est une structure anthropique (assemblage d'agrégats issus d'une fragmentation mécanique par le travail du sol).

La méthode a consisté à (i) identifier ces différents pores types, (ii) les trier selon leur taille et (iii) les caractériser selon leur forme. Un total de 1500 pores types a été utilisé pour créer le modèle typologique. Les pores sont classés en 3 tailles : les grands ($>2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$), les moyens (de 1×10^5 à $2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$) et les petits (de 5×10^4 à $1 \times 10^5 \mu\text{m}^2$). La forme des pores est caractérisée par 2 indices de forme décrits par Hubert et al. (2007): (i) l'indice de régularité dont la valeur se rapproche de 0 lorsque le pore a un contour régulier; (ii) l'indice d'élongation dont la valeur tend vers 1 lorsque le pore se rapproche d'une forme circulaire et augmente quand le pore s'allonge. L'abondance des pores pour chaque classe est exprimée en pourcentage surfacique de la lame de sol.

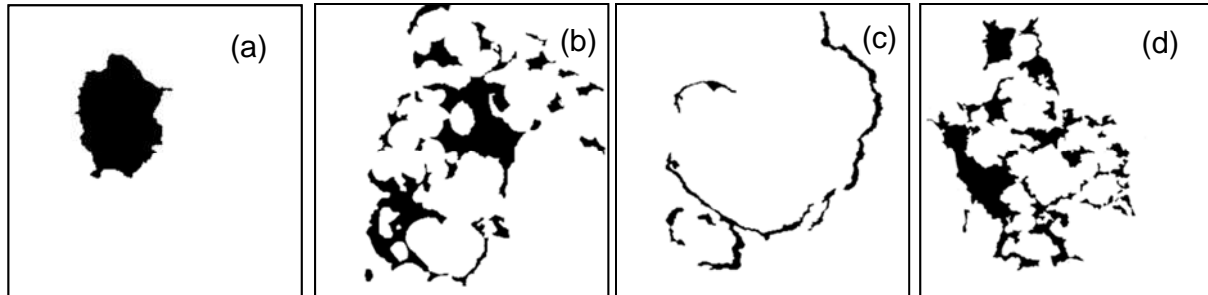


Fig. 3 : (a) galerie ; (b) porosité agencée entre les déjections fraîches ; (c) porosité agencée entre les déjections coalescentes ; (d) porosité agencée entre les agrégats angulaires. La phase porale apparaît en noir.

2.4. Analyses statistiques

Des tests-t ont été réalisés afin (i) d'évaluer l'effet du travail du sol sur l'abondance des biostructures et (ii) de comparer les coordonnées des pores types dans le modèle typologique. Avant chaque analyse, l'homoscedasticité des variables a été testée avec le test de Levene's ; quand celui-ci était significatif, les données ont été log-transformées. Les effets étaient considérés significatifs au seuil de 5%. Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (R Development Core Team, 2008).

3. Résultats et discussion

3.1. La phase solide

Le comptage manuel (C_m) des déjections sur cylindres ou sur lames de sol conduit au même classement des modalités entre elles : $NT > MP$, ST (Fig. 4). Les valeurs étaient 2 fois plus importantes sur cylindres que sur lames, car sur ces dernières seules les DF étaient estimées. Le C_m réalisé sur les agrégats 3-5 mm n'a pas permis de distinguer l'effet du travail du sol. Le tamisage préalable permettant d'obtenir les agrégats de 3-5 mm avait probablement biaisé les mesures. En effet des observations de terrain ont montré que les déjections en MP ou ST étaient bien moins coalescentes qu'en NT et donc plus facilement libérées en agrégats 3-5 mm par le tamisage préalable. Les valeurs mesurées par cette méthode étaient beaucoup plus fortes comparées aux deux autres méthodes (30 à 45 % vs. 1 à 5%). Le C_m sur les agrégats mesure la proportion de déjections seulement sur les agrégats 3-5 mm et non sur l'ensemble des agrégats du sol ; il n'est pas surprenant que les valeurs soient 10 fois plus importantes à partir du C_m sur les agrégats 3-5 mm.

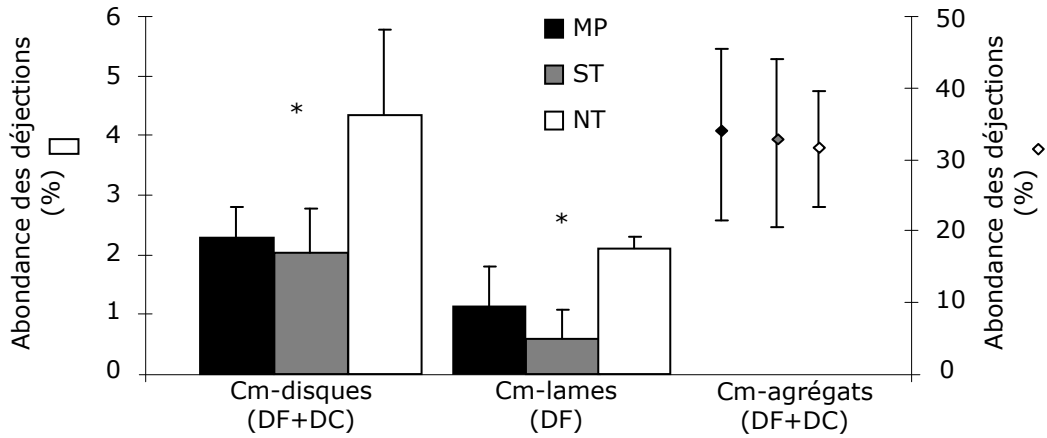


Fig. 4 : Abondance des déjections coalescentes (DC) et fraîches (DF) mesurée par comptage manuel (Cm) sur cylindres de sol, sur lames de sols et sur les agrégats. Labour conventionnel (MP), travail superficiel (ST) et semis direct (NT). Les barres représentent l'écart type. Les étoiles représentent des valeurs significatives entre modalités de travail du sol.

3.2. La phase porale

3.2.1. Modèle typologique de la porosité

La répartition des pores en fonction des indices d'élongation et de régularité permettait de distinguer 4 classes (Fig. 5) : Les PDC grands, moyens et petits (PDC_g , PDC_m et PDC_p) et les galeries de grande taille (GA_g). A l'inverse, les pores résultant de l'assemblage des déjections fraîches (PDF), des agrégats angulaires (PA) et des galeries (GA) de petite et moyenne taille n'étaient pas discriminés par le modèle (zone non identifiée (NI)).

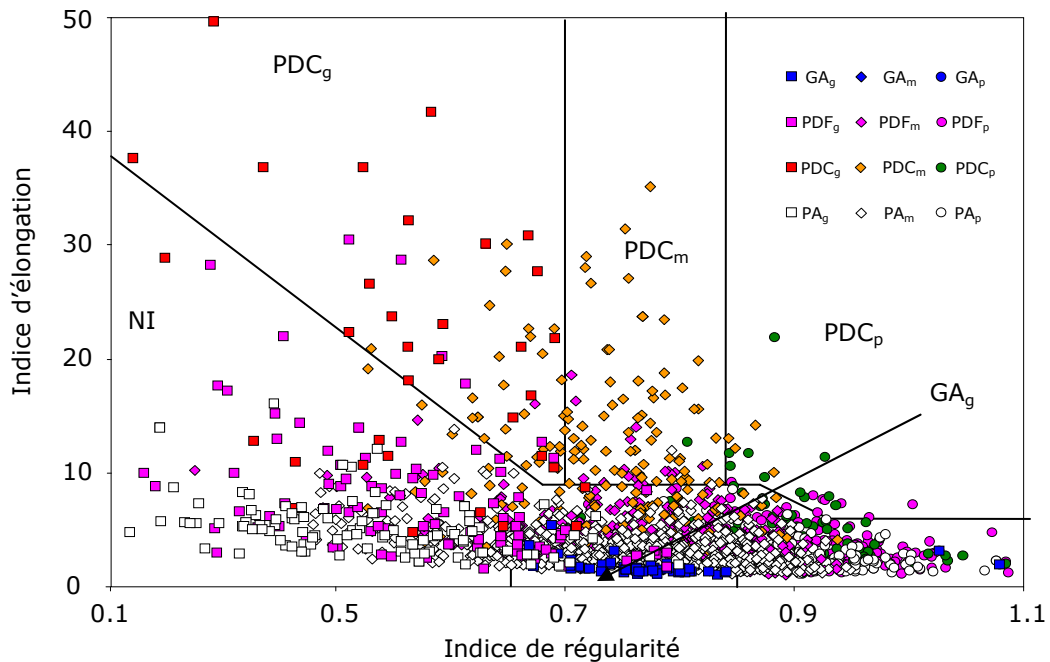


Fig. 5 : Classification des pores selon leur origine et taille : Galerie (GA) ; pores agencés entre les déjections fraîches (PDF) ; pores agencés entre les déjections coalescentes (PDC) ; pores angulaires (PA). Les pores non discriminés par le modèle sont regroupés dans la zone non

identifiée (NI). Les indices g, m et p correspondent à la taille des pores : g ($>2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$), m (1×10^5 à $2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$) et p (5×10^4 à $1 \times 10^5 \mu\text{m}^2$).

3.2.2. Application du modèle typologique

Les PDC_g , PDC_m et PDC_p étaient toujours plus importants en NT comparé à MP et ST (Fig. 6). Ces résultats sont en accord avec les données obtenues ci-dessus, par C_m , montrant plus de déjections sous NT. Des observations en laboratoire ont permis de valider le bon classement de ces pores par le modèle typologique.

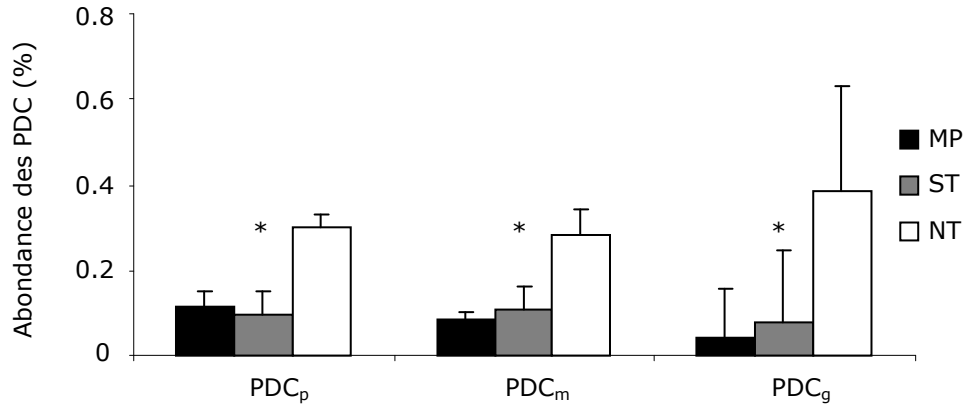


Fig. 6 : Abondance des pores agencés par l'assemblage des déjections coalescentes (PDC_g , PDC_m et PDC_p). MP (labour conventionnel) ; ST (travail superficiel) ; NT (semis direct). Les barres représentent l'écart-type. Les étoiles représentent des valeurs significatives entre modalités de travail du sol pour chaque taille de pore.

L'abondance des GA mesurée par le modèle typologique était trois fois plus faible que par C_m sur lames de sol (0.5 vs. 1.5%) (Fig. 7) ; néanmoins le classement des modalités était semblable, ne montrant aucune différence significative entre les modalités. Une sous-estimation de l'abondance des GA résulte d'un mauvais classement de ces pores par le modèle. Nous supposons que les pores GA types choisis pour la création du modèle, ne reflétaient pas la diversité des galeries observées dans les sols. En effet nous avons fait le choix de sélectionner des galeries très rondes sans trace de fissurations laissées par l'action racinaire ou pédoclimatique.

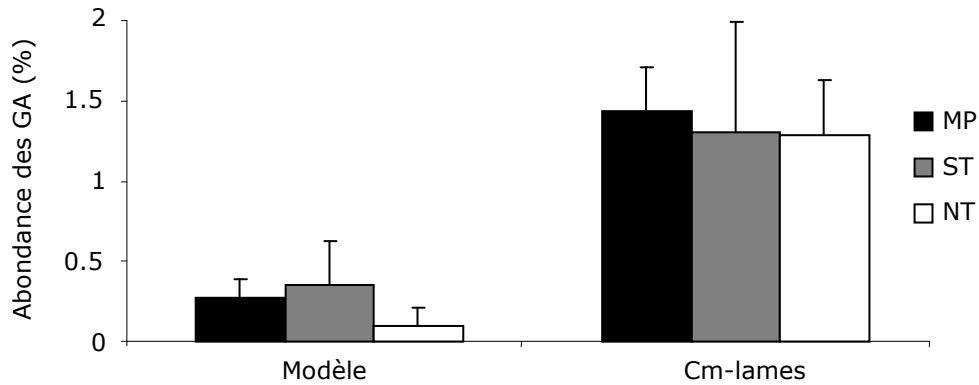


Fig. 7 : Abondance des galeries (GA) mesurée par le modèle typologique et par comptage manuel (Cm) sur lames de sol. MP (labour conventionnel) ; ST (travail superficiel) ; NT (semis direct). Les barres représentent l'écart type.

4. Conclusions

Cette étude a permis de comparer différentes techniques destinées à mesurer les biostructures lombriciennes dans le sol :

- Sur la phase solide, seul le comptage manuel à l'échelle du cylindre ou de la lame de sol mesurait correctement les déjections.
- Sur la phase porale, à partir de lames de sol, la porosité agencée entre les déjections coalescentes était correctement mesurée par le modèle typologique de la porosité tandis que les galeries étaient mieux estimées par comptage manuel.

Dans les 2 prochains chapitres nous évaluerons l'effet du travail du sol, de la fertilisation, de la profondeur et de la date d'échantillonnage sur l'abondance : (i) des déjections fraîches, (ii) des galeries et (iii) de la porosité agencée par les déjections coalescentes. Ces biostructures seront estimées par comptage manuel à l'échelle du cylindre, de la lame de sol et par analyse d'image sur la base du modèle typologique.

Chapitre 4

Impact des pratiques culturales sur l'abondance
des biostructures lombriciennes

Chapitre 4

Impact des pratiques culturales sur l'abondance des biostructures lombriciennes

Résumé - Si le non labour et l'apport de fertilisant organique sont reconnus pour favoriser les communautés lombriciennes, nous disposons de peu de références sur l'abondance des biostructures qu'ils produisent dans le sol. L'objectif de ce travail était d'évaluer l'impact du travail du sol associé à l'apport de fertilisant sur l'activité des lombriciens.

Trois modalités de travail du sol ont été comparées (MP : labour conventionnel, ST : travail superficiel, NT : semis direct) et 2 types de fertilisation (minérale et organique). Au cours de 5 dates décrivant une culture de blé et de maïs, trois types de biostructures ont été quantifiées sur lames de sol : (i) les galeries (BU), (ii) les déjections fraîches (FC) et la porosité agencée entre les déjections coalescentes (PCC). Les BU et FC ont été évaluées visuellement, tandis que les PCC ont été mesurées par analyse d'image sur la base d'un modèle typologique original.

Toutes dates confondues, la modalité NT présentait 2 fois plus de FC et 4 fois plus de PCC comparée aux modalités MP et ST. L'abondance des BU était similaire pour chaque modalité de travail du sol en fin d'année culturale, tandis que de plus fortes valeurs étaient observées sous NT après chaque semis. L'apport de fumier de volaille augmentait l'abondance des BU et FC pour toutes les modalités de travail du sol. L'abondance des biostructures présentait une forte variabilité saisonnière. Les FC diminuaient en hiver/été et augmentaient au printemps. Ces phases de dégradation et production étaient contrôlées par le climat. La comparaison inter-dates a mis en évidence un passage rapide de FC à PCC. Les BU présentaient une évolution temporelle dépendante du travail du sol. Dans les horizons travaillés les BU augmentaient linéairement tout au long de l'année culturale de blé tandis qu'aucune variation n'était observée en NT.

Cette étude démontre l'importance de mesurer les biostructures à plusieurs dates pour rendre compte de l'effet des pratiques culturales sur l'activité des lombriciens. D'autre part les trois indicateurs biologiques présentés dans ce travail ont démontré leur sensibilité face aux pratiques culturales et aux variations saisonnières.

Mots clés: activité lombricienne ; déjections ; galeries ; évolution temporelle ; non labour ; analyse d'image.

The abundance of belowground earthworm biostructures is influenced by tillage and manure amendment

N. Bottinelli^{a, b}, V. Hallaire^{a, b}, H. El Housni^{a, b}, S. Menasseri-Aubry^{a, b, c}, D. Cluzeau^d

^aINRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^bAgrocampus Ouest, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^cUniversité européenne de Bretagne, France ; ^dUniversité Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, IFR CAREN, Station Biologique, 35380 Paimpont, France

Abstract - Although conservation tillage and organic fertilization are known to favor earthworm communities, there are very few reports on the earthworm activity in the soil on these topics. The aim of this study was to evaluate the effect of reduced tillage and manure fertilization on the abundance of structures produced by earthworms.

Three types of tillage were compared (MP: moldboard plowing, ST: surface tillage, NT: no-tillage) and two types of fertilization (mineral and poultry manure). Three types of biostructures were quantified in soil thin sections: (i) burrows (BU), (ii) fresh casts (FC) and porosity between coalescent casts (PCC) of sub-surface (2-7cm) soil samples taken in 5 periods of a wheat/maize crops succession. The BU and FC were evaluated visually, whereas the PCC were measured by image analysis using a novel typological model.

Regardless of date, there were two times more FC and four times more PCC under NT than under MP and ST. BU abundance was similar for the three tillage treatments at the end of the cropping year, whereas higher values were observed under NT after each sowing. Poultry manure fertilization increased the abundance of BU and FC in all conditions. Biostructure abundance showed considerable seasonal variation. FC declined in winter and summer and increased in spring. Inter-date comparisons suggested a rapid transformation of FC to PCC. The temporal dynamics of BU abundance depended on the tillage treatment. In tilled treatments the BU increased throughout the wheat-cropping season whereas no variation was observed under NT.

In conclusion, the abundance of biostructures increases under NT with poultry manure fertilization. Because the abundance of biostructures evolves in the short-term, this study suggests that for an accurate evaluation of the effects of earthworms on soil functioning, more than one sampling date is necessary.

Key words: Earthworm activity; casts; burrows; seasonal variation; conservation tillage; image analysis.

1. Introduction

In the last fifty years, there has been a return to conservation tillage (surface tillage or no-tillage); although these practices increase soil aggregation, earthworm abundance and diversity (Chan, 2001), soil macroporosity is generally reduced (reviewed in Kay and Vandenbygaart, 2002) leading to surface runoff (Heddadj et al., 2005) and poor rooting (Ehlers et al., 1983). The north west of France is an important agricultural region where reduced tillage systems are often combined with manure amendment, which also favors earthworm communities (Lee, 1985).

Earthworms create burrows and casts, which modify the soil structure: these biostructures are generally richer in organic carbon and can be more structurally stable than the surrounding soil (Tomlin et al., 1995). The porosity created between casts contributes to both soil meso- and macroporosity (Vandenbygaart et al., 2000; Lamandé et al., 2003) whereas burrows principally influence macroporosity (Tomlin et al., 1995). The production of these biostructures therefore leads to an increase in soil macroporosity and even loosens compact soil (Tisdall, 1985; Zund et al., 1997; Langmaack et al., 1999).

Although there have been numerous reports on the effects of cultivation practices on earthworm communities, there has been very few studies on the abundance of biostructures in soils. Several studies showed that the abundance of biostructures increased with conservation tillage (Ehlers, 1975; Vandenbygaart et al., 2000; Wuest, 2001; Capowiez et al., 2009b; Bottinelli et al., 2010a) or with organic fertilization (Pulleman et al., 2003; van Eekeren et al., 2009); but to date no studies considered the combine effects of both these management (conservation tillage practices associated with organic fertilization) on biostructure quantities.

The effects of cultivation practices on the abundance of biostructures were almost always characterized at only one measurement date. This approach does not take into account possible interactions with the climatic or soil conditions. These factors affect earthworm physiological activity/inactivity and the processes of biostructure production/degradation. Nevertheless strong short-term fluctuations (at the monthly scale) in the abundance of biostructures were previously observed at the soil surface (Binet and Le Bayon, 1999; Perreault et al., 2007) and in the soil (Kretzschmar, 1982; Lighthart, 1997). The main hypothesis tested in this study is the presence of a strong interaction between soil cultivation practices and the sampling date on the abundance of belowground biostructures.

Thus, the overall objective of this study was to evaluate the impact of eight years of combined reduced tillage practices and manure amendment on the abundance of earthworm biostructures at different times throughout the cropping year.

2. Materials and methods

2.1. Study site, tillage systems and fertilizer inputs

This study was carried out from 2006 to 2008 at the experimental field station of Kerguéhennec (N 47°53, W 02°44) in Brittany (France). The climate is oceanic with average annual temperatures and rainfall of 10.8°C and 1060 mm, respectively (Fig. 1).

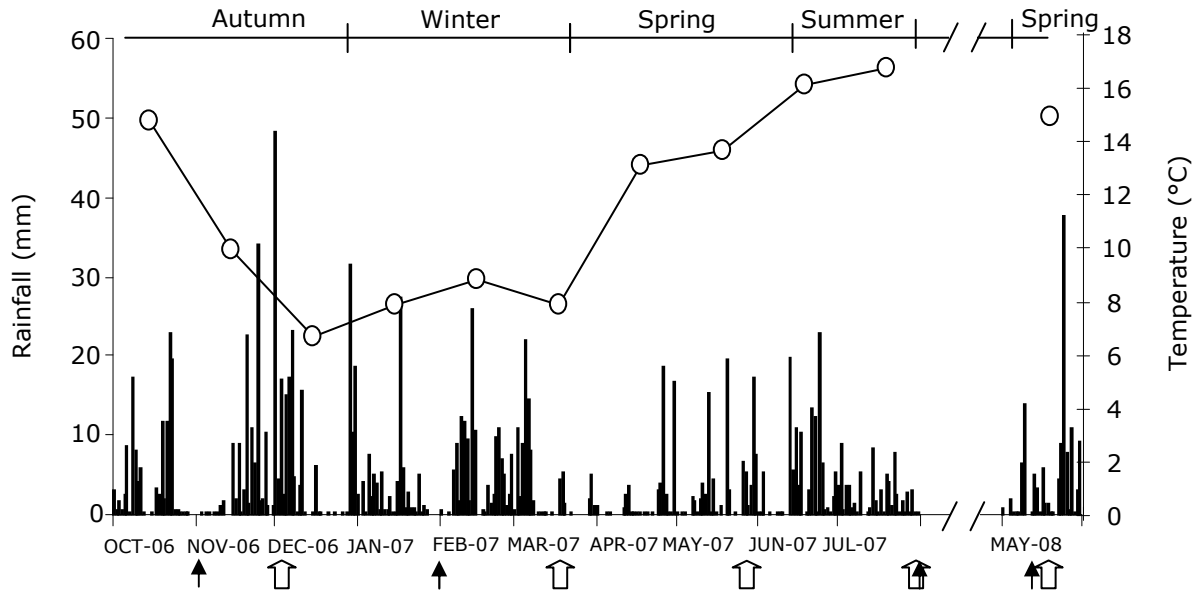


Fig.1: Daily rainfall (white histogram) and monthly temperatures (black line) at the experimental site during the study period. The solid arrows indicate the different technical (tillage, fertilizer application and harvest) events that took place. The empty arrows indicate the sampling dates.

The soil, derived from a mica schist, is a Humic Cambisol (according to FAO classification) with a loamy texture (17% clay, 42% silt, 41% sand), an organic carbon content of 21 g kg^{-1} , a pH(H₂O) of 6 and a CEC of 10 meq/100g in the first 25 cm. The experiment to test the interaction effects between of tillage and fertilizer was set up in the year 2000 in a split plot design with three blocks. Each plot was 25 m in long \times 12 m wide. The crop rotation set up was the following: wheat-maize-wheat-rape. The tillage treatments were (i) moldboard plowing (MP, at a depth of 25 cm and rotary harrowing at a depth of 7 cm before sowing); (ii) surface tillage (ST, with chisel plowing at a depth of 12 cm under Wheat crop and followed by a rotary harrowing at a depth of 7 cm under maize crop) and (iii) no-tillage (NT).

The fertilizers sources were (i) mineral fertilization and (ii) poultry manure, applied each year at a rate of $4\text{-}17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ calculated on a nitrogen fertilization basis. In all poultry manure treatments an annual additional average of 2 Mg C ha^{-1} was incorporated to the soil. Previous work (Table 1) carried out in May 2007 showed that: (i) the tillage had a significant effect on the organic carbon content, the soil bulk density and the abundance of anecic earthworms and (ii) poultry manure fertilization led to an increase in endogeic earthworms.

Practice	Soil properties		Earthworm communities (ind. m ⁻²)		
	C (g kg ⁻¹)	BD (g cm ⁻³)	Epigeic	Anecic	Endogeic
Tillage factor					
MP	20.9b	1.17b	11a	22c	254a
ST	24.4a	1.14b	17a	56b	236a
NT	24.5a	1.30a	22a	117a	253a
Fertilizer factor					
M	22.9a	1.19a	14a	56a	143b
O	23.6a	1.22a	19a	73a	352a

Organic C was measured on 3-5 mm aggregates using an elementary analyzer CHN ; BD was measured on 250 cm⁻³ cylinders, earthworm communities were measured after extraction with formalin and sorting by hand (Cluzeau et al., 1999).

Table 1: Effect of soil tillage and fertilization on organic carbon (C), bulk density (BD) and earthworm communities (classified into ecological category). MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. M: mineral and O: poultry manure. The means in each column for a same parameter indicated by an identical letter were not significantly different (LSD, p=0.05).

2.2. Sampling

The samples were collected in each plot, outside the wheel tracks, between 2 and 7-cm depth on 5 dates in December 2006 to May 2008 (Fig. 1): (i) the 6th of December 2006, one month after wheat was sown; (ii) the 22nd of March 2007, one month and a half after poultry manure was applied to the surface; (iii) the 27th of May 2007 and (iv) the 31st of July 2007, just after the wheat was harvested. Another measurement was made on the 8th of May 2008; two weeks after maize was sown in order to characterize the initial effect of tillage.

2.3. Soil water content

The soil water content (WC) was measured by drying the soil (105°C for 48h). Three 10g samples were collected in each plot.

2.4. Abundance of earthworm biostructures

Two undisturbed soil blocks (16 cm long × 9 cm wide × 5 cm high) were sampled in each plot (36 blocks of soil were collected in total for each date). The blocks were dried by water-acetone exchange and impregnated with a polyester resin containing fluorescent dye (Murphy et al., 1977). Each block was sectioned horizontally through the centre in 1 cm thick slices. Each soil section was photographed with a NIKON D700, under UV light, with a spatial resolution of 30 µm per pixel, for a field of view of 9 cm x 6 cm (3000 x 2000 pixels). We were interested in three types of earthworm biostructures:

- (i) Burrows which can be differentiated from other pores due to their round shape and smooth edges. They can be round, oval or elongated, depending on the orientation of the section (Fig. 2a).
- (ii) Fresh casts which are pellets of 1 to 2 mm in diameter produced mainly by endogeic earthworms. They can be distinguished from surrounding soil aggregates by their smooth surface and rounded shape. Mammilated vughs form between casts (Vandenbygaart et al., 2000) (Fig. 2b).

- (iii) Porosity between coalescent casts which derives from the degradation of fresh casts. As they age, fresh casts fuse with the soil matrix so that it is no longer possible to tell them apart from the surrounding soil (Fig. 2c and Fig. 2d). Porosity between coalescent casts are characterized by a crescent-shaped porosity.

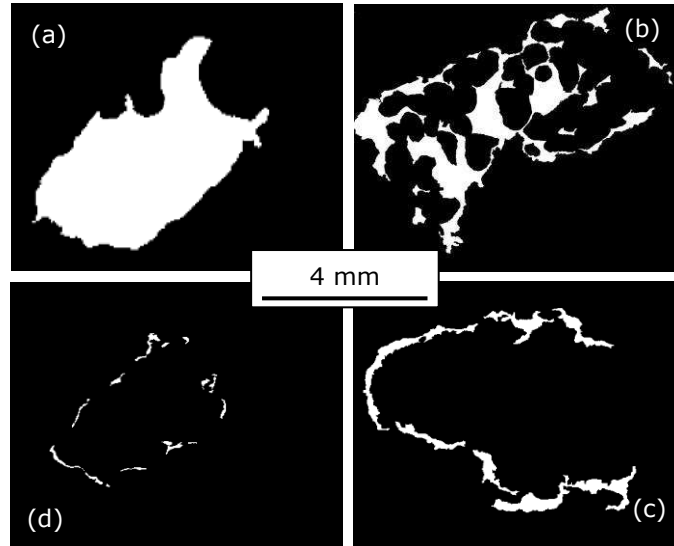


Fig. 2: Examples of the porosity (white areas) created by earthworms: (a) burrow, (b) porosity created between fresh casts, (c) and (d) crescent-shaped porosity created between coalescent casts. These samples were all collected at 5-cm depth under no-tillage conditions.

2.4.1. Abundance of burrows

The automatic recognition of burrows (BU) by image analysis is complex because they are often connected to other pores by cracks caused either by swelling/ shrinking of clay or root colonization. BU were thus quantified manually. Each image was observed after enlargement $\times 2$. The BU were highlighted with the magic wand tool in Photoshop[®] CS2 software on a white background. The surface area was then estimated by image analysis using the VISILOG[®] software. The abundance of BU was expressed as a percentage of the surface of the soil thin section.

2.4.2. Abundance of fresh casts

Although fresh casts (FC) cause a specific porosity that looks different from certain other pores, it is very similar to that left by the rotary harrow. A preliminary study showed that we could not identify this porosity in an automated system, contrary to reports by Vandenbygaart et al. (2000). The FC were quantified by « point counting » as described by (Davidson et al., 2002). A grid of 2 mm squares with 1568 intersections in total was placed on each image. The observations were made on a $5 \times$ enlargement. FC abundance was expressed as a percentage of the surface of the soil thin section.

2.4.3. Porosity between coalescent casts

Because the shape of the porosity between coalescent casts (PCC) is easily distinguishable from the rest of the porosity (Fig. 2c and Fig. 2d), we developed a typological model to automatically recognize this type of porosity by image analysis. This method consisted in (i)

identifying coalescent casts with their associated pores in different soil thin sections with considerable evidence of earthworm activity and identifying pores that were not PCC, and that we therefore considered as control pores; (ii) sorting these pores according to their size and (iii) characterizing these pores according to their shape. A total of 1500 pores types were used to create this typological model. The pores were classified into three size classes using the VISILOG[®] software: large ($PCC_l > 2 \times 10^6 \mu m^2$), medium (PCC_m , of 1×10^5 to $2 \times 10^6 \mu m^2$) and small (PCC_s of 5×10^4 to $1 \times 10^5 \mu m^2$). The shape of the pores was characterized by 2 shape indices which are independent of the size of the pore considered according to Hubert et al. (2007): (i) a regularity index, the value of which approaches 0 when the pore has a smooth outline; (ii) the elongation index, the value of which tends towards 1 when the shape of the pore approaches a circle and increases when the pore is elongated. PCC abundance was expressed as a percentage of the surface of the thin soil section.

2.5. Statistical analysis

An analysis of variance (three-way ANOVA) according to a split plot design was carried out to determine the significance of the effects of tillage, fertilizer source and date of sampling on the soil WC and biostructure abundance. T-tests were also used to compare the coordinates of pore types in the typological model. Prior to analysis, data were inspected for homogeneity of variance using the Levene's test and log-transformed when required. When effects were significant at the 0.05 level, means were tested with the LSD test. All statistical calculations were carried out using R software (R Development Core Team, 2008)

3. Results

3.1. Soil water content

Soil WC was affected by the interaction tillage \times date (Table 2, $p < 0.05$). The values were higher under NT and ST in December, May-07 and May-08, whereas in March and July no significant differences between tillage treatments were found (Fig. 3). The dynamic of soil WC followed the same pattern for all the tillage treatments, with higher values in December and May-07 and May-08 and lower values in March and July. Poultry manure fertilization increased the soil WC for all tillage treatments (Table 2 and Table 3).

Source of variation	WC	Biostructures				
		BU	FC	PCC_l	PCC_m	PCC_s
Tillage (T)	<0.01	<0.001	<0.01	<0.01	<0.01	<0.001
Fertilization (F)	<0.01	0.05	0.09	0.64	0.68	0.40
Date (D)	<0.01	<0.001	<0.01	<0.001	<0.01	<0.01
T \times F	0.52	0.53	0.43	0.64	0.89	0.65
T \times D	<0.05	<0.001	<0.01	<0.05	0.31	0.22
F \times D	0.28	0.26	0.21	0.44	0.70	<0.05
T \times F \times D	0.81	0.54	0.21	0.31	0.13	0.31

Table 2: Analysis of variance (P-value) for the factors: Tillage (T), fertilization (F) and sampling date (D) on the soil water content (WC) and biostructures: abundance of burrows (BU), fresh casts (FC) and porosity between coalescent casts (PCC_l : $> 2 \times 10^6 \mu m^2$, PCC_m : 1×10^5 to $2 \times 10^6 \mu m^2$, PCC_s : 5×10^4 to $1 \times 10^5 \mu m^2$).

Source of variation	WC (g kg ⁻¹)	Biostructures (%)				
		BU	FC	PCC _i	PCC _m	PCC _s
Tillage factor						
MP	260b	0.76c	0.86b	0.05b	0.09b	0.12b
ST	281a	0.91b	0.89b	0.06b	0.08b	0.11b
NT	279a	1.63a	2.17a	0.28a	0.23a	0.25a
Fertilization factor						
M	263b	0.96b	1.16a	0.14a	0.13a	0.16a
O	282a	1.24a	1.45a	0.12a	0.14a	0.16a

Table 3: Effect of tillage, fertilization and sampling date on the soil water content (WC) and biostructures: abundance of burrows (BU), fresh casts (FC) and porosity between coalescent casts (PCC_i : >2x10⁶ μm², PCC_m : 1x10⁵ to 2x10⁶ μm², PCC_s : 5x10⁴ to 1x10⁵ μm²). MP: moldboard plowing, ST: surface tillage, NT: no-tillage. M: mineral and O: poultry manure. The means in each column for a same parameter indicated by an identical letter were not significantly different according to the LSD test.

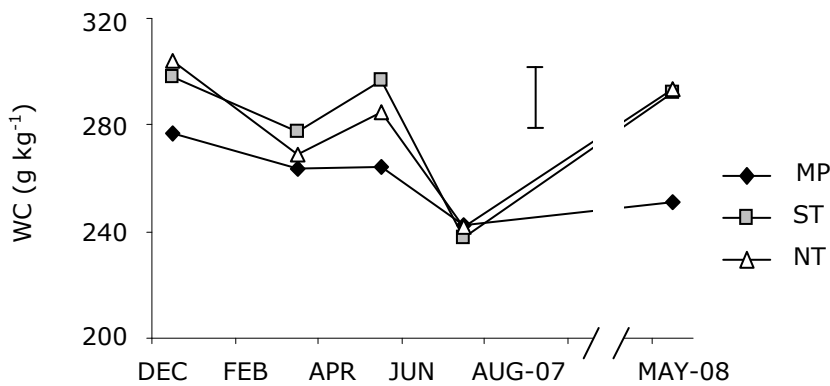


Fig. 3: Effect of tillage and sampling date on soil water content (WC), averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD test for tillage treatment comparisons within a sampling date.

3.2. Biostructures abundance

3.2.1. Burrows

The impact of tillage on BU abundance depended on the sampling date as shown by the significant tillage × date interaction (Table 2, p<0.001). For the May-07 and July dates, we did not observe differences between the tillage treatments, whereas for the other dates BU were more abundant under NT than under MP and ST (Fig. 4). Although the quantity of BU did not vary during the wheat growing season under NT, it increased during the cropping season for wheat and then decreased to reach values close to 0 in May-08 under MP and ST. Poultry manure led to an increase in the abundance of BU regardless of the tillage treatments and sampling date (Table 2 and Table 3).

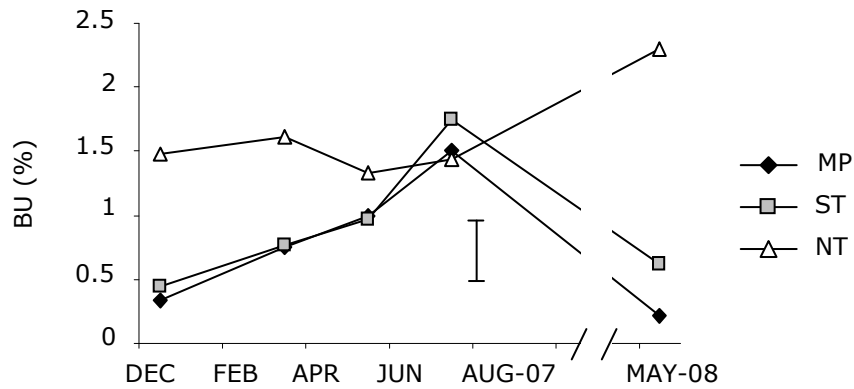


Fig. 4: Effect of tillage and sampling date on the abundance of burrows (BU), averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD test tillage treatment comparisons within a sampling date.

3.2.2. Fresh Casts

FC abundance was affected by the tillage \times date interaction (Table 2, $p < 0.01$), which was constantly greater under NT than MP and ST (Fig. 5). Under NT, the FC abundance fluctuated sharply with the seasons: characterized by a decline from December to March then a rise from March to May-07 and another fall from May-07 to July. Under MP and ST we observed the same fluctuation pattern as for NT from March to July. However, the differences were less pronounced and there was then a large decrease in May-08 to reach values close to 0. Poultry manure fertilization tended to increase the amount of FC regardless of tillage treatments and sampling date ($p = 0.09$, Table 2 and Table 3).

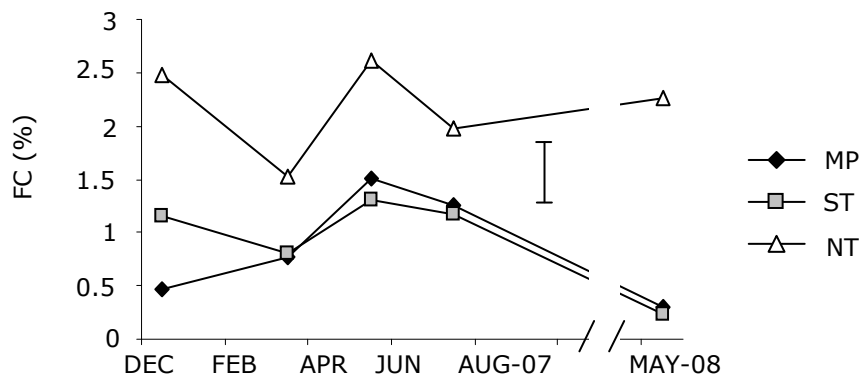


Fig. 5: Effect of tillage and sampling date on the abundance of fresh casts (FC), averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD test tillage treatment comparisons within a sampling date.

3.2.3. Porosity between coalescent casts

Typological model

The PCC showed a significantly higher elongation index than the control pores (Fig.6, $p < 0.01$). Furthermore, small sized pores had a higher regularity index than large pores ($p < 0.01$). Thus, the combination of these two shape indices allowed three types of PCC: PCC_i , PCC_m and PCC_s , to be distinguished, which are morphologically distinct from the control pores.

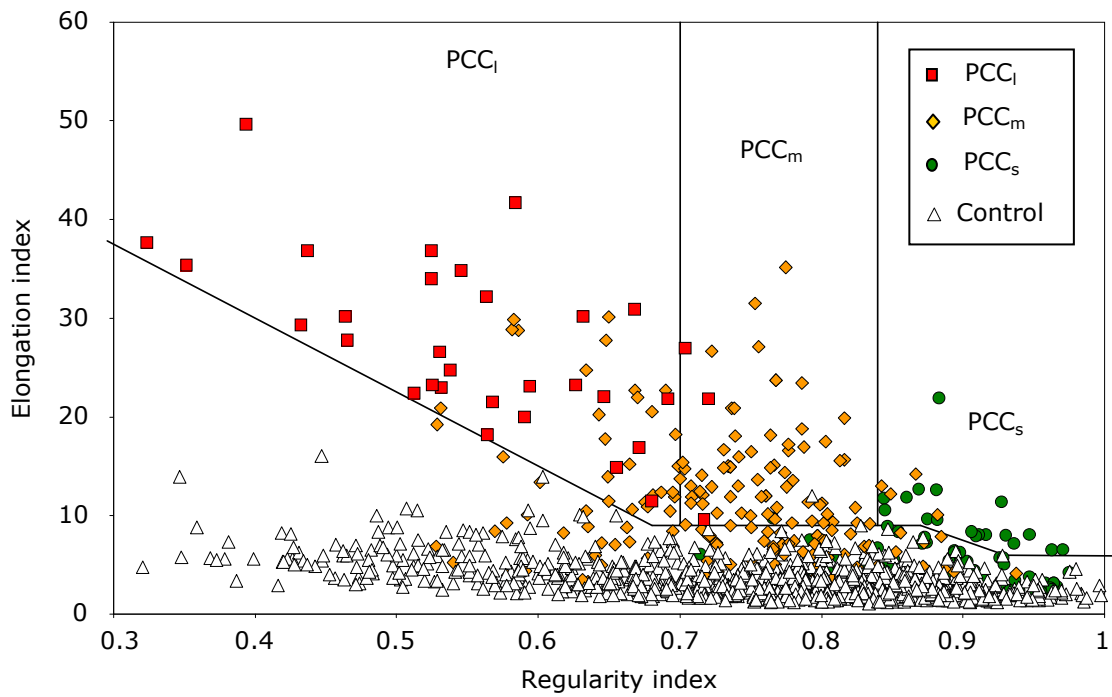


Fig. 6: Typological model to classify the pores according to their origin (PCC: porosity between coalescent casts, and control), and their size: I ($>2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$), m (1×10^5 to $2 \times 10^6 \mu\text{m}^2$) and s (5×10^4 to $1 \times 10^5 \mu\text{m}^2$)

Application of the model

The PCC_I were affected by the tillage \times date interaction (Table 2, $p < 0.05$). For all the dates, NT resulted in higher values compared to MP and ST (Fig. 7a). Under NT, the PCC_I abundance fluctuated sharply with the seasons: characterized by a decline from December to March then a rise from March to May-07 and another fall from May-07 to July. Under MP and ST we observed the same fluctuation pattern as for NT from March to July. However, the variations were less pronounced and not significant. Poultry manure fertilization did not affect the values of PCC_I (Table 2 and Table 3).

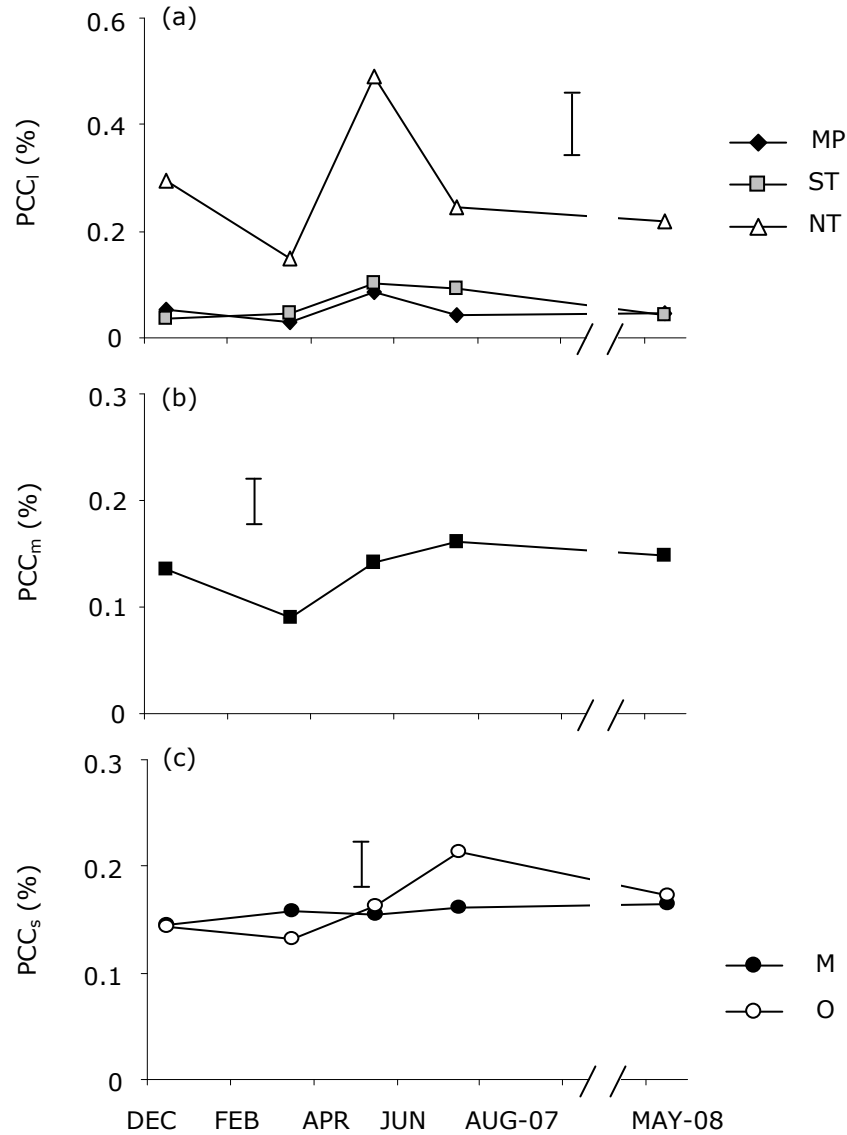


Fig. 7: (a) Effect of tillage and sampling date on the abundance of PCC_I averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD test for tillage treatment comparisons within sampling date. (b) Variation with time in PCC_m, all tillage treatments are mixed. The bars represent the LSD test for sampling date comparisons. (c) Effect of fertilization and sampling date on the abundance of PCC_s averaged tillage treatments. M: mineral and O: poultry manure. The bar represents the LSD test fertilization treatment comparisons within sampling date.

The type of tillage and the sampling date affected PCC_m abundance (Table 2). NT always showed higher values compared with the tilled treatments (Table 3). For the three tillage treatments, PCC_m decreased significantly from December to March and increased significantly from March to May-07 (Fig. 7b). Poultry manure fertilization did not affect PCC_m abundance (Table 2 and Table 3).

The abundance of PCC_s was affected by the tillage factor (Table 2, $p < 0.001$). NT always showed higher values than the tilled treatments (Table 3). PCC_s were also affected by the fertilizer \times date interaction (Table 2, $p < 0.05$). Although the number of PCC_s under mineral fertilizer did not

vary throughout the study, there were significantly more under poultry manure from March to July and then less until May-08 (Fig. 7c).

4. Discussion

4.1. Effects of management practices on biostructure abundance

4.1.1. Tillage effect

Although a large number of studies quantified casts produced at the soil surface (Binet and Le Bayon, 1999; Perreault et al., 2007; Scullion et al., 2007), few measured those in the soil. We found, for all sampling dates, that FC were twice as abundant under NT compared to MP and ST (2% vs. 1%). Our results confirm the observations made by Bottinelli et al. (2010a) at the same study site in the month of August 2007, who found that the abundance of total casts, both fresh and coalescent, was twice as high under NT compared with MP and ST (4% vs. 2%). Our findings are also in agreement with those of Vandenbygaart et al. (2000) who also estimated that the number of pores created by casts was twice as great under NT than MP. This result may be explained as follows: (i) under NT, earthworms are probably forced to eat the soil to move around (Whalley et al., 1995) due to the higher bulk density compared to tilled treatments (Table 1) and (ii) the casts were not destroyed by tillage events.

Once casts become coalescent due to rainfall events, they create a particular type of crescent-shaped porosity. All sizes of PCC were always more abundant under NT than in tilled treatments. This result, therefore, appears to be related to the abundance of FC and can be explained by the same hypothesis mentioned above. The values obtained under MP and ST were particularly low. Bottinelli et al. (2010a) demonstrated that casts have a similar structural stability under NT and ST. The low values for PCC are therefore not easily explained by a possible decrease in the resistance of the casts to water. We propose that in the tilled treatments some of the FC are destroyed and so do not produce PCC. In fact, the degradation of FC can lead to another type of porosity, different from the PCC, which would be very difficult to characterize (indiscernible from the rest of the porosity).

The effect of soil tillage on the abundance of BU was dependent on the sampling date. Following tillage events, almost no BU were observed under MP and ST. At the end of the cropping year, in July, however, the abundance of BU was similar for all tillage treatments (1.5%). Our results show: (i) the destructive effect of soil tillage and (ii) the strong capacity of earthworms to recreate, at the scale of a cropping season, a quantity of BU similar to that present under NT. Our results are not consistent with the literature, which constantly reports a higher number or volume of BU under NT compared to tilled treatments (Ehlers, 1975; Tebrügge and Düring, 1999; Wuest, 2001). In these studies, the BU were quantified on only one sampling date and not necessary at the end of the cropping year.

4.1.2. Fertilization effect

No interaction was observed between tillage and fertilizer application. Poultry manure fertilization increased the abundance of BU and FC. This result is not surprising and is in agreement with the literature (Pulleman et al., 2003; van Eekeren et al., 2009). Several hypotheses can be proposed to explain this result: (i) larger endogeic communities under poultry manure (Table 1) and (ii) a probable increased structural stability of the biostructures. Surprisingly, we did not see an influence of the poultry manure on the amount of PCC. We suggest that the small increase in FC under poultry manure was too small to observe an increase of PCC.

4.2. Seasonal variation in biostructure abundance

4.2.1. Casts

FC abundance fluctuated sharply with the seasons; it decreased in winter, increased in spring and decreased again in summer. This variation pattern was similar for all tillage treatments but much more pronounced under NT. Winter and summer correspond to periods of cast degradation and/or earthworm physiological inactivity; whereas in the springtime earthworms produce casts and/or there is less degradation of existing casts. These results are consistent with the periods of earthworm physiological activity observed in a temperate environment by Bouché (1977).

The typological model was based on the hypothesis that a cycle of successive degradation exists with FC transformed into PCC_i , or PCC_m or PCC_s . A comparison of the seasonal variation of these different biostructures allowed us to examine this hypothesis in more detail. The PCC_i followed the same seasonal pattern as the FC. This implies that rapid degradation of FC leads to PCC_i type porosity. The abundance of PCC_m also followed the same pattern as FC except in summer. This also suggests a rapid transformation of FC or PCC_i to PCC_m . We also observed seasonal variation in PCC_s abundance but it was dependent on fertilizer inputs: it only increased during the cropping year under poultry manure. We suppose that this class of small pore is not exclusively due to earthworm activity but also corresponds to porosity created by roots, which would explain the lack of consistency with the other results.

4.2.2. Burrows

BU abundance did not follow the same type of seasonal variation as FC: it increased from December to July in the tilled treatments but no variation was observed under NT during the growing season of wheat. An increase in BU in the tilled treatments is not surprising considering that the values were close to 0 after sowing. Different variations in BU amounts depending on the soil cultivation practice may be related to the soil structure: (i) the lower soil bulk density under MP and ST does not reduce earthworm activity and force the worms to fill their burrows with casts, contrary to NT conditions; Lighthart (1997) and Kretzschmar (1982) showed that the accumulation of casts in burrows is the principle cause of degradation (apart from human activity); (ii) the soil structure in the tilled treatments is a lot more heterogeneous than under NT (Roger-Estrade et al., 2004). This heterogeneity in the soil structure can lead to an increase in the creation of BU as shown by Stovold et al. (2004) and (iii) under NT, earthworms prefer to use preexisting spaces in the soil that is any preexisting burrows, to move around. Our results thus confirm the studies carried out by Felten and Emmerling (2009) who demonstrated the commensal behavior of earthworms. Finally, another hypothesis is that burrow lifespan, if they are not blocked by casts, is longer than that of casts. However, we did not find any reference to support this proposition.

5. Conclusions

Several important insights into the impact of cultivation practices on earthworm activity were gained from this study, within reduced tillage with poultry manure fertilization:

- We confirmed the strong effect of cultivation practices on soil biostructures. The abundance of fresh casts (FC) and coalescent casts (PCC) was higher under NT. The abundance of burrows (BU) was similar or even higher under NT depending on the time since the soil was last tilled. The application of poultry manure increased the amount of BU and FC.
- We also showed a strong seasonal variation of the abundance of biostructures. FC were less abundant in winter and summer and more common in spring. The comparison of these seasonal

changes demonstrated that FC are rapidly transformed to PCC. In the tilled treatments, BU abundance increased linearly throughout the wheat- cropping year whereas no variation was observed under NT.

- The three structures (BU, FC and PCC) examined in this study were pertinent for obtaining information about earthworm activity depending on cultivation practices and seasons. These indicators could be useful in the future for relating soil structure changes with its hydrological functioning.

Acknowledgments

We thank Y. Benard for the preparation of soil thin sections and are grateful to A. Cottais, P. Cotinet and D. Heddadj for allowing us to work at the Kerguéhennec experimental site (CRAB). The Brittany region financed this project (project PRIR).

Partie C

Fonctionnement physique du sol

Chapitre 5

Impact des lombriciens sur la stabilité structurale
des agrégats du sol

Chapitre 5

Impact des lombriciens sur la stabilité structurale des agrégats du sol

Ce chapitre correspond à un article publié dans la revue Soil and Tillage Research.

Résumé - Bien que l'activité lombricienne soit considérée comme un élément majeur de la structuration des sols, nous disposons, en milieu tempéré, de peu de références reliant le nombre de déjections lombriciennes, leurs stabilités et les pratiques culturales. L'objectif de cette étude était d'évaluer selon différentes intensités de travail du sol l'effet des lombriciens sur la stabilité des agrégats du sol.

Trois types de travail du sol sont comparés : le labour (MP), le travail superficiel (ST) et le semis direct (NT). Nous avons mesuré l'abondance relative de déjections produites dans le sol par une méthode originale via l'analyse d'image sur des échantillons de sol prélevés à 2 cm et 12 cm de profondeur. Sur les déjections et leurs sols environnants respectifs ont été mesurés : la stabilité structurale, exprimée par le diamètre moyen pondéral des agrégats (MWD) et certains facteurs responsables de la stabilisation des agrégats du sol tel que la teneur en carbone organique, la teneur en sucres extraits à l'eau chaude (HWEC) et l'hydrophobicité des agrégats (WR).

A 2 cm de profondeur, l'abondance relative des déjections est faible (entre 2 et 4%), elle est deux fois plus importante sous NT comparé à MP et ST. A 12 cm de profondeur, l'abondance relative des déjections double quelque soit le type de travail du sol. Elle tendait à être plus importante dans les horizons non travaillés (NT et ST). La stabilité des déjections était plus importante que le sol environnant exclusivement à 12 cm de profondeur, en raison de plus fortes teneurs en matière organique (le carbone et HWEC) et de plus fortes valeurs d'hydrophobicité. Pour les deux profondeurs considérées, on a également mis en évidence une relation positive entre le MWD du sol environnant et le MWD des déjections.

Nous concluons de cette étude, que les déjections produites à 2 cm de profondeur ne participent pas à la stabilisation des agrégats du sol, tandis qu'à 12 cm de profondeur, les plus fortes stabilités structurales observées en non labour sont expliquées en partie par l'activité des lombriciens.

Mots clés : activité lombricienne ; non labour ; hydrophobicité ; sucres solubles.

Abundance and stability of belowground earthworm casts is influenced by tillage intensity and depth

N. Bottinelli^{a, b}, V. Hallaire^{a, b}, S. Menasseri-Aubry^{a, b}, C. Le Guillou^{a, b}, D. Cluzeau^c

^aINRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^bAgrocampus Ouest, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^cUniversité Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, IFR CAREN, Station Biologique, 35380 Paimpont, France

Abstract - In temperate soils, there has been little study of the abundance and water stability of belowground earthworm casts under different tillage systems and soil depths. The aim of this study was to determine the effects of earthworm activity on soil aggregate stability under various tillage systems.

Three tillage treatments were compared (moldboard plowing (MP), surface tillage (ST) and no-tillage (NT)). We present here an original method by which earthworm casts were quantified via image analysis at 2- and 12-cm depths. In addition, soil aggregate stability expressed as the mean weight diameter (MWD) and factors involved in soil aggregate stabilization such as soil organic carbon, hot-water extractable carbohydrate content (HWEC) and water repellency (WR) of aggregates were measured in earthworm casts and bulk soil.

In superficial soil layers, the relative cast abundance was small and more abundant under NT than the ST and MP treatments. At 12 cm, the relative cast abundance doubled irrespective of the tillage treatment and tended to be higher with conservation tillage (i.e., NT and ST). Moreover, the MWD increased in casts compared to the bulk soil in this deeper layer. The increase in MWD in casts was explained in part by the increase in soil organic matter (carbon content and HWEC) and the WR. For the two depths, we found a positive relation between the MWD from the bulk soil and casts among the tillage treatments.

We conclude from this study that casts located at a 2-cm depth did not participate in soil aggregate stabilization, while at 12 cm the greatest structural stability observed under conservation tillage was explained in part by the production of casts.

Key words: earthworm activity; conservation tillage; water repellency; carbohydrates.

1. Introduction

With the intensification of agriculture over the last five decades, deterioration in soil structure and increases in soil erosion have emerged as major issues. Therefore, new cultural practices such as conservation tillage (i.e., no-tillage or surface tillage) have been developed. Because soil aggregates are less disrupted and soil organic matter (SOM) is concentrated near the surface in this system, soil structural stability increases (Six et al., 1999). Soil aggregate stability refers to the capacity of aggregates to conserve their structural organization during water disturbance events. A decline in structural stability increases aggregate slaking and induces the clogging of soil pore spaces. Consequently, soil aggregate stability in the topsoil is closely linked to runoff rates and mean annual soil losses at the landscape scale (Barthès and Roose, 2002). In conservation tillage systems, many reports have documented higher earthworm numbers and biomasses compared to those observed under conventional tillage systems (reviewed in Chan, 2001).

Through their casting activities, earthworms significantly affect soil aggregate processing within the top layers of soil (Lavelle and Spain, 2001). The accumulation of casts below the soil surface results in modification of soil matrix properties with the formation of granular aggregates (Jongmans et al., 2001) and "mammilated vughs" (Vandenbygaart et al., 2000). Many workers agree that earthworm casts, when aged or dried, contain more stable micro-aggregates than the surrounding soil (Shipitalo and Protz, 1988; Marinissen and Dexter, 1990). This increase is usually explained by SOM and especially microbial polysaccharides (Zhang and Schrader, 1993; Flegel et al., 1998; Oyedele et al., 2006). These act as binding agents (Tisdall and Oades, 1982) and/or increase the water repellency of aggregates and the extent of slaking (Jouquet et al., 2008).

There is a surprising dearth of information on how tillage intensity influences the capacity of earthworms to stabilize soil aggregates. We hypothesized that tillage intensity, by affecting the dynamics of casts (i.e., production and degradation processes) and the SOM, controls the abundance of belowground casts and their structural stability, and consequently the potential effect of earthworms to stabilize soil. Hence, the aim of this study was to determine the effects of earthworm activity on soil aggregate stability under different tillage systems. Soil samples were collected in two depths from fields under three different tillage systems (moldboard plowing, surface tillage and no-tillage). This was done by (i) using an original method for quantification of belowground casts, (ii) comparing the aggregate stability of casts with the bulk soil and (iii) determining factors involved in the stabilization of casts.

2. Materials and methods

2.1. Site and soil sampling

The study was conducted after the wheat crop harvest in August 2007 at the experimental station of Kerguéhennec (N 47°53, W 02°44), located in Brittany (France). Selected attributes of the climate and soil in the first 25 cm are presented in Table 1. The tillage system was established in 2000 in a randomized complete block design with three replicates. Each treatment plot size was 25 m × 12 m. The crop rotation was wheat-maize-wheat-rape. Three tillage treatments were studied: (i) moldboard plowing (MP, at a depth of 25 cm and rotary harrowing at a depth of 7 cm before sowing), (ii) surface tillage (ST, with chisel plowing at a depth of 12 cm) and (iii) no-tillage (NT).

Mean annual air temperature (°C)	10.8
Mean annual precipitation (mm)	1060
Soil classification (a)	Humic Cambisol
Particle size distribution (%)	
Sand ($2000 > \theta > 50 \mu\text{m}$)	41
Silt ($50 > \theta > 2 \mu\text{m}$)	42
Clay ($\theta < 2 \mu\text{m}$)	17
pH (H ₂ O, 1 : 2.5)	6
C (g kg ⁻¹)	21
CEC (mequiv/100 g)	10

(a) FAO

Table 1: Climate and soil properties at the experimental site.

In August 2007, measurements of soil bulk density by cylinder method (250 cm³) showed that NT had the highest values in the first 15cm (on average 1.30 g cm⁻³), while MP had the lowest values in that depth (on average 1.15 g cm⁻³). Under ST, values were as low as those of MP on the first 5 cm and were as high as those of NT at 15 cm. In April 2007, earthworms were sampled using the formalin extraction technique (Cluzeau et al., 1999); the dominant species were the endogeic species *Aporrectodea caliginosa* (49%) and the anecic species *Lumbricus terrestris* (21%). Earthworm density was greater under NT (297 specimens per m²) compared to ST (210 specimens per m²) and MP (134 specimens per m²). The proportion of endogeic species was higher under MP (75%) than ST (57%) and NT (50%). On the other hand, the proportion of anecic species was higher under NT (42%) and ST (32%) compared to MP (18%). Soils samples for analysis were collected from 2-7- and 12-17 cm depths.

2.2. Earthworm cast abundance

We developed an original method for quantification of earthworm casts because methods found in the literature are either time-consuming (Topoliantz et al., 2000; Jongmans et al., 2001; Velasquez et al., 2007) or cannot quantify all visible casts (Pulleman et al., 2005). Our method consists in sampling five cylinders of 250 cm³ (8 cm diameter, 5 cm height) sampled at each plot and depth. The cylinders were broken in half by hand (Fig. 1a): thus, soil structure was not disturbed and earthworm casts kept their natural pattern. According to the definition of Bullock et al. (1985) and Pulleman et al. (2005), we distinguished earthworm casts (fresh and welded) under a stereomicroscope (magnification 2×) according their spherical shape, smooth surface and the rounded contours of individual fecal pellets, which were arranged in "mammilated" and tuberoso shapes (Fig. 1b). Casts were meticulously painted in white on each side, and digital photos were taken (Fig. 1c). With OPTIMAS software each picture was transformed into a binary image (Fig. 1d). The areas of each white patch were determined. This method yielded the relative cast abundance as the percentage of cross-sectional area that consisted of casts.

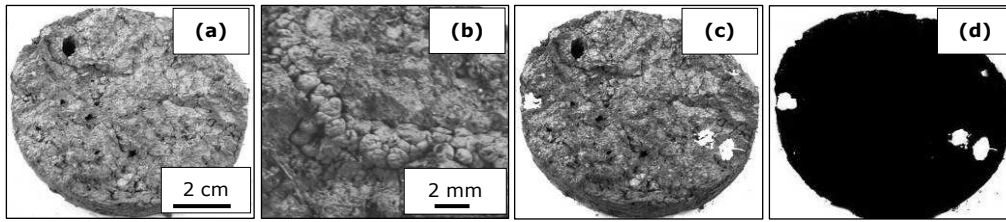


Fig. 1: (a) Broken surface of soil cylinder for quantification of casts. (b) Earthworm subsurface casts found at 2- and 12-cm depths. (c) Casts painted white on broken surface of cylinder. (d) Binary image from broken surface of soil cylinder with casts in white.

2.3. Physico-chemical properties of casts and bulk soil

For the analysis below, eight cylinders of 250 cm³ from each plot were gently broken. We collected 3-5-mm aggregates identified as casts using the definition given above. As a control soil, we collected 3-5-mm aggregates that were not identified as casts.

2.3.1. Chemical properties of casts and bulk soil

Total organic carbon in 3-5-mm aggregates was measured with a CHN analyzer. Hot-water extractable carbohydrate content (HWEC) was obtained from extracts of 1 g of 3-5-mm aggregate suspended in 20 ml of hot water (80 °C) for 24 h. The carbohydrate content of the extract was analyzed via the H₂SO₄/phenol method (Dubois et al., 1956).

2.3.2. Physical properties of casts and bulk soil

Soil structural stability was measured according to Le Bissonais (1996). The test is performed on 3-5-mm aggregates dried at 40 °C for 48 h. It involves three pre-treatments with different subsamples before sieving in ethanol at 50 µm and dry sieving of the resulting fraction (>50 µm): (i) slow-wetting, where 2 g of aggregates is capillary rewetted; (ii) fast-wetting, where 2 g of aggregates is immersed in deionized water for 10 min; and (iii) mechanical breakdown, where 2 g of aggregates is saturated in ethanol for 30 min, then shaken in deionized water in an Erlenmeyer end over end 20 times. Dry sieving was performed by hand with a nest of six sieves (2000, 1000, 500, 200, 100 and 50 µm). The mean weight diameter (MWD), which is the sum of the mass fraction of soil remaining in each sieve multiplied by the mean aperture of the adjacent meshes, was calculated from the aggregate-size distribution. The method yields MWD, which is the mean of the three MWD values (slow-wetting, fast-wetting and mechanic breakdown tests). The water repellency (WR) of 3-5-mm aggregates was assessed by measuring the water drop penetration time (adapted from Letey, 1969). Drops of 3 µl de-ionized water were deposited with a micro-syringe on the surface of individual air-dried aggregates, and the time required for a drop to penetrate into the aggregate was recorded.

2.4. Statistical analysis

Prior to analysis, data were inspected for homogeneity of variance using the Levene's test and transformed when required. When effects were significant at a level of 0.05, means were tested with an LSD test. Pearson's correlations were made among variables at 2- and 12-cm depths. All statistical calculations were carried out using R software (R Development Core Team, 2008).

3. Results and discussion

3.1. Relative abundance of subsurface casts

At a 2-cm depth, the relative cast abundance was low (less than 5%) (Fig. 2). It was affected by the interaction of tillage × depth ($p < 0.05$) (Table 2). Casts were more abundant under NT compared to other tillage treatments (4.2% vs. 2.1%) (Fig. 2). Our results tended to be lower than those from a study carried out on thin sections by Jongmans et al. (2001), who found that 10% of the soil volume was worked by earthworms under conventional tillage. In the above study, all casts were quantified with more accuracy on thin section. In addition, the carbon content of their soil was lower compared to our soil (0.9% vs. 2.3%).

Soil property	Relative cast abundance
Tillage (T)	0.35
Depth (D)	<0.001
T*D	<0.05

Table 2: Analysis of variance ($P > F$) for the effects of Tillage (T) and Depth (D) on the relative cast abundance.

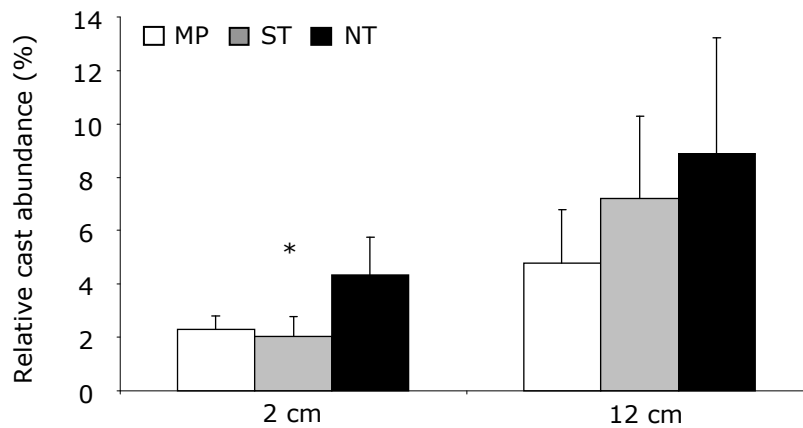


Fig. 2: Relative abundance of casts per surface area according to three tillage treatments (MP, moldboard plowing; ST, surface tillage; NT, no-tillage) and two depths. The asterisk represents the LSD (0.05) for treatment comparisons within depths (means ± S.D; n=15).

We suggest that the method used and the carbon content explain in part the lower percentage of casts observed in our study. In fact, Martin (1982) and Pérès et al. (1998) highlighted that earthworms search for food for longer periods in soils without organic matter enrichment. The increase in casts under NT could be explained by some interacting mechanisms: (i) the number of endogeic and anecic earthworms is higher under NT; (ii) the NT system is never tilled, unlike other tillage treatments, so casts are not destroyed and (iii) the higher bulk density under NT may prevent degradation of casts by water. Nevertheless, our results are in agreement with Vandenbygaart et al. (2000), who indicated that the NT system at 0-5 cm depth had more than twice the number of “mammilated vughs” produced by the packing of earthworm casts (just after the tillage operation).

At a 12-cm depth, the relative cast abundance greatly increased compared to that at 2 cm; it doubled for all tillage treatments without any significant difference between treatments (Table 2), even if the ST and NT tended to have a higher area of casts (Fig. 2). This increase may be related

to the interaction of two phenomena: (i) at 12 cm disruptive forces of water (wetting-drying and freezing-thawing) are less destructive than at 2 cm and consequently cast degradation could be less dynamic; (ii) earthworm activity could be higher at 12 cm. Indeed, when soil temperature or humidity is not suitable, earthworms go deeper for survival and aestivation. Other experiments on earthworm activity under conventional tillage with mineral or organic fertilization showed both more and fewer casts produced at 12 cm (Pulleman et al., 2005; Jongmans et al., 2001): however, in the studies cited, no explanations were suggested.

3.2 Properties involved in structural stability: casts versus bulk soil

Numerous studies concerning surface casts are available, mainly in tropical systems (Decaëns, 2000; Oyedele et al., 2006; Jouquet et al., 2008; Thomas et al., 2008); conversely, few data exist on the properties of subsurface casts, especially in cultivated soil. At a 2-cm depth, casts and the bulk soil barely differed. The carbon content and HWEC tended to be higher in casts but were not significantly different ($p>0.05$ for all cases) (Table 3, 4).

Depth	Soil properties	HWEC	WR	C	MWD
2 cm	Origin	0.06	<0.01	0.68	0.54
	Tillage	<0.001	0.11	<0.001	<0.001
	O×T	0.99	0.14	0.41	0.29
12 cm	Origin	0.10	0.09	<0.01	<0.001
	Tillage	0.11	<0.01	<0.001	<0.001
	O×T	0.19	<0.05	0.37	0.14

Table 3: Analysis of variance ($P>F$) for the effects of aggregate origin (O) and tillage (T) at 2- and 12-cm depths on hot-water extractable carbohydrates content (HWEC), soil water repellency (WR), soil organic Carbon (C) and soil aggregate stability expressed as the mean weight diameter (MWD).

At a 12-cm depth, differences between casts and the bulk soil increased. HWEC tended to be higher in casts but without significant differences compared to the bulk soil, while the carbon content was higher in casts (2.1% vs. 2.0%) (Table 3, 4). This means that earthworms did not select their food at a 2-cm depth and did not feed in OM-rich patches. According to Hassink and Whitmore (1997), the capacity of soil to protect organic matter was found to be positively related with the clay content of the soil. In consequence, our soil with 17% clay content is found to be near saturation (2.7% of carbon content), confirming the non-selection of organic matter by earthworms. Results may be related to those from Barois et al. (1999) and Coq et al. (2007) that show casts were not enriched in carbon in soil with high OM content in tropical soils.

Source of variation		HWEC (mg g ⁻¹)	WR (s)	C (g kg ⁻¹)	MWD (mm)
2 cm	Casts	1.79	1.93a	23.1a	1.95a
	Bulk soil	1.63	0.93b	22.9a	1.93a
	MP	1.44b	1.01a	21.2a	1.73b
	ST	1.79a	1.75a	23.8b	2.09a
	NT	1.91a	1.52a	24.1b	1.99a
12 cm	Casts	1.04a	1.67a	21.3a	2.03a
	Bulk soil	0.93a	1.50a	20.3b	1.79b
	MP	0.99ab	0.97c	20.0b	1.74c
	ST	0.95b	1.56b	20.6b	1.88b
	NT	1.07a	2.23a	21.7a	2.10a

Table 4: Effects of aggregate origin (bulk soil or casts) and tillage (MP, moldboard plowing; ST, surface tillage; NT, no-tillage) at 2- and 12-cm depths on hot-water extractable carbohydrates content (HWEC), soil water repellency (WR), soil organic carbon (C) and soil aggregate stability expressed as the mean weight diameter (MWD). Means in column within each factor with the same letter are not significantly different according to LSD (0.05) (n=60 for WR and n=3 for the other properties).

At a 2-cm depth, the WR values were higher in casts than in the bulk soil (Table 3, 4) (1.93 s vs. 0.93 s). Nevertheless, at a 12-cm depth, the values of WR were affected by the interaction of tillage × origin ($p < 0.05$) (Table 3). Therefore, exclusively under NT, WR was higher in casts than in the bulk soil (2.5 s vs. 1.90 s) (Fig. 3). The increase in WR in casts compared to the bulk soil was low compared to data observed by Jouquet et al. (2008), who found a 5-10-fold increase. Earthworms may increase WR of aggregate in several ways: (i) by increasing the carbon content (Chenu et al., 2000); (ii) by decreasing soil porosity of an aggregate (Jouquet et al., 2008) or (iii) by creating a cortex at the external part of the cast, which gives the surface of casts a smooth and closed aspect (Blanchart et al., 1993). In temperate ecosystems, earthworm casts usually have a lower bulk density than the surrounding soil aggregates (Larink et al., 2001; Marashi and Scullion, 2003) while earthworms create mainly compact casts in tropical soils (Blanchart et al., 1993; Blanchart et al., 1999; Jouquet et al., 2008).

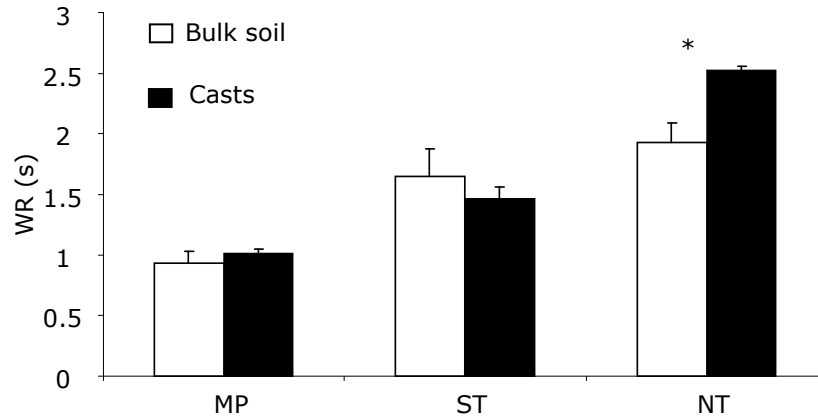


Fig. 3: Soil water repellency (WR) affected by interaction between tillage treatments (MP, moldboard plowing; ST, surface tillage; NT, no-tillage) and origin of aggregates (BS, bulk soil; Casts, earthworm casts) at a 12-cm depth. The asterisk represents the LSD (0.05) for treatment comparisons within tillage treatments (means \pm S.D.; n=60).

We suppose the low increase in carbon content in casts compared to the bulk soil did not explain the values of WR in casts because no significant relations were found at a 2-cm depth (Table 5). Visual observations have shown that casts when fresh had a smooth surface without macroporosity. We assume that the smoothing of surface casts could be one part of the explanation.

Depth		HWEC	C	WR
2 cm	MWD	0.62**	0.75***	0.34
	WR	0.53*	0.32	-
12 cm	MWD	0.62**	0.79***	0.67**
	WR	0.3	0.74***	-

Table 5: Correlation coefficients (r) between soil aggregate stability expressed mean weight diameter (MWD), hot-water extractable carbohydrates content (HWEC), soil organic carbon (C) and soil water repellency (WR) at 2- and 12-cm depths (n=9).

3.3. Structural stability: casts versus bulk soil

The MWD of casts was similar to that of bulk soil at a 2-cm depth ($p > 0.05$), while at a 12-cm depth the MWD was higher in casts compared to the bulk soil for all tillage treatments (on average 2.03 mm vs. 1.79 mm) (Table 3, 4). The loamy-textured soil in this study is stable according to the classes of stability proposed by Le Bissonnais (1996). The values of stability can be explained by the high carbon content of the soil (Tisdall and Oades, 1982). Because casts at a 2-cm depth were not significantly enriched in carbon and HWEC, their water stability was similar to the bulk soil. Conversely, at a 12-cm depth the increases in SOM and WR in casts contributed to increase their stability compared to the bulk soil as shown in the significant correlation between MWD and carbon content ($r = 0.79***$), HWEC ($r = 0.62***$) and WR ($r = 0.67**$) (Table 5). It follows that resistance of casts increased by both the enhancement of cohesive forces between particles and the reduction of water penetration into aggregates. Our results could be related to those from Schrader and Zhang (1997), who observed in laboratory that the contribution of

earthworm activity (*L. terrestris* and *A. caliginosa*) to cast stability depends decisively on the original composition of the parent soil. The more sensitive the parent soil is to physical disturbance, the more effective casting is at increasing water-stable aggregation. In our study, where the soils were already stable, the effect of earthworm activity was measurable only at a 12-cm depth, where the stability of bulk soil decreased.

3.4. Structural stability: casts versus tillage intensity

At 2 cm the MWD of all aggregates was higher under NT and ST compared to MP (Table 3, 4), while at 12 cm the MWD was ranked in the following order: NT>ST>MP. No significant interactions were found between the tillage treatments and the origin of aggregates ($p>0.05$) (Table 3). For both depths, the increase in MWD in bulk soil from MP to ST involved an increase in MWD in casts ($r = 0.80^{**}$; $r = 0.62$, $p = 0.07$, respectively, at 2- and 12-cm depths) (Fig. 4). Consequently, the structural stability of casts increased from MP to NT for the two depths. Studies concerning variations of cast stability along different SOM gradients are scarce, while some studies have reported a close relationship to the quality of organic matter (Shipitalo et al., 1988; Flegel et al., 1998). Because the C/N ratio of SOM in our study was not affected by the tillage treatments (data not shown), we suggest that the amount of SOM in the soil explains the greatest stability of casts located under conservation tillage. Our results differed from studies carried out on surface casts produced by anecic species in tropical soils. Some authors found that cast stability seemed relatively independent of the nature of the initial soil substrate (Decaëns, 2000; Thomas et al., 2008). Thomas et al. (2008) proposed that engineering activities by earthworms may operate as buffering factors on soil structure submitted to different land-use practices.

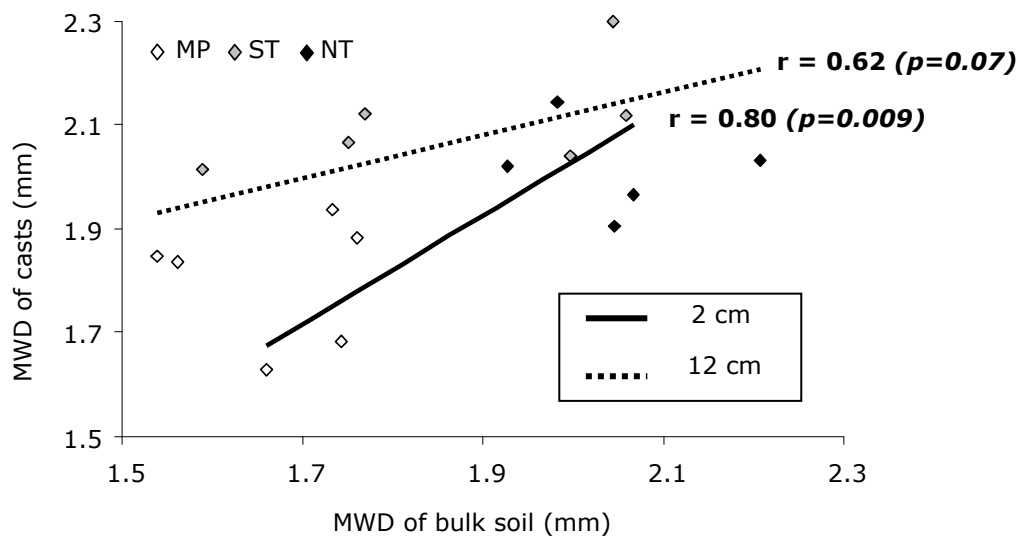


Fig. 4: Relations between soil aggregate stability expressed as the mean weight diameter (MWD) of casts and the MWD of the bulk soil under three tillage treatments (MP, moldboard plowing; ST, surface tillage; NT, no-tillage) at 2- and 12-cm depths (n=9).

4. Conclusions

Both tillage intensity and the depth of subsurface casts affect the stability and the relative abundance of casts. At 2- and 12-cm depths, casts were more abundant under no-till layers. For all tillage treatments, cast were twice more abundant at 12 cm than at 2 cm. Casts had more

structural stability than the bulk soil exclusively at 12 cm. Moreover, casts under conservation tillage were more stable than casts under moldboard plowing.

Consequently, casts located at 2 cm did not participate in soil aggregate stabilization. On the other hand, at 12 cm the highest structural stability observed under conservation tillage was explained in part by the production of casts. Further studies are needed to determine the impact of casts on soil structure, especially under conservation tillage where soil is naturally compacted.

Acknowledgements

We would like to thank P. Cotinet, D. Heddadj and A. Cottais, who allow us to work at the experimental site at Kerguéhennec (CRAB). This project was financially supported by the Brittany region project (PRIR).

Chapitre 6

Impact des pratiques culturales sur la stabilité des agrégats du sol

Chapitre 6

Impact des pratiques culturales sur la stabilité des agrégats du sol

Résumé – La stabilité structurale, classiquement utilisée comme indicateur de l'érosion hydrique et du ruissellement, est influencée par les pratiques culturales. L'objectif de ce travail était d'évaluer l'effet du non labour et de l'apport de fertilisation organique sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux.

Trois types de travail du sol sont comparés : le labour conventionnel (MP), le travail superficiel (ST) et le semis direct (NT) ainsi que 2 types de fertilisation (fumier de volaille et fertilisation minérale). La stabilité des agrégats a été mesurée entre 2 et 7 cm de profondeur à 4 dates d'échantillonnage au cours d'une année culturale de blé et durant l'interculture qui suivait. Nous avons également mesuré certaines propriétés physico-chimiques responsables de l'agrégation des sols.

Quelle que soit la date d'échantillonnage, la stabilité structurale était plus forte sous NT et plus faible sous MP. L'effet du ST sur la stabilité structurale était dépendant de la date d'échantillonnage: avec des valeurs proches de MP en hiver et au début de printemps, et des valeurs proches de NT au printemps et en été. L'apport de fumier de volaille appliqué à la dose agronomique n'augmentait pas significativement la matière organique du sol ni la stabilité structurale. Les variations de la stabilité structurale étaient positivement corrélées aux teneurs en carbone organique et en sucres extraits à chauds. La stabilité des agrégats présentait une forte variation saisonnière : caractérisée par une augmentation au printemps et en été puis une diminution en hiver. Ces variations étaient expliquées en partie par la teneur en eau du sol au moment de l'échantillonnage.

En conclusion, nos résultats démontrent la nécessité d'évaluer la stabilité structurale au cours de différentes dates d'échantillonnage afin d'évaluer l'effet du travail du sol sur la stabilité structurale. De plus, cette étude démontre le caractère résilient des agrégats sous ST face à la stabilité structurale.

Mots clés : stabilité des agrégats ; effluent ; dynamique temporelle, carbone organique ; teneur en eau ; hydrophobicité ; sucres solubles.

Dynamics of aggregate stability as influenced by tillage and manure amendment in a humic loamy soil of Northwest France

N. Bottinelli^{a, b}, S. Menasseri-Aubry^{a, b, c}, C. Le Guillou^{a, b}, V. Hallaire^{a, b}, D. Cluzeau^d, S. Busnot^{a, b, c}, D.A. Angers^e

^aINRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^bAgrocampus Ouest, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^cUniversité européenne de Bretagne, France ; ^dUniversité Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, IFR CAREN, Station Biologique, 35380 Paimpont, France ; ^eAgriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de Recherche sur les Sols et les Grandes Cultures, 2560 Boul. Hochelaga, Ste-Foy, Québec, G1V 2J3, Canada

Abstract - Soil aggregate stability is an indicator of erosion and surface runoff which can be managed by selecting appropriate agricultural practices. This study aimed at evaluating the effect of reduced tillage and organic fertilization on the aggregate stability of a loamy soil.

Three tillage treatments were compared (moldboard plowing (MP), surface tillage (ST) and no-tillage (NT)) along with two types of fertilizers (poultry manure and mineral). Soil aggregate stability (AS) was measured at the 2- to 7-cm depth on four sampling dates during a wheat crop and the following inter-cropping seasons. Physico-chemical properties that influence variations in soil stability were also studied concurrently.

At all four sampling dates, the highest AS were measured under NT and the lowest under MP. The effect of ST on AS varied with sampling dates with values close to MP in winter and early spring, and values close to NT in late spring and summer. Poultry manure which was applied at agronomic rates did not significantly increase neither soil organic matter content nor AS. Variations in AS were positively correlated with organic C and hot-water extractable carbohydrate contents suggesting that reduced mineralization and accumulation of residues at the soil surface under reduced tillage favored biologically-induced aggregate stabilization. Soil AS exhibited a large seasonal variability, characterized by an increase during the spring/summer period and a decrease in the winter. These temporal variations were positively related to the soil water content at time of sampling.

The significant interaction between the effects of tillage and date of sampling suggests that for an appropriate assessment of the impact of management practices on AS, more than one sample per year should be obtained. This approach also highlighted the potentially high resiliency of AS under surface tillage.

Key words: aggregate stability; manure; temporal dynamics; organic carbon; water content; water repellency; carbohydrates.

1. Introduction

With the increase in annual cropping, deterioration of soil structure and increasing soil erosion have emerged as major issues (Lal, 2005). This is also observed in western France where the intensification of agriculture involving maize, wheat and vegetable cropping has resulted in increased overland flow and sediment transport (Le Bissonnais et al., 2002). Conservation tillage practices (surface tillage or no-tillage) are proposed as practices to alleviate soil erosion risks. In France, their development is relatively recent, with 35% of the annual crop surface cultivated under reduced tillage in 2005 (Labreuche et al., 2007). Due to the presence of livestock production in the western part of France, these reduced tillage systems are often combined to manure amendments.

Soil aggregate stability (AS) at the soil surface is closely linked to runoff rates and mean annual soil losses at the landscape scale (Le Bissonnais et al., 2002; Le Bissonnais et al., 2007), and has been shown to be improved under conservation tillage compared to conventional ploughing (Angers et al., 1993b; Álvaro-Fuentes et al., 2008) and under organic fertilization (Khaleel et al., 1981; N'dayegamiye and Angers, 1990; Albiach et al., 2001). A number of studies have also looked at the combined and interactive effects of conservation tillage and organic fertilization on soil aggregation and AS (Paré et al., 1999; Bissonnette et al., 2001; Whalen et al., 2003; Mikha and Rice, 2004; Jiao et al., 2006). These studies have shown variable and sometimes contradictory results depending on the aggregation measurement methodology, soil and climatic conditions, the nature and quantity of amendment used, duration of the experiment, and the crop rotation under consideration. Therefore, the magnitude and significance of these interactive effects on soil aggregation still needs to be determined under various conditions (Pikul et al., 2009).

In general, the long-term effects of management practices on soil AS are related to soil organic matter (Whalen et al., 2003; Jiao et al., 2006) and related fractions (polysaccharides, lipids) and processes (microbial activity, water repellency) (Blanco-Canqui and Lal, 2007; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Tejada et al., 2008; Martins et al., 2009).

Soil AS is a dynamic property and its temporal variation has been shown to depend on tillage practices and fertilizer sources (Kandeler and Murer, 1993; Abiven et al., 2007; Annabi et al., 2007; Álvaro-Fuentes et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009). Short term fluctuations of soil stability during the growing season (i.e., over a period of one month) can sometimes be even more important than the effects of the management practices (Perfect et al., 1990; Chan et al., 1994). Moreover, knowledge of seasonal fluctuation under different tillage and amendment practices must also be considered to identify periods of low stability when the soil is particularly vulnerable to structural breakdown (Chan et al., 1994) in order to better adapt conservation management practices.

The objective of this study was to characterize the effects of 8 years of combined reduced tillage practices and organic fertilization on AS of a humic loamy soil of western France. The seasonal variation in AS as well as selected factors believed to determine these effects were also studied.

2. Materials and methods

2.1. Site, tillage and fertilization practices

The study was conducted at the Kerguéhennec Experimental Station (47°53 N, 02°44 W) (Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne) located in Brittany (western France). The area is characterized by an oceanic climate with an annual average temperature of 10.8°C and an average cumulative precipitation of 1060 mm (Fig. 1). The soil, derived from mica schist, is a Humic

Cambisol (FAO) with a loamy texture (17% clay, 42% silt, 41% sand), an organic carbon content of 21 g kg⁻¹, a pH(H₂O) of 6 and a CEC of 10 meq/100g in the first 25 cm. The crop rotation was wheat-maize-wheat-rape with a nitrogen catch crop (*phacelia*) between wheat and maize. Crop residues were incorporated into the soil. Since there was no significant difference of yields (data not shown) between treatments; this incorporation represented an annual average of 2 Mg C ha⁻¹ incorporated to the soil for all treatments. In 2000, six management systems were established in a split-plot design with three tillage practices as the main plot treatments and two nutrient sources as the sub-plot treatments and three replicates. The tillage treatments were (i) moldboard plowing (MP, at a depth of 25 cm and rotary harrowing at a depth of 7 cm before sowing), (ii) surface tillage (ST, with chisel plowing at a depth of 12 cm under Wheat crop and *phacelia* inter-crop and followed by a rotary harrowing at a depth of 7 cm under maize crop) and (iii) no-tillage (NT). The fertilizers sources were (i) mineral fertilization and (ii) poultry manure, applied each year at a rate of 4-17 Mg ha⁻¹ year⁻¹ calculated on a nitrogen fertilization basis. In all poultry manure treatments an annual additional average of 2 Mg C ha⁻¹ was incorporated to the soil.

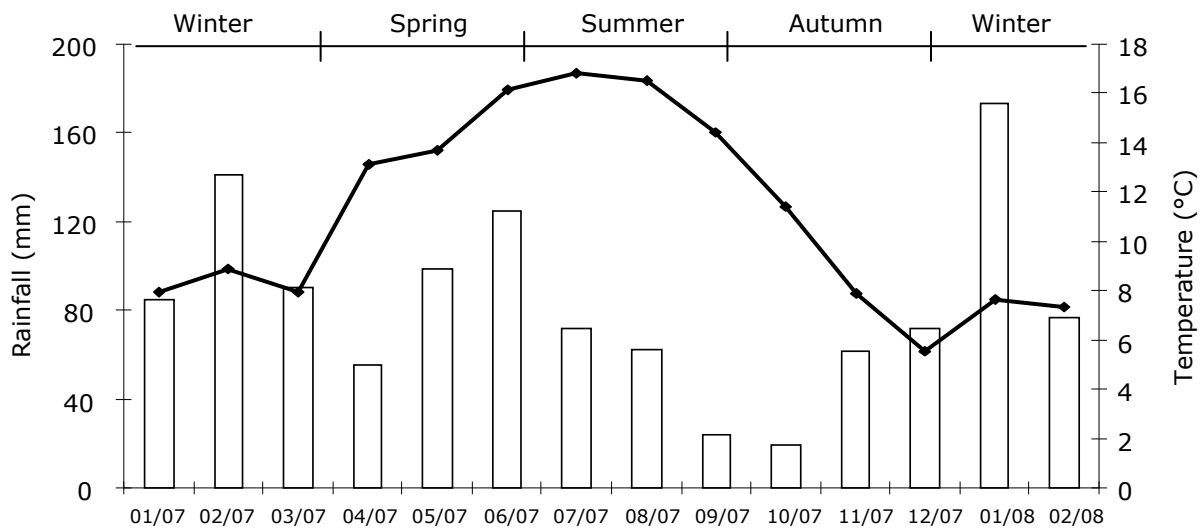


Fig. 1: Total monthly precipitation (white histogram) and temperature (black line) at the experimental station during the study period.

2.2. Soil sampling

In the 2006-2007 season, soil samples were collected from the 2-7cm layer of each experimental plot on four dates from April 2007 to February 2008: (i) 5 April 2007, one month and a half after manure application and five months after sowing the wheat crop; (ii) 22 May 2007; (iii) 30 July 2007, after wheat harvesting and (iv) 17 February 2008, five months after sowing *phacelia* and just after its chemical destruction. For each sampling date, one composite sample of three sub-samples was collected for each plot using a small spade. Prior to analysis and within two days after sampling, field-moist soil was gently sieved to separate the macro- aggregates of 3-5 mm. Aggregates were air-dried and a fraction was ground to 0.25 mm for chemical analyses.

2.3. Soil properties

Total organic carbon in the 3-5 mm aggregates (dried and ground <0.25 mm) was measured with a CHN analyzer (Flash EA 1112, Thermofininningan, Milan, Italy). Hot-water

extractable carbohydrate content (HWEC) was obtained from an extract of 1 g of soil (< 0.25 mm) suspended in 20 ml of hot water (80 °C) for 24 h. The carbohydrate content of the extract was analyzed by the H₂SO₄/phenol method (Dubois et al., 1956).

Water repellency of aggregates (WR) was assessed by measuring the water drop penetration time (adapted from Letey, 1969). Drops of 3 µl deionized water were deposited with a micro-syringe on the surface of 60 individual air-dried aggregates per plot and the time required for a drop to penetrate into each aggregate was recorded. The gravimetric soil water content (WC) was measured from each sample, by oven drying a subsample at 105°C for 24h.

2.4. Soil aggregate stability

Soil AS was measured according to the slow-wetting test of Le Bissonnais (1996) which simulates the behavior of dry soils or soils with low moisture content subjected to moderate rainfall. This test is less aggressive than fast wetting and was found to be more appropriate to compare silty soils which differ only in organic matter (OM) level (Le Bissonnais et al., 2002) or subjected to different organic amendments (Abiven et al., 2007). This was confirmed during the present study (data not shown). Aggregate samples were oven dried at 40°C for 24 hours just before the test in order to standardize the aggregate moisture content. Five g of aggregate samples were capillary rewetted with water on a tension table at a potential of -0.3 kPa for >60 min before sieving in alcohol at 50 µm and dry sieving the resulting fraction (>50 µm). Dry sieving was performed by hand with a nest of six sieves (2000, 1000, 500, 200, 100 and 50 µm) and the mean weight diameter was calculated as the sum of the mass fraction remaining on each sieve after sieving, multiplied by the mean aperture of the adjacent sieves and was used as a measure of AS.

2.5. Statistical analysis

An analysis of variance using a split plot design was used to determine the significance of the effects of tillage, fertilizer source and date of sampling. Prior to analyses, the data were tested for homogeneity of variance using the Levene's test and transformed when required. When the effects were significant at a level of 0.05, means were compared with the LSD test. Regression analyses were performed on reduced-centered values to determine the factors related to changes in soil AS induced by management:

$$rcv = (v - \mu) / \sigma$$

Where rcv is the reduced centered value, v is the initial value, μ is the mean of the variable for one date and σ is the standard deviation of the variable for one date. Factors controlling the seasonal variability of soil AS were also studied by regression analyses within tillage treatments (using uncentered and unreduced data). All statistical calculations were carried out using R software (R Development Core Team, 2008).

3. Results and discussion

3.1. Soil organic matter

The average soil organic C content of this soil was 22.7 g C kg⁻¹ which is relatively high compared to other French loamy soils but is in the range of values for soils of southern Brittany (Arrouays et al., 2001). The HWEC values amounted to about 5% of the total soil organic C, which is in the high range of values reported for other soils (Cheshire et al., 1979; Angers et al., 1993a). Tillage practices had a significant effect on the organic C and HWEC contents of the soil but not the fertilizer source (p<0.001, Table 1). Averaged over all sampling dates and fertilizer source, organic

C and HWEC were significantly higher under NT and ST treatments, compared to MP (Table 2). Organic C was 20% greater under NT than MP whereas the difference for carbohydrates was 40%. This is much greater than relative differences observed in other studies (<15% in Angers et al., 1993a). Compared to MP, reducing tillage depth and intensity can result in both a reduction in OM oxidation and erosion and an accumulation of organic residues near the soil surface. Furthermore, management practices that improve organic C content also improve soil carbohydrates (Cheshire et al., 1979; Angers et al., 1993a).

Manure is a source of OM which generally increases organic C and HWEC in soils (Angers and Ndayegamiye, 1991; Albiach et al., 2001). In our case the minimal effects of poultry manure on soil OM may be due to the relatively small amount of poultry manure that was used. It was equivalent to the agronomic dose or 4-17 Mg ha⁻¹ year⁻¹, resulting in an average input of C to the soil of 2 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ which may not be sufficient to result in measurable soil C increases against a relatively high soil organic C background level.

The date of sampling had no significant effect on soil organic C content (p>0.05, Table 1), while the HWEC varied significantly with time (p<0.001, Table 1). The HWEC content was stable during the wheat-growing season at 1.13 mg g⁻¹ of carbohydrates and increased in February by 40% (Table 2). The HWEC fraction includes free sugars and microbial gums, which have both a plant and microbial origin (Cheshire et al., 1979). In February, the highest HWEC content observed was probably explained either by the higher rooting density of *phacelia* or by the increase organic materials released by their roots.

Source of variation	Soil property				
	C	HWEC	WC	WR	AS
T	<0.001	<0.001	<0.05	0.56	<0.001
F	0.56	0.69	<0.001	0.8	0.12
D	0.14	<0.001	<0.001	<0.01	<0.001
T*F	0.61	0.76	0.19	0.91	0.41
T*D	0.55	0.74	<0.05	0.42	<0.05
F*D	0.53	0.17	0.15	0.07	0.57
T*F*D	0.27	0.16	0.6	0.76	0.23

Table 1: Analysis of variance (P value) to determine the effects of tillage (T), fertilization (F) and date of sampling (D) on the total organic C, hot-water extractable carbohydrates (HWEC), water content (WC), water repellency (WR) and aggregate stability (AS) in the soil.

Source of variation	C (g kg ⁻¹)	HWEC (mg g ⁻¹)	WC (g kg ⁻¹)	WR (s)	AS (mm)
Tillage factor					
MP	20.30c	1.03b	276b	1.55a	1.15b
ST	23.41b	1.29a	293a	1.53a	1.46a
NT	24.42a	1.44a	292a	1.45a	1.55a
Fertilization factor					
Mineral	22.25a	1.21a	278b	1.57a	1.31a
Organic	23.17a	1.30a	297a	1.45a	1.47a
Date factor					
April-07	22.19a	1.13b	262b	1.30b	1.21c
May-07	23.33a	1.15b	282b	1.86a	1.44b
July-07	22.50a	1.11b	241c	1.88a	1.78a
February-08	22.83a	1.64a	364a	1.01b	1.12c

Table 2: Effects of tillage, fertilization, and sampling date on the total organic C, hot-water extractable carbohydrates (HWEC), water content (WC), water repellency (WR) and aggregate stability (AS) in the soil. MP: moldboard plowing, ST: surface tillage and NT: no-tillage. The means listed in a column within each factor accompanied by the same letter are not significantly different according to our LSD test.

3.2. Soil water content

The weather during 2007 was especially humid (Cumulative rainfall – cumulative evapotranspiration = 257 mm) (Fig. 1). Soil WC was always higher than field capacity (220 g kg⁻¹) for all tillage treatments (Fig. 2). WC was affected by the type of tillage and the date of sampling ($p < 0.05$, Table 2). In April and May, WC was the highest under NT and ST, while no significant effect of tillage was observed in August and February (Fig. 2). Poultry manure significantly increased soil WC relative to mineral fertilizer (Table 1, Table 2). The generally higher soil WC, observed either under conservation tillage or with organic fertilizer, has been attributed to the accumulation of OM and the presence of surface residue cover (Gantzer and Blake, 1978; Blevins and Frye, 1993). Irrespective to the tillage treatment, WC increased from April to May to 282 g kg⁻¹ (Table 2, Fig. 2), then decreased to 241 g kg⁻¹ in July and finally increased until February when it reached a value of 364 g kg⁻¹ which is close to saturation.

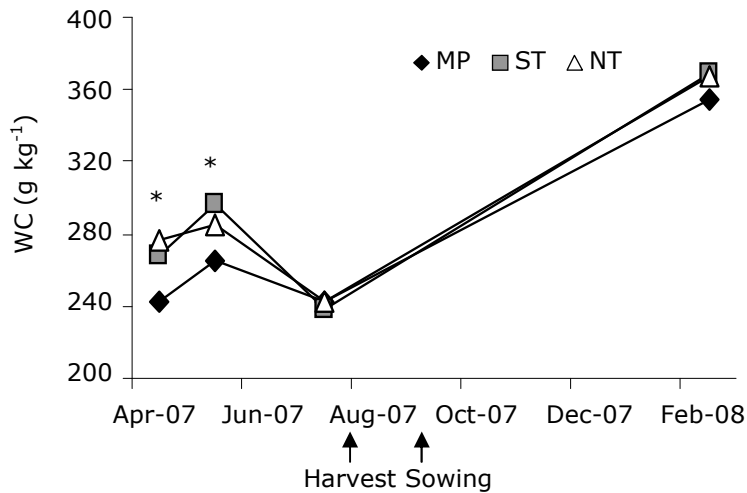


Fig. 2: Effect of tillage and sampling date on soil water content (WC), averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The asterisks represent the LSD (0.05) for tillage treatment comparisons within sampling date.

3.3. Water repellency of aggregates

The aggregates from the soil of this study were highly wettable. Almost all values of WR were lower than 2s (Table 2), which categorizes this soil as non-hydrophobic according to King (1981). The high wettability of French silty soil has also been reported by Cosentino et al. (2006) and Annabi et al. (2007). WR was not significantly affected by tillage practices ($p > 0.05$, Table 1). Data on the impacts of NT on WR are few and inconsistent. Hallett et al. (2001) reported that NT soils were more water repellent than plowed soils in a silty loam. Blanco-Canqui et al. (2007) showed that soils under 44-yr NT continuous corn had a WR about twice higher than plowed soils on a sloping silt loam. In contrast, a field study by Eynard et al. (2004) showed no significant differences in WR between NT and MP across various soils. These inconsistencies suggest the site specificity of no-till impacts. WR was not significantly affected by the type of fertilization either ($p > 0.05$, Table 1) which is in disagreement with Blanco-Canqui et al. (2007) who observed that soil aggregates from no-till fields receiving 15 Mg ha^{-1} of cattle manure each year were slightly more water repellent than those from unmanured no-till soils. This may be explained by the lack of effect of poultry manure in our study. For all types of crop treatment ($p < 0.001$, Table 1), we found a very small temporal variation in WR, which increased from April to May (1.3s to 1.9s, Table 2) and decreased from July to February (to ~ 1.0 s). It has long been recognized that these temporal variations in repellency are linked to soil moisture fluctuations. These changes in soil hydrophobic properties are frequently attributed to conformational changes in soil organic matter (Wallis and Horne, 1992).

3.4. Soil aggregate stability

3.4.1. Effects of management practices

According to the classification proposed by Le Bissonnais (1996), the AS of this silty soil would be considered as medium to stable against slow wetting. The effect of tillage on AS was dependent on the date of sampling, as shown by the significant interaction ($p < 0.01$, Table 1). The smallest AS was consistently found in soils under MP, and the maximum in soils under NT (1.15 vs. 1.55 mm) (Fig. 3 and Table 2) which is consistent with the literature (Angers et al., 1993b; Álvaro-Fuentes et al., 2008). Under ST, AS varied between these two extremes with similar values to MP

in April and February and to NT in May and August. The observed relative differences between tillage treatments are in the same range as those observed in other studies after a similar period of time but under different crop rotation, soils and climatic conditions (Bissonnette et al., 2001; Mikha and Rice, 2004). It is noteworthy that in this study the effect of ST was very close to that of NT which is likely due to the accumulation of organic matter in the surface soil (Table 2).

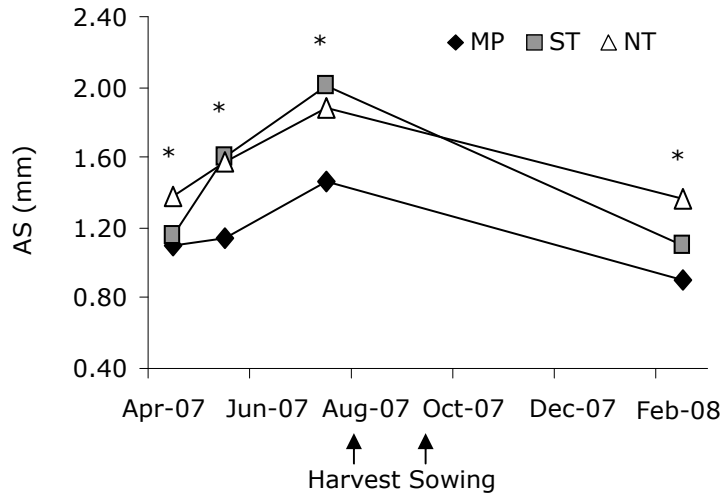


Fig. 3: Variation in aggregate stability (AS) for the three tillage treatments (MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage) from April 2007 to February 2008. The asterisks represent the LSD (0.05) for tillage treatment comparisons within sampling date.

Soil AS was highly positively correlated with soil organic C and HWEC contents, which accounted for 50% and 40% of soil AS variation, respectively (Fig. 4). These relationships were largely due to the concomitant effects of tillage on soil organic matter (SOM) and AS. Many investigators have found the amount of carbohydrate in soils is positively correlated with AS as well as with organic C content (Tisdall and Oades, 1982; Haynes and Francis, 1993; Bissonnette et al., 2001). These significant correlations between HWEC and AS also strongly suggest a biological origin for the effect of reduced tillage on aggregation. In some studies HWEC have been shown to be more closely related to AS than soil organic C (Tisdall and Oades, 1982; Haynes and Francis, 1993). As found by Bissonnette et al. (2001), AS was less correlated to HWEC than to total organic C. This suggests that carbohydrates are not the only SOM fraction involved in the stabilization of aggregates in the reduced tillage systems.

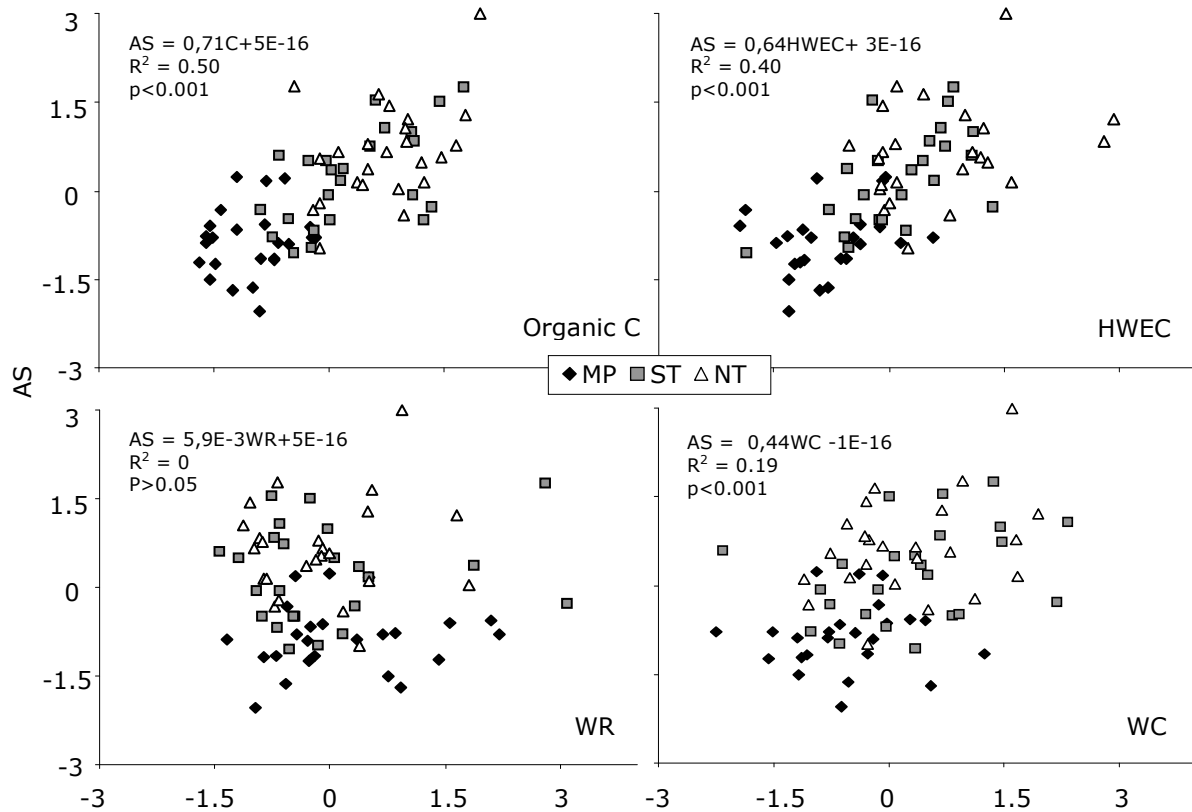


Fig. 4: Relationship between the soil organic C and HWEC (hot-water extractable carbohydrates), WR (water repellency), and WC (water content), with aggregate stability (AS) for reduced centered values.

The results of our study suggest that AS is sensitive to management practices and related variations in soil C content for this loamy soil of relatively high C content. This is in agreement with Le Bissonnais et al. (2002) who found a linear relationship between SOM content and AS for a range of soils from Brittany for organic C contents of up to 29 g kg^{-1} . Previous studies using the same AS evaluation method for other French soils (south western France) have suggested a threshold soil C level above which AS does not increase (Le Bissonnais and Arrouays, 1997), but as mentioned by these authors this threshold value would vary with soil type and other conditions.

The data presented here show a small but significant correlation between AS and WC ($R^2 = 0.19$, $p < 0.001$, Fig. 4) which is likely due to the slightly higher WC under the reduced tillage treatments, and probably does not indicate a causal relationship.

AS was not significantly affected by the addition of poultry manure ($p = 0.12$, Table 1 and Table 2). Animal manure has been shown to increase AS (Khaleel et al., 1981; Albiach et al., 2001; Whalen et al., 2003), an effect which is usually related to the increase in soil organic C induced by manure. The effect was found correlated to the amount brought to the soil (N'dayegamiye and Angers, 1990; Whalen et al., 2003). In our case, the amount of manure applied was not sufficient to increase soil organic C or carbohydrate contents, and therefore no significant effect on AS was observed. There was no significant interaction between the type of fertilization and the tillage treatment or the date of sampling ($p > 0.05$ for all cases, Table 1).

3.4.2. Seasonal effect

Soil AS showed a significant intra-annual variability, with a significant increase in spring, maximum values in summer, followed by a significant decrease in winter (Table 1, Fig 3). These temporal variations of AS were similar for each tillage treatment but more pronounced for ST and NT compared to MP. Similar general patterns have been observed in temperate soils (Chan et al., 1994; Daraghmeh et al., 2009) as well as under Mediterranean conditions (Álvaro-Fuentes et al., 2008).

From April to July the observed increase in AS cannot be explained by variations in total organic C or polysaccharide contents which does not exclude the fact that they may be due to other SOM fractions such as hydrophobic molecules or hyphal mycelium that can develop during the growing season. Perfect et al. (1990) and Álvaro-Fuentes et al. (2008) found that AS dynamics was positively correlated with microbial biomass, since growth of plant and soil moisture during the growing seasons increased the labile organic C inputs through roots exudates.

The lowest AS level was observed in winter which coincided with the highest values of soil WC at time of sampling, and partly explains the negative correlation observed between WC and AS when each tillage treatment is considered separately (Table 3). Soil moisture at time of sampling has been identified as a significant determining factor in the seasonal variability of AS (Perfect et al., 1990; Angers et al., 1993b; Chan et al., 1994; Daraghmeh et al., 2009). The relationship between WC and AS can be either positive (e.g. Angers et al., 1993b), negative (e.g. Perfect et al., 1990) or not significant (Álvaro-Fuentes et al., 2008). The different responses of AS to variations in water content is primarily due to the procedure used to determine AS (wet or dry sieving after pre-wetting or not the air dry or field moist aggregates), soil sampling procedure, physico-chemical and biological factors (Perfect, 1990), or soil moisture dynamics prior to sampling such as wetting-drying cycles that influence the formation and destruction of soil structure in a dynamic way (Amezketá, 1999). During sampling under wet conditions or after a wet period, structural stability of the aggregate may be reduced due to the aggregate breakdown (Le Bissonnais and Singer, 1992) or simply the compaction by the core sampler (Perfect et al., 1990). Moreover, the reduction in cohesive strength of particle bonds at water content equal or greater than saturation, can be explained by the clay dispersion that can occur (Rasiah, 1994), the dissolution of stabilizing material (Watts et al., 1996) or a lower absorption of the organic fractions to soil particles (Reid and Goss, 1981).

Tillage treatments	Equation	R ²	P value
MP	1.97-0.03 WC	0.38	<0.01
ST	2.53-0.03 WC	0.21	<0.05
NT	2.65-0.04 WC	0.38	<0.01

Table 3: Relationship between soil aggregate stability (AS) and soil water content (WC) at time of sampling under the three different tillage systems. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage.

4. Conclusions

For this loamy soil relatively rich in OM, eight years of contrasting tillage practices had a strong impact on soil AS, while poultry manure application at agronomic rates did not. As expected, highest values were found under NT and lowest under MP. In the ST treatment AS often reached levels as high as NT, likely due to the accumulation of organic matter in the surface layer which may suggest a greater resiliency of the aggregates under this treatment.

This study confirmed the large intra-annual variability of AS, with an increase in stability during the spring and summer followed by a decrease in winter, regardless of tillage practices. Part of this effect was related to variations in soil water content which further suggests the interest in making more than a single measurement when cropping systems are compared.

Acknowledgements

We are grateful to L. Carteaux for her help in laboratory analyses and to A. Cottais, P. Cotinet and D. Heddadj who allowed us to work at the experimental site at Kerguéhennec (CRAB). This project was financially supported by the Brittany region (project PRIR).

Chapitre 7

Impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol

Chapitre 7

Impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol

Résumé – Une diminution de la conductivité hydraulique proche de la saturation, $K(h)$, peut entraîner une augmentation du ruissellement de l'eau à la surface du sol. L'objectif de cette étude était d'évaluer l'effet conjoint du non labour et de l'apport d'effluent d'élevage sur la macroporosité du sol et $K(h)$.

Trois types de travail du sol sont comparés (le labour conventionnel : MP, le travail superficiel : ST, le semis direct : NT) ainsi que 2 types de fertilisation (fumier de volaille et fertilisation minérale). $K(h)$ a été mesurée entre 2 et 7 cm de profondeur au cours de 5 dates de mesures pendant une culture de blé et de maïs. La forme des pores et la taille de la porosité ont également été mesurées.

En moyenne la macroporosité totale, l'abondance des 3 classes de forme et de taille de la porosité était plus importante sous ST et MP comparé à NT. Si les différences de macroporosité entre les modalités étaient fortes 2 semaines après le semis de maïs au printemps ; 4 semaines après le semis de blé en automne, elles étaient faibles. Les valeurs de $K(h)$ étaient plus importantes sous ST, plus faibles sous NT et intermédiaires sous MP. L'apport de fumier de volaille n'influait pas la macroporosité totale du sol, ni la forme des pores et avait peu d'effets sur la taille de la porosité. Par conséquent, $K(h)$ n'était pas influencée par l'apport de fumier de volaille. $K(h)$ présentait une forte dynamique intra-annuelle : caractérisée par une forte diminution juste après le travail du sol dans les sols travaillés, suivie par une augmentation au printemps et une diminution en été pour les trois modalités de travail du sol considérés. Une partie de ces variations ont été reliées aux événements pluvieux et à l'activité lombricienne lesquels modifiaient la forme, la taille et la continuité de la porosité.

Il est conclu de cette étude que l'adoption du travail superficiel augmente $K(h)$ tandis que l'apport de fumier de volaille à la dose agronomique n'avait pas d'influence sur $K(h)$.

Mots clés : porosité ; dynamique temporelle ; semis direct ; fertilisation organique ; analyse d'image.

Dynamics of soil macroporosity as influenced by tillage and fertilization in a humic loamy soil: consequences for near-saturated hydraulic conductivity

N. Bottinelli^{a, b}, V. Hallaire^{a, b}, S. Menasseri-Aubry^{a, b, c}, C. Le Guillou^{a, b}, Y. Benard^{a, b}, D. Cluzeau^d

^aINRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^bAgrocampus Ouest, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France ; ^cUniversité européenne de Bretagne, France ; ^dUniversité Rennes 1, UMR CNRS ECOBIO, IFR CAREN, Station Biologique, 35380 Paimpont, France

Abstract - Information regarding the effects of tillage and manure fertilization on soil hydraulic conductivity near saturation, $K(h)$, is required to improve decision support systems for soil and environmental management. This study aimed to evaluate the effects of reduced tillage and manure fertilization on soil macroporosity and on $K(h)$ of a humic loamy soil.

Three tillage treatments were compared (moldboard plowing (MP), surface tillage (ST) and no-tillage (NT)) along with two types of fertilizers (poultry manure and mineral). $K(h)$ was measured in wheat and maize crops at depth of 2- to 7-cm on five sampling dates. Pore shape and porosity size distribution were studied concurrently using image analysis.

The total soil macroporosity, the abundance of three shape classes and three size classes of the porosity were higher on average for all of the sampling dates under ST and MP in comparison to NT. Differences between the tilled and no-tilled treatments were highest two weeks after sowing maize in spring and lowest four weeks after sowing wheat in autumn. As a result, $K(h)$ was ranked as follows during all sampling periods: $ST > MP > NT$. The manure fertilization did not affect the total soil macroporosity or the shape of the porosity and had a minimal effect on the size of the porosity. Therefore, $K(h)$ was not affected by manure fertilization. There was a large intra-annual variability in the $K(h)$ with lower values occurring shortly after tillage events under tilled treatments, followed by an increase in spring and a decrease in summer for each of the three tillage treatments. Part of this variation was related to rainfall events and earthworm activity which alter the shape, size and continuity of the porosity.

In conclusion, surface tillage in a humic loamy soil increased $K(h)$ while no significant effect of manure fertilization was found at agronomic rates.

Key words: porosity; temporal dynamics; no-tillage; organic fertilization; image analysis.

1. Introduction

The hydraulic conductivity of near-saturated soil, $K(h)$, is one of the most important soil properties affecting water infiltration and surface runoff. $K(h)$ depends strongly on soil macroporosity (Watson and Luxmoore, 1986) and can therefore vary widely with management practices and the sampling date (Strudley et al., 2008).

The deterioration of soil structure and increasing soil erosion have emerged as major issues with the increase of continuous arable cultivation (Lal, 2005). Reduced tillage (surface tillage or no-tillage) is proposed as a practice to alleviate the risk of soil erosion. The development of this practice in France is relatively recent, with 35% of the annual crop area cultivated under reduced tillage in 2005 (Labreuche et al., 2007). Due to the presence of livestock production in the western part of France, these reduced tillage systems are often combined with manure amendments. We are particularly interested in the interactive effects of reduced tillage and manure fertilization on $K(h)$.

Conservation tillage practices that are characterized by keeping at least 30% of the soil's surface covered with residues, are often associated with an increase in soil organic matter (SOM), soil aggregation (Angers et al., 1993b) and earthworm abundance (Riley et al., 2008). However, these practices are also associated with soil compaction (Kay and Vandenbygaart, 2002). Furthermore, reduced tillage has a variable influence on $K(h)$ (Strudley et al., 2008). On the one hand, tillage increases soil macroporosity, which temporally enhances $K(h)$ (Coquet et al., 2005; Lampurlanés and Cantero-Martínez, 2006; Moret and Arrue, 2007), but tillage also destroys biological macropores created during the cropping period that precedes it (Shipitalo and Protz, 1987; Bottinelli et al., chapter 4). On the other hand, a greater bulk density in the untilled layer may be counterbalanced by an increase in biological macroporosity and pore continuity (Ehlers, 1975; Tebrügge and Düring, 1999; Capowiez et al., 2009b).

Previous investigations have found that incorporating manure increases SOM and aggregation (Whalen and Chang, 2002), earthworm communities (Riley et al., 2008), the total porosity (Haynes and Naidu, 1998; Celik et al., 2004; Zhang et al., 2006) and the macroporosity of the soil (Marinari et al., 2000; Miller et al., 2002; Pagliai et al., 2004). The magnitude of this effect may depend on the rate applied (Miller et al., 2002; Celik et al., 2004). Surprisingly, the effect of manure fertilization on $K(h)$ has been little studied and the results of this treatment have not been uniform. For example, Miller et al. (2002) showed that manure amendment increased hydraulic conductivity to saturation in comparison to mineral fertilization but did not affect $K(h)$ because small macroporosity was not influenced by manure amendment. In other studies, the $K(h)$ values observed were similar (Schjønning et al., 2005) or lower (Zhang et al., 2006) when manure fertilization was used in comparison to mineral fertilization. Zhang et al. (2006) hypothesized that the decomposition of manure may clog the pores, which can lead to a decrease in pore connectivity.

It is clear that tillage and manure application both influence soil porosity, but the effects of these factors on $K(h)$ remains unclear. Furthermore, to our knowledge, there are no published studies examining the interactive effect of reduced tillage with manure application on $K(h)$. These practices need to be investigated together because crop production systems involve the simultaneous selection of tillage and fertilizer sources. Hence, the objectives of this study were as follows: (i) to evaluate the effects of eight years of combined reduced tillage practices and manure fertilization on soil macroporosity and $K(h)$; and (ii) to study the temporal variation of $K(h)$ due to changes in soil macroporosity. This study investigated the effects of three tillage treatments

combined with two types of fertilization. K(h) and soil macroporosity were measured in wheat and maize crops.

2. Materials and methods

2.1. Study site, tillage and fertilization practices

The study was conducted on wheat and maize crops between 2006 and 2008 at the Kerguéhennec Experimental Station (N 47°53, W 02°44) in Brittany (France). The climate of this region is oceanic with an average annual temperature of 10.8°C and an average precipitation of 1060 mm (Fig. 1). The soil, derived from mica schist, is a Humic Cambisol (FAO) with a loamy texture (17% clay, 42% silt, 41% sand), an organic carbon content of 21 g kg⁻¹, a pH(H₂O) of 6 and a CEC value of 10 meq/100 g in the upper 25 cm. The experiment was established in 2000 as a split-plot design with three replicates using tillage practices as the main plots and fertilization as the subplots. Each treatment plot was 25 m by 12 m. The crop rotation was wheat-maize-wheat-rape. Three tillage treatments were studied: (i) moldboard plowing (MP, at a depth of 25 cm and rotary harrowing at a depth of 7 cm before sowing); (ii) surface tillage (ST, with chisel plowing at a depth of 12 cm under Wheat crop and followed by a rotary harrowing at a depth of 7 cm under maize crop) and (iii) no-tillage (NT). These tillage treatments were combined with two fertilizers sources: (i) mineral fertilization; and (ii) poultry manure, which were applied each year at a rate of 4-17 Mg ha⁻¹ year⁻¹ calculated using nitrogen fertilization. From 2000 to 2007, a cumulative total of 18 Mg of carbon ha⁻¹ was provided by poultry manure fertilization. In April 2007, measurements of soil organic carbon (C) with a CHN analyzer showed that NT and ST had the highest values compared to MP (23.6, 23.2 vs. 19.8 g kg⁻¹) while soil organic C was not significantly affected by the fertilization (23 vs. 21.5 g kg⁻¹ using poultry manure and mineral fertilization, respectively).

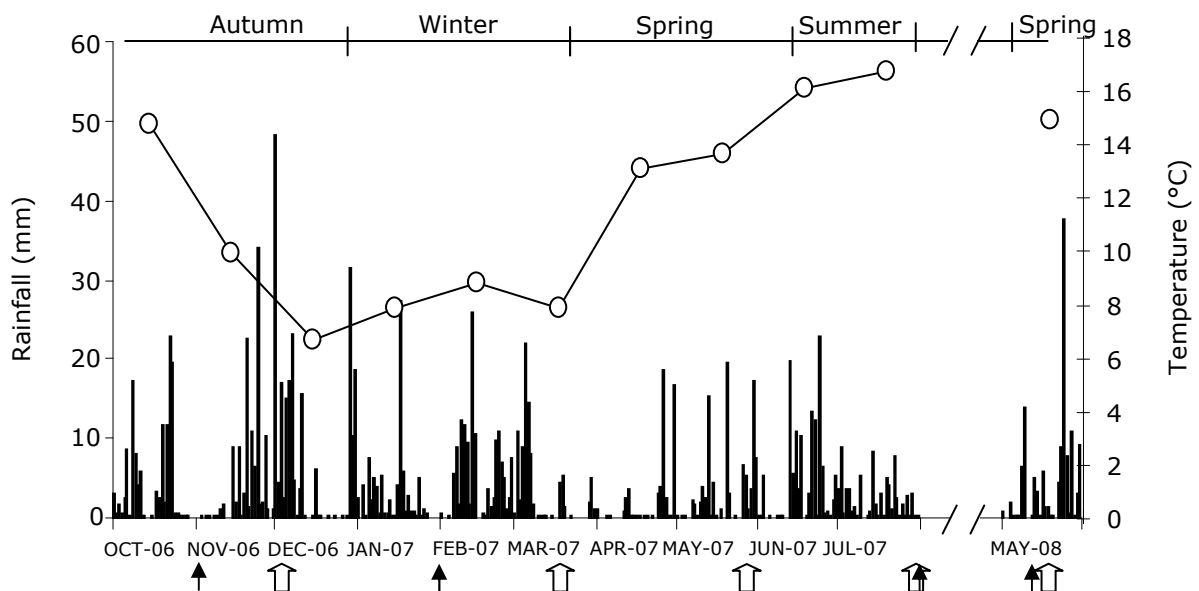


Fig.1: Daily rainfall (white histogram) and monthly temperatures (black line) at the experimental site during the study period. The solid arrows indicate the different technical (tillage, fertilizer application and harvest) events that took place. The empty arrows indicate the sampling dates.

2.2. Soil measurements

Measurements were conducted in the 2-7cm layer of each experimental plot on the following five dates between December 2006 to May 2008 (Fig. 1): (i) the 6th of December, 2006, one month after wheat was sown; (ii) the 22nd of March, 2007, one month after poultry manure was applied to the surface; (iii) the 27th of May, 2007; and (iv) the 31st of July, 2007, just after the wheat was harvested. Another measurement was made on May 8th, 2008, two weeks after maize was sown, to characterize the initial effect of tillage.

2.2. Hydraulic conductivity

Near-saturated hydraulic conductivity $K(h)$ was measured with a disc infiltrometer TRIMS (8 cm diameter base). Infiltration measurements were repeated three times for each plot in an area corresponding to 1.5 m in between the tracks left by the tractor, so areas with recently compacted zones were avoided (which corresponded to a total of 270 measures). The infiltrometer disc was placed on an excavated soil surface covered with a thin layer of fine sand (Coquet et al., 2005) to provide a flat surface. Infiltration rates were measured at two water potential values (-0.2 and -0.05 kPa) in ascending order at the same position. The multipotential technique (Reynolds and Elrick, 1991) was used to derive the relationship between $K(h)$ and the water potential from infiltration measurements assuming Wooding's solution for steady-state axisymmetrical infiltration (Wooding, 1968). Hypotheses for the application of Wooding's equation, as well as the calculation of $K(h)$, are described in (Coutadeur et al., 2002). The $K(h)$ value at -0.05 kPa was expressed in $m\ s^{-1}$.

2.3. Macroporosity

The pore space description was carried out on undisturbed soil blocks (16 cm high \times 9 cm wide \times 5 cm deep) taken below each infiltration measurement. Soil samples were dried and impregnated with a polyester resin containing fluorescent dye (Murphy et al., 1977). Each soil block was cut horizontally and image analysis was conducted on one polished section. Image analysis was carried out using VISILOG software. Images were captured under reflected ultraviolet light on each section with a NIKON 700D camera. Each individual image (90 mm \times 60 mm) was digitized in a rectangular grid of 2592 \times 1880 pixels with a spectral resolution of 256 grey levels and a spatial resolution of 30 μm per pixel so that only macropores were analyzed. Grey level images were then thresholded. We quantified macroporosity on the binary images using:

- (i) The total macroporosity, expressed as the proportion of pixels belonging to the macropore space;
- (ii) The pore shape distribution, measured by the elongation index, e , with $e = (\text{perimeter})^2 / 4\pi \text{area}$ (Lamandé et al., 2003). Three shape classes (R: regular, $e < 5$; E: elongated, $e = 5-10$; C: complex, $e > 10$) were defined; and
- (iii) The porosity distribution was obtained by filling the macropore binary image with hexagonal structural elements, using the "opening" morphology mathematical operation. Three classes of porosity were defined (large porosity > 1 mm; 0.5 mm $<$ medium porosity < 1 mm; 0.06 mm $<$ small porosity < 0.5 mm).

2.4. Statistical analysis

An analysis of variance with a split plot design was used to determine the significance of the effects of tillage, fertilizer source and sampling date on $K(h)$ and soil macroporosity. Prior to

analyses, the data were tested for homogeneity of variance using the Levene's test and were log-transformed when necessary. When the effects were found to be significant at a level of 0.05, means were compared using an LSD test. Pearson's correlations were made between soil porosity and hydraulic conductivity within tillage treatments. All statistical calculations were carried out using R software (R Development Core Team, 2008).

3. Results

3.1. Total soil macroporosity

Total soil macroporosity was affected by the interaction between tillage and date (Table 1, $p < 0.01$). During the entire growing season, MP and ST showed the highest macroporosity compared to NT (Fig. 2 and Fig. 3), which corresponded on average to values of 18.1, 15.9 and 8.8% in the soil thin section for ST, MP and NT, respectively (Table 2).

Source of variation	Macro-porosity	Pore shape			Porosity size			K(h)
		Regular	Elongated	Complex	Small	Medium	Large	
Tillage (T)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05	<0.01
Fertilization (F)	0.92	0.57	0.84	0.82	0.7	0.84	0.79	0.26
Date (D)	<0.001	<0.001	0.23	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
T * F	0.73	0.26	0.67	0.87	0.36	0.88	0.88	0.52
T * D	<0.01	<0.001	0.26	<0.001	<0.001	<0.001	<0.01	0.33
F * D	0.24	0.18	0.1	0.15	0.07	<0.05	<0.05	0.33
T * F * D	0.52	0.98	0.17	0.5	0.92	0.4	0.09	0.86

Table 1: Analysis of variance (P-value) to determine the effects of tillage (T), fertilization (F) and sampling date (D) on the total macroporosity, pore shape, porosity size and hydraulic conductivity at -0.05 kPa, K(h) in the soil.

Source of variation	Macro-porosity (%)	Pore shape (%)			Porosity size (%)			K(h) (10^{-6} m s^{-1})
		Regular	Elongated	Complex	Small	Medium	Large	
Tillage factor								
MP	15.9b	4.4a	3.3a	8.2b	8.4a	3.6a	4.1b	26b
ST	18.1a	4.7a	3.1a	10.3a	8.3a	3.8a	6.1a	37a
NT	8.8c	2.9b	2.3b	3.6c	4.9b	1.3b	2.5c	12c
Fertilization factor								
M	14.2a	4a	2.9a	7.3a	7.2a	2.9a	4.1a	26a
O	14.2a	4a	2.8a	7.5a	7.2a	2.8a	4.3a	23a

Table 2: Effects of tillage and fertilization on the total macroporosity, pore shape, porosity size and hydraulic conductivity at -0.05 kPa, K(h) in the soil. MP: moldboard plowing, ST: surface tillage and NT: no-tillage. M: mineral and O: poultry manure. The means listed in a column within each factor accompanied by the same letter are not significantly different according to our LSD test.

The macroporosity under MP and ST increased from March to May-07 (from 15 to 20%), decreased in July (to 17%) and increased again in May-08 (to 23%; Fig. 2 and Fig. 3). Under NT, no significant temporal variation was observed. Therefore, the differences in macroporosity

between NT and the tilled plots were the highest in May-07 and in May-08. The soil macroporosity was not affected by the fertilization factor (Table 1 and Table 2).

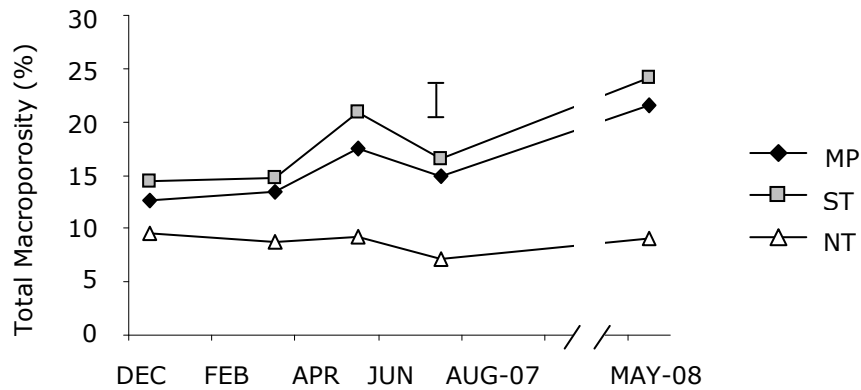


Fig. 2: Effect of tillage and sampling date on the total macroporosity averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage; and NT: no-tillage. The bar represents the LSD (0.05) for tillage treatment comparisons within the sampling date.

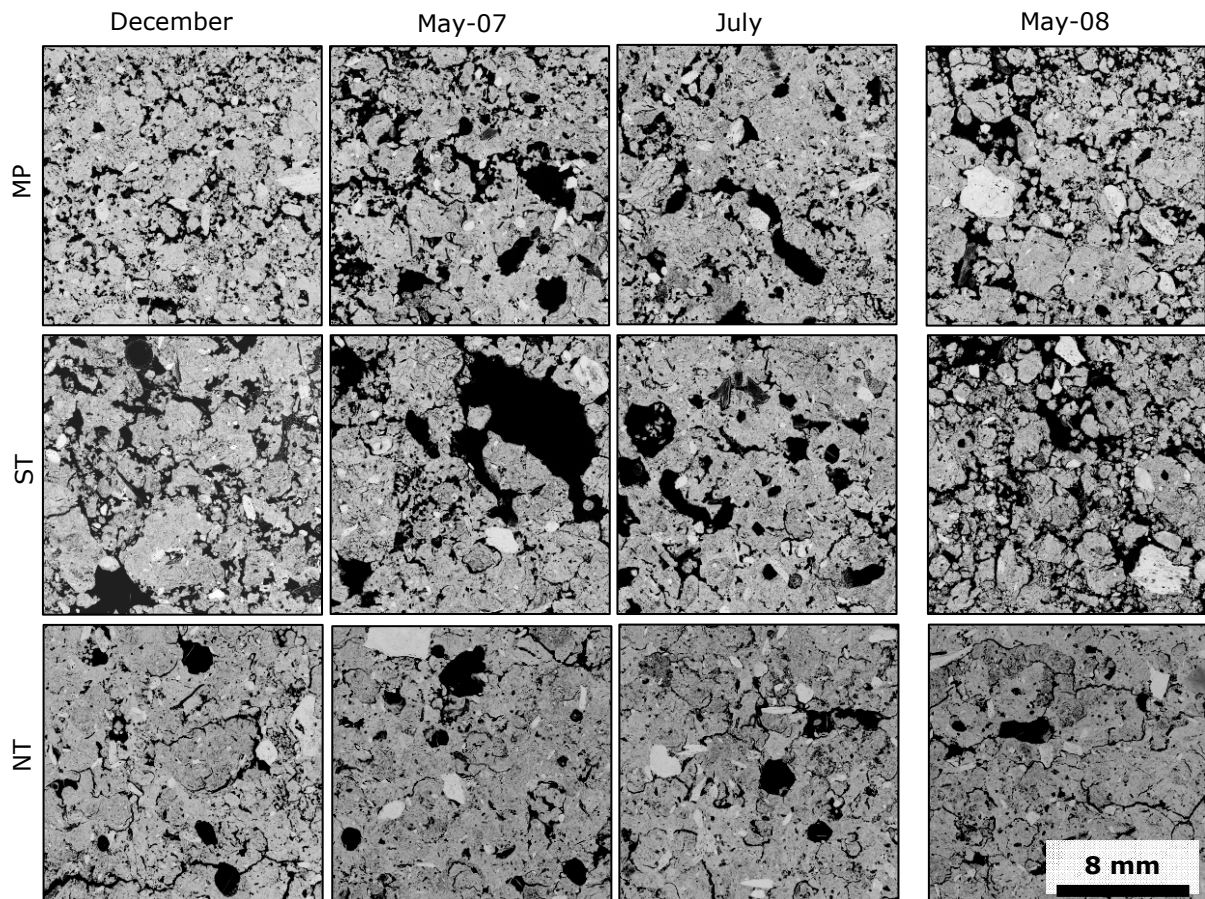


Fig. 3: Macroporosity of horizontally-oriented thin sections collected between December, 2006 and May, 2008. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage; and NT: no-tillage.

3.2. Pore shape

On average for all of the sampling dates and types of tillage treatments, the regular, elongated and complex pores represented 30, 20 and 50% of soil macroporosity values, respectively (Table 2). The abundance of regular and complex pores were affected by the interaction between tillage and date (Table 1, $p < 0.001$). From December to July, the abundance of regular pores was higher in the tilled plots in comparison to the NT plot (Fig. 4a; 4 vs. 2%). In May-08, the abundance of regular pores was similar in all tillage treatments (3%). The abundances of the complex pores were similar for the three tillage treatments in December and March (Fig. 4b), while during the rest of the growing season, abundance values were higher under tilled plots compared to NT plots. The abundance of complex pores under tilled plots increased from March to May-07 (from 5 to 10%), decreased in July until 12%, and increased again to 15% in May-08. Under NT, no significant temporal variations were observed. As a consequence, the differences between NT and tilled plots were highest in May-07 and May-08. The abundance of elongated pores was only affected by the tillage factors (Table 1, $p < 0.01$). Regardless of the sampling date, there were fewer elongated pores under NT compared to tilled plots (2 vs. 3%; Table 2). No significant effect of fertilization was found for the three porosity shapes involved (Table 1 and Table 2).

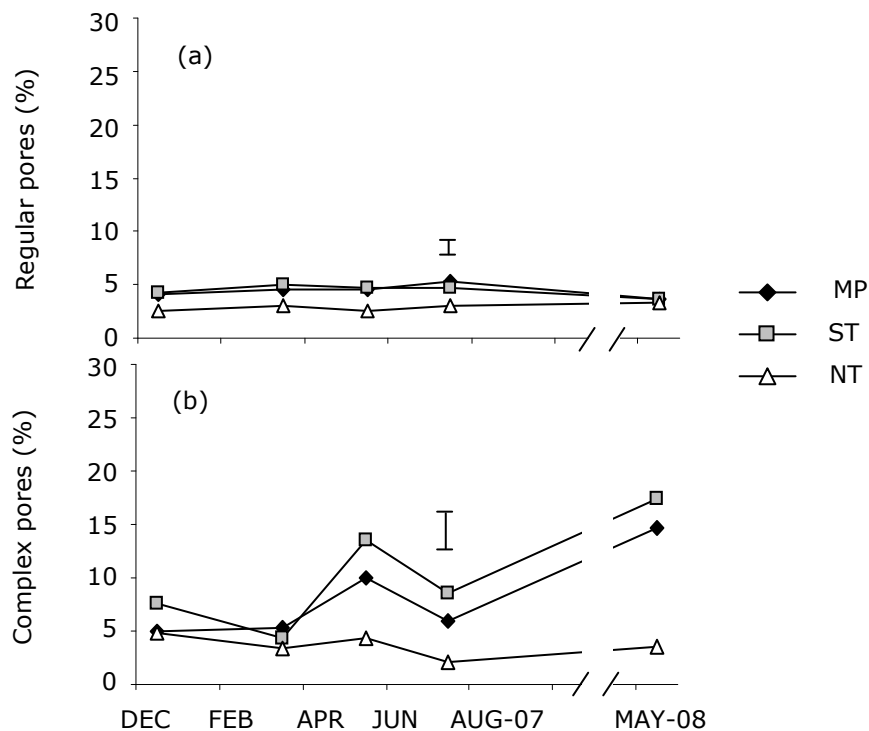


Fig. 4: Effect of tillage and sampling date on complex pores (a) and regular pores (b) averaged fertilization treatments. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD (0.05) for tillage treatment comparisons within sampling dates.

3.3. Porosity size distribution

On average, for all of the sampling dates and types of tillage treatments, small, medium and large porosity values represented 50, 20 and 30% of the soil macroporosity, respectively (Table 2). The three sizes of porosity were affected by the interaction between tillage and date

(Table 1). The variations in the small and medium porosity values between tillage treatments were similar (Fig. 5a, 5b).

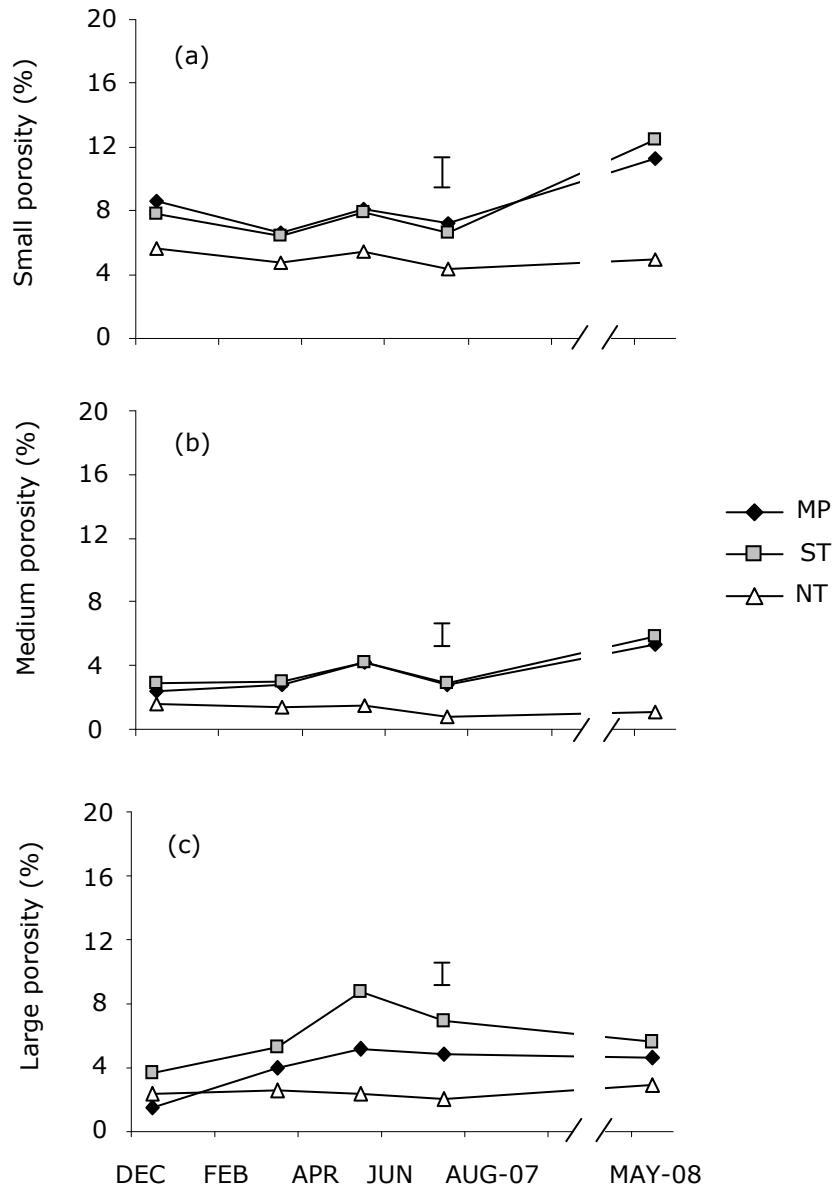


Fig. 5: Effect of tillage and sampling date on small pores (a), medium pores (b) and large pores (c) averaged by fertilization treatment. MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage. The bar represents the LSD (0.05) for tillage treatment comparisons within sampling dates.

During the entire growing season, both porosity values were higher under tilled plots compared to the NT plots except in December, whereas the medium porosity values under MP and NT were not significantly different. No significant temporal variation was found under NT, while in tilled plots, the abundance of the two types of porosity evolved in shape of saw tooth, similar to the variation observed for complex pores. As a consequence, the differences in the abundance of both types of porosity between NT and tilled plots were highest in May-07 and May-08. The large porosity type was most abundant under ST, lowest under NT and intermediate under MP for all sampling dates except for those in December, where MP and NT were not significantly different

(Fig. 5c). Under MP and ST, large porosity increased from December to May-07 while no significant variation was observed under NT. Therefore, the differences of macroporosity between NT and tilled plots were the highest in May-07.

The medium and large porosity types were affected by the interaction between fertilization and date (Table 1, $p < 0.05$ in both cases). The poultry manure increased the medium and large porosity values slightly between December and March while the opposite was found in July and May-08 (Fig. 6a, 6b). In terms of small porosity, no significant fertilization effect was observed (Table 1).

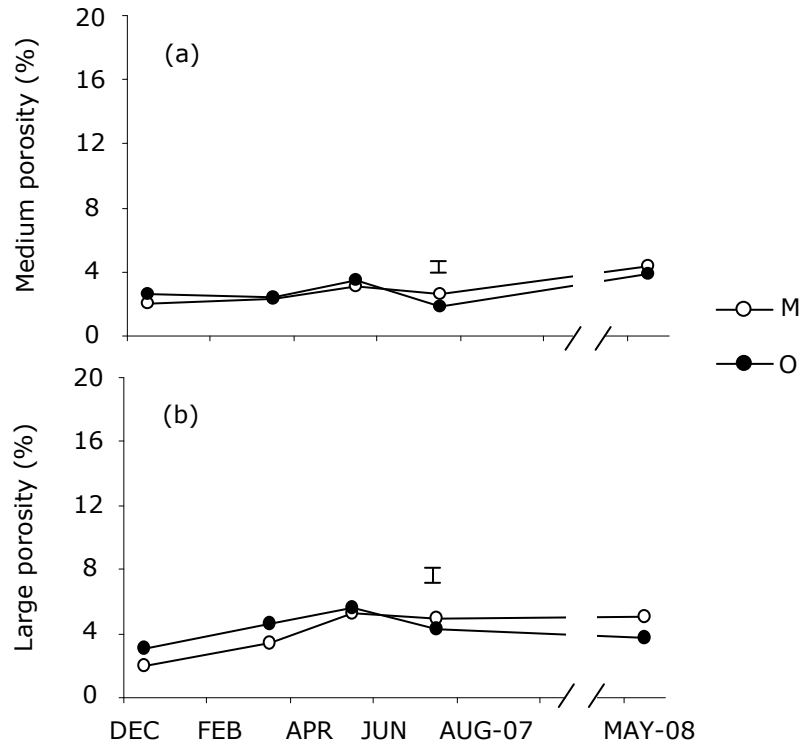


Fig. 6: Effect of fertilization and sampling date on medium porosity (a) and large porosity (b) averaged tillage treatments. M: mineral and O: poultry manure. The bar represents the LSD (0.05) for fertilization treatment comparisons within sampling dates.

3.4. Hydraulic conductivity

The hydraulic conductivity near saturation $K(h)$ was affected by the tillage and date factors (Table 1, $p < 0.01$ for the both cases). The $K(h)$ value was the highest under ST ($37.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), the lowest under NT ($12.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) and was intermediate under MP ($26.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$; Table2). The $K(h)$ value changed with sampling date in the same way for all tillage treatments (Fig. 7); $K(h)$ increased from March to May-07, decreased until July and increased in May-08. The $K(h)$ value was not affected by fertilization (Table 1 and Table 2).

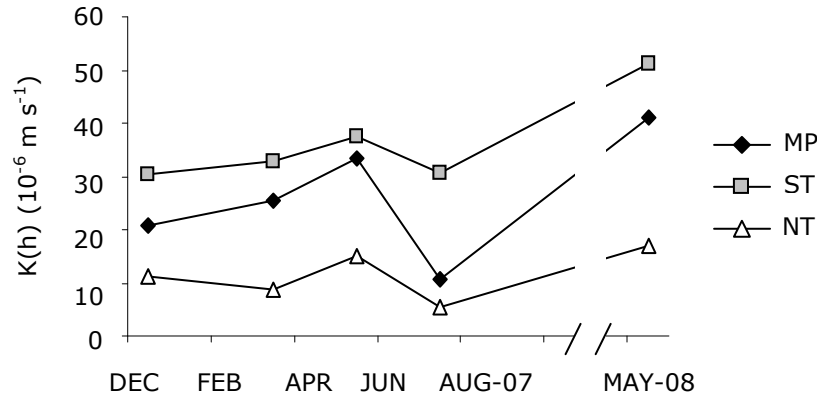


Fig. 7: Effect of tillage and sampling date on soil hydraulic conductivity at -0.05 kPa, K(h). MP: moldboard plowing; ST: surface tillage and NT: no-tillage.

3.5. Correlations between soil macroporosity and hydraulic conductivity

The effect of soil macroporosity on the dynamics of K(h) was dependant on the tillage management (Table 3). Under MP and ST, temporal variations of K(h) were significantly and positively correlated with the macroporosity of the soil, particularly due to the complex pores and the small and medium porosity. Under NT, no significant relationships were observed between soil macroporosity and K(h).

Tillage treatments	Macro-porosity	Pore shape			Porosity size		
		Regular	Elongated	Complex	Small	Medium	Large
MP	0.72*	-0.68	-0.58	0.80**	0.69*	0.83**	0.22
ST	0.75*	-0.17	-0.01	0.64*	0.72*	0.79**	0.19
NT	0.58	0.00	0.21	0.53	0.46	0.43	0.42

Table 3: Pearson’s correlations between soil hydraulic conductivity at -0.05 kPa and the total macroporosity, pore shape and porosity distribution in the soil. MP: moldboard plowing, ST: surface tillage and NT: no-tillage.

4. Discussion

4.1. Soil macroporosity as influenced by tillage and sampling date

Two weeks after the tillage event in May-08, the abundance of the three pore shape classes and the medium and small porosity values were mostly higher under MP and ST compared to NT. Furthermore, NT was less porous than the tilled plots. A greater soil compaction under NT is commonly associated with the gradual consolidation of the soil matrix over time owing to rainfall and the absence of annual tillage-induced loosening.

Soil structure is not static. Some studies have found that during the growing season, the effect of tillage decreased and sometimes even disappeared (Tebrügge and Düring, 1999; Green et al., 2003; Moret and Arrue, 2007). In our study, soil macroporosity under tilled treatments changed through time in the shape of a saw tooth, while no significant variation was found under NT. When comparing soil macroporosity between May-08 and December-06 (e.g., two weeks and one month after tillage events, respectively), soil macroporosity under tilled plots decreased sharply from 18 to 8% of the soil thin section: complex pores and the porosity size at all three levels decreased. As a result, complex pores and large and medium porosity values were similar between NT and MP treatments. As noted by several authors (Green et al., 2003; Moret and Arrue,

2007), soil reconsolidation occurs shortly after tillage events due to the low stability of pore systems against high cumulative effective rainfall (141 mm, effective rainfall is defined here as rainfall of $> 10 \text{ mm day}^{-1}$; Fig. 1) and associated wetting and drying cycles (Green et al., 2003). Hence, after a few weeks, the benefits in terms of soil porosity that were gained by tillage were weak. From December to March, no significant temporal variation in soil macroporosity was observed, which confirms that the main compaction period occurred shortly after the tillage event followed by a wet period with high rainfall.

From March to July, soil macroporosity increased and decreased successively. The complex pores and the three porosity size followed this temporal variation. Since the soil contained a small amount of clay (17%), the shrinkage and swelling of clay could not support this temporal variation. Bottinelli et al. (chapter 4) found a significant temporal variation in earthworm biostructures in the same experimental site during the same wheat growing season as follows: (i) belowground earthworm casts increased from March to May-07 and decreased until July in the three tillage treatments; and (ii) earthworm burrows increased significantly from March to July in tilled plots. In light of these results, we postulate that the significant variation in macroporosity at the end of the wheat growing season under tilled plots was due to earthworm activity along with the concomitant effects of a high cumulative effective rainfall (80 mm) from May-07 to July (Fig. 1). In addition, our results suggest that the short-term earthworm activity did not influence either the soil macroporosity or the size and shape of the porosity under NT. We suggest that more porous soil is the more is the impact of earthworm on soil macroporosity (size and shape) is important.

4.2. Soil macroporosity as influenced by fertilization

It is widely recognized that the application of organic materials to the soil increases soil porosity by increasing SOM, aggregation and biological activity (Haynes and Naidu, 1998; Shepherd et al., 2002). In our study, total soil macroporosity and the three shape classes of porosity were not affected by fertilization. In terms of the porosity size, the large and the medium pores were affected by manure fertilization and sampling date but the effect was poor. There is little available data in the literature concerning the impact of manure fertilization on soil macroporosity, and are inconsistent. Miller et al. (2002) reported an increased volume of pores $> 1120 \mu\text{m}$ after manure fertilization but only at high rates of manure application. Schjønning et al. (2005) found no significant effect of manure application on soil macroporosity at the agronomic dose. In the present study, we assumed that minimal effects of poultry manure on soil macroporosity could have been due to the relatively small amount of poultry manure that was used. The quantity of poultry manure was equivalent to the agronomic dose or $4\text{-}17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, resulting in an average input of C to the soil of $2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ which may not have been sufficient to result in increases in macroporosity against a relatively high soil organic C background level (on average 22 g kg^{-1}).

4.3. Consequence of management practices on K(h)

The K(h) values were constantly highest under ST, lowest under NT and intermediate under MP treatments. Soil conditions were less favorable to water movement in NT in comparison to ST and MP treatments. These findings are similar to those observed in other studies (Sasal et al., 2006; Carof et al., 2007). In addition, differences between tillage treatments appeared to be most important in May-08 (e.g., two weeks after tillage events) and lowest in December (e.g., one month after tillage events) and July when soil consolidation occurred. Our results were in agreement with the macroporosity measurements. Hence, the change in macroporosity values

along the three tillage treatments appeared to be one of the main factors explaining the $K(h)$ values.

The $K(h)$ values observed under the three tillage treatments followed the same seasonal variation with a decrease in autumn (observed by comparing values from May-08 with those from December-06), followed by an increase in spring and a decrease in summer. The temporal variation in $K(h)$ under tilled treatments was related to the dynamics of complex pores and the medium and small porosity which were attributed to tillage implementations, rainfall events and earthworm activity. Under NT, the temporal variation of $K(h)$ was not a result of the change in the shape and size of macroporosity because no significant temporal variation was observed in the macroporosity. The connectivity of porosity is likely the main factor to be considered. Hence, we postulate that earthworm casting under NT alters in part the temporal variation of $K(h)$ by changing the connectivity of the porosity.

Since almost no change in macroporosity was found when manure fertilization was applied, we did not observe any change in $K(h)$ under manure fertilization. Our results are in agreement with research by Miller et al. (2002) and Schjønning et al. (2002), which did not find any effect of manure fertilization on $K(h)$.

5. Conclusions

The main result of this study was that eight years of contrasting tillage practices had a strong impact on soil macroporosity and $K(h)$, while poultry manure application at agronomic rates did not. On average, for all sampling dates, the total soil macroporosity and the shape and size of the porosity were the highest under ST and MP in comparison to NT. Differences between tilled and no-tilled treatments were highest two weeks after sowing maize and lowest four weeks after sowing wheat. As a result, $K(h)$ was ranked as follows: $ST > MP > NT$ during all dates of sampling.

The second main result was that $K(h)$ showed a large intra-annual variability, decreasing shortly after tillage under tilled treatments, followed by an increase in the spring and a decrease in the summer for the three tillage treatments. Part of this variation was related to rainfall events and earthworm activity which alter the shape and the size of the macroporosity under till treatments and the connectivity of the porosity under NT.

Acknowledgements

We thank M. La Coadou for his help with measurements and are grateful to A. Cottais, P. Cotinet and D. Heddadj, who allowed us to work at the experimental site at Kerguéhennec (CRAB). This project was financially supported by the Brittany region (project PRIR).

Discussion générale

Discussion générale

L'objectif de ce travail était d'évaluer l'impact de pratiques culturales combinant le non labour et l'apport d'effluent sur les propriétés physiques du sol, en analysant le rôle de l'activité lombricienne. Cette discussion générale est organisée en 5 parties. Les 4 premières parties reprennent les 4 questions posées en fin de chapitre 1, en cherchant à croiser les résultats obtenus. Dans une cinquième partie, nous proposerons des scénarios d'évolution de la couche de surface selon les pratiques culturales : comment ces pratiques ont-elles permis au sol d'acquérir ses propriétés physiques ?

1. Comment quantifier les biostructures lombriciennes dans le sol ?

Un défi de ce travail a été de pouvoir évaluer les biostructures lombriciennes présentes dans le sol : le peu de méthodes existantes sont longues à mettre en œuvre, ne sont pas normalisées et sont généralement dépendantes du type de sol. Dans notre site d'étude les déjections et galeries se distinguaient facilement du sol environnant principalement par leur forme et taille : les déjections sont des boulettes de 1 à 2 mm, généralement assemblées à plusieurs dans les vides du sol (galeries ou autres vides). Lorsque ces boulettes sont jeunes, elles forment une porosité d'assemblage lâche mamelonnée. Puis au cours de leur dégradation, ces déjections fusionnent entre elles puis avec la matrice du sol, créant ainsi une porosité très caractéristique en forme de croissant ; à ce stade il n'est pas possible visuellement de délimiter les déjections de la matrice du sol. Concernant les galeries, elles constituent une porosité circulaire ou ovale plus ou moins étirée selon le plan d'observation (pores ronds et pores allongés).

Nous avons testé différentes méthodes de quantification des biostructures basées sur des critères de taille et de forme. Les déjections, lorsqu'elles sont fraîches ou peu coalescentes, peuvent être quantifiées par comptage manuel à l'échelle du cylindre de sol (grossissement $\times 2$) ou de la lame de sol (grossissement $\times 5$). Ces deux méthodes permettent de mettre en évidence l'effet du travail du sol : un nombre plus important de déjections est observé sous semis direct comparé au labour ou au travail superficiel. L'inconvénient majeur de ces deux méthodes est qu'il est impossible d'estimer l'abondance totale des déjections, puisqu'elles sont en majorité très coalescentes et qu'il n'est alors plus possible de les distinguer de la matrice du sol. Par conséquent les valeurs obtenues sont à discuter avec précaution : ce type de mesure peut être un indicateur de l'activité des lombriciens, mais peut difficilement être proposé pour une quantification absolue de l'abondance totale des déjections dans le sol.

Pour contourner ce problème nous nous sommes intéressés à la phase porale du sol. Nous avons créé un modèle typologique basé sur deux indices de formes. Ce modèle ne nous a pas permis de quantifier correctement la porosité entre les déjections fraîches, en raison de la forte ressemblance de celle-ci avec la porosité d'assemblage créée par les outils de travail du sol. Vandenberg et al. (2000) avaient pourtant montré qu'il était possible de quantifier automatiquement ce type de porosité à partir de critères de forme, mais ils n'avaient pas introduit dans leur modèle des pores contrôlés comme nous l'avons fait. Notre modèle nous a permis par ailleurs d'identifier de façon satisfaisante la porosité agencée par les déjections coalescentes. Ce type de porosité était en moyenne 3 fois plus important sous semis direct que dans les horizons travaillés. Il est donc possible d'identifier de façon automatique l'effet du travail du sol sur l'activité des lombriciens sans quelconque biais de l'expérimentateur. Concernant les galeries, le modèle typologique n'a pas permis de les quantifier correctement en raison d'une variabilité importante de

ce type de structure : les galeries sont très souvent colonisées par des racines et traversées par de grandes fissures de formes variables. De nombreux auteurs assimilent aux galeries lombriciennes les pores arrondis, reconnus par un faible indice d'élongation (Shipitalo and Protz, 1987; Vandenbygaart et al., 1999b). On peut supposer alors, que dans un grand nombre de cas, celles-ci sont sous-estimées. Dans notre étude, les galeries ont donc été quantifiées manuellement.

Au final, la question méthodologique apparaît plus importante que la littérature peut le laisser supposer. Nous ne disposons pas aujourd'hui d'une méthode unique pour quantifier l'ensemble des biostructures, mais la combinaison de différentes méthodes morphologiques, automatiques ou non, peut fournir un panel d'indicateurs pour caractériser ces biostructures.

2. Quel est l'impact des pratiques culturales sur l'abondance de ces biostructures ?

Les différents indicateurs de l'activité lombricienne retenus étaient l'abondance des déjections fraîches, la porosité agencée entre les déjections coalescentes, et l'abondance des galeries. Ces indicateurs ont été mesurés au cours d'une année culturale dans les 3 modalités de travail du sol et les 2 types de fertilisation.

Concernant l'activité des lombriciens mesurée par les déjections et la porosité associée : le semis direct apparaît plus bioturbé que les sols travaillés. Nos résultats rejoignent ceux de Vandenbygaart et al. (2000), qui estimaient que le nombre de pores agencés par les déjections étaient deux fois plus importants en semis direct qu'en labour. Différentes raisons peuvent être avancées : (i) la structure compacte du semis direct contraint les lombriciens à ingérer le sol pour pouvoir se déplacer (Whalley et al., 1995); (ii) les déjections ne sont pas détruites sous semis direct du fait de l'absence de travail du sol. Nous pouvons nous étonner des faibles quantités de déjections mesurées ; leur superficie sur les lames de sol représentait en moyenne 2% et 1% respectivement en semis direct, et en labour et travail superficiel. Ces valeurs ne reflètent pas, bien entendu, l'ensemble des déjections du sol mais seulement une petite partie. Nous avons également mis en évidence que l'abondance des déjections et de la porosité associée évoluaient au cours de l'année culturale : elles diminuent en hiver, augmentent au printemps puis diminuent de nouveau en été, pour toutes les modalités de travail du sol. Les périodes hivernales et estivales correspondent à des périodes de dégradations et/ou d'inactivité physiologique des vers, alors que la période printanière correspond à une période de production de déjections et/ou de moins forte dégradation. Ces résultats concordent avec les périodes d'activité physiologique des vers de terre observées en milieu tempéré par Bouché (1977). Ces résultats suggèrent que les déjections, et par conséquent la porosité d'assemblage entre elles, évoluent à très court terme.

Concernant l'activité des lombriciens mesurée par l'abondance des galeries : le semis direct est plus bioturbé que les sols travaillés, mais seulement juste après le travail du sol. Sous labour, le travail du sol provoque la destruction de toutes les galeries existantes, mais celles-ci sont rapidement recrées par l'activité des lombriciens tout au long de l'année culturale, tandis qu'en semis direct, les galeries n'évoluent pas. Nos résultats ne sont pas complètement en accord avec la littérature qui présente généralement un nombre ou un volume de galeries plus importants sous semis direct que dans les horizons travaillés (Ehlers, 1975; Tebrügge and Düring, 1999; McGarry et al., 2000; Wuest, 2001). Cependant, dans ces travaux, les galeries ne sont quantifiées qu'à une seule date et généralement pas en fin d'année culturale. Le nombre de galeries mesuré varie de 0 à 2% selon les modalités et la date de mesure. Ces valeurs sont difficilement comparables avec la littérature car celles-ci ne sont jamais exprimées en terme de surface.

Concernant l'évolution temporelle des galeries, nous disposons au même titre que les déjections de peu de travaux. Citons les travaux de Kretzschmar (1982) et de Lighthart (1997) qui

ont montré en prairie tempérée de fortes dynamiques des galeries, dues principalement au remplissage de celles-ci par les déjections à certaines périodes de l'année. Différentes raisons peuvent être avancées pour expliquer les dynamiques des galeries dans notre site expérimental : (i) la densité apparente plus faible dans les sols travaillés ne réduit pas l'activité des lombriciens et n'oblige pas ceux-ci à remplir leurs galeries de déjections, contrairement à la modalité semis direct ; ainsi les galeries sont moins bouchées dans les horizons travaillés (Hirth et al., 1996) ; (ii) la structure du sol dans les horizons travaillés est bien plus hétérogène qu'en semis direct et cela peut induire une augmentation de la production de galeries comme l'ont montré les travaux de Stovold et al. (2004) ; et (iii) sous semis direct, les lombriciens vont préférer utiliser les vides du sol préexistants, c'est-à-dire les galeries, pour se déplacer (Felten and Emmerling, 2009). En conséquence, moins de galeries sont produites.

Sous apport de fumier de volaille, l'abondance des galeries et des déjections augmentaient respectivement de 15% et 20% par rapport aux modalités sous fertilisation minérale. On peut supposer que la plus forte abondance des vers endogés est en partie responsable de cette augmentation. On peut aussi émettre l'hypothèse que les biostructures sont plus stables sous fertilisation organique que sous fertilisation minérale.

3. Quel est l'impact des pratiques culturales et des lombriciens sur la stabilité structurale des agrégats du sol ?

La stabilité structurale vis-à-vis de l'eau des agrégats du sol (déjections + sol environnant) a été mesurée au cours d'une année culturale dans les 3 modalités de travail du sol et les 2 types de fertilisation. A une date, la stabilité structurale a également été mesurée sur les déjections lombriciennes et sur les agrégats du sol environnant (sans trace de bioturbation) séparément.

Il est bien établi que la stabilité structurale du sol en surface augmente en non labour, car la matière organique y est plus importante (Angers et al., 1993b). La dynamique des agrégats étant plus faible, le non labour favorise la création de micro-agrégats stables à l'intérieur des macro-agrégats (Six et al., 1999). Nos résultats sont en accord avec la littérature : les agrégats sous semis direct sont enrichis en matière organique comparés à ceux présents sous labour. En conséquence la stabilité structurale est toujours plus élevée en semis direct (1.55 mm) qu'en labour (1.15 mm). Concernant la modalité travail superficiel, la stabilité des agrégats est soit similaire au labour (en hiver et au début du printemps) ou similaire au semis direct (en fin de printemps et en été). Ces résultats mettent en évidence la forte résilience de la stabilité des agrégats sous travail superficiel en accord avec de fortes teneurs en matière organique. D'autre part notre étude confirme la forte variabilité saisonnière de la stabilité structurale, caractérisée par une augmentation au printemps et en été et une diminution en hiver (Chan et al., 1994; Daraghmeah et al., 2009).

Il est généralement admis que l'apport d'effluent d'élevage est une source de matière organique qui augmente la stabilité structurale des sols (Haynes and Naidu, 1998; Whalen et al., 2003). Dans notre étude l'apport de fumier de volaille n'avait pas d'influence sur les teneurs en matière organique du sol. Nous expliquons ce résultat par le fait que le sol à texture limono-sableuse était déjà riche en carbone organique (en moyenne 22 g kg⁻¹), et que la dose agronomique appliquée, de 4 à 17 tonnes ha⁻¹ an⁻¹, n'était pas suffisante pour entraîner une augmentation significative de la matière organique du sol. En conséquence la stabilité structurale n'augmentait pas significativement sous apport de fumier de volaille (1.5 vs. 1.3 mm).

De nombreux auteurs s'accordent à dire que les déjections lombriciennes, lorsqu'elles sont sèches ou âgées, contiennent plus de micro-agrégats stables que le sol environnant (Shipitalo and

Protz, 1988; Marinissen and Dexter, 1990). Cette augmentation est souvent expliquée par un enrichissement en matière organique (Zhang and Schrader, 1993; Flegel et al., 1998; Oyedele et al., 2006). Dans notre étude, les plus fortes valeurs de stabilité structurale mesurées en non labour ne sont pas expliquées par l'activité des lombriciens. En effet, quelle que soit la modalité de travail du sol étudiée, les déjections lombriciennes présentaient la même stabilité structurale que le sol environnant. Nous expliquons ce résultat par le fait que le sol, présentant une teneur en carbone organique déjà proche de la saturation, n'a pas permis aux vers d'enrichir leurs déjections en matière organique. Nos résultats sont en accord avec des études réalisées sur des sols tropicaux à fortes teneurs en carbone organique, lesquels étaient bioturbés par des vers endogés (Barois et al., 1999; Coq et al., 2007). Nous avons pu confirmer cette dernière hypothèse en prélevant des déjections à 15 cm de profondeur où les teneurs en carbone organique étaient plus faibles.

4. Quel est l'impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol ?

Les macropores, qui régissent en grande partie la perméabilité du sol, ont été caractérisés par analyse d'image au moyen de 3 indicateurs poraux : (i) la macroporosité totale, (ii) la distribution de la taille de la porosité et (iii) la forme des pores. La conductivité hydraulique du sol $K(h)$ a été mesurée en non saturé à -0.05 kPa. Ces propriétés ont été suivies au cours d'une année culturale sur les 3 modalités de travail du sol et les 2 modalités de fertilisation.

Il est admis que le non travail du sol compacte le sol ; à l'inverse les sols travaillés présentent une macroporosité importante (Kay and Vandenbygaart, 2002). Nos résultats montrent qu'en moyenne, la macroporosité totale, l'abondance des 3 formes porales et des 3 tailles de porosité sont plus importantes dans les sols travaillés. Néanmoins, les différences entre modalités étaient plus fortes deux semaines après le travail du sol et plus faibles un mois après le travail du sol. Huit années de semis direct ont créé une structure à faible macroporosité, malgré une activité lombricienne importante : le pouvoir décompactant des lombriciens n'est donc pas mis en évidence dans ce contexte. Les valeurs de $K(h)$ étaient les plus élevées sous travail superficiel ($37.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$), les plus faibles sous semis direct ($12.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) et intermédiaires sous labour ($26.10^{-6} \text{ m s}^{-1}$). Ce classement correspond bien aux données de macroporosité mesurées. Deux types de macropores peuvent être incriminés : les galeries, et les pores d'assemblage inter-agrégats.

Certains auteurs ont clairement mis en évidence que les galeries lombriciennes participaient aux transferts hydriques en condition de saturation (Francis and Fraser, 1998; Pitkanen and Nuutinen, 1998; Capowicz et al., 2009b). Nos mesures étant réalisées en non saturé, il est probable que nous sous-estimions l'impact des galeries lombriciennes sur la perméabilité du sol sous semis direct.

Nous avons également montré que la macroporosité des sols travaillés évoluait au cours de l'année culturale. Trois principaux processus de modification de la structure du sol ont été identifiés. Il s'agit : (i) de la fragmentation des mottes par la herse rotative, (ii) de la prise en masse du sol sous l'effet de la pluie et (iii) de la fragmentation et l'agrégation du sol dues à l'activité lombricienne. Ces 3 processus ont un point commun : ils concernent principalement la macroporosité de forme complexe (pores d'assemblage inter-agrégats) et les pores de petite et moyenne taille. Juste après le travail du sol les pores d'assemblages produits par l'outil diminuaient sous l'action des pluies. Ces résultats confirment que la porosité créée par le travail du sol n'est pas stable ; en conséquence les valeurs de $K(h)$ diminuaient. La porosité d'assemblage augmentait au printemps puis diminuait en été ; les valeurs de $K(h)$ suivaient sensiblement cette évolution. Nous attribuons cette dynamique de la macroporosité et des valeurs de $K(h)$ à la production de

déjections au printemps et à la diminution de celles-ci, associée à l'impact de la pluie, en été. Nos résultats confirment les travaux de Lamandé et al. (2004) qui suggéraient que l'évolution de la macroporosité d'assemblage était contrôlée en partie par les déjections lombriciennes. Sous semis direct, la macroporosité totale, la forme et la taille de la porosité ne variaient pas significativement au cours de l'année culturale malgré la forte variation temporelle des déjections lombriciennes. Concernant les valeurs de $K(h)$, celles-ci suivaient la même dynamique temporelle que les déjections lombriciennes. Ces résultats amènent à deux conclusions importantes : (i) la production de déjections dans le sol au cours d'une année culturale n'augmente pas la macroporosité du sol et (ii) l'agencement de ces déjections modifie probablement la connectivité de la macroporosité, influant alors directement sur les valeurs de $K(h)$. Une augmentation de la connectivité de la porosité induite par les déjections lombriciennes a également été montrée par Hallaire et al. (2000).

L'apport de fumier de volaille n'influait pas la macroporosité totale ni la forme de la porosité et n'avait que peu d'effets sur la taille de la porosité. Ces résultats sont en accord avec les effets observés sur l'agrégation des sols. En revanche ces résultats ne reflètent pas les faibles augmentations de biostructures sous cette modalité. En conséquence les valeurs de $K(h)$ ne sont pas influencées par le type de fertilisation.

5. Schéma d'évolution structurale des sols selon les pratiques culturales

Au terme de cette discussion, nous sommes à même de proposer un schéma synthétique montrant comment, selon les pratiques culturales, le sol a acquis ses propriétés physiques (structure, perméabilité). Nous proposons ce schéma en faisant plus particulièrement appel aux résultats obtenus sur le rôle de l'activité lombricienne.

Dans ce schéma, nous focaliserons notre analyse sur le type de travail du sol ; l'effet apport d'effluent d'élevage n'intervient qu'en deuxième plan, à travers l'augmentation des communautés lombriciennes (endogés). Mais, comme nous l'avons signalé plus haut, les faibles doses apportées dans un sol déjà riche en carbone organique ne permettent pas de mettre en évidence un effet significatif et direct sur les propriétés physiques.

Le labour conventionnel - Chaque année, au moment de l'implantation de la culture, le sol est retourné sur les 25 premiers centimètres, puis les 5-10 premiers centimètres sont repris par une herse rotative. Les résidus de culture et/ ou les effluents d'élevage sont incorporés dans le sol. Après huit années de labour conventionnel, le sol présente les plus faibles valeurs de stabilité structurale. En revanche, la macroporosité et la perméabilité du sol y sont élevées. Ces propriétés ne sont pas statiques : elles évoluent à court terme sous l'effet du travail du sol, du climat et des lombriciens. La stabilité structurale augmente au printemps et en été puis diminue en hiver sous l'effet du climat. Juste après le travail du sol l'ensemble de la macroporosité est d'origine physique (créée par les outils de travail du sol), la perméabilité du sol est à son plus haut niveau. Une prise en masse rapide, sous l'effet de la pluie, réduit ensuite de moitié la macroporosité en l'espace d'un mois. Puis, sous l'effet de l'activité des lombriciens, cette porosité « physique » est remplacée par une porosité « biologique », résultant de la production de déjections ; la macroporosité augmente ainsi au printemps, puis diminue soudainement en été. Au regard de ces variations, la perméabilité du sol suit la même dynamique. Ces résultats mettent en évidence que la circulation de l'eau est augmentée quand les macropores sont d'origine physique ou biologique et que, quelle que soit l'origine de la porosité, elle fluctue rapidement.

Le semis direct – La graine est ici semée sans travail du sol préalable. Les résidus de culture et/ ou les effluents d'élevage sont laissés à la surface du sol. La fragmentation du sol est alors assurée exclusivement par le climat et l'activité biologique. Huit années de semis direct ont abouti à une augmentation significative de la stabilité structurale des agrégats du sol, mais en revanche à une diminution sévère de la perméabilité du sol par rapport aux modalités soumises à un travail du sol. La macroporosité est également réduite, tandis que l'activité lombricienne y est la plus importante : on y a mesuré jusqu'à trois fois plus de déjections et deux fois plus de galeries par rapport aux modalités travaillées. Ces résultats démontrent que l'augmentation de la macroporosité ou de la connectivité de la macroporosité induite par l'activité lombricienne n'est pas suffisante pour rendre le sol aussi perméable que dans les modalités travaillées. Pourtant de nombreux auteurs montrent que les galeries agissent comme des voies préférentielles de l'eau (Ehlers, 1975; Capowiez et al., 2009b). Dans notre étude, n'ayant pas réalisé les mesures à saturation, il est possible que nous ayons sous-estimé l'effet des galeries. Comme sous labour, ces propriétés sont dynamiques : la stabilité structurale augmente au printemps et en été puis diminue en hiver sous l'effet du climat. La perméabilité du sol augmente au printemps puis diminue en été, de la même façon que l'abondance des déjections lombriciennes : nous émettons l'hypothèse que cette évolution de perméabilité est liée à la connectivité des pores d'assemblage entre les déjections, qui évoluent à court terme. Par contre la macroporosité est constante au cours de l'année culturale. Ces résultats démontrent alors que la production des déjections lombriciennes en semis direct à l'échelle d'une année culturale ne modifie pas la macroporosité du sol. Il est ainsi clairement démontré qu'une activité lombricienne plus importante ne suffit pas à régénérer une structure tassée : une production intense de déjections lombriciennes, dans un milieu contraint, ne permet pas une augmentation de la macroporosité.

Le travail superficiel – Le travail du sol est ici limité aux 15 premiers centimètres avec un passage de chisel suivi ou non d'une herse rotative sur les 5 à 10 premiers centimètres. Les résidus de culture et/ ou les effluents d'élevage sont incorporés en partie dans le sol. Cette modalité se comporte comme un labour si l'on s'intéresse à la macroporosité, à l'abondance des biostructures ou à la perméabilité du sol, si bien que les valeurs se trouvent généralement augmentées. Elle se comporte également comme le semis direct au regard de la matière organique et de la stabilité structurale. L'activité lombricienne peut donc ainsi s'exprimer de façon favorable pour les propriétés physiques du sol : la fragmentation par les lombriciens et la production de déjections se traduisent par une amélioration de la macroporosité et de la perméabilité du sol.

Conclusion et perspectives

Conclusion et perspectives

L'objectif de ce travail était d'évaluer l'impact des pratiques culturales, lorsque l'on associe le non labour et l'apport d'effluent, sur la structure et la perméabilité du sol, en estimant plus particulièrement le rôle de l'activité lombricienne. L'étude a été réalisée sur un site expérimental en Centre Bretagne, où sont comparées depuis 8 ans six pratiques culturales, croisant trois techniques de travail du sol (labour conventionnel, travail superficiel, semis direct) et deux types de fertilisation (minérale ou fumier de volaille).

Une analyse bibliographique nous a permis de repérer que la littérature est abondante, concernant l'impact du non labour ou celui de l'apport d'effluent d'élevage sur les propriétés physiques du sol. Par contre aucune étude à ce jour ne considère l'association des deux, notamment sur la macroporosité et la perméabilité du sol. Ces deux pratiques doivent être étudiées ensemble, car la production d'une culture implique nécessairement le choix du travail du sol et du type de fertilisation. Nous avons également montré, que si les galeries lombriciennes sont souvent invoquées pour moduler le fonctionnement hydrique des sols en non labour, presque aucune étude ne concerne l'effet des déjections lombriciennes. En ingérant le sol, puis en déposant dans le sol ses déjections, les lombriciens modifient la structure du sol et influencent les transferts hydriques, sans que l'on sache encore bien déterminer comment cette structure se constitue et évolue, selon les pratiques culturales. Evaluer l'impact du non labour associé à un apport d'effluent suppose donc que l'on sache mieux estimer le rôle de cette activité lombricienne sur le sol. Partant de ce constat, notre travail s'est articulé autour de 4 grandes questions :

- Comment quantifier les biostructures lombriciennes ?
- Quel est l'impact des pratiques culturales sur l'abondance de ces biostructures ?
- Quel est l'impact des pratiques culturales et de l'activité lombricienne sur la stabilité des agrégats du sol ?
- Comment la macroporosité et la conductivité hydraulique du sol varient-elles selon les pratiques culturales ?

Ces questions ont sous-tendu notre démarche et défini le plan de ce mémoire. Nous les reprenons ici rapidement, pour en rappeler les résultats essentiels et proposer les perspectives sur lesquelles ils débouchent.

Comment quantifier les biostructures lombriciennes ?

Ce travail confirme la difficulté de quantifier de façon précise les déjections lombriciennes dans le sol. Nous avons proposé différents indicateurs, manuels et automatisés, lesquels lorsqu'ils sont combinés donnent un bon aperçu de l'abondance des déjections dans le sol. Une limite importante de ce travail et qu'il n'est pas possible aujourd'hui d'identifier qui crée ces déjections. La spectroscopie infrarouge pourrait être utilisée dans de futures expérimentations pour répondre à cette question.

Quel est l'impact des pratiques culturales sur l'abondance de ces biostructures ?

Nos résultats confirment que l'abondance des biostructures lombriciennes est influencée par les pratiques culturales. Lorsque les communautés lombriciennes (endogés) sont favorisées et que les biostructures ne sont pas détruites par le travail du sol, celles-ci sont plus importantes, c'est le cas en semis direct ou sous apport d'effluent d'élevage. Nous ne savons pas cependant si la bioturbation des sols a atteint aujourd'hui, après 8 années de non labour, son état d'équilibre : si

oui depuis quand, si non dans combien de temps ? Nous proposons d'utiliser nos indicateurs sur les lames de sols échantillonnées les années précédentes et de continuer le prélèvement de sol, tous les 2 ans. Aujourd'hui, nous ne connaissons toujours pas la durée de vie de ces déjections dans le sol. Nous suggérons dans ce travail que les déjections fraîches se transforment vite en déjections coalescentes. Aussi, à partir de quand une ancienne déjection ne doit-elle plus être considérée comme une biostructure, mais comme un élément de la matrice du sol ? Une meilleure quantification de la dynamique de ces biostructures dans le sol est un véritable défi et apparaît nécessaire pour évaluer l'effet des lombriciens sur la macroporosité du sol, notamment sous semis direct. Pour répondre à cette question, nous proposons une expérimentation de terrain au cours de laquelle des assemblages de déjections pourront être insérés dans le sol, puis récoltés à différents pas de temps et caractérisés par analyse d'image.

Quel est l'impact des pratiques culturales et de l'activité lombricienne sur la stabilité des agrégats du sol ?

Les plus fortes valeurs de stabilité structurale observées en non labour sont dues à l'accumulation de matière organique du sol et non à l'activité lombricienne. L'apport d'effluent d'élevage n'avait pas d'effet significatif sur la stabilité structurale. Nous avons également mis en évidence la forte dynamique saisonnière de la stabilité structurale, confirmant ainsi la nécessité d'évaluer cette propriété du sol à différentes dates d'échantillonnage.

Comment la macroporosité et la conductivité hydraulique du sol varient-elles selon les pratiques culturales ?

La pratique du semis direct compacte le sol et diminue la perméabilité du sol. Une plus forte activité lombricienne sous cette modalité ne permet pas d'atteindre des propriétés physiques équivalentes aux sols travaillés. En travail superficiel les valeurs de macroporosité tendent à être plus importantes qu'en labour conventionnel. La perméabilité du sol y est la plus forte. Nos résultats ne montrent pas d'augmentation de ces propriétés sous apport d'effluent d'élevage. Nous confirmons les fortes variations intra-annuelles de ces propriétés physiques du sol. Dans les sols travaillés, l'action de l'outil et des lombriciens provoquent une fragmentation du sol ; ils créent une porosité d'assemblage complexe, laquelle influe sur la perméabilité du sol. En semis direct, la perméabilité du sol évolue sous l'effet des déjections lombriciennes, qui ne modifient pas le volume poral du sol mais peuvent jouer sur la connectivité des macropores. Des expérimentations en condition semi-contrôlée (in situ) devront être mises en œuvre pour tester l'effet des lombriciens sur la macroporosité et sa connectivité.

Au terme de ce travail, nous avons pu proposer des scénarios d'évolution des propriétés physiques des couches de surface du sol, en mettant en évidence le rôle de l'activité lombricienne dans l'acquisition par le sol de ces propriétés. Ce rôle se manifeste par une dynamique saisonnière de ces propriétés, liée aux périodes de production de déjections par les lombriciens ; cette dynamique saisonnière se superpose à une évolution interannuelle, qui a conduit à une différenciation des sols en 8 années de pratiques culturales. Les variations saisonnières pour une modalité donnée peuvent être plus importantes que les différences entre modalités, mais nous montrons que, lorsque ce sol est conduit en semis direct, et même s'il bénéficie d'un apport d'effluent, l'activité lombricienne importante ne suffit pas à créer une structure aussi favorable que dans les horizons travaillés. Ce travail a montré que, pour répondre à une question agronomique (comment évaluer des pratiques culturales), il était nécessaire de pouvoir d'abord répondre, en

amont, à des questions relatives aux processus (comment les biostructures sont-elles produites, évoluent-elles, influencent-elles le fonctionnement du sol). Notre démarche a ainsi aidé à faire sauter des « verrous de connaissance » ; une autre étape serait de tester la généralité de nos résultats, sur d'autres types de sol, dans d'autres contextes.

Références

Références

- Abiven, S., Menasseri, S., Angers, D.A. and Leterme, P., 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *Eur. J. Soil Sci.*, 58(1): 239-247.
- Abiven, S., Menasseri, S., Angers, D.A. and Leterme, P., 2008. A model to predict soil aggregate stability dynamics following organic residue incorporation under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72(1): 119-125.
- Abiven, S., Menasseri, S. and Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biol. Biochem.*, 41(1): 1-12.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F. and Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresour. Technol.*, 76(2): 125-129.
- Álvaro-Fuentes, J., Arrue, J.L., Gracia, R. and Lopez, M.V., 2008. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma*, 145(3-4): 390-396.
- Amezketta, E., 1999. Soil aggregate stability: A review. *J. Sustain. Agric*, 14(2-3): 83-151.
- Anderson, J.M., Ineson, P. and Huish, S.A., 1983. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. *Soil Biol. Biochem.*, 15(4): 463-467.
- Angers, D.A. and Ndayegamiye, A., 1991. Effects of Manure Application on Carbon, Nitrogen, and Carbohydrate Contents of a Silt Loam and Its Particle-Size Fractions. *Biol. Fertil. Soils*, 11(1): 79-82.
- Angers, D.A., Bissonnette, N., Legere, A. and Samson, N., 1993a. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.*, 73(1): 39-50.
- Angers, D.A., Samson, N. and Legere, A., 1993b. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.*, 73(1): 51-59.
- Angers, D.A., Edwards, L.M., Sanderson, J.B. and Bissonnette, N., 1999. Soil organic matter quality and aggregate stability under eight potato cropping sequences in a fine sandy loam of Prince Edward Island. *Can. J. Soil Sci.*, 79(3): 411-417.
- Annabi, M., Houot, S., Francou, F., Poitrenaud, M. and Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71(2): 413-423.
- Arriaga, F.J. and Lowery, B., 2003. Soil physical properties and crop productivity of an eroded soil amended with cattle manure. *Soil Sci.*, 168(12): 888-899.
- Arrouays, D., Deslais, W. and Bateau, V., 2001. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use Manag.*, 17(1): 7-11.
- Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J. and Azooz, R.H., 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil Tillage Res.*, 53(1): 41-47.
- Azooz, R.H., Arshad, M.A. and Franzluebbers, A.J., 1996. Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in northwestern Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60(4): 1197-1201.

- Barois, I., Lavelle, P., Brossard, M., Tondoh, J., Martinez, M.A., Rossi, J.P., Senapati, B.K., Angeles, A., Fragoso, C., Jimenez, J.J., Decaens, T., Lattaud, C., Kanyonyo, J., Blanchart, E., Chapuis, L., Brown, G. and Moreno, A., 1999. Ecology of earthworm species with large environmental tolerance and/or extended distributions. In: P. Lavelle, L. Brussaard and P. Hendrix (Editors), *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CAB International, Wallingford, UK.
- Barthès, B. and Roose, E., 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *CATENA*, 47(2): 133-149.
- Barzegar, A.R., Yousefi, A. and Daryashenas, A., 2002. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and Soil*, 247(2): 295-301.
- Bastardie, F., Cannavacciuolo, M., Capowiez, Y., Dreuzy, J.R.d., Bellido, A. and Cluzeau, D., 2002. A new simulation for modelling the topology of earthworm burrow systems and their effects on macropore flow in experimental soils. *Biol. Fertil. Soils*, 36(2): 161-169.
- Bastardie, F., Capowiez, Y. and Cluzeau, D., 2003. Burrowing behaviour of radio-labelled earthworms revealed by analysis of 3D-trajectories in artificial soil cores: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia*, 47(5-6): 554-559.
- Beare, M.H., Hus, S., Coleman, D.C. and Hendrix, P.F., 1997. Influences of mycelial fungi on soil aggregation and organic matter storage in conventional and no-tillage soils. *Appl. Soil Ecol.*, 5(3): 211-219.
- Bhattacharyya, R., Chandra, S., Singh, R.D., Kundu, S., Srivastva, A.K. and Gupta, H.S., 2007. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat-soybean rotation. *Soil Tillage Res.*, 94(2): 386-396.
- Binet, F. and Le Bayon, R.C., 1999. Space-time dynamics in situ of earthworm casts under temperate cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 31(1): 85-93.
- Bissonnette, N., Angers, D.A., Simard, R.R. and Lafond, J., 2001. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Can. J. Soil Sci.*, 81(5): 545-551.
- Blanchart, E., 1992. Restoration by earthworms (megascolecidae) of the macroaggregate structure of a destructured savanna soil under field conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 24(12): 1587-1594.
- Blanchart, E., Bruand, A. and Lavelle, P., 1993. The physical structure of cast of *Millsonia anomala* (Oligochaeta : Megascolecidae) in shrub savanna soils (Côte d'Ivoire). *Geoderma*, 56: 119-132.
- Blanchart, E., Lavelle, P., Braudeau, E., Le Bissonais, Y. and Valentin, C., 1997. Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biol. Biochem.*, 29(3-4): 431-439.
- Blanchart, E., Albrecht, A., Alegre, J., Duboisset, A., Gilot, C., Pashanashi, B., Lavelle, P. and Brussaard, L., 1999. Effects of earthworms on soil structure and physical properties. In: P. Lavelle, L. Brussaard and P. Hendrix (Editors), *Earthworm management in tropical agroecosystems*. CAB International, Wallingford, UK.
- Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E. and Ghidey, F., 2002. Saturated Hydraulic Conductivity and Its Impact on Simulated Runoff for Claypan Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66(5): 1596-1602.

- Blanco-Canqui, H. and Lal, R., 2007. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. *Soil Tillage Res.*, 95(1-2): 240-254.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R. and Shipitalo, M.J., 2007. Aggregate disintegration and wettability for long-term management systems in the northern Appalachians. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71(3): 759-765.
- Blevins, R.L. and Frye, W.W., 1993. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. *Adv. Agron.*, 54: 33-78.
- Bottinelli, N., Hallaire, V., Menasseri, S., Le Guillou, C. and Cluzeau, D., 2010a. Abundance and stability of belowground earthworm casts influenced by tillage intensity and depth. *Soil Tillage Res.*, 106(2): 263-267.
- Bottinelli, N., Henry-des-Tureaux, T., Hallaire, V., Mathieu, J., Benard, Y., Duc Tranc, T. and Jouquet, P., 2010b. Earthworms accelerate soil porosity turnover under watering conditions. *Geoderma*, 156(1-2): 43-47.
- Bouché, M., 1972. *Lombriens de France. Ecologie et Systématique*. INRA Annales de Zoologie, Ecologie Animale, Paris.
- Bouché, M.B., 1977. Stratégies lombriciennes. In: U. Lohm and T. Persson (Editors), *Soil Organisms as Components of Ecosystems*. Ecology Bulletin/NFR, Stockholm, pp. 122-132.
- Bouché, M.B. and Al-Addan, F., 1997. Earthworms, water infiltration and soil stability : some new assessments. *Soil Biol. Biochem.*, 29(3-4): 441-452.
- Bruneau, P.M.C., Davidson, D.A. and Grieve, I.C., 2004. An evaluation of image analysis for measuring changes in void space and excremental features on soil thin sections in an upland grassland soil. *Geoderma*, 120(3-4): 165-175.
- Bullock, P., Federoff, N., Jongerius, A., Stoops, G. and Tursina, T., 1985. *Handbook for Soil Thin Section Description*. Waine Research Publication, Albrighton, England.
- Capowiez, Y., Pierret, A., Daniel, O., Monestiez, P. and Kretzschmar, A., 1998. 3D skeleton reconstructions of natural earthworm burrow systems using CAT scan images of soil cores. *Biol. Fertil. Soils*, 27(1): 51-59.
- Capowiez, Y., Monestiez, P. and Belzunces, L., 2001. Burrow systems made by *Aporrectodea nocturna* and *Allolobophora chlorotica* in artificial cores: morphological differences and effects of interspecific interactions. *Appl. Soil Ecol.*, 16(2): 109-120.
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchant, P., Roger-Estrade, J., Richard, G. and Boizard, H., 2009a. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biol. Biochem.*, 41(4): 711-717.
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchant, P., Ruy, S., Roger-Estrade, J., Richard, G. and Boizard, H., 2009b. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil Tillage Res.*, 105(2): 209-216.
- Carof, M., De Tourdonnet, S., Coquet, Y., Hallaire, V. and Roger-Estrade, J., 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use Manag.*, 23(3): 230-237.
- Carter, M.R., 1992. Characterizing the Soil Physical Condition in Reduced Tillage Systems for Winter-Wheat on a Fine Sandy Loam Using Small Cores. *Can. J. Soil Sci.*, 72(4): 395-402.
- Celik, I., Ortas, I. and Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil Tillage Res.*, 78(1): 59-67.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P. and Ashley, R., 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil Tillage Res.*, 28(3-4): 301-314.

- Chan, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity -- implications for functioning in soils. *Soil Tillage Res.*, 57(4): 179-191.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. and Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64(4): 1479-1486.
- Cheshire, M.V., Bracewell, J.M., Mundie, C.M., Robertson, G.W., Russell, J.D. and Fraser, A.R., 1979. Structural Studies on Soil Polysaccharide. *J. Soil. Sci.*, 30(2): 315-326.
- Cluzeau, D., Guo, Z.T., Chaussod, D., Federoff, N., Normand, M. and Perraud, A., 1994. Interaction between soil, biological activities and organic matter enrichments in Champagne soils, Transactions of the XV World Congress of Soil Sc. INEG and CNA publishing, Mexico.
- Cluzeau, D., Cannavacciuolo, M. and Pérès, G., 1999. Indicateurs microbiologiques des sols: les lombriciens-Méthode d'échantillonnage dans les agrosystèmes en zone tempérée. In: I.T.d. Vin (Editor), 12^{ème} Colloque Viticole et Œnologique. ITV Paris.
- Coq, S., Barthes, B.G., Oliver, R., Rabary, B. and Blanchart, E., 2007. Earthworm activity affects soil aggregation and organic matter dynamics according to the quality and localization of crop residues - An experimental study (Madagascar). *Soil Biol. Biochem.*, 39(8): 2119-2128.
- Coquet, Y., Vachier, P. and Labat, C., 2005. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. *Geoderma*, 126(3-4): 181-191.
- Cosentino, D., Chenu, C. and Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biol. Biochem.*, 38(8): 2053-2062.
- Coutadeur, C., Coquet, Y. and Roger-Estrade, J., 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *Eur. J. Soil Sci.*, 53(4): 619-628.
- Curry, J.P., 1976. Some effects of animal manures on earthworms in grassland. *Pedobiologia*, 16: 425-438.
- Dam, R.F., Mehdi, B.B., Burgess, M.S.E., Madramootoo, C.A., Mehuys, G.R. and Callum, I.R., 2005. Soil bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practices in a sandy loam soil in central Canada. *Soil Tillage Res.*, 84(1): 41-53.
- Daraghmeh, O.A., Jensen, J.R. and Petersen, C.T., 2008. Near-saturated hydraulic properties in the surface layer of a sandy loam soil under conventional and reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72(6): 1728-1737.
- Daraghmeh, O.A., Jensen, J.R. and Petersen, C.T., 2009. Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma*, 150(1-2): 64-71.
- Darwin, C., 1881. *The Formation of Vegetable Mould Through the Action of Worms, with Some Observations of Their Habits*, London.
- Dasgupta, S., Mohanty, B.P. and Kohne, J.M., 2006. Soil Hydraulic Conductivities and their Spatial and Temporal Variations in a Vertisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70(6): 1872-1881.
- Davidson, D.A., Bruneau, P.M.C., Grieve, I.C. and Young, I.M., 2002. Impacts of fauna on an upland grassland soil as determined by micromorphological analysis. *Appl. Soil Ecol.*, 20(2): 133-143.
- Decaëns, T., 2000. Degradation dynamics of surface earthworm casts in grasslands of the eastern plains of Colombia. *Biol. Fertil. Soils*, 32(2): 149-156.
- Derpich, R., 2005. The Extent of CA Adoption worldwide : Implications and Impact, Key note paper presented at the III World Congress on Conservation Agriculture, Nairobi, Kenya.

- Dexter, A.R., 1988. Advances in Characterization of Soil Structure. *Soil Tillage Res.*, 11(3-4): 199-238.
- Drees, L.R., Karathanasis, A.D., Wilding, L.P. and Blevins, R.L., 1994. Micromorphological characteristics of long term no till and conventionally tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 508-517.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A. and Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.*, 28: 350-356.
- Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 66(2): 165-180.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Owens, L.B. and Norton, L.D., 1990. Effect of *Lumbricus terrestris* L burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma*, 46(1-3): 73-84.
- Ehlers, W., 1975. Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Sci.*, 119(3): 242-248.
- Ehlers, W., Kopke, U., Hesse, F. and Bohm, W., 1983. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil Tillage Res.*, 3(3): 261-275.
- Eynard, A., Schumacher, T.E., Lindstrom, M.J., Malo, D.D. and Kohl, R.A., 2004. Wettability of soil aggregates from cultivated and uncultivated Ustolls and Usterts. *Aust. J. Soil Res.*, 42(2): 163-170.
- Felten, D. and Emmerling, C., 2009. Earthworm burrowing behaviour in 2D terraria with single- and multi-species assemblages. *Biol. Fertil. Soils*, 45(8): 789-797.
- Flegel, M., Schrader, S. and Zhang, H., 1998. Influence of food quality on the physical and chemical properties of detritivorous earthworm casts. *Appl. Soil Ecol.*, 9(1-3): 263-269.
- Francis, G.S. and Fraser, P.M., 1998. The effects of three earthworm species on soil macroporosity and hydraulic conductivity. *Appl. Soil Ecol.*, 10(1-2): 11-19.
- Fuentes, J.P., Flury, M. and Bezdicek, D.F., 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68(5): 1679-1688.
- Gantzer, C.J. and Blake, G.R., 1978. Physical Characteristics of Le-Sueur-Clay Loam Soil Following No-Till and Conventional Tillage. *Agron. J.*, 70(5): 853-857.
- Gautronneau, Y. and Manichon, H., 1987. Guide méthodique du profil cultural, CEREF/GEARA.
- Grandy, A.S., Porter, G.A. and Erich, M.S., 2002. Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66(4): 1311-1319.
- Green, T.R., Ahuja, L.R. and Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma*, 116(1-2): 3-27.
- Guerif, J., 1991. Influence de la simplification du travail du sol sur l'état structural des horizons de surface: conséquences sur leurs propriétés physiques et leurs comportements mécaniques. In: G. Monnier, G. Thevenet and B. Lesaffre (Editors), *Simplification du travail du sol*. INRA editions, "les colloques", Paris.
- Hallaire, V., Curmi, P., Duboisset, A., Lavelle, P. and Pashanasi, B., 2000. Soil structure changes induced by the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* and organic inputs in a Peruvian ultisol. *Eur. J. Soil Biol.*, 36(1): 35-44.
- Hallett, P.D., Baumgartl, T. and Young, I.M., 2001. Subcritical Water Repellency of Aggregates from a Range of Soil Management Practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65(1): 184-190.
- Hassink, J. and Whitmore, A.P., 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61(1): 131-139.

- Hati, K.M., Swarup, A., Dwivedi, A.K., Misra, A.K. and Bandyopadhyay, K.K., 2007. Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agric. Environ.*, 119(1-2): 127-134.
- Haynes, R.J. and Francis, G.S., 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil. Sci.*, 44(4): 665-675.
- Haynes, R.J. and Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 51(2): 123-137.
- Heddadj, D., 2008. Etats des lieux sur les pratiques du non labour en Bretagne, Space 2008 "sols agricoles et développement durable", Rennes.
- Heddadj, D., gascuel-Oudou, C., Cotinet, P. and Hamon, Y., 2005. Mode de travail du sol, ruissellement et propriétés hydrodynamiques sur un dispositif experimental de l'ouest de la France. *Etude et gestion des sols*, 12(1): 53-66.
- Hindell, R.P., McKenzie, B.M. and Tisdall, J.M., 1997. Destabilization of soil during the production of earthworm (Lumbricidae) and artificial casts. *Biol. Fertil. Soils*, 24(2): 153-163.
- Hirth, J.R., McKenzie, B.M. and Tisdall, J.M., 1996. Volume density of earthworm burrows in compacted cores of soil as estimated by direct and indirect methods. *Biol. Fertil. Soils*, 21: 171-176.
- Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agric. Environ.*, 103(1): 1-25.
- Hubert, F., Hallaire, V., Sardini, P., Caner, L. and Heddadj, D., 2007. Pore morphology changes under tillage and no-tillage practices. *Geoderma*, 142(1-2): 226-236.
- Hussain, I., Olson, K.R. and Siemens, J.C., 1998. long-term tillage effects on physical properties of eroded soil. *Soil Sci.*: 970-981.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M. and Lussenhop, J., 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biol. Biochem.*, 30(7): 905-916.
- Jegou, D., Capowiez, Y. and Cluzeau, D., 2001. Interactions between earthworm species in artificial soil cores assessed through the 3D reconstruction of the burrow systems. *Geoderma*, 102(1-2): 123-137.
- Jiao, Y., Whalen, J.K. and Hendershot, W.H., 2006. No-tillage and manure applications increase aggregation and improve nutrient retention in a sandy-loam soil. *Geoderma*, 134(1-2): 24-33.
- Johnson-Maynard, J.L., Umiker, K.J. and Guy, S.O., 2007. Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. *Soil Tillage Res.*, 94(2): 338-345.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69(3): 373-386.
- Jongmans, A.G., Pulleman, M.M. and Marinissen, J.C.Y., 2001. Soil structure and earthworm activity in a marine silt loam under pasture versus arable land. *Biol. Fertil. Soils*, 33(4): 279-285.
- Jongmans, A.G., Pulleman, M.M., Balabane, M., van Oort, F. and Marinissen, J.C.Y., 2003. Soil structure and characteristics of organic matter in two orchards differing in earthworm activity. *Appl. Soil Ecol.*, 24(3): 219-232.

- Joschko, M., Söchtig, W. and Larink, O., 1992. Functional relationship between earthworm burrows and soil water movement in column experiments. *Soil Biol. Biochem.*, 24(12): 1545-1547.
- Jouquet, P., Bottinelli, N., Podwojewski, P., Hallaire, V. and Tran Duc, T., 2008. Chemical and physical properties of earthworm casts as compared to bulk soil under a range of different land-use systems in Vietnam. *Geoderma*, 146(1-2): 231-238.
- Kandeler, E. and Murer, E., 1993. Aggregate Stability and Soil Microbial Processes in a Soil with Different Cultivation. *Geoderma*, 56(1-4): 503-513.
- Kay, B.D. and Vandenbygaart, A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Tillage Res.*, 66(2): 107-118.
- Khaleel, R., Reddy, K.R. and Overcash, M.R., 1981. Changes in Soil Physical-Properties Due to Organic Waste Applications - a Review. *J. Environ. Qual.*, 10(2): 133-141.
- Khan, A.U.H., Iqbal, M. and Islam, K.R., 2007. Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. *Bioresour. Technol.*, 98(10): 1972-1979.
- King, P.M., 1981. Comparison of Methods for Measuring Severity of Water Repellence of Sandy Soils and Assessment of Some Factors That Affect Its Measurement. *Aust. J. Soil Res.*, 19(4): 275-285.
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res.*, 61(1-2): 61-76.
- Köller, K., 2003. Techniques of Soil Tillage. In: E. Titi (Editor), *Soil Tillage in Agroecosystems*. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Kretzschmar, A., 1982. Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Ecol. Biol. Sol*, 19(4): 579-591.
- Kribaa, M., Hallaire, V., Curmi, P. and Lahmar, R., 2001. Effect of various cultivation methods on the structure and hydraulic properties of a soil in a semi-arid climate. *Soil Tillage Res.*, 60(1-2): 43-53.
- Kushwaha, C.P., Tripathi, S.K. and Singh, K.P., 2001. Soil organic matter and water-stable aggregates under different tillage and residue conditions in a tropical dryland agroecosystem. *Appl. Soil Ecol.*, 16(3): 229-241.
- Labreuche, J., Viloingt, T., Caboulet, D., Daouze, J.P., Duval, R., Ganteil, A., Jouy, L., Quere, L., Boizard, H. and Roger-Estrade, J., 2007. Assessment of the environmental impact of non-inversion tillage methods in France - La pratique des TCSL en France. Terminologie des pratiques de travail du sol. Développement des TCSL et modifications du système de culture. ADEME Report.
- Lal, R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Tillage Res.*, 81(2): 137-142.
- Lal, R., Reicosky, D.C. and Hanson, J.D., 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil Tillage Res.*, 93(1): 1-12.
- Lamandé, M., Hallaire, V., Curmi, P., Pérès, G. and Cluzeau, D., 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *CATENA*, 54(3): 637-649.
- Lamandé, M., Pérès, G., Hallaire, V., Curmi, P. and Cluzeau, D., 2004. Action combinée des pratiques culturales et des lombriciens sur le sol : Morphologie porale, conductivité hydraulique et communautés lombriciennes suivant trois systèmes de culture. *Etude et gestion des sols*, 11(4): 393-402.
- Lampurlanés, J. and Cantero-Martínez, C., 2006. Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil Tillage Res.*, 85(1-2): 13-26.

- Langmaack, M., Schrader, S., Rapp-Bernhardt, U. and Kotzke, K., 1999. Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soil-structure regeneration after soil compaction. *Biol. Fertil. Soils*, 28(3): 219-229.
- Larink, O., Werner, D., Langmaack, M. and Schrader, S., 2001. Regeneration of compacted soil aggregates by earthworm activity. *Biol. Fertil. Soils*, 33(5): 395-401.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W. and Dhillion, S., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.*, 33(4): 159-193.
- Lavelle, P. and Spain, A.V., 2001. *Soil Ecology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Le Bissonnais, Y. and Singer, M.J., 1992. Crusting, runoff, and erosion response to soil water content and successive rainfalls. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56(6): 1898-1903.
- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.*, 47(4): 425-437.
- Le Bissonnais, Y. and Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *Eur. J. Soil Sci.*, 48(1): 39-48.
- Le Bissonnais, Y., Cros-Cayot, S. and Gascuel-Oudou, C., 2002. Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. *Agronomie*, 22(5): 489-501.
- Le Bissonnais, Y., Blavet, D., De Noni, G., Laurent, J.Y., Asseline, J. and Chenu, C., 2007. Erodibility of Mediterranean vineyard soils: Relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *Eur. J. Soil Sci.*, 58(1): 188-195.
- Lee, K.E., 1985. *Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soil and Land Use*. Academic Press, New York.
- Letey, J., 1969. Measurement of the contact angle, water drop penetration time, and critical surface tensions, *Proceedings of the Symposium on Water-Repellent Soils*, University of California, Riverside.
- Ligthart, T.N., 1997. Thin section analysis of earthworm burrow disintegration in a permanent pasture. *Geoderma*, 75: 135-148.
- Lin, H.S., McInnes, K.J., Wilding, L.P. and Hallmark, C.T., 1999. Effects of soil morphology on hydraulic properties: I. Quantification of soil morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63(4): 948-954.
- Lipiec, J., Kus, J., Slowinska-Jurkiewicz, A. and Nosalewicz, A., 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil Tillage Res.*, 89(2): 210-220.
- Logsdon, S.D., McCoy, E.L., Allmaras, R.R. and Linden, D.R., 1993. Macropore characterization by indirect methods. *Soil Sci.*, 155(5): 316-324.
- Marashi, A.R.A. and Scullion, J., 2003. Earthworm casts form stable aggregates in physically degraded soils. *Biol. Fertil. Soils*, 37(6): 375-380.
- Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B. and Grego, S., 2000. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresour. Technol.*, 72(1): 9-17.
- Marinissen, J.C.Y. and Dexter, A.R., 1990. Mechanisms of stabilization of earthworm casts and artificial casts. *Biol. Fertil. Soils*, 9(2): 163-167.
- Marinissen, J.C.Y., 1994. Earthworm populations and stability of soil structure in a silt loam soil of a recently reclaimed polder in the Netherlands. *Agric. Environ.*, 51(1-2): 75-87.
- Martin, N.A., 1982. The interaction between organic matter in soil and the burrowing activity of three species of earthworms (*Oligochaeta* : *Lumbricidae*). *Pedobiologia*, 24(4): 185-190.

- Martins, M.d.R., Cora, J.E., Jorge, R.F. and Marcelo, A.V., 2009. Crop type influences soil aggregation and organic matter under no-tillage. *Soil Tillage Res.*, 104(1): 22-29.
- Mbagwu, J.S.C., 1992. Improving the productivity of a degraded ultisol in Nigeria using organic and inorganic amendments. Part 2: Changes in physical properties. *Bioresour. Technol.*, 42(3): 167-175.
- McGarry, D., Bridge, B.J. and Radford, B.J., 2000. Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil Tillage Res.*, 53(2): 105-115.
- MEDD, 2002. Evaluation des quantités actuelles et future des déchets épandus sur les sols agricoles en provenant de certaines activités.
- Meek, B.D., Rechel, E.R., Carter, L.M., DeTar, W.R. and Urie, A.L., 1992. Infiltration Rate of a Sandy Loam Soil: Effects of Traffic, Tillage, and Plant Roots. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56(3): 908-913.
- Mikha, M.M. and Rice, C.W., 2004. Tillage and Manure Effects on Soil and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68(3): 809-816.
- Miller, J.J., Kokko, E.G. and Kozub, G.C., 1998a. Comparison of porosity in a Chernozemic clay loam soil under long-term conventional tillage and no-till. *Can. J. Soil Sci.*, 78(4): 619-629.
- Miller, J.J., Sweetland, N.J., Larney, F.J. and Volkmar, K.M., 1998b. Unsaturated hydraulic conductivity of conventional and conservation tillage soils in southern Alberta. *Can. J. Soil Sci.*, 78(4): 643-648.
- Miller, J.J., Sweetland, N.J. and Chang, C., 2002. Hydrological Properties of a Clay Loam Soil after Long-Term Cattle Manure Application. *J Environ Qual*, 31(3): 989-996.
- Moret, D. and Arrue, J.L., 2007. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil Tillage Res.*, 96(1-2): 103-113.
- Murphy, C.P., Bullock, P. and Turner, R.H., 1977. The measurement and characterisation of voids in soil. Thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques. *Eur. J. Soil Sci.*, 28(3): 498-508.
- N'dayegamiye, A. and Angers, D.A., 1990. Effects of long-term cattle manure application on physical and biological properties of a neubois silty loam cropped to corn. *Can. J. Soil Sci.*, 70(2): 259-262.
- Nyamangara, J., Gotosa, J. and Mpfu, S.E., 2001. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. *Soil Tillage Res.*, 62(3-4): 157-162.
- Oyedele, D.J., Schjonning, P. and Amusan, A.A., 2006. Physicochemical properties of earthworm casts and uningested parent soil from selected sites in southwestern Nigeria. *Ecological Engineering*, 28(2): 106-113.
- Pagliai, M., La Marca, M. and Lucamante, G., 1983. Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. *J. Soil. Sci.*, 34: 391-403.
- Pagliai, M., Lamarca, M. and Lucamante, G., 1987. Changes in soil porosity in remolded soils treated with poultry manure. *Soil Sci.*, 144(2): 128-140.
- Pagliai, M., Raglione, M., panini, T., maletta, M. and La Marca, M., 1995. The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage. *Soil Tillage Res.*, 34(4): 209-223.
- Pagliai, M., Vignozzi, N. and Pellegrini, S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Tillage Res.*, 79(2): 131-143.

- Paré, T., Dinel, H., Moulin, A.P. and Townley-Smith, L., 1999. Organic matter quality and structural stability of a Black Chernozemic soil under different manure and tillage practices. *Geoderma*, 91(3-4): 311-326.
- Peigné, J., Cannavaciolo, M., Gautronneau, Y., Aveline, A., Giteau, J.L. and Cluzeau, D., 2009. Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil Tillage Res.*, 104(2): 207-214.
- Pérès, G., Cluzeau, D., Curmi, P. and Hallaire, V., 1998. Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biol. Fertil. Soils*, 27(4): 417-424.
- Pérès, G., 2003. Identification et qualification in-situ des interactions entre la diversité lombricienne et la macro-bioporosité dans le contexte cultural breton. Influence sur le fonctionnement hydrique du sol, Thèse, Université Rennes 1.
- Perfect, E., Kay, B.D., Loon, W.K.P.v., Sheard, R.W. and Pojasok, T., 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54(1): 173-179.
- Perreault, J.M., Eriksen-Hamel, N.S. and Whalen, J.K., 2007. Temporal and spatial dynamics of earthworm surface casting in a temperate soybean agroecosystem. *Appl. Soil Ecol.*, 37(1-2): 10-17.
- Perret, J., Prasher, S.O., Kantzas, A. and Langford, C., 1999. Three-Dimensional Quantification of Macropore Networks in Undisturbed Soil Cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63(6): 1530-1543.
- Pierce, F.J., Fortin, M.C. and Staton, M.J., 1994. Periodic Plowing Effects on Soil Properties in a No-Till Farming System. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58(6): 1782-1787.
- Pikul, J.L., Jr., Chilom, G., Rice, J., Eynard, A., Schumacher, T.E., Nichols, K., Johnson, J.M.F., Wright, S., Caesar, T. and Ellsbury, M., 2009. Organic matter and water stability of field aggregates affected by tillage in South Dakota. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73(1): 197-206.
- Piron, D., 2008. Distribution de la drilosphère lombricienne et caractérisation bio-physique des faciès de bioturbation sous gradient de désintensification du travail mécanique des sols, Thèse, Université Rennes 1.
- Pitkanen, J. and Nuutinen, V., 1998. Earthworm contribution to infiltration and surface runoff after 15 years of different soil management. *Appl. Soil Ecol.*, 9(1-3): 411-415.
- Plante, A.F. and McGill, W.B., 2002. Intraseasonal Soil Macroaggregate Dynamics in Two Contrasting Field Soils Using Labeled Tracer Spheres. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66(4): 1285-1295.
- Pulleman, M., Jongmans, A., Marinissen, J. and Bouma, J., 2003. Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use Manag.*, 19(2): 157-165.
- Pulleman, M.M., Six, J., Uyl, A., Marinissen, J.C.Y. and Jongmans, A.G., 2005. Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Appl. Soil Ecol.*, 29(1): 1-15.
- R Development Core Team, R., 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Austria.
- Rasiah, V., 1994. Equations to predict measures of structural stability at minimum strength. *Soil Sci.*, 158(3): 170-173.
- Rasmussen, K.J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Tillage Res.*, 53(1): 3-14.
- Reid, J.B. and Goss, M.J., 1981. Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *J. Soil. Sci.*, 32(4): 521-541.

- Reynolds, W.D. and Elrick, D.E., 1991. Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55(3): 633-639.
- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S. and Korsæth, A., 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agric. Environ.*, 124(3-4): 275-284.
- Ringrose-Voase, A.J. and Bullock, A.J., 1984. The automatic recognition and measurement of soil pore types by image analysis and computer programs. *J. Soil. Sci.*, 35: 673-684.
- Ringrose-Voase, A., 1996. Measurement of soil macropore geometry by image analysis of sections through impregnated soil. *Plant and Soil*, 183(1): 27-47.
- Roger-Estrade, J., Richard, G., Caneill, J., Boizard, H., Coquet, Y., Defossez, P. and Manichon, H., 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil Tillage Res.*, 79(1): 33-49.
- Roger-Estrade, J., Hallaire, V., Boizard, H., Cluzeau, D., Défossez, P., Pérès, G. and Richard, G., 2005. Dégénération et régénération de la structure des sols cultivés. In: M.C. giraud, C. Walter, J.C. Rémy, J. Bethelin and J.L. Morel (Editors), *Sols et Environnement*. Dunod.
- Roger-Estrade, J., Richard, G., Dexter, A.R., Boizard, H., De Tourdonnet, S., Bertrand, M. and Caneill, J., 2009. Integration of soil structure variations with time and space into models for crop management. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(1): 135-142.
- Sasal, M.C., Andriulo, A.E. and Taboada, M.A., 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Tillage Res.*, 87(1): 9-18.
- Schjøning, P., Christensen, B.T. and Carstensen, B., 1994. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. *Eur. J. Soil Sci.*, 45(3): 257-268.
- Schjøning, P. and Rasmussen, K.J., 2000. Soil strength and soil pore characteristics for direct drilled and ploughed soils. *Soil Tillage Res.*, 57(1-2): 69-82.
- Schjøning, P., Elmholt, S., Munkholm, L.J. and Debosz, K., 2002. Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional long-term management. *Agric. Environ.*, 88(3): 195-214.
- Schjøning, P., Iversen, B.V., Munkholm, L.J., Labouriau, R. and Jacobsen, O.H., 2005. Pore characteristics and hydraulic properties of a sandy loam supplied for a century with either animal manure or mineral fertilizers. *Soil Use Manag.*, 21(3): 265-275.
- Schrader, S. and Zhang, H., 1997. Earthworm casting: stabilization or destabilization of soil structure. *Soil Biol. Biochem.*, 29(3-4): 469-475.
- Scullion, J., Neale, S. and Philips, L., 2007. Earthworm casting and burrowing activity in conventional and organic grass-arable rotations. *Eur. J. Soil Biol.*, 43(Supplement 1): S216-S221.
- Shepherd, M.A., Harrison, R. and Webb, J., 2002. Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms. *Soil Use Manag.*, 18(1): 284-292.
- Shipitalo, M.J. and Protz, R., 1987. Comparison of morphology and porosity of a soil under conventional and zero tillage. *Can. J. Soil Sci.*, 67(3): 445-456.
- Shipitalo, M.J. and Protz, R., 1988. Factors influencing the dispersibility of clay in worm casts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52(3): 764-769.
- Shipitalo, M.J., Protz, R. and Tomlin, A.D., 1988. Effect of diet on the feeding and casting activity of *Lumbricus terrestris* and *L. rubellus* in laboratory culture. *Soil Biol. Biochem.*, 20(2): 233-237.

- Shipitalo, M.J. and Protz, R., 1989. Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma*, 45(3-4): 357-374.
- Shirani, H., Hajabbasi, M.A., Afyuni, M. and Hemmat, A., 2002. Effects of farmyard manure and tillage systems on soil physical properties and corn yield in central Iran. *Soil Tillage Res.*, 68(2): 101-108.
- Six, J., Elliott, E.T. and Paustian, K., 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63(5): 1350-1358.
- Stovold, R.J., Whalley, W.R., Harris, P.J. and White, R.P., 2004. Spatial variation in soil compaction, and the burrowing activity of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Biol. Fertil. Soils*, 39(5): 360-365.
- Strudley, M.W., Green, T.R. and Ascough Ii, J.C., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.*, 99(1): 4-48.
- Sveistrup, T.E., Haraldsen, T.K., Langohr, R., Marcelino, V. and Kvaerner, J., 2005. Impact of land use and seasonal freezing on morphological and physical properties of silty Norwegian soils. *Soil Tillage Res.*, 81(1): 39-56.
- Tebrügge, F. and Düring, R.A., 1999. Reducing tillage intensity -- a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.*, 53(1): 15-28.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L., García-Martínez, A.M. and Parrado, J., 2008. Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: Effects on soil properties. *Bioresour. Technol.*, 99(11): 4949-4957.
- Thomas, F., Rossi, J.P., Decaens, T., Grimaldi, M., Lavelle, P., Martins, P. and Garnier-Zarli, E., 2008. Comparative analysis of *Andiodrilus pachoensis* casts in forests and pastures of South-Eastern Amazon (Brazil). *Eur. J. Soil Biol.*, 44(5-6): 545-553.
- Tisdall, J.M. and Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 33(2): 141-163.
- Tisdall, J.M., 1985. earthworm activity in irrigated red-brown used for annual crops in Victoria. *Aust. J. Soil Res.*, 23(2): 291-299.
- Tomlin, A.D., Shipitalo, M.J., Edwards, W.M. and Protz, R., 1995. Earthworms and their influence on soil structure and infiltration. In: P.F. Hendrix (Editor), *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*. CRC Press, Boca Raton, pp. 159-183.
- Topoliantz, S., Ponge, J.F. and Viaux, P., 2000. Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant and Soil*, 225(1-2): 39-51.
- Trojan, M.D. and Linden, D.R., 1998. Macroporosity and hydraulic properties of earthworm-affected soils as influenced by tillage and residue management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62(6): 1687-1692.
- van Eekeren, N., de Boer, H., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R. and Brussaard, L., 2009. Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biol. Fertil. Soils*, 45(6): 595-608.
- Vandenbygaart, A.J., Protz, R. and Tomlin, A.D., 1999a. Changes in pore structure in a no-till chronosequence of silt loam soils, southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.*, 79(1): 149-160.
- Vandenbygaart, A.J., Protz, R., Tomlin, A.D. and Miller, J.J., 1999b. Tillage system effects on near-surface soil morphology : observations from the landscape to micro-scale in silt loam soils of southwestern Ontario. *Soil Tillage Res.*, 51: 139-149.
- Vandenbygaart, A.J., Fox, C.A., Fallow, D.J. and Protz, R., 2000. Estimating earthworm-influenced soil structure by morphometric image analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64(3): 982-988.

Références

- Velasquez, E., Pelosi, C., Brunet, D., Grimaldi, M., Martins, M., Rendeiro, A.C., Barrios, E. and Lavelle, P., 2007. This ped is my ped: Visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. *Pedobiologia*, 51(1): 75-87.
- Vervoort, R.W. and Cattle, S.R., 2003. Linking hydraulic conductivity and tortuosity parameters to pore space geometry and pore-size distribution. *Journal of Hydrology*, 272(1-4): 36-49.
- Viaud, V., 2000. Etude de l'influence des techniques sans labour sur l'état structural du sol sous culture de maïs. Mémoire d'ingénieur de l'ENSAR.
- Wallis, M.G. and Horne, D.J., 1992. Soil water repellency. *Adv. Soil Sci.*, 20: 91-146.
- Watson, K.W. and Luxmoore, R.J., 1986. Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50(3): 578-582.
- Watts, C.W., Dexter, A.R., Dumitru, E. and Arvidsson, J., 1996. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage . Part I. A laboratory test. *Soil Tillage Res.*, 37(2-3): 161-174.
- Whalen, J.K. and Chang, C., 2002. Macroaggregate Characteristics in Cultivated Soils after 25 Annual Manure Applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66(5): 1637-1647.
- Whalen, J.K., Hu, Q. and Liu, A., 2003. Compost Applications Increase Water-Stable Aggregates in Conventional and No-Tillage Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67(6): 1842-1847.
- Whalen, J., Sampedro, L. and Waheed, T., 2004. Quantifying surface and subsurface cast production by earthworms under controlled laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 39(4): 287-291.
- Whalley, W.R., Dumitru, E. and Dexter, A.R., 1995. Biological effects of soil compaction. *Soil Tillage Res.*, 35: 53-68.
- Wooding, R.A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resour. Res.*, 4: 1259-1273.
- Wuest, S.B., 2001. Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. *Soil Tillage Res.*, 62(3-4): 111-116.
- Yang, X.M. and Kay, B.D., 2001. Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulate, and humified organic carbon fractions in soils within a field in southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.*, 81(2): 149-156.
- Young, I.M., Crawford, J.W. and Rappoldt, C., 2001. New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil. *Soil Tillage Res.*, 61(1-2): 33-45.
- Yousefi, M., Hajabbasi, M. and Shariatmadari, H., 2008. Cropping system effects on carbohydrate content and water-stable aggregates in a calcareous soil of Central Iran. *Soil Tillage Res.*, 101(1-2): 57-61.
- Zhang, H. and Schrader, S., 1993. Earthworms effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. *Biol. Fertil. Soils*, 15(3): 229-234.
- Zhang, S., Yang, X., Wiss, M., Grip, H. and Lövdahl, L., 2006. Changes in physical properties of a loess soil in China following two long-term fertilization regimes. *Geoderma*, 136(3-4): 579-587.
- Zund, P.R., Pillai-McGarry, U., McGarry, D. and Bray, S.G., 1997. Repair of a compacted Oxisol by the earthworm *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). *Biol. Fertil. Soils*, 25(2): 202-208.

Annexes

Annexes

Se référer aux chapitres pour la signification des abréviations

Annexe 1. Tableau présentant les données brutes issues du chapitre 4 (Impact des pratiques culturales sur l'abondance des biostructures lombriciennes).

<i>Factor</i>				<i>Earthworm biostructures (%)</i>				
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	<i>BU</i>	<i>FC</i>	<i>PCC_s</i>	<i>PCC_m</i>	<i>PCC_l</i>
DEC-06	MP	M	1	0.45	0.77	0.07	0.05	0.00
DEC-06	MP	M	1	0.45	0.70	0.12	0.13	0.04
DEC-06	MP	M	2	1.58	0.13	0.09	0.08	0.04
DEC-06	MP	M	2	0.25	0.57	0.10	0.01	0.02
DEC-06	MP	M	3	0.62	0.00	0.08	0.03	0.05
DEC-06	MP	M	3	0.18	0.51	0.08	0.04	0.03
DEC-06	MP	O	1	0.31	0.77	0.08	0.10	0.12
DEC-06	MP	O	1	0.11	0.96	0.15	0.11	0.12
DEC-06	MP	O	2	0.73	0.00	0.15	0.04	0.01
DEC-06	MP	O	3	0.07	0.51	0.11	0.04	0.73
DEC-06	MP	O	3	0.13	0.26	0.14	0.20	0.04
DEC-06	NT	M	1	0.68	2.23	0.41	0.48	0.62
DEC-06	NT	M	2	2.14	2.49	0.31	0.35	0.62
DEC-06	NT	M	3	0.63	2.23	0.11	0.06	0.12
DEC-06	NT	O	1	1.53	4.21	0.19	0.22	0.21
DEC-06	NT	O	1	2.60	2.30	0.23	0.29	0.13
DEC-06	NT	O	2	1.02	1.15	0.22	0.12	0.02
DEC-06	NT	O	2	0.47	0.26	0.20	0.11	0.22
DEC-06	NT	O	3	1.71	2.23	0.21	0.18	0.14
DEC-06	ST	M	1	0.56	0.64	0.09	0.05	0.04
DEC-06	ST	M	1	0.21	1.15	0.09	0.04	0.02
DEC-06	ST	M	2	0.09	0.38	0.06	0.00	0.03
DEC-06	ST	M	3	0.79	1.21	0.08	0.02	0.05
DEC-06	ST	O	1	0.51	2.87	0.10	0.09	0.08
DEC-06	ST	O	1	1.69	0.89	0.10	0.06	0.05
DEC-06	ST	O	2	0.34	0.32	0.04	0.03	0.06
DEC-06	ST	O	2	0.00	2.10	0.11	0.11	0.21
DEC-06	ST	O	3	0.00	1.21	0.12	0.03	0.01
DEC-06	ST	O	3	0.28	1.47	0.07	0.02	0.00
MAR-07	MP	M	1	0.30	0.06	0.10	0.02	0.00
MAR-07	MP	M	1	0.54	0.45	0.09	0.05	0.02
MAR-07	MP	M	2	0.63	0.83	0.11	0.03	0.06
MAR-07	MP	M	2	0.57	0.38	0.11	0.13	0.02
MAR-07	MP	M	3	0.99	0.70	0.07	0.05	0.02
MAR-07	MP	M	3	0.61	0.51	0.11	0.09	0.05
MAR-07	MP	O	1	1.19	2.10	0.07	0.10	0.02
MAR-07	MP	O	1	0.93	0.77	0.10	0.02	0.00
MAR-07	MP	O	2	1.54	0.89	0.07	0.10	0.03
MAR-07	MP	O	2	0.66	1.66	0.11	0.08	0.06
MAR-07	MP	O	3	0.75	0.57	0.08	0.10	0.06
MAR-07	MP	O	3	0.38	0.32	0.06	0.00	0.00

Annexes

<i>Factor</i>				<i>Earthworm biostructures (%)</i>				
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	<i>BU</i>	<i>FC</i>	<i>PCC_s</i>	<i>PCC_m</i>	<i>PCC_l</i>
MAR-07	NT	M	1	1.18	1.66	0.23	0.18	0.15
MAR-07	NT	M	1	0.89	3.32	0.28	0.17	0.00
MAR-07	NT	M	2	1.00	0.57	0.34	0.25	0.23
MAR-07	NT	M	2	1.29	1.66	0.25	0.17	0.18
MAR-07	NT	M	3	2.07	0.89	0.34	0.14	0.16
MAR-07	NT	M	3	1.12	0.45	0.25	0.26	0.22
MAR-07	NT	O	1	1.65	0.89	0.28	0.22	0.20
MAR-07	NT	O	1	2.20	1.79	0.22	0.14	0.14
MAR-07	NT	O	2	0.34	3.57	0.25	0.18	0.07
MAR-07	NT	O	2	3.73	0.57	0.22	0.14	0.05
MAR-07	NT	O	3	1.83	1.59	0.16	0.07	0.15
MAR-07	NT	O	3	2.06	1.40	0.18	0.10	0.08
MAR-07	ST	M	1	0.38	0.26	0.08	0.02	0.00
MAR-07	ST	M	2	1.21	0.51	0.14	0.06	0.11
MAR-07	ST	M	3	0.09	0.13	0.07	0.03	0.08
MAR-07	ST	O	1	0.69	0.77	0.13	0.02	0.00
MAR-07	ST	O	1	0.69	1.02	0.11	0.15	0.00
MAR-07	ST	O	2	0.90	0.57	0.05	0.02	0.02
MAR-07	ST	O	2	1.45	1.08	0.11	0.02	0.00
MAR-07	ST	O	3	1.05	0.70	0.09	0.08	0.20
MAR-07	ST	O	3	1.85	0.26	0.09	0.00	0.00
MAY-07	MP	M	1	1.31	1.21	0.09	0.07	0.09
MAY-07	MP	M	1	0.73	0.70	0.17	0.09	0.66
MAY-07	MP	M	2	1.08	1.15	0.10	0.01	0.00
MAY-07	MP	M	2	0.29	0.96	0.12	0.11	0.03
MAY-07	MP	M	3	0.16	1.21	0.06	0.09	0.20
MAY-07	MP	O	1	1.35	2.81	0.17	0.09	0.06
MAY-07	MP	O	1	1.00	3.95	0.15	0.09	0.03
MAY-07	MP	O	2	0.65	2.55	0.13	0.08	0.05
MAY-07	MP	O	2	2.31	1.15	0.10	0.10	0.05
MAY-07	MP	O	3	1.69	0.83	0.08	0.03	0.32
MAY-07	MP	O	3	0.73	1.47	0.10	0.03	0.08
MAY-07	NT	M	1	1.04	4.15	0.23	0.36	0.00
MAY-07	NT	M	1	1.38	1.28	0.33	0.38	0.27
MAY-07	NT	M	2	1.20	1.91	0.16	0.18	1.31
MAY-07	NT	M	3	0.74	2.30	0.13	0.14	0.22
MAY-07	NT	M	3	2.62	2.81	0.20	0.10	0.23
MAY-07	NT	O	1	1.19	5.23	0.28	0.36	0.47
MAY-07	NT	O	2	0.66	1.98	0.20	0.24	0.33
MAY-07	NT	O	3	0.93	1.59	0.35	0.34	0.36
MAY-07	NT	O	3	2.11	2.10	0.29	0.41	0.60
MAY-07	ST	M	1	1.22	1.72	0.15	0.10	0.05
MAY-07	ST	M	1	1.26	0.26	0.12	0.07	0.17
MAY-07	ST	M	2	0.48	0.38	0.15	0.22	0.12
MAY-07	ST	M	3	0.43	1.15	0.14	0.03	0.01
MAY-07	ST	O	1	1.09	0.83	0.27	0.17	0.31
MAY-07	ST	O	2	0.00	1.40	0.08	0.04	0.18
MAY-07	ST	O	3	0.82	1.28	0.14	0.09	0.05

Annexes

<i>Factor</i>				<i>Earthworm biostructures (%)</i>				
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	<i>BU</i>	<i>FC</i>	<i>PCC_s</i>	<i>PCC_m</i>	<i>PCC_i</i>
JUL-07	MP	M	1	1.75	0.83	0.18	0.21	0.09
JUL-07	MP	M	1	1.58	0.26	0.07	0.04	0.07
JUL-07	MP	M	2	1.19	2.04	0.14	0.10	0.03
JUL-07	MP	M	2	1.08	2.17	0.12	0.03	0.00
JUL-07	MP	M	3	1.81	1.21	0.10	0.03	0.04
JUL-07	MP	M	3	0.62	0.26	0.08	0.11	0.00
JUL-07	MP	O	1	0.98	4.27	0.16	0.16	0.04
JUL-07	MP	O	1	1.83	0.51	0.14	0.10	0.23
JUL-07	MP	O	2	1.27	2.49	0.10	0.14	0.08
JUL-07	MP	O	2	1.82	1.79	0.18	0.17	0.02
JUL-07	MP	O	3	1.30	0.77	0.23	0.13	0.04
JUL-07	NT	M	1	0.66	2.87	0.25	0.09	0.06
JUL-07	NT	M	1	0.79	1.59	0.25	0.16	0.25
JUL-07	NT	M	2	0.84	1.59	0.14	0.09	0.06
JUL-07	NT	M	2	2.67	2.10	0.20	0.32	0.12
JUL-07	NT	M	3	0.61	2.42	0.48	0.35	0.55
JUL-07	NT	M	3	1.95	1.66	0.46	0.67	1.26
JUL-07	NT	O	1	1.56	1.34	0.21	0.17	0.10
JUL-07	NT	O	1	1.25	3.25	0.20	0.21	0.19
JUL-07	NT	O	2	1.45	0.96	0.30	0.28	0.21
JUL-07	NT	O	2	0.92	0.83	0.38	0.19	0.54
JUL-07	NT	O	3	1.70	2.68	0.34	0.31	0.52
JUL-07	NT	O	3	2.42	2.30	0.18	0.10	0.98
JUL-07	ST	M	1	1.67	0.19	0.09	0.13	0.00
JUL-07	ST	M	1	1.65	0.57	0.08	0.04	0.14
JUL-07	ST	M	2	1.47	0.00	0.11	0.04	0.10
JUL-07	ST	M	3	0.59	0.83	0.08	0.23	0.16
JUL-07	ST	M	3	1.09	0.83	0.12	0.10	0.00
JUL-07	ST	O	1	1.58	1.21	0.16	0.06	0.04
JUL-07	ST	O	2	1.16	0.38	0.10	0.05	0.12
JUL-07	ST	O	2	2.60	2.61	0.26	0.10	0.13
JUL-07	ST	O	3	0.46	2.30	0.17	0.16	0.00
JUL-07	ST	O	3	3.34	2.17	0.20	0.38	0.25
MAY-08	MP	M	1	0.11	0.51	0.16	0.16	0.09
MAY-08	MP	M	2	0.00	0.32	0.26	0.40	0.17
MAY-08	MP	M	2	0.22	0.00	0.19	0.08	0.00
MAY-08	MP	M	3	1.62	0.38	0.11	0.03	0.03
MAY-08	MP	M	3	0.00	0.00	0.10	0.03	0.04
MAY-08	MP	O	1	0.22	0.06	0.16	0.09	0.07
MAY-08	MP	O	1	0.00	0.00	0.10	0.06	0.10
MAY-08	MP	O	2	0.00	0.00	0.17	0.23	0.06
MAY-08	MP	O	2	0.00	0.38	0.14	0.02	0.05
MAY-08	MP	O	3	0.26	0.32	0.19	0.11	0.01
MAY-08	MP	O	3	0.00	0.13	0.10	0.15	0.00
MAY-08	NT	M	1	1.34	0.89	0.40	0.37	0.37
MAY-08	NT	M	1	0.76	0.70	0.17	0.14	0.31
MAY-08	NT	M	2	1.62	3.00	0.08	0.07	0.02
MAY-08	NT	M	2	4.41	1.47	0.11	0.11	0.04
MAY-08	NT	M	3	1.30	3.13	0.30	0.15	0.14

Annexes

Factor				Earthworm biostructures (%)				
D	T	F	Bloc	BU	FC	PCC_s	PCC_m	PCC_i
MAY-08	NT	O	1	2.51	2.55	0.32	0.41	0.39
MAY-08	NT	O	1	1.44	5.61	0.22	0.16	0.18
MAY-08	NT	O	2	2.11	1.79	0.21	0.17	0.10
MAY-08	NT	O	2	2.31	1.53	0.28	0.34	0.07
MAY-08	NT	O	3	3.73	2.61	0.17	0.20	0.21
MAY-08	NT	O	3	2.45	0.38	0.31	0.28	0.13
MAY-08	ST	M	1	0.21	0.19	0.12	0.08	0.10
MAY-08	ST	M	1	1.06	0.57	0.11	0.14	0.10
MAY-08	ST	M	2	1.18	0.00	0.08	0.05	0.00
MAY-08	ST	M	3	0.15	0.70	0.11	0.08	0.07
MAY-08	ST	M	3	0.11	0.00	0.07	0.00	0.01
MAY-08	ST	O	1	1.34	0.13	0.11	0.05	0.11
MAY-08	ST	O	1	0.65	0.13	0.10	0.11	0.11
MAY-08	ST	O	2	0.80	0.00	0.17	0.07	0.03
MAY-08	ST	O	2	1.24	0.51	0.19	0.26	0.03
MAY-08	ST	O	3	0.00	0.00	0.12	0.06	0.05
MAY-08	ST	O	3	0.19	0.13	0.10	0.07	0.01

Annexe 2. Tableaux présentant les données brutes issues du chapitre 5 (Impact des lombriciens sur la stabilité des agrégats du sol).

<i>Factor</i>			<i>Relative cast abundance</i>	<i>Factor</i>			<i>Relative cast abundance</i>
<i>T</i>	<i>Bloc</i>	<i>D</i>		<i>T</i>	<i>Bloc</i>	<i>D</i>	
MP	1	2cm	3.13	MP	1	12cm	3.52
MP	1	2cm	1.02	MP	1	12cm	6.93
MP	1	2cm	2.48	MP	2	12cm	6.20
MP	1	2cm	2.29	MP	2	12cm	7.46
MP	1	2cm	1.74	MP	2	12cm	11.08
MP	2	2cm	2.21	MP	2	12cm	7.61
MP	2	2cm	4.56	MP	2	12cm	6.66
MP	2	2cm	3.05	MP	2	12cm	4.88
MP	2	2cm	2.41	MP	3	12cm	1.25
MP	3	2cm	0.61	MP	3	12cm	2.31
MP	3	2cm	1.36	NT	1	12cm	3.66
MP	3	2cm	1.41	NT	1	12cm	3.90
MP	3	2cm	0.89	NT	1	12cm	5.14
MP	3	2cm	1.56	NT	1	12cm	7.88
NT	1	2cm	2.57	NT	1	12cm	6.44
NT	1	2cm	1.85	NT	1	12cm	5.52
NT	1	2cm	3.09	NT	1	12cm	5.72
NT	1	2cm	3.44	NT	2	12cm	15.64
NT	1	2cm	2.22	NT	2	12cm	14.89
NT	2	2cm	9.51	NT	2	12cm	11.97
NT	2	2cm	9.22	NT	2	12cm	21.48
NT	2	2cm	6.82	NT	2	12cm	12.97
NT	2	2cm	5.76	NT	3	12cm	4.97
NT	2	2cm	3.33	NT	3	12cm	9.18
NT	2	2cm	4.32	NT	3	12cm	5.18
NT	3	2cm	2.86	NT	3	12cm	3.64
NT	3	2cm	3.30	ST	1	12cm	6.46
NT	3	2cm	3.37	ST	1	12cm	3.34
NT	3	2cm	8.30	ST	1	12cm	6.75
NT	3	2cm	4.86	ST	1	12cm	7.40
ST	1	2cm	1.09	ST	1	12cm	3.62
ST	1	2cm	3.26	ST	2	12cm	13.38
ST	1	2cm	1.63	ST	2	12cm	12.31
ST	1	2cm	0.96	ST	2	12cm	12.14
ST	1	2cm	2.09	ST	2	12cm	9.37
ST	2	2cm	4.02	ST	3	12cm	4.70
ST	2	2cm	3.52	ST	3	12cm	7.94
ST	2	2cm	2.66	ST	3	12cm	8.65
ST	2	2cm	1.77	ST	3	12cm	2.65
ST	3	2cm	0.97	ST	3	12cm	2.71
ST	3	2cm	1.35	ST	3	12cm	2.47
ST	3	2cm	1.23				
ST	3	2cm	1.19				
ST	3	2cm	0.68				

Annexes

<i>Factor</i>				<i>FW*</i> (mm)	<i>MB*</i> (mm)	<i>SW*</i> (mm)	<i>MWD</i> (mm)	<i>C</i> (g kg ⁻¹)	<i>HWEC</i> (mg g ⁻¹)	<i>WR</i> (s)
<i>O</i>	<i>T</i>	<i>Bloc</i>	<i>D</i>							
Casts	MP	1	2 cm	0.35	3.22	1.47	1.68	20.58	1.72	1.09
Casts	MP	2	2 cm	0.32	3.08	1.49	1.63	21.41	1.36	1.11
Casts	MP	3	2 cm	0.59	2.99	2.07	1.88	22.51	1.51	1.19
Casts	ST	1	2 cm	0.80	2.98	2.34	2.04	24.33	2.00	2.97
Casts	ST	2	2 cm	0.64	2.95	2.76	2.12	23.51	1.73	3.29
Casts	ST	3	2 cm	0.81	3.20	2.89	2.30	24.03	1.85	1.45
Casts	NT	1	2 cm	0.70	3.01	2.36	2.02	23.64	1.81	1.53
Casts	NT	2	2 cm	0.52	3.03	2.35	1.96	23.61	2.14	3.19
Casts	NT	3	2 cm	0.60	3.06	2.07	1.91	24.17	2.00	1.51
Bulk soil	MP	1	2 cm	0.35	2.98	1.90	1.74	19.93	1.36	0.85
Bulk soil	MP	2	2 cm	0.38	3.10	1.50	1.66	20.64	1.41	0.90
Bulk soil	MP	3	2 cm	0.33	3.20	1.75	1.76	22.28	1.30	0.92
Bulk soil	ST	1	2 cm	0.74	3.21	2.04	2.00	23.53	1.76	1.00
Bulk soil	ST	2	2 cm	0.71	3.21	2.25	2.06	23.60	1.65	0.89
Bulk soil	ST	3	2 cm	0.64	3.25	2.24	2.04	23.57	1.70	0.92
Bulk soil	NT	1	2 cm	0.64	3.12	2.03	1.93	23.96	1.66	0.86
Bulk soil	NT	2	2 cm	0.82	3.06	2.32	2.07	23.93	1.73	0.92
Bulk soil	NT	3	2 cm	0.67	3.03	2.45	2.05	25.09	2.13	1.07
Casts	MP	1	12 cm	0.62	3.05	2.13	1.94	23.72	1.87	0.97
Casts	MP	2	12 cm	0.42	3.13	1.96	1.84	22.31	1.56	1.01
Casts	MP	3	12 cm	0.37	3.28	1.89	1.85	21.35	0.92	1.07
Casts	ST	1	12 cm	0.46	3.22	2.52	2.07	21.03	0.93	1.47
Casts	ST	2	12 cm	0.40	3.26	2.71	2.12	20.95	1.01	1.33
Casts	ST	3	12 cm	0.43	3.28	2.33	2.02	21.09	1.12	1.60
Casts	NT	1	12 cm	0.62	3.30	2.52	2.15	23.28	1.06	2.48
Casts	NT	2	12 cm	0.77	3.33	2.83	2.31	22.70	1.20	2.56
Casts	NT	3	12 cm	0.41	3.15	2.53	2.03	21.61	1.02	2.54
Bulk soil	MP	1	12 cm	0.45	2.70	2.04	1.73	20.46	1.01	0.83
Bulk soil	MP	2	12 cm	0.51	2.77	1.41	1.56	19.79	0.89	0.89
Bulk soil	MP	3	12 cm	0.40	2.85	1.37	1.54	18.96	1.04	1.08
Bulk soil	ST	1	12 cm	0.51	3.09	1.65	1.75	19.93	0.83	2.00
Bulk soil	ST	2	12 cm	0.64	3.15	1.51	1.77	20.19	0.85	1.65
Bulk soil	ST	3	12 cm	0.40	3.22	1.14	1.59	20.60	0.95	1.29
Bulk soil	NT	1	12 cm	0.61	2.98	2.36	1.98	20.22	1.05	1.68
Bulk soil	NT	2	12 cm	0.48	3.02	2.40	1.97	21.13	0.91	1.98
Bulk soil	NT	3	12 cm	0.67	3.08	2.87	2.21	21.57	1.16	2.12

* Soil aggregate stability expressed as the mean weight diameter according to the fast wetting test (FW), the mechanical breakdown test (MB) and the slow wetting test (SW).

Annexe 3. Tableau présentant les données brutes issues du chapitre 6 (Impact des pratiques culturales sur la stabilité des agrégats du sol).

<i>Factor</i>				<i>C</i> (g kg ⁻¹)	<i>HWEC</i> (mg g ⁻¹)	<i>WR</i> (S)	<i>WC</i> (g kg ⁻¹)	<i>AS</i> (mm)
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>					
APR-07	MP	M	1	19.98	0.81	0.83	245	0.88
APR-07	MP	M	2	19.76	0.93	1.02	248	0.95
APR-07	MP	M	3	18.57	0.82	1.17	218	1.01
APR-07	MP	O	1	20.18	1.10	1.54	260	1.24
APR-07	MP	O	2	20.77	0.90	1.08	252	1.25
APR-07	MP	O	3	19.24	1.11	1.30	236	1.25
APR-07	ST	M	1	22.17	1.05	0.98	238	1.20
APR-07	ST	M	2	21.71	1.18	0.97	262	1.10
APR-07	ST	M	3	20.00	0.93	1.46	241	1.16
APR-07	ST	O	1	25.46	1.46	2.79	324	1.17
APR-07	ST	O	2	25.19	1.10	1.08	286	1.13
APR-07	ST	O	3	24.85	1.17	0.84	258	1.20
APR-07	NT	M	1	23.40	1.15	1.22	255	1.34
APR-07	NT	M	2	24.00	1.11	1.25	272	1.32
APR-07	NT	M	3	21.89	1.09	1.25	241	1.30
APR-07	NT	O	1	24.68	1.85	2.09	317	1.41
APR-07	NT	O	2	21.06	1.15	0.97	289	1.50
APR-07	NT	O	3	26.49	1.37	1.54	281	1.42
MAY-07	MP	M	1	19.79	0.74	2.23	257	1.01
MAY-07	MP	M	2	21.30	0.96	1.76	276	1.11
MAY-07	MP	M	3	19.45	0.79	2.55	257	1.09
MAY-07	MP	O	1	20.57	0.80	1.73	268	1.25
MAY-07	MP	O	2	22.92	0.84	2.19	272	1.21
MAY-07	MP	O	3	21.81	1.20	1.19	257	1.19
MAY-07	ST	M	1	23.38	1.25	2.04	291	1.54
MAY-07	ST	M	2	27.30	1.42	3.24	311	1.94
MAY-07	ST	M	3	22.81	0.99	1.78	268	1.16
MAY-07	ST	O	1	24.52	1.39	1.56	314	1.65
MAY-07	ST	O	2	25.79	1.50	1.84	313	1.72
MAY-07	ST	O	3	22.71	1.11	1.89	284	1.58
MAY-07	NT	M	1	25.63	2.03	1.40	275	1.68
MAY-07	NT	M	2	22.84	1.14	1.50	260	1.35
MAY-07	NT	M	3	24.16	1.18	1.43	271	1.48
MAY-07	NT	O	1	27.07	0.99	1.42	318	1.66
MAY-07	NT	O	2	23.03	1.16	1.53	306	1.38
MAY-07	NT	O	3	24.78	1.29	2.13	278	1.91

Annexes

<i>D</i>	<i>Factor</i>			<i>C</i> (g kg ⁻¹)	<i>HWEC</i> (mg g ⁻¹)	<i>WR</i> (S)	<i>WC</i> (g kg ⁻¹)	<i>AS</i> (mm)
	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>					
JUL-07	MP	M	1	19.09	0.80	2.05	223	1.51
JUL-07	MP	M	2	20.98	0.88	1.45	217	1.42
JUL-07	MP	M	3	19.21	0.70	2.66	252	1.60
JUL-07	MP	O	1	20.96	0.99	1.52	269	1.43
JUL-07	MP	O	2	21.97	1.08	1.83	240	1.59
JUL-07	MP	O	3	19.82	0.92	2.34	253	1.26
JUL-07	ST	M	1	22.89	0.99	2.82	227	1.90
JUL-07	ST	M	2	25.54	1.26	1.75	241	2.25
JUL-07	ST	M	3	20.92	0.98	1.96	218	1.54
JUL-07	ST	O	1	24.03	1.25	1.55	294	2.12
JUL-07	ST	O	2	23.79	1.06	1.50	257	2.26
JUL-07	ST	O	3	21.11	1.33	1.17	192	1.97
JUL-07	NT	M	1	24.43	1.08	2.78	243	1.80
JUL-07	NT	M	2	24.61	1.36	1.31	228	2.11
JUL-07	NT	M	3	22.23	1.16	2.07	235	1.48
JUL-07	NT	O	1	25.58	1.35	1.88	259	1.96
JUL-07	NT	O	2	22.76	1.33	1.39	239	1.99
JUL-07	NT	O	3	25.02	1.37	1.79	249	1.93
FEB-08	MP	M	1	20.62	1.51	1.38	367	0.95
FEB-08	MP	M	2	22.24	1.84	1.40	345	0.88
FEB-08	MP	M	3	18.79	1.48	0.93	336	0.88
FEB-08	MP	O	1	19.09	0.99	0.91	362	1.02
FEB-08	MP	O	2	18.58	1.18	1.16	354	0.88
FEB-08	MP	O	3	21.43	1.51	0.96	361	0.84
FEB-08	ST	M	1	22.85	1.61	0.93	360	0.97
FEB-08	ST	M	2	23.26	1.85	1.10	370	1.18
FEB-08	ST	M	3	21.63	1.00	0.92	368	0.79
FEB-08	ST	O	1	25.79	1.83	0.88	372	1.38
FEB-08	ST	O	2	21.43	1.49	0.86	375	0.97
FEB-08	ST	O	3	22.75	1.80	0.80	368	1.28
FEB-08	NT	M	1	23.97	1.61	1.10	350	1.15
FEB-08	NT	M	2	25.39	1.92	1.04	370	0.99
FEB-08	NT	M	3	24.17	1.98	0.96	360	1.24
FEB-08	NT	O	1	28.03	2.17	1.18	383	2.06
FEB-08	NT	O	2	24.88	1.61	0.83	360	1.57
FEB-08	NT	O	3	26.10	2.20	0.86	384	1.17

Annexe 4. Tableaux présentant les données brutes issues du chapitre 7 (Impact des pratiques culturales sur la macroporosité et la perméabilité du sol).

<i>Factor</i>				<i>Porosity size (%)</i>			<i>Pore shape (%)</i>			<i>Macro-porosity (%)</i>
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	<i>Small</i>	<i>Medium</i>	<i>Large</i>	<i>Regular</i>	<i>Elongated</i>	<i>Complex</i>	
DEC-06	MP	M	1	9.00	2.06	1.21	4.81	3.55	2.82	12.27
DEC-06	MP	M	1	9.42	1.84	0.43	4.07	3.57	3.33	11.69
DEC-06	MP	M	2	8.49	3.49	2.37	3.17	4.72	6.69	14.35
DEC-06	MP	M	2	10.37	3.32	1.77	4.55	3.39	7.51	15.45
DEC-06	MP	M	3	8.60	1.89	1.06	3.34	3.46	4.74	11.55
DEC-06	MP	M	3	7.39	1.49	0.66	4.15	2.53	2.85	9.54
DEC-06	MP	O	1	10.19	2.75	1.37	3.50	3.94	6.87	14.31
DEC-06	MP	O	1	10.96	2.53	0.90	4.52	2.58	7.29	14.39
DEC-06	MP	O	2	6.73	1.43	1.08	4.81	2.84	1.58	9.24
DEC-06	MP	O	3	8.74	3.08	2.38	4.64	2.69	6.87	14.20
DEC-06	MP	O	3	5.56	2.72	2.94	3.29	3.40	4.53	11.21
DEC-06	NT	M	1	5.65	0.64	0.79	2.72	2.18	2.18	7.08
DEC-06	NT	M	1	6.13	1.50	2.11	3.22	2.84	3.68	9.74
DEC-06	NT	M	3	4.95	1.89	2.46	1.99	1.50	5.82	9.31
DEC-06	NT	O	1	8.38	2.79	4.53	3.15	3.13	9.42	15.70
DEC-06	NT	O	1	9.47	2.80	5.01	3.41	3.63	10.25	17.29
DEC-06	NT	O	2	2.65	0.51	0.78	1.69	1.34	0.90	3.93
DEC-06	NT	O	2	2.70	1.82	2.65	1.40	0.50	5.28	7.18
DEC-06	NT	O	3	5.15	1.15	1.58	3.44	1.58	2.85	7.87
DEC-06	ST	M	1	8.11	0.63	1.24	4.99	1.49	3.50	9.98
DEC-06	ST	M	1	8.77	1.92	1.11	3.99	2.23	5.59	11.80
DEC-06	ST	M	2	10.43	5.53	7.57	4.12	4.59	14.82	23.53
DEC-06	ST	M	3	6.01	1.89	1.35	3.98	1.58	3.70	9.25
DEC-06	ST	O	1	8.35	4.46	6.10	4.66	2.49	11.75	18.90
DEC-06	ST	O	1	9.05	2.85	7.12	5.26	3.43	10.34	19.02
DEC-06	ST	O	2	8.50	3.32	4.40	5.09	3.81	7.31	16.22
DEC-06	ST	O	2	7.45	3.24	4.33	3.47	2.85	8.70	15.02
DEC-06	ST	O	3	5.58	3.87	2.96	3.19	3.14	6.08	12.41
DEC-06	ST	O	3	4.92	2.83	2.65	3.46	2.50	4.44	10.40
MAR-07	MP	M	1	6.92	1.87	1.98	4.23	3.29	1.85	10.77
MAR-07	MP	M	1	5.45	1.28	1.10	4.19	1.97	0.68	7.84
MAR-07	MP	M	2	6.60	2.94	3.37	4.28	3.56	4.63	12.91
MAR-07	MP	M	2	8.81	4.38	4.57	3.67	4.52	9.90	17.75
MAR-07	MP	M	3	7.65	2.52	7.51	4.98	3.78	8.91	17.67
MAR-07	MP	M	3	9.52	4.05	3.63	6.00	3.65	7.55	17.20
MAR-07	MP	O	1	4.48	1.22	2.54	4.42	1.47	1.60	8.24
MAR-07	MP	O	1	5.94	2.73	3.13	5.84	3.23	1.91	11.80
MAR-07	MP	O	2	5.43	2.45	6.24	4.01	5.42	4.02	14.12
MAR-07	MP	O	3	9.50	4.55	4.67	5.00	3.57	10.15	18.72
MAR-07	MP	O	3	3.96	3.08	5.30	3.13	1.83	7.38	12.34
MAR-07	NT	M	1	4.54	1.31	1.60	3.01	1.68	2.43	7.45
MAR-07	NT	M	1	5.18	2.19	3.42	3.96	3.24	2.82	10.79
MAR-07	NT	M	2	4.24	1.19	1.01	2.59	1.44	2.41	6.44
MAR-07	NT	M	2	5.30	1.40	2.84	3.03	1.83	4.68	9.54
MAR-07	NT	M	3	3.63	0.92	2.52	2.62	2.56	1.88	7.07
MAR-07	NT	M	3	4.35	0.76	1.48	2.61	1.47	2.51	6.59

Annexes

Factor				Porosity size (%)			Pore shape (%)			Macro-porosity (%)
D	T	F	Bloc	Small	Medium	Large	Regular	Elongated	Complex	
MAR-07	NT	O	1	4.13	1.19	3.43	2.73	1.73	3.99	8.75
MAR-07	NT	O	1	7.60	2.89	3.44	5.44	3.03	6.36	13.93
MAR-07	NT	O	2	3.02	0.39	0.22	1.34	1.16	1.14	3.63
MAR-07	NT	O	2	4.01	1.15	5.40	2.58	4.53	3.45	10.56
MAR-07	NT	O	3	5.58	1.33	2.66	2.46	1.95	5.16	9.57
MAR-07	NT	O	3	4.88	2.05	3.50	3.88	3.57	2.99	10.44
MAR-07	ST	M	1	9.35	4.05	2.30	6.32	5.49	3.62	15.71
MAR-07	ST	M	2	5.88	1.69	2.55	5.71	2.20	1.58	10.12
MAR-07	ST	M	3	5.71	3.22	8.02	9.88	3.80	3.27	16.96
MAR-07	ST	O	1	7.15	3.86	4.63	4.23	4.86	6.56	15.65
MAR-07	ST	O	1	6.70	3.58	4.18	4.89	4.13	5.43	14.46
MAR-07	ST	O	2	4.93	2.13	7.49	4.22	6.31	4.66	14.56
MAR-07	ST	O	2	5.52	2.58	7.37	6.31	2.72	6.43	15.47
MAR-07	ST	O	3	6.33	3.18	6.33	5.12	2.66	8.06	15.84
MAR-07	ST	O	3	4.92	3.15	7.96	8.71	3.14	4.18	16.03
MAY-07	MP	M	1	8.91	4.21	2.68	4.32	3.02	8.46	15.80
MAY-07	MP	M	1	8.18	3.59	4.23	4.88	2.75	8.38	16.00
MAY-07	MP	M	2	7.08	3.95	5.21	4.68	2.67	8.89	16.24
MAY-07	MP	M	2	10.70	7.27	9.96	2.78	2.17	22.98	27.93
MAY-07	MP	M	3	5.71	2.54	3.25	4.31	2.66	4.52	11.50
MAY-07	MP	O	1	6.71	2.98	5.29	6.92	5.07	2.98	14.97
MAY-07	MP	O	1	7.33	3.55	5.61	5.39	2.80	8.30	16.49
MAY-07	MP	O	2	9.37	4.47	4.11	2.42	3.40	12.13	17.95
MAY-07	MP	O	2	8.78	4.91	6.39	3.94	2.49	13.66	20.08
MAY-07	MP	O	3	7.05	3.22	3.25	4.79	3.65	5.08	13.52
MAY-07	MP	O	3	9.86	5.83	7.24	5.55	3.62	13.77	22.93
MAY-07	NT	M	1	3.69	1.05	3.18	2.49	3.77	1.65	7.91
MAY-07	NT	M	1	5.96	1.71	2.07	2.24	2.30	5.20	9.75
MAY-07	NT	M	2	4.71	2.07	3.58	1.62	2.27	6.48	10.36
MAY-07	NT	M	3	4.09	1.49	2.51	2.09	2.99	3.01	8.09
MAY-07	NT	M	3	4.76	1.13	3.17	3.53	2.61	2.92	9.06
MAY-07	NT	O	1	7.48	2.52	1.89	2.55	1.95	7.40	11.89
MAY-07	NT	O	2	5.30	1.23	1.25	2.30	1.63	3.84	7.77
MAY-07	NT	O	3	6.13	1.02	1.36	2.57	2.20	3.75	8.51
MAY-07	NT	O	3	5.84	1.08	3.18	3.46	2.48	4.17	10.10
MAY-07	ST	M	1	7.01	2.95	4.84	5.55	4.42	4.83	14.80
MAY-07	ST	M	1	8.25	3.27	5.92	5.88	3.57	8.00	17.44
MAY-07	ST	M	2	6.60	4.42	15.57	2.92	1.24	22.42	26.59
MAY-07	ST	O	2	8.27	5.92	12.01	5.14	2.04	18.98	26.19
MAY-07	ST	O	2	8.73	3.97	6.83	2.79	2.18	14.55	19.53
MAY-07	ST	O	3	7.63	3.42	5.74	7.26	3.05	6.48	16.79
JUL-07	MP	M	1	7.52	2.46	4.76	5.67	4.46	4.60	14.74
JUL-07	MP	M	1	7.10	3.53	7.21	4.97	4.30	8.57	17.84
JUL-07	MP	M	2	6.68	3.06	3.85	4.44	3.39	5.76	13.59
JUL-07	MP	M	2	9.48	3.68	5.26	6.21	5.01	7.20	18.43
JUL-07	MP	M	3	6.09	2.08	3.01	5.01	3.35	2.82	11.19
JUL-07	MP	M	3	7.67	3.84	4.13	5.53	3.99	6.11	15.63
JUL-07	MP	O	1	5.77	1.96	3.99	5.17	2.98	3.56	11.71
JUL-07	MP	O	1	7.12	3.67	8.11	5.24	4.61	9.05	18.90
JUL-07	MP	O	2	8.25	2.87	3.50	5.74	2.92	5.96	14.62
JUL-07	MP	O	2	6.89	2.10	5.51	5.55	3.12	5.84	14.50
JUL-07	MP	O	3	7.00	2.36	4.21	4.49	2.89	6.20	13.57
JUL-07	NT	M	1	5.46	2.39	3.23	3.30	2.41	5.37	11.08
JUL-07	NT	M	1	4.49	0.77	2.53	2.83	3.68	1.29	7.80
JUL-07	NT	M	2	4.31	0.73	1.17	2.41	1.74	2.05	6.20

Annexes

<i>Factor</i>				<i>Porosity size (%)</i>			<i>Pore shape (%)</i>			<i>Macro-porosity (%)</i>
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	<i>Small</i>	<i>Medium</i>	<i>Large</i>	<i>Regular</i>	<i>Elongated</i>	<i>Complex</i>	
JUL-07	NT	M	2	3.31	0.66	3.61	3.61	2.85	1.12	7.58
JUL-07	NT	M	3	3.57	0.83	1.33	1.93	2.40	1.40	5.73
JUL-07	NT	M	3	5.63	0.52	0.86	2.58	2.10	2.32	7.00
JUL-07	NT	O	1	3.55	0.77	2.94	4.05	1.32	1.89	7.26
JUL-07	NT	O	1	5.04	0.67	2.30	4.14	1.56	2.32	8.01
JUL-07	NT	O	2	3.34	0.51	1.35	2.37	1.92	0.91	5.20
JUL-07	NT	O	2	4.12	0.59	0.85	2.69	1.28	1.59	5.56
JUL-07	NT	O	3	4.30	0.80	1.74	3.29	2.16	1.39	6.83
JUL-07	NT	O	3	4.65	0.56	2.56	2.53	2.08	3.15	7.77
JUL-07	ST	M	1	9.10	4.08	6.23	7.13	3.83	8.44	19.41
JUL-07	ST	M	1	6.97	3.68	7.90	3.96	2.95	11.64	18.56
JUL-07	ST	M	2	6.69	3.72	11.20	3.94	2.38	15.29	21.61
JUL-07	ST	M	3	6.79	3.78	9.95	4.55	5.00	10.96	20.52
JUL-07	ST	M	3	6.78	3.16	4.13	5.60	3.86	4.60	14.06
JUL-07	ST	O	1	5.73	1.54	6.01	3.03	3.12	7.13	13.28
JUL-07	ST	O	2	6.95	2.13	3.31	4.25	2.64	5.51	12.39
JUL-07	ST	O	2	6.14	1.61	5.98	4.49	2.94	6.29	13.72
JUL-07	ST	O	2	6.34	2.94	5.79	4.97	3.37	6.73	15.07
JUL-07	ST	O	3	5.32	2.87	8.52	4.94	3.51	8.27	16.72
MAY-08	MP	M	1	9.79	4.84	11.58	3.56	2.93	19.72	26.41
MAY-08	MP	M	1	7.64	3.96	8.84	3.02	2.00	15.42	20.82
MAY-08	MP	M	2	10.59	5.09	2.98	2.91	2.93	12.82	18.79
MAY-08	MP	M	3	13.36	8.06	5.01	3.55	3.13	19.75	26.52
MAY-08	MP	M	3	15.12	6.37	2.65	4.06	3.30	16.78	24.29
MAY-08	MP	O	1	11.23	3.27	1.34	4.47	3.22	8.14	15.89
MAY-08	MP	O	1	12.75	4.80	1.05	4.87	3.96	9.77	18.65
MAY-08	MP	O	2	8.99	4.17	3.34	3.34	3.02	10.14	16.72
MAY-08	MP	O	2	12.50	6.75	5.64	3.43	2.83	18.62	25.13
MAY-08	MP	O	3	11.59	4.75	2.42	4.48	3.21	11.07	18.87
MAY-08	MP	O	3	11.08	6.68	5.03	3.65	2.53	16.60	23.03
MAY-08	NT	M	1	5.12	0.96	2.04	2.31	1.77	4.03	8.20
MAY-08	NT	M	1	4.93	0.89	0.78	3.08	1.78	1.75	6.67
MAY-08	NT	M	2	3.13	0.84	2.25	2.02	1.60	2.59	6.29
MAY-08	NT	M	2	4.75	1.63	5.02	3.66	1.48	6.26	11.53
MAY-08	NT	M	3	5.30	0.84	1.81	3.08	2.19	2.68	8.00
MAY-08	NT	O	1	5.28	0.86	2.72	4.33	1.81	2.72	8.90
MAY-08	NT	O	1	5.05	0.91	1.89	3.19	2.27	2.39	7.93
MAY-08	NT	O	2	5.57	1.17	3.33	3.40	2.64	4.03	10.16
MAY-08	NT	O	2	3.50	0.80	2.47	3.11	2.86	0.80	6.85
MAY-08	NT	O	3	6.17	1.93	4.91	3.82	2.41	6.78	13.11
MAY-08	NT	O	3	5.36	2.00	5.27	4.77	3.14	4.72	12.83
MAY-08	ST	M	1	13.15	6.27	7.71	3.11	3.42	20.60	27.40
MAY-08	ST	M	1	13.23	5.88	4.20	3.59	3.51	16.21	23.39
MAY-08	ST	M	2	10.88	7.22	10.27	4.16	1.47	22.74	28.66
MAY-08	ST	M	3	11.58	5.78	3.68	4.19	2.86	13.99	21.15
MAY-08	ST	M	3	11.33	7.46	6.88	3.05	2.21	20.41	25.87
MAY-08	ST	O	1	14.62	5.30	2.87	3.92	3.73	15.14	22.85
MAY-08	ST	O	1	15.99	4.41	2.80	3.69	3.39	16.13	23.38
MAY-08	ST	O	2	8.85	4.63	7.75	3.58	1.95	15.69	21.57
MAY-08	ST	O	3	13.31	5.46	5.90	3.87	2.36	18.44	24.95
MAY-08	ST	O	3	12.28	6.25	3.70	3.51	3.09	15.62	22.35

Annexes

<i>Factor</i>				<i>K(h)</i> <i>(10⁻⁶ m s⁻¹)</i>	<i>Factor</i>				<i>K(h)</i> <i>(10⁻⁶ m s⁻¹)</i>
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>		<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	
DEC-06	MP	M	1	23.12	MAR-07	MP	O	3	56.32
DEC-06	MP	M	1	14.85	MAR-07	MP	O	3	27.88
DEC-06	MP	M	2	23.83	MAR-07	NT	M	1	5.77
DEC-06	MP	M	2	22.36	MAR-07	NT	M	1	8.49
DEC-06	MP	M	3	4.22	MAR-07	NT	M	2	24.04
DEC-06	MP	M	3	4.86	MAR-07	NT	M	2	14.29
DEC-06	MP	O	1	11.35	MAR-07	NT	M	2	1.71
DEC-06	MP	O	1	67.53	MAR-07	NT	M	3	5.14
DEC-06	MP	O	2	6.67	MAR-07	NT	M	3	8.20
DEC-06	MP	O	2	3.69	MAR-07	NT	M	3	5.11
DEC-06	MP	O	3	11.06	MAR-07	NT	O	1	15.84
DEC-06	MP	O	3	56.47	MAR-07	NT	O	1	4.18
DEC-06	NT	M	1	4.26	MAR-07	NT	O	2	4.22
DEC-06	NT	M	1	8.04	MAR-07	NT	O	2	4.64
DEC-06	NT	M	2	5.41	MAR-07	NT	O	2	4.93
DEC-06	NT	M	2	12.79	MAR-07	NT	O	3	11.43
DEC-06	NT	M	3	18.26	MAR-07	NT	O	3	20.06
DEC-06	NT	M	3	15.23	MAR-07	NT	O	3	2.60
DEC-06	NT	O	1	3.92	MAR-07	ST	M	1	30.67
DEC-06	NT	O	1	2.42	MAR-07	ST	M	1	11.25
DEC-06	NT	O	2	1.98	MAR-07	ST	M	1	27.60
DEC-06	NT	O	2	2.75	MAR-07	ST	M	2	63.97
DEC-06	NT	O	3	51.78	MAR-07	ST	M	2	50.51
DEC-06	NT	O	3	6.22	MAR-07	ST	M	2	22.85
DEC-06	ST	M	1	34.61	MAR-07	ST	M	3	18.59
DEC-06	ST	M	1	14.56	MAR-07	ST	M	3	50.52
DEC-06	ST	M	2	24.44	MAR-07	ST	O	3	21.57
DEC-06	ST	M	2	29.63	MAR-07	ST	O	1	49.04
DEC-06	ST	M	3	32.54	MAR-07	ST	O	1	14.40
DEC-06	ST	M	3	17.78	MAR-07	ST	O	2	33.75
DEC-06	ST	O	1	20.89	MAR-07	ST	O	2	25.58
DEC-06	ST	O	2	11.64	MAR-07	ST	O	2	19.75
DEC-06	ST	O	3	73.65	MAR-07	ST	O	3	59.09
MAR-07	MP	M	1	45.49	MAR-07	ST	O	3	28.94
MAR-07	MP	M	1	20.98	MAY-07	MP	M	1	33.73
MAR-07	MP	M	1	19.10	MAY-07	MP	M	1	69.76
MAR-07	MP	M	2	13.27	MAY-07	MP	M	2	22.59
MAR-07	MP	M	2	31.30	MAY-07	MP	M	2	29.46
MAR-07	MP	M	3	40.15	MAY-07	MP	M	2	59.84
MAR-07	MP	M	3	57.52	MAY-07	MP	M	3	12.89
MAR-07	MP	M	3	17.01	MAY-07	MP	M	3	6.78
MAR-07	MP	O	1	28.45	MAY-07	MP	M	3	34.29
MAR-07	MP	O	1	9.05	MAY-07	MP	O	1	37.49
MAR-07	MP	O	1	11.17	MAY-07	MP	O	1	36.15
MAR-07	MP	O	2	10.00	MAY-07	MP	O	1	45.37
MAR-07	MP	O	2	8.94	MAY-07	MP	O	2	33.22
MAR-07	MP	O	2	16.78	MAY-07	MP	O	2	71.81
MAR-07	MP	O	3	14.29	MAY-07	MP	O	2	12.80

Annexes

<i>Factor</i>				<i>K(h)</i> <i>(10⁻⁶ m s⁻¹)</i>	<i>Factor</i>				<i>K(h)</i> <i>(10⁻⁶ m s⁻¹)</i>
<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>		<i>D</i>	<i>T</i>	<i>F</i>	<i>Bloc</i>	
MAY-07	MP	O	3	40.11	JUL-07	MP	O	3	3.14
MAY-07	MP	O	3	9.71	JUL-07	MP	O	3	21.41
MAY-07	MP	O	3	12.30	JUL-07	ST	M	1	19.86
MAY-07	NT	M	1	29.78	JUL-07	ST	M	1	15.58
MAY-07	NT	M	1	9.50	JUL-07	ST	M	2	13.59
MAY-07	NT	M	1	58.73	JUL-07	ST	M	2	73.50
MAY-07	NT	M	2	4.91	JUL-07	ST	M	2	28.52
MAY-07	NT	M	2	2.56	JUL-07	ST	M	3	122.96
MAY-07	NT	M	2	11.65	JUL-07	ST	M	3	29.83
MAY-07	NT	M	3	2.37	JUL-07	ST	M	3	28.28
MAY-07	NT	M	3	8.90	JUL-07	ST	O	1	9.01
MAY-07	NT	M	3	7.44	JUL-07	ST	O	1	14.21
MAY-07	NT	O	1	13.02	JUL-07	ST	O	1	7.68
MAY-07	NT	O	1	12.19	JUL-07	ST	O	2	13.12
MAY-07	NT	O	1	16.50	JUL-07	ST	O	2	6.25
MAY-07	NT	O	2	24.41	JUL-07	ST	O	3	23.30
MAY-07	NT	O	2	24.23	JUL-07	ST	O	3	46.95
MAY-07	NT	O	2	14.45	JUL-07	ST	O	3	39.64
MAY-07	NT	O	3	10.48	JUL-07	NT	M	1	12.36
MAY-07	NT	O	3	6.70	JUL-07	NT	M	1	7.60
MAY-07	NT	O	3	14.76	JUL-07	NT	M	1	7.50
MAY-07	ST	M	1	31.06	JUL-07	NT	M	2	9.36
MAY-07	ST	M	1	27.19	JUL-07	NT	M	2	3.80
MAY-07	ST	M	1	61.76	JUL-07	NT	M	2	6.06
MAY-07	ST	M	2	36.21	JUL-07	NT	M	3	8.57
MAY-07	ST	M	2	94.04	JUL-07	NT	O	1	3.04
MAY-07	ST	M	2	42.26	JUL-07	NT	O	1	2.92
MAY-07	ST	M	3	14.67	JUL-07	NT	O	1	4.20
MAY-07	ST	O	1	40.82	JUL-07	NT	O	2	1.61
MAY-07	ST	O	1	82.89	JUL-07	NT	O	2	3.78
MAY-07	ST	O	2	12.84	JUL-07	NT	O	2	1.85
MAY-07	ST	O	2	48.40	JUL-07	NT	O	3	3.63
MAY-07	ST	O	2	11.09	JUL-07	NT	O	3	3.96
MAY-07	ST	O	3	9.44	JUL-07	NT	O	3	1.63
MAY-07	ST	O	3	12.55	MAY-08	MP	M	1	44.60
JUL-07	MP	M	1	7.25	MAY-08	MP	M	1	44.02
JUL-07	MP	M	1	5.02	MAY-08	MP	M	2	49.80
JUL-07	MP	M	2	26.47	MAY-08	MP	M	3	24.99
JUL-07	MP	M	2	3.71	MAY-08	MP	M	3	30.27
JUL-07	MP	M	2	20.10	MAY-08	MP	M	3	57.03
JUL-07	MP	M	3	12.52	MAY-08	MP	O	1	45.25
JUL-07	MP	O	1	10.19	MAY-08	MP	O	1	29.05
JUL-07	MP	O	1	3.02	MAY-08	MP	O	1	34.22
JUL-07	MP	O	1	4.83	MAY-08	MP	O	2	31.00
JUL-07	MP	O	2	10.68	MAY-08	MP	O	2	62.36
JUL-07	MP	O	2	13.84	MAY-08	MP	O	2	72.61
JUL-07	MP	O	2	6.06	MAY-08	MP	O	3	22.71
JUL-07	MP	O	3	4.81	MAY-08	MP	O	3	25.88

Annexes

Factor				$K(h)$ ($10^{-6} m s^{-1}$)
D	T	F	Bloc	
MAY-08	NT	M	1	17.91
MAY-08	NT	M	1	9.12
MAY-08	NT	M	1	10.27
MAY-08	NT	M	2	19.24
MAY-08	NT	M	2	16.81
MAY-08	NT	M	2	15.47
MAY-08	NT	M	3	17.33
MAY-08	NT	M	3	36.89
MAY-08	NT	M	3	7.74
MAY-08	NT	O	1	27.92
MAY-08	NT	O	1	34.75
MAY-08	NT	O	1	27.48
MAY-08	NT	O	2	16.46
MAY-08	NT	O	2	7.52
MAY-08	NT	O	2	18.17
MAY-08	NT	O	3	8.32
MAY-08	NT	O	3	5.02
MAY-08	NT	O	3	12.29
MAY-08	ST	M	1	72.63
MAY-08	ST	M	1	78.15
MAY-08	ST	M	1	50.52
MAY-08	ST	M	2	27.71
MAY-08	ST	M	2	32.85
MAY-08	ST	M	2	53.45
MAY-08	ST	O	1	62.15
MAY-08	ST	O	1	46.38
MAY-08	ST	O	1	70.06
MAY-08	ST	O	2	40.56
MAY-08	ST	O	2	81.34
MAY-08	ST	O	2	38.35
MAY-08	ST	O	3	29.84
MAY-08	ST	O	3	43.16
MAY-08	ST	O	3	35.70