

UNIVERSITE PARIS EST – CRETEIL VAL DE MARNE

FACULTE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIE

THESE

Pour l'obtention du grade de docteur de l'Université Paris- Est

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

Présentée par : **Maha DEEB**

Influence des plantes, des vers de terre et de la matière organique sur la structure de Technosols construits

Direction de thèse et encadrement : Manuel Blouin, Maître de conférences

Co-encadrement : Thomas Lerch, Maître de conférences

Co-encadrement : Michel Grimaldi, Directeur de recherche.

Débutée le 19 décembre 2012

Soutenue le 02 décembre 2015, devant le jury composé de :

Pascal Boivin	Pr., University of Applied Sciences and Arts Western Switzerland, Genève, Suisse	Rapporteur
Patrice Cannavo	Pr., AgroCampus Ouest, Angers, France	Rapporteur
Lauric Cecillon	Chargé de Recherche à l'IRSTEA de Grenoble, France	Examinateur
Yvan Capowiez	Chargé de Recherche à l'INRA d'Avignon, France	Examinateur
Manuel Blouin	Maître de Conférences à l'UPEC	Directeur de thèse
Michel Grimaldi	Directeur de Recherche à l'IRD	Co-directeur de thèse

REMERCIEMENTS

Le doctorat est une expérience de vie scientifique très personnelle, un moment de sa carrière où l'on construit son avenir scientifique par rapport aux autres collègues qui seront demain des collaborateurs, des futurs proches d'un univers créatif, en perpétuel mouvement d'idées.

C'est dans cet état d'esprit que je souhaite remercier :

Pour m'avoir encadré dans mon travail de recherche, je tiens à remercier Evelyne Garnier-Zarli qui m'a laissé rencontrer l'équipe BIODIS et particulièrement Manuel Blouin, qui est alors devenu mon directeur de thèse. Il a su m'encadrer, m'accorder beaucoup de temps pour discuter avec moi. Jamais il n'a hésité à me faire partager ses connaissances scientifiques en différents domaines. Je les remercie de leur confiance.

J'exprime ma très vive reconnaissance à mon autre encadrant Michel Grimaldi pour m'avoir guidée tout au long de mon apprentissage du métier de chercheuse, en me transmettant son savoir, son expérience sur la physique des sols, dans un contexte humain remarquable : amabilité, respect, bonne humeur, disponibilité, ouverture d'esprit. Qualités rares et précieuses dans nos métiers.

Je souhaite vivement remercier Thomas Lerch de m'avoir fait découvrir le monde des microorganismes des sols et pour m'avoir guidée vers une réflexion nécessaire entre les communautés microbiennes et la physique des sols, ce qui m'a vraiment passionnée. Je le remercie pour son soutien, ses encouragements permanents, son optimisme, sa patience et ses conseils.

Merci à Marie-Claire Gazeau, directrice de l'école doctorale SIE, pour avoir suivi le déroulement de ma thèse, et à Brigitte David pour avoir toujours su répondre à mes questions, pour sa disponibilité, sa bonne humeur, et son support.

Je souhaite aussi remercier les membres de mon comité de thèse :

Tout d'abord, Geoffroy Séré, pour avoir répondu à toutes mes questions au cours de ma thèse, mais aussi pour l'écoute et l'attention qu'il m'a accordée lors de notre rencontre pour mon stage à Nancy, alors que j'étais en France depuis très peu de temps. Le fait d'avoir évoqué ensemble cette expérience sur les Technosols m'a permis de progresser de manière très efficace dans différents aspects (langue française, découverte de la recherche en France, de la vie en laboratoire, de l'importance de la précision et de la rigueur du travail scientifique, mais aussi domaine des sols urbains...). Cette rencontre a donc été pour moi l'occasion d'apprendre et de me remettre en question afin d'avancer dans mon projet. Je lui suis très reconnaissante de cela, tout comme je le suis de son soutien et du partage de son expérience dans le domaine des Technosols.

De même, je ne remercierai jamais assez Anne Pando qui m'a aidée non seulement dans toutes mes expérimentations de laboratoire, mais qui est aussi devenue une amie très proche... Anne, merci pour les bons moments, ... difficile de dresser une liste exhaustive des raisons pour lesquelles je devrais te remercier, je préfère m'arrêter là et juste ajouter que j'ai eu beaucoup de plaisir à travailler avec toi.

Agnès Gigon, pour toute son aide technique, pour la précision de son travail, et l'observation de mes manipes lorsque je ne pouvais pas m'en charger. Elle a toujours été présente pour m'aider, et est devenue une amie si proche qu'elle m'a fait l'honneur d'être témoin de mon mariage.

David Montagne, qui était également membre de mon comité de thèse, pour son aide, ses conseils scientifiques et ses idées novatrices.

Mes remerciements vont également aux membres de mon jury. Pascal Boivin et Patrice Cannavo, pour avoir accepté la lourde tâche d'être mes rapporteurs. Lauric Cecillon, et Yvan Capowiez, qui ont accepté le rôle d'examineurs. Qu'ils soient assurés de ma profonde reconnaissance.

Au cœur de l'approche scientifique sur la physique des sols par rétractométrie, deux personnes du laboratoire IRD de Bondy sont à citer : Gaghhik Hovahannissian du laboratoire et Erik Braudeau, retraité toujours très actif, acteurs incontournables d'une émergence de ce thème dans la communauté scientifique internationale. Je les remercie pour leur soutien inconditionnel à mon travail.

Amical, très chaleureux, dans la vie d'un laboratoire :

Je souhaiterais remercier l'ensemble de mes collègues et des chercheurs de l'IRD qui ont enrichi mon expérience scientifique dans leur domaine propre grâce leur capacité d'écoute et d'échange : Thierry Desjardins pour ses remarques et conseils toujours pertinents sur les matières organiques, Pascal Podwojewski pour ses compétences étendues en pédologie des milieux tropicaux, Jean-Pierre Montoroi pour ses expertises pédologiques tropicales également, Florence Dubs qui a su m'enseigner de nombreux aspects des statistiques, et Marc Lointier, pour ses conseils en pédologie et sa présence amicale infaillible !!!!

Merci à l'équipe technique toute entière, et notamment à Hanane Aroui de l'équipe BioPhys, Sandrine Caquineau, Mercedes Mendez de l'équipe « Alisés » de l'IRD Bondy.

Je dois aussi remercier mes compagnons d'aventure,

Deborah Moura, étudiante brésilienne, avec laquelle j'ai beaucoup échangé sur la base d'une nouvelle langue de notre invention, le Franco-X ! Nous avons beaucoup discuté, souri et ri, de toutes nos fautes de grammaire française et son amitié, à mon arrivée en région parisienne, a beaucoup compté pour moi.

Je vais remercier aussi Alan Vergnes pour ses remarques en statistiques et pour nos discussions scientifiques, Ruben Puga pour son aide dans le domaine de la macro-faune, et sans oublier bien sûr Battle Karimi.

Les stagiaires qui sont passés par cette aventure : Eskani Siruguet et Vincent Aguerre.

Ma famille, celle restée en Syrie mais aussi celle qui est entrée dans ma vie :

Je vais remercier mon mari qui aura corrigé chaque mot de cette thèse, lu et relu mes manuscrits, vérifiés mes e-mails... Je le remercie de m'avoir supportée, d'être resté près de moi dans les différentes périodes de stress survenues au long de cette thèse, passant ses soirées à mes côtés pour m'aider à améliorer ma langue française et mon travail.

Impossible d'oublier mon beau-père et ma belle-mère, pour leur support et pour leur accueil, me rendant plus et plus attachée à cette culture française d'amour et de savoir-vivre.

Grace à ma famille, je ne me suis jamais sentie étrangère en France.

A mon père, Yasser DEEB, et à mon mari Landry COLLET.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	2
TABLE DES MATIÈRES	5
TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	10
TABLEAUX.....	13
PREMIÈRE PARTIE	14
SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	14
Avant-propos.....	15
CHAPITRE 1.....	18
1.1.1. Impact de l’humain sur les sols	18
1.1.2. Anthrosols/Technosols dans la classification française	22
1.1.3. Le sol est une ressource menacée et la construction de sols est une alternative à sa dégradation	23
1.1.4. L’Anthrosol construit pour assurer la sécurité alimentaire	24
1.1.5. La construction de sol comme solution pour le recyclage des déchets urbains	24
1.1.6. Le Technosol construit est un système idéal pour comprendre la pédogenèse.....	25
Conclusion du chapitre 1.....	26
CHAPITRE 2.....	27
1.2.1. Matériaux et organismes étudiés dans le cadre de la thèse.....	27
1.2.2. La structure des sols	27
1.2.3. Les effets abiotiques.....	28
1.2.4. Les effets biotiques	29
Conclusion du chapitre 2.....	35
Hypothèses et questions générales de cette thèse	36
DEUXIÈME PARTIE	38
MATÉRIELS ET MÉTHODES	38

2.1. Choix des matériaux	39
2.2. Caractérisation des déchets purs	39
2.3. Préparation du mélange.....	42
2.4. Expérimentation en laboratoire menée sur le sol à son état initial.....	43
2.5. Choix des organismes	45
2.6. Expérimentation en laboratoire n°2 en phytotrons.....	46
2.7. Démontage de l'expérimentation n°2.....	47
2.8. Analyses physiques.....	50
2.9. Mesures structurales des Technosols	50
2.9.1. Densité apparente	50
2.9.2. Densité réelle.....	51
2.9.3. Description de la méthode d'identification des agrégats	51
2.9.4. Stabilité structurale	55
2.9.5. Porosité du sol et distribution des pores	57
2.9.6. Micromorphologie des sols par l'analyse d'image	58
2.9.7. Courbe de retrait.....	58
2.9.8. Courbes de rétention	62
2.9.9. Modélisation des propriétés hydriques et structurales	64
2.10. Analyses chimiques	66
2.11. Analyses biologiques	67
Mode opératoire pour l'obtention des biomasses foliaire et racinaire (différentes classes de racines)	67
TROISIÈME PARTIE.....	70
RÉSULTATS.....	70
CHAPITRE 1.....	71
Les effets de différentes proportions de matières organiques sur les propriétés hydro-structurales de Technosols construits.....	71
Influence of Organic Matter Content on Hydro-structural Properties for Constructed Technosols	73

Abstract	74
Introduction.....	75
Materials and methods	77
Technosol parent materials.....	77
Soil Shrinkage Curve measurement	79
Water retention curve measurements.....	81
Expression of results of void and moisture ratios	83
Statistical analysis.....	84
Results	85
Hydro-structural properties of parent materials	85
Hydro-structural properties of Technosols	86
Statistical analysis of hydro-structural parameters.....	88
Variations in water types according to the percentage of GWC.....	90
Water retention curve and pore sizes at points L, M and N	91
Discussion.....	94
Hydro-structural properties derived from the mixtures	94
Influence of organic matter on hydro-structural properties.....	95
Combining data from shrinkage and retention curves	96
Constructed Technosols as a tool for studying the influence of specific soil components on shrinkage	97
Conclusions.....	97
Acknowledgements.....	98
Conclusion du chapitre 1.....	99
CHAPITRE 2.....	100
Les effets des racines, des vers de terre et de la matière organique sur les propriétés physiques des Technosols construits.....	100
Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties.....	101

Abstract	102
Introduction.....	103
Materials and methods	106
Results	112
Discussion	123
Conclusions.....	126
Acknowledgements	127
Supplementary information	127
Conclusion du chapitre 2	129
CHAPITRE 3.....	130
Evolution des propriétés hydrostructurales des Technosols après plusieurs cycles d’humectation et dessiccation	130
Discussions chapitre 3	135
Conclusion du chapitre 3.....	136
CHAPITRE 4.....	138
Les effets de différentes proportions de matières organiques, de plantes et de vers de terre sur les agrégations (leurs tailles, stabilités, et leur teneur en carbone organique) dans les Technosols construits.....	138
Interactive effects of plants, earthworms and organic matter on aggregates size, stability and carbon content of Technosols	140
Introduction.....	141
Materials and methods	142
Parent materials	142
Experimental setup	143
Morphological size distribution of aggregates.....	144
Organic carbon content in the different size fractions	145
Aggregate water stability	146
Statistical analyses.....	146

Results	147
Aggregates size distribution	147
Soil organic carbon content and distribution in aggregates	150
Aggregate stability.....	155
Discussion.....	158
Organisms has a higher impact on aggregation than compost.....	158
Contrasted effect of plant and earthworm on C distribution in aggregates.....	159
Organisms effects are greater than compost on aggregate stability.....	159
Conclusion	161
Acknowledgements.....	161
Supplementary information	161
QUATRIÈME PARTIE.....	165
DISCUSSION GÉNÉRALE :	165
4.1. Effet des organismes	166
4.2. Effet des organismes en interaction avec la dose de compost.....	170
4.3. Conséquences sur le fonctionnement du sol et sur les services écosystémiques	171
4.4. Les Technosols construits : des circuits courts s'appuyant sur des matériaux industriels et des processus naturels	173
PERSPECTIVES :	175
RÉFÉRENCES	178

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : La diffraction des rayons X sur un échantillon de remblai montre qu'il est composé majoritairement de calcite, de quartz et de dolomite.	40
Figure 2 : La diffraction des rayons X sur un échantillon de remblai montre qu'il est composé majoritairement de calcite, de quartz et de dolomite.	41
Figure 3 : Remblai avant (courbe bleu) et après (courbe rouge) décarbonatation. On constate la perte de la calcite et de la dolomite au cours du procédé.	41
Figure 4 : Remblai avant (courbe bleu) et après (courbe rouge) perte au feu. On constate la suppression d'un pic correspondant à la présence de matière organique.	42
Figure 5 : Schéma illustrant le protocole utilisé pour préparer les échantillons et réaliser les mesures hydrostructurales (état initial des mélanges)	44
Figure 6 : Photo illustrant l'échantillonnage de Technosol à l'issue de l'expérimentation : (a) découpe du pot, (b) prélèvement cylindrique, 1 pour la mesure de la courbe de retrait, 2 pour la mesure de la courbe de rétention, (c) étude de systèmes racinaires et les agrégations, (d) turricules de vers de terre.	49
Figure 7 : Ce schéma illustre le protocole de prélèvements de Technosol suivi dans l'expérimentation. Le premier quart est pour l'analyse racinaire, le deuxième quart pour les propriétés hydrostructurales, le troisième quart pour l'analyse de la production de turricules et finalement le quatrième pour l'analyse microbiologique	49
Figure 8 : Echantillons de différentes classes d'agrégats pour le mélange 30 % de compost de déchets verts.	53
Figure 9 : Agrégats rhisosphériques observés dans le mélange 30 % de compost de déchets verts. ..	53
Figure 10 : Sol non agrégé, tamisé < 2 mm, dans le mélange remblai pur.	54
Figure 11 : Turricules de vers de terre (agrégats > 5 mm) dans le mélange 10 % de compost de déchets verts.	54
Figure 12 : Différentes étapes de la mesure de la stabilité structurale : (a) tamisage entre 3 et 5 mm, (b) séchage en étuve à 40 °C, (c) humectation lente, (d) rapide, (e) agitation mécanique et (f) passage dans six tamis.	57
Figure 13 : Courbe de retrait selon Braudeau et al. (2004).	60
Figure 14 : Étapes de mesure de la courbe de retrait, dans l'ordre : (a) prélèvement cylindrique d'environ 5 cm de diamètre et de hauteur, (l'enveloppe en plastique du microcosme a été déchirée pour éviter le tassement de sol), (b) placement sur la table à succion pour saturer les échantillons en leur appliquant un potentiel matriciel de 0 kPa (à la base du cylindre) pendant sept jours, (c) les échantillons sont placés dans le rétractomètre. Cet appareil consiste en une étuve à 30°C ; il est doté	

d'un plateau rotatif (1), analysant des cylindres calibrés (hauteur entre 46 à 56 mm) (2). On peut observer la cible pour le laser vertical (3), le laser vertical (4), et la réception du laser (5). La masse de chaque échantillon est également mesurée régulièrement. 61

Figure 15 : Illustration des différentes étapes de classification des racines. (a) préparation des racines pour le mixage, (b) coupe des racines, (c) mixage, (d) mise en éprouvette et (e) récupération des racines par débordement, (f) et (g) tamisage. 69

Figure 16 : Comparaison des moyennes des courbes de retrait (4 répliques) pour les différentes proportions de compost de déchets verts, entre l'état initial (graphe de gauche, T0) et après 5 mois dessiccation (graphe de droite, T1). 131

Figure 17 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour v_L l'indice d'eau micro et macroporale maximale, v_M l'indice d'eau microporale maximale, v_N l'indice d'eau à la limite de retrait. 132

Figure 18 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour K_{St} la pente structurale, K_{bs} la pente basique et K_{re} la pente résiduelle, respectivement. 133

Figure 19 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour KL et KN les paramètres de forme de la courbe de retrait et e_0 indice du vide en fin de retrait. 134

Figure 20 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour pour v_{ma} eau disponible dans les macropores, v_{mi} eau disponible dans les micropores et v_{Total} eau totale disponible. 135

Figure 21 : Schéma illustrant le comportement du traitement « contrôle » (composition minérale/organique) au début de l'expérience, après la première humectation lente, puis après applications répétées de cycles assèchement/humectation pendant 5 mois en phytotron. Résumé des effets des vers de terre, des plantes et des vers de terre avec plantes (les changements de la forme des minéraux dans la figure sont conforme à notre interprétation relative à la présence d'altérations minérales). 168

Figure 22 : Agrégats du traitement « vers de terre ». Les macropores (galeries) sont visibles à l'œil nu après séchage à l'air libre pendant 3 h. 169

Figure 23 : Comparaison des traitements « vers de terre + plantes » et « vers de terre » après saturation pendant une semaine puis application de la mesure de courbe de retrait. On voit à l'œil nu la galerie d'un ver de terre dans le traitement EP, alors que rien n'est visible sur le traitement E. ... 169

Figure 24 : Diagramme présentant l'influence de l'activité anthropique sur le fonctionnement des Technosols (qualité physique, chimique et biologique) au travers de l'optimisation du choix des organismes et des matériaux, afin d'obtenir de bons indicateurs de qualité, qui permettront d'évoluer vers un Technosol fournissant des services de support, dont dépendent les services d'approvisionnement, de régulation et culturels..... 171

Figure 25 : Diagramme présentant les Technosols comme liaison entre les processus naturels et les activités humaines..... 173

TABLEAUX

Tableau 1 : Classes de stabilité, de risque de battance et d'érosion hydrique en fonction des valeurs de diamètre moyen pondéré (MWD) après désagrégation (Le Bissonais and Souder, 1995)..... 56

Tableau 2 : Analyse ANOVA des paramètres hydro-structuraux. Les chiffres du tableau représentent la F value avec le code significatif suivant : (* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$; ns : $P > 0,05$) 133

Tableau 3 : ANOVA 3 facteurs testant les effets des différentes proportions du compost 0, 10, 20, 30, 40, et 50% (GWC), des vers de terre (E) et des plantes (P) sur les propriétés structurales du sol.
Notation : + pour « augmentation », - pour « diminution », ns pour « pas d'effet significatif »..... 166

PREMIÈRE PARTIE
SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Avant-propos

Pour répondre à la demande sociétale croissante en jardins, trames vertes et toitures végétalisées, la création de Technosols à partir de déchets organiques et minéraux est une alternative au prélèvement de sols agricoles fertiles au profit des espaces urbanisés. Ces Technosols peuvent en outre satisfaire à plusieurs exigences économiques et environnementales du développement durable, par la réduction des coûts et des pollutions occasionnées par le transport et le stockage de déchets urbains, tout en les valorisant.

Pour répondre aux besoins des végétaux, ces sols doivent présenter des propriétés physiques permettant la croissance racinaire, telles qu'une bonne stabilité structurale, un stockage du carbone organique élevé, une forte porosité macroporale pour améliorer l'aération et un drainage rapide de l'eau, ainsi que la présence de micropores pour la rétention de l'eau.

De plus, ces Technosols doivent conserver ces propriétés dans le temps. Ceci est un défi majeur car les Technosols se dégradent rapidement, notamment par compaction (Grosbellet, 2008).

Dans ce contexte, optimiser les choix de composition minérale et organique tout en intégrant les effets des organismes sur l'évolution des propriétés des Technosols est essentiel pour construire un sol possédant des caractéristiques favorables et dont la structure résiste aux changements sur le long terme.

Les organismes (la faune du sol et la flore) sont reconnus pour leur participation aux processus physiques, chimiques et biologiques impliqués dans le fonctionnement et le développement pédologique des sols naturels (Baize et al., 2013).

Cette comparaison entre les facteurs biotiques (plantes, vers de terre, micro-organismes et humain) et les facteurs abiotiques (composition minérale-organique) est peu connue pour les

sols naturels en général (Coleman, 2008; Wardle et al., 2004), et encore moins pour les Technosols.

La présente thèse a pour objectif premier de tester l'utilisation de méthodes classiques de pédologie-physique des sols développées sur des sols naturels sur des Technosols construits pour les caractériser. Le deuxième objectif est de caractériser l'effet des organismes et des matériaux parents sur les propriétés des Technosols et leur évolution, afin d'identifier les conditions dans lesquelles les effets propres des organismes, des matériaux et de leur interaction ont les effets les plus bénéfiques sur les propriétés physiques et chimiques des Technosols.

Le manuscrit est organisé en quatre parties classiques (Introduction, Matériel et méthode, Résultats, Discussion).

La première partie consiste en une synthèse bibliographique. Elle est divisée en deux chapitres, dont l'un s'intéresse à l'effet de l'être humain sur les sols en définissant les processus anthropogéniques, tandis que l'autre traite de l'impact des matériaux parents et des organismes autres que l'humain sur les propriétés des Technosols et leur évolution. Cet état de l'art se termine par une présentation des questionnements scientifiques, des hypothèses et des objectifs de la thèse.

La deuxième partie présente l'ensemble des matériels et méthodes qui ont été mis en œuvre pour répondre à ces objectifs. Y sont décrites en particulier les méthodes utilisées pour analyser la structure de sol, qui sont pour certaines très récentes (ASSI et al., 2014; Braudeau et al., 2014).

La troisième partie présente les résultats scientifiques obtenus, organisés en quatre chapitres. Le premier porte sur les effets de la composition des mélanges de matériaux sur les propriétés hydrostructurales, juste après mélange de ces matériaux (48 heures après mélange). Après six

mois d'incubation au laboratoire, l'effet de la composition des mélanges de matériaux ainsi que le rôle des organismes à court terme sont examinés selon plusieurs aspects. Le second chapitre de cette troisième partie porte sur les propriétés hydrostructurales ; le troisième chapitre sur la comparaison entre l'état initial des Technosols (chapitre un) et l'état après six mois (le chapitre deux). Finalement, le quatrième se focalise sur l'agrégation, sa stabilité et le stockage de carbone organique dans les agrégats de différentes tailles.

Enfin, la quatrième partie est une discussion générale, qui porte notamment sur les perspectives appliquées de notre travail.

CHAPITRE 1.

1.1.1. Impact de l'humain sur les sols

Cette partie a pour vocation de faire un bilan sur les effets de l'humain sur le sol en général. Selon que l'on se réfère à la nomenclature internationale (WRB, 2014) ou au référentiel pédologique français (Baize, D. et Girard, 2009) ces sols ayant subi ou subissant une influence humaine significative sont appelés des Technosols ou des Anthrosols, respectivement. Nous commencerons par le concept d'Anthrosol/Technosol, puis nous nous focaliserons sur les Anthrosols/Technosols construits pour lesquels l'influence humaine est consciente.

Les effets de l'humain sur le sol :

L'activité humaine a modifié la structure géologique de la Terre et continue de le faire à un rythme accéléré. De nombreux processus géologiques sont impactés par les humains (Gibbard and Walker, 2014), parmi lesquels l'érosion, le transport des sédiments (engendrés notamment par les différents systèmes agricoles et urbains), ou encore la composition chimique de l'atmosphère, des océans et des sols (Edgeworth, 2014; Zalasiewicz et al., 2014).

Dans cette nouvelle ère géologique baptisée « Anthropocène » (Zalasiewicz et al., 2008; Zhang et al., 2007), les humains sont désormais la principale force motrice derrière les changements géologiques, responsables de discordances artificielles et de la modification des modèles sédimentaires (Ford et al., 2014). La planète Terre est également sous la domination humaine sur les plans du changement d'utilisation des terres, des cycles biogéochimiques et

de la dynamique de la biodiversité (Vitousek et al., 1997). Les sols n'échappent pas à cet impact humain (Lehmann and Stahr, 2007). On peut classer ces sols urbains en fonction de l'intensité de l'impact des humains :

Sols influencés par l'homme :

Ils contiennent peu ou aucune matière artificielle. Assez peu perturbés, ils ont pourtant pu subir de nombreux mélanges des différents horizons du sol. Ces sols sont construits à partir de matériaux du sol, qui ont été mixés par l'Homme à travers l'excavation, le transport puis le dépôt. De tels sols conservent les propriétés héritées des sols dont ils sont extraits. En outre, ils présentent généralement des signes plus prononcés d'altération que les sols soumis à une pratique agricole « normale » (Lehmann and Stahr, 2007).

Sols modifiés par l'Homme : ces sols présentent certaines caractéristiques, notamment des teneurs élevées en éléments grossiers et en matières organiques. Ils sont aussi caractérisés par une stratification importante, avec parfois des limites inclinées et irrégulières entre les couches dont l'âge augmente généralement avec la profondeur (Capra et al., 2015). Typiquement, la couche arable temporaire et les couches inférieures proches sont le résultat du labour de la surface et du dépôt d'une grande quantité de poussières provenant d'autres sols et de l'altération des produits et émissions des milieux urbains. Des matériaux industriels récents, comme les bétons ou les plastiques, se superposent à d'autres horizons du sol déjà affectés par l'Homme, par des éléments tels que la cendre, le charbon et divers déchets ménagers, mais exempts de matières plastiques. Ces sols présentent des propriétés similaires au sol d'origine, présent avant l'urbanisation. Mais les couches récentes qui recouvrent le sol d'origine ont également, selon leur perméabilité, un effet plus ou moins marqué (Lehmann and Stahr, 2007).

Sols construits par l'Homme : ces sols sont constitués exclusivement ou principalement d'éléments artificiels, i.e. des matériaux fabriqués par l'Homme, tels que les gravats, les cendres, les boues, les déchets... Ces sols s'intègrent difficilement à leur milieu, et leurs propriétés sont celles des matériaux artificiels, et très peu celles du sol d'origine. Le terme de « processus anthropo-pédogénétique » est utilisé pour décrire ces sols dont la formation diffère de celle des sols naturels (par rapport à la forme des horizons, à leur structure, etc.) (Baize et Girard, 2009). En milieu rural, il est nécessaire de considérer les processus suivants :

- la destruction des horizons antérieurs, par labour, excavation, nivellements, talutage, etc. ;
- la surfertilisation par applications répétées de fertilisants organiques, sans apport de matières minérales ;
- l'addition répétée de matériaux allochtones terreux ou inertes, qui apporte des quantités notables de matières minérales (sable, mottes de gazon, fumier, curages de fossés) ;
- l'irrigation répétée avec des eaux contenant des quantités notables de sédiments en suspension (mais aussi des fertilisants, des matières organiques, des sels solubles, des polluants, des pesticides...) ;
- la culture en terrasses, modifiant le profil d'origine des versants et affectant ainsi les couvertures pédologiques naturelles.

En milieu urbain ou périurbain, viennent souvent s'ajouter, par exemple :

- l'arasement de la surface des sols ;

- le compactage, causé par la circulation des êtres humains et des véhicules, ou par la préparation des constructions de bâtiments ;
- la pose de revêtements de chaussées (goudrons, ciments, pavés), qui emprisonnent les sols ;
- la pollution par des métaux et des acides causée par les combustions nécessaires aux activités humaines (notamment les gaz d'échappement) et par l'industrie (hydrocarbures, pesticides) ;
- le recouvrement par des matériaux d'origine pédologique, géologique ou technologiques, ou par des déchets et des sous-produits plus ou moins contaminés.

Un sol urbain est donc un terme générique pour décrire un sol impacté par un processus anthropique en conditions urbaines, sans précision du degré d'impact de l'Homme.

L'anthropisation est le principal processus de formation de sol en milieu urbain (Girard et al., 2005), mais d'autres processus affectant les sols urbains ont été étudiés par différents chercheurs, tels que les effets de la température et de la dynamique de l'eau (Bayer and Schaumann, 2007; Diehl and Schaumann, 2007), la dynamique des colloïdes, de la matière organique et de l'activité biologique (Schaumann, 2005), la porosité (Jangorzo et al., 2013), les associations organo-minérales (Monserie et al., 2009). De plus, l'âge d'un sol joue un rôle important sur ses caractéristiques (Scharenbroch et al., 2005). Enfin, il existe quelques processus, tels que la carbonatation, qui s'avèrent être similaires aux processus impactant les sols naturels (Huot et al., 2013; Séré et al., 2010).

Bien que l'Homme ait déjà influencé la majorité des sols, tous ne sont pas considérés comme Anthrosol ou Technosol. Lorsqu'un sol est fortement modifié par les processus anthropogénétiques (Baize et Girard, 2009), et ce jusqu'à plus de 50 cm d'épaisseur depuis la

surface, ce sol peut alors être classé comme Anthroisol. Cependant, si l'on se réfère à d'autres classifications, cette épaisseur peut être différente. Par exemple, pour la classification australienne, celle-ci est de 30 cm (Isbell, 2002), alors que la classification russe impose 50 cm (Stroganova M and Prokoieva T, 2000), et que la classification américaine (Nachtergaele, 2001) définit un horizon diagnostique développé à cause d'un usage humain prolongé et d'une épaisseur comprise entre 25 et 100 cm. La classification allemande (1986) distingue comme tel un horizon modifié sur 40 cm d'épaisseur par les activités agricoles, ainsi qu'un horizon de 80 cm d'épaisseur affecté par des matériaux transportés ou fabriqués par les êtres humains (Girard et al., 2005). Enfin, dans la classification mondiale World Reference Base for Soil Resources (WRB, 2014), on distingue deux types de sols, avec d'une part les Anthrosols, qui ont subi pendant une longue période l'agriculture intensive, et d'autre part les Technosols qui eux contiennent un taux de matériaux artificiels supérieur à 20 % du volume, et ce sur 100 cm d'épaisseur.

1.1.2. Anthrosoles/Technosols dans la classification française

Cinq catégories d'Anthrosoles ont été définies selon les références pédologiques françaises (Baize et Girard, 2009) : les Anthrosoles Transformés, Artificiels, Reconstitués, Construits, et enfin Archéologiques.

Les Anthrosoles Construits « sont le résultat d'une action volontaire de construction d'un « sol » en utilisant des matériaux technologiques, considérés comme des déchets, pour l'installation d'une végétation. L'objectif est d'obtenir un milieu susceptible d'accueillir rapidement, dans de bonnes conditions physiques, chimiques et biologiques, une végétation capable de jouer à la fois un rôle esthétique (verdure) et un rôle de protection contre l'érosion éolienne et hydrique » (Baize et Girard, 2009). Cette classification inclut donc également tous les sols agricoles, très fortement influencés par les actions humaines.

La classification australienne définit les Anthrosoles comme des sols résultant des activités humaines, mais exclut toutefois les sols altérés par les opérations agricoles, ainsi que les sols artificiellement drainés ou irrigués (Isbell, 2002). Cette classification inclut uniquement les sols urbains, et ce dans sept sous-catégories différentes selon l'origine des déchets utilisés pour les constituer.

Ainsi, si d'autres classifications existent, la classification française est celle qui englobe le plus grand nombre de sols différents, quels que soient les processus humains qui les affectent.

1.1.3. Le sol est une ressource menacée et la construction de sols est une alternative à sa dégradation

Le sol est la base essentielle de la vie : c'est à la fois un lieu de production agricole et forestière, un endroit de stockage de matières premières et de déchets, un élément constitutif du paysage, en plus d'être le miroir de l'histoire des civilisations et des cultures (Gobat et al., 2010).

Le sol joue un rôle irremplaçable à la surface de la Terre. Il n'est qu'une très mince pellicule à la frontière entre lithosphère et atmosphère. Epais d'en moyenne un à deux mètres seulement, le sol est plus fertile dans sa partie superficielle. Mais c'est aussi une des parties les plus fragiles et non renouvelables du globe terrestre, à l'échelle humaine (Stengel and Gelin, 1998).

La salinisation, l'érosion, la pollution sont autant de processus qui menacent les sols. Actuellement, les Technosols sont utilisés notamment comme traitement des sols contaminés, et apparaissent comme une solution pour la restauration écologique de ceux-ci (Séré et al., 2008).

1.1.4. L'Anthroposol construit pour assurer la sécurité alimentaire

La moitié de la population mondiale vit aujourd'hui dans les zones urbaines. Dans les villes et les villages, la population augmente huit fois plus vite que dans les zones rurales. La quasi-totalité de cette croissance aura lieu dans les pays en voie de développement (Rakodi and Lloyd-Jones, 2014). De telles prévisions sont préoccupantes et nous amènent à nous demander si les sols pourront nourrir tant de personnes.

Cela fait également émerger de nombreuses questions d'adaptabilité de notre économie, abordées par certaines études (Godfray et al., 2010).

La France n'est pas épargnée par le phénomène de l'urbanisation. 70% de la population française est citadine, regroupée dans les villes et leurs périphéries, croissant de 0,7% par an en moyenne (Schwartz, 2012).

Les sols anthropiques comptent en conséquence pour une part de plus en plus importante, dans un monde où l'urbanisation s'accélère et s'étend en engloutissant des parcelles cultivables ou jusqu'ici préservées des actions humaines. La majorité des sols urbains présente malheureusement des propriétés défavorables au développement des plantes et de leur système racinaire (De Kimpe and Morel, 2000; Gilbert, 2012).

1.1.5. La construction de sol comme solution pour le recyclage des déchets urbains

Avec l'accélération de l'urbanisation, la production mondiale des déchets industriels et urbains augmente aussi. L'un des objectifs du « Grenelle de l'Environnement et de ministère d'écologie » est une diminution et une meilleure valorisation des déchets (Boyer and Wratten, 2010). Pour ce faire, plusieurs possibilités existent. Recyclage et réemploi sont les plus connues mais il existe d'autres alternatives qui permettent de donner une deuxième vie à ces

déchets. C'est le cas de la réutilisation. Contrairement au réemploi qui consiste à utiliser un déchet pour le même usage que lors de sa fabrication, la réutilisation détourne l'usage premier du déchet et en fait une matière première secondaire qui servira à un autre usage que celui pour lequel il a été conçu. Cette notion de déchet-ressource prend une place de plus en plus importante dans les politiques de gestion des déchets et donne lieu à l'écriture de lois qui régissent ces utilisations. L'un des domaines précurseurs est le secteur du bâtiment et des travaux publics (BTP) qui réutilise certains déchets tels que le béton concassé pour le sous-bassement des routes. D'autres déchets du bâtiment, comme le remblai (résultats des excavations de l'horizon profond pour la construction des bâtiments), ne trouvent à l'heure actuelle aucun usage et finissent en décharge. La construction de Technosols serait une solution nouvelle pour valoriser ces déchets. D'autres déchets des services espaces verts ou des particuliers comme les déchets verts sont utilisés pour la restauration des sols en tant qu'apport de matière organique, généralement après compostage (Vetterlein and Hüttl, 1999).

1.1.6. Le Technosol construit est un système idéal pour comprendre la pédogenèse

Un Technosol construit est un écosystème facile à manipuler et à observer. Puisque l'humain choisit les matériaux et leurs proportions réciproques, il permet d'étudier les effets d'un facteur en particulier, isolé de l'action des autres facteurs. Par exemple, étudier l'effet des vers de terre sans être influencé par celui des plantes. C'est en effet un milieu d'étude qui, à l'opposé d'un sol naturel, ne contient pas l'héritage de l'activité passée de la macrofaune ou des racines, ce qui en fait un milieu propice pour comprendre les effets des facteurs biotiques sur les processus physiques, chimiques et écologiques.

Conclusion du chapitre 1

Les êtres humains ont une grande influence sur le sol. Les Technosols construits sont des sols artificiels fabriqués par l'homme en utilisant des mélanges de matériaux minéraux et organiques apportés ou transformés pour recréer des conditions agronomiques optimales pour les plantes (Marié and Rossignol , 1997). Les sols construits sont des mélanges formés pour répondre aux besoins urbains (Morel et al., 2014), ainsi qu'aux besoins des productions végétales.

Ces sols présentent une alternative à la consommation de sols qui sont une ressource non renouvelable tout en étant aussi un moyen efficace pour recycler beaucoup de déchets urbains. Mais ces Technosols doivent toutefois présenter des propriétés favorables au développement des plantes, tels que le maintien de la structure, la présence et la stabilité d'agrégats et des macro- et microporosité adaptées qui en plus de garantir l'équilibre hydrique sont aussi une mosaïque de niches écologiques très différenciées, permettant le développement racinaire. Ces propriétés dépendent des choix des matériaux, dont la nature et la quantité peuvent influencer l'effet des organismes (plante, macrofaune et micro-organismes).

CHAPITRE 2.

1.2.1. Matériaux et organismes étudiés dans le cadre de la thèse

L'objectif de ce chapitre est de présenter l'importance des effets des matériaux parentaux (effets abiotiques), des organismes, en particulier les plantes, les vers de terre et les micro-organismes (effets biotiques), ainsi que de l'interaction entre ces facteurs, sur le sol en général et notamment sur sa structure.

1.2.2. La structure des sols

La structure décrit l'arrangement des particules solides dans le sol (particules élémentaires), notamment leur agrégation, la porosité et la stabilité de l'état agrégé (Stengel and Gelin, 1998). L'organisation et la composition de la phase solide déterminent les caractéristiques d'un sol. Elles définissent le volume, la taille et la forme des pores dans lesquels se déroulent les processus de transfert des flux de l'eau, de l'air et des nutriments dans le sol. En contrôlant l'accès des plantes à l'eau et aux éléments nutritifs du sol, la structure du sol détermine donc dans une large mesure le développement des plantes.

Identifier la structure des sols en général, et en particulier celle des Technosols, est une étape essentielle dans la compréhension de leur fonctionnement et de leur capacité à assurer la vie des organismes.

La structure des sols, quelle que soit l'échelle de temps, est le résultat de processus physiques, chimiques et biologiques (Baize et al., 2013).

Les facteurs biotiques et abiotiques affectent et sont affectés par la structure du sol. Ces facteurs interagissent à travers de nombreux processus physico-chimiques et biologiques, et

pour générer de nombreuses caractéristiques et propriétés des sols telles que leur structure, leur matière organique, leur équilibre ionique, etc. (Coleman, 1985, 2008).

1.2.3. Les effets abiotiques

Les caractéristiques physiques et chimiques du sol influent sur la croissance et le développement des organismes, d'une manière plus ou moins favorable. La composition minérale et organique du milieu rend la présence et le développement des organismes possibles, en assurant la nutrition minérale des végétaux, qui à leur tour nourrissent les animaux. Elle détermine la composition chimique de la phase liquide du sol, laquelle joue un rôle majeur sur les activités biologiques. Par ailleurs, la concentration en oxygène détermine les propriétés d'oxydoréduction, qui sont elles aussi primordiales pour les organismes. Elle joue aussi un rôle sur la présence de charges électriques, l'adsorption des molécules non ionisées (telles que l'eau ou des molécules organiques). Enfin, elle définit la constitution minéralogique et la composition granulométrique. Les minéraux les plus fréquemment rencontrés dans le sol sont de deux types (Calvet, 2003; Stengel and Gelin, 1998) :

- Les minéraux primaires : ce sont des minéraux hérités de la roche-mère, qui se trouvent dans le sol sous forme plus ou moins fragmentée, mais peu altérée.
- Les minéraux secondaires : ce sont des matériaux primaires altérés, ou des minéraux issus de leur association (Shipitalo and Protz, 1989).

Les matières minérales constituent l'essentiel de la masse des sols (90-99%), si l'on ne tient pas compte des sols organiques (Calvet, 2003).

La nature des minéraux est déterminée soit par la roche-mère, soit par leur transport (par l'eau, l'air, ou par l'action de la gravité ou de l'homme). Les matières organiques proviennent

principalement des résidus végétaux qui subissent diverses transformations physiques et chimiques.

La teneur en matière organique est une caractéristique pédologique influençant largement les processus physiques, chimiques et biologiques. C'est ainsi un paramètre crucial de la qualité du sol (Calvet, 2003).

Dans les Anthrosols construits, les matières organiques proviennent principalement d'ajouts dans le sol (compost de déchets verts, balayures récoltées lors du nettoyage des rues, sous-produits papetiers, boues de stations d'épuration, ...). Les effets des différents types de matières organiques sur les propriétés des Technosols ont été étudiés et détaillés par (Rokia et al., 2014)

Les compositions minérales et organiques de Technosols en milieu urbain ont fait l'objet d'études récentes dans lesquelles les variations des paramètres physiques et chimiques engendrées par l'usage de 11 types de déchets issus des milieux urbains (organiques et minéraux) sont analysées pour caractériser leur impact sur la fertilité des Technosols, par rapport aux sols naturels (Rokia et al., 2014).

1.2.4. Les effets biotiques

Les organismes sont un des cinq facteurs interactifs de formation des sols (matériaux parentaux, climat, organismes, relief, et temps) (Jenny, 1941).

Le sol contient une grande diversité d'organismes à la dynamique et au rôle variés (Coleman, 2008; Lavelle and Spain, 2001). Leur taille est variée, allant des micro-organismes invisibles à l'œil nu (bactéries et champignons) à la macrofaune (termites, vers de terre, etc.) en passant par les organismes de taille intermédiaire comme la microfaune (protozoaires, nématodes, etc.) et la mésofaune (microarthropodes, enchytréides, etc.).

Effets des vers de terre sur la structure du sol

L'effet des vers de terre sur la fertilité des sols a été largement documenté (Edwards, 2004; Edwards and Bohlen, 1996). Les vers de terre représentent la majorité de la biomasse animale, particulièrement dans l'écosystème productif comme les prairies tempérées, les pâturages tropicaux, les forêts à feuilles caduques : leur densité peut atteindre 500 individus par m² (Bardgett, 2005). Le milieu urbain n'est pas en reste car on a recensé différentes espèces de vers de terre dans les espaces verts et les jardins, pour une densité pouvant s'élever à 450 individus par m² (Glasstetter, 2012).

Les vers de terre présentent des effets intéressants sur les milieux urbains, ce qui a amené (Morales et al., 2013; Scullion and Malik, 2000) à les considérer comme une solution d'éco-restauration pour les sols dégradés, et plus particulièrement contaminés. Le ver de terre *Lumbricus terrestris* (espèce anécique) a un effet sur la macroporosité et la décomposition de la matière organique des Technosols construits (Pey, 2010). Il a également mis en évidence dans cette étude que la faune du sol est un facteur d'évolution de la pédogenèse du Technosol construit.

Les vers de terre sont souvent regroupés en trois catégories fonctionnelles basées sur leur morphologie, leur comportement, leur écologie alimentaire, et leur micro habitat dans le sol (Bouché, 1977). La première catégorie de vers appelés épigés regroupe les espèces qui vivent et se nourrissent à la surface du sol ou dans la litière. Ensuite, les endogés, se nourrissent de la matière organique et minérale du sol et créent des terriers subhorizontaux dans le sol. Enfin, les anéciques exploitent à la fois la surface et la litière comme une source de nourriture qu'ils redistribuent en profondeur grâce aux galeries verticales qu'ils creusent.

Les vers de terre sont les ingénieurs de leur écosystème (Jones et al., 1994). Leur rôle est fondamental sur la structure du sol et sa teneur en éléments nutritifs. En créant une structure

biogénique (galeries, turricules) (Blanchart et al., 1997; Lavelle, 1988), les vers de terre participent grandement aux fonctions du sol, en influençant les processus physiques, chimiques et biologiques de celui-ci (Edwards, 2004; Lavelle and Spain, 2001), avec des conséquences sur les services écosystémiques (Blouin et al., 2013).

L'effet mécanique sur le sol par l'activité fouisseuse (Edwards, 2004), se traduit par la création de chambres d'estivation et par le transport de matériel (sol et environnement). Les vers modifient la porosité, en la réorganisant au niveau macroporal (Capowiez et al., 2001; Jégou et al., 1997; Milleret et al., 2009) et microporal (Jégou et al., 2001), l'agrégation (Six et al., 2004), la stabilité structurale, l'aération et la conductivité hydrique (Edwards, 2004; Edwards and Bohlen, 1996; Shipitalo and Protz, 1989).

L'augmentation de la macroporosité a un effet direct sur les transferts d'eau et de solutés (Edwards et al., 1990; Lee, 1985). Les vers de terre modifient la structure du sol, par l'ingestion de particules fines qui se retrouvent excrétées en surface du sol ou à d'autres profondeurs dans les structures biogéniques organo-minérales (turricules). Ces turricules sont des macro-agrégats plus stables que le milieu qui les entoure (Six et al., 2004), mais cette stabilité dépend de la quantité et de la qualité de la matière organique ingérée (Buck et al., 1999).

Les vers de terre produisent aussi des micro-agrégats, soit directement par la production digestive, soit indirectement par le truchement des activités microbiennes (Barois et al., 1993). Ils influencent aussi les propriétés biologiques du sol en ingérant pour se nourrir les particules de matière organique, qui sont alors modifiées par le passage dans leur tube digestif (Brown, 2000). Il a été démontré que les turricules qui en résultent sont très favorables à l'accueil des communautés bactériennes, avec une structure spécifique (Amador and Görres, 2007; Savin et al., 2004).

La concentration du carbone organique dans les turricules est plus élevée que dans le milieu qui l'entoure (Barois et al., 1993). Par ailleurs, la minéralisation du carbone organique diminue dans les turricules, du fait de leur stabilité accrue (Ayuke et al., 2011).

Les effets des plantes sur la structure du sol

Les plantes sont le principal producteur de carbone entrant dans le sol, et en déterminent la quantité (Wardle, 2002).

Dans le sol, les racines des plantes influencent grandement les propriétés du sol, principalement dans la zone du sol immédiatement adjacente aux racines, appelée rhizosphère (Hiltner, 1904).

La rhizosphère constitue une zone d'échange d'ions, de par l'absorption sélective de certains ions et la libération d'autres par la plante. Ce double échange modifie le pH. La concentration des ions dans la rhizosphère est différente de ce qu'on observe dans la zone non-rhizosphérique. Par exemple, on remarque une faible concentration de phosphore et de potassium dans cette zone. Cette différence s'explique par l'absorption rapide de ces éléments, ainsi que par leur faible diffusion dans le sol. A l'inverse, le calcium, qui est un ion mobile, a tendance à s'accumuler dans la rhizosphère (Stengel and Gelin, 1998). C'est aussi une zone de compétition pour l'oxygène (Dacey and Howes, 1984) et de libération de composés organiques comme les exsudats, les sécrétions, les lysats, les mucilages, et finalement le mucigel (Stengel and Gelin, 1998).

Les systèmes racinaires participent à la formation du sol, les fractions minérales se liant aux molécules organiques libérées par les plantes. Ils participent à la formation du complexe organo-minéral (Cheshire, 1979; Dorioz et al., 1993; Tisdall and Oades, 1982). De plus, les

plantes et les micro-organismes du sol jouent un rôle majeur dans l'altération des minéraux et des roches mères (Lambers et al., 2009).

La rhizosphère constitue une zone de sol où les échanges et la diffusion de l'eau sont modifiés, le système racinaire exerçant de fortes pressions sur les agglomérats du sol (Gerke and Kuchenbuch, 2007). Il a également été rapporté que les exsudats des racines peuvent obstruer les pores ou devenir hydrophobes à la surface des particules du sol, donc modifier localement les propriétés hydrodynamiques des sols (Hallett et al., 2003), et augmenter la conductivité à saturation (Rasse et al., 2000). L'effet sur l'agrégation qui en découle est encore renforcé par la dessiccation subséquente à l'absorption d'eau par les racines (Nguyen, 2003).

Bien que variable selon le type de sol, ces procédés conduisent à un effet général d'emballage autour des racines en cours de croissance (Bruand et al., 1996), qui est à l'origine de la formation de certains macropores (Young et al., 1998). D'autres études ont montré que le système racinaire améliore considérablement la macroporosité du sol (Cresswell and Kirkegaard, 1995).

La rhizosphère est une zone de sol où l'activité et la densité microbienne sont stimulées par la libération de composés organiques (Bardgett, 2005; Coleman, 2008; Wardle, 2002). Ces relations affectent l'écosystème du sol (Coleman, 2008; Van der Putten et al., 2001; Wardle, 2002). Cet effet impacte la population microbienne non seulement de manière quantitative, mais aussi qualitative.

De plus, les racines influencent l'agrégation physiquement, à la fois en exerçant des pressions latérales induisant un tassement et la cohésion des particules du sol autour des racines pendant leur croissance, mais aussi en retirant continuellement l'eau pendant la transpiration des

plantes, ou encore en conduisant à l'assèchement du sol. Ce processus est susceptible d'être amélioré ou intensifié par des hyphes mycorhiziens associés aux racines des plantes (Ritz, 2011). Les exsudats des racines jouent un rôle majeur dans l'agrégation du sol et, par conséquent, dans l'amélioration de la fertilité physique (Materechera et al., 1992). Les racines augmentent la proportion d'agrégats, ainsi que la qualité des agrégats existants (Materechera et al., 1994). Elles sont responsables d'une augmentation de la teneur en matières organiques du sol et ont un effet important sur le stockage du carbone (Blanchart et al., 2004). Enfin, la structure du sol est également influencée par l'enchevêtrement des racines avec les particules du sol (Six et al., 2004; Tisdall and Oades, 1982).

Les effets des microorganismes

Les communautés microbiennes agissent comme des agents efficaces de l'altération, de la transformation et de la formation des minéraux (Stengel and Gelin, 1998). De nombreux services fournis par les écosystèmes, y compris la production végétale, la protection de l'eau potable ou la séquestration du carbone sont étroitement liés aux activités microbiennes et à leurs traits fonctionnels (Torsvik and Øvreås, 2002). Les caractéristiques chimiques et physiques des sols, telles que la qualité et la quantité de matière organique, le pH et les conditions d'oxydo-réduction ont une influence marquée sur la dynamique de la structure de la communauté microbienne dans les sols (Lombard et al., 2011)

Les activités des micro-organismes ont en général un effet positif sur les nutriments du sol (Mikola, J., R. D et al., 2002), en améliorant la minéralisation du carbone et de l'azote (Kuikman et al., 1990), et du phosphore (Smith and Read, 2010).

Les microbes sont considérés comme des agents de la structure du sol depuis longtemps (Allison, 1968). Des corrélations positives entre la biomasse microbienne et la stabilité des agrégats ont été reconnues par la plupart des études (Rillig et al., 2014; Staddon et al., 2003).

On peut diviser les effets des microorganismes sur l'agrégation en effets directs et indirects. Les effets directs sont en majorité causés par des champignons, qui lient les agrégats, et dans une moindre mesure par les bactéries. Les effets indirects proviennent des matières organiques produites par les micro-organismes, qui favorisent les liaisons inter-particulaires (Calvet, 2003).

Conclusion du chapitre 2

La formation du sol est un processus se déroulant sur le long terme, parfois sur plus de 1000 ans (Harrison and Strahm, 2008). Les humains influent sur ce processus, positivement ou négativement. Négativement car l'homme a une grande part de responsabilité dans la dégradation de nombreux sols, mais aussi positivement par sa volonté de construire et reconstruire des sols (Séré, 2007). Fabriquer un Technosol dans une période limitée (durée de temps très brève) est un des principaux objectifs de cette thèse. Les propriétés physiques des sols naturels sont le résultat des nombreuses interactions entre les organismes du sol et leur milieu abiotique. Il est intéressant de savoir si ce principe est aussi vrai pour les Technosols.

Il est difficile d'isoler les effets des facteurs biotiques et abiotiques en raison de leurs nombreuses interactions. En effet, certains auteurs estiment que ni les matières organiques seules, ni les organismes du sol seuls n'ont d'effet significatif sur la structure de sol ; pourtant, les uns et les autres ont des effets importants quand ils sont en interaction (Paul, 2006). Les interactions et rétroactions entre les sous-systèmes des sols et des plantes jouent un rôle fondamental dans la régulation de la structure des communautés et dans le fonctionnement de l'écosystème (Bardgett and van der Putten, 2014; Bever et al., 1997, 2010; Wardle et al., 2004, 2004).

Les interactions entre les vers de terre et les plantes sont aussi connues, par exemple les effets sur la disponibilité des nutriments comme le phosphore (Coulis et al., 2014), et les effets sur la stabilité des agrégats (Fonte et al., 2012).

Un Technosol construit est un milieu qui devrait permettre de mieux comprendre les effets des organismes, car il ne contient pas encore d'héritage biologique (absence de macrofaune et de plantes dans le passé).

Hypothèses et questions générales de cette thèse

- Hypothèse 1 : les organismes et la matière organique ont un effet significatif sur les processus pédogénétiques dans les Technosols construits.
- Hypothèse 2 : les effets des interactions entre organismes sont plus importants que les effets de ces organismes individuellement.

Afin de valider ou infirmer ces hypothèses, la présente étude répond aux questions suivantes :

- Question 1 : Peut-on appliquer les méthodes d'évaluation des propriétés des sols naturels aux Technosols ?
- Question 2 : Quels sont les facteurs abiotiques ou biotiques qui jouent le rôle le plus important sur la structure du sol ?
- Question 3 : Les effets biotiques sont-ils plus importants que les effets abiotiques ?
- Question 4 : Dans quelle mesure la composition minérale/organique change-t-elle les propriétés physiques des Technosol construits ?
- Question 5 : Comment les effets de la composition minérale/organique évoluent-ils avec le temps (effets physiques et chimiques) ?

- Question 6 : Pourquoi la proportion organique/minérale (effet abiotique) joue-t-elle un rôle sur les activités des organismes ?
- Question 7 : Comment les effets biotiques et abiotiques influencent-ils la structure des sols, ainsi que les activités et la diversité microbienne ?

DEUXIÈME PARTIE

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Choix des matériaux

Le premier matériau qui a été choisi est une base d'horizons profonds extraits du bassin parisien (appelés « remblai » par les gestionnaires), constitué d'un mélange moyen de déchets inertes du bâtiment (EDH). C'est un assemblage de prélèvements d'horizons C de différents quartiers d'Ile de France (différents types de calcaires de l'Eocène et de l'Oligocènes du bassin parisien). Ce premier matériau est mélangé à un compost de déchets verts (GWC) fournis par la société Biodepe, filiale d'ECT. Ils ont été obtenus grâce à la société ECT, qui s'est montrée très intéressée par la possibilité de reconstituer des sols fertiles à partir des déchets urbains locaux.

2.2. Caractérisation des déchets purs

Le remblai est composé après décarbonatation de 88 % de sable (50 μm à 2 mm), de 10 % de limon (2 à 50 μm) et de 2 % d'argile (< 2 μm). Il contient 43,1 % de carbonates. Il peut donc être classifié comme un sol sableux carbonaté (Nachtergaele, 2001). Sans décarbonatation, il est composé de 11 % de particules d'argile, de 30 % de particules de limon et enfin de 59 % de particules de sable. La diffraction des rayons X montre que le remblai est composé de quartz, de calcite et de dolomite (Fig. 1). Les fractions granulats du remblai avant et après décarbonatation sont présentées sur la figure 2. Il possède enfin des taux de carbone organique et d'azote total très faibles (0,38 % massique et 0,035 % massique respectivement), un pH basique ($\text{pH}_{\text{eau}} = 8,25$; $\text{pH}_{\text{kcl}} = 8,17$), une capacité d'échange cationique faible ($\text{CEC} = 3,125 \text{ cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$), une masse volumique réelle élevée (2,75 $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) et une densité apparente (1,33 $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$). La diffraction des rayons X avant et après perte au feu permet de constater la disparition de la matière organique (Fig. 3).

Le compost contient du carbone organique et de l'azote total (21,41 % et 1,47 %, respectivement). Il a un pH un peu moins basique que le remblai ($\text{pH}_{\text{eau}} = 7,93$; $\text{pH}_{\text{kcl}} = 7,44$). Sa masse volumique réelle est moyenne ($2,06 \text{ g.cm}^{-3}$) et sa masse volumique apparente est caractéristique de la matière organique ($0,61 \text{ g.cm}^{-3}$).

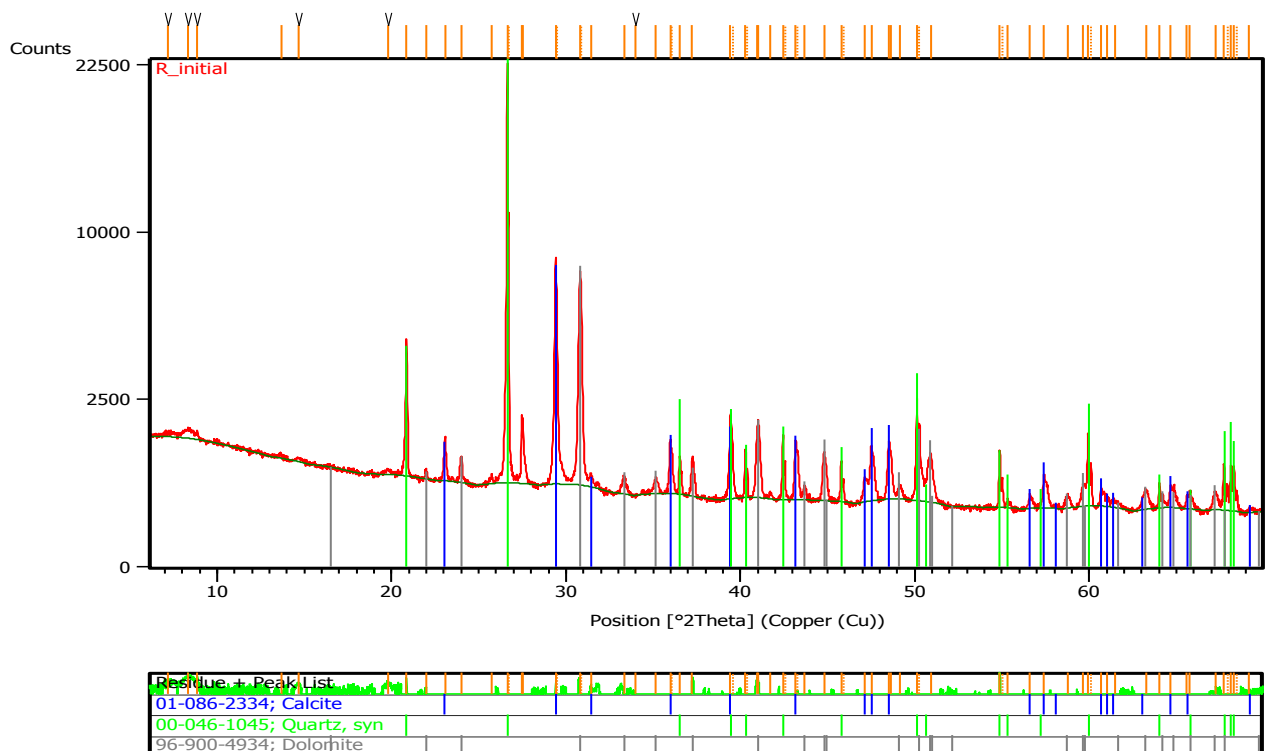


Figure 1 : La diffraction des rayons X sur un échantillon de remblai montre qu'il est composé majoritairement de calcite, de quartz et de dolomite.

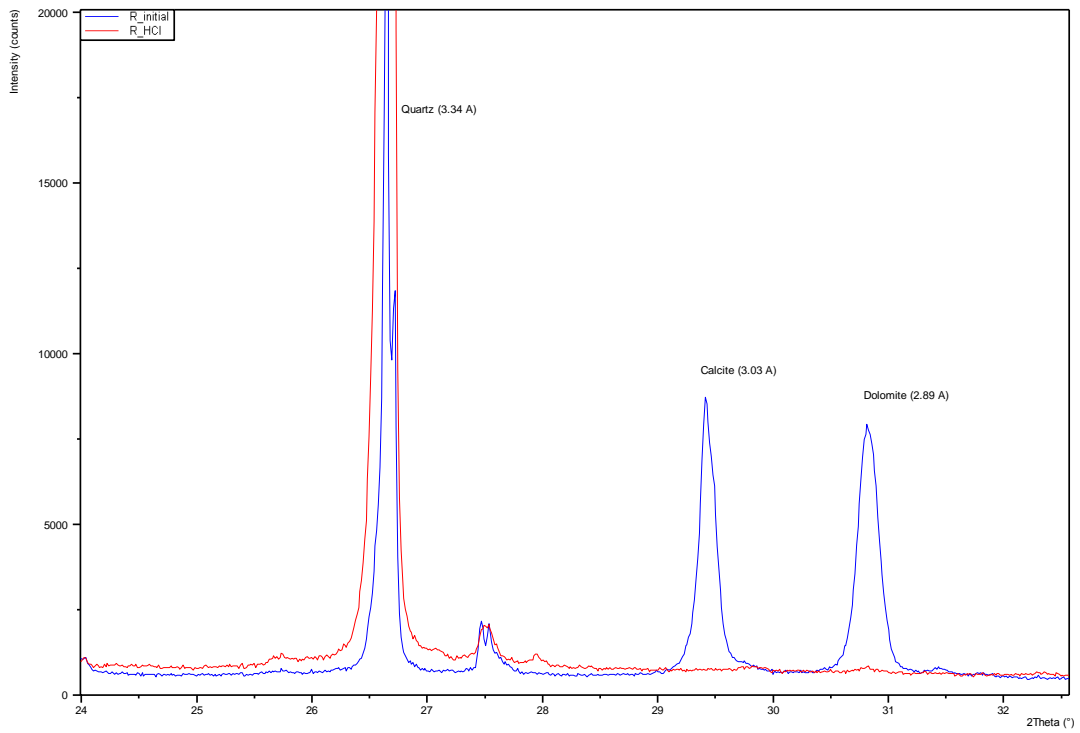


Figure 2 : La diffraction des rayons X sur un échantillon de remblai montre qu'il est composé majoritairement de calcite, de quartz et de dolomite.

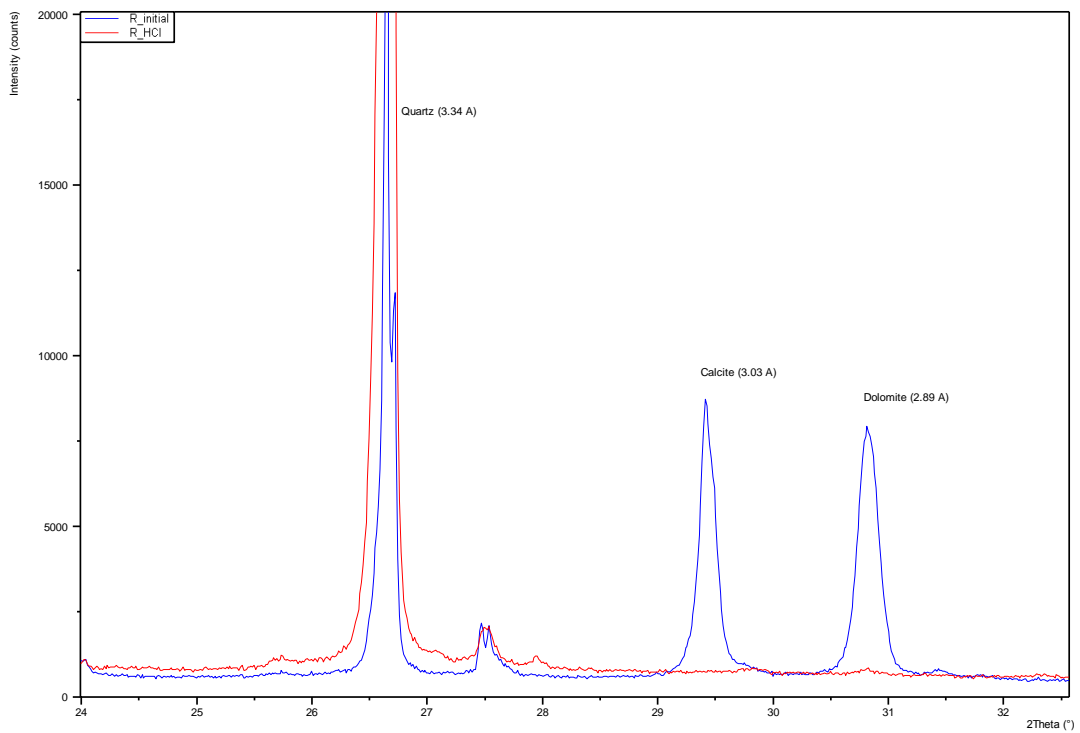


Figure 3 : Remblai avant (courbe bleu) et après (courbe rouge) décarbonatation. On constate la perte de la calcite et de la dolomite au cours du procédé.

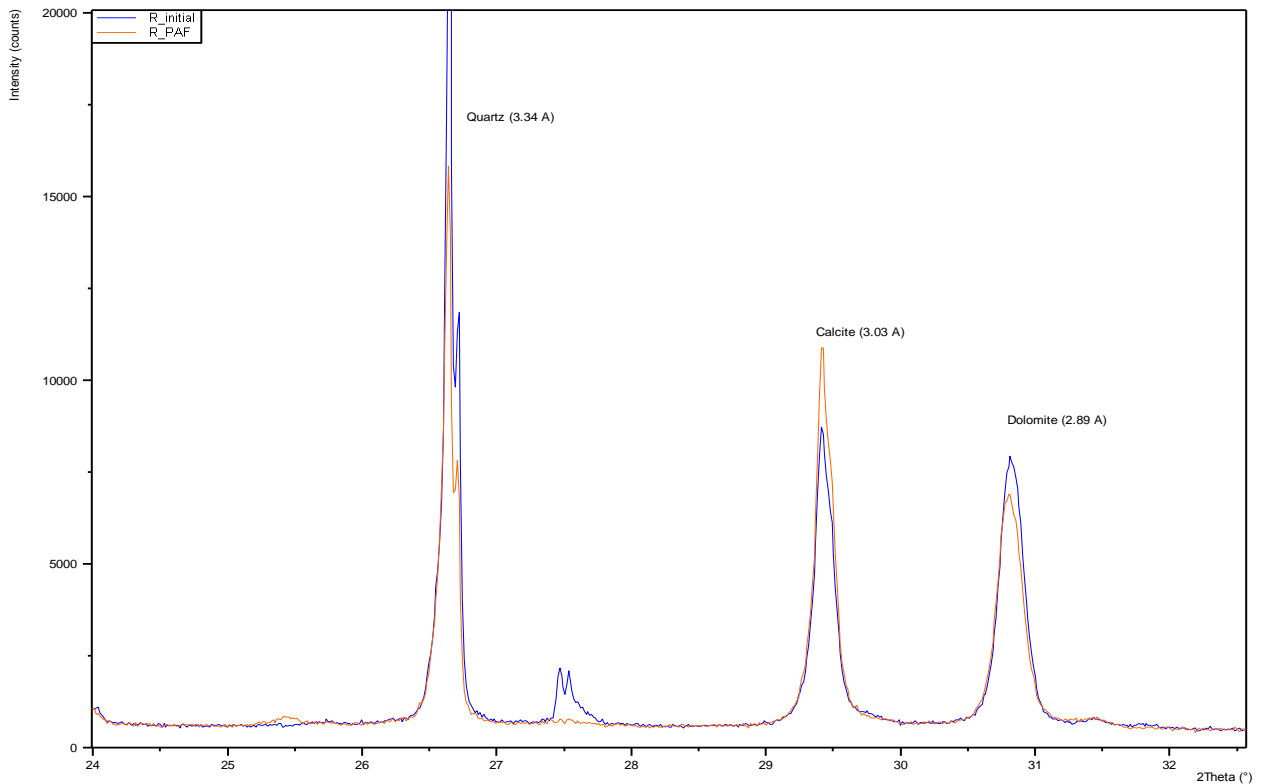


Figure 4 : Remblai avant (courbe bleu) et après (courbe rouge) perte au feu. On constate la suppression d'un pic correspondant à la présence de matière organique.

2.3. Préparation du mélange

Les matériaux ont été séchés à l'air et ont été tamisés à moins de quatre millimètres. Puis ils ont été mélangés en bétonnière pendant dix minutes pour obtenir 6 rations volumiques différentes : 0 %, 10 %, 20 %, 30 %, 40 %, 50 % de compost de déchets verts, l'objectif étant d'obtenir différents gradients de matières organiques comparables avec ce que l'on peut trouver dans les sols naturels en France (du moins riche en matières organiques jusqu'au plus riche : le remblai contient $0,38 \text{ g.kg}^{-1}$ alors que le mélange « 50 % » contient $70,67 \text{ g.kg}^{-1}$ de carbone organique, qui reste inférieur au $109,5 \text{ g.kg}^{-1}$ valeur médiane des sols français les plus riches (Jolivet et al., 2006)).

2.4. Expérimentation en laboratoire menée sur le sol à son état initial

Comme au départ il n'y a pas encore de structure spécifique pour nos matériaux parents ni pour nos mélanges, on a placé 1 L de chaque mélange et de matériaux parents dans des pots d'une contenance de 1,2 L, puis on a arrosé chaque pot jusqu'à 80 % de la « Capacité au champ », valeur mesurée avec un dispositif de (Richards, 1948) au potentiel matriciel (-31 kPa). Ceci a généré une pseudo-structure permettant des prélèvements cylindriques pour la première mesure.

A ce stade, un prélèvement cylindrique a été réalisé pour chaque pot. Pour faciliter le déplacement des échantillons, un tissu perméable a été préalablement placé à la base de tous les cylindres, maintenu par un élastique. Les échantillons ont ensuite été mis sur une table à succion pendant une semaine pour les saturer ($\psi = 0$ kPa), puis ont été sortis de leur cylindre de prélèvement, après avoir découpé la partie sommitale excédentaire (dépassant du cylindre). On a ainsi obtenu des cylindres réguliers d'une hauteur de 5 cm et d'un diamètre de 5 cm. Les courbes de retrait et de rétention ont alors été mesurées.

Ensuite, les échantillons ont été placés dans le rétractomètre. Toutes les 12 minutes, le plateau tournant dépose chacun des 8 échantillons sur la balance. L'échantillon se trouve alors en même temps sous un rayon laser vertical (mesure de la hauteur) et un faisceau laser horizontal (mesure du diamètre).

Lors de la sortie de chaque échantillon du rétractomètre, après dessiccation (à l'air), leur masse est mesurée. Puis afin de corriger la mesure du volume estimée au laser, une mesure de densité apparente a été appliquée selon la méthode de Boivin et al., (1990). Ensuite, les échantillons ont été placés à l'étuve à 105 °C pendant 48 heures, leur masse étant à nouveau mesurée. (Fig. 5)

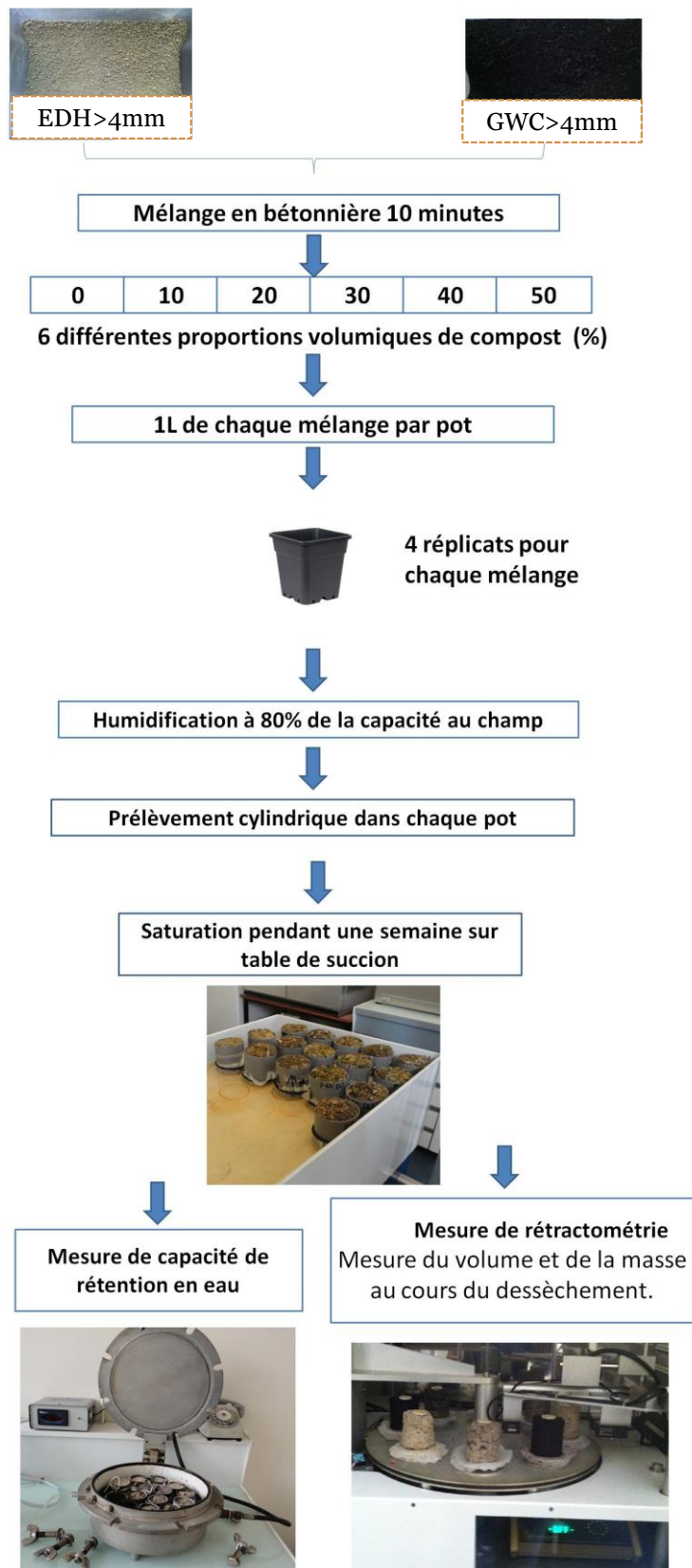


Figure 5 : Schéma illustrant le protocole utilisé pour préparer les échantillons et réaliser les mesures hydrostructurales (état initial des mélanges)

2.5. Choix des organismes

Dans cette étude, le *Lolium perenne* L. (l « ray grass anglais ») a été choisi pour différentes raisons :

- 1) Le *Lolium perenne* est le modèle d'étude le plus courant des écosystèmes prairiaux tempérés. Cette plante est en effet largement distribuée tout autour du globe, de l'Amérique du Nord à l'Europe en passant par l'Australie.
- 2) Le *Lolium perenne* a un intérêt économique important du fait d'une croissance rapide ; c'est une espèce très compétitive en cas de forte fréquence de fauche ou de pâturage intensif. Sa production et ses qualités nutritionnelles sont élevées (Tayler, 1984). De plus, le *Lolium perenne* dispose d'un système racinaire dense, composé de racines adventives générant ainsi un volume de sol rhizosphérique conséquent. Il est également utilisé pour limiter l'érosion des sols (Hannaway et al., 1999), ce qui est une faiblesse inhérente aux Technosols.
- 3) Le *Lolium perenne* présente une bonne capacité d'adaptation à différents types de sol, supporte un pH basique (ce qui est le cas des matériaux parents de la présente étude), et est capable de vivre dans un sol pauvre en matière organique (Bugnon P, 1912)

Le ver de terre choisi dans cette étude est l'*Aporrectodea caliginosa*, appartenant au groupe fonctionnel des vers endogés. Ce ver, de taille petite à intermédiaire, est souvent caractérisé par un manque de pigmentation. Le choix de ce ver de terre a été fait pour trois raisons :

- 1) Il se nourrit de la fraction organo-minérale du sol, de fragments de racines mortes (rhizophagie), mais aussi de la microflore et de la mésofaune qui sont ingérées avec le sol (Curry and Schmidt, 2007). Ce point est important pour les Technosols, car cela aide à la création de la composition organo-minérale qui leur fait généralement défaut.
- 2) Ces vers de terre sont déjà présents dans les sols parisiens.

- 3) Ils peuvent vivre aussi bien dans les sols pauvres en matières organiques que dans les sols riches (Lavelle and Spain, 2001)

2.6. Expérimentation en laboratoire n°2 en phytotrons

Pour chacun de ces mélanges (6 mélanges), on a testé 4 traitements "organismes" : le mélange seul (sans plante ni ver), le sol avec plantes (*Lolium perenne*), le sol avec vers (*Aporrectodea caliginosa*), le sol avec plante et vers. Chacun de ces 24 traitements a été répété 4 fois, soit un total de 96 unités expérimentales.

Pour les traitements « plantes », 0,17 g de grains ont été placés, soit environ 50 graines dans chaque pot.

Pour les traitements « vers de terre », 2 spécimens d'*Aporrectodea caliginosa* ont été disposés dans chaque pot. Leur masse a été mesurée à $0,5 \pm 0,1$ g pour chaque individu ; elle est donc connue.

Pour les mélanges « vers et plantes », nous avons de même utilisé en moyenne 50 graines et 2 vers de terre de masse connue.

Finalement, des pots sans plante ni ver de terre ont servi de témoin afin de connaître les effets des micro-organismes sur les pots tout au long de l'expérience.

Nous avons ensuite placé l'ensemble de ces pots dans des phytotrons (enceintes de cultures climatiques) afin de s'assurer un environnement contrôlé. L'expérience a duré 145 jours, à $22/20 \pm 0.2$ °C jour/nuit pour une photopériode de 12 h (lumière également contrôlée à 500 ± 20 $\mu\text{mol} \cdot \text{photons} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) pour un taux d'humidité de l'air à 75 ± 2 %. Les pots ont été observés et changés de place chaque semaine au sein du même phytotron, en étant arrosé à 80 % de la capacité de rétention, selon les besoins de chacun.

2.7. Démontage de l'expérimentation n°2

Avant de commencer le prélèvement des échantillons, les pots ont été préalablement arrosés jusqu'à 80 % de la capacité au champ la veille.

Le jour du prélèvement des échantillons, nous avons commencé par couper la partie aérienne de la plante. La masse fraîche des feuilles des plantes a été notée.

Chaque pot a été découpé verticalement en quatre quarts égaux, qui ont ensuite été soumis aux analyses décrites ci-après.

A. 1/4 pot

Nettoyage des racines avec de l'eau.

Séchage à l'air du système racinaire.

Mesure de la biomasse aérienne et racinaire après séchage à 40 °C.

Prélèvement de 100 g de sol, humidifié à 80 % de capacité au champ, autour des racines pour l'étude des activités microbiennes.

B. 1/4 pot

Prélèvement cylindrique pour la rétractométrie, et pour l'obtention des courbes de rétention de l'eau (5 cm x 5 cm).

Après rétractométrie, le prélèvement cylindrique a été séché à 105 °C pour être soumis à une analyse tomographique (les échantillons ont été préparés, mais l'analyse n'a pas encore été faite).

Mélange du reste du pot avec la surface du quatrième quart pour l'analyse microbiologique (diversité et activité). Cette analyse a été effectuée mais pas été validée dans la période de thèse.

C. 1/4 pot

Découpe en tranches horizontales de 2 mm d'épaisseur pour l'analyse microbiologique (présence d'algues). Données finales non connues à ce jour.

Mesure de la masse des turricules de ver de terre et des agrégats.

D. 1/4 pot (chimie, minérale, organique)

Découpe horizontale du quart, en deux moitiés égales.

Mélange de la partie supérieure avec le reste du deuxième quart pour les l'analyses suivantes :

Enzymétrie (prélèvement de 100 g à différents endroits du quart de pot afin d'homogénéiser).

Mesure de l'activité biologique des micro-organismes (trace de carbone 13 et CO₂) : 20 g en flacon. Mesure du pH et mesure du calcaire total.

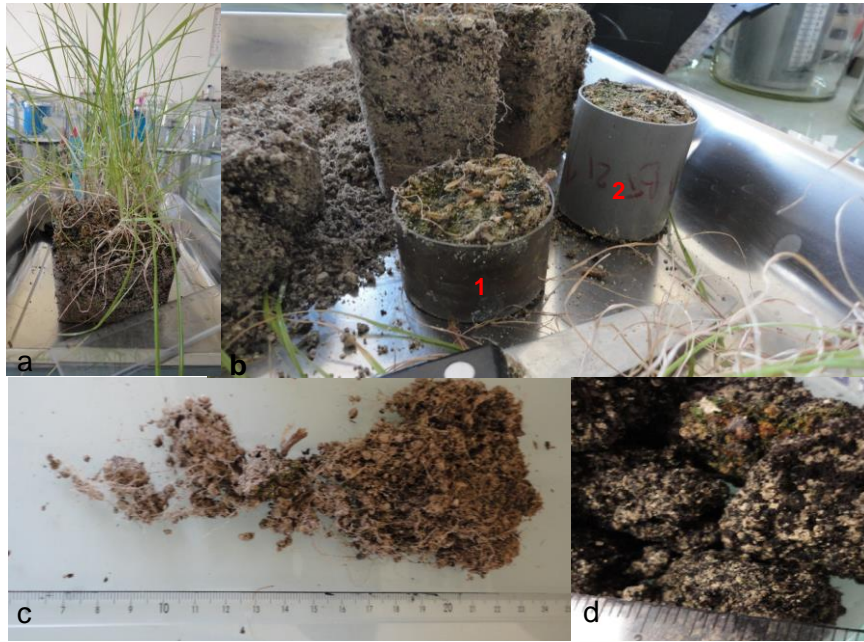


Figure 6 : Photo illustrant l'échantillonnage de Technosol à l'issue de l'expérimentation : (a) découpe du pot, (b) prélèvement cylindrique, **1** pour la mesure de la courbe de retrait, **2** pour la mesure de la courbe de rétention, (c) étude de systèmes racinaires et les agrégations, (d) turricules de vers de terre

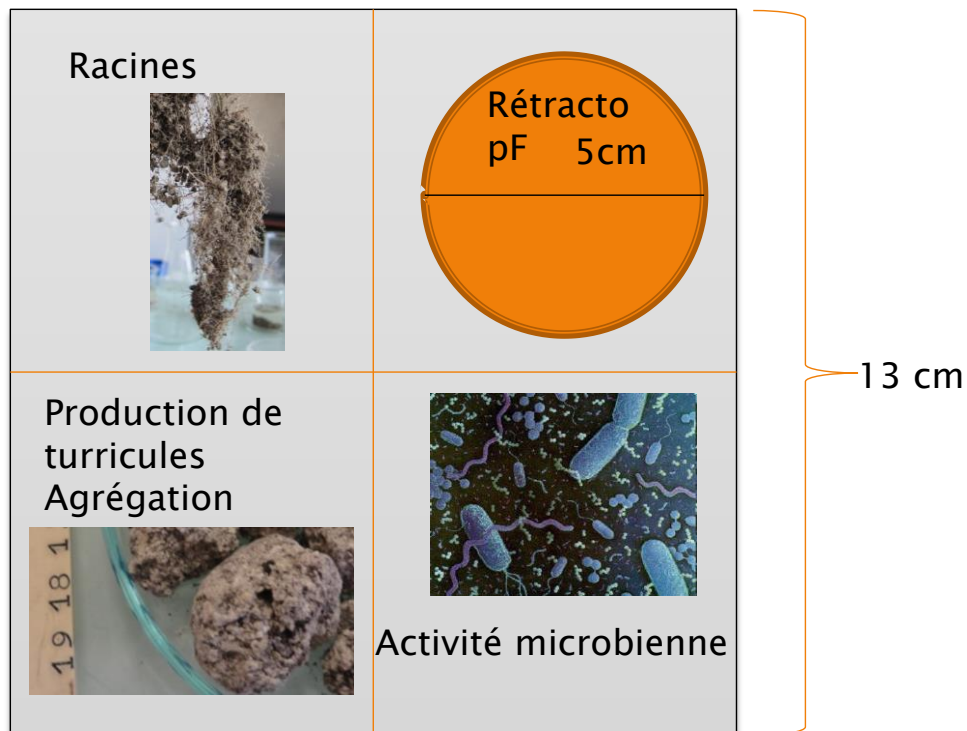


Figure 7 : Ce schéma illustre le protocole de prélèvements de Technosol suivi dans l'expérimentation. Le premier quart est pour l'analyse racinaire, le deuxième quart pour les propriétés hydro-structurales, le troisième quart pour l'analyse de la production de turricules et finalement le quatrième pour l'analyse microbiologique

2.8. Analyses physiques

- Granulométrie sans décarbonatation (NF X 31-107) : la quantification des différentes fractions granulométriques (de 0 à 2 mm de diamètre) des matériaux a été réalisée.
- Granulométrie avec décarbonatation : le Technosol a été décarbonaté par HCl concentré à 10 %. La mesure granulométrique a ensuite été appliquée avec la même norme (NF X 31-107).

2.9. Mesures structurales des Technosols

L'objectif de cette partie est de donner une vue d'ensemble des méthodes qui permettent de caractériser la structure des sols, et d'expliquer les méthodes utilisées dans cette étude, en particulier les courbes de retrait et de rétention.

2.9.1. Densité apparente

La densité apparente (γ_d) est une variable très simple caractérisant l'état physique du sol. Elle est définie ainsi : $\gamma_d = \text{masse d'un échantillon de sol séché à l'étuve (105 °C à poids constant)} / \text{volume apparent (volume total)}$. La densité apparente peut être utilisée comme un indicateur des changements dans la structure du sol, en fonction de la croissance des racines et de l'activité de la faune du sol (Young et al., 1998). L'activité humaine en milieu urbain implique en général un compactage des sols (De Kimpe and Morel, 2000; Jangorzo et al., 2013; Scharenbroch et al., 2005) ; un ajout de matière organique permet de diminuer la densité apparente du sol, et en conséquence d'en améliorer la porosité pour satisfaire les besoins des plantes (Aggelides and Londra, 2000). Cette variable permet de calculer la porosité totale (n , rapport du volume des pores au volume total), après mesure de la densité réelle de sol (γ_s), de la manière suivante :

$$n = 1 - (\gamma_d / \gamma_s) \quad (1) \quad \gamma_d, \gamma_s \text{ tous deux en } \text{g.cm}^{-3}$$

La structure du sol peut être évaluée rapidement et d'une manière globale en utilisant des paramètres tels que la densité apparente et la porosité totale. Cependant, ces variables ne donnent pas d'information sur les niveaux d'organisation du sol, i.e. sur les composantes macro et micro de la porosité, sur la géométrie de l'espace poral, et comment celui-ci est affecté par les changements d'humidité du sol.

La densité apparente a été mesurée dans cette étude à partir du principe de la poussée d'Archimède (Boivin et al., 1990). Chaque échantillon a été placé dans un sac en plastique dont l'air a été aspiré, afin de l'isoler du milieu extérieur. Puis l'ensemble a été immergé dans un bécher rempli d'eau, lui-même placé sur une balance. Ainsi, le volume d'eau déplacé par l'échantillon est égal à l'augmentation de la masse totale mesurée. Combiné à la mesure de masse de chaque échantillon à 105 °C, il a été possible de mesurer leur densité apparente (volume de l'échantillon = volume déplacé – volume du sac).

2.9.2. Densité réelle

La méthode qui a été utilisée est la méthode du pycnomètre, en utilisant de l'eau permutée dégazée et une aliquote de 10 g de chacun de nos mélanges, tamisés à moins de 2 mm après séchage à 105 °C (Baize, 2000).

2.9.3. Description de la méthode d'identification des agrégats

L'observation de l'agrégation, c'est-à-dire de la présence ou non d'agrégats, la description de leurs formes et tailles, l'identification de leurs origines, est une méthode directe de caractérisation de la structure d'un sol. Une distinction visuelle des macro-agrégats selon leur morphologie et leur taille a été faite en observant les étapes suivantes (Velasquez et al., 2007).

Le sol a tout d'abord été sorti du quart de pot dédié à cette mesure, puis cassé délicatement avec les mains. Les racines ont été extraites et secouées en douceur pour faire tomber la terre. Sur les agrégats restés attachés aux racines (les agrégats rhisosphériques), deux types de formes ont pu être observées :

- De gros agrégats ronds (boules) de tailles centimétriques et très visibles : ce sont des turricules de vers dans lesquels les petites racines pénètrent.
- De petits agrégats d'environ 2 mm.

Les racines avec les petits agrégats attachés ont été placées à l'écart dans un premier bac, et les gros agrégats sphériques dans un autre bac.

Le bloc a ensuite été démonté délicatement pour en récolter toute la terre, que l'on a tamisée délicatement, puis étalée et laissée sécher 3 heures (protocole arrêté après essais préliminaires sur des échantillons tests). Les agrégats sont ainsi devenus plus solides mais ce processus de séchage a nécessité beaucoup d'attention afin de bien se rendre compte du moment où les turricules devenaient durs, sans être trop secs non plus pour éviter que des particules se ré-agrègent.

A l'issue du séchage, les différents types d'agrégats ont été classés selon leur taille par tamisage : > 5 mm, entre 3 et 5 mm, entre 3 et 2 mm et < 2 mm.

Pour estimer la masse des petits agrégats rhisosphériques, le contenu du bac (racine et agrégats adhérents) a d'abord été pesé, puis placé dans un tamis, immergé dans l'eau, jusqu'à ce que les racines soient propres. Au préalable, nous nous sommes efforcés de retirer les grains de sables adhérents aux racines. Les racines ont ensuite été séchées à 40 °C en étuve, puis pesées. En soustrayant cette masse à la masse d'origine, la masse d'agrégats présente dans les tissus racinaires au départ a pu être déterminée.

Finally, the soil from each of these fractions was collected and classified, for analysis.

The drawback of this method is that according to the operator conducting it, the results can vary significantly. But let's remind that visual determination is very often used by researchers in the field.



Figure 8 : Echantillons de différentes classes d'agrégats pour le mélange 30 % de compost de déchets verts.



Figure 9 : Agrégats rhisosphériques observés dans le mélange 30 % de compost de déchets verts.



Figure 10 : Sol non agrégé, tamisé < 2 mm, dans le mélange remblai pur.



Figure 11 : Turrículos de vers de terre (agrégats > 5 mm) dans le mélange 10 % de compost de déchets verts.

2.9.4. Stabilité structurale

La stabilité structurale, est un indicateur de la stabilité des agrégats d'un sol, i.e. de leur cohésion (Grimaldi et al., 2002). C'est une caractéristique qui exprime la capacité des agrégats d'un sol à résister à une dégradation due en général à l'impact de la pluie ou à un excès d'eau (Baize et al., 2013).

La mesure de la stabilité structurale permet d'évaluer la sensibilité d'un sol à la battance et à l'érosion.

Différentes méthodes peuvent donner une approximation de la sensibilité des agrégats et de leur propension à se dégrader. Dans cette étude, c'est le test de Le Bissonnais (NF X 31-515) (Le Bissonnais, 1996) qui a été choisi.

Pour cette mesure, 10 g d'agrégats entre 3 et 5 mm ont été prélevés et séchés à l'air, puis placés en étuve à 40 °C pendant 24 h, pour supprimer d'éventuelles variations d'humidité et uniformiser les conditions de traitement.

Les trois traitements suivants ont été appliqués, comme détaillé par (Le Bissonnais, 1996) :

- 1) Humectation rapide : immersion dans de l'eau pour estimer l'éclatement (comportement de matériaux secs soumis à une irrigation par submersion ou à des pluies intenses).
- 2) Humectation lente : humectation par capillarité afin de tester le gonflement différentiel des argiles (comportement de matériaux secs ou peu humides soumis à des pluies modérées).
- 3) Désagrégation mécanique : agitation après immersion dans l'éthanol (comportement de matériaux humides).

Pour les trois traitements, la procédure suivante a été appliquée :

- 1) Immersion dans l'éthanol et récupération des fractions > 50 µm.
- 2) Séchage à 40 °C

3) Passage dans six tamis par ordre décroissant : 2000, 1000, 500, 200, 100 et 50 μm .

Chacune de ces fractions a été séchée et rapportée au poids initial. Ensuite, le diamètre moyen pondéré (MWD) a été calculé et les résultats référés aux typologies établies pour les sols naturels (Tableau 1).

Tableau 1 : Classes de stabilité, de risque de battance et d'érosion hydrique en fonction des valeurs de diamètre moyen pondéré (MWD) après désagrégation (Le Bissonais and Souder, 1995).

MWD	Stabilité	Battance	Ruissellement et érosion diffuse
< 0,4 mm	Très instable	Systématique	Risque important
0,4 à 0,8 mm	Instable	Très fréquente	Risque fréquente
0,8 à 1,3 mm	Moyennement stable	Fréquente	Risque variable
1,3 à 2 mm	Stable	Occasionnelle	Risque limité
> 2 mm	Très stable	Très rare	Risque très faible

Cette méthode est critiquable parce que les résultats des tests ne tiennent pas compte de l'ensemble des processus actifs et du fait de choisir arbitrairement des agrégats entre 3 et 5 mm. Pour cette raison, il existe de nombreuses autres méthodes possibles, qui appliquent par exemple l'indice de battance (Baize et al., 2013). Cependant, ce test permet de comparer les résultats obtenus avec ceux des sols naturels, et en particulier aux sols tempérés.

La figure suivante présente les principales étapes de cette analyse.

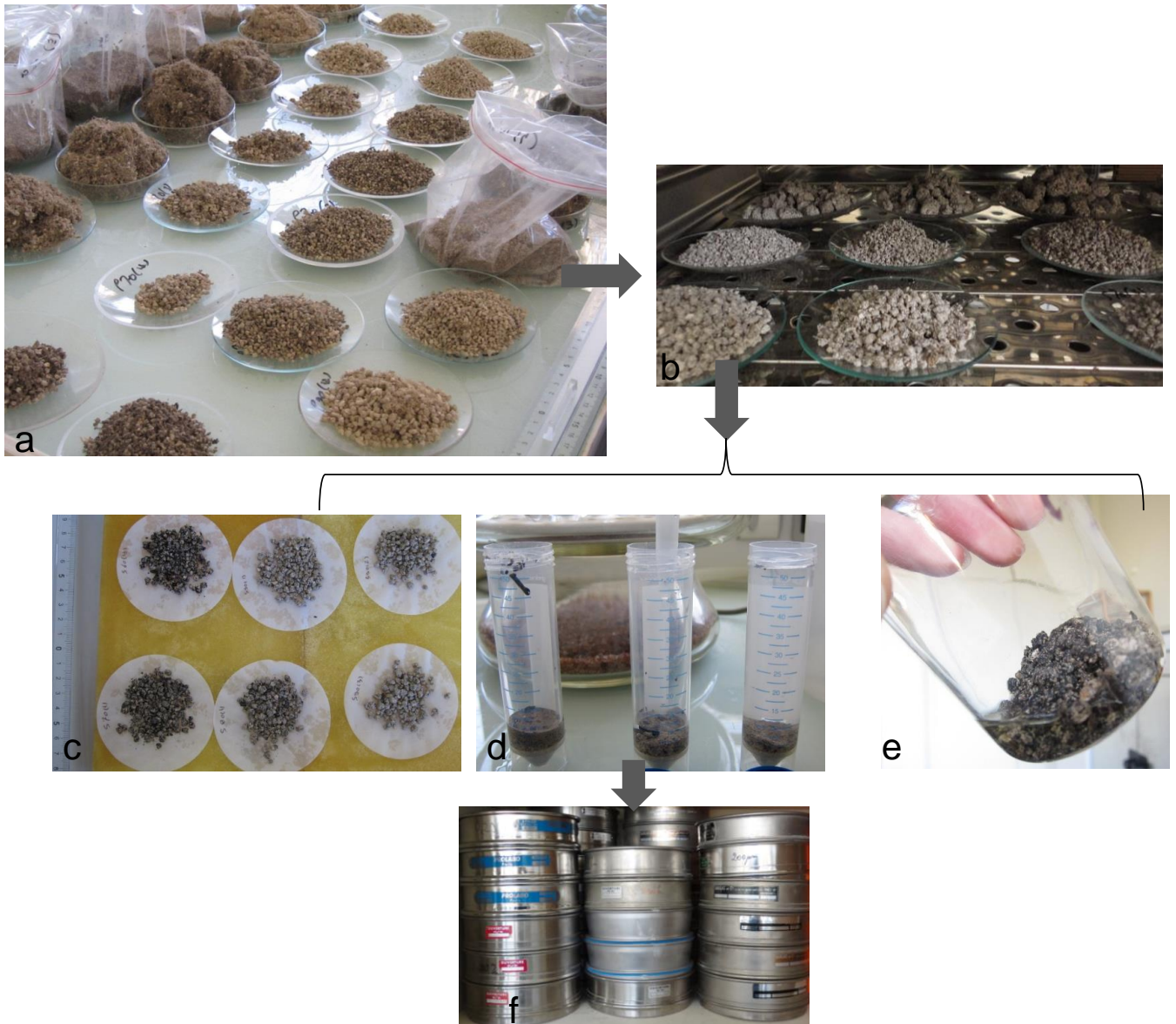


Figure 12 : Différentes étapes de la mesure de la stabilité structurale : (a) tamisage entre 3 et 5 mm, (b) séchage en étuve à 40 °C, (c) humectation lente, (d) rapide, (e) agitation mécanique et (f) passage dans six tamis.

2.9.5. Porosité du sol et distribution des pores

La mesure des paramètres de l'espace poral d'un sol, tels que la porosité totale, la distribution de la taille des pores et de la forme des pores, est une approche quantitative, indirecte à l'analyse de la structure du sol (Grimaldi et al., 2002).

2.9.6. Micromorphologie des sols par l'analyse d'image

L'analyse d'image a connu un important développement dans l'étude de l'espace poral des sols parce qu'elle permet la mesure du volume de la phase porale visible à des grossissements déterminés, la prise en compte de la morphologie des pores, y compris leur connectivité. C'est une méthode utile pour caractériser les changements de la structure des sols dans le temps.

Cette méthode a déjà été utilisée sur les Technosols par le passé (Jangorzo et al., 2013, Pey et al., 2013).

La limite de cette méthode est qu'elle ne donne pas une vision globale de la structure du sol, lorsqu'on observe des échantillons de petites dimensions (quelques cm³ ou plus) d'un ensemble beaucoup plus grand. Par ailleurs, l'analyse se limite souvent aux pores de grandes tailles (Carlson, 2006). Elle ne donne pas d'information au niveau microporal, alors que celui-ci est également très intéressant pour comprendre les effets du changement de composition organique et minérale dans les Technosols construits sur leur structure. De plus, la caractérisation de la connexion des pores est difficile.

2.9.7. Courbe de retrait

La courbe de retrait correspond à la variation du volume massique d'un échantillon de sol en fonction de sa teneur en eau (Haines, 1923). Leur étude permet de caractériser l'espace poral, par la quantification de l'importance de différentes classes de pores, et de manière indirecte l'organisation ou la structure du sol. La courbe de retrait est une propriété qui permet d'aborder les relations entre l'hydrodynamique du sol et sa structure (Braudeau and Mohtar, 2009).

Le phénomène de gonflement-retrait des sols dépend à la fois de leurs constituants et de leur arrangement.

Les éléments jouant un rôle sur le phénomène de gonflement-retrait sont la teneur en argile (Boivin et al., 2004), le type d'argile (Boivin et al., 2004), (Gebhardt et al., 2010), l'énergie d'hydratation des cations qui augmente dans l'ordre $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ (Tessier, 1990) avec lequel le retrait diminue, et la diminution de la concentration ionique dans la solution du sol (Emerson, 1962) avec laquelle le retrait augmente. On notera que retrait et gonflement ne sont généralement pas complètement réversibles. Un hystérésis est souvent observé entre retrait subséquent et cycles de gonflement (Peng et al., 2007; Tessier, 1990). D'autres éléments ont aussi une influence sur l'allure de la courbe de retrait, comme la quantité de matières organiques (Boivin et al., 2009), l'organisation du sol, son tassement (Boivin et al., 2006), la présence de forces de liaison entre les particules de sol grâce aux racines des plantes et aux communautés microbiennes (Young and Crawford, 2004), les organismes et leurs interactions (Milleret et al., 2013, 2009), et enfin la gestion du sol (Mallory et al., 2011).

La courbe de retrait typique présente une forme sigmoïdale et se compose au maximum de quatre phases (Braudeau et al., 1999) :

- Phase inter-peds : (phase de saturation de macropores) dans cette phase, le changement de volume du sol est égal au volume de l'eau perdue sous l'action de la gravité ($\Delta V_{\text{eau}} = \Delta V_{\text{soil}}$)
- Phase structurale : le volume de l'eau perdue est plus grand que le changement du volume du sol ($\Delta V_{\text{eau}} > \Delta V_{\text{soil}}$)
- Phase de retrait basique : c'est dans cette phase que le retrait peut être égal au volume d'eau perdue ($\Delta V_{\text{eau}} \geq \Delta V_{\text{soil}}$).
- Phase résiduelle : aucun changement de volume du sol ($\Delta V_{\text{sol}} = 0$).

Dans cette étude, la courbe de retrait a été déterminée selon un protocole standard (Braudeau et al., 1999) et modélisée par application du modèle de Braudeau (Assi et al., 2014).

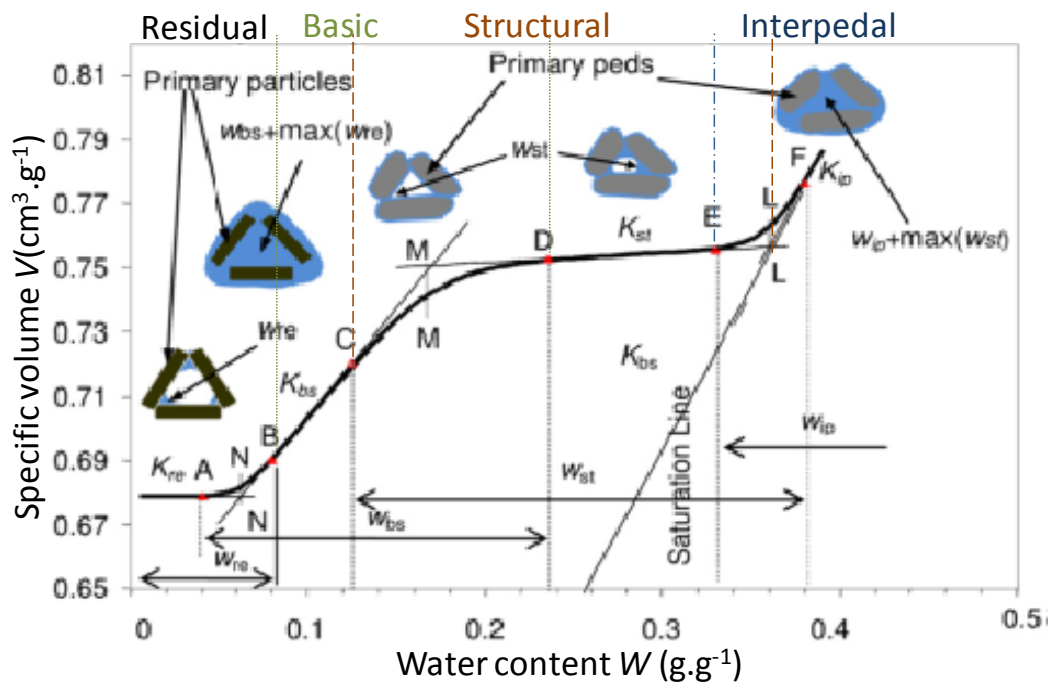


Figure 13 : Courbe de retrait selon Braudeau et al. (2004)

Braudeau et al. (2004) définissent une analyse quantitative de la structure du sol (arrangement de particules de sol et de leurs pores associés), et la caractérisation des propriétés hydriques qui en dépendent, à travers la distinction de deux niveaux d'organisation du sol : celui des particules élémentaires les plus fines (argile, matière organique) ou « micro-peds » (arrangement en agrégats primaires et micropores associés), et celui des agrégats primaires (arrangement des micro-peds avec les particules les plus grossières) (ASSI et al., 2014; Braudeau et al., 2004).

Le domaine des macropores recouvre les phases inter-ped et structurale.

Le domaine des micropores recouvre les phases basique et résiduelle. (Fig. 13)

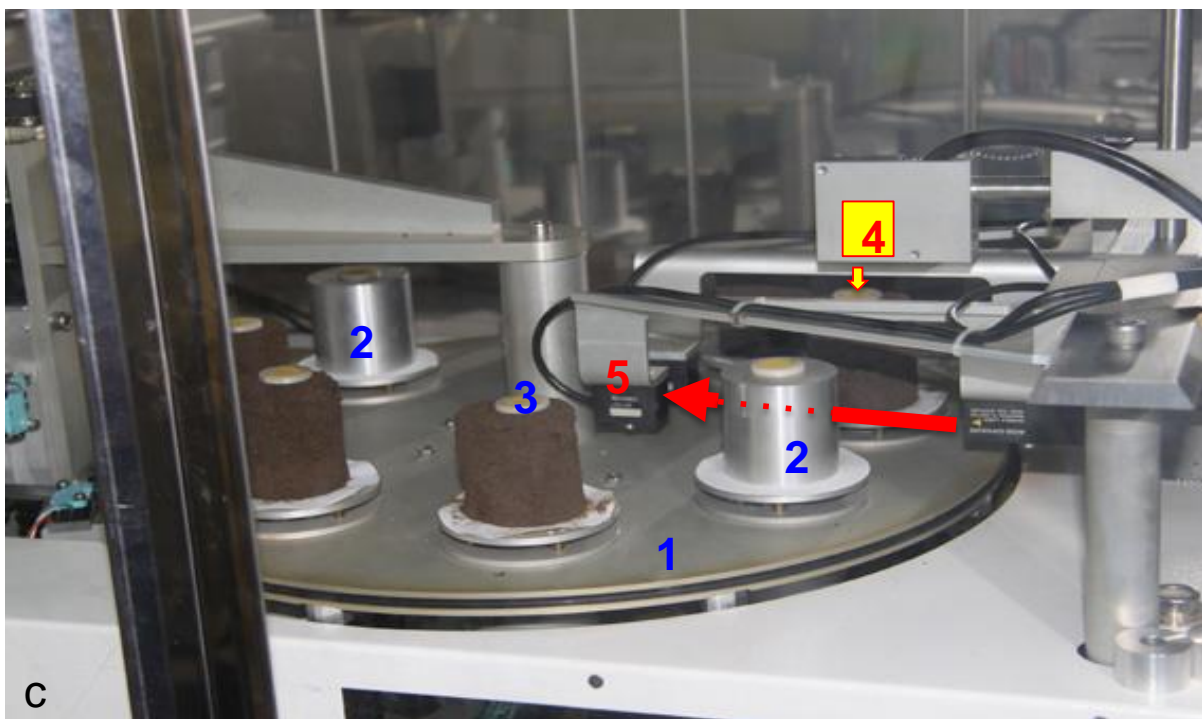


Figure 14 : Étapes de mesure de la courbe de retrait, dans l'ordre : (a) prélèvement cylindrique d'environ 5 cm de diamètre et de hauteur, (l'enveloppe en plastique du microcosme a été déchirée pour éviter le tassement de sol), (b) placement sur la table à succion pour saturer les échantillons en leur appliquant un potentiel matriciel de 0 kPa (à la base du cylindre) pendant sept jours, (c) les échantillons sont placés dans le rétractomètre. Cet appareil consiste en une étuve à 30 °C ; il est doté d'un plateau rotatif (1), analysant des cylindres calibrés (hauteur entre 46 à 56 mm) (2). On peut observer la cible pour le laser vertical (3), le laser vertical (4), et la réception du laser (5). La masse de chaque échantillon est également mesurée régulièrement.

Les paramètres hydro-structuraux sont (Fig. 13) :

Ω_L , la teneur en eau à saturation complète de l'échantillon de sol.

WM , en valeur égal au volume poral maximal des agrégats primaires (ou plasma argileux).

WN , en valeur égal au volume poral minimal des agrégats primaires, mesuré à la limite de retrait. Il est équivalent à celui mesuré au porosimètre à mercure à sec (Braudeau et Bruand, 1993).

La variation totale de volume des agrégats primaires, DV , est égale à $WM - WN$.

K_{ip} , K_{st} , K_{bs} , et K_{re} les pentes inter-ped, structurale, basique et résiduelle, respectivement.

Enfin K_N , K_M , K_L , sont des paramètres de forme de la courbe.

2.9.8. Courbes de rétention

La relation entre la teneur en eau et le potentiel matriciel h_m (θ) est caractéristique du sol et se présente comme une courbe de rétention de l'eau. La teneur en eau θ peut être volumique (cm^3 d'eau par cm^3 de sol) ou massique (g d'eau par g de sol). Un petit changement de potentiel matriciel peut s'accompagner d'un changement conséquent de la teneur en eau (θ). Ainsi, la courbe de rétention se représente avec une échelle semi-logarithmique

$$pF = \text{Log} (-h_m) \text{ (} h_m \text{ en cm)}.$$

L'eau retenue dans les pores du sol est soumise à une force de capillarité, aux points de contact avec la matrice solide. Autrement dit, l'énergie libre de l'eau a diminué par rapport à celle de l'eau libre. Le potentiel matriciel de l'eau exprime cette diminution d'énergie. La force de succion matricielle est la force de capillarité et d'adsorption de la phase solide sur l'eau. En conséquence, la teneur en eau du sol pour un état énergétique donné dépend fortement de sa constitution, c'est-à-dire de sa texture, de la nature et de la quantité des matières organiques, des argiles minéralogiques et des sesquioxydes ; elle dépend aussi de la structure du sol, d'autant plus que le potentiel matriciel est élevé (moins négatif) ou que la succion matricielle est faible.

La courbe de rétention de l'eau est une approche plus connue que la courbe de retrait pour l'analyse de l'espace poral du sol. Elle consiste à déterminer la distribution de la taille des pores à partir de la loi de Jurin (2).

Pour reprendre les propos de (Grimaldi et al., 2002) : « si l'espace poral est assimilé à un ensemble de capillaires de taille variable, mais de forme simple (par exemple, des tubes cylindriques ou des fissures avec des plans lisses et parallèles), la pression capillaire (P_c , en Pa) de l'eau est liée à la taille équivalent maximale des pores remplis d'eau pour chaque état d'équilibre défini par le potentiel matriciel de l'eau du sol (2).

$$P_c = P_0 - P_w = \frac{4\nu \cos \alpha}{d_{eq}} = -h \quad (2)$$

P_0 = pression atmosphérique

P_w = pression de l'eau (en Pa)

ν = tension superficielle de l'eau ($75 \cdot 10^{-3} \text{ N.m}^{-1}$)

α = angle de contact de l'eau avec les parois des pores (0° si l'eau humidifie parfaitement les particules solides)

d_{eq} = taille du pore équivalent, correspondant au diamètre d'un capillaire cylindrique (en m)

h = potentiel matriciel de l'eau (en Pa). »

La taille des pores est déterminée de plusieurs manières dans la littérature. Ainsi il n'existe pas de définition universelle des valeurs limites définissant la microporosité, la mésoporosité et la macroporosité. Par exemple, la limite inférieure pour la taille d'un macropore vaut tantôt $0,05 \mu\text{m}$, $75 \mu\text{m}$ ou encore 1 mm suivant que l'on soit physico-chimiste, micromorphologue ou physicien du sol (Baize et al., 2013).

2.9.9. Modélisation des propriétés hydriques et structurales

L'équation de van Genuchten (1980) (équation (3)) formalisant la courbe de rétention de l'eau est bien connue. Van Genuchten a validé son modèle empirique de la courbe de rétention de l'eau en se basant sur de nombreuses données, ce qui en a fait le modèle le plus en vogue.

$$W(\psi) = W_r + (W_s - W_r) / (1 + (\alpha |\psi|)^{1-1/n}) \quad (3)$$

Avec W la teneur en eau ($\text{cm}^3_{\text{water}}.\text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$), ψ le potentiel matriciel de l'eau (cm), W_s la teneur en eau à saturation ($\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$), W_r la teneur en eau résiduelle ($\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$), α (cm^{-1}) l'inverse de la succion d'entrée d'air, et n un paramètre relatif à la distribution de la taille des pores.

Braudeau et al., (2014) a récemment présenté un modèle décrivant la rétention de l'eau, complémentaire de la courbe de retrait, qui permet de calculer les teneurs en eau microporale W_{mi} , et macroporale W_{ma} (ASSI et al., 2014). La tension de l'eau h^{eq} (qui correspond au potentiel matriciel de l'eau, ψ_m , représentée positivement) à l'équilibre à une certaine teneur en eau W est égale à la tension de l'eau à l'intérieur (h_{mi}) et à l'extérieure (h_{ma}) du système microporal (des agrégats primaires) de la pédostructure, tel que :

$$h^{eq}(W) = \begin{cases} h_{mi}(W_{mi}^{eq}) = \rho_w^0 \bar{E}_{mi} \left(\frac{1}{W_{mi}^{eq}} - \frac{1}{W_{miSat}} \right), & \text{à l'intérieur des agrégats} \\ & \text{primaires} \\ h_{ma}(W_{ma}^{eq}) = \rho_w^0 \bar{E}_{ma} \left(\frac{1}{W_{ma}^{eq}} - \frac{1}{W_{maSat}} \right), & \text{à l'extérieur des agrégats} \\ & \text{primaires} \end{cases} \quad (4)$$

Où :

ρ_w^0 est la densité de l'eau,

E_{mi} et E_{ma} sont les potentiels spécifiques (J.kg^{-1}) de charges de surface des particules d'argile à l'intérieur et à la surface des agrégats primaires,

w^{eq}_{mi} et w^{eq}_{ma} , les teneurs en eau à l'équilibre de la tension de l'eau entre les deux systèmes, à chaque valeur de W , qui est elle-même la teneur en eau totale de la pédostructure ($W = W_{mi} + W_{ma}$),

w^{eq}_{miSat} , w^{eq}_{maSat} les teneurs en eau à saturation des micro et macro pores au sens de Braudeau et al. (2014).

Les équations de w^{eq}_{mi} et w^{eq}_{ma} exprimées en fonctions de W sont (ASSI et al., 2014) :

$$W_{ma}^{eq}(W) = \frac{1}{2} \left(W + \frac{\bar{E}}{A} \right) + \frac{1}{2} \sqrt{\left[\left(W + \frac{\bar{E}}{A} \right)^2 - \left(4 \frac{\bar{E}_{ma}}{A} W \right) \right]} \quad (5)$$

Et

$$W_{mi}^{eq}(W) = W - W_{ma}^{eq} = \frac{1}{2} \left(W - \frac{\bar{E}}{A} \right) - \frac{1}{2} \sqrt{\left[\left(W + \frac{\bar{E}}{A} \right)^2 - \left(4 \frac{\bar{E}_{ma}}{A} W \right) \right]} \quad (6)$$

Quand :

$$A = \frac{E_{ma}}{W_{maSat}} - \frac{E_{mi}}{W_{miSat}} \quad \text{et} \quad \bar{E} = \bar{E}_{mi} + \bar{E}_{ma} \quad (7)$$

Les équations (4) et (5) ou (4) et (6) nécessaires pour calculer $h(W)$ sont des équations paramétriques dont les paramètres \bar{E}_{mi} , \bar{E}_{ma} , W_{miSat} and W_{maSat} sont des caractéristiques intrinsèques de l'échantillon de sol. Elles peuvent être déterminées en optimisant l'ajustement de l'équation (4) selon la courbe de rétention de l'eau définie à partir des mesures avec l'appareil de Richards (1948), grâce à l'équation (8).

$$h = 137,72 \times \ln(\pi / 100 + 1) \quad (8)$$

Avec h et π (π pression pneumatique appliquée dans l'appareil de Richards) exprimés en kPa.

Chaque paramètre a une signification physique précise en rapport à la théorie thermodynamique de la pédostructure (Assi et al. 2014, Braudeau et al., 2014). Ils sont ainsi extraits des courbes de rétention de l'eau et de retrait, et sont utilisés pour quantifier et comprendre les changements dans les propriétés physiques du sol en fonction de la nature des constituants ou des facteurs biotiques.

Dans la première partie du traitement des données, c'est l'équation de Van Genuchten (3) qui a été utilisée. Mais une autre perspective de ce travail a aussi été d'utiliser ces données pour valider le modèle de (Braudeau et al., 2014).

2.10. Analyses chimiques

- pH (NF ISO 10390) : une suspension de sol a été préparée dans cinq fois son volume d'eau. Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre préalablement étalonné.

- Carbone organique (NF ISO 10694) : le carbonate a été éliminé dans le remblai et le C_{org} a été oxydé en dioxyde de carbone par chauffage à une température d'au moins 900 °C. La quantité de CO₂ dégagée a ensuite été mesurée par chromatographie.

- Azote (N) total (NF 13878) : la teneur en azote (organique et minéral) de l'échantillon a été déterminée en le chauffant à 1000 °C en présence d'oxygène. Les produits de combustion ou de décomposition ont été réduits à l'état d'azote moléculaire (N₂). Les quantités de N₂ formées ont été quantifiées après séparation chromatographique.

- Le rapport C/N a été obtenu en effectuant le rapport entre la teneur en carbone organique et la teneur en azote total.

- Phosphore assimilable (méthode Olsen, NF ISO 11263) : une solution d'hydrogéné-carbonate de sodium a permis de faire précipiter les ions calcium, aluminium et fer (III),

solubilisant ainsi des ions phosphates. La teneur en phosphore a alors été mesurée par spectrométrie à 825 nm.

- Potassium soluble (Dosage ICP AES) : Potassium disponible pour les plantes P Olsen.
- Capacité d'échange cationique (CEC) (NF X 31-130) : une solution d'acétate d'ammonium a été mise en contact avec la solution de sol. Cette solution a permis la percolation des ions ammonium en solution, qui ont alors remplacé les cations initialement présents sur la CEC. L'excès d'ammonium a été éliminé, puis les ions ammonium fixés ont été extraits par agitation, mélangés à de la soude et dosés à l'acide sulfurique (Baize, 2000).

2.11. Analyses biologiques

Mode opératoire pour l'obtention des biomasses foliaire et racinaire (différentes classes de racines)

Les feuilles fraîches ont été pesées, séchées à l'étuve à 50 °C pendant deux jours puis pesées à nouveau.

La répartition, selon le diamètre, de la biomasse racinaire sèche a été déterminée par la méthode de (Blouin et al., 2007). Cette méthode est elle-même basée sur celle utilisée pour évaluer la texture du sol, dont les étapes sont :

- 1) Mixage : après avoir séché les systèmes racinaires pendant 2 jours à 50 °C, les racines ont été coupées en petits fragments puis mixées à l'aide de l'appareil (*Polymix PX-MFC Kinematica AG Littau-Luzern Switzerland*) pendant 20 minutes à une vitesse de 2000 rpm, en utilisant une grille 2.0 mm.
- 2) Elutriation : les racines obtenues ont été mises dans une éprouvette de 1 L sous laquelle était placé un tamis de 200 µm. Un jet d'eau a alors été appliqué et les racines

propres ont pu être séparées des particules de sol, qui elles sont restées au fond de l'éprouvette, permettant ainsi de les récupérer par débordement sur le tamis. Les systèmes racinaires ont ensuite été mis à sécher en étuve à 50 °C pendant 2 jours.

- 3) Tamisage : les racines séchées sont déposées sur une colonne de tamis de 800, 400, 200 et 100 µm, pour obtenir cinq classes de diamètre : 0-100, 100-200, 200-400, 400-800 et > 800 µm.
- 4) Cette colonne de tamis a été placée sur l'appareil (*AS 200 Digit Retsch Haan Germany*) qui par agitation en continue pendant 20 minutes a pu séparer les racines par classe de diamètres. Les racines obtenues sur chaque tamis ont été récoltées et pesées.

La biomasse racinaire a ainsi pu être obtenue pour chaque traitement du Technosol, et comparée avec sa biomasse foliaire.



Mixage



Elutriation



Tamissage



Figure 15 : Illustration des différentes étapes de classification des racines. (a) préparation des racines pour le mixage, (b) coupe des racines, (c) mixage, (d) mise en éprouvette et (e) récupération des racines par débordement, (f) et (g) tamissage.

TROISIÈME PARTIE

RÉSULTATS

CHAPITRE 1.

Article accepté pour publication avec modifications mineures par le journal « Pedosphere ».

Citation : Deeb M, Grimaldi M, Lerch T Z, Pando A, Podwojewski P, Blouin M. 2015. Effect of organic content on the water retention and shrinkage properties of Constructed Technosols. Pedosphere.

Les effets de différentes proportions de matières organiques sur les propriétés hydro-structurales de Technosols construits

Résumé :

Les Technosols construits sont une alternative au prélèvement de terre végétale en milieu naturel. Pourtant, les propriétés hydrostructurales de l'assemblage de matériaux technogéniques n'ont à cette heure jamais été documentées.

Nos objectifs étaient :

(i) d'évaluer les courbes de retrait du sol pour décrire la structure des Technosols après la première dessiccation.

(ii) de comprendre l'influence de la teneur en matière organique sur leurs propriétés hydro-structurelles.

Dans cette étude, six Technosols ont été créés en mélangeant dans différentes proportions du compost de déchets verts (GWC) (de 0 à 50 % GWC V / V) et du remblai issu de l'excavation d'horizons profonds (EDH). Le GWC et l'EDH présentaient des propriétés hydrostructurales très divergentes : la courbe de retrait pour le GWC était une hyperbole, tandis que celle de l'EDH était une sigmoïde. Les six mélanges présentaient la forme sigmoïdale classique, révélant une organisation en deux niveaux de type macropores/micropores. La relation avec le pourcentage de matière organique s'est révélée être une équation du second degré pour l'eau disponible dans les micropores, tandis qu'elle était linéaire pour l'eau disponible dans les macropores et l'eau disponible totale. Le volume total d'eau disponible était deux fois plus

élevé avec 50 % de GWC qu'avec 0 % de GWC. En combinant les courbes de retraits et les courbes de rétentions, nous avons trouvé que l'augmentation du pourcentage de GWC a augmenté la capacité de rétention d'eau, en diminuant la taille des micropores saturés à la limite de retrait et en augmentant la taille des macropores saturés, ce qui augmente ainsi la plage de diamètre des pores stockant l'eau disponible.

Mots clés : Technosols, matière organique, courbe de retrait, courbe de rétention

Influence of Organic Matter Content on Hydro-structural Properties for Constructed Technosols

DEEB Maha^{1, 2,*}, GRIMALDI Michel², LERCH Thomas Z.¹, PANDO Anne¹,
PODWOJEWSKI Pascal², BLOUIN Manuel¹

Affiliations

¹ *UPEC, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 7618), 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France*

² *IRD, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 242), 32 avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy cedex, France*

(Received 10 / 13 / 2015; revised 11 / 13 / 2015)

E-mail: mahadeeb.y@gmail.com

Abstract

Constructed Technosols may be an alternative for creating urban green spaces. However, the hydro-structural properties emerging from the assembly of artefacts have never been documented. The soil shrinkage curve (SSC) could provide relevant structural information about constructed Technosols, such as the water holding capacity of each pore system (macropores, micropores). Our objectives are (i) to evaluate the SSC and water retention curve (WRC) to describe the structure of constructed Technosols and (ii) to understand the influence of organic matter content on soil hydro-structural properties. In this study, Technosols were mixed using green waste compost (GWC) and material excavated from deep horizons (EDH). GWC was mixed with EDH from 0 to 50% (V_{GWC}/V_{Total}). GWC and EDH exhibited highly divergent hydro-structural properties: the SSC was hyperbolic for GWC, sigmoid for EDH. All six mixtures exhibited the classical sigmoid shape, revealing two embedded levels of pore systems. The 20% GWC mixture was hydro-structurally similar to 30% and 40% GWC; so, a large quantity of expansive GWC is unnecessary. The relation with the GWC percentage was a second-degree equation for micropore available water, but was linear for macropore and total available water. Total available water was twice as high with 50% GWC than with 0% GWC. By combining SSCs and WRCs, increasing the GWC percentage increased water holding capacity by decreasing the water saturated micropore size at the shrinkage limit and increasing the maximum water saturated macropore size, resulting in an increased range of pore diameter able to retain available water.

Keywords: Technosol, organic matter, shrinkage curve, retention curve

Introduction

Technosols are soils that contain a significant percentage of artefacts (at least 20% in the upper 100 cm) i.e. something in the soil recognizably made or strongly altered by humans or extracted from greater depths (WRB, 2014). Constructed Technosols are mixtures of anthropogenic materials used on purpose to create a new soil dedicated to growing plants (Baize et Girard, 2009). This kind of soil is a new solution in ecological reclamation of degraded land. For example, the addition of urban wastes has been used on decontaminated soil to improve their quality (Séré et al., 2008). In addition, it provides an alternative to using agricultural topsoil to create urban greenspaces, which is often necessary because urban soils can be unfavorable for plant growth and development (Craul, 1999; De Kimpe and Morel, 2000).

Adding organic waste to degraded land in urban or rural areas is a practice largely documented in the literature as a way to improve water holding capacity (Epstein et al., 1976; Kelling et al., 1977), hydraulic conductivity (Kumar et al., 1985), aggregation (Zhang, 1994), total porosity (Mathan, 1994), bulk density (Arvidsson, 1998), ability to resist compaction (Soane, 1990; Paradelo and Barral, 2013) and soil quality (Reeves, 1997). Understanding the influence of different percentages of organic matter is essential for improved plant production, since it is useful to identify the percentage of organic matter necessary to create a Technosol with the desired properties without increasing costs.

Many recent studies on Technosols focus on physical, physico-chemical and chemical parameters, such as pH, available nutrients, bulk density (Rokia et al., 2014), available water (Molineux et al., 2009), electrical conductivity (Rowe et al., 2006), particle size distribution (Olszewski et al., 2010), and water flow (Séré et al., 2012), which can control the quality of

the substrate and, therefore, plant development. To our knowledge, the hydro-structural properties of constructed Technosols have never been studied by combining water retention curve (WRC) and soil shrinkage curve (SSC). The WRC defines the relation between soil water potential and water content, while the SSC represents the concomitant decrease in soil volume and water mass during drying (Haines 1923). The shape of the SSC depends on soil structure and composition (organic and mineral). Peng and Horn (2013) distinguished six types of SSC, which depend on the presence or absence of one or two of the four SSC phases (saturated shrinkage, structural shrinkage, basic shrinkage and residual shrinkage) described by Braudeau et al. (1999), Groenevelt and Grant (2001), and Peng and Horn (2005). Recently, Leong and Wijaya (2015) developed an empirical universal SSC equation for all types of soil. Braudeau et al (2004) developed a conceptual model that defined quantitative analysis of soil structure (arrangement of soil particles and associated pores) by distinguishing two pore systems (elementary particle arrangement, defining primary peds and associated micropores; primary ped arrangement, defining macropores) and characterizing hydraulic properties for each of them (Braudeau et al., 2004; Assi et al., 2014) .

Other studies have combined WRCs and SSCs, such as that by Braudeau et al (2005), who characterized soil structure of natural soils, and Boivin et al (2006), who used the van Genuchten equation to describe the two curves. Guimarães Santos et al. (2011) argued that these curves are indicators for evaluating soil physical quality. Alaoui et al (2011) relied on these curves to discuss soil deformation, and Kechavarzi et al. (2010) used them to explain the influence of long-term changes in peat soils and characterize hydro-structural properties.

This study had two objectives: the first was to evaluate the validity and relevance of WRC and SSC for physically characterizing constructed Technosols, and the second was to understand how Technosol structure is influenced by organic matter content. A huge

number of organic and mineral waste can be used for the construction of Technosols. For example, Rokia et al. (2014) tested mixtures of 11 different materials to evaluate the additivity of their physico-chemical properties. Here, we focused on two urban wastes known for their abundance, the financial interest of recycling them, and their physico-chemical and agronomic properties: one mineral material excavated from deep horizons of soil and one organic material (green waste compost), the latter added in six different volumetric percentages (from 0% to 50%). We then determined the SSC to describe hydro-structural properties, as proposed by Assi et al. (2014). WRCs were determined to provide complementary information about the pore size distribution in constructed Technosols, as applied by Milleret et al. (2009).

Materials and methods

Technosol parent materials

The mineral material excavated from deep horizons of soil (EDH) used in this study was provided by the ECT Company (Villeneuve sous Dammartin, France). This material is typically what is found when foundations are dug in the Ile-de-France. It is mainly the result of the weathering of carbonated rock fragments of the Parisian Basin (France) from the Eocene. For our study, we collected 500 kg of EDH at eight locations from the base of ECT's urban waste dump in order to have a composite sample representative of what may be used to construct Technosols around Paris. EDH is classified as carbonated sandy soil (Nachtergaele, 2001). Our material was composed of 880 g kg⁻¹ sand, 100 g kg⁻¹ silt and 20 g kg⁻¹ clay after carbonate removal, which represents 431 g kg⁻¹(W/W) of total dry mass. Without carbonate removal, EDH was composed of 110 g kg⁻¹ particles < 2 µm in size, 300 g kg⁻¹ particles from 2--50 µm, and 590 g kg⁻¹ particles from 50 µm to 2 mm. X-ray diffraction performed with a Siemens D500 diffractometer (Cu-Kα, 40 kV, 30 mA) identified quartz, calcite and dolomite

as major minerals. The concentrations of organic carbon and nitrogen were measured by elemental analysis (Elementar Vario EL III). The green waste compost (GWC) used in our experiment was composed of cuttings from urban areas. Table I shows the main chemical properties of EDH and GWC.

Table 2. Mean \pm 1 s.e. (n = 4), Main agronomic properties of technogenic materials used to make the constructed Technosols. EDH: excavated deep soil horizons; GWC: green waste compost

Property	EDH	GWC
pH _{H2O}	8.3 \pm 0.0	7.9 \pm 0.1
pHKCL	8.1 \pm 0.1	7.5 \pm 0.1
Organic carbon (g kg ⁻¹)	0.38 \pm 0.0	210.41 \pm 4.2
Total nitrogen (g kg ⁻¹)	0.03 \pm 0.0	1.47 \pm 0.0
Particle density (g cm ⁻³)	2.75 \pm 0.2	2.06 \pm 0.1
Bulk density (g cm ⁻³)	1.33 \pm 0.0	0.61 \pm 0.0
The residual moisture content after air-drying (g kg ⁻¹)	65.8 \pm 4.0	87.9 \pm 2.3

Both materials were air-dried and sieved to 4 mm before mixing with an electrical concrete mixer with a 100 L capacity and 690 W power, at 390 RPM for 10 minutes. Six different mixtures of 20 L each were prepared, with 0%, 10%, 20%, 30%, 40% and 50% (V/V) of GWC, respectively.

Organic carbon content was 0.38 g kg⁻¹ for the 0% GWC mixture and 70.67 g kg⁻¹ for the 50% GWC mixture. Thus, the lower limit of the organic carbon gradient corresponded to a soil with depleted organic carbon; however, the upper limit was kept below 109.5 g kg⁻¹, which is considered the maximum value for French soils (statistics from the French soil-monitoring network RMQS) (Jolivet et al. 2006). One liter of each mixture was placed in 1.2 liter containers (13 \times 13 \times 12.5 cm). Each mixture (each 10% of GWC, from 0% to 50%) was replicated four times, for a total of 24 containers. All samples were then brought to 80% of the water holding capacity with deionized water (MilliQ) over 24 h. The water holding capacity was measured at the beginning of the experiment for every sample by using a pressure-plate apparatus (Richards, 1948) with a water potential of -31 kPa.

Soil Shrinkage Curve measurement

Constructed Technosol samples were collected from the surface of each container using a 5 cm tall, 5 cm diameter cylindrical punch (one per container, $n = 24$). The cylinder was pressed delicately into the mixture far enough to fill the inner cylinder without compacting the soil. To facilitate sample manipulation, permeable fabric was placed at the base of each cylinder and held in place by a rubber band. Cylinders were then placed on a wet porous plate for saturation with deionized water at 18°C in the dark, according to manufacturer instructions (Sandbox, Eijkelkamp, Netherlands), for seven days by applying a water potential of 0 kPa at the base of the sample. The experimental procedure to measure the SSC consisted of simultaneous and continuous measurements of the height, diameter, and weight of the saturated soil cores during water removal by evaporation in an experimental retractometer© (Braudeau et al., 1999b). Water-saturated Technosol samples were placed in an oven at a constant temperature (30°C) to provide continuous and rapid evaporation. An electronic scale (0.01 g precision) ensured accurate measurement of water loss during drying. Each sample volume (diameter, height) was determined with vertical and lateral laser beams (resolution of 10 μm) and recorded along with its mass (nominal precision 0.01 g) every ten minutes. The experiment was stopped when the mass of the soil sample after water loss remained constant. This occurred generally after 3-4 days and a minimum of 400 measurements. At the end of measurements, samples were dried in an oven at 105°C for 48 hours to measure their dry mass. These data were converted into soil specific volume (V , $\text{m}^3\text{soil kg}^{-1}\text{dry soil}$) and water content (W , $\text{kg water kg}^{-1}\text{soil}$).

The data obtained by shrinkage measures were fitted according to the SSC model (Braudeau et al., 2004). In this model, the SSC is subdivided into a maximum of four shrinkage phases (interpedal/saturated (ip), structural (st), basic (bs) and residual (re) shrinkage phases) that are

due to four types of water (W_{ip} , W_{st} , W_{bs} , W_{re}) (Fig. 1). The pedostructure is considered an assembly of primary pedis (aggregates made of the clayey particles) that determines two nested levels of organization: the macropore level (containing $W_{ma} = W_{ip} + W_{st}$) and the micropore level (containing $W_{mi} = W_{re} + W_{bs}$). The three transition points separating the four pseudo linear shrinkage phases (Fig. 1) are points L, M and N, which are at the intersection of the tangent straight lines of the linear phases. According to this model of the SSC (Braudeau et al., 1999b, 2004), the value of the water content at each point is equal to the value of $\max(W_{st})$ for W_L , $\max(W_{mi}) = \max(W_{re}) + \max(W_{bs})$ for W_M , and $\max(W_{re})$ for W_N . The other hydro-structural parameters are: slope of the saturated phase (K_{ip}), slope of the structural phase (K_{st}), slope of the basic shrinkage phase (K_{bs}), slope of the residual phase (K_{re}), and three parameters (k_L , k_M and k_N) related to the SSC shape at points L, M and N, respectively. Finally, V_0 is the specific volume at the end of the SSC when no further change in water content is observed. In addition, macroporal (V_{ma}) and microporal (V_{mi}) are calculated as follows (Braudeau and Bruand 2001):

$$V_{ma} = (W_L - W_M) / \rho_w \quad (1)$$

$$V_{\mu} = (V_{Tot} - W_{ma}) / \rho_w \quad (2)$$

$$V_{mi} = (W_M - W_N) / \rho_w \quad (3)$$

where ρ_w the water density, assuming $\rho_w = 1$, the total volume (V_{Tot}) is equal to W_L ; $W_M = V_{\mu}$ (saturated micropore volume).

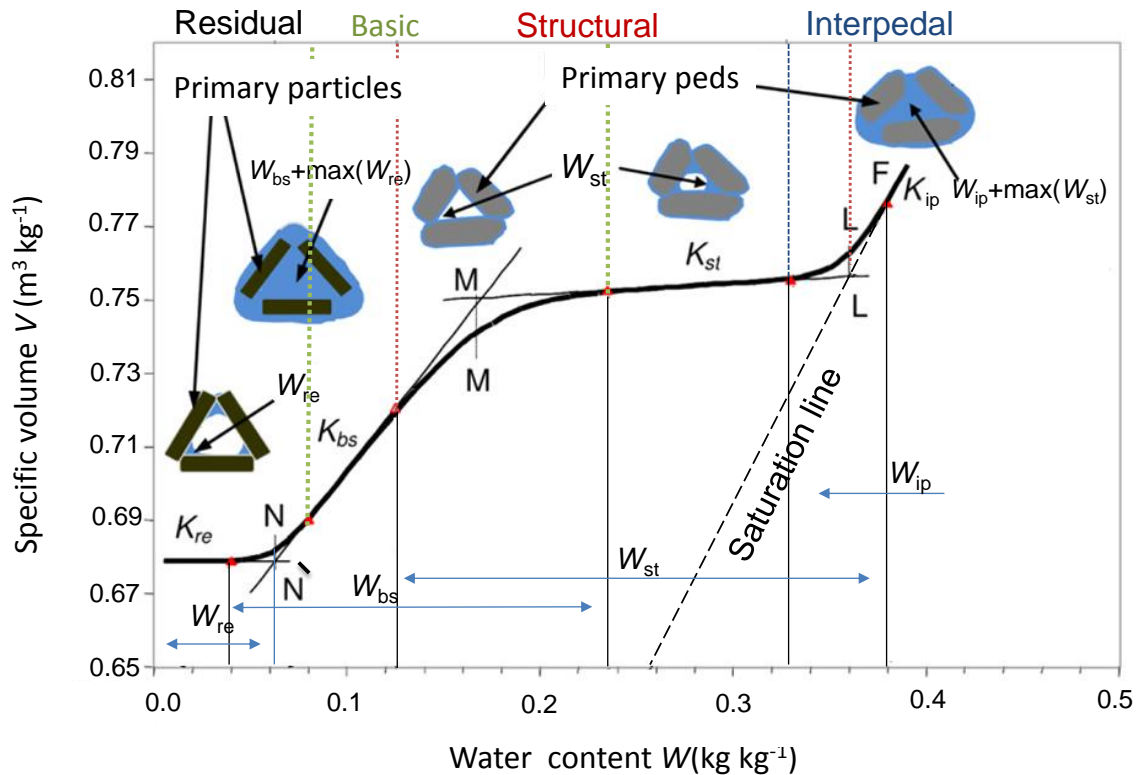


Fig. 1. Configurations of water partitioning in macropores and micropores related to the shrinkage phases (interpedal/saturated (ip), structural (st), basic (bs) and residual (re) shrinkage phases) that are due to four types of water ($W_{ip}, W_{st}, W_{bs}, W_{re}$) of a standard shrinkage curve (water content W , specific volume V). (Adapted from Braudeau et al, 2004)

Water retention curve measurements

The analysis that is complementary to that of the SSC for characterizing the influence of organic matter on pore size distribution is WRC (Grimaldi et al., 2002), which was measured separately on samples taken from each of the 24 experimental units, as for SSC. Technosol samples were collected using cylinders 3 cm tall and 5 cm in diameter, gently pressed down across the surface of the same containers used previously for SSC. Each cylinder was then placed on a wet porous plate for saturation. A range of matric potentials between water saturation (0 kPa) and permanent wilting point (-1554 kPa) was applied to the same cylinder using a sand box for high matric potentials (-0.2, -0.98, -3.1 kPa) and a pressure-plate apparatus (Richards, 1948) for lower ones (-31, -98, -155, -491, -1554 kPa). The matric

potential applied by the pressure-plate apparatus was corrected using the thermodynamically based equation (4) to calculate the water potential pressure (h) according to the air pressure equilibrium applied in the Richard apparatus, π (Braudeau et al., 2014):

$$h = 137.72 \ln (\pi / 100 + 1) \quad (4)$$

where h and π are expressed in kPa. Then, WRC was calculated according to the van Genuchten equation (van Genuchten, 1980):

$$W(\psi) = W_r + (W_s - W_r) / (1 + (\alpha |\psi|)^{1-1/n}) \quad (5)$$

where W is the water content ($\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$), ψ the matric water potential (cm), W_s the saturated water content ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$), W_r the residual water content ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$), α (cm^{-1}) is related to the inverse of the air entry suction, and n refers to the pore-size distribution.

After WRCs were calculated, the Jurin-Laplace equation (6) was used to convert the water matric potential at points L, M and N into maximum equivalent size (considering cylindrical tubes) of water saturated pores (Grimaldi et al., 2002).

$$P_c = P_0 - P_w = (4 \nu \cos \alpha) / d_{\text{eq}} = -h \quad (6)$$

where P_c = capillary pressure, P_0 = atmospheric pressure; P_w = water pressure (all in Pa); ν = surface tension of water ($75 \cdot 10^{-3} \text{ Nm}^{-1}$); α = contact angle of water with the pore walls (0° , if the water completely moistens the solid particles); d_{eq} = equivalent size of the pore, corresponding to the diameter of a cylindrical capillary (therefore, also "equivalent diameter") or twice the distance between the two walls of a fissure (in m); and, h = matrix potential of the water (in Pa).

Expression of results of void and moisture ratios

Specific volume V as a function of the water content W obtained from the Braudeau model was converted into a void ratio, (e , $\text{m}^3_{\text{pore}} \text{m}^{-3}_{\text{solid}}$) as a function of the moisture ratio (v , $\text{m}^3_{\text{water}} \text{m}^{-3}_{\text{solid}}$). This step makes it easier to compare Technosols that have different compositions and thus different particle densities. Considering equations (7) and (8):

$$v = (\rho_s / \rho_w) W \quad (7)$$

$$e = V \rho_s - 1 \quad (8)$$

where ρ_w the water density and ρ_s the particle density (g cm^{-3}) calculated for all mixtures from measurements of GWC and EDH using a pycnometer on materials sieved at 2 mm (ISO 17892-3:2004).

All hydro-structural parameters were transformed with equations (7) and (8) and thus became the moisture ratio at macropore saturation (v_L), the moisture ratio at micropore saturation (v_M), the moisture ratio at the shrinkage limit (v_N), the four slopes (K_L , K_{st} , K_{bs} , K_{re}), parameters related to the SSC shape (k_L , k_M , k_N) and the void ratio at the end of the shrinkage period (e_0). The other parameters calculated were the macropore ratio (e_{ma}) and micropore ratio (e_{mi}).

Based on the hydro-structural parameters, volumetric water content (θ , $\text{m}^3_{\text{water}} \text{m}^{-3}_{\text{soil}}$) was calculated to compare available water reservoirs (holding capacities) for plants in the mixtures.

$$\Theta = v / (V \rho_s) \quad (9)$$

The volumetric available water contents in macropores (θ_{ma}) and micropores (θ_{mi}) were obtained using the following equations: $\theta_{ma} = \theta_L - \theta_M$, $\theta_{mi} = \theta_M - \theta_N$, and the sum of both

as the total volumetric available water content for plants (θ_{Total}) (Braudeau et al., 2004, 2005b).

The van Genuchten equation was expressed as a function of the moisture ratio by replacing W with v in Eq. (7):

$$v(\psi) = v_r + (v_s - v_r) / (1 + (\alpha |\psi|))^{\frac{1}{n}} \quad (10)$$

where v_r and v_s are the moisture ratios under residual and saturated conditions, respectively.

The Van Genuchten model parameters were calculated directly after fitting by linear regression, using the method of least squares in SigmaPlot software version 13.0 (Systat Software, Inc., San Jose, CA, USA).

Statistical analysis

Means and standard errors of hydro-structural parameters were calculated for all treatments by fitting the curves with the hydro-structural model. The hydro-structural parameters representing the slope of the interpedal K_{ip} phase and the k_M parameter related to the shape of the SSC were not included because they were constant for all mixtures ($K_{ip} = 1$) and ($k_M = 53$).

The statistical analysis was performed with R 3.0.3 software (R Core Team, 2014) using MASS and ade4 packages for principal component analysis (PCA) (Venables and Ripley, 2002) and for linear discriminant analysis (LDA). LDA was used to identify which hydro-structural variables separate the influence of GWC (Huberty and Olejnik, 2006). Treatment separation based on hydro-structural variables was tested with Wilks and Pillai tests. Hydro-structural variables and macro, micro and total volumetric available water were statistically analyzed by analysis of variance (ANOVA). The influence of GWC was considered significant at $P < 0.05$. When a significant influence of GWC percentage was observed in

volumetric available water contents and pore sizes, then both linear and non-linear regressions were calculated, and the simpler and more efficient model was selected.

Results

Hydro-structural properties of parent materials

EDH showed the classic sigmoid shape of the SSC observed most often in the literature (Boivin et al., 2004; Braudeau et al., 2014; Lauritzen, 1948; Peng and Horn, 2005), whereas the compost SSC had a different shape (Fig. 2). A large difference in void ratio was observed between EDH and GWC, which ranged from 0.8--1.6 m³ m⁻³, and 4.6--5.5 m³ m⁻³, respectively. The maximum moisture ratio was 1.09 for EDH and 3.01 m³ m⁻³ for GWC.

Ignoring the saturated phase, GWC curves showed that the void ratio decreased slowly until a moisture ratio of 1.0. Then, starting from 5.1 ± 0.1, the void ratio decreased more rapidly until the point of complete water removal. Comparing SSC with EDH, we noticed that at a moisture ratio of 0.4, the void ratio did not change (0 or close to 0.01).

The GWC SSC also differed from the mixtures' SSCs, for example at 30% GWC (Fig. 2b). GWC had only three shrinkage phases: saturated, structural and basic (Fig. 2c). This behavior is similar to that observed in soils rich in organic matter (Gebhardt et al., 2010). The pedostructural model did not fit well for GWC. The relation between the void ratio and moisture ratio could be fitted by a hyperbolic equation (ignoring the specific gravity of water):

$$e = e_0 + av / (b + v), \text{ with } r^2 = 0.97, \text{ s.d.} = 0.01 \text{ and } P < 0.001$$

where e_0 is the residual void ratio (m³ m⁻³) and a and b are shape parameters.

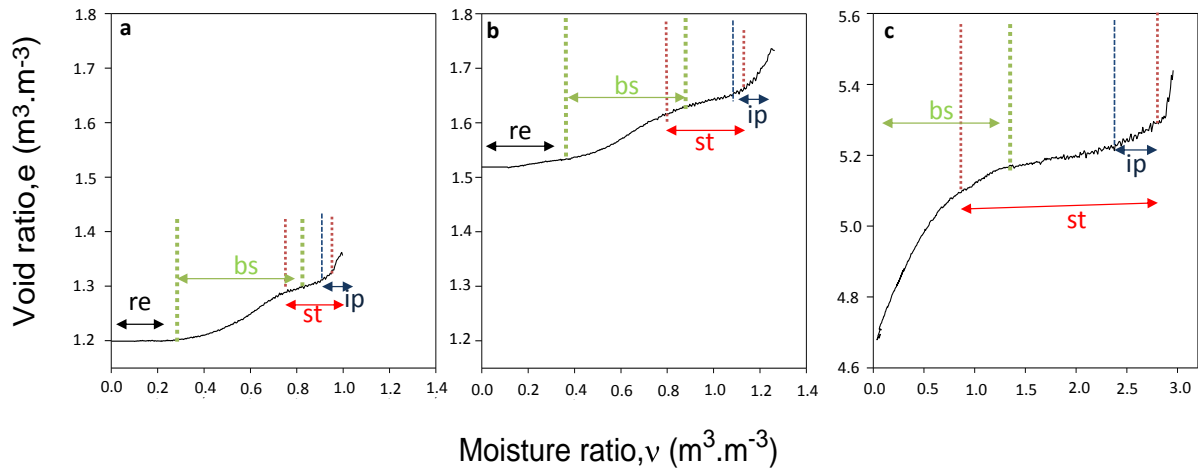


Fig. 16. Comparison of soil shrinkage curves and their phases (interpedal/saturated (ip), structural (st), basic (bs) and residual (re) shrinkage phases, Means of 4 replicates) of (a) excavated deep soil horizons, (b) mixture 30% of green waste compost and (c) green waste compost.

Hydro-structural properties of Technosols

Fig. 3 presents mean SSCs and WRCs for all mixtures after modeling. SSC phases (residual, basic, structural and saturating phases) are recognizable for all Technosol mixtures (Fig. 3). High percentages of organic matter were associated with increases in the maximum moisture and void ratios measured at the beginning and end of each curve (Fig. 3). The void ratio for all mixtures varied from 1.35-2.50 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, whereas the moisture ratio ranged from 1.1- 2.0 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$.

WRCs also had a sigmoid shape for the section between -0.1 kPa and -300 kPa. This form is emphasized for low percentages of GWC. The maximum and minimum moisture ratios also gradually increased with the GWC percentage. Table II provides an overview of the shrinkage parameters for the constructed Technosols in this study.

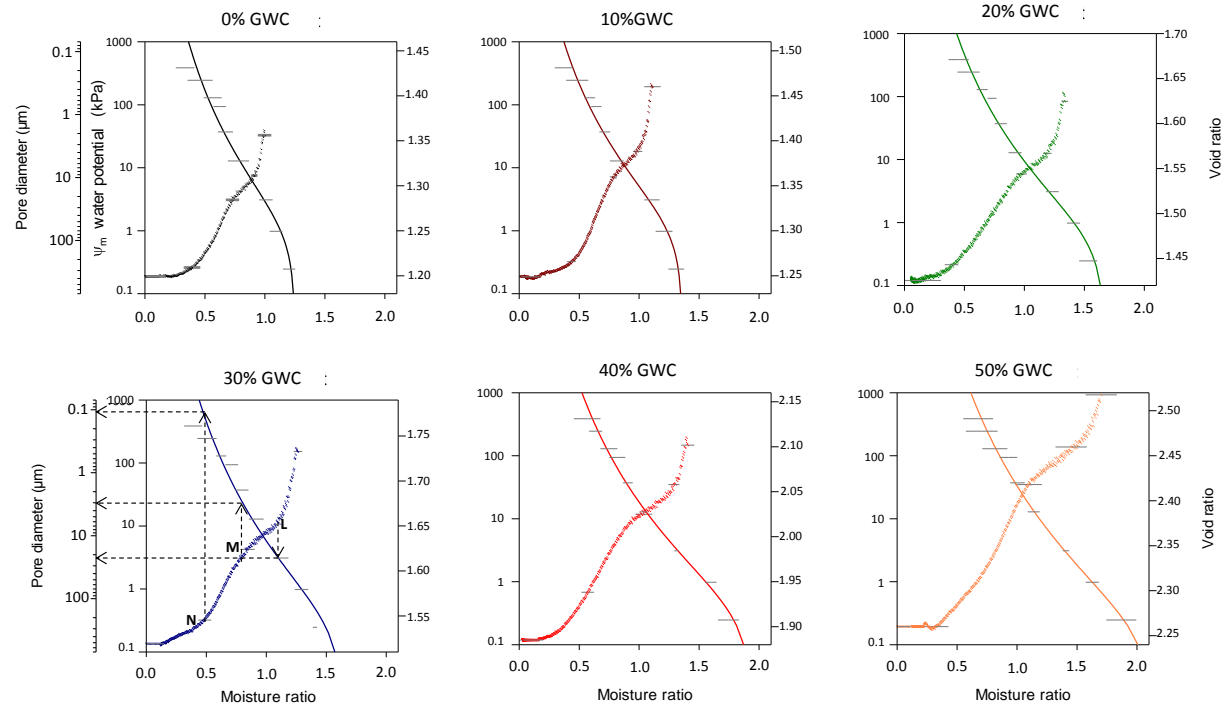


Fig. 3. Means of 4 replicates ± 1 SD at points F, L, M, N and e_0 from the highest to the lowest point in the shrinkage curve, which expresses the void ratio (right axis) as a function of the moisture ratio. Means of four replicates ± 1 SD at matric potential $|h| = 0.24, 0.98, 3.10, 12.88, 37.19, 4.12, 244.79$ and 386.42 kPa from the lowest to the highest point in the water retention curves, which expresses the water potential (left axis) as a function of the moisture ratio for the six treatments (0%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50% of green waste compost (GWC)). A third axis was added on the left to determine the maximum equivalent size of water-saturated pores at each water potential according to the Jurin-Laplace law. For example, at 30% of GWC, the N point of the shrinkage curve corresponds to a water potential of approximately -750 kPa, which corresponds to a maximum equivalent size of water-saturated pores of $0.1 \mu\text{m}$.

Table 2 :Mean \pm s.e. (n = 4) of hydrostructural parameters for all the treatments (0%,10%,20%,30%,40% and 50%) of GWC with ANOVA results (F and P values) showing the effect of GWC proportions on these parameters which are by order: slope of the structural phase (K_{st}), slope of the basic shrinkage phase (K_{bs}), slope of the residual phase (K_{re}), moisture ratio at macropores saturation (v_L), moisture ratio at micropores saturation (v_M), moisture ratio at the shrinkage limit (v , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$), void ratio at the end of the shrinkage period (e_0), parameter related to shrinkage curve shape (K_L , K_N), macropore ratio (e_{ma}), micropore ratio (e_{mi}) (e , $\text{cm}^3_{\text{pore}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$), The volumetric available water contents from macropores (θ_{ma}), micropores (θ_{mi}) and total volumetric water contents for plants (θ_{Total}) (θ , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^3_{\text{soil}}$) and the calculated maximum equivalent size (μm) by Jurin-Laplace equation at the following points (L, M, and N).

Parameter	0%	10%	20%	30%	40%	50%	Fvalue	Pvalue
K_{st}	0.00 \pm 0.00	0.02 \pm 0.02	0.11 \pm 0.01	0.13 \pm 0.01	0.11 \pm 0.00	0.11 \pm 0.01	27.80	<0.001
K_{bs}	0.31 \pm 0.01	0.30 \pm 0.00	0.32 \pm 0.03	0.32 \pm 0.04	0.28 \pm 0.02	0.23 \pm 0.02	2.01	0.13
K_{re}	0.03 \pm 0.00	0.02 \pm 0.00	0.05 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	4.80	<0.05
v_L	0.93 \pm 0.01	1.02 \pm 0.02	1.17 \pm 0.01	1.26 \pm 0.02	1.33 \pm 0.02	1.63 \pm 0.13	19.41	<0.001
v_M	0.77 \pm 0.03	0.81 \pm 0.02	0.79 \pm 0.03	0.81 \pm 0.02	0.85 \pm 0.03	1.10 \pm 0.11	5.38	<0.05
v_N	0.46 \pm 0.03	0.45 \pm 0.02	0.53 \pm 0.03	0.53 \pm 0.02	0.46 \pm 0.03	0.28 \pm 0.06	7.28	<0.001
e_0	1.20 \pm 0.09	1.25 \pm 0.08	1.51 \pm 0.07	1.42 \pm 0.13	1.87 \pm 0.17	2.25 \pm 0.11	12.82	<0.001
K_L	2.25 \pm 0.25	2.25 \pm 0.47	3.00 \pm 0.00	2.04 \pm 0.40	1.09 \pm 0.10	1.07 \pm 0.24	6.39	<0.05
K_N	0.75 \pm 0.18	1.00 \pm 0.00	0.45 \pm 0.05	0.46 \pm 0.18	0.42 \pm 0.07	0.46 \pm 0.08	2.12	0.06
e_{ma}	0.16 \pm 0.03	0.21 \pm 0.04	0.38 \pm 0.04	0.45 \pm 0.03	0.48 \pm 0.04	0.54 \pm 0.03	20.59	<0.001
e_{mi}	0.31 \pm 0.03	0.36 \pm 0.01	0.26 \pm 0.06	0.27 \pm 0.04	0.39 \pm 0.02	0.81 \pm 0.06	26.97	<0.001
θ_{ma}	0.07 \pm 0.01	0.08 \pm 0.01	0.14 \pm 0.01	0.17 \pm 0.02	0.16 \pm 0.01	0.15 \pm 0.01	19.18	<0.001
θ_{mi}	0.12 \pm 0.01	0.15 \pm 0.01	0.09 \pm 0.02	0.10 \pm 0.01	0.13 \pm 0.01	0.24 \pm 0.01	10.03	<0.001
θ_{Total}	0.19 \pm 0.01	0.22 \pm 0.01	0.23 \pm 0.01	0.27 \pm 0.01	0.29 \pm 0.01	0.39 \pm 0.01	39.27	<0.001
Calculated equivalent pore size								
pore size at L	32.06 \pm 2.82	34.72 \pm 3.80	69.06 \pm 6.48	66.46 \pm 7.00	56.93 \pm 5.89	120.40 \pm 34.03	4.78	<0.05
pore size at M	10.14 \pm 1.89	9.84 \pm 1.14	6.49 \pm 1.67	4.93 \pm 0.82	3.28 \pm 0.76	5.85 \pm 1.66	3.84	<0.05
pore size at N	0.66 \pm 0.24	0.43 \pm 0.06	0.52 \pm 0.17	0.49 \pm 0.17	0.10 \pm 0.00	0.09 \pm 0.00	8.94	<0.001

Statistical analysis of hydro-structural parameters

From the PCA (not shown) performed on hydro-structural parameters (Table II), GWC percentage had an influence on hydro-structural parameters ($P = 0.001$) and explained 65% of their variance. The LDA applied after the PCA revealed a significant influence of GWC percentage on hydro-structural parameters ($p < 0.0001$; Wilks and Pillali tests), explaining

95% of their variance (Fig. 4). Mixtures were separated into three groups: (i) 0% and 10% GWC, (ii) 20%, 30%, and 40% GWC, and (iii) 50% GWC. The first and second axes explained 70% and 25% of the variance, respectively. The hydro-structural property variables that best separated the 50% mixture were v_L , v_M and e_0 . K_{st} was discriminant for 20%, 30%, 40% and 50% mixtures. Finally, K_L and v_N discriminated the 0% and 10% mixtures.

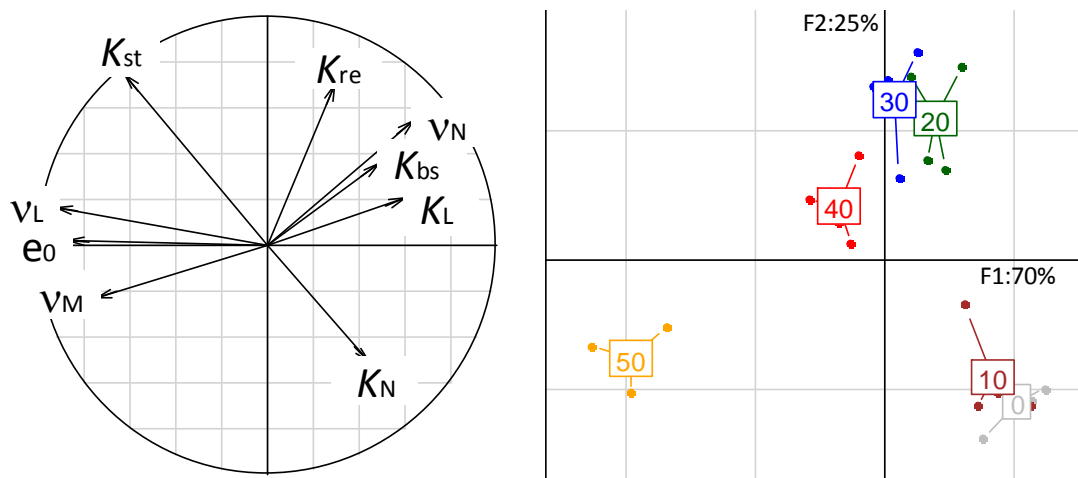


Fig. 4: Linear discriminant analysis of the influence of green waste compost percentages on hydro-structural parameters. The first and second axes explained 70% and 25% of the variance, respectively v_L , moisture ratio at saturated macropores, v_M moisture ratio at saturated macropores, v_N limit of shrinkage, e_0 void ratio at the end of the shrinkage curve, the slope of structure phase K_{st} , the slope of the basic phase K_{bs} , the slope of the residual phase K_{re} and parameters related to shape form K_L , K_N .

ANOVA showed that the percentage of GWC had a positive significant influence on v_L , v_M , v_N , e_0 , K_L and K_{st} , but a negative influence on K_{re} (Table II). However, it revealed that GWC had no significant influence on K_{bs} , ($P = 0.13$) and K_N ($P = 0.06$). ANOVA also showed that the percentage of GWC had a positive influence on the macropore ratio e_{ma} and the micropore ratio e_{mi} .

Variations in water types according to the percentage of GWC

The behaviors of different types of water were not similar. For example, the influence of GWC was not additive for θ_{mi} , which ranged from 0.10--0.15 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ for all mixtures except 50% GWC, which had a higher value of available water in micropores: $0.23 \pm 0.02 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$ (Fig. 5a). The mean value of θ_{ma} was similar for 0% and 10% GWC ($0.08 \pm 0.02 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$), began to rise with the mixture 20% GWC and decrease to a constant value ($0.15 \pm 0.04 \text{m}^3 \text{m}^{-3}$) for 30%, 40% and 50% GWC (Fig. 5b). The sum of both types of water (θ_{Total}) increased at higher percentages of GWC. θ_{Total} for 50% GWC was the highest because of the high value of θ_{mi} (Fig. 5c).

ANOVA was applied to test the influence of the GWC percentage on available water (θ_{ma} , θ_{mi} and θ_{Total}). The three types of water were significantly and positively influenced ($P < 0.001$) (Fig. 5). The best regressions between GWC percentage and available water were linear for macropores and total available water ($r^2 = 0.54$ and 0.81 , respectively), whereas it was a second-degree equation for micropore available water ($r^2 = 0.67$) (Fig. 5). θ_{ma} , θ_{mi} and θ_{Total} were twice as high at 50% GWC than at 0% GWC.

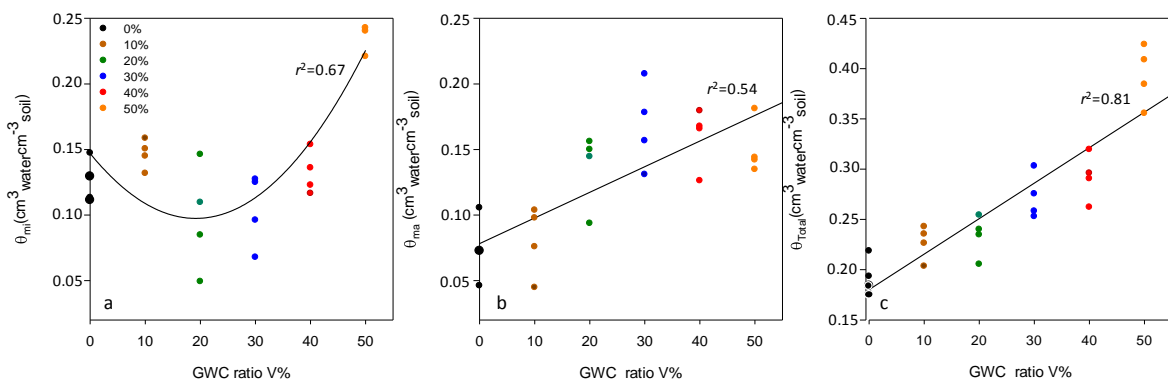


Fig. 5. Relations between GWC percentage and (a) available water of micropores ($\theta_{mi} \text{m}^3 \text{water m}^{-3} \text{soil}$), (b) available water of macropores ($\theta_{ma} \text{m}^3 \text{water m}^{-3} \text{soil}$), (c) total available water ($\theta_{Total} \text{m}^3 \text{water m}^{-3} \text{soil}$). Straight lines represent linear regressions. Regression equations are (a) $\theta_{mi} = 0.0563 - 0.005 \times \text{GWC}\% + 0.0001 \times \text{GWC}\%^2$, (b) $\theta_{ma} = 0.08 + 0.002 \times \text{GWC}\%$ and (c) $\theta_{Total} = 0.18 + 0.003 \times \text{GWC}\%$.

Water retention curve and pore sizes at points L, M and N

Increasing GWC percentage was responsible for an increase in mean moisture ratio of all treatments regardless of the matric potential (Table SI I). Maximum saturated macropore size at point L increased by a factor of four, from 32 μm at 0% GWC to 120 μm at 50% GWC, whereas maximum saturated micropore size at point M decreased by half from 0% GWC to 50% GWC. Maximum saturated micropore size at point N decreased from 0.65 μm at 0% GWC to only 0.09 μm at 50% GWC.

ANOVA showed that GWC percentage had a significant influence on saturated pore size at points L, M and N (Table II). Correlation between GWC percentage and maximum saturated macropore size at point L was positive and high ($y = 26.57 + 1.55\text{GWC}$, $r^2 = 0.82$), but correlations with GWC percentage were negative for maximum saturated micropore size at point M ($y = 9.80 - 1.12\text{GWC}$, $r^2 = 0.69$) and point N ($y = 0.65 - 0.01\text{GWC}$, $r^2 = 0.77$) (Fig. 6). As a consequence, the difference between the maximum saturated pore size at point L and the maximum saturated pore size at point N (i.e. the range of pore sizes) increased as the percentage of GWC increased.

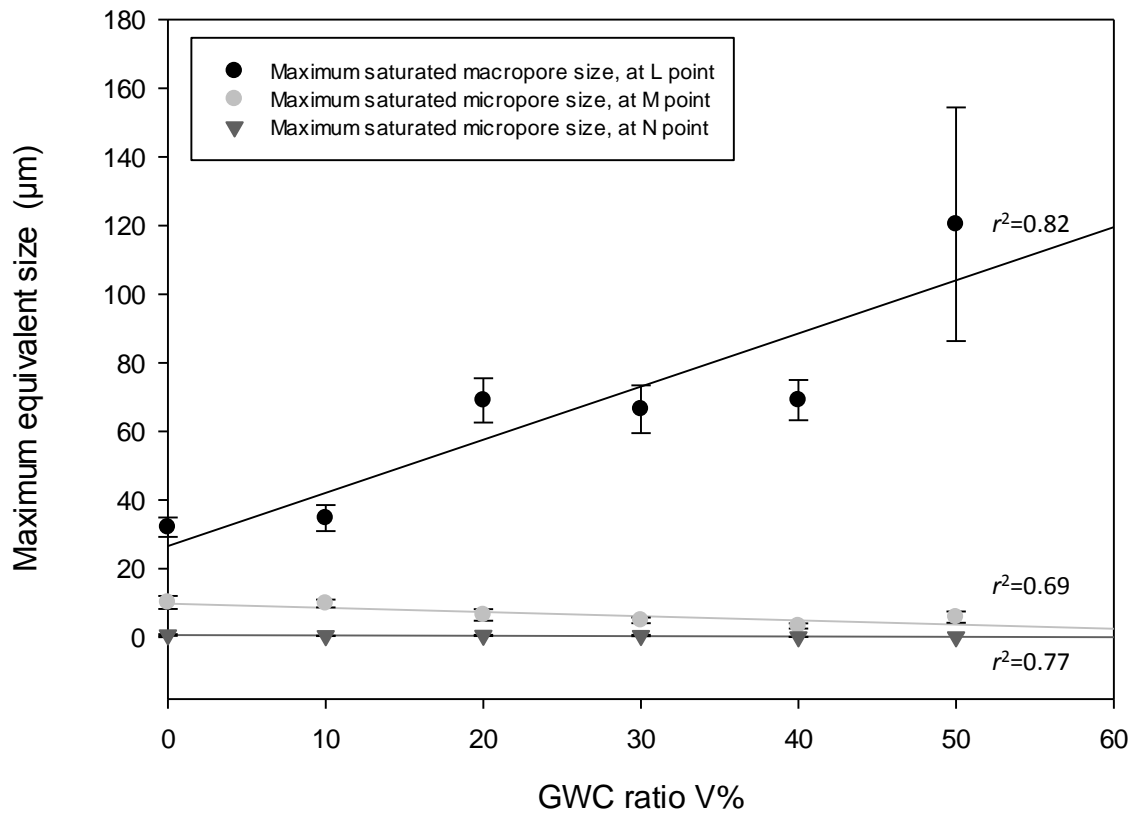


Fig. 6. Relations between GWC percentage and maximum saturated pore size at points L, M and N. Straight lines represent linear regressions. Regression equations are maximum saturated macropore size at L = $26.57 + 1.55 \times \text{GWC}\%$ (black line), maximum saturated micropore size at M = $9.80 - 1.12 \times \text{GWC}\%$ (light gray line), maximum saturated micropore size at N = $0.65 - 0.01 \times \text{GWC}\%$ (gray line).

Table S3. Given pF before and after correction by the method of Braudeau et al (2014), the measurement method (1: wet porous plate, 2: pressure-plate apparatus (Richard, 1948)), calculated pore volume and water ratio for all green waste compost (GWC) treatments (percentage of GWC).

Given pF before corrected	Given pF after corrected	Applied pressure kPa	Measured Methods	Corrected water retention kPa	maximum poresize after correction	Water ratio v (cm ³ .cm ⁻³)						
						0%	10%	20%	30%	40%	50%	100%(GWC)
Saturation	Saturation	-1	1	-1	saturated pores	1.278±0.03	1.381±0.04	1.674±0.05	1.701±0.07	1.95±0.06	2.125±0.12	4.429±0.04
0.4	0.4	-0.24	1	-0.24	609.10	1.201±0.03	1.31±0.03	1.406±0.01	1.532±0.04	1.744±0.04	1.87±0.06	4.049±0.06
1	1	-0.98	1	-0.98	153.00	1.093±0.03	1.209±0.03	1.293±0.03	1.41±0.03	1.597±0.02	1.627±0.03	3.534±0.06
1.5	1.5	-3.1	1	-3.10	48.38	1.008±0.03	1.107±0.03	1.134±0.02	1.233±0.03	1.311±0.01	1.408±0.01	2.328±0.06
2	2.11	-9.8	2	-12.88	11.87	0.779±0.04	0.813±0.03	0.917±0.03	0.922±0.03	1.037±0.02	1.14±0.02	1.888±0.11
2.5	2.57	-31.01	2	-37.19	4.11	0.671±0.03	0.713±0.02	0.796±0.03	0.803±0.02	0.906±0.02	1.003±0.03	1.805±0.07
3	2.97	-98.06	2	-94.12	1.62	0.623±0.03	0.642±0.02	0.712±0.03	0.73±0.02	0.818±0.03	0.929±0.04	1.739±0.07
3.2	3.11	-155.42	2	-129.14	1.18	0.565±0.04	0.587±0.02	0.625±0.02	0.648±0.02	0.746±0.04	0.815±0.05	1.657±0.07
3.7	3.38	-491.48	2	-244.79	0.62	0.459±0.05	0.483±0.05	0.506±0.04	0.535±0.05	0.637±0.03	0.705±0.07	1.439±0.04
4.2	3.58	-1554.21	2	-386.42	0.39	0.334±0.04	0.371±0.04	0.39±0.04	0.452±0.04	0.566±0.06	0.676±0.06	1.416±0.05

Discussion

Hydro-structural properties derived from the mixtures

Parent materials exhibited highly different behaviors: the GWC SSC had a hyperbolic shape (Fig. 2b), whereas the EDH SSC had a sigmoid shape (presence of both micro- and macroporosity levels) (Fig. 2b). The difference in the SSC shape for GWC can be explained by it being composed of a fraction of fine pores, which may cause high capillary forces, and a higher fraction of coarser pores. Thus, internal tensions during desiccation first result in low shrinkage, but when the GWC moisture ratio decreases below $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, the change in the void ratio is more noticeable and does not reach the residual phase. This result is in agreement with Peng and Horn (2007a).

For all GWC and EDH mixtures, we found a SSC with a sigmoid shape, similar to the 100% EDH SSC. We did not observe the hyperbolic shape, as for the 100% GWC (three phases), even in the 50% GWC mixture, but we noticed that the slope of the residual phase decreased with a high percentage of organic matter (Table II). As this sigmoid shape (macro- and micropore levels) is typically found in most natural soils, it seems that from a hydro-structural viewpoint, constructed Technosols have the same properties as those observed in natural soils. These results showed that fine particles from primary particles (Fig. 1) may not be only clay; in this case, they are organic material.

EDH material used in our experiment exhibited a high level of carbonates and a high pH. This can be explained by the calcareous materials of the parent rock in Ile-de-France (Gis_Sol 2013) but also by the fact that calcium carbonates are an important component of gravel, cement and concrete (Scharenbroch, Lloyd & Johnson-Maynard 2005). As a consequence, the leaching of surface runoff waters, previously in contact with concrete buildings, generally impacts the nature of deep horizons in urban areas by increasing the level of carbonates and

the pH (Messenger 1986). This kind of mineral material is thus likely to be abundant in many cities. Moreover, every city has greenspaces of vegetated areas in which plants need to be trimmed. GWC is thus a potentially abundant material that can be produced easily in many urban areas. With the need to mitigate climate change, more and more communities have begun to compost their organic wastes. This would also increase the quantity of GWC that could be used for Technosol construction. We thus believe that the materials used in this experiment can be chosen for Technosol construction in a wide variety of urban systems.

Influence of organic matter on hydro-structural properties

Organic matter had no influence on the slope of the basic shrinkage phase (Table II), which is in agreement with previous observations (Boivin et al., 2009), but the increased slope in the structure phase with the increase in organic matter differs from the results obtained by Boivin et al (2009). One possible explanation is that the particles or aggregates were not consolidated (i.e. without cohesion), regardless of the amount of GWC, since these soils had not yet experienced a complete cycle of swelling-shrinkage.

Soil water holding capacity estimated from the SSC was sensitive to GWC percentages, varying from 0.19 m³water m³soil in the 0% mixture to 0.39 m³water m³soil in the 50% mixture (Table II and Fig. 5). The increase in organic matter content along with available water capacity is similar to that observed in natural soils (Hudson, 1994; Emerson, 1995). GWC had a positive influence on the void ratio (Fig. 3), which is also observed in natural soils (Giusquiani et al., 1995), as well as on the moisture ratio for both macro- and micropores. LDA separated the treatments into three groups: 0%/10%, 20%/30%/40%, and 50% (Fig. 4). This split means that the 20%, 30%, and 40% GWC treatments behaved in a similar manner. This is an important aspect for technical applications of constructed

Technosols, because adding more than 20% of GWC, the most expensive parent material in our mixture, can be avoided without losing the main beneficial hydro-structural properties.

Combining data from shrinkage and retention curves

The SSC provides a functional characterization of soil hydro-structural properties, and points L, M and N correspond to thresholds of these properties. When the amount of organic matter varies, the breaking points L, M and N do not correspond to fixed pore sizes. For example, in the 0% GWC treatment, micropores (N-M) ranged from 0.7--10 μm and macropores (M-L) ranged from 10--32 μm , whereas in the 50% GWC treatment, micropores ranged from 0.09--6 μm and macropores ranged from 6--120 μm (Table II). The correspondence established between hydro-structural domains and pore size (Fig. 3) indicates that an increase in the percentage of GWC induces a large increase in the range of macropore size involved in retaining available water. For organic-rich soils, Peng et al. (2007b) also observed an increase in the maximum saturated macropore size, corresponding to an increase in pore size at point L. We also observed that an increase in the percentage of GWC induces a small decrease in the range of micropore size involved in retaining available water. The result of this large increase in macropore range and small decrease in micropore range is a global increase in the range of the size of pores retaining total available water.

Despite the reduced range of the size of pores involved in microporosity when GWC increases (Fig. 6), we observed an increase in available water in microporosity (Fig. 5) when GWC increased from 20 to 50%. A possible explanation for this apparent contradiction is that the number of pores present in the microporosity domain increases when the GWC percentage increases.

Constructed Technosols as a tool for studying the influence of specific soil components on shrinkage

Previous studies on SSCs of natural soils have shown that organic matter and clay influence hydro-structural properties (Boivin et al., 2004, 2009; Shaykewich and Zwarich, 1968). However, in natural soils, organic matter content is correlated with other physico-chemical soil properties such as the type of clay (Boivin et al., 2004), cation exchange capacity (Tessier, 1990), and ionic concentration in the soil solution (Emerson, 1962), which could influence the shape of the SSC. This makes it difficult to attribute changes in SSC shape to the amount of organic matter. With constructed Technosols, it is easy to manipulate the percentage of a given kind of organic matter through the percentage of different materials. EDH is poor in organic carbon (0.38 g kg^{-1}), whereas GWC is much richer (210.4 g kg^{-1}); GWC can thus be considered the only source of organic carbon in mixtures. Therefore, organic carbon content can be changed by manipulating the percentage of GWC.

Conclusions

Shrinkage and retention curves have been successfully used to characterize hydro-structural properties of natural soils. Here, we showed that these two approaches can also be used for studying constructed Technosols. Surprisingly, directly after mixing, mineral and organic materials showed a shrinkage behavior similar to that found in more natural soils, even though the EDH contained a negligible quantity of clay. Combining shrinkage and retention-curve approaches allowed the influence of organic matter content on hydro-structural properties of Technosols to be measured. Here, we showed that an increase in the percentage of compost in the constructed Technosol induces a large increase in macropore range and a small decrease in micropore range, resulting in an overall increase in the range of the size of pores retaining total available water. Our study deals with recently mixed materials that underwent their first

humectation/desiccation cycle. Further studies should be conducted on this issue, since hydro-structural properties will likely differ after several humectation/desiccation cycles due to consolidation of soil structure. Another perspective would be to consider not only the percentage of material in the mixture but its quality or composition. Finally, the influence of organisms such as plants, fauna or microorganisms should be also investigated since they drive the evolution of hydro-structural properties of Technosols.

Acknowledgements

This study was conducted in collaboration with the Departmental Council of Seine-Saint-Denis, France, and the company Enviro Conseil et Travaux. The authors wish to thank the University of Damascus, Syria, for financial support of the Ph.D. (No. 1473). We also thank Gagrik Hovhannissian and Erik Braudeau for their scientific advice. Michelle and Michael Corson were responsible for proofreading the English.

Conclusion du chapitre 1

Les courbes de retraits et de retentions sont connues pour permettre de caractériser les propriétés hydro-structurales de sols naturels. Dans ce chapitre, il a été montré que cela est également vrai pour les Technosols, qui ont un comportement de retrait similaire aux sols possédant un pourcentage significatif d'argile, même si leur teneur en argile est négligeable.

Les résultats montrent que la correspondance entre une valeur de la courbe de retrait et une valeur de la courbe de rétention pour une valeur donnée de l'indice de l'eau est modifiée par la proportion de compost. Il a été observé qu'il est possible d'évaluer cet impact sur la correspondance entre les points de saturation des macropores et micropores (L, M), sur la limite de retrait (N) et sur la taille des pores grâce à la courbe de retrait. Ainsi, on est capable de définir la gamme de diamètre des pores considérés comme faisant partie de la micro ou macro-porosité hydro-structurale.

Les résultats illustrent aussi que dans nos Technosols, la matière organique a eu une influence positive sur les micropores, sur les macropores, sur la porosité totale et sur l'eau disponible, comme on l'observe dans les sols naturels.

Toutefois, cette étude a été menée avec des matériaux récemment mélangés qui ont subi leur premier cycle humectation / dessiccation.

Les propriétés hydrostructurales vont changer après plusieurs cycles humectation / dessiccation en raison de la consolidation de la structure. De même, les organismes tels que les plantes, la faune ou les micro-organismes vont influencer l'évolution des propriétés hydrostructurales.

CHAPITRE 2.

Article accepté pour publication avec modifications mineures par le journal « Soil ».

Citation : Deeb, M., Grimaldi, M., Lerch, T.Z., Pando, A., Gigon, A., and Blouin, M. (2015). Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties. *Interactions* 2, 1309–1344.

Les effets des racines, des vers de terre et de la matière organique sur les propriétés physiques des Technosols construits

Résumé :

Les Technosols construits sont une alternative au prélèvement de terre végétale en milieu naturel. La gestion durable de ces Technosols suppose de comprendre l'évolution de leurs propriétés hydriques. Nous avons analysé les courbes de retrait de Technosols dont la teneur en compost varie de 0 à 50 %, en présence ou non de plantes et/ou de vers de terre. Les résultats montrent que ces organismes expliquent mieux la variance (19 %) des propriétés hydriques du sol que la dose de compost (14 %). Le compost et les plantes jouent un rôle positif sur l'eau disponible présente à la fois dans la macroporosité et dans la microporosité, les vers de terre jouant un rôle positif uniquement sur cette dernière. L'interaction entre organismes et compost explique davantage la variance (40 %) que les effets simples de ces facteurs.

Les organismes et leurs interactions avec les matériaux parents affectent positivement les propriétés hydrostructurales de Technosols construits, avec des conséquences potentiellement positives sur la résistance à la sécheresse ou au compactage. Prendre en compte les effets des organismes et leurs interactions avec les matières organiques pourrait être une approche prometteuse pour améliorer la fertilité des Technosols.

Mots clés : structure du sol, matière organique, courbe de retrait, système racinaire, vers de terre

***Interactions between organisms and parent materials of a constructed
Technosol shape its hydrostructural properties***

M. Deeb^{1,2}, M. Grimaldi², T.Z. Lerch¹, A. Pando^{1,2}, A. Gigon¹, M. Blouin¹

[1] : UPEC, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 7618), 61
avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France

[2]: IRD, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 7618), 32 avenue
Henri Varagnat, 93142 Bondy cedex, France

Correspondence to: M. Deeb (mahadeeb.y@gmail.com)

Abstract

Constructed Technosols provide an opportunity to recycle urban waste, and are an alternative to the uptake of topsoil from the countryside. Despite potential problems of erosion, compaction or water holding capacity, their physical properties and the resulting water regulation services are poorly documented. In a laboratory experiment, excavated deep horizons of soils and green waste compost (GWC) were mixed at six levels of GWC (from 0% to 50%). Each mixture was set up in the presence/absence of plants and/or earthworms, in a full factorial design (n = 96). After 21 weeks, hydrostructural properties of constructed Technosols were characterized by soil shrinkage curves. Organisms explained the variance of hydrostructural characteristics (19%) a little better than parent-material composition (14%). The interaction between the effects of organisms and parent-material composition explained the variance far better (39%) than each single factor. To summarize, compost and plants played a positive role in increasing available water in macropores and micropores; plants were extending the positive effect of compost up to 40 and 50% GWC. Earthworms affected the void ratio for mixtures from 0 to 30% GWC and available water in micropores, not in macropores. Earthworms also acted synergistically with plants by increasing their root biomass and the resulting positive effects on available water in macropores. Organisms and their interaction with parent materials thus positively affected the hydro-structural properties of constructed Technosols, with potential positive consequences on resistance to drought or compaction. Considering organisms when creating Technosols could be a promising approach to improve their fertility.

Keywords: Hydro-structural properties; Organic matter; Shrinkage curve; Plants; Earthworm; Interactions

Introduction

Pedogenesis results from the dynamic interaction between climate, parent rock and organisms. The most important factor(s) have been debated for a long time (Wilkinson et al. 2009) and studied independently (Jenny 1941), but their interactions remain little understood (Paton 1978; Amundson et al. 2007). The influence of bioturbation (physical displacement by organisms) on soil formation is not straightforward (Amundson et al. 2007; Wilkinson et al. 2009). Some authors consider biotic mixing agents as a secondary cause of soil formation (Carson and Kirkby 1972), while others argue that bioturbation plays a major role in forming soil (Paton 1978; Wilkinson and Humphreys 2005).

Soils developed on non-traditional substrates and largely influenced by human activity are now referenced as Technosols in the World Reference Base for Soil Resources. When Technosols are technogenic materials or artifacts assembled deliberately to create soils, they are called constructed Technosols (WRB 2014). Many urban planners and greenspace enterprises are interested in constructed Technosols because they are an alternative to topsoil uptake from the countryside, which can be costly and harmful for the environment due to CO₂ emitted during material transport. Moreover, Technosols offer an opportunity to recycle urban wastes, such as excavated deep horizons/backfills from enterprises of the building sector, sewage sludge from waste water plants or green wastes from greenspaces enterprises or local authorities. In this way, urban wastes are used to improve urban ecosystem services (Morel et al. 2014), and form a closed loop that reduces the impact of cities on the environment. Constructed Technosols are different from other soils, because they are designed assemblages of technogenic materials. The evolution of Technosols is thus different from the pedogenesis of natural soils. However, Technosols exhibit some formation processes similar to those observed in natural soil pedogenesis, such as decarbonization and aggregation (Séré et al.

2010, Jangorzo et al. 2014). Humans are an agent with an increasing importance in the evolution of the Biosphere. This has led to consider that we are living on a planet dominated by humans (Vitousek et al., 1997) and to define our geological era as the Anthropocene (Zalasiewicz et al., 2008). In soil science too, this importance of humans has also to be acknowledged. In this paper, we will thus consider the evolution of constructed Technosols as a specific kind of pedogenesis, even if we recognize that this could be a subject of debate.

The pedogenesis of constructed Technosol is particularly interesting. First, it begins with the mixing of parent materials in a proportion chosen by the experimenter, whereas the initial state of natural soils is never under the control of researchers. Second, it is particularly well suited for investigating the role of organisms in soil function and pedogenesis, because parent materials have never been subjected to the activities of organisms such as plants and macrofauna before mixing. As a consequence, Technosol provides an original control or reference state for evaluating the importance of organism activities. In this study, we will focus on one specific aspect of Technosol pedogenesis: the physical structuration, by analyzing hydro-structural properties.

Parent materials strongly influence the type of soil formed (Charman et al. 2000). Organo-mineral composition of constructed Technosols determines several soil chemical and physical properties (pH, cationic exchange capacity, texture, etc.) and affects their quality (Molineux et al. 2009; Olszewski et al. 2010; Arocena et al. 2010; Rokia et al. 2014). The Influence of organic matter and texture on compactability of Technosols (Paradelo and Barral 2013) and the formation of the organo-mineral complex in newly formed soil (Monserie et al. 2009) have also been documented. However, hydro-structural properties have not yet been investigated. This is of particular importance since constructed Technosols are particularly subject to compaction or other physical dysfunctions. Moreover, they are expected to provide water regulation services to meet vegetation requirements.

We were interested in determining influences of different functional groups of organisms on soil hydro-structural properties. We focused on two kinds of organisms with different impacts on soil physical structure. Earthworms make an important contribution to soil function by influencing chemical, biological and physical soil processes (Lavelle and Spain 2001; Edwards 2004), with consequences for ecosystem services (Blouin et al. 2013). Their major physical contributions are due to their high consumption rates and burrowing activity that affect soil structure, aggregation and aeration (Blanchart et al. 1997), which influence the hydric properties of soil (Schrader and Zhang 1997; Shipitalo and Butt 1999). These modifications of hydro-structural properties by earthworms have tremendous consequences for plant growth (Scheu 2003; van Groenigen et al. 2014). Plant roots and rhizosphere inhabitants also have a significant influence on aggregates and their stability (Jastrow et al. 1998; Rillig et al. 2002), sometimes more significant than that of earthworms (Blanchart et al. 2004). Roots penetrate the soil and create macropores which favor fluid transport (Beven and Germann 1982). Roots also create weak zones that fragment the soil and form aggregates, whose formation is strengthened by wetting-drying cycles due to water uptake by the plant (Angers and Caron 1998). In addition, plant root residues provide a food source for microorganisms and fauna, which contribute to soil structure formation and stabilization (Innes et al. 2004). In return, microorganism-mediated changes in soil structure affect plant growth, mostly by modifying the root's physical environment (Dorioz et al. 1993).

In this study, we were interested in the effect of two soil-forming factors, i.e. parent materials and organisms, on hydro-structural parameters via measurements of soil shrinkage curves (SSC) (Haines 1923). The influence of parent materials (especially clay content and type) (Boivin et al., 2004), organic matter (Boivin et al., 2009) and organisms (Kohler-Milleret et al., 2013; Milleret et al., 2009) on shrinkage properties has already been studied in natural soils. This study addresses the question of materials-organisms interaction on the

hydrostructural properties of a constructed Technosols in a five-months microcosm experiment with four “organism” treatments (control, plants, earthworms, plants+ earthworms) combined with six percentages of green waste compost/excavated deep horizons under controlled climatic conditions.

Materials and methods

Parent materials

The main urban waste used in this study was earth material excavated from deep horizons, hereafter called “excavated deep horizons” (EDH). This material is typically what is found during the foundation works in the Ile-de-France. It is mainly made of calcareous strata from the Eocene. For our study, we sampled 500 kg of EDH at several locations at the basis of the urban waste dump of the ECT company (Villeneuve-sous-Dammartin, France) in the aim to have a composite sample representative of what is susceptible to be used for Technosol construction around Paris. To avoid the presence of calcareous blocks of big size, this material was sieved at 4 mm. Carbonate was 33% (w:w) of total mass of the EDH fraction < 4 mm. After carbonate removing in the aim to measure the granulometry, remaining material was made of 2% clay, 10% silt and 88% sand. Without removing carbonate, it had 11% of particles < 2 μm , 30% from 2-50 μm , and 59% from 50 μm to 2 mm, indicating that carbonates were mainly in the finer particle class. Powder X-ray diffraction performed with a Siemens D500 (Cu-K α , 40 kV, 30 mA) diffractometer identified quartz, calcite and dolomite. EDH had very low levels of total organic carbon (0.38%) and total nitrogen (0.035%). They had a basic $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ of 8.3 and a pH_{KCl} of 8.2. Cation-exchange capacity was as low as 3.12 $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$. We measured a particle density of 2.75 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, relatively high compared to that of natural soils, and a bulk density of 1.33 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Green waste compost (GWC) was retrieved from the Biodepe company (Ahuy, France). It contained 21.41% total organic carbon, 1.47%

total nitrogen, a $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ of 7.93 and a pH_{KCl} of 7.44, with a particle density of 2.06 g.cm^{-3} and a bulk density of 0.61 g.cm^{-3} . As EDH, GWC was sieved at 4 mm to avoid the presence of big wood pieces in the microcosm.

Experimental design and conditions

EDH and GWC were mixed using a concrete mixer for ten minutes to prepare six different mixtures with specific volumetric percentages of GWC at 0%, 10%, 20%, 30%, 40% and 50%. One liter of each mixture was placed in a microcosm of $13 \times 13 \times 12.5 \text{ cm}$ with full capacity of 1.2 L. Water retention capacity of each mixture was measured at the beginning of the experiment by using a pressure plate apparatus (Richards, 1948) with a water potential of -31 kPa. During the experiment, microcosms were moistened two to three times a week with deionized water to maintain soil moisture at 80% of field capacity for each mixture (Table S1).

Plants were sown 24 hours after watering the pots, and earthworms were introduced 24 hours after sowing. Each percentage of GWC was combined with four treatments: a control without organisms (C), a treatment with two individuals ($0.5 \pm 0.1 \text{ g}$ each) of the endogeic earthworm species *Aporrectodea caliginosa* (E), a treatment with *Lolium perenne* plants (50 seeds with a 80% germination rate scattered homogeneously on the microcosm surface) (P), and a treatment with both earthworms and plants (EP). In total, 96 microcosms were divided into 24 treatments, each with four replicates.

Microcosms were kept 21 weeks in a climate chamber (S10H, Conviron, Canada) under the following conditions: photoperiod of 12 h, luminosity of $500 \pm 20 \text{ } \mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, temperature at $22/20 \pm 0.2^\circ\text{C}$ day/night respectively and $75 \pm 2\%$ air humidity.

Shrinkage analysis

Technosol samples were collected from the surface of each microcosm at the end of experiment using a 5 cm high, 5 cm diameter cylinder and were placed on a wet porous plate for saturation with deionized water according to manufacturer instructions (Sandbox, Eijkelkamp, Netherlands) for seven days by applying a water potential of 0 kPa at the base of the sample. The shrinkage curve was continuously measured according to Braudeau et al. (1999) by using the retractometer[®] apparatus. Water-saturated Technosol samples were placed in an oven at a constant temperature (30°C) to provide continuous and rapid evaporation. An electronic scale (0.01 g precision) ensured accurate measurement of water loss during drying. Each sample's volume (diameter, height) was determined with laser beams and recorded along with its mass every 10 minutes.

At the end of the measurement, samples were dried in an oven at 105°C for 48 h to measure dry mass and bulk density. These data were converted into soil specific volume (V , $\text{cm}^3_{\text{soil}} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{dry soil}}$) and water content (W , $\text{g}_{\text{water}} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{soil}}$). We then determined the soil shrinkage curve (SSC) to describe hydro-structural properties, as proposed by Assi et al. (2014). The data obtained by shrinkage measures were fitted according to the pedostructure model (Braudeau et al. 2004). In this model, the SSC is subdivided into a maximum of four shrinkage phases (interpedal/saturated (ip), structural (st), basic (bs) and residual (re) shrinkage phases) that are due to four types of water (W_{ip} , W_{st} , W_{bs} , W_{re}) (Fig. 1). The pedostructure is considered an assembly of primary pedes (aggregates made of the clayey particles) that determines two nested levels of organization: the macropore level (containing $W_{ma} = W_{ip} + W_{st}$) and the micropore level (containing $W_{mi} = W_{re} + W_{bs}$). These levels do not refer to pore size by itself, but to water pore behavior during soil drying. Based on this distinction, the two pore systems were also called plasma (micropores) and structural properties (macropores) (Boivin et al., 2004; Schäffer et al., 2008).

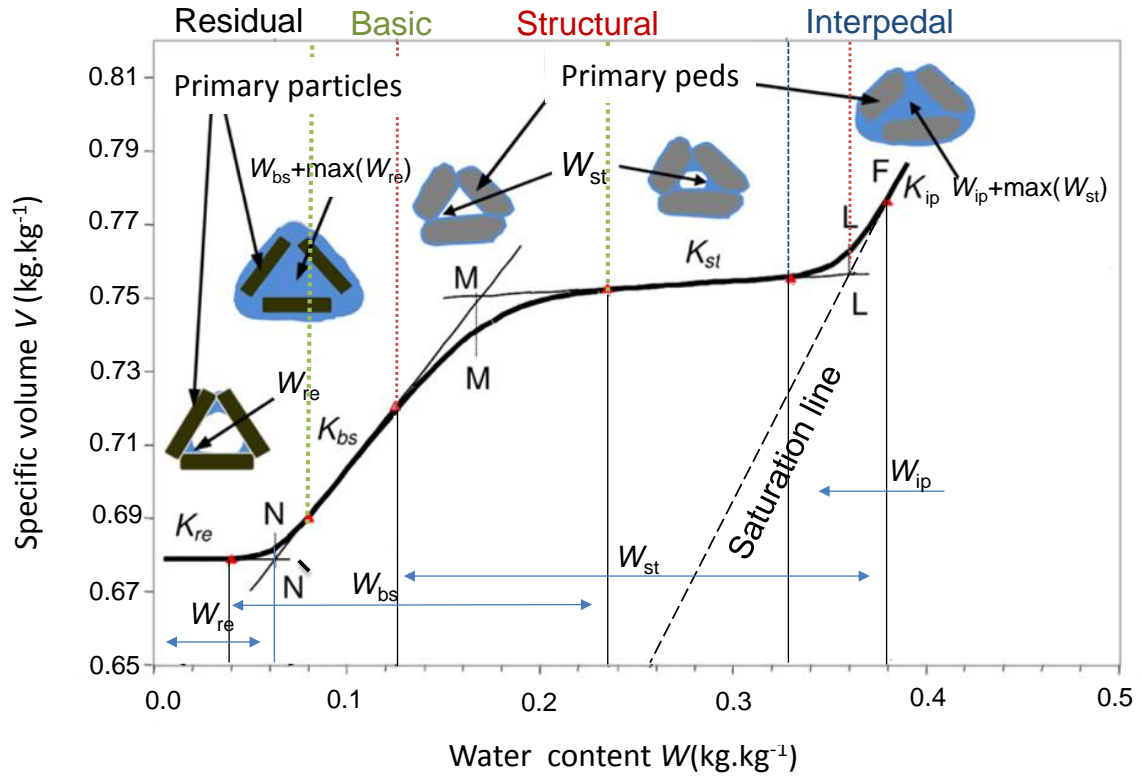


Fig. 1. Configurations of water partitioning in macropores and micropores related to the shrinkage phases of a standard shrinkage curve (water content W , specific volume V). (Adapted from Braudeau et al, 2004)

The three transition points separating the four pseudo linear shrinkage phases (Fig. 1) are points L, M and N, which are at the intersection of the tangent straight lines of the linear phases. According to this model of SSC (Braudeau et al., 1999b, 2004), the value of the water content at each point is equal to the value of $\max(W_{st})$ for W_L , $\max(W_{mi}) = \max(W_{re}) + \max(W_{bs})$ for W_M , and $\max(W_{re})$ for W_N . The other hydro-structural parameters are: slope of the saturated phase (K_{ip}), slope of the structural phase (K_{st}), slope of the basic shrinkage phase (K_{bs}), slope of the residual phase (K_{re}), and three parameters (k_L , k_M and k_N) related to the SSC shape at points L, M and N, respectively. Finally, according to Braudeau et al., (2001):

$$\text{Max}(W_{re}) = W_N \quad (1)$$

$$\text{Max}(W_{bs}) = W_M - W_N \quad (2)$$

$$\text{Max (Wst)} = W_L - W_M \quad (3)$$

Specific volume V as a function of the water content W obtained from the Braudeau model was converted into a void ratio, (e , $\text{cm}^3_{\text{pore}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$) as a function of the moisture ratio (v , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$). This step makes it easier to compare Technosols that have different compositions and thus different particle densities. Considering equations (4) and (5):

$$v = (\rho_s / \rho_w) W \quad (4)$$

$$e = V \rho_s - 1 \quad (5)$$

With ρ_w the water density and ρ_s the particle density ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) calculated for all mixtures from measurements of GWC and EDH using a pycnometer on materials sieved at 2 mm (ISO 17892-3:2004).

All hydro-structural parameters were transformed with equations (4) and (5) and thus became the moisture ratio at macropore saturation (v_L), the moisture ratio at micropore saturation (v_M), the moisture ratio at the shrinkage limit (v_N), the four slopes (K_L , K_{st} , K_{bs} , K_{re}), parameters related to the SSC shape (k_L , k_M , k_N) and the void ratio at the end of the shrinkage period (e_0).

Considering these hydro-structural parameters (Braudeau et al. 2004), the ratio of the maximum available water for plants from macropores (v_{ma} , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$) and the ratio of the maximum available water for plants from micropores (v_{mi} , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$) can be calculated from the equations 2,3 as follows: $v_{ma} = v_L - v_M$, $v_{mi} = v_M - v_N$. The sum of both is the total moisture ratio (v_{Total} in $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$).

Finally, volumetric water content (Θ , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) was calculated to compare available water reservoirs (holding capacities) for plants.

$$\Theta = v \cdot (\rho_d / \rho_s) = v \cdot (\rho_{solid} / \rho_{soil}) \quad (6)$$

With ρ_d the bulk density ($\text{g}_{solid} \cdot \text{cm}^{-3}_{soil}$). Similarly, we calculated the volumetric water content from macropores (θ_{ma}) and micropores (θ_{mi}), by applying the following equations: $\theta_{ma} = \theta_L - \theta_M$, $\theta_{mi} = \theta_M - \theta_N$, and eventually the sum of both known as the total volumetric water content for plants (θ_{Total}).

Plant harvest and root size distribution

Plants were cut at the soil surface 21 weeks after sowing. Fresh leaves were weighed, dried in an oven at 50°C for two days and weighed again. Root mass was estimated from one quarter of the pot, since other quarters were used for physico-chemical and shrinkage analyses, which requires not disturbing soil physical characteristics (i.e. root or earthworm sampling).

Dry root biomass distribution among diameter classes was determined according to the method of Blouin et al. (2007). It is based on the granulometry method used to assess soil texture: roots are dried, cut transversely with a mixer and placed on a column of sieves with decreasing mesh size. During the shaking of the sieve column, root fragments with a section diameter smaller than the mesh size pass through this mesh and stop on the first sieve with a mesh size below that of the root section diameter. Biomass distribution is assessed by weighing the biomass recovered in each sieve. Five diameter classes were chosen according to sieve mesh size: 0-100, 100-200, 200-400, 400-800 and >800 μm .

Data analysis

We calculated means and standard errors of hydro-structural parameters for all treatments by fitting the curves with the hydro-structural model (Table S2). The hydro-structural parameter representing the slope of the interpedal K_{ip} phase, the k_M parameter related to the shape of the soil shrinkage curves and K_{re} the slope of the residual phase were not included, since they

were constants for all mixtures ($K_{ip} = 1$), ($k_M = -53$) and ($K_{re} = 0$) Statistical analyses were performed with the R 3.0.3 software (R Core Team 2014). To assess the correlation of each factor's influence on the variance of the eight hydro-structural parameters, redundancy analysis (RDA) was performed with the Vegan package (Jari Oksanen, F et al. 2013). Then partial RDA was performed to decompose the variation of hydro-structural metrics according to the combination of GWC, organisms and their interaction. Differences between treatments were tested with Tukey's honest significance test. To identify which hydro-structural variables separated the treatments, the MASS and ade4 packages were used for principal component analysis (PCA) (Venables and Ripley, 2002) and for linear discriminant analysis (LDA) (Dray and Dufour, 2007). Treatment separation based on hydro-structural variables was tested with Wilks and Pillai tests. The influences of the presence/absence of earthworms and the percentage of GWC were assessed with two-way or three-way ANOVA with GWC, earthworms and plants taken separately. Independent variables were considered to have an influence on dependent variables when the probability value was < 0.05 .

Results

Plant growth and development

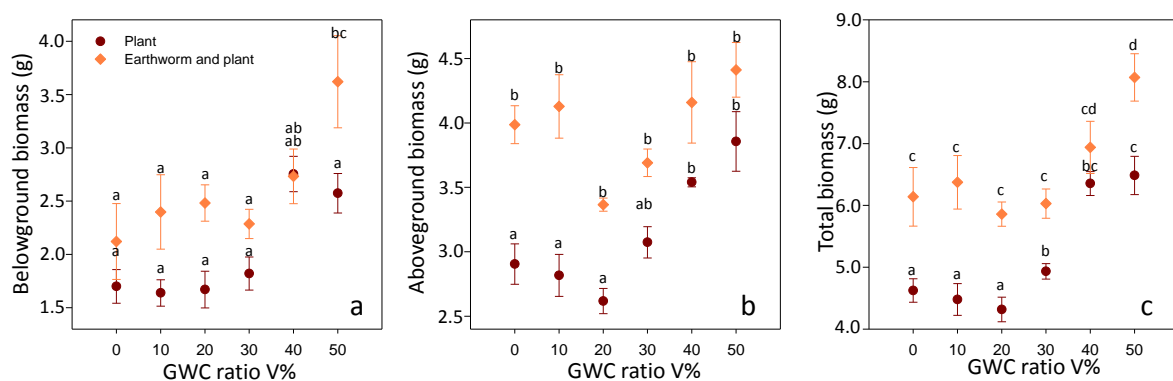


Fig. 2. **a** Belowground, **b** aboveground and **c** total biomasses production of *Lolium perenne* according to different ratios of green waste compost in the presence/absence of the earthworm *Aporrectodea caliginosa*; mean \pm s.e., n = 4 per treatment. Tukey test, significant differences are indicated by different letters, $P < 0.05$.

Belowground biomass ranged from 1.70 ± 0.15 g to 3.62 ± 0.43 g and aboveground biomass from 2.90 ± 0.15 g to 4.41 ± 0.21 g, which amounted to a total biomass of 4.62 ± 0.19 g to 8.07 ± 0.38 g (Fig. 2). Two-way ANOVA showed that both GWC percentage and the presence of earthworms had a positive effect on dry belowground, aboveground, and total biomasses (Table 1). GWC percentage had almost no influence from 0 to 30% but increases plant production at 40% and 50% (Fig. 2). Earthworm presence had a positive effect on belowground biomass only at 50% GWC, whereas aboveground biomass was affected only in the 0-30% GWC range. As a result total biomass was always significantly higher in the presence of earthworms, except at 40% GWC. In overall, earthworms increased total plant biomass of 21% (Fig. 2c). The best treatment for plant growth was clearly the mixture of 50% GWC with earthworms, with a total dried plant biomass of 8.07 g, which was significantly higher than that of all other mixtures, except for 40% GWC with earthworms. There was no interaction between the effects of GWC and earthworms on plant biomasses, which means that these two effects are additive. All parameters describing biomass allocation inside the plant, such as the root:shoot ratio, the thick ($\geq 400\mu\text{m}$) and fine ($< 400\mu\text{m}$) root percentages, were not affected by the presence of GWC, earthworms or their interaction (Table 1); we thus concluded that GWC percentage and presence of earthworms had a quantitative influence but not a qualitative one, as growth was affected but not development.

Table 1 Two-ways ANOVA showing the effects of the presence/absence of earthworms (E) and the proportion of green waste compost (GWC) in the mixtures on plant dry biomasses, shoot: root ratio and root system structure (thick root $\geq 400\mu\text{m}$ and fine root $< 400\mu\text{m}$) (n = 48). The number in the table are the F-values, significance codes: *: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, *** $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$.

	d.f.	Aboveground biomass (g)	Belowground Biomass (g)	Totalbiomass (g)	Shoot:root ratio	Thick root proportion	Fine root proportion
Complete model	11	11.29***	5.85***	13.33***	1.27 ^{ns}	0.78 ^{ns}	0.95 ^{ns}
GWC	5	10.27***	8.73***	16.22***	2.08 ^{ns}	0.49 ^{ns}	0.72 ^{ns}
E	1	65.65***	15.24***	60.12***	0.14 ^{ns}	0.62 ^{ns}	1.59 ^{ns}
GWC * E	5	1.43 ^{ns}	1.08 ^{ns}	0.39 ^{ns}	0.68 ^{ns}	0.56 ^{ns}	1.05 ^{ns}

Specific influence of organisms and parent materials on hydrostructural parameters

All our Technosols exhibited the classical sigmoid shape of the shrinkage curve reported for most natural soils (Laurizen 1948; Braudeau et al. 1999; Peng and Horn 2005) (Fig. 3, 4); thus, shrinkage phases (residual, basic, structural and the saturating shrinkage phase) were easy to recognize. All the parameters deduced from SSC are given in Table S2.

High GWC percentage caused moisture ratio v and void ratio e to increase (Fig. 3). The positive effect of GWC was particularly important in treatments with plants at 50% GWC and in treatment with earthworms and plants at 40 and 50% (Fig. 3). Earthworms had a positive influence on the void ratio in the 0-30% GWC range, but this positive effect disappeared at 40 and 50% GWC (Fig. 4). The influence of plants on void ratio was positive for at 10, 20, 30 and 50% GWC but not at 0 and 40% GWC (Fig. 4). The simultaneous presence of plants and earthworms resulted in a positive effect on void ratio for all mixtures (Fig. 4). For example, e_0 varied from 0.91 -1.41, 0.98-1.38, 0.94-1.60, 1.16-1.91 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$, for control, earthworms, plants and plants and earthworms respectively (Fig. 4). This was corresponding to an increase of 59% in the presence of plants, 42% in the presence of earthworms, and 77% in the presence of both plants and earthworms as compared with the control, for the void ratio at macropore saturation (v_L) in the 50% GWC mixture. The moisture ratio was also positively affected by the GWC percentage, for example when we compared moisture ratio at macropore saturation we noticed an increase of 59% between treatments 0% and 50% GWC in the control without organisms (Fig. 3). SSC revealed that the presence of organisms had a somewhat similar effect on hydrophysical properties of Technosols than GWC: for example, the aspect of shrinkage curves when GWC was 0% in the presence of earthworms and plant seemed like the control treatment at 30% GWC (Fig. 4): e_0 ($e_0 = 1.14$) and total moisture ratio ($\approx 1 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$) (Table S2). The slopes in the structural phase (K_{st}) was steeper in the presence of

plant. We noticed that the structural phase in the presence of earthworms looked smaller at 40 and 50 % GWC than in the 0-30% GWC range (Fig. 4).

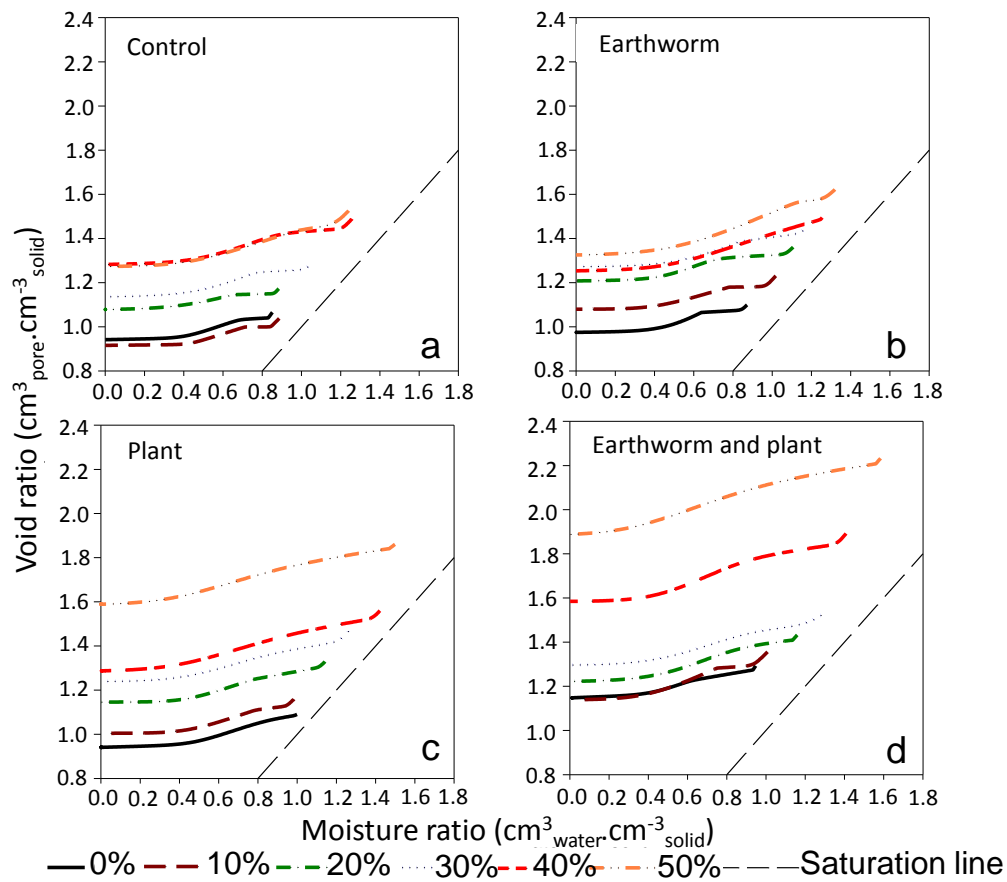


Fig. 3. Averaged shrinkage curves ($n = 4$ per curve) for the six mixtures of green waste compost (GWC) and excavated deep horizons (0, 10, 20, 30, 40, 50% of GWC) reported as the void ratio as a function of the moisture ratio. Each panel represents one of the four treatments: (a) control, (b) earthworms, (c) plants, (d) earthworms and plants. The dashed line represents the saturation line.

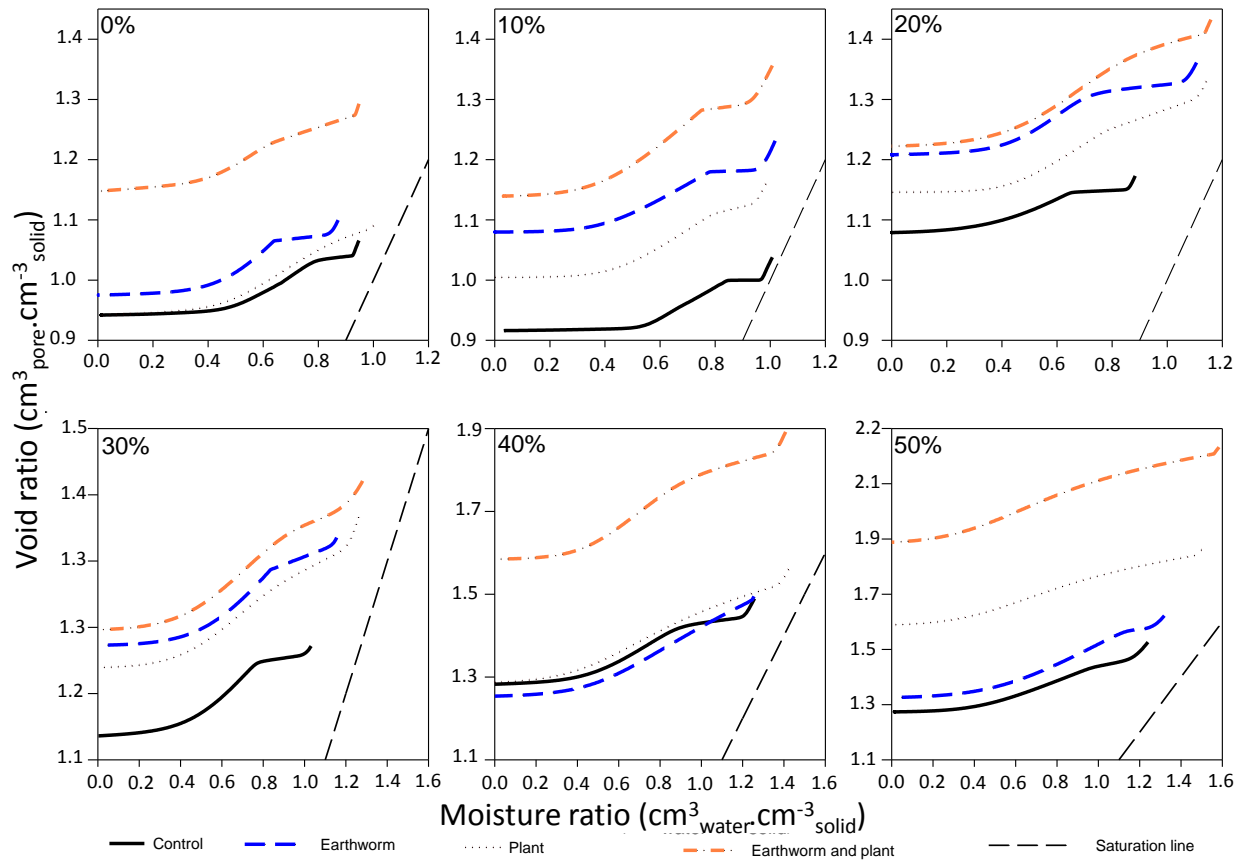


Fig. 4. Averaged shrinkage curves ($n = 4$ per curve) for the four treatments (control, earthworms, plants, earthworms and plants) reported as the void ratio as a function of the moisture ratio. Each panel represents one mixture of green waste compost (GWC) and excavated deep horizons: (a) 0% GWC, (b) 10% GWC, (c) 20% GWC, (d) 30% GWC, (e) 40% GWC, (f) 50% GWC. The dashed line represents the saturation line.

Overall influence of organisms and parent materials on hydro-structural parameters

RDA performed on eight hydro-structural parameters of the Table S2) showed that the factors "GWC percentage" and "organisms" had an influence on hydro-structural parameters. The total percentage of variance explained by these factors was high: 72% ($P = 0.005$). The influence of factors taken independently was not very high: the total percentage of variance explained by the GWC percentage, regardless of the organisms, was 14% ($P = 0.005$), while the total percentage of variance explained by the organisms, regardless of the GWC percentage, was 19% ($P = 0.005$). Taken together, the single factors accounted thus for 33% of explained variance, whereas their interaction (organisms*GWC effect, estimated from the subtraction of single factors effects from total variance) was responsible for 39% of the variance. This means that predicting variations in hydro-structural parameters of our Technosols requires taking into account variation in parent materials and organisms simultaneously.

The LDA explained 76% of hydro-structural properties observed variance ($P < 0.001$; Wilks and Pillai tests) (Fig. 5). Axis 1, which explained 42% of the total variance, distinguished treatment "earthworms" from treatment "earthworms and plants" whereas axis 2, which explained 26% of the total variance, separated the "control" and the "plants" treatments. By relating the correlation circle (Fig. 5a) to the factorial plan (Fig. 5b) we found that: (i) the parameter related to the shape of shrinkage curves between interpedal and structural phases (K_L) was higher for the control than for organism treatments; (ii) earthworms increased moisture ratio at the shrinkage limit (v_N); (iii) plants increased the slope of the structural phase (K_{st}); (iv) the simultaneous presence of plants and earthworms increased the moisture ratio at saturated macropores (v_L), minimum void ratio (e_0), and a parameter related to the shape of shrinkage curves (K_N).

Additional PCA were performed to characterize the effect of organisms on hydro-structural properties for each GWC percentage. The effect of plants was not significant at 0%, 10%, and 20% GWC ($P > 0.05$, Monte Carlo test), while it was significant at 30%, 40% and 50% of GWC ($P < 0.05$, Monte Carlo test). In contrast, combined influences of plants and earthworms were always significant ($P < 0.05$, Monte Carlo test).

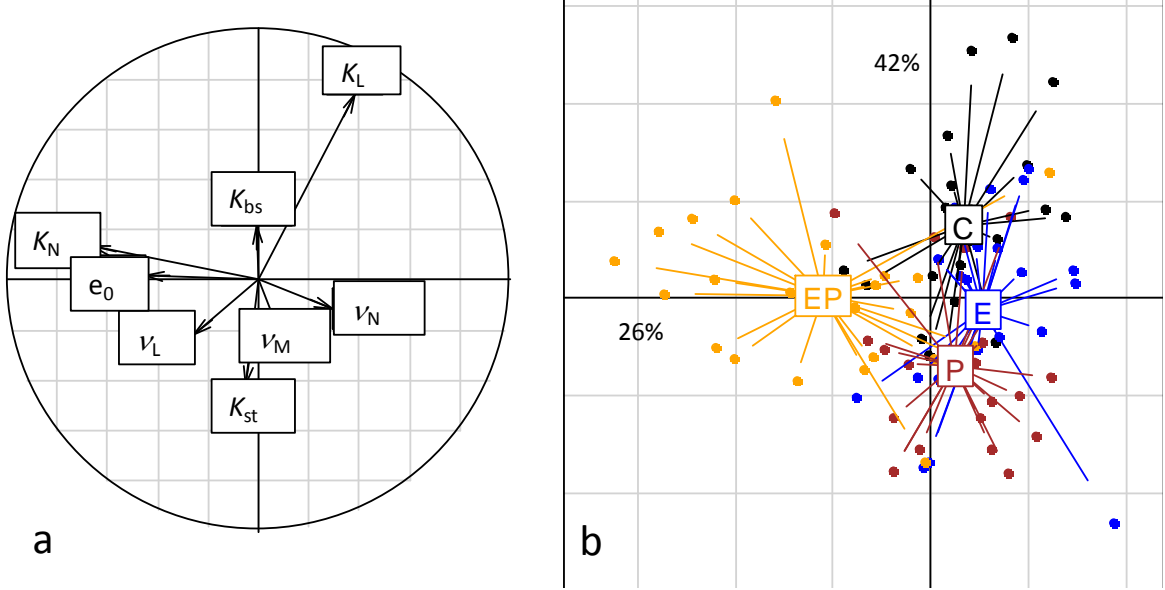


Fig. 5. Linear Discriminant Analysis of the influence of control, earthworm, plant, and both earthworm and plant on hydro-structural parameters. The first and the second axes explained 42% and 26% of the variance, respectively. v_L , moisture ratio at saturated macropores, v_M moisture ratio at saturated micropores, v_N limit of shrinkage, e_0 void ratio at the end of the shrinkage curve, K_{st} the slope of structural phase, K_{bs} the slope of the basic phase and K_L , K_N parameters related to shape form.

Influence of organisms and parent materials on moisture ratio and available water for plants

Hydro-structural parameters (v_L , v_M , v_N) provide information about moisture ratio and available volumetric water content in soil. The influences of GWC percentage and the presence/absence of earthworms and plants on macropore, micropore and total moisture ratios, as well as micropore, macropore and total available volumetric water contents were tested in a three-way ANOVA. The complete model with GWC percentage, earthworms and plants had a significant effect ($P < 0.001$) on micropore, macropore and total moisture ratios and available volumetric water contents (Table 2). Considering single factors, increasing the GWC percentage had a positive influence on micropore, macropore (GWC < 40%) and total moisture ratios and available volumetric water contents ($P < 0.001$). Plants had an influence on all of the previous variables, except for micropore volumetric available water content. Earthworms affected micropore and total moisture ratios, but not the macropores moisture ratio; they affected only micropore volumetric available water content (Table 2).

Regarding interactions between factors, the influence of GWC on moisture ratio and volumetric available water content depended on the presence of plants for micropore, macropore and total volumetric available water content, on earthworms for macropore and total volumetric available water content and the interaction between plants and earthworms for total volumetric available water content (Table 2). The presence of earthworms influenced the effect of GWC on moisture ratio and total volumetric available water contents at macropore and micropore. For example, in the absence of earthworms, GWC had a positive influence on moisture ratio at macropore for 0-40% GWC, while in the presence of earthworms, moisture ratio at macropore decreased at percentages of 30-50%. The presence of plants modified the influence of GWC on moisture ratios at micropore and macropore, and total volumetric available water at macropore and micropore. For example, in the absence of

plants, the influence of GWC on moisture ratio at macropore was positive at percentages of 0-40% and became negative at 50%, whereas in the presence of plants, the influence of GWC was positive regardless of its percentage (Fig. 4a). A similar influence was observed for the interaction between plants and GWC on macropore volumetric available water (Fig. 6d). The interaction between earthworms and plants had a significant effect only for moisture ratios in micropore and macropore but not for total moisture ratio, suggesting opposite effect on micropores and macropores (Table 2). Indeed, v_{ma} was higher in the plants and earthworms treatment as compared with the plant treatment and the earthworm treatment, but v_{mi} was higher in the earthworm treatment or the plant treatment as compared with the plants and earthworms treatment. The triple interaction had a significant influence on moisture ratio and volumetric available water at macropore (Table 2). For example, in the absence of plants, earthworms amplified the negative influence of high GWC percentages on moisture ratio at macropore, whereas in the presence of plants, earthworms amplified the positive influence of plants at high GWC percentages, giving a maximum moisture ratio at macropore and total volumetric available water. (Fig. 6a and 6d).

Table 2 Three ways ANOVA testing the effect of green waste compost (GWC), earthworms (E) and plants (P) on the maximum moisture ratio from macropores (v_{ma} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$), maximum moisture from micropores (v_{mi} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$), total moisture ratio (v_{Total} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{solid}}$), macro available water (θ_{ma} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$), micro available water (θ_{mi} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) and finally total available water (θ_{Total} $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) (n = 96). The number in the table are the F-values, significance codes: *: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, *** $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$.

	d.f.	v_{ma}	v_{mi}	v_{Total}	θ_{ma}	θ_{mi}	θ_{Total}
Complete model	23	13.68***	18.63***	34.91***	10.73***	26.77***	23.8***
GWC	5	34.35***	122.36***	124.30***	13.89***	103.01***	98.61***
P	1	66.16***	23.97***	43.06***	35.47***	0.07ns	16.88***
E	1	0.42ns	31.62***	19.59***	0.36ns	4.26*	1.51ns
P * E	1	5.63*	7.25**	1.88ns	2.28ns	3.09ns	0.23ns
GWC * P	5	27.64***	4.87***	1.46ns	17.97***	16.16***	2.64*
GWC * E	5	3.55**	0.96ns	1.78ns	2.41*	2.02ns	2.73*
GWC * P * E	5	11.47***	1.42ns	1.26ns	7.44***	0.45ns	1.80ns

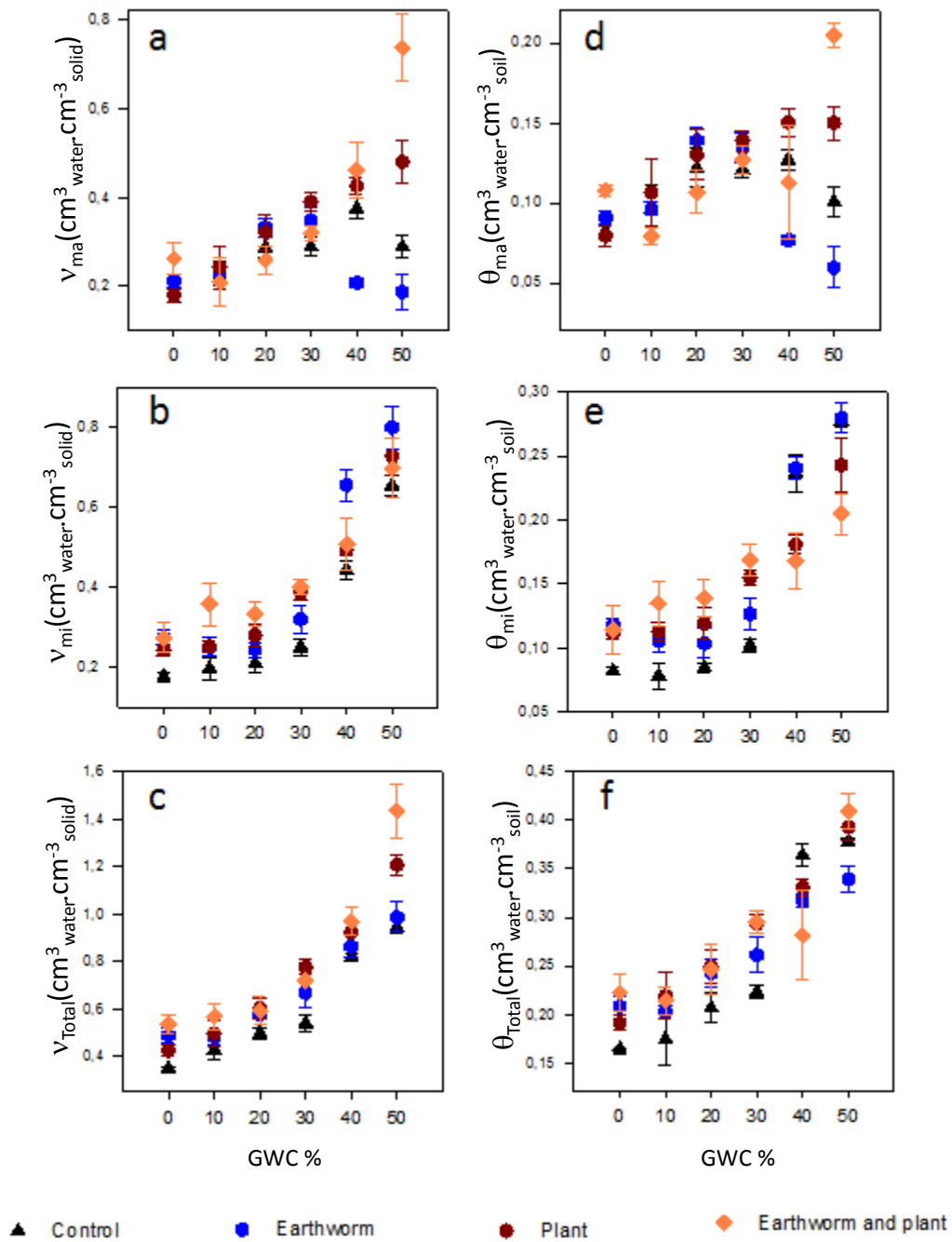


Fig. 6. Moisture ratio at **a** maximum saturated macropores ($v_{\text{ma}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{solid}$), **b** maximum saturated micropores ($v_{\text{mi}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{solid}$), **c** total moisture ratio ($v_{\text{Total}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{solid}$); available water of **d** macropores ($\theta_{\text{ma}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{soil}$), **e** micropores ($\theta_{\text{mi}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{soil}$), and **f** total available water ($\theta_{\text{Total}} \text{ cm}^3 \text{water} \cdot \text{cm}^{-3} \text{soil}$) according to the proportion of compost for the four organism treatments (presence/absence of earthworms and/or plants). Mean \pm s.e., n = 4 per treatment.

Relation between total plant biomass and available water in Technosols

Linear regressions between total plant biomass (g) and available volumetric water content ($\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) were performed using earthworm presence or absence as a categorical independent variable (Fig. 6). Significant differences were found between total plant biomass with or without earthworms ($P < 0.001$), and plant biomass was higher with earthworms than without. In addition, total plant biomass increased with available water ($P < 0.001$), but the difference in slope of the two linear regressions (Fig. 6) was not significant ($P = 0.569$). The best equations summarizing the relation between total dried plant biomass (X, g) and plant available water (θ_{Total} , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) were: $X = 8.97 \cdot \theta_{\text{Total}} + 4.07$ and $X = 8.97 \cdot \theta_{\text{Total}} + 2.69$ with and without earthworms, respectively ($P < 0.001$, adjusted $r^2 = 0.65$).

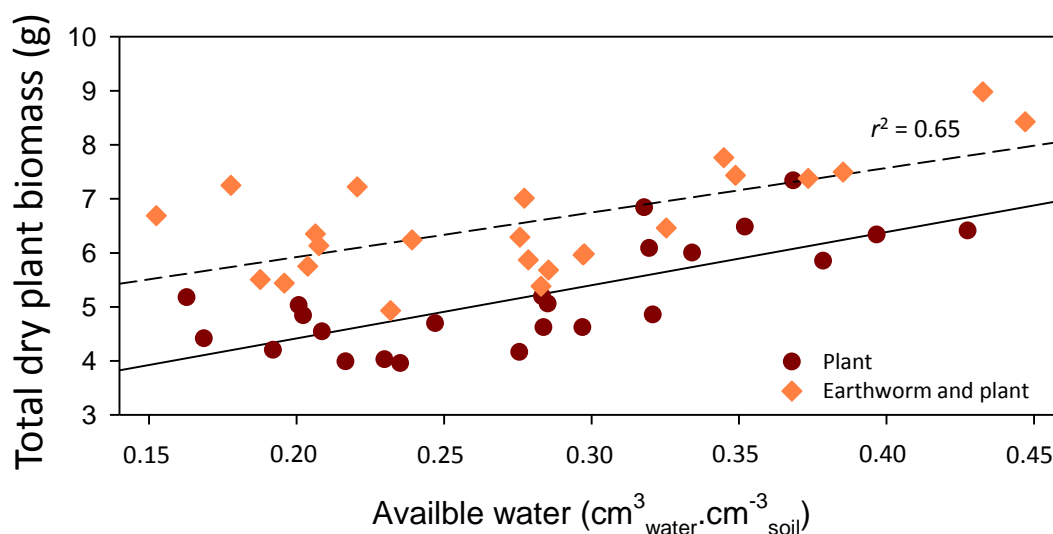


Fig. 7. Linear regression between total dry plant biomass and available water ($\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) with earthworm (dotted line) or without earthworm (plain line). Plant biomass was higher with earthworms than without ($P < 0.001$). Total plant biomass increased with available water, but the difference in slope of the two linear regressions was not significant. The best equations fitting the relation between total dried plant biomass (X, g) and plant available water (θ_{Total} , $\text{cm}^3_{\text{water}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{soil}}$) are: $X = 8.97 \cdot \theta_{\text{Total}} + 4.07$ and $X = 8.97 \cdot \theta_{\text{Total}} + 2.69$ with and without earthworms, respectively ($P < 0.001$, adjusted $r^2 = 0.65$).

Discussion

Shrinkage analysis was initially developed to describe hydrostructural properties of natural soils (Haines 1923; Milleret et al. 2009) and it was used by Kohler-Milleret et al. (2013) and Milleret et al. (2009) to evaluate the influence of organisms in natural soil. However, the effect of organisms on hydrostructural properties of constructed Technosols has never studied. Our study shows that shrinkage curve analysis was relevant for describing Technosol structure and water-holding capacities. In our case, parent materials exhibited highly divergent behaviors: EDH showed a SSC with the typical sigmoid shape that reveals two levels of organization (presence of both micropores and macropores). However, the green waste compost shrinkage curve had a hyperbola shape (Deeb et al.,2015). The behavior of the mixtures was thus difficult to predict. Here, we showed two embedded levels of organization in the mixtures, with a sigmoid shape even at the highest GWC percentage (50%, V/V). Because this organization is often, but not always, observed in natural soils, we conclude that after five months, mixtures of mineral and organic materials behave as many natural soils from a hydro-structural viewpoint.

Influence of green waste compost on Technosol hydro-structural properties

Shrinkage curve analysis indicated a positive correlation between the amount of GWC and the quantity of macropores and micropores. This is likely due to organic matter present in the GWC: an increase in total void ratio was also observed in natural soil amended with organic matter (McCoy 1998; Marinari et al. 2000; Tejada and Gonzalez 2003) and more recently in Technosols (Paradelo and Barral 2013). The addition of GWC to EDH seems a promising strategy to obtain useful hydric properties that match plant needs for water and are similar to those observed in natural organic soils.

Influence of earthworm *Aporrectodea caliginosa* on Technosol hydro-structural properties

Earthworms were responsible for a significant increase in total moisture ratio (Fig. 5c). This was the result of an increase in moisture ratio at saturated micropore, not macropore (Fig. 5). Through this mechanism, earthworms are likely to have a positive impact in climates that experience drought. Earthworms might thus help plants to face a water deficit in drying Technosols and effectively contribute to water regulation. This result was surprising: earthworms are generally known to affect macroporosity through their galleries. Our results differed from those obtained with *Allolobophora chlorotica*, an endogeic earthworm that compact the soil and was responsible for a decrease in porosity, measured by shrinkage curves (Kohler-Milleret et al., 2013; Milleret et al., 2009). These discrepancies between results could be due to the endogeic earthworm influences on hydro-structural properties that are species-specific, or to the parent materials used in the experiment. For example, when the percentage of GWC was $> 30\%$, the soil was also slightly compacted by earthworm. On the contrary, with GWC ratio $\leq 30\%$, earthworm tends to increase void ratio (Fig. 4). The absence of an increase in macroporosity caused by earthworms could also be explained by a progressive compaction of the soil throughout the experiment, with a decrease in macroporosity, as is observed in Technosols (Jangorzo et al. 2013). This phenomenon could be particularly common with experimental Technosols made of sieved parent materials, which have never been subjected to previous shrinkage.

Influence of *Lolium perenne* on hydro-structural properties in Technosols

L. perenne had a positive effect on almost all hydro-structural parameters, with a strong influence on the structural phase (K_{st}) slope. Moisture ratio in micropores, macropores and in the whole porosity and macropore or total volumetric available water content were also positively affected (Table 2). The general influence of roots on soil structure was observed by Monroe and Kladvko (1987) and Angers and Caron (1998). This positive effect is mainly due

to plants' abilities to create macro-aggregates and macropores. Similar results have been reported in other studies (Reid and Goss 1982; Caron et al. 1996). Moreover, the positive influence of plants on moisture ratio at macropore increased with the presence of earthworms. It was not due to the direct influence of earthworms, which improved moisture ratio at saturated micropore (v_N and v_M) but had a null influence on moisture ratio at saturated macropore. This synergistic effect between plants and earthworms was thus likely to be due to an increase of the plant influence in the presence of earthworms (Fig. 6). Indeed, earthworms were increasing plant root biomass (Fig. 2), and thus the positive effect of plant roots on hydro-structural properties was improved. This result emphasizes the importance of considering ecological interactions among functional groups such as plants and earthworms. We also showed how plants and earthworms can help confront one of the main problems encountered by Technosols: compaction. Technosols often tend to compact with time (Jangorzo et al. 2013). Organisms such as plants or earthworms are responsible for maintaining a high volume of voids and moisture per solid-volume unit (void and moisture ratios, respectively). By introducing these organisms at the very beginning of Technosol creation, i.e. before compaction, managers could initiate a virtuous cycle in which organisms maintain loose soil structure, which favors the establishment of other organisms that maintain their own habitats, which in turn could benefit plants and earthworms by preventing later compaction. Because the influence of plants on hydro-structural properties was significant at 30-50% GWC, one had to consider the initial composition of mixtures of materials to benefit from this organismal positive feedback.

Interactions between organisms and parent materials in Technosol pedogenesis

This study allows comparing the influence of the proportion of parent materials (0-50% GWC) and the presence of organisms (presence/absence of plants and earthworms) on

pedogenesis. These situations are far from covering all kinds of parent materials and organisms, but are a first attempt to compare the relative importance of soil-forming factors under experimental conditions based on parent materials that never experienced the biological activity of macro-organisms such as plants and earthworms. We found that variations in Technosol hydro-structural properties were poorly explained by parent materials alone (14% of explained variance) and by organisms alone (19% of variance), whereas materials*organisms interaction explained more than the sum of their individual influences (39% > 33%). This complexity brought about by ecological interaction between organisms and their abiotic environment could partly explain the debate between those considering that organisms play a negligible role in pedogenesis (Jenny 1941; Carson and Kirkby 1972) versus those stressing their importance (Paton 1978; Wilkinson and Humphreys 2005). Indeed, if the influence of organisms is particularly important in interaction with parent materials, its observation may be random. Pedogenesis, especially Technosol pedogenesis, thus appears as an interdisciplinary field of study that needs to include ecological. We found that biological activity improved Technosol properties by increasing aggregation, porosity and water-retention capacity, with potential consequences on resistance to drought and erosion. An original research perspective could be to investigate benefits of these changes caused by plants and earthworms for their own survival and reproduction to determine if these biological activities increase the fitness of these organisms and could thus be considered as niche construction (Odling-Smee et al. 1996).

Conclusions

In a nutshell, we found that compost and plants play a positive role in macroporosity and microporosity in Technosols, while earthworms affect only microporosity. GWC positively affected macroporosity up to a percentage of 30% and plants were responsible for extending

this positive influence at 40% and 50% GWC. The simultaneous presence of earthworms and plants was responsible for a synergistic positive influence on macroporosity. These observations highlighted the need to consider plants not only as an output indicating the level of fertility, but also as an actor in Technosol construction, in the same way than earthworms. Organisms that physically modify their environment by creating, destroying or maintaining ecological niches have been called “ecosystem engineers” (Jones et al. 1994). These ecosystem engineers can help restore ecosystems (Byers et al. 2006) and create new ecosystems such as constructed Technosols by assisting managers, who could “sub-contract” one aspect of management. Therefore, instead of increasing the amount of compost, which is usually expensive, managers could avoid the difficult-to-explain negative influence of high percentages of compost by favoring conservation, recolonization or inoculation of ecosystem engineers such as plants and earthworms, especially in combination (Blouin et al. 2013).

Acknowledgements

This study was conducted in collaboration with the Departmental Council of the Seine-Saint-Denis department, France, and the company Enviro Conseil et Travaux. The authors wish to thank the University of Damas, Syria, for financial support via a Ph.D. scholarship. We also thank Thierry Desjardins, Gaghik Hovhannissian and Pascal Podwojewski for their scientific advice and Florence Dubs for her help with statistical analyses. Michael Corson was responsible for post-editing the English.

Supplementary information

Table S2: Average mass of 1 liter of mixture of green waste compost (GWC) and excavated deep horizon for the different proportion of GWC, and average water mass (g) used for moistening every mixture at 80% of the water storage capacity according to its compost content (n = 16).

GWC %	0%	10%	20%	30%	40%	50%
Average soil mass	1291	1263	1178	1114	1040	972
Average water mass	279	294	305	328	345	351

Table S3: mean and standard error for all the treatments (C control, E earthworm, P plant, EP earth and plant), GWC: percentage of green waste compost in the mixtures (V/V), e_0 : void ratio at non-swelling micropores (oven-dry) state, v_L : moisture ratio at macropore saturation, v_M : moisture ratio at micropore saturation, v_N : the moisture ratio at the shrinkage limit, K_{bs} : slope of the basic phase, K_{re} : slope of the residual phase, K_N : parameter related to shrinkage curve shape between the residual and basic phases, K_L : parameter related to shrinkage curve shape between the structural and interpedal phases, and the void ratio at the end of the shrinkage period (e_0). The hydro-structural parameter K_{ip} representing the slope of the interpedal phase, the k_M parameter related to the shape of the soil shrinkage curves and K_{re} the slope of the residual phase were constant for all mixtures ($K_{ip} = 1$), ($k_M = -53$) and ($K_{re} = 0$).

Treatments	GWC	e_0	v_L	v_M	v_N	K_{bs}	K_{st}	K_N	K_L
C	0%	0.91±0.02	0.83±0.00	0.66±0.00	0.48±0.00	0.46±0.01	0.08±0.01	0.24±0.03	3.57±0.17
C	10%	0.91±0.05	0.94±0.04	0.71±0.03	0.51±0.02	0.46±0.01	0.02±0.01	0.31±0.03	1.26±0.19
C	20%	1.08±0.02	1.01±0.01	0.73±0.01	0.52±0.01	0.34±0.03	0.06±0.02	0.70±0.06	2.86±0.32
C	30%	1.14±0.05	1.06±0.02	0.77±0.02	0.52±0.01	0.61±0.01	0.15±0.06	0.21±0.01	0.43±0.02
C	40%	1.29±0.02	1.36±0.02	0.99±0.01	0.34±0.02	0.24±0.01	0.10±0.02	0.28±0.00	3.25±0.13
C	50%	1.29±0.05	1.32±0.03	1.04±0.02	0.28±0.01	0.25±0.02	0.02±0.01	0.25±0.03	2.00±0.00
E	0%	0.98±0.02	0.95±0.02	0.73±0.01	0.46±0.01	0.41±0.00	0.02±0.00	0.22±0.01	1.31±0.00
E	10%	1.10±0.02	0.97±0.01	0.74±0.01	0.48±0.01	0.40±0.00	0.07±0.01	0.24±0.01	2.75±0.13
E	20%	1.14±0.05	1.05±0.01	0.72±0.00	0.47±0.01	0.37±0.02	0.13±0.02	0.38±0.04	0.88±0.36
E	30%	1.29±0.02	1.14±0.02	0.79±0.01	0.47±0.01	0.35±0.00	0.17±0.00	0.20±0.00	1.42±0.05
E	40%	1.28±0.04	1.26±0.04	1.06±0.03	0.42±0.02	0.27±0.00	0.13±0.05	0.13±0.01	1.25±0.13
E	50%	1.30±0.03	1.35±0.03	1.16±0.02	0.38±0.01	0.26±0.01	0.08±0.04	0.20±0.01	1.62±0.24
P	0%	0.94±0.02	0.93±0.01	0.75±0.01	0.51±0.01	0.41±0.02	0.05±0.02	0.26±0.02	1.15±0.14
P	10%	1.00±0.05	1.00±0.03	0.76±0.01	0.51±0.01	0.42±0.03	0.11±0.02	0.22±0.00	1.25±0.13
P	20%	1.15±0.02	1.05±0.02	0.73±0.00	0.45±0.01	0.31±0.04	0.18±0.01	0.48±0.06	0.55±0.14
P	30%	1.24±0.05	1.23±0.01	0.84±0.01	0.46±0.01	0.32±0.01	0.16±0.01	0.20±0.00	1.11±0.16
P	40%	1.29±0.01	1.38±0.01	0.96±0.01	0.48±0.01	0.38±0.02	0.13±0.00	0.12±0.01	1.00±0.00
P	50%	1.60±0.06	1.48±0.02	1.02±0.01	0.31±0.01	0.26±0.01	0.14±0.01	0.20±0.00	2.00±0.20
EP	0%	1.16±0.03	0.96±0.00	0.69±0.00	0.42±0.02	0.41±0.02	0.13±0.03	0.26±0.01	1.05±0.11
EP	10%	1.41±0.11	0.97±0.01	0.76±0.01	0.40±0.02	0.39±0.04	0.00±0.00	0.56±0.14	1.18±0.32
EP	20%	1.13±0.03	1.07±0.02	0.81±0.00	0.47±0.01	0.33±0.01	0.12±0.01	0.71±0.06	1.00±0.00
EP	30%	1.14±0.04	1.16±0.01	0.84±0.01	0.44±0.01	0.25±0.01	0.10±0.02	0.70±0.00	1.30±0.21
EP	40%	1.59±0.08	1.38±0.03	0.93±0.01	0.44±0.03	0.43±0.03	0.11±0.01	0.24±0.03	0.88±0.02
EP	50%	1.91±0.04	1.70±0.05	0.98±0.03	0.30±0.01	0.36±0.04	0.15±0.02	0.31±0.05	1.10±0.05

Conclusion du chapitre 2

Les effets de la proportion de compost et des organismes sur les propriétés hydrostructurales d'un sol peuvent être précisément caractérisés par l'analyse de la courbe de retrait.

Le compost et les plantes jouent un rôle positif sur la macroporosité et la microporosité de notre Technosol, et le ver de terre agit essentiellement sur sa microporosité. Il existe des interactions complexes entre le compost, les vers et les plantes, qui ont des effets plus importants que ceux des facteurs isolés. On constate que la tendance du compost à réduire la macroporosité à forte dose n'est plus observable en présence cumulée de vers de terre et de plantes. Il est donc peu valable de caractériser l'effet de la proportion de compost sans prendre en compte la présence d'organismes. Ces résultats mettent en évidence la nécessité de considérer les plantes et les vers de terre comme des acteurs majeurs de la construction des Technosols.

Vers de terre et plantes modifient physiquement leur environnement par la création, la destruction ou le maintien de niches écologiques.

Ces organismes peuvent aider à structurer ces nouveaux écosystèmes en créant de nouveaux agrégats de nature différente de ceux présents à l'origine de la construction du Technosol.

Avec une comparaison entre l'état initial (chapitre 3) et un état plus avancé concernant le traitement nu (sans plantes et sans vers de terre) dans ce chapitre, on va observer différents comportements de la courbe de retrait. Comparer ces changements est très important, car cela permet de mieux comprendre les comportements du sol en cours d'évolution, voire de prédire ses changements.

CHAPITRE 3.

Evolution des propriétés hydrostructurales des Technosols après plusieurs cycles d'humectation et dessiccation

L'objectif de ce court chapitre est de caractériser l'évolution des Technosols entre leur état initial (T0) (chapitre 1) et leur état après cinq mois d'évolution, sans organismes (T1) (chapitre 2), après une série de cycles humectation / dessiccation, afin de répondre aux questions suivantes :

- Comment les effets de la composition minérale/organique sur les propriétés hydrostructurales des Technosols évoluent-ils avec le temps ?
- Est-il possible de prédire certaines propriétés des Technosols construits ?

La comparaison des courbes de retrait entre T0 et T1 (Figure 16) montre les points suivants :

- La gamme de variation avec la composition du mélange de l'indice du vide en fin de retrait (e_0) est divisée par 3 entre T0 et T1. A T0, les valeurs de e_0 étaient comprises entre 1,2 et 2,24 $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ pour 0 % et 50 % GWC respectivement (Figure 15 T1), alors qu'elles sont comprises entre 0,92 et 1,28 $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ à T1.
- L'indice d'eau maximum a également diminué. Par exemple, pour 50 % GWC, cette valeur est passée de 1,8 $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ pour T0 à 1,22 $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ pour T1.
- A l'état T1 les mélanges 0, 10, et 20 % GWC présentent un comportement au retrait similaire. Il en est de même pour les mélanges 40 % et 50 % GWC. En revanche à T0, une similarité n'était observée que pour 0 et 10 % GWC.

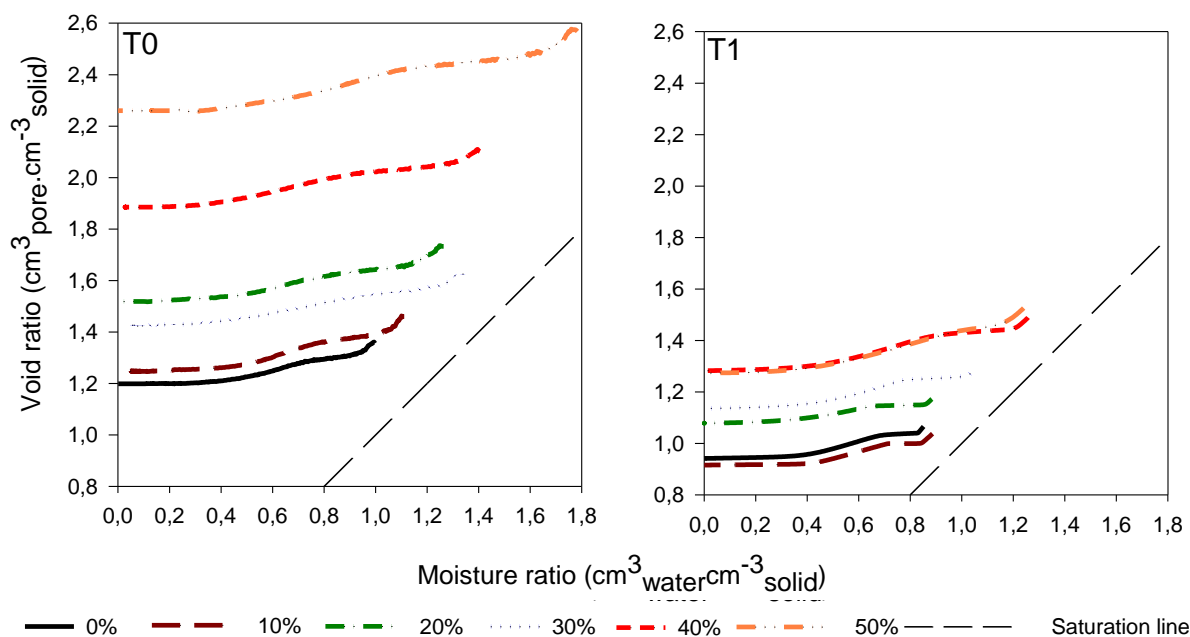


Figure 17 : Comparaison des moyennes des courbes de retrait (4 réplicas) pour les différentes proportions de compost de déchets verts, entre l'état initial (graphe de gauche, T0) et après 5 mois de cycles dessiccation/humectation (graphe de droite, T1).

Afin de comparer les changements des propriétés hydro-structurales, une analyse ANOVA (ANOVA à 1 facteur avec 2 modalités de ce facteur) a été appliquée sur les paramètres hydrostructuraux suivants :

- Le volume d'eau saturant la macroporosité (ou indice d'eau micro et macroporale maximal v_L).
- Le volume d'eau saturant la microporosité (ou indice d'eau microporale maximal v_M).
- L'indice d'eau à la limite de retrait v_N .
- L'indice du vide en fin de retrait (e_0)
- K_{ip} , K_{st} , K_{bs} , et K_{re} , les pentes inter-ped, structurale, basique et résiduelle, respectivement.
- K_N , K_M , K_L , pentes aux points N, M, L respectivement, paramètres de forme de la courbe.
- Afin de considérer des paramètres avec un sens agronomique plus intuitif, nous avons calculé les volumes d'eau disponible pour les plantes dans les micropores (v_{mi}) et dans

les macropores (v_{ma}) à partir des courbes de retrait, selon les équations suivantes (Braudeau et al., 1999) :

$$v_{mi} = \text{Max}(v_{bs}) = v_M - v_N \text{ (eau des micropores)}$$

$$v_{ma} = \text{Max}(v_{st}) = v_L - v_M \text{ (eau des macropores).}$$

- La somme de ces deux types d'eau donne le volume total d'eau disponible pour les plantes (v_{Total}).

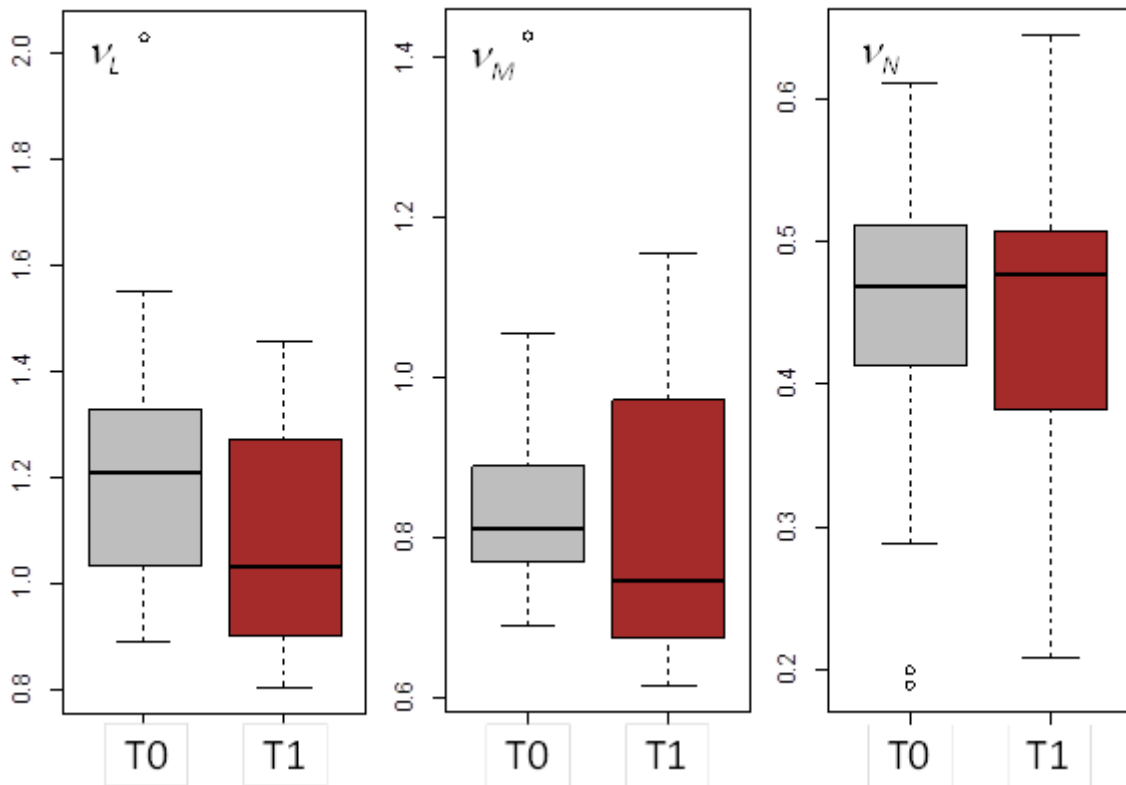


Figure 18 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour v_L l'indice d'eau micro et macroporale maximal, v_M l'indice d'eau microporale maximal, v_N l'indice d'eau à la limite de retrait.

Les paramètres K_{ip} , K_M étaient les mêmes dans les deux états (T0 et T1), avec des valeurs respectivement égales à 1 et -53. C'est pourquoi ils n'ont pas été considérés dans l'analyse statistique.

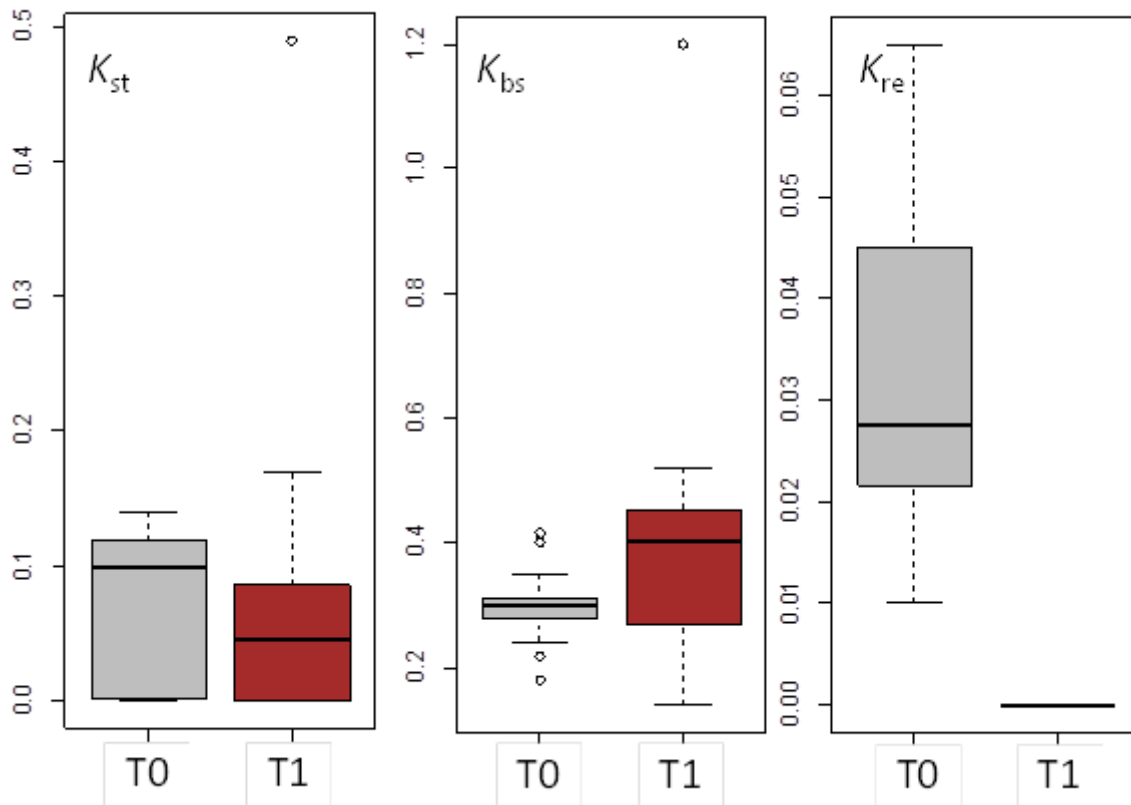


Figure 19 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour K_{st} la pente structurale, K_{bs} la pente basique et K_{re} la pente résiduelle, respectivement.

Tableau 4 : Analyse ANOVA des paramètres hydro-structuraux. Les chiffres du tableau représentent la F value avec le code significatif suivant : (* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$; ns : $P > 0,05$)

VL	VM	VN	ϵ_0	K_{st}	K_{bs}	K_{re}	K_L	K_N	V_{ma}	V_{mi}	V_{Total}
4,14*	0,72ns	0,06ns	15,08***	0,12ns	0,72*	105,64***	0,76ns	11,88**	7,62**	3,31ns	5,39*

L'analyse ANOVA (Tableau 2) montre les points suivants :

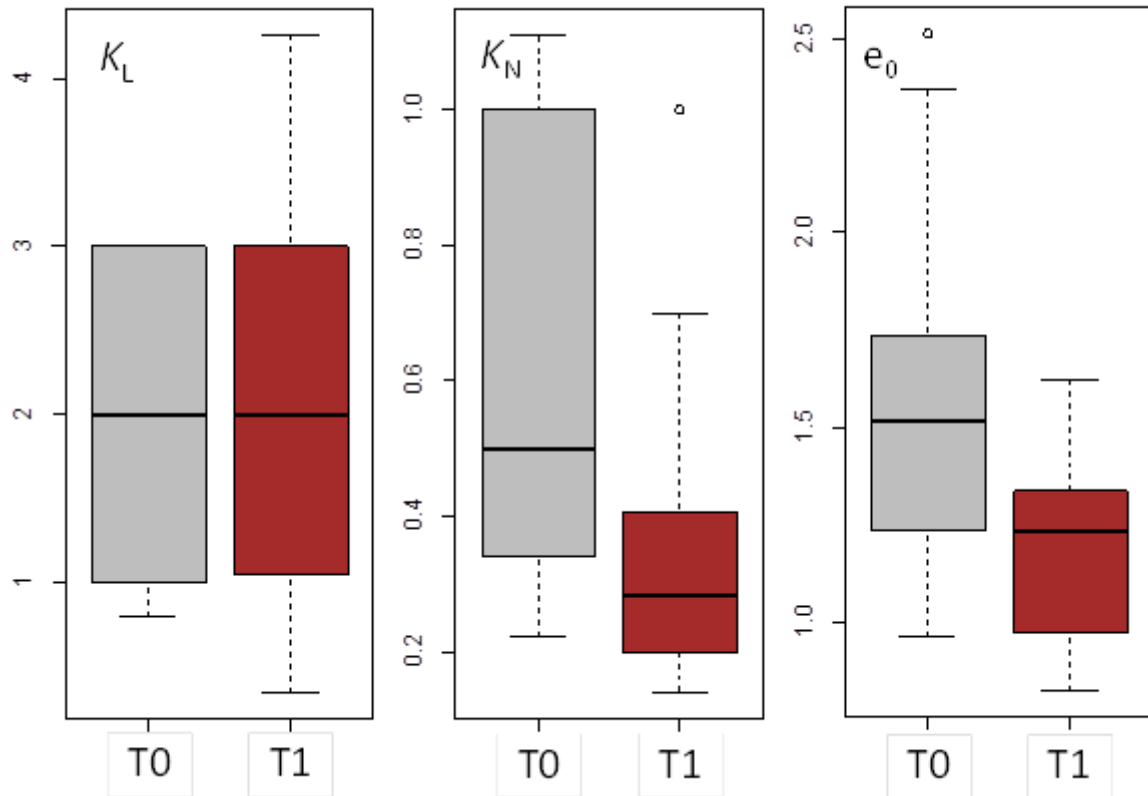


Figure 20 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour K_L et K_N les paramètres de forme de la courbe de retrait et e_0 indice du vide en fin de retrait.

1. Diminution significative du volume d'eau saturant les micro et macroporosité v_L (P value $< 0,05$). La médiane de v_L a diminué entre $1,2 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ à T0 et $1 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ à T1, mais aucune différence significative de volume maximal d'eau saturant la microporosité v_M et de volume d'eau saturant la microporosité à la limite de retrait v_N (Figure 17) n'est notée.
2. Aucune différence significative de K_{st} entre T0 et T1. On remarque en revanche une augmentation de la pente de retrait basique K_{bs} entre T0 et T1. Les valeurs mesurées pour les pentes résiduelles étaient très disparates à T0, mais toutes ont diminué jusqu'à atteindre 0 à l'état T1 (Figure 18).

3. Aucun changement de K_L entre T0 et T1 n'a été observé, mais on a remarqué une diminution pour K_N , et une diminution significative de l'indice du vide en fin de retrait (Figure 19).

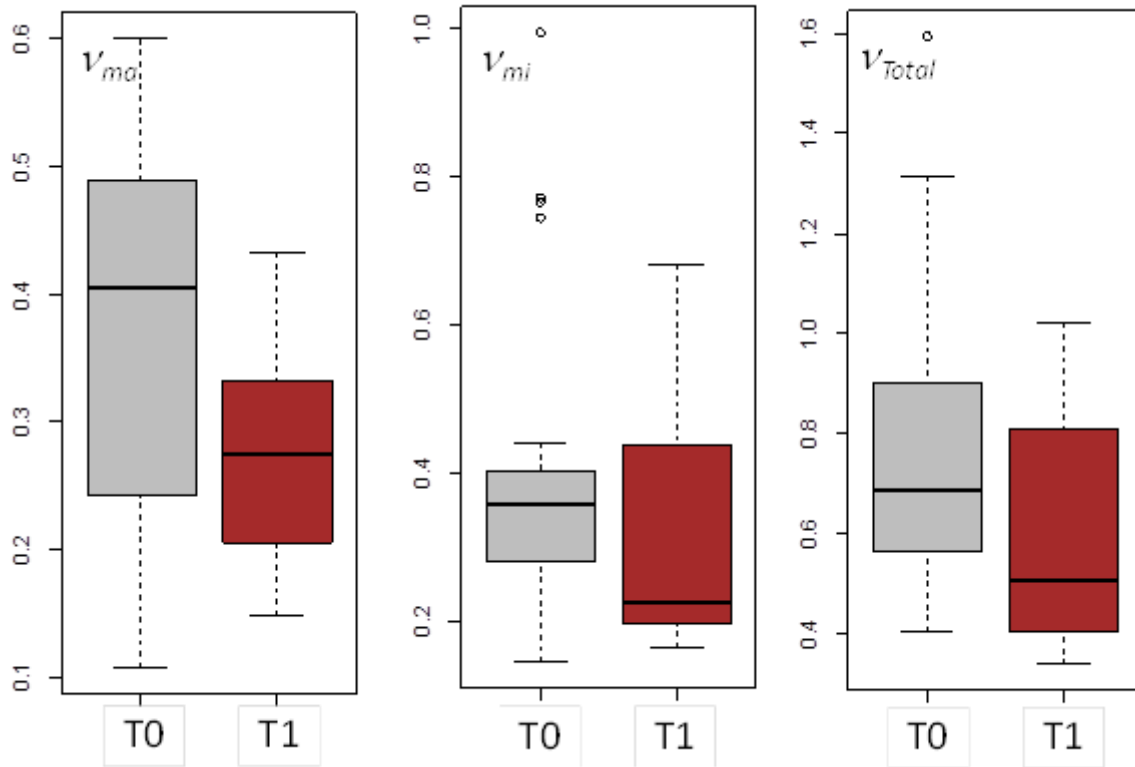


Figure 21 : Comparaison entre l'état initial T0 et l'état T1 après 5 mois d'évolution des Technosols construits (24 échantillons pour chaque état, tous mélanges confondus). Représentations en boxplot de la dispersion des mesures pour pour v_{ma} eau disponible dans les macropores, v_{mi} eau disponible dans les micropores et v_{Total} eau totale disponible.

4. Diminution significative de l'eau totale disponible liée à la diminution de l'eau disponible dans les macropores, la variation significative de l'eau disponible dans les micropores n'étant en revanche pas significative (Figure 20).

Discussions chapitre 3

Quelques cycles de dessiccation-humectation suffisent à produire un tassement important des Technosols, lequel se manifeste par la diminution de l'indice de vide, déjà observée par

Jangorzo et al (2013) et par la réduction de l'intervalle de variation de celui-ci avec la composition organo-minérale, observées à l'issue du retrait (e_0), comme aux différents points caractéristiques des courbes de retrait (L, M et N). Il en résulte une atténuation de l'effet de la composition des Technosols sur les deux variables d'état physique (v et e). Autrement dit, les différents mélanges deviennent moins dissemblables.

Sans considérer la composition des Technosols (toutes compositions confondues), le tassement n'affecte pas le volume microporal (v_N , et v_M ne varient pas, en moyenne), il affecte en revanche significativement le volume macroporal (v_L). Ces résultats sont en accord avec ceux de (Jangorzo et al., 2013), mettant en évidence une diminution du volume macroporal par analyse d'image. Le tassement consiste donc en une consolidation des Technosols, par rapprochement des agrégats et particules grossières, sous l'effet des forces de tension superficielle qui s'exercent sur ces constituants, au cours des variations d'humidité.

En conséquence, le volume d'eau disponible total diminue entre T0 et T1, par réduction de l'eau disponible des seuls macropores.

La pente de la phase structurale de la courbe de retrait ne change cependant pas significativement, là encore tous mélanges confondus. En revanche, des changements de pentes des phases de retrait basique et résiduel sont observés. L'augmentation du retrait basique est probablement liée au rapprochement des particules plus grossières et des agrégats organiques et minéraux, dont le retrait s'exprime davantage au niveau macroscopique.

Conclusion du chapitre 3

Ce chapitre met en évidence l'évolution des propriétés hydro-structurales des Technosols construits sur une période limitée à 5 mois, au cours de laquelle les matériaux ont été soumis à des alternances de dessiccation-humectation.

Lorsqu'un sol est nouvellement construit, après une "période de repos", des variations d'humidité aux premiers stades de sa pédogenèse permettent de le structurer. Une nouvelle organisation structurale apparaît, éventuellement de nouveaux types d'agrégats organo-minéraux, modifiant les propriétés hydriques et structurales.

Entre l'état initial et l'état après 5 mois, on a noté une importante diminution de la macroporosité, mais pas de la microporosité qui affectent les réservoirs d'eau disponible. A partir des choix de compositions organo-minérales effectués, on peut ainsi prédire l'eau disponible dans les micropores, mais pas dans les macropores.

Cette étude a également d'importantes implications techniques. Ainsi, il est nécessaire d'ajouter au moins 30 % de matière organique pour qu'une amélioration apparaisse dans les propriétés hydriques des Technosols après consolidation. Mais on peut également planter des végétaux ou introduire de la macrofaune, comme évoqué dans le chapitre suivant, afin de maintenir des propriétés structurales favorables.

CHAPITRE 4.

Article en cours de préparation pour publier par le journal « Geoderma ».

Les effets de différentes proportions de matières organiques, de plantes et de vers de terre sur les agrégations (leurs tailles, stabilités, et leur teneur en carbone organique) dans les Technosols construits.

Résumé :

Le chapitre 4 présentait les effets indirects des organismes et des proportions de matière organique sur la structure de Technosols construits (la porosité et la teneur en eau dans les domaines micro et macro poreux). Ce chapitre se concentre désormais sur les effets directs des organismes et des proportions de matière organique sur la structure des Technosols (les agrégations).

Nos objectifs étaient :

- (i) De caractériser l'état d'agrégation (fraction et morphologie) et leur stabilité dans les Technosols construits.
- (ii) D'évaluer leurs teneurs en carbone organique, et ensuite de décrire le rôle de ces constituants dans la structure du sol.

Les résultats montrent un effet plus positif des organismes sur l'agrégation et la stabilité structurale que les effets du compost.

1. Les vers modifient peu la stabilité structurale observée par humectation lente, mais améliorent la stabilité observée par humectation rapide.
2. Les plantes améliorent la stabilité structurale observée par humectation lente d'autant plus que la teneur en matière organique augmente.

3. La présence simultanée de vers et de plantes maximise la stabilité structurale pour tous les types de tests (humectation lente, rapide et désagrégation mécanique). L'association de ces organismes est donc la plus bénéfique en terme de résistance à l'érosion.

Mots clés : Technosols, matière organique, agrégation du sol, stabilité structurale

**Interactive effects of plants, earthworms and organic matter on aggregates size,
stability and carbon content of Technosols**

DEEB M.1, 2, DESJARDINS T. 2, PANDO A. 1, 2, PODWOJEWSKI P. 2, BLOUIN M. 1, LERCH T.Z. 1

Affiliations

1: UPEC, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 7618), 61 avenue
du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France

2: IRD, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR 242), 32 avenue
Henri Varagnat, 93142 Bondy cedex, France

Introduction

Technosols are soils containing a significant amount of artificial materials (WRB, 2014). A constructed Technosol has different proportions of organic and inorganic material from urban waste mixed together to provide optimal conditions for plant growth (Baize, et Girard, 2009). Technosols are an ecological reclamation for degraded land (Séré et al., 2008). They provide an opportunity to recycle and add value to urban waste, while being an alternative to natural's soil use to develop urban areas. Furthermore, urban waste materials have never been subjected to the activities of organisms such as plants and macrofauna before being mixed to prepare a Technosol. Thus, constructed Technosols are the perfect environment for studying of the role of such biotic factors on soil functions processes.

Among the processes that improve soil functions, soil aggregation, as defined by Martin et al. (1955) is the natural occurring cluster or group of soil particles in which the forces holding the particles together are much stronger than the forces between adjacent aggregates. Soil physical structure plays a crucial role for sustaining plant growth while affecting many aspects of soil behaviour such as water infiltration and retention, or erodibility. The stability of aggregates and pores between them also affects and the storage of organic carbon (Six et al., 2000). Thus, maintaining high soil aggregate stability is a requisite for the sustainable use of soil (Amezketta, 1999, Boix-Fayos et al., 2001).

Soil structure is the result of biotic and abiotic interaction (Jackson et al., 2003; Bronick and Lal, 2005; Six at al., 2004; Rillig et al., 2014). The aggregates are formed by biota, clays, divalent cations, carbonate and organic matter (Bronick and Lal, 2005), with soil organic carbon (SOC) being considered a binding agent (Tisdall and Oades, 1982; Degens, 1997).

Adding organic matter extracted from urban waste into degraded land of urban or rural areas to improve their fertility is a largely documented practice (Vetterlein and Hüttnl, 1999), (Pateiro-Moure et al., 2009), (Mathan, 1994).. Adding different proportions of organic matter to degraded lands will change the macro-organisms' surrounding environment. The contributions of organisms and the relation with their new environment have an important role in soil structure. For example, Fonte et al., 2012 showed that the interaction between earthworms and plants increase aggregate stability, as well as SOC in the earthworm casts. It has also been showed that interaction between organic amendment and plant roots raises aggregate stability in degraded land (Caravaca et al., 2002). (Milleret et al., 2009) mentioned that the effect of organisms' interaction depends on physical and chemical conditions.

Understanding and controlling the effect of organic matter addition and organisms' activities is mandatory to optimize their interacting effects to the improvement of soil structure. The main goal of this study was to understand the contributions of macro-organisms and organic matter ratio on Technosols' structure, by characterizing the aggregation state (fraction and morphology), comparing the SOC content for each fraction, and evaluating aggregates' stability in constructed Technosols, with and without earthworms and plant roots.

Materials and methods

Parent materials

In this study, constructed Technosols consisted of a binary mixture of a mineral and an organic material, both provided by ECT company (Villeneuve-sous-Dammartin, France). The mineral material was excavated from a deep C horizon (Excavated Deep Horizon, EDH) of different quarries (different types of Eocene to Oligocene limestone of the Paris Basin) collected in the Ile-de-France region (France). EDH is a coarse-textured soil (2% clay, 10% silt and 88% sand) highly carbonated ($43.1\pm 0.1\%$) and poor in organic carbon ($0.38\pm 0.02\%$)

and nitrogen ($0.03\pm 0.01\%$). X-ray diffraction performed with a Siemens D500 diffractometer (Cu-K α , 40 kV, 30 mA) showed that EDH minerals were mainly composed of calcite, dolomite and quartz.

The organic material used in the mixture was a Green Waste Compost (GWC) that contains 21 % of organic carbon and 1.4% of nitrogen. EDH and GWC both have pH_{Water} of 8.3 and 7.9, respectively. Cation-exchange capacity (NF X 31-130) was low for EDH ($3.12\pm 0.03 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$), but high for GWC ($42.3\pm 0.2 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$). The particle density measured with a pycnometer was relatively high for both material EDH ($2.75 \pm 0.2 \text{ g cm}^{-3}$) and for GWC ($2.06 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$). Finally, the bulk densities measured by the plastic bag method (Boivin et al., 1990) were $1.33\pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$ and $0.61\pm 0.02 \text{ g cm}^{-3}$, respectively for EDH and GWC.

Experimental setup

To construct the Technosols, EDH and GWC were first air-dried and sieved at 4 mm. EDH and GWC were then mixed using a concrete mixer for ten minutes to prepare six different mixtures with specific volumetric percentages of GWC at 0%, 10%, 20%, 30%, 40% and 50%. One liter of each mixture was placed in a mesocosm of $13\times 13\times 12.5$ cm with full capacity of 1.2 L. Each mixture of GWC was combined with four treatments: a control without organisms (C), a treatment with two individuals ($0.5 \pm 0.1 \text{ g}$ each) of the endogeic earthworm species *Aporrectodea caliginosa* (E), a treatment with *Lolium perenne* plants (50 seeds with a 80% germination rate scattered homogeneously on the mesocosm surface) (P), and a treatment with both earthworms and plants (EP). Plants were sown 24 hours and earthworms were introduced 48 hours after watering the pots. A total of 96 mesocosms were divided into 24 treatments, each with four replicates.

The choice of *Lolium perenne* was made for several reasons. First, it is interesting from an economical point of view, since it grows fast in a wide range of soils types, even with low

organic matter content (Bugnon P, 1912) or basic pH. Additionally, it provides a high nutritional potential (Tayler, 1984) and is a very competitive species. It is characterized by a dense adventive root system that generates a consequent volume of rhizospheric soil, thus limiting erosion (Hannaway et al., 1999) which is a common issue for Technosols. The earthworm *Aporrectodea caliginosa* was selected because it eats dead roots, but also the microflora and mesofauna that came along with its main food source (Curry and Schmidt, 2007), which helps to create the organo-mineral content that is in general originally missing in Technosols. It's also a species that can live in a wide variety of soils, rich or poor, including those found around Paris. This combination of earthworms and plants, both being able to live in poor organic matter soils, allows the comparison between mixtures with different percentages of GWC.

The water holding capacity (WHC) of each mixture was measured at the beginning of the experiment by using a pressure plate apparatus (Richards, 1948) with a water potential of -31 kPa. During the experiment, mesocosms were moistened two to three times a week with deionized water to maintain soil moisture at 80% of the WHC for each mixture (Table S1). Mesocosms were kept 21 weeks in a climate chamber (S10H, Conviron, Canada) under the following conditions: photoperiod of 12 h, luminosity of $500 \pm 20 \mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, temperature at $22/20 \pm 0.2^\circ\text{C}$ day/night respectively and $75 \pm 2\%$ air humidity.

Morphological size distribution of aggregates

At the end of the incubation, the aggregates of the 96 Technosols mesocosms were separated in four groups according to their size: large macro-aggregates (more than 5000 μm); medium macro-aggregates (between 3150 and 5000 μm); small macro-aggregates (between 3150 and 2000 μm), and finally micro-aggregates and non-macro-aggregate materials under 2000 μm (Velasquez et al., 2007). The aggregates $> 5000\mu\text{m}$ were classified morphologically by visual

inspection, adapted from Velasquez et al. (2007), into three categories depending on their origin: earthworm casts, rhizospheric aggregates and physical/chemical/microbial aggregates. Morphological distribution is applied only on macro-aggregates > 5000µm because it was easy to determine visually.

The aggregates were dried in an oven at 40°C and finally weighted in order to determine their relative proportion with respect to the whole soil. To determine the weight of aggregates strongly associated to the rhizosphere, the roots have been first weighted with the associated aggregates, then washed to remove the soil particles, and finally dried in an oven at 40°C. The mass of the aggregates associated to the rhizosphere was calculated as the difference between the weight of the rhizosphere with the aggregates and the rhizosphere biomass after washing.

Organic carbon content in the different size fractions

C content of every fractions were measured using a CHN-analyser (CHN EA1108-Elemental analyser, Carlo Erba Instruments), after the removal of carbonates with 1M HCl. The content of organic SOC was estimated as follows:

$$SOC = \frac{C_{Decarb}}{1 + CaCO_3}$$

Where C_{Decarb} (mg.g⁻¹) is the content of C measured after decarbonation and $CaCO_3$ (g.g⁻¹) is the content of carbonates before decarbonation. The content of $CaCO_3$ in the samples was determined by modifying the calcimeter Bernard Method. Here, soil samples were introduced in serum bottle (120 mL) with Teflon® rubber stoppers crimped on with aluminium seals and 1M HCl were added trough the seals using a syringe. After 24h, a gas sample was taken from the headspace of the serum bottle and the CO₂ released was quantified by gas chromatography (MicroGC, 490Agilent).

Aggregate water stability

Aggregate water stability was determined by the standard method proposed by Le Bissonnais, (1996) and described in AFNOR (2005) .

The soil structural stability was measured on 5 to 10g of soil aggregates of 3150 to 5000 μm size, dried at 40°C. Two treatments were applied and replicated four times: slow capillary wetting (SW) and fast wetting by immersion in water (FW).

After each treatment, the samples were wet-sieved (in 95° ethanol) through a 50 μm sieve, and aggregates > 50 μm were collected and dried at 40°C during 24 hours. Then, they were gently dry-sieved using a column of six sieves: 2000, 1000, 500, 200, 100, and 50 μm . The aggregate stability is represented by the mean width diameter (MWD, in mm) of aggregates and was calculated following (Kemper and Rosenau, 1986):

$$\text{MWD} = \Sigma[d \times m] / 100$$

Where d is the mean diameter between the two sieves (mm), and m is the weight fraction of aggregates remaining on the sieve (%).

Statistical analyses

Variability in aggregates distribution, organic C content and distribution and aggregate stability was analyzed as a function of GWC%, plant and earthworms presence/absence. The influences of the presence/absence of earthworms, plants and the percentage of GWC were assessed with two-way or three-way ANOVA with GWC, earthworms and plants taken separately. Independent variables were considered having an influence on dependent variables when the P value < 0.05. All metrics were transformed to follow normal distribution (Shapiro–Wilk’s normality test $P > 0.05$). To assess the correlation of each factor’s influence on the variance of variables, the MASS package was used for principal component analysis (PCA) (Venables and Ripley, 2002). Then, redundancy analysis (RDA) was performed based

on PCA with the Vegan package (Jari Oksanen, F et al., 2013). After that, partial RDA was performed to decompose the variation according to the combination of GWC%, presence of one of the organisms (earthworm or plant), and their interactions. All statistical analyses were performed with the R 3.0.3 software (R Core Team, 2014).

Results

Aggregates size distribution

Whatever the amount of GWC in the Technosol or the presence/absence of plants and/or earthworms, the proportion of aggregates was the highest in the coarser ($> 5000\mu\text{m}$) and the finer ($< 2000 \mu\text{m}$) fractions (Figure 1). The effects of GWC percentage and the presence/absence of earthworms and/or plants on aggregates size distribution were tested in a three-way ANOVA (Table 1). The complete model was significant for the four classes. First, we observed an increase of the distribution of aggregates $> 5000\mu\text{m}$ on control (C) samples (Fig 1a) due to the addition of GWC ($53\pm 4\%$) compared to EDH alone ($41\pm 10\%$) but no influence of the amount of added GWC. There was a positive effect of earthworms ($60\pm 4\%$), and a negative effect of plants ($39\pm 5\%$) with no effect of GWC percentage (Table 1). However the addition of earthworms + plants showed a regular increase in the size of the aggregates from 36 ± 6 with 0% GWC to $54\pm 4\%$ with 50% GWC (Table 1). The relative amount of $3150\text{-}5000\mu\text{m}$ aggregates (Fig. 1b) in the control was about $13\pm 4\%$ and shows no variation due to GWC addition. The effect of earthworm was not significant (P value > 0.05) (Table 1) with no clear trend related with GWC addition. On the contrary, the presence of plant (8.94 ± 1 for 0% GWC to 5.63 ± 1 for 50% GWC) and plant added with earthworms (8.71 ± 1 for 0% GWC to 4.66 ± 1 for 50% GWC) showed similar values with a decrease of the amount of aggregates with increasing values of percentage GWC. The increase of the amount of aggregate in presence of plant was significant (P value < 0.05) (Table 1). We observed a

similar effect of the GWC percentage, plant and earthworms on the 2000-3150 μ m aggregates class (Fig. 1c), with only one difference, regarding the effect of GWC percentage alone, which slightly decreased aggregate fraction (P value < 0.01 , Table 1). Concerning the fine fraction $< 2000 \mu\text{m}$ (Fig 1d), there was a negative effect of the absence of GWC ($22\pm 11\%$) compared to treatments with GWC ($32\pm 16\%$) on control (C) samples. In the presence of earthworms, there was a slight decrease of the amount of fine fraction from $23\pm 11\%$ for 0% GWC to 14 ± 7 for 50% GWC (P value < 0.01 , Table 1). The effect of plants increased the size of this fraction to $42 \pm 21\%$ (P value < 0.001 , Table 1) with no influence of GWC. Similarly to the plants treatment, the EP treatment increased the size of this fraction, without any effect of the GWC.

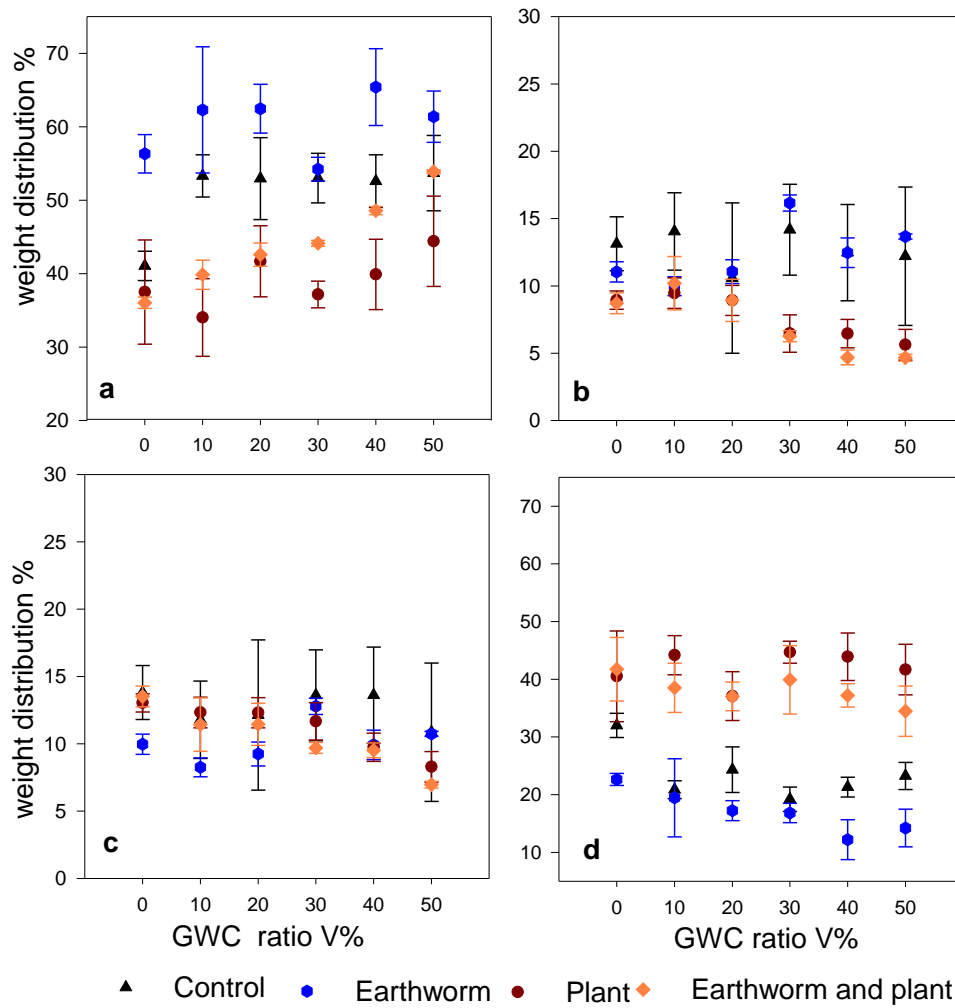


Fig. 1. Sieving weight distribution of total macro aggregates %, composition of macro aggregate fractions sorted by size: a) aggregates > 5000 µm, b) aggregates between 5000-3150 µm, c) aggregates between 3150-2000 µm, and d) aggregates < 2000 µm, for the different percentages of green waste compost (GWC) (0%, 10%, 20%, 30%, 40% and 50%) with the four treatments control (C), earthworms (E), plants (P) and earthworms and plants (EP). Error bars represent the standard error of the mean.

Table 1: Three ways ANOVA testing the effect of green waste compost (GWC), earthworms (E) and plants (P) on the aggregates size distribution: aggregates > 5000µm, aggregates between 5000-3150 µm, aggregates between 3150-2000 µm, aggregates < 2000 µm. The number in the table are the F-values, significant codes are: (*: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, ***: $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$).

	d.f.	aggregates > 5000 µm	aggregates 3150- 5000-µm	aggregates 2000- 3150- µm	aggregates < 2000 µm
Complete model	23	3.30***	7.74***	3.14***	6.98***
Compost (GWC)	5	0.06ns	2.31ns	3.84**	1.10ns
Plants (P)	1	44.9***	129.64***	4.40*	135.40 ***
Earthworms (E)	1	11.55**	0.73ns	3.12ns	9.10**
P * E	1	0.98ns	0.97ns	0.36ns	0.55ns
GWC *P	5	0.65ns	7.58***	3.70**	0.99ns
GWC * E	5	0.95ns	2.15ns	1.11ns	0.29ns
GWC * P * E	5	0.58ns	0.15ns	0.81ns	0.44ns

The RDA performed on the four fractions of aggregates showed that the total percentage of variance explained by the GWC percentage and organisms was 60% (P value < 0.05). The effect of GWC taken independently was very weak: the total percentage of variance explained by the GWC percentage, regardless of the organisms, was 5% (P value = 0.08), while the total percentage of variance explained by the organisms, regardless of the GWC percentage, was high 50% (P value < 0.05). The percentage of variance explained by the effect of the interaction between these two factors (organisms and GWC) was weak 9%.

Soil organic carbon content and distribution in aggregates

SOC showed slight differences between the four classes (Fig. 2). Maximum value was $5.8 \pm 0.3 \text{ mg g}^{-1}$, and the minimum value was $0.76 \pm 0.2 \text{ mg g}^{-1}$. The effects of GWC percentage and the presence/absence of earthworms and plants on SOC content were tested in a three-way ANOVA, the complete model was significant for the four classes (Table 2). For all classes of aggregates, a close relationship was observed between the SOC content of these

aggregates and the GWC percentage ($P < 0.001$). The effect of plant alone was only significant ($P < 0.05$) on the finest fractions ($< 2000 \mu\text{m}$) (Table 2). The effect of earthworm alone was only significant ($P < 0.01$) on the 3000-5000 μm fraction with an increase of SOC. Whatever the fraction, there was no interactions between plant and earthworm. Significant interactions were observed between GWC and plant (with the exception of 3000-5000 μm fraction). In the coarse fraction, plant effect decreases with increasing GWC in Technosol while the opposite interactive effect occurred in the finest fraction. Significant interactions were observed between GWC and earthworm only for the 2000-3000 and 3000-5000 μm fractions with a slight increase of SOC due to the earthworm with the increasing content of GWC. The RDA performed on the SOC content of the aggregates classes showed that the total percentage of variance explained by "GWC percentage" and "organisms" was 88% (P value < 0.001). The effect of GWC taken independently was high: the total percentage of variance explained by the GWC percentage, regardless of the organisms, was 73% (P value = 0.001), while the organisms have no effect on the total percentage of variance explained regardless of the GWC percentage (1%, P value = 0.1). The percentage of variance explained by the effect of the interaction between these two factors (organisms and GWC) was weak (14%).

Table 2: Three-way ANOVA testing the effect of green waste compost (GWC), earthworms (E) and plants (P) on soil organic matter content in sieving distinction of aggregates $> 5000 \mu\text{m}$, between 5000-3150 μm , aggregates between 3150-2000 μm , aggregates $< 2000 \mu\text{m}$, ($n = 72$), The number in the table are the F-values, significant codes are: (*: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, ***: $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$).

	d.f.	>5000	3150-5000	2000-3150	<2000
Complete model	23	15.26***	12.82***	14.47***	21.33***
Compost (GWC)	5	56.72***	47.73***	54.90***	88.93***
Plants (P)	1	1.57ns	3.68ns	1.96ns	5.36*
Earthworms (E)	1	3.67ns	7.27**	0.01ns	0.12ns
P * E	1	1.57ns	1.40 ns	0.03ns	0.61ns
GWC *P	5	4.47**	1.45ns	3.38*	3.67**
GWC * E	5	1.86ns	4.79**	4.07**	1.74ns
GWC * P * E	5	5.75***	2.52*	3.81**	2.55*

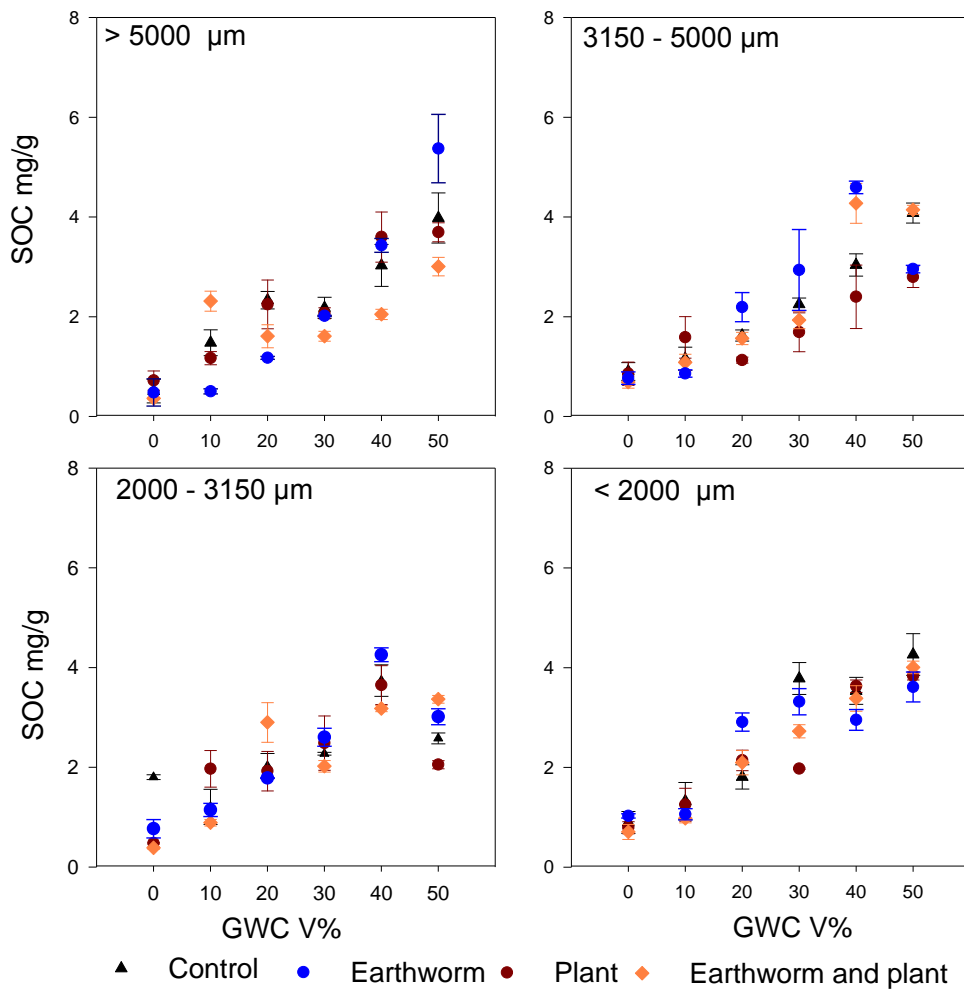


Fig. 2. Soil organic content in the aggregate > 5000μm, aggregates between 5000-3150, aggregates between 3150-2000, aggregates <2000 in the different percentage of green waste compost 0%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50%. Error bars represent the standard error about the mean.

Since the SOC did not varies drastically among fractions, the distribution of SOC globally followed that of the aggregates, with 80% being in the coarse and the fine fractions. The effects of GWC percentage and the presence/absence of earthworms and plants on SOC distribution in the aggregates classes were tested in a three-way ANOVA; the complete model was significant for the four classes (Table 3). The proportion of SOC associated with the > 5000μm aggregate class varied from 21 to 35% for the 0%GWC and increased with the

percentage of GWC, until values ranging between 46 and 72% for the 50%GWC. The presence of plants induced a slight decrease of the proportion of SOC associated with this aggregate class (Table 3). The earthworm and plant treatment, except for the 10%GWC, showed results quite similar to the plant treatment, especially for the higher percentage of GWC. On the contrary, the presence of earthworms, without plants, induced a higher proportion of SOC associated with this aggregate class, especially for the higher percentage of GWC. The proportions of SOC associated with the 2000-3150 and the 3150-5000 μ m aggregate classes are low (<20% of the bulk soil respectively) and tended to decrease slightly with the increase of GWC in the mixture. As for the greater aggregates, the presence of plants induced a slight decrease of this proportion of SOC, whereas the presence of earthworms tended to increase this proportion. In the finer fraction (< 2000 μ m), the proportion of SOC tended to decrease slightly when the GWC proportion increased. A significant positive effect of plants was observed, especially in the mixture containing the highest percentage of GWC, whereas a negative effect of earthworms was observed.

The RDA performed on the SOC distribution in the aggregates classes showed that the total percentage of variance explained by "GWC percentage" and "organisms" was 76% (P value < 0.001). The total percentage of variance explained by the GWC percentage, regardless of the organisms, was 22% (P value = 0.001), while the total percentage of variance explained by the organisms was 28 % (P value = 0.001). The percentage of variance explained by the effect of the interaction between these two factors (organisms and GWC) was similar (26%).

Table 3: Three-way ANOVA testing the effect of green waste compost (GWC), earthworms (E) and plants (P) on soil organic carbon distribution in the aggregates classes > 5000 μm , between 5000-3150 μm , aggregates between 3150-2000 μm , aggregates <2000 μm , (n = 72), The number in the table are the F-values, significant codes are: (*: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, ***: $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$).

	d.f.	>5000	5000-3000	3000-2000	<2000
Complete model	23	6.85***	3.62***	4.48***	8.55***
Compost (GWC)	5	14.14***	2.61*	5.82***	5.68***
Plants (P)	1	24.99***	46.08***	6.05*	8.76***
Earthworms (E)	1	0.86ns	2.75ns	4.93*	0.28ns
P * E	1	0.27ns	1.15ns	1.30ns	0.19ns
GWC *P	5	2.67*	1.77ns	4.78**	3.74**
GWC * E	5	2.90*	1.45ns	2.46*	2.64*
GWC * P * E	5	6.59***	0.83ns	4.78***	3.43**

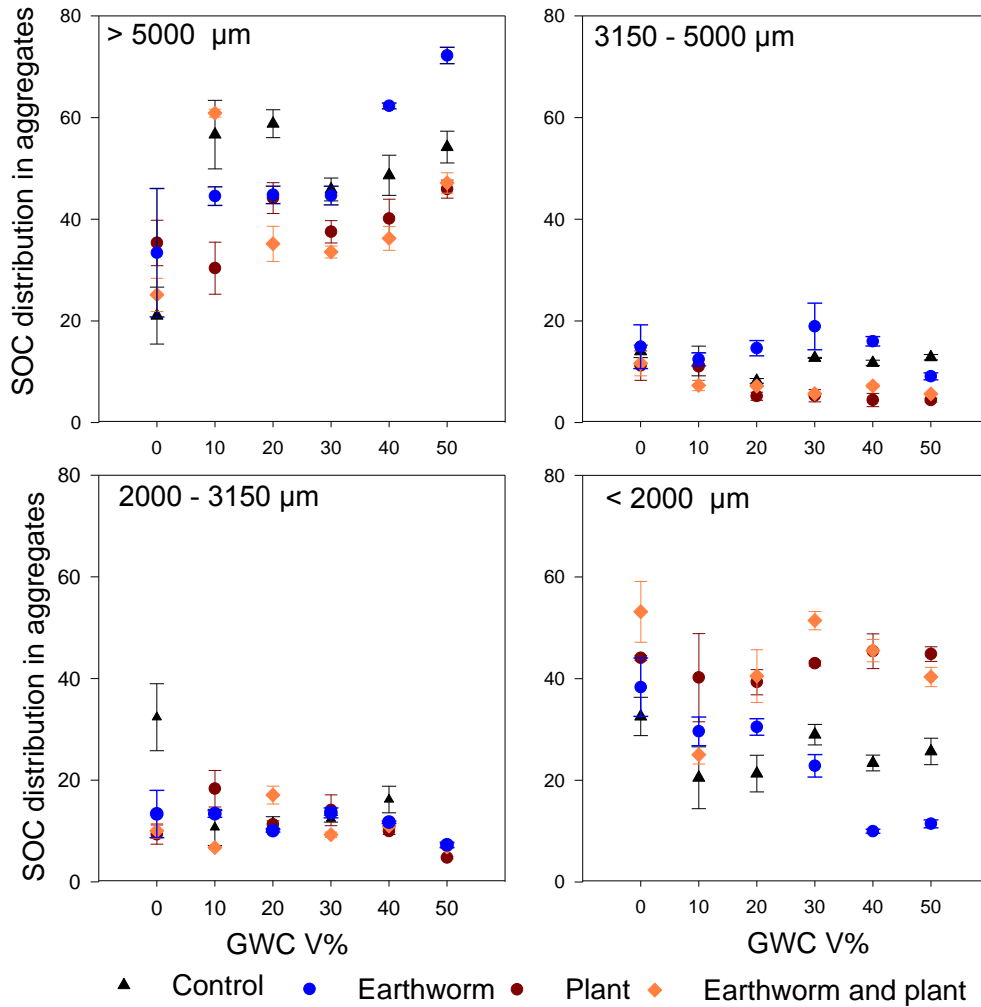


Fig. 3. Soil organic carbon distribution in the aggregates classes > 5000 μm , aggregates between 5000-3150, aggregates between 3150-2000, aggregates <2000 in the different percentage of green waste compost 0%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50%. Error bars represent the standard error about the mean.

Aggregate stability

Concerning the slow wetting (SW) test (Fig. 4a), we observed on the control a slight positive effect of GWC with an increase from 1.36 ± 0.06 mm at 0% GWC to 1.78 ± 0.11 mm at 50% GWC. For the earthworms' treatment the MWD was similar at 0% GWC and at 50% GWC (MWD = 1.60 ± 0.08 mm). The MDW values for the E treatment are quite similar to those of the control except for low quantity of organic matter (0%, 10% GWC). For the P treatment the increase of GWC showed a progressive positive effect on aggregates MWD

compared to the control: from 1.70 ± 0.11 mm at 0% GWC to 2.58 ± 0.11 mm at 50% GWC. The effect of EP treatment was positive with high values of MWD for all GWC percentages. Moreover a little threshold effect is visible between 20 and 30% GWC: 2.75 ± 0.07 mm from 0% GWC to 20% GWC, 3.09 ± 0.10 mm from 30% GWC to 50% GWC.

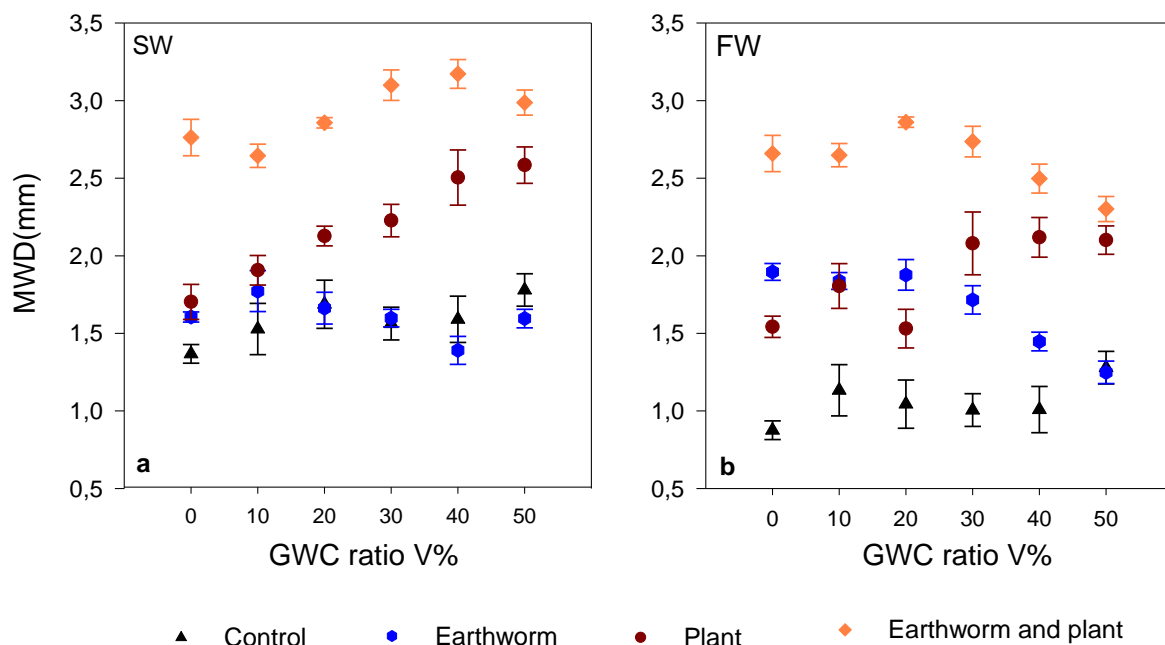


Fig. 4. Aggregate stability within soil mesocosms under two treatments, slow capillary wetting (SW) (a.), and fast wetting by immersion in water (FW) (b.), for the four treatments control (C), earthworms (E), plants (P) and earthworms and plants (EP) as a relation of GWC percentage (0%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50%). Stability is expressed as the mean weight diameter. Error bars represent the standard error of the mean.

Concerning the fast wetting (FW) test (Fig. 4b), in the control, the MWD values were the lowest of the whole experiment. There was a slight uneven effect of GWC with an increase from 0.87 ± 0.06 mm at 0% GWC to 1.29 ± 0.19 mm at 50% GWC. The earthworm presence induced a very positive increase of MWD values with a threshold between 20% GWC and 30% GWC, with stable high values of 1.87 ± 0.07 mm for 0% GWC to 20% GWC followed by a constant decrease from 1.71 ± 0.09 mm at 30% GWC to 1.25 ± 0.7 mm at 50% GWC. For the P treatment, the similar threshold effect was noticed, however inverted, with

relative stable values of 1.62 ± 0.11 mm from 0% GWC to 20% GWC followed by higher stable values of 2.10 ± 0.14 mm from 30% GWC to 50% GWC. The effect of EP treatment was significantly positive. An average value of 2.72 ± 0.08 mm was observed from 0% GWC to 30% GWC followed by a slight decrease until 2.3 ± 0.08 mm at 50% GWC.

Table 3: Three ways ANOVA testing the effect of green waste compost (GWC), earthworms (E) and plants (P) on the MWD of slow capillary wetting (SW) and fast wetting by immersion in water (FW), (n = 96), The number in the table are the F-values, significant codes are: (*: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, ***: $P \leq 0.001$, ns: $P > 0.05$).

	d.f.	F value MWD of SW	F value MWD of FW
Complete model	23	30.25***	33.87***
Compost (GWC)	5	6.57***	1.22ns
Plants (P)	1	469.73***	355.06***
Earthworms (E)	1	75.17***	216.27***
P * E	1	68.28***	6.30*
GWC *P	5	6.25***	2.14ns
GWC * E	5	3.19*	11.55***
GWC * P * E	5	0.50ns	0.82ns

The effects of GWC percentage and presence/absence of earthworms and/or plants on MWD for SW and FW were tested in a three-way ANOVA (table 4). The complete models for both treatments were significant (P value < 0.001). Considering single factors, plant and earthworm had a positive effect on the two treatments, whereas GWC have a weak positive effect on MWD for SW, and no significant effect for FW treatment (P value > 0.05). Interactions between factors depended on the treatment. The increase of GWC proportion had some positive effect only on SW in the presence of plant (P value < 0.05). The increase of GWC percentage also increased the effect of plant for SW but not for FW. In the presence of earthworms an effect of GWC is observed; the increase of GWC proportion induced a low decrease on MWD for SW (P value < 0.05) and a pronounced decrease of MWD for FW (P value < 0.001) (Fig 4). A positive effect was observed for the interactions between plants and

earthworms for both treatments. But the interaction between the three factors (earthworms, plants and GWC) was not significant (P value > 0.05) (Table 4).

The RDA performed on the MWD of the SW and FW treatments showed that the total percentage of variance explained by "GWC percentage" and "organisms" was high: 70% (P value = 0.001). But the effect of GWC taken independently was very weak: the total percentage of variance explained by the GWC percentage, regardless of the organisms, was 2% (P value = 0.01), while the total percentage of variance explained by the organisms, regardless of the GWC percentage, was high 61% (P value = 0.001). Finally, the percentage of variance explained by the effect of the interaction between these two factors (organisms and GWC) was weak (7%).

Discussion

Organisms has a higher impact on aggregation than compost

Our results showed that within a limited period (5 months), Technosol's structure was subject to a strong evolution, with a high capacity to aggregate, even with no organisms. This could be explained by the high quantity of calcium, magnesium and carbonates in EDH, which are considered inorganic agents (Amézketa, 1999). The organisms played a more important role in aggregation compared to GWC, with contrasted effect between plants and earthworms. The quasi absence of effect of GWC could be explained by the low quantity of clay (2%) in the EDH, while most studies tackling the issues of soil aggregation propose different models based on relations between clay and organic matter (Edwards and Bremner, 1967; Oades and Waters, 1991; Tisdall and Oades, 1982). In our study, GWC was showed to influence the aggregation through the effect on organisms. For example, GWC has a positive effect in the presence of plants for aggregates $> 5000 \mu\text{m}$.

Earthworms increased aggregates classes $> 3000 \mu\text{m}$, because of their cast production (Lavelle et al., 1997). On the contrary, root system fragmented the soil and reduced macro-aggregates sizes $> 3000 \mu\text{m}$, which has already been described in the literature (Angers and Caron, 1998).

Contrasted effect of plant and earthworm on C distribution in aggregates

The increase of SOC in the aggregate classes with the increase of GWC % was clearly observed for all classes of aggregates while the presence of organisms did not impact directly the proportion of SOC. Similar results were noticed for earthworms in Technosols by (Pey et al., 2013), who shows that earthworm's casts do not increased concentration of SOC, compared to their surrounding environment. Here, a slight increase of SOC due to earthworm was only observed when the proportion of GWC was the highest in the mixture. The positive effect of plant roots on SOC storage reported by many authors (Angers and Caron, 1998; Kong and Six, 2010) was not observed certainly because of the limited time in which the experiment was carried out. Finally, due to their strong effect on aggregates distribution organisms influenced SOC distribution in aggregates. Plants tend to increase SOC in the fine aggregate while earthworms tend to increase SOC in the coarse fraction, the importance of each biotic effect being higher with the increase of GWC in the mixture.

Organisms effects are greater than compost on aggregate stability

The results showed similar values of MWD (1.3 - 2 mm) as found in natural soil (Bissonnais and Souder, 1995). That could be explained by the theories about the aggregate breakdown mechanisms proposed by (Le Bissonnais, 1996). This theory highlights 3 disaggregation mechanisms, this study focusing on 2 of these mechanisms, which are breakdown by differential swelling (SW) and breakdown caused by compression of entrapped air during wetting (FW).

Lower values of MWD were obtained at the fast wetting test (from 0.87 to 2.03 mm) compared with the slow wetting test (from 1.36 to 3.2 mm) because of the different intensities and nature of stresses applied.

According to the classes of stability defined by Le Bissonnais (1996) the stability of the aggregates can be considered as relatively high with a MWD of 1,36 mm in the absence of GWC and organisms (plants or earthworms), when submitted to SW. Furthermore, the addition of organic matter (in form of GWC) has a positive but limited effect on the aggregate stability. For the control treatment, the FW induced a decrease of the MDW, compared with SW, without significant positive effect of organic matter. These result can be considered unexpected as the aggregate stability depends linearly on the relative abundance of aggregating agents (Cosentino, 2006), and organic matter is considered as the main source of these aggregating agents. This could be due to the almost total absence of clay, which is the mineral component reacting with organic matter to form organo-mineral complexes.

According to many authirs (Caravaca et al., 2002; Rillig et al., 2002, 2014), roots increase soils' aggregation and their stability, which is consistent to the results observed in the present study. The interaction between earthworms and plants increased aggregate stability as observed in natural soils (Fonte et al., 2012). The interaction between GWC and plants was also positive for both treatments, as noticed in degraded lands (Caravaca et al., 2002).

The effect of earthworms on structural stability in the SW treatment was not clear (Fig. 4) compared to control treatment, but it was clearer for the FW treatment. Earthworms contributed to the formation of organo-mineral complexes that allow aggregates to remain stable when quickly wet. This effect could probably be enhanced later, since cast age affects soil stability: with time, these casts will become dry and more stable (Ketterings et al., 1997).

Conclusion

In this study, we used carbonated lime materials with green waste compost to create Technosols. After 5 months, we noticed a high level of aggregation and a considerable effect of organisms, especially on the aggregates' distribution. The presence/absence of earthworm and plant did not affect SOC content in aggregate, but it affected its distribution, and improved their structural stability.

This study focused on stability of aggregates sized between 3150-5000 μ m, in order to compare results with natural soils. It turns out we observed low quantities of these aggregates class, and a high quantity of aggregates > 5000 μ m for control and earthworms, whereas in the presence of plants, aggregates size < 2000 μ m was more common. Consequently, the evaluation of structural stability in constructed Technosols implies more researches and the use of other methods compliant with these aggregates sizes.

Acknowledgements

This study was conducted in collaboration with the Departmental Council of the Seine-Saint-Denis and the ECT company (France). The authors thank the Damascus University, Syria, for financial support via a Ph.D. scholarship. We are also grateful to Michel Grimaldi for his scientific advices. Mercedes Mendez and Magloire Madeng Yogo (IRD, UMR LOCEAN) for elemental analyses.

Supplementary information

Table S1: Average mass of 1 liter of mixture of green waste compost (GWC) and excavated deep horizon for the different proportion of GWC, and average water mass (g) used for moistening every mixture at 80% of the water storage capacity according to its compost content (n = 16).

GWC %	0%	10%	20%	30%	40%	50%
Average soil mass	1291	1263	1178	1114	1040	972
Average water mass	279	294	305	328	345	351

Table S2: averaged \pm standard error of: composition of morphologically separated macroaggregate fractions > 5000 μm across control (C), earthworm (E), plant (P), plant and earthworm (EP) treatments in a mesocosm experiment.

Treatments	GWC	Visual distinction		
		CAST earthworm >5mm	RHIZ soil aggregates associated with rhizosphere >5mm	PHYS aggregates formed by physiochemical and/or microbial processes >5mm
C	0%	0	0	41.06 \pm 5.19
C	10%	0	0	53.31 \pm 2.87
C	20%	0	0	52.95 \pm 5.57
C	30%	0	0	53.03 \pm 3.37
C	40%	0	0	52.60 \pm 3.58
C	50%	0	0	53.69 \pm 5.14
E	0%	30.53 \pm 4.69	0	25.80 \pm 3.79
E	10%	19.33 \pm 3.76	0	42.97 \pm 5.31
E	20%	29.91 \pm 6.54	0	32.55 \pm 7.49
E	30%	32.26 \pm 2.12	0	21.98 \pm 1.22
E	40%	37.27 \pm 5.81	0	28.15 \pm 1.66
E	50%	33.09 \pm 6.25	0	28.28 \pm 9.34
P	0%	0	37.50 \pm 7.09	0
P	10%	0	34.04 \pm 5.25	0
P	20%	0	41.69 \pm 4.83	0
P	30%	0	37.18 \pm 1.81	0
P	40%	0	39.90 \pm 4.79	0
P	50%	0	44.41 \pm 6.14	0
EP	0%	1.70 \pm 0.08	34.34 \pm 6.06	0
EP	10%	3.43 \pm 1.55	36.43 \pm 7.49	0
EP	20%	5.82 \pm 1.86	36.78 \pm 2.26	0
EP	30%	5.37 \pm 0.76	38.77 \pm 6.05	0
EP	40%	6.76 \pm 1.65	41.84 \pm 3.45	0
EP	50%	5.71 \pm 1.08	48.18 \pm 3.79	0

Table S3: averaged \pm standard error of sieving distinction of macroaggregate classes > 5000, aggregates between 5000-3150, aggregates between 3150-2000, aggregates <2000 μm across control (C), earthworm (E), plant (P), plant and earthworm (EP) treatments in a mesocosm experiment.

Treatments	GWC	Sieving distinction			
		aggregates >5000	aggregates 5000-3000	aggregates 3000-2000	Non-macroaggregated soil <2000
C	0%	41.06 \pm 5.19	13.13 \pm 0.18	13.81 \pm 2.26	32.00 \pm 8.10
C	10%	53.31 \pm 2.87	14.05 \pm 0.88	11.78 \pm 0.64	20.86 \pm 1.54
C	20%	52.95 \pm 5.57	10.59 \pm 1.64	12.14 \pm 0.92	24.32 \pm 3.95
C	30%	53.03 \pm 3.37	14.18 \pm 2.27	13.60 \pm 0.25	19.20 \pm 2.12
C	40%	52.60 \pm 3.58	12.48 \pm 0.95	13.61 \pm 1.28	21.31 \pm 1.72
C	50%	53.69 \pm 5.14	12.21 \pm 1.20	10.86 \pm 1.92	23.24 \pm 2.35
E	0%	56.33 \pm 2.61	11.05 \pm 0.75	9.97 \pm 1.19	22.65 \pm 1.04
E	10%	62.31 \pm 8.59	9.98 \pm 0.70	8.26 \pm 1.28	19.45 \pm 6.77
E	20%	62.46 \pm 3.32	11.06 \pm 0.88	9.24 \pm 1.18	17.23 \pm 1.71
E	30%	54.24 \pm 1.61	16.16 \pm 0.60	12.78 \pm 0.30	16.82 \pm 1.68
E	40%	65.41 \pm 5.23	12.47 \pm 1.10	9.92 \pm 1.70	12.20 \pm 3.46
E	50%	61.38 \pm 3.49	13.67 \pm 1.19	10.74 \pm 0.71	14.21 \pm 3.26
P	0%	37.50 \pm 7.09	8.94 \pm 0.68	13.04 \pm 0.41	40.51 \pm 7.86
P	10%	34.04 \pm 5.25	9.47 \pm 1.13	12.32 \pm 1.27	44.17 \pm 3.39
P	20%	41.69 \pm 4.83	8.93 \pm 1.12	12.31 \pm 0.64	37.08 \pm 4.23
P	30%	37.18 \pm 1.81	6.47 \pm 1.39	11.67 \pm 1.07	44.69 \pm 1.91
P	40%	39.90 \pm 4.79	6.46 \pm 1.05	9.74 \pm 0.86	43.90 \pm 4.12
P	50%	44.41 \pm 6.14	5.63 \pm 1.14	8.28 \pm 1.84	41.67 \pm 4.38
EP	0%	36.04 \pm 6.06	8.71 \pm 0.77	13.51 \pm 1.02	41.73 \pm 5.52
EP	10%	39.86 \pm 6.09	10.21 \pm 1.98	11.42 \pm 1.23	38.51 \pm 4.27
EP	20%	42.60 \pm 2.038	8.93 \pm 1.57	11.44 \pm 1.43	37.02 \pm 2.47
EP	30%	44.14 \pm 6.56	6.27 \pm 0.40	9.69 \pm 0.52	39.90 \pm 5.92
EP	40%	48.59 \pm 2.24	4.69 \pm 0.55	9.51 \pm 0.72	37.20 \pm 2.02
EP	50%	53.89 \pm 4.18	4.67 \pm 0.25	6.96 \pm 0.93	34.47 \pm 4.35

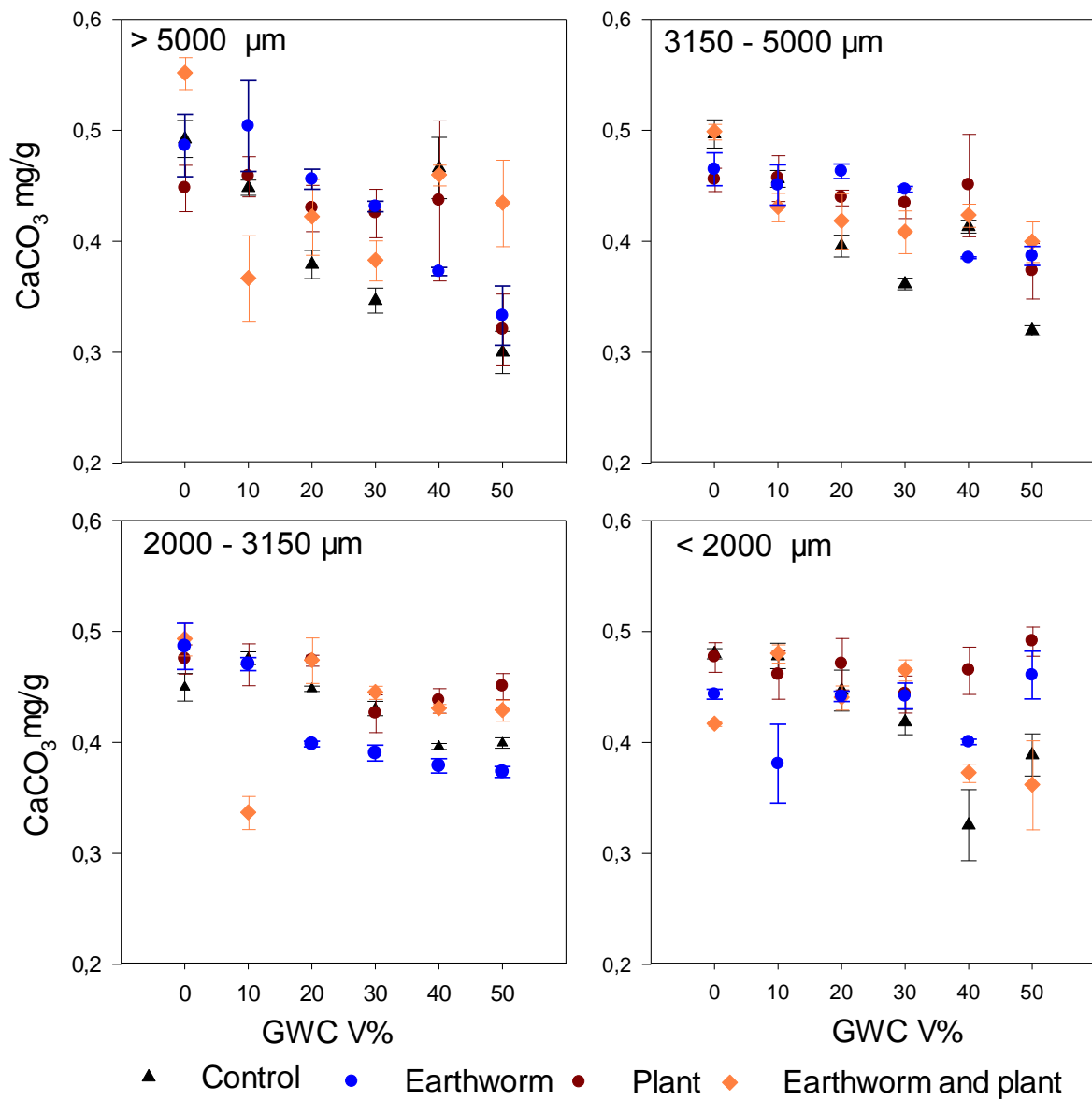


Fig. S1. Calcium carbonate in the aggregate > 5000 μm , aggregates between 5000-3150, aggregates between 3150-2000, aggregates <2000 in the different percentage of green waste compost 0%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50%. Error bars represent the standard error about the mean.

QUATRIÈME PARTIE

DISCUSSION GÉNÉRALE :

Pour synthétiser les résultats obtenus dans cette thèse, nous présenterons les effets des différents organismes (vers de terre et/ou plantes) et leurs interactions avec le compost de déchets verts. Le tableau 3 rassemble les données de ce travail traitées par une analyse de variance à 3 facteurs

Tableau 5 : ANOVA 3 facteurs testant les effets des différentes proportions du compost 0, 10, 20, 30, 40, et 50% (GWC), des vers de terre (E) et des plantes (P) sur les propriétés structurales du sol. Notation : + pour « augmentation », - pour « diminution », ns pour « pas d'effet significatif »

Propriétés de la structure du sol	GWC	E	P	E*P	GWC*E	GWC*P	GWC*E*P
Microporosité = Eau disponible microporale (cm ³ _{water} .cm ⁻³ _{soil})	+	+	ns	+	ns	+	ns
Macroporosité = Eau disponible macroporale (cm ³ _{water} .cm ⁻³ _{soil})	+	ns	+	+	+	+	+
Eau totale disponible (cm ³ _{water} .cm ⁻³ _{soil})	+	ns	+	ns	+	+	ns
Indice du vide en fin de retrait	+	+	+	+	ns	+	ns
Pente du retrait basique	+	+	ns	ns	ns	+	ns
Pente du retrait structural	ns	ns	+	+	ns	ns	ns
Agrégats > 5 mm	ns	+	+	ns	ns	ns	ns
Agrégats 5-3 mm	ns	ns	+	ns	ns	+	ns
Agrégats 2-3 mm	+	ns	+	ns	ns	+	ns
Agrégats < 2 mm	ns	+	+	ns	ns	ns	ns
Humectation lente	+	+	+	+	+	+	ns
Humectation rapide	ns	+	+	+	-	ns	ns
Désagrégation mécanique	+	+	+	+	ns	+	ns

4.1. Effet des organismes (Figure 21)

L'expérience a débuté avec des mélanges de déchets urbains sans structure particulière. Des arrosages successifs ont permis qu'une organisation structurale apparaisse par assemblage des constituants minéraux et organiques. Ainsi, une capacité d'agrégation se manifeste, éventuellement de nouveaux types d'agrégats, modifiant les propriétés hydriques et

structurales, diminuant la macroporosité et augmentant la stabilité structurale (traitement par humectation lente).

Les effets des vers de terre sur la structure des Technosols se caractérisent par une augmentation de la microporosité, accompagnée par un changement de capacité de retrait (phase basique) que nous expliquons par la présence des nouveaux agrégats organo-minéraux, et des propriétés hydriques différentes (augmentation de l'eau disponible microporale).

Les vers de terre n'ont pas d'effet sur la macroporosité. Ces résultats diffèrent de ce que l'on trouve dans la littérature, par exemple (Capowiez et al., 2015) montrent des effets positifs sur la macroporosité d'une espèce endogée de vers de terre. Cette différence peut être due au fait que les galeries des vers de terre n'ont pas résisté aux préparations des échantillons pour les mesures hydro-structurales (humectation pendant une semaine et ensuite séchage continu). En effet, l'observation visuelle révèle la création de macropores par les vers de terre (Figure 22), tandis qu'à l'issue des analyses de retractométrie, aucun macropore n'a pu être observé. En présence de plantes, les systèmes racinaires permettraient en revanche de mieux conserver les macropores et les galeries créées par les vers de terre, ce que confirment les observations (Figure 23).

La présence de vers de terre se manifeste enfin par une capacité d'agrégation du sol plus élevée, et par une augmentation de la stabilité structurale.

Les effets des plantes sont plus nets sur la macroporosité du sol, alors qu'ils ne sont pas significatifs sur la microporosité. Les systèmes racinaires se traduisent aussi par une augmentation de la stabilité structurale avec les trois traitements qui ont été appliqués.

Finalement, en présence de vers de terre et de plantes, une production végétale plus importante a été remarquée, associée à l'augmentation de la macroporosité et de la porosité

totale, à une agrégation plus élevée, ainsi qu'à une meilleure stabilité structurale, enfin à des altérations minérales et des associations organo-minérales.

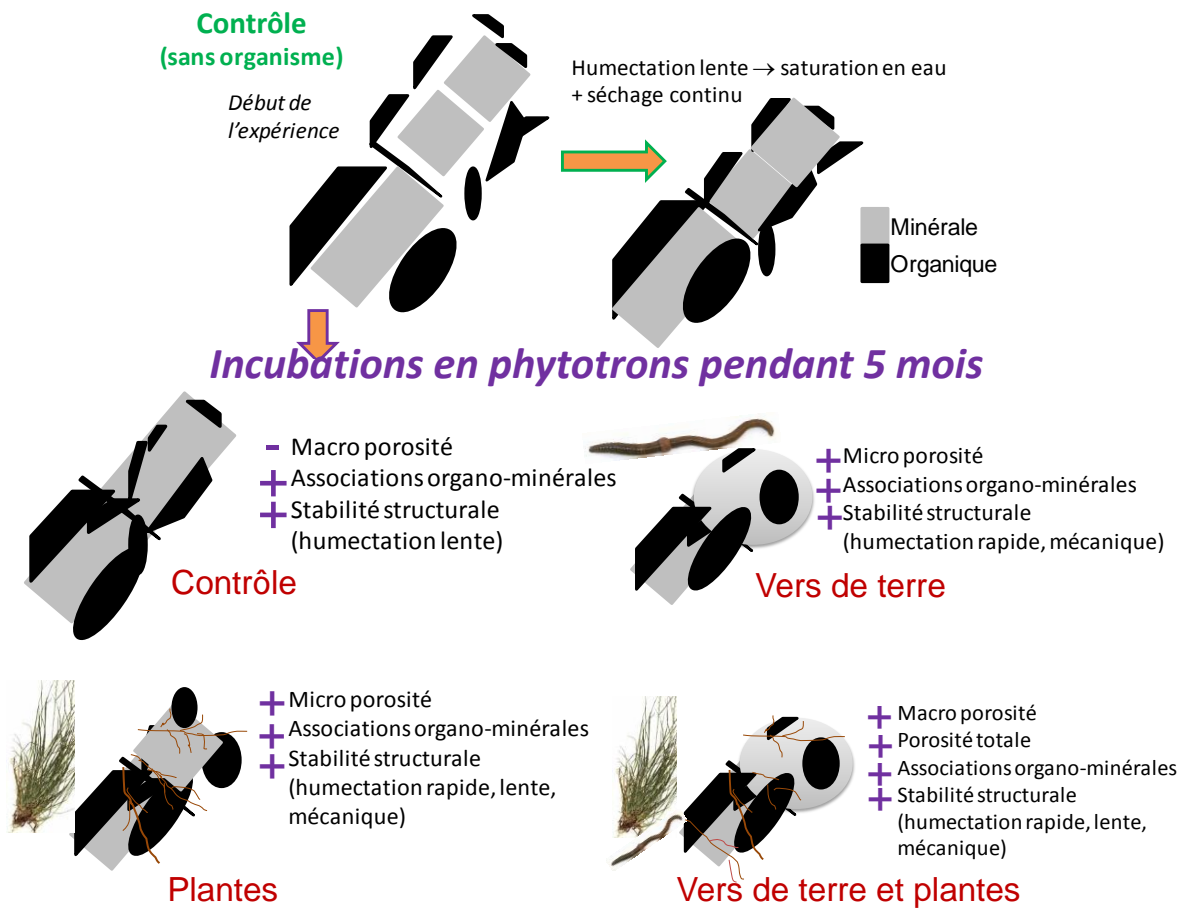


Figure 22 : Schéma illustrant le comportement du traitement « contrôle » (composition minérale/organique) au début de l'expérience, après la première humectation lente, puis après applications répétées de cycles assèchement/humectation pendant 5 mois en phytotron. Résumé des effets des vers de terre, des plantes et des vers de terre avec plantes (les changements de la forme des minéraux dans la figure sont conformes à notre interprétation relative à la présence d'altérations minérales).



Figure 23 : Agrégats du traitement « vers de terre ». Les macropores (galeries) sont visibles à l'œil nu après séchage à l'air libre pendant 3 h.



Figure 24 : Comparaison des traitements « vers de terre + plantes » et « vers de terre » après saturation pendant une semaine puis application de la mesure de courbe de retrait. On voit à l'œil nu la galerie d'un ver de terre dans le traitement EP, alors que rien n'est visible sur le traitement E.

Ces résultats prouvent que les effets conjugués des organismes sont plus importants que les effets individuels de chaque organisme.

Les organismes ont un effet significatif sur l'un des processus de pédogénèse, c'est-à-dire la structuration, dans les Technosols construits. Ainsi, nos deux premières hypothèses de travail ont été validées.

4.2. Effet des organismes en interaction avec la dose de compost

Les quantités de matières organiques sont un facteur limitant de la fertilité du sol, mais un effet sur les propriétés hydrostructurales commence à être notable à partir de 30 % de GWC, après 5 mois d'expérience. Les effets des vers de terre dans les mélanges avec une faible quantité de matières organiques (0, 10, 20 %) ont été marqués, pour devenir plus disparates avec l'augmentation de la quantité de matières organiques ajoutées. Le concept de quantité relative est très important pour les interactions entre la plante et le pourcentage de GWC : la quantité de matières organiques augmente linéairement l'effet des plantes sur l'agrégation, la stabilité structurale et les propriétés hydro-structurales. Cependant, l'effet des matières organiques s'est avéré être légèrement disparate en présence de vers de terre.

4.3. Conséquences sur le fonctionnement du sol et sur les services écosystémiques

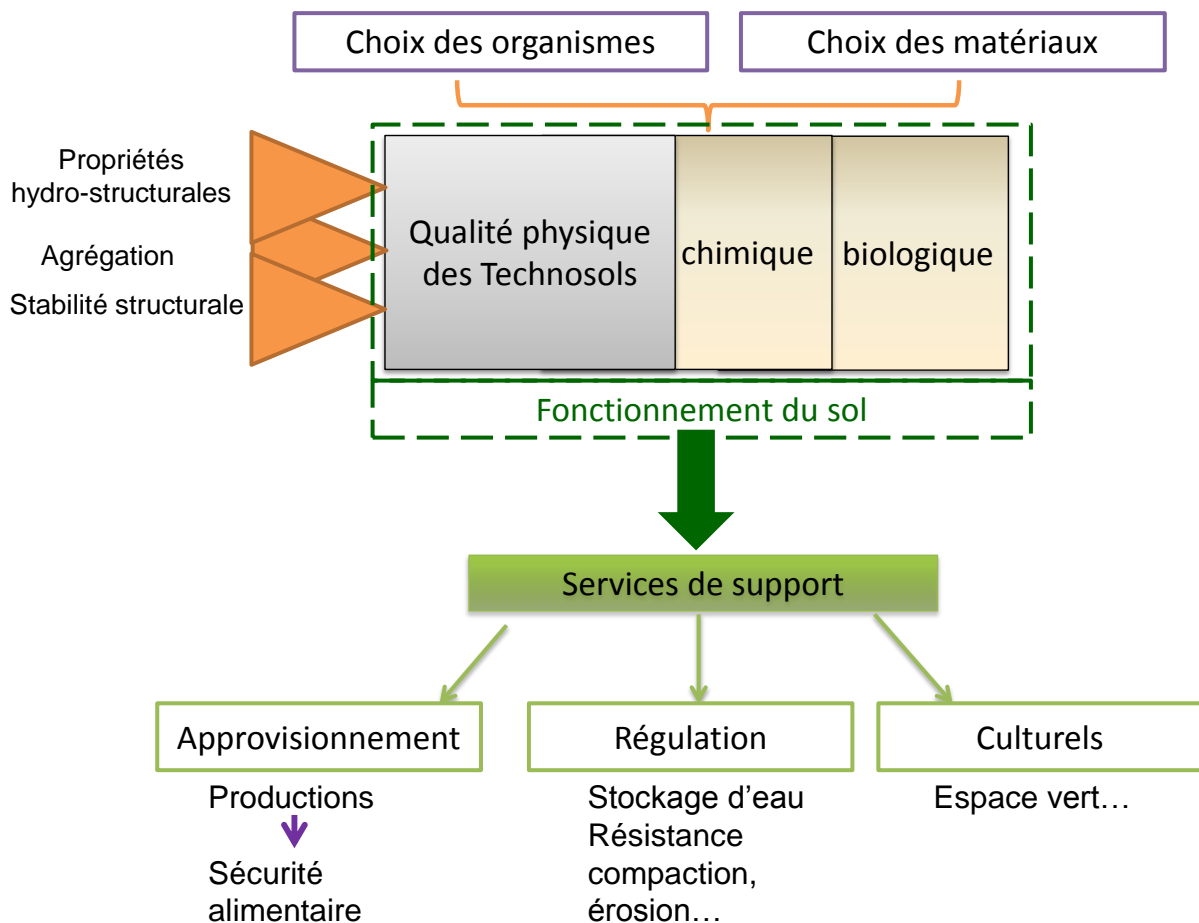


Figure 25 : Diagramme présentant l'influence de l'activité anthropique sur le fonctionnement des Technosols (qualité physique, chimique et biologique) au travers de l'optimisation du choix des organismes et des matériaux, afin d'obtenir de bons indicateurs de qualité, qui permettront d'évoluer vers un Technosol fournissant des services de support, dont dépendent les services d'approvisionnement, de régulation et culturels.

Le sol est caractérisé par ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. Les interrelations entre ces différentes propriétés déterminent la capacité et les limites du sol pour assurer sa fonction de support de la production de biomasse, et conditionnent plus globalement l'utilisation des sols (Figure 24). Cette étude s'est concentrée sur la structure et les propriétés hydriques du sol, qui sont des facteurs importants de la formation des sols et de leurs fonctions, y compris dans les environnements urbains. En effet, les sols dans les zones

urbaines sont fréquemment tassés et présentent des surfaces hydrophobes avec formation de croûtes (Craul, 1992; Pouyat et Effland, 1999), et en conséquence une capacité d'infiltration de l'eau limitée. Les niveaux d'humidité du sol peuvent également être réduits dans les zones urbaines en raison de températures de l'air plus élevées, qui accroissent l'évaporation et la transpiration (Pickett et al., 2011). Par ailleurs, les sols en milieu urbain ont souvent une texture et une structure qui peut restreindre le drainage (Craul, 1992).

Comme l'objectif principal de cette étude est de créer un sol à partir de matériaux recyclés pour développer les espaces verts en milieu urbain, le travail s'est orienté vers la recherche de Technosols dotés de bonnes qualités physiques, qui vont influencer d'autres paramètres chimiques et biologiques, afin de créer des sols assurant différents services écosystémiques (Donald Hagan, 2011, 2011; Morel et al., 2014), permettant une production alimentaire végétale ou de la sylviculture, tout en constituant un réservoir de biodiversité, et en assurant des fonctions de réacteur biogéochimiques, de filtrage de polluants, etc. (Schwartz, 2012).

4.4. Les Technosols construits : des circuits courts s'appuyant sur des matériaux industriels et des processus naturels

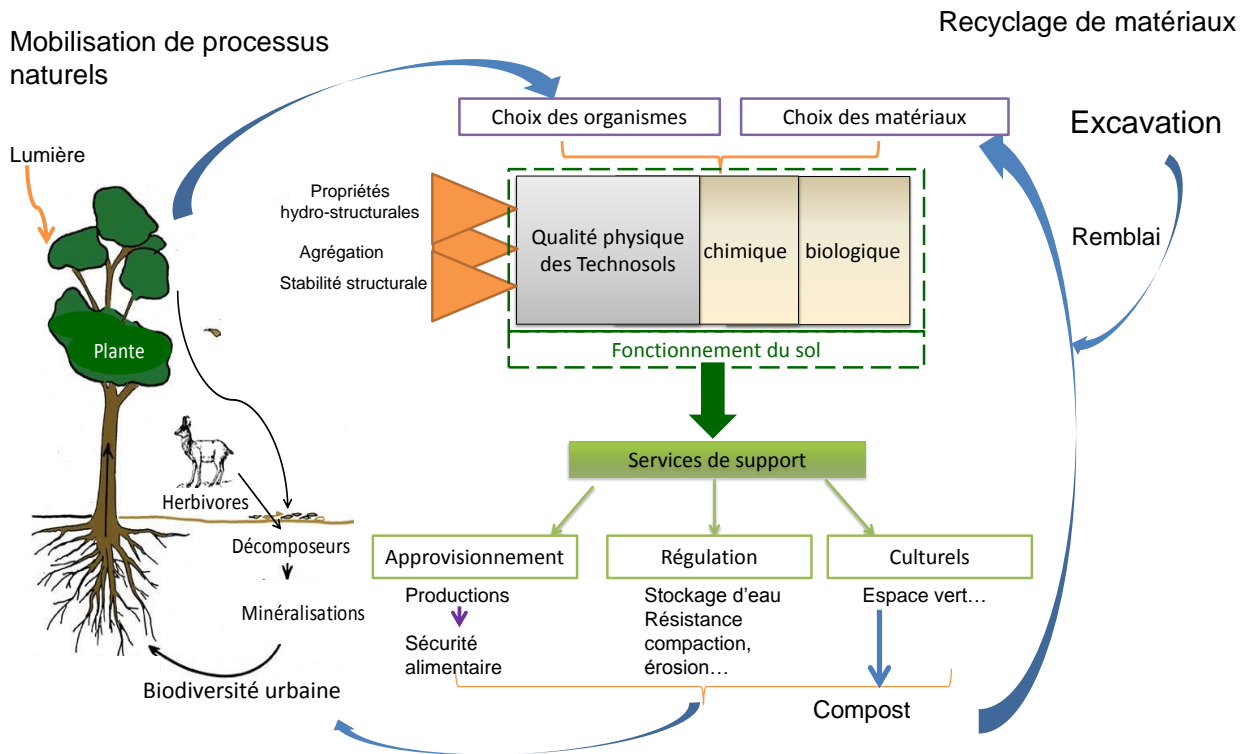


Figure 26 : Diagramme présentant les Technosols comme liaison entre les processus naturels et les activités humaines

Les processus naturels et les activités urbaines et industrielles peuvent entraîner des modifications des propriétés des sols, et par là même, perturber leur équilibre dynamique.

Les Technosols assurent la liaison entre les processus naturels et les activités humaines qui produisent des déchets et des sous-produits susceptibles de porter atteinte à la qualité des sols (El Khalil *et al.*, 2008). Ces déchets, grâce aux Technosols, vont trouver un nouvel usage en permettant de construire des sols capables de supporter les activités humaines. Les sols en fonctionnement dans le paysage urbain conservent et fournissent des éléments nutritifs, servent de milieu de croissance et de substrat pour la flore et la faune du sol, et contribuent au cycle hydrologique par absorption, stockage, et approvisionnement d'eau (Bullock and

Gregory, 1991). En fournissant ces services, le sol joue un rôle clé en tant que système écologique des zones urbaines, d'une manière similaire à ce que font la végétation urbaine, ou les infrastructures vertes (Ahern, 2007).

PERSPECTIVES :

La qualité biologique du sol fait généralement référence à l'activité et à la diversité des organismes vivants qui participent au fonctionnement de ce sol, notamment par les micro-organismes qui sont considérés comme un miroir de la qualité du sol (Trasar-Cepeda et al., 2008). En effet, les propriétés biochimiques et microbiologiques sont sensibles aux changements de l'environnement, qui influent sur leur activité (Dick and Tabatabai, 1992). Il serait donc intéressant d'étudier l'impact de ces changements sur le cas particulier des Technosols. Les micro- et macro-organismes agissent sur le cycle du carbone et les nutriments présents dans le sol. Ils jouent ainsi un rôle prépondérant sur la structure du sol (Roldán et al., 1994).

L'objectif de la construction d'un Technosol est d'utiliser des déchets organiques et minéraux pour obtenir un mélange possédant de bonnes qualités physiques, de manière durable, sans avoir à ajouter régulièrement des matières organiques ou des engrais. Identifier le potentiel de stockage du carbone et des nutriments est donc important pour cette étude.

Il a été confirmé par (Montagne et al., 2015) que les micro-organismes peuvent avoir des effets directs sur l'évolution de la matière organique. En suivant ce raisonnement, ajouter beaucoup de matières organiques (Ferrerias et al., 2006; Montagne et al., 2015; Ondoño et al., 2014) serait donc bénéfique. Mais il est aussi possible que ces déchets organiques puissent être préservés à long terme (Cannavo et al., 2014).

Il existe beaucoup d'autres facteurs influençant la dynamique du carbone au travers de l'activité microbienne, comme la macrofaune et en particulier les vers de terre (Edwards and Bohlen, 1996), le type de sol (Oades, 1993), le management du sol (Hedde et al., 2013), les

racines des plantes (qui affectent les communautés microbiennes autour des racines) (Darrah, 1993; Hinsinger, 1998) ou encore le type de plantes (郝瑞军 / Rui-Jun Hao et al., 2010).

Les effets de ces multiples interactions entre les matières organiques et la présence/absence de plantes et/ou de vers de terre sur les communautés microbiennes n'ont encore jamais été étudiés. Pour aller plus loin, l'étape suivante de cette thèse sera l'étude de ces facteurs sur un Technosol pour évaluer les effets directs et indirects de la communauté microbienne sur la stabilité structurale, la minéralisation, etc... Les données ont été collectées pendant la période de la thèse, à partir du même dispositif expérimental, mais n'ont pas encore été analysées.

L'expérience présentée dans cette thèse a été réalisée en laboratoire, en utilisant des microcosmes en condition contrôlées (phytotrons), avec un sol tamisé, dans un pot, en milieu fermé et donc sans aucun drainage de l'eau, donc dans des conditions qui ne sont pas celles du milieu naturel, mais qui ont permis d'étudier le rôle des organismes sur les Technosols. Le risque de ce type d'expérience sur un système simplifié est une validité limitée ne permettant pas de généraliser et de conclure pour des situations réelles et des sols naturels.

Pour confirmer que les effets mesurés au laboratoire ne sont pas des artefacts, il faudrait notamment faire des expériences sur le terrain, en conditions climatiques réelles et donc variables, avec une recolonisation par de nombreux organismes et des pratiques de gestion réalistes. En effet, ici, le climat est un paramètre tout aussi important que les matériaux parents, tout comme la topographie et l'action du temps. Pour mieux comprendre la pédogenèse des Technosols il est indispensable d'étudier aussi ces autres facteurs et leurs interactions, ce qui pourrait être le sujet d'autres études.

Au cours de mon stage de M2, j'ai étudié les propriétés physiques et chimiques de 11 matériaux différents, ainsi que les interactions entre ces propriétés (Rokia et al., 2014). Dans

cette thèse, seulement un matériau carbonaté et un compost ont été choisis, mais les résultats de la précédente étude laissent à penser qu'il y a de fortes possibilités que des recherches basées sur d'autres matériaux (sol acide par exemple) donnent des résultats différents.

Enfin, il a été montré que l'on pouvait caractériser les propriétés hydro-structurales d'un Technosol à partir de la courbe de retrait. Mais des critiques concernant l'usage de cette méthode ont émergé car beaucoup de paramètres sont utilisés conjointement pour ajuster la courbe de retrait. Récemment, un modèle de courbe de rétention de l'eau a été proposé (Braudeau et al., 2014) qui permet de déterminer certains paramètres communs à la courbe de retrait et à la courbe de rétention de l'eau. Nos données ont été utilisées pour tester et valider cette nouvelle théorie, qui pourrait être importante pour la physique du sol, s'il s'avère possible de l'appliquer à des sols divers, y compris à des Technosols.

RÉFÉRENCES

- Aggelides, S.M., and Londra, P.A. (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresour. Technol.* 71, 253–259.
- 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, 1–12.
- AFNOR. (2005). Mesure de la stabilité d'agrégats de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion hydrique. Rep. NF X31–515. AFNOR, Paris.
- Ahern, J. (2007). Green infrastructure for cities: the spatial dimension. In. In *Cities of the Future: Towards Integrated Sustainable Water and Landscape Management*. IWA Publishing, pp. 267–283.
- Alaoui, A., Lipiec, J., and Gerke, H.H. (2011). A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil Tillage Res.* 115–116, 1–15.
- Allison (1968). Soil aggregation-some fact and fallacies as seen by a microbiologist. 136–143.
- Amador, J.A., and Görres, J.H. (2007). Microbiological characterization of the structures built by earthworms and ants in an agricultural field. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2070–2077.
- Amezketta, E. (1999). Soil aggregate stability: A review. *J. Sustain. Agric.* 14:83– 151. doi:10.1300/J064v14n02_08
- Amundson R, Richter DD, Humphreys GS, et al (2007) Coupling between biota and earth materials in the critical zone. *Elements* 3:327–332. doi: 10.2113/gselements.3.5.327
- Angers DA, Caron J (1998) Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry* 42:55–72. doi: 10.1023/A:1005944025343
- Angers, D.A., and Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. In *Plant-Induced Soil Changes: Processes and Feedbacks*, N.V. Breemen, ed. (Springer Netherlands), pp. 55–72.
- Arocena JM, van Mourik JM, Schilder MLM, Faz Cano A (2010) Initial soil development under Pioneer plant species in metal mine waste deposits. *Restor Ecol* 18:244–252. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00582.x
- Arvidsson, J. (1998). Influence of soil texture and organic matter content on bulk density, air content, compression index and crop yield in field and laboratory compression experiments. *Soil Tillage Res.* 49, 159–170.

- Assi AT, Braudeau EF, Accola JJO, et al (2014) Physics of the soil medium organization part 2: pedostructure characterization through measurement and modeling of the soil moisture characteristic curves. *Soil Process* 2:5. doi: 10.3389/fenvs.2014.00005
- Ayuke, F.O., Brussaard, L., Vanlauwe, B., Six, J., Lelei, D.K., Kibunja, C.N., and Pulleman, M.M. (2011). Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. *Appl. Soil Ecol.* 48, 53–62.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pédologie* (Editions Quae).
- Baize, D. et Girard, A. *Référentiel pédologique* (2008) (Editions Quae).
- Baize, D., Duval, O., and Richard, G. (2013). *Les sols et leurs structures: Observations à différentes échelles* (Editions Quae).
- Bardgett, R. (2005). *The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach* (OUP Oxford).
- Bardgett, R.D., and van der Putten, W.H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515, 505–511.
- Barois, I., Villemin, G., Lavelle, P., and Toutain, F. (1993). Transformation of the soil structure through *Pontoscolex corethrurus* (Oligochaeta) intestinal tract. *Geoderma* 56, 57–66.
- Bayer, J.V., and Schaumann, G.E. (2007). Development of soil water repellency in the course of isothermal drying and upon pH changes in two urban soils. *Hydrol. Process.* 21, 2266–2275.
- Beven K, Germann P (1982) Macropores and water flow in soils. *Water resources* 18:1311–1325. doi: 10.1029/WR018i005p01311
- Bever, J.D., Dickie, I.A., Facelli, E., Facelli, J.M., Klironomos, J., Moora, M., Rillig, M.C., Stock, W.D., Tibbett, M., and Zobel, M. (2010). Rooting theories of plant community ecology in microbial interactions. *Trends Ecol. Evol.* 25, 468–478.
- Bever, J.D., Westover, K.M., and Antonovics, J. (1997). Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics: The Utility of the Feedback Approach. *J. Ecol.* 85, 561–573.
- Bissonnais, and Souder (1995). Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion.
- Blanchart E, Lavelle P, Braudeau E, et al (1997) Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biol Biochem* 29:431–439. doi: 10.1016/S0038-0717(96)00042-9
- Blanchart, E., Albrecht, A., Chevallier, T., and Hartmann, C. (2004). The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of Vertisol under a *Digitaria decumbens* pasture (Martinique, WI). *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 343–355.

- Blouin M, Hodson ME, Delgado EA, et al (2013) A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur J Soil Sci* 64:161–182. doi: 10.1111/ejss.12025
- Blouin M, Lavelle P, Laffray D (2007) Drought stress in rice (*Oryza sativa* L.) is enhanced in the presence of the compacting earthworm *Millsonia anomala*. *Environ Exp Bot* 60:352–359. doi: 10.1016/j.envexpbot.2006.12.017
- Boivin, P., Brunet, D, (Prénom), and Gascuel-Oudou, C (1990). Densité apparente d'échantillon de sol: méthode de la poche plastique. *Bulletin du Groupe Français d'Humidimétrie Neutronique et des Techniques Associés*, 28, 59–71.
- Boivin, P., Garnier, P., and Tessier, D. (2004). Relationship between Clay Content, Clay Type, and Shrinkage Properties of Soil Samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1145.
- Boivin, P., Garnier, P., and Vauclin, M. (2006). Modeling the soil shrinkage and water retention curves with the same equations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1082.
- Boivin, P., Schäffer, B., Temgoua, E., Gratier, M., and Steinman, G. (2006). Assessment of soil compaction using soil shrinkage modelling: Experimental data and perspectives. *Soil Tillage Res.* 88, 65–79.
- Boivin, P., Schäffer, B., and Sturny, W. (2009). Quantifying the relationship between soil organic carbon and soil physical properties using shrinkage modelling. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 265–275.
- Boix-Fayos, C., A. Calvo-cases, and A.C. Imeson. (2001). Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44:47– 67. doi:10.1016/S0341-8162(00)00176-4
- Boyer, S., and Wratten, S.D. (2010). The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – A review. *Basic Appl. Ecol.* 11, 196–203.
- Braudeau E, Costantini JM, Bellier G, Colleuille H (1999) New device and method for soil shrinkage curve measurement and characterization. *Soil Sci Soc Am J* 63:525. doi: 10.2136/sssaj1999.03615995006300030015x
- Braudeau, E., Mtimet A., Loukil A., Zidi C., Derouiche C., Decluseau, D, Jelassi M., Hachicha M. (2001) Un système d'information pédologique : le SIRS-sols du périmètre irrigué de Cebala-Borj-Touil (Basse vallée de la Majerda). *Sols de Tunisie* (No spécial), 137 p. ISSN 0330-2059.
- Braudeau E, Frangi JP, Mohtar RH. (2004) Characterizing nonrigid aggregated soil-water medium using its shrinkage curve. *Soil Sci Soc Am J* 68:359–370.
- Braudeau, E., Sene, M., and Mohtar, R.H. (2005). Hydrostructural characteristics of two African tropical soils. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 375–388.

- Braudeau, E., and Mohtar, R.H. (2009). Modeling the soil system: Bridging the gap between pedology and soil–water physics. *Glob. Planet. Change* 67, 51–61.
- Braudeau, E., Assi, A.T., Boukcim, H., and Mohtar, R. (2014). Physics of the soil medium organization part 1: thermodynamic formulation of the pedostructure water retention and shrinkage curves. *Soil Process.* 2, 4.
- Braudeau, E., Hovhannissian, G., Assi, A.T., and Mohtar, R.H. (2014). Soil water thermodynamic to unify water retention curve by pressure plates and tensiometer. *Hydrosphere* 2, 30.
- Bronick, C.J., and Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22.
- Bruand, A., Cousin, I., Nicoullaud, B., Duval, O., and Bégon, J.C. (1996). Backscattered Electron Scanning Images of Soil Porosity for Analyzing Soil Compaction around Roots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 895.
- Buck, C., Langmaack, M., and Schrader, S. (1999). Nutrient content of earthworm casts influenced by different mulch types. *Eur. J. Soil Biol.* 35, 23–30.
- Bugnon P (1912). Un groupe d'anomalies présentées par *Lolium perenne* et *L. Italicum*. 19–27.
- Bullock, P., and Gregory, P.J. (1991). Soils: A Neglected Resource in Urban Areas. In *Soils in the Urban Environment*, P. Bullock, and P.J. Gregory, eds. (Blackwell Publishing Ltd.), pp. 1–4.
- Byers JE, Cuddington K, Jones CG, et al (2006) Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends Ecol Evol* 21:493–500. doi: 10.1016/j.tree.2006.06.002
- Calvet, R. (2003). *Le sol: propriétés et fonctions* (France Agricole Editions).
- Cannavo, P., Vidal-Beaudet, L., and Grosbellet, C. (2014). Prediction of long-term sustainability of constructed urban soil: impact of high amounts of organic matter on soil physical properties and water transfer. *Soil Use Manag.* 30, 272–284.
- Capowiez, Y., Bottinelli, N., Sammartino, S., Michel, E., and Jouquet, P. (2015). Morphological and functional characterisation of the burrow systems of six earthworm species (Lumbricidae). *Biol. Fertil. Soils* 51, 869–877.
- 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, 109–120.
- Capra, G.F., Ganga, A., Grilli, E., Vacca, S., and Buondonno, A. (2015). A review on anthropogenic soils from a worldwide perspective. *J. Soils Sediments* 15, 1602–1618.

- Caravaca, F., Garcia, C., Hernández, M.T., and Roldán, A. (2002). Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Appl. Soil Ecol.* 19, 199–208.
- Carlson, W.D. (2006). Three-dimensional imaging of earth and planetary materials. *Earth Planet. Sci. Lett.* 249, 133–147.
- Caron J, Espindola CR, Angers DA (1996) Soil structural stability during Rapid Wetting: Influence of land use on some aggregate Properties. *Soil Sci Soc Am J* 60:901. doi: 10.2136/sssaj1996.03615995006000030032x
- Carson MA, Kirkby MJ (1972) Hillslope form and process. New York
- Charman PEV, Murphy BW, Soil conservation service of New South Wales (2000) *Soils : their properties and management / editors, P.E.V. Charman, B.W. Murphy.* Oxford University Press, Melbourne ; Oxford
- Cheshire, M.V. (1979). *Nature and Origin of Carbohydrates in Soils.* 216pp.
- Coleman, D.C. (1985). Through a ped darkly: an ecological assessment of root-soil-microbial-faunal interactions. *Spec. Publ. Br. Ecol. Soc.* 1–21.
- Coleman, D.C. (2008). From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biol. Biochem.* 40, 271–289.
- 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, 2053–2062.
- Coulis, M., Bernard, L., Gérard, F., Hinsinger, P., Plassard, C., Villeneuve, M., and Blanchart, E. (2014). Endogeic earthworms modify soil phosphorus, plant growth and interactions in a legume–cereal intercrop. *Plant Soil* 379, 149–160.
- Craul, P.J. 1999. *Urban Soils: Applications and practices* .John Wiley & Sons.
- Cresswell, H., and Kirkegaard, J. (1995). Subsoil amelioration by plant-roots - the process and the evidence. *Aust. J. Soil Res.* 33, 221.
- Curry, J.P., and Schmidt, O. (2007). The feeding ecology of earthworms – A review. *Pedobiologia* 50, 463–477.
- Dacey, J.W.H., and Howes, B.L. (1984). Water Uptake by Roots Controls Water Table Movement and Sediment Oxidation in Short *Spartina* Marsh. *Science* 224, 487–489.
- Darrah, P.R. (1993). The rhizosphere and plant nutrition: a quantitative approach. *Plant Soil* 155-156, 1–20.

- Deeb M, Grimaldi M, Lerch T Z, Pando A, Podwojewski P, Blouin M. (2015). Effect of organic content on the water retention and shrinkage properties of Constructed Technosols. *Pedosphere*.
- De Kimpe, C.R., and Morel, J.L. (2000). Urban soil management: A growing concern. *Soil Sci.* 165, 31–40.
- Dick, W.A., and Tabatabai, M.A. (1992). Significance and potential uses of soil enzymes. 95–127.
- Diehl, D., and Schaumann, G.E. (2007). The nature of wetting on urban soil samples: wetting kinetics and evaporation assessed from sessile drop shape. *Hydrol. Process.* 21, 2255–2265.
- Donald Hagan, C.D. (2011). *Urban Soils in Gainesville, Florida and Their Implications for Environmental Quality and Management*.
- Dorioz JM, Robert M, Chenu C (1993) The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma* 56:179–194. doi: 10.1016/0016-7061(93)90109-X
- Dray, S, Dufour, A.B (2007) The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22(4): 1–20.
- Edgeworth, M. (2014). The relationship between archaeological stratigraphy and artificial ground and its significance in the Anthropocene. *Geol. Soc. Lond. Spec. Publ.* 395, 91–108.
- 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, 73–84.
- Edwards, C.A., and Bohlen, P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms* (Springer Science & Business Media).
- Edwards CA (2004) *Earthworm ecology*. United States of America Edwards, A.P., and Bremner, J.M. (1967). Microaggregates in Soils¹. *J. Soil Sci.* 18, 64–73.
- Eisenhauer N, Partsch S, Parkinson D, Scheu S (2007) Invasion of a deciduous forest by earthworms: Changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biol Biochem* 39:1099–1110. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.12.019.
- Encyclopedia of Ecology (2008), Five-Volume Set: Online version (Elsevier).
- Emerson, W. (1995). Water-retention, organic-C and soil texture. *Soil Res.* 33, 241–251.
- Emerson, W.W. (1962). The Swelling of Ca-Montmorillonite Due to Water Absorption. *J. Soil Sci.* 13, 31–39.

- Epstein, E., Taylor, J.M., and Chancy, R.L. (1976). Effects of Sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *J. Environ. Qual.* 5, 422.
- Ferreras, L., Gomez, E., Toresani, S., Firpo, I., and Rotondo, R. (2006). Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresour. Technol.* 97, 635–640.
- Fonte, S.J., Carolina Quintero, D., Velasquez, E., and Lavelle, P. (2012). Interactive effects of plants and earthworms on the physical stabilization of soil organic matter in aggregates. *Plant Soil* 359, 205–214.
- Ford, J.R., Price, S.J., Cooper, A.H., and Waters, C.N. (2014). An assessment of lithostratigraphy for anthropogenic deposits. *Geol. Soc. Lond. Spec. Publ.* 395, 55–89.
- Gebhardt, S., Fleige, H., and Horn, R. (2010). Shrinkage processes of a drained riparian peatland with subsidence morphology. *J. Soils Sediments* 10, 484–493.
- George G Brown, I.B. (2000). Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *Eur. J. Soil Biol.* 36, 177–198.
- Gerke, H., and Kuchenbuch, R. (2007). Root effects on soil water and hydraulic properties. *Biologia (Bratisl.)* 62.
- Gibbard, P.L., and Walker, M.J.C. (2014). The term “Anthropocene” in the context of formal geological classification. *Geol. Soc. Lond. Spec. Publ.* 395, 29–37.
- Gilbert, O. (2012). *The Ecology of Urban Habitats* (Springer Science & Business Media).
- Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.C., Berthelin, J., and Moral, J.L. (2005). Les sols en milieu urbain. In *Sol et Environnement*.
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., and Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 175.
- Glasstetter, M. (2012). Earthworm diversity in urban habitats of Basel (Northwestern Switzerland). *Zool. Middle East* 58, 95–102.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., and Matthey, W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols* (PPUR Presses polytechniques).
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., and Toulmin, C. (2010). Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812–818.
- Grimaldi, M., Schroth, G., Teixeira, W.G., and Huwe, B. (2002). Soil structure. 191–208.

Groenevelt, P.H., and Grant, C.D. (2001). Re-evaluation of the structural properties of some British swelling soils. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 469–477.

Grosbellet, C. (2008). Evolution et effet sur la structuration du sol de la matière organique apporté en grande quantité. Thèse, Université d'Angers.

Guimarães Santos, G., Medrado da Silva, E., Leandro Marchão, R., Marques da Silveira, P., Bruand, A., James, F., and Becquer, T. (2011). Analysis of physical quality of soil using the water retention curve: Validity of the S-index. *Comptes Rendus Geosci.* 343, 295–301.

Haines WB (1923) The volume-changes associated with variations of water content in soil. *J Agric Sci* 13:296–310. doi: 10.1017/S0021859600003580

Hallett, P.D., Gordon, D.C., and Bengough, A.G. (2003). Plant influence on rhizosphere hydraulic properties: direct measurements using a miniaturized infiltrometer. *New Phytol.* 157, 597–603.

Hannaway, D.B., Fransen, S., Cropper, J.B., Teel, M., Chaney, M., Griggs, T.D., Halse, R.R., Hart, J.M. (John M., Cheeke, P.R., Hansen, D.E. (Donald E.), et al. (1999). Perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) ([Corvallis, Or.] : Oregon State University Extension Service ; [Pullman, Wash.] : Washington State University Cooperative Extension ; [Moscow, Idaho] : University of Idaho Cooperative Extension Service).

Hedde, M., Bureau, F., Delporte, P., Cécillon, L., and Decaëns, T. (2013). The effects of earthworm species on soil behaviour depend on land use. *Soil Biol. Biochem.* 65, 264–273.

Hinsinger, P. (1998). How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Adv. Agron.* VOL 64 64, 225–265.

Huberty, C.J., and Olejnik, S. (2006). *Applied MANOVA and Discriminant Analysis*. John Wiley & Sons.

Hudson, B.D. (1994). Soil organic matter and available water capacity. *J. Soil Water Conserv.* 49, 189–194.

Huot, H., Simonnot, M.-O., Marion, P., Yvon, J., Donato, P.D., and Morel, J.-L. (2013). Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *J. Soils Sediments* 13, 555–568.

Innes L, Hobbs PJ, Bardgett RD (2004) The impacts of individual plant species on rhizosphere microbial communities in soils of different fertility. *Biol Fertil Soils* 40:7–13. doi: 10.1007/s00374-004-0748-0

Isbell, R.F. (2002). *The Australian Soil Classification* (Csiro Publishing).

IUSS Working Group WRB. (2014). World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome.

Jackson, L.E., Calderon, F.J., Steenwerth, K.L., Scow, K.M., and Rolston, D.E. (2003). Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. *Geoderma* 114, 305–317.

Jangorzo NS, Watteau F, Hajos D, Schwartz C (2014) Nondestructive monitoring of the effect of biological activity on the pedogenesis of a Technosol. *J Soils Sediments* 1–11. doi: 10.1007/s11368-014-1008-z

Jangorzo NS, Watteau F, Schwartz C (2013) Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma* 207–208:180–192. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.05.016

Jangorzo, N.S., Watteau, F., and Schwartz, C. (2013). Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma* 207–208, 180–192.

Jari Oksanen, F, Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, et al (2013) *vegan: Community ecology package*.

Jari Oksanen, F, Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O’Hara, Gavin L, Simpson, Peter Solymos, M. Henry H.Stevens, et al. (2013). *vegan: Community Ecology Package*.

Jastrow JD, Miller RM, Lussenhop J (1998) Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biol Biochem* 30:905–916. doi: 10.1016/S0038-0717(97)00207-1

Jégou, D., Cluzeau, D., Wolf, H.J., Gandon, Y., and Tréhen, P. (1997). Assessment of the burrow system of *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea giardi*, and *Aporrectodea caliginosa* using X-ray computed tomography. *Biol. Fertil. Soils* 26, 116–121.

Jégou, D., Schrader, S., Diestel, H., and Cluzeau, D. (2001). Morphological, physical and biochemical characteristics of burrow walls formed by earthworms. *Appl. Soil Ecol.* 17, 165–174.

Jenny, H. (1941). *Factors of Soil Formation. A System of Quantitative Pedology*. (New York, London: McGraw- Hill Book Company).

Jolivet, C., D. Arrouays, L. Boulonne, C. Ratié, and N. Saby. (2006). Le Réseau de Mesures de La Qualité Des Sols de France (RMQS). *État D’avancement et Premiers Résultats. Étude et Gestion Des Sols* 13(3): 149–164.

Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Ecosystem Management*. Springer New York, pp 130–147

Kechavarzi, C., Dawson, Q., and Leeds-Harrison, P.B. (2010). Physical properties of low-lying agricultural peat soils in England. *Geoderma* 154, 196–202.

- Kelling, K.A., Peterson, A.E., and Walsh, L.M. (1977). Effect of waste water sludge on soil moisture relationships and surface runoff. *J. Water Pollut. Control Fed.* 49, 1698–1703.
- Ketterings, Q.M., Blair, J.M., and Marinissen, J.C.Y. (1997). Effects of earthworms on soil aggregate stability and carbon and nitrogen storage in a legume cover crop agroecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 29, 401–408.
- Kohler-Milleret, R., Le Bayon, R.-C., Chenu, C., Gobat, J.-M., and Boivin, P. (2013). Impact of two root systems, earthworms and mycorrhizae on the physical properties of an unstable silt loam Luvisol and plant production. *Plant Soil* 370, 251–265.
- Kong, A.Y.Y., and Six, J. (2010). Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 1201.
- Kuikman, P.J., Jansen, A.G., Veen, J.A. van, and Zehnder, A.J.B. (1990). Protozoan predation and the turnover of soil organic carbon and nitrogen in the presence of plants. *Biol. Fertil. Soils* 10, 22–28.
- Kumar, S., Malik, R., and Dahiya, I. (1985). Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Soil Res.* 23, 131–136.
- Lambers, H., Mougel, C., Jaillard, B., and Hinsinger, P. (2009). Plant-microbe-soil interactions in the rhizosphere: an evolutionary perspective. *Plant Soil* 321, 83–115.
- Lauritzen C (1948) Apparent specific volume and shrinkage characteristics of soil materials. *Soil Sci Febr* 1948 65:155–180.
- Lavelle P, Spain A (2001) *Soil ecology*. Dordrecht, Boston, London
- Lavelle, P. (1988). Earthworm activities and the soil system. *Biol. Fertil. Soils* 6, 237–251.
- Lavelle, P., and Spain, A. (2001). *Soil Ecology* (Springer Science & Business Media). 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 Sci.* 159–193.
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 425–437.
- Lee, K.E. (1985). *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. 411 pp.
- Lehmann, A., and Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J. Soils Sediments* 7, 247–260.
- Leong, E.C., and Wijaya, M. (2015). Universal soil shrinkage curve equation. *Geoderma* 237–238, 78–87.

- Lombard, N., Prestat, E., van Elsas, J.D., and Simonet, P. (2011). Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics. *FEMS Microbiol. Ecol.* 78, 31–49.
- Mallory JJ, Mohtar RH, Heathman GC, et al (2011) Evaluating the effect of tillage on soil structural properties using the pedostructure concept. *Geoderma* 163:141–149. doi: 10.1016/j.geoderma.2011.01.018
- Marié X, and Rossignol J.P (1997). Les “Anthroposols reconstitués ” pour les espace verts. *Int. ISHS Symp. “la santé de l’arbre urbain.”* (Paris. Acta Horticulture), pp. 361–368.
- Marinari S, Masciandaro G, Ceccanti B, Grego S (2000) Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresour Technol* 72:9–17. doi: 10.1016/S0960-8524(99)00094-2
- Martin, J.P., Martin, W.P., Page, J.B., Raney, W.A., De Ment, J.D., (1955). Soil aggregation. *Adv. Agron.* 7, 1–37.
- Materechera, S.A., Dexter, A.R., and Alston, A.M. (1992). Formation of aggregates by plant roots in homogenised soils. *Plant Soil* 142, 69–79.
- Materechera, S.A., Kirby, J.M., Alston, A.M., and Dexter, A.R. (1994). Modification of soil aggregation by watering regime and roots growing through beds of large aggregates. *Plant Soil* 160, 57–66.
- Mathan, K.K. (1994). Studies on the influence of long-term municipal sewage-effluent irrigation on soil physical properties. *Bioresour. Technol.* 48, 275–276.
- McCoy EL (1998) Sand and organic amendment influences on soil physical properties related to turf establishment. *Agron J* 90:411. doi: 10.2134/agronj1998.00021962009000030016x
- Mikola, J., R. D, Bardgett, and K. Hedlund (2002). Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food web. In *Biodiversity and Ecosystem Functioning, Synthesis and Perspectives*, (Oxford University Press, New York), pp. 169–180.
- Milleret, R., Le Bayon, R.-C., and Gobat, J.-M. (2009). Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant Soil* 316, 1–12.
- Molineux CJ, Fentiman CH, Gange AC (2009) Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecol Eng* 35:1507–1513. doi: 10.1016/j.ecoleng.2009.06.010
- Monroe CD, Kladviko EJ (1987) Aggregate stability of a silt loam soil as affected by roots of corn, soybeans and wheat. *Commun Soil Sci Plant Anal* 18:1077–1087. doi: 10.1080/00103628709367884

- Monserie M-F, Watteau F, Villemin G, et al (2009) Technosol genesis: identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *J Soils Sediments* 9:537–546. doi: 10.1007/s11368-009-0084-y
- Monserie, M.-F., Watteau, F., Villemin, G., Ouvrard, S., and Morel, J.-L. (2009). Technosol genesis: identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *J. Soils Sediments* 9, 537–546.
- Montagne, V., Charpentier, S., Cannavo, P., Capioux, H., Grosbellet, C., and Lebeau, T. (2015). Structure and activity of spontaneous fungal communities in organic substrates used for soilless crops. *Sci. Hortic.* 192, 148–157.
- Morales, P.K., Yunusa, I.A.M., Lugg, G., Li, Z., Gribben, P., and Eamus, D. (2013). Belowground eco-restoration of a suburban waste-storage landscape: Earthworm dynamics in grassland and in a succession of woody vegetation covers. *Landsc. Urban Plan.* 120, 16–24.
- Morel JL, Chenu C, Lorenz K (2014) Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J Soils Sediments* 1–8. doi: 10.1007/s11368-014-0926-0
- Nachtergaele, F. (2001). Soil taxonomy—a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys: Second edition, by Soil Survey Staff, 1999, USDA–NRCS, Agriculture Handbook number 436, Hardbound. *Geoderma* 99, 336–337.
- Nguyen, C. (2003). Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agron. Sustain. Dev.* 23, 22.
- Oades, J., and Waters, A. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Soil Res.* 29, 815–828.
- Oades, J.M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56, 377–400.
- Odling-Smee FJ, Laland KN, Feldman MW (1996) *Niche construction*. New Jersey
- Olszewski MW, Holmes MH, Young CA (2010) Assessment of Physical Properties and Stonecrop growth in green roof substrates amended with compost and hydrogel. *HortTechnology* 20:438–444.
- Ondoño, S., Bastida, F., and Moreno, J.L. (2014). Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as Technosols or as a basis in Green Roof Systems. *Ecol. Eng.* 70, 189–199.
- Paradelo R, Barral M t. (2013) Influence of organic matter and texture on the compactability of Technosols. *Catena* 110:95–99. doi: 10.1016/j.catena.2013.05.012
- Pateiro-Moure, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., and Simal-Gándara, J. (2009). Quaternary herbicides retention by the

amendment of acid soils with a bentonite-based waste from wineries. *J. Hazard. Mater.* 164, 769–775.

Paton TR (1978) *The formation of soil material*. London

Paul, E.A. (2006). *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (Academic Press).

Peng, X., and Horn, R. (2005). Modeling soil shrinkage curve across a wide range of soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 584.

Peng, X., and Horn, R. (2007). Anisotropic shrinkage and swelling of some organic and inorganic soils. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 98–107.

Peng, X., Horn, R., and Smucker, A. (2007). Pore shrinkage dependency of inorganic and organic soils on wetting and drying cycles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1095

Peng, X., and Horn, R. (2013). Identifying six types of soil shrinkage curves from a large set of experimental data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 372..

Pey, B. (2010). *Contribution de la faune du sol au fonctionnement et à l'évolution des Technosols*. Thèse de doctorat. RP2E - Ecole Doctorale Sciences et Ingénierie des Ressources, Procédés, Produits, Environnement.

Pey, B., Cortet, J., Watteau, F., Cheynier, K., and Schwartz, C. (2013). Structure of earthworm burrows related to organic matter of a constructed Technosol. *Geoderma* 202, 103–111.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E., Kaushal, S.S., Marshall, V., McGrath, B.P., Nilon, C.H., et al. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *J. Environ. Manage.* 92, 331–362.

R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing* (Vienna, Austria).

Rakodi, C., and Lloyd-Jones, T. (2014). *Urban Livelihoods: A People-centred Approach to Reducing Poverty* (Earthscan).

Rasse, D.P., Smucker, A.J.M., and Santos, D. (2000). Alfalfa Root and Shoot Mulching Effects on Soil Hydraulic Properties and Aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 725.

Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Tillage Res.* 43, 131–167.

Reid JB, Goss MJ (1982) Interactions between soil drying due to plant water use and decreases in aggregate stability caused by maize roots. *J Soil Sci* 33:47–53. doi: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01746.x

Richards, L.A. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention : *Soil Science*.

- Rillig MC, Wright SF, Eviner VT (2002) The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant Soil* 238:325–333. doi: 10.1023/A:1014483303813
- Rillig, M.C., Aguilar-Trigueros, C.A., Bergmann, J., Verbruggen, E., Veresoglou, S.D., and Lehmann, A. (2014). Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. *New Phytol.* n/a – n/a.
- Ritz, K. (2011). *The Architecture and Biology of Soils: Life in Inner Space* (CABI).
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O., and Vidal-Beaudet, L. (2014). Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Manag.*
- Roldán, A., García-Orenes, F., and Lax, A. (1994). An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1699–1707.
- Rowe, D.B., Monterusso, M.A., and Rugh, C.L. (2006). Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology* 16, 471–477.
- Savin, M.C., Görres, J.H., and Amador, J.A. (2004). Microbial and Microfaunal Community Dynamics in Artificial and (L.) Burrows. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 116.
- Scharenbroch, B.C., Lloyd, J.E., and Johnson-Maynard, J.L. (2005). Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia* 49, 283–296.
- Schaumann, G.E. (2005). Matrix relaxation and change of water state during hydration of peat. *Colloids Surf. Physicochem. Eng. Asp.* 265, 163–170.
- Scheu S (2003) Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia* 47:846–856. doi: 10.1078/0031-4056-00270
- Schrader S, Zhang H (1997) Earthworm casting: Stabilization or destabilization of soil structure? *Soil Biol Biochem* 29:469–475. doi: 10.1016/S0038-0717(96)00103-4
- Schwartz, C. (2012). *Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive.* Vertigo - Rev. Électronique En Sci. Environ.
- Scullion, J., and Malik, A. (2000). Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Biol. Biochem.* 32, 119–126.
- Séré, G. (2007). *Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol*, Thèse.

- Séré, G., Ouvrard, S., Magnenet, V., Pey, B., Morel, J.L., and Schwartz, C. (2012). Predictability of the Evolution of the Soil Structure using Water Flow Modeling for a Constructed Technosol. *Vadose Zone J.* 11, 0.
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.-C., Watteau, F., Villemin, G., and Morel, J.L. (2010). Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J. Soils Sediments* 10, 1246–1254.
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., and Morel, J.L. (2008). Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *J. Soils Sediments* 8, 130–136.
- Shaykewich, C.F., and Zwarich, M.A. (1968). Relationships between soil physical constants and soil physical components of some manitoba soils. *Can. J. Soil Sci.* 48, 199–204.
- Shipitalo M, Butt K (1999) Occupancy and geometrical properties of *Lumbricus terrestris* L-burrows affecting infiltration. *PEDOBIOLOGIA* 43:782–794.
- Shipitalo, M.J., and Protz, R. (1989). Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma* 45, 357–374.
- Six, J., Elliott, E.T., and Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099–2103.
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze, and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.* 79:7–31. doi:10.1016/j.still.2004.03.008
- Smith, S.E., and Read, D.J. (2010). *Mycorrhizal Symbiosis* (Academic Press).
- Soane, B.D. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil Tillage Res.* 16, 179–201.
- Staddon, P.L., Ostle, N., and Fitter, A.H. (2003). Earthworm extraction by electroshocking does not affect canopy CO₂ exchange, root respiration, mycorrhizal fungal abundance or mycorrhizal fungal vitality. *Soil Biol. Biochem.* 35, 421–426.
- Stengel, P., and Gelin, S. (1998). *Sol: interface fragile* (Editions Quae).
- Stroganova M, and Prokoieva T (2000). Urban soil, concept, definition, classification. First international conference on soil of urban, industrial, traffic and mining areas 2000 235-239.
- Taylor, R.S. (1984). *Grass: Its production and utilisation*: Holmes, W. (Ed.). Published for the British Grassland Society by Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1980 (reprinted 1983). Price: [pound sign]9[middle dot]50. *Agric. Syst.* 13, 124–142.

- Tejada M, Gonzalez JL (2003) Effects of the application of compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *Eur J Agron* 19:357–368. doi: 10.1016/S1161-0301(02)00089-8
- Tessier, D. 1990. Behaviour and microstructure of clay minerals. In *soil colloids and their associations in aggregates*, M.F.D. Boodt, M.H.B. Hayes, A. Herbillon, E.B.A.D. Strooper, and J.J. Tuck, eds. (Springer US), pp. 387–415.
- Tisdall, J.M., and Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141–163.
- Torsvik, V., and Øvreås, L. (2002). Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.* 5, 240–245.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., and Gil-Sotres, F. (2008). Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2146–2155.
- Van der Putten, W.H., Vet, L.E.M., Harvey, J.A., and Wäckers, F.L. (2001). Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. *Trends Ecol. Evol.* 16, 547–554.
- van Genuchten, M.T. (1980). A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils¹. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892.
- Van Groenigen JW, Lubbers IM, Vos HMJ, et al (2014) Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Sci Rep.* doi: 10.1038/srep06365
- 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, 75–87.
- Venables, W.N., and Ripley, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S* (New York: Springer).
- Vetterlein, D., and Hüttl, R.F. (1999). Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant Soil* 213, 1–10.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., and Melillo, J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Wardle, D.A. (2002). *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components* (Princeton University Press).
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., Putten, W.H. van der, and Wall, D.H. (2004). Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304, 1629–1633.

Wilkinson MT, Humphreys GS (2005) Exploring pedogenesis via nuclide-based soil production rates and OSL-based bioturbation rates. *Soil Res* 43:767–779.

Wilkinson MT, Richards PJ, Humphreys GS (2009) Breaking ground: Pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. *Earth-Sci Rev* 97:257–272. doi: 10.1016/j.earscirev.2009.09.005

WRB (2014) World reference base for soil resources.

Young, I.M., and Crawford, J.W. (2004). Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. *Science* 304, 1634–1637.

Young, I.M., Blanchart, E., Chenu, C., Dangerfield, M., Fragoso, C., Grimaldi, M., Ingram, J., and Monrozier, L.J. (1998). The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Glob. Change Biol.* 4, 703–712.

Zalasiewicz, J., M., Williams, A.S., T. L. Barry, A. L. Coe, and P. R. Bown, P. Brechley, D. Cantrill, A. Gale, P. Gibbard, F. J. Gregory, M. W. Hounslow, A. C. Kerr, P. Pearson, R. Knox, J. R. Powell, C. Waters, J. K. Marshall, M. Oates, P. Rawson, and P. Stone (2008). Are we now living in the Anthropocene.

Zalasiewicz, J., Williams, M., and Waters, C.N. (2014). Can an Anthropocene Series be defined and recognized? *Geol. Soc. Lond. Spec. Publ.* 395, SP395.16.

Zhang, H. 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil Tillage Res.* 31, 263–275.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., and Swinton, S.M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260.

郝瑞军 / Rui-Jun Hao, 方海兰 / Hai-Lan Fang, 沈烈英 / Lie-Ying Shen, and 车玉萍 / Yu-Ping Che (2010). 上海典型植物群落土壤有机碳矿化特征 / Soil Organic Carbon Mineralization with Urban Plant Communities in Shanghai. *浙江林学院学报 J. Zhejiang For. Coll.* 664.

Valorisation de ce mémoire dans des réunions scientifiques

DEEB M., GRIMALDI M., LERCH T.Z., PANDO A., PODWOJEWSKI P., BLOUIN M., Influence de la teneur en matière organique sur les propriétés de rétention d'eau et de retrait des Technosols Construits. 30 jun. - 4 jul. 2014 Bourget du lac, 12ème journées JES, (Poster).

DEEB M., GRIMALDI M., LERCH T.Z., PANDO A., GIGON A., BLOUIN M., Effets des racines, des vers de terre et du compost sur les propriétés physiques des Technosols. 25-26 nov. 2014 Angers, Les 39èmes Journées Scientifiques du GFHN (oral).

DEEB M., PUGA-FREITAS R., PANDO A., MEDINA F., SIRUGUET E., BLOUIN M., LERCH T.Z., Effect of the earthworm *Aporrectodea caliginosa* and the plant *Lolium perenne* on microbial communities of a Technosol. 2-5 dec. 2014, Dijon, GSBI (Poster).

DEEB M., GRIMALDI M., LERCH T.Z., PANDO A., GIGON A., BLOUIN M., Impact of plants, earthworms and organic matter on hydrostructural properties of Constructed Technosols. 20-26 sep. 2015 Mexico, SUITMA (oral).

Influence des plantes, des vers de terre et de la matière organique sur la structure de Technosols construits

Pour répondre à la demande sociétale et aux contraintes environnementales, la création de Technosols à partir de déchets organiques et minéraux est une alternative à l'importation de sols agricoles fertiles au profit des espaces urbanisés. Si le rôle de la matière organique (MO) et des organismes est reconnu sur la fertilité des sols naturels, il reste peu connu en ce qui concerne les Technosols. Ce travail de thèse s'intéresse en particulier à l'influence du taux de MO et des interactions avec les vers de terre et les plantes sur les propriétés physiques et hydriques des Technosols construits.

Les matériaux utilisés pour construire nos Technosols sont le compost de déchets verts et des remblais d'horizons profonds excavés. Dans une première expérience, nous avons testé l'influence du taux de MO sur les propriétés hydrostructurales des Technosols, en réalisant 6 mélanges contenant des proportions volumiques croissantes de compost (de 0 à 50 %). Les courbes de retrait et de rétention montrent que les propriétés hydrostructurales des Technosols sont similaires à celles de sols naturels et proches de celles de sols argileux, alors que nos Technosols n'en contiennent qu'une très faible quantité (2 %). L'augmentation de la quantité de matière organique s'accompagne d'effets positifs sur la micro et la macro porosité, ainsi que sur l'eau disponible pour les plantes.

Dans un deuxième temps, ces différents mélanges ont été incubés en chambre de culture avec ou sans vers de terre (*Aporrectodea caliginosa*) et avec ou sans plantes (*Lolium perenne*). Après 5 mois d'expérience, nous avons mesurés les propriétés hydrostructurales, l'agrégation, et la distribution du carbone dans chaque fraction. La présence de plantes et/ou vers explique 19 % de la variance des propriétés hydrostructurales du sol, et la dose de compost influe à 14 %. L'interaction entre organismes et compost explique davantage la variance (40 %) que les effets de ces facteurs isolés. Le compost et les plantes jouent un rôle positif sur l'eau disponible en agissant à la fois sur la macroporosité et sur la microporosité, alors que les vers jouent un rôle positif uniquement sur cette dernière. Par ailleurs, la proportion d'agrégats > 3 mm est plus importante dans les traitements sans organisme (témoin) et avec des vers de terre, tandis que la proportion d'agrégats < 3 mm est plus importante en présence de plantes, indépendamment de la présence de vers de terre. Les organismes ont un effet plus fort sur la stabilité structurale (77 %) que le compost (4 %). Tous ont un effet positif sur la quantité de C_{org} dans les différentes fractions d'agrégats. Enfin, la minéralisation du C_{org} augmente en présence de vers ou de compost, mais diminue en présence de plantes.

Nos résultats démontrent l'intérêt de valoriser des matériaux urbains tels que les horizons profonds excavés et le compost de déchets verts pour construire des Technosols. Une synthèse des résultats nous permet de conseiller une teneur volumique en compost comprise entre 20 et 30 % pour obtenir des propriétés structurales intéressantes, sans trop alourdir le coût induit par le compost et maximiser les volumes d'horizons excavés ainsi utilisés. Constatant l'effet positif des vers de terre, des plantes et des interactions plantes-vers de terre sur la porosité, la stabilité structurale et le stockage de carbone, il semble opportun de favoriser la présence des organismes.

Mots-clés : Technosol, plante, ver de terre, matière organique, structure du sol, courbe de retrait, courbe de rétention, stabilité structurale

The effect of earthworms, plants and organic matters on structure of Constructed Technosols

Constructed Technosols are mixtures of technogenic materials used to create a new soil dedicated to growing plants. Constructed Technosols provide an opportunity to recycle and optimally use urban waste, and are an alternative to the use of agricultural soils for producing urban soils.

This work is assessing in particular the influence of the OM levels and interactions with earthworms and plants on the physical properties of Constructed Technosols.

The materials used to build our Technosols are compost and excavated deep horizons. In a first experiment, we tested the influence of OM rates on hydrostructural properties of Technosols, realizing 6 mixtures of increasing volume proportions of compost (0 to 50%). The shrinkage and retention curves show that the hydrostructural properties of Technosols are similar to those of natural soils. Increasing the amount of organic material is accompanied with a positive effect on micro and macro porosity, as well as on the water available for plants.

Secondly, these mixtures were incubated in a growth chamber with or without earthworms (*Aporrectodea caliginosa*) and with or without plants (*Lolium perenne*). After 5 month of experiment, we measured hydrostructural properties, aggregation, and distribution of carbon in each fraction. The presence of plants and / or earthworms explains 19% of the variance of hydrostructural properties of the soil, and compost dose affects 14%. The interaction between organisms and compost further explains the variance (40%) than the effects of these individual factors. Compost and plants play a positive role in the available water by acting on both macroporosity and microporosity, while earthworms play a positive role only on the latter. Furthermore, the proportion of aggregates >3 mm is more important in the treatments control and earthworms, while the proportion of aggregates <3 mm is greater in the presence of plants, regardless of the presence of earthworms. Organisms have a stronger effect on the structural stability (77%) than compost (4%). All have a positive effect on the amount of C_{org} in the different fractions of aggregates. Finally, mineralization of C_{org} increases in the presence of worms or compost, but decreases in the presence of plants.

Our results demonstrate the interest of enhancing urban materials such as excavated deep horizons and compost to build Technosols. A summary of the results allows us to recommend a volume content of compost between 20 and 30% for a good structure, without increasing much the cost induced by compost. Noting the positive effect of earthworms, plants and earthworms/plants interactions on porosity, structural stability and carbon storage, it seems appropriate to favor their presence or plan their introduction as soon as possible.

Keywords: Technosol, plant, earthworm, organic matter, soil structure, shrinkage curve, retention curve, structural stability