Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthroposols fertiles

Gaëtan Fourvel

▶ **To cite this version:**

Gaëtan Fourvel. Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthroposols fertiles. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2018. Français. NNT : 2018NSARD084 . tel-02136422

HAL Id: tel-02136422

https://theses.hal.science/tel-02136422

Submitted on 22 May 2019

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

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

UNIVERSITE
BRETAGNE
LOIRE

AGRO
CAMPUS
OUEST

Gaëtan FOURVEL • 12 mars 2018

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université de Bretagne Loire
pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST
Spécialité Sciences de la Terre et Environnement

ÉCOLE DOCTORALE • Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation (EGAAL)

LABORATOIRE D'ACCUEIL • Unité Propre Environnement Physique de la Plante Horticole (EPHor) d'AGROCAMPUS OUEST

Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthroposols fertiles

Christian WALTER
Professeur AGROCAMPUS OUEST, UMR SAS / *président du jury*

Isabelle COUSIN
Directrice de recherche INRA, UR Sciences du sol / *rapporteuse*

Thierry DUTOIT
Directeur de recherche CNRS, UMR IMBE / *rapporteur*

Philippe BATAILLARD
Chercheur BRGM, unité 3SP / *examinateur*

Sophie LEGUEDOIS
Chargée de recherche INRA, UMR LSE / *examinatrice*

Patrice CANNAVO
Professeur AGROCAMPUS OUEST, UP EPHor / *directeur de thèse*

Laure VIDAL-BEAUDET
Maître de Conférences AGROCAMPUS OUEST, UP EPHor / *co-encadrante*

Agathe LE BOCQ, Ingénieur-chercheur EDF R&D, unité TEC / *membre invitée*
Laurent EISENLOHR, Chef d'Unité CEREMA, unité DSPES / *membre invité*
François THERY, Ingénieur-chercheur EDF R&D, unité TEC / *membre invité*

N° ordre : 2018-4 *392 p.*
N° série : D-84

Thèse AGROCAMPUS OUEST sous le label de l'Université de Bretagne Loire pour obtenir le grade de DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST

Spécialité : Sciences de la Terre et Environnement
Ecole Doctorale : Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation (EGAAL)
Laboratoire d'accueil : Unité Propre Environnement Physique de la Plante Horticole (EPHor) d'Agrocampus-Ouest, campus d'Angers

FOURVEL Gaëtan

Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthroposols fertiles

Date de soutenance : 12 mars 2018

Jury :

Christian WALTER, Professeur – Agrocampus-Ouest, UMR SAS, Rennes – Président du jury
Isabelle COUSIN, Directrice de recherche – INRA, UR Sciences du sol, Orléans – Rapporteuse
Thierry DUTOIT, Directeur de recherche – CNRS, IRD, Avignon Univ, Aix Marseille Univ, UMR IMBE, Avignon – Rapporteur
Philippe BATAILLARD, Chercheur – BRGM, unité 3SP, Orléans – Examinateur
Sophie LEGUEDOIS, Chargée de Recherche – INRA, Université de Lorraine, UMR LES, Nancy – Examinatrice
Patrice CANNAVO, Professeur – Agrocampus-Ouest, UPSP EPHor, Angers – Directeur de thèse
Laure VIDAL-BEAUDET, Maitre de Conférences – Agrocampus-Ouest, UPSP EPHor, Angers – Co-encadrante
Agathe LE BOCQ, Ingénieur-chercheur – EDF R&D, unité TEC, Moret-sur-Loing – Membre invitée
Laurent EISENLOHR, Chef d'Unité – CEREMA, unité DSPES, Bron – Membre invité
François THERY, Ingénieur-chercheur – EDF R&D, unité TEC, Moret-sur-Loing – Membre invité

Sommaire

Sommaire 1

Remerciements 5

Liste des Figures 7

Liste des Tableaux 13

INTRODUCTION 17

CHAPITRE 1 : Etat de l'art 21

1 Les sédiments fins de retenues hydroélectriques 22

1.1 Origines et définitions 22

1.2 Impacts liés à l'accumulation dans les retenues 24

1.3 La continuité sédimentaire 25

1.4 La gestion à terre 25

1.5 Les voies potentielles de valorisation des sédiments fins 26

2 La construction de Technosols support de végétation 31

2.1 Définitions et fonctions d'un sol construit 31

2.2 Les typologies de sols reconstitués 33

2.3 Les matériaux utilisés 34

2.4 Les propriétés agronomiques idéales d'un sol fertile 38

3 La construction de Technosols support de végétation à partir de sédiments 39

3.1 Pertinence de la démarche de construction de sol à partir de sédiments 39

3.2 La construction de sol à partir de sédiments marins 43

3.3 La construction de sol à partir de sédiments lacustres ou fluviatiles 45

3.4 La fertilité physique 46

3.5 Oxydation et fertilité chimique 54

4 Services écosystémiques rendus par les sols supports de végétation urbaine 56

4.1 Fonctions et services écosystémiques 56

4.2 Méthodes d'évaluation des services écosystémiques rendus par les Anthroposols construits 58

CHAPITRE 2 : Synthèse de l'état de l'art, hypothèses, questions et objectifs 61

1 Synthèse de l'état de l'art 62

2 Hypothèses, questions et objectifs 64

3 Démarche et organisation de la thèse 66

CHAPITRE 3 : Matériels et méthodes 69

1 Les matériaux 70

1.1 Les sédiments 70

1.2 La terre végétale (témoin, TV) 79

1.3 Le compost de déchets verts 80

2 Les modalités de construction de sol 81
2.1 Les sédiments purs 81
2.2 La terre végétale : le témoin 82
2.3 Les mélanges matériau – compost 82

3 Designs expérimentaux 82
3.1 Expérimentation *in situ* : plateforme lysimétrique 82
3.2 Expérimentation en conditions contrôlées : essai sous serre 97

4 Analyses en laboratoire 102
4.1 Paramètres chimiques 102
4.2 Paramètres biologiques 106
4.3 Paramètres physiques 110
4.4 Caractérisation minéralogique 116
4.5 Bilan des analyses réalisées 117

5 Analyses statistiques 118

CHAPITRE 4 : Evaluation de la qualité environnementale des sols construits à partir de sédiments 120

1 Caractérisations initiales 121
1.1 Composés traces organiques 121
1.2 Eléments traces métalliques (ETM) 123

2 Transferts de contaminants dans l'environnement 135
2.1 Tests réglementaires de lixiviation 135
2.2 Qualité des eaux de percolation 137

3 Conclusions 145

CHAPITRE 5 : Evaluation de la fertilité chimique et biologique des sols construits 149

1 Contexte chimique 150
1.1 pH et conductivité électrique 150
1.2 Capacité d'échange cationique 151
1.3 Composition minéralogique 153
1.4 Les formes du Fe et de l'Al 157

2 Dynamique du carbone 162
2.1 Evolution de la teneur en matière organique et en carbone organique 162
2.2 Evolution de la teneur en carbone potentiellement minéralisable 166
2.3 Evolution de la teneur en carbone microbien 173
2.4 Rapport C/N 176

3 Evolution de l'azote dans les sols construits 178
3.1 Azote total 178
3.2 Azote minéral 179

4 Eléments majeurs et mineurs 180
4.1 Le phosphore 180
4.2 Le potassium 182
4.3 Le magnésium 183
4.4 Le calcium 184

4.5 Le sodium 185
4.6 Les éléments mineurs 186

5 Conclusion 189

CHAPITRE 6 : Evaluation de la fertilité physique des sols construits 193

1 Granulométrie 194

2 Masses volumiques et porosité totale 196

3 Capacité d'infiltration de l'eau 201

4 Risque de battance 203

5 Rétention en eau des matériaux 204
5.1 Courbe de rétention en eau 204
5.2 Porosités remarquables 208
5.3 Réserve utile en eau 213

6 Agrégation 215
6.1 Fractions d'agrégats 215
6.2 Stabilité des agrégats 222
6.3 Facteurs d'agrégation 232

7 Evolution de l'espace poral 248
7.1 Evolution de la porosité surfacique 248
7.2 Evolution de la forme des pores 255

8 Synthèse et conclusion 260

CHAPITRE 7 : Développement de la couverture végétale et qualité agronomique des sols construits 267

1 Développement végétal 268
1.1 Observations qualitatives 268
1.2 Suivi quantitatif de la biomasse aérienne 276
1.3 Profils racinaires 279
1.4 Suivi quantitatif de la biomasse racinaire 280

2 Identification des facteurs explicatifs du développement végétal 282
2.1 Production en mésocosme 282
2.2 Production *in situ* 284
2.3 Facteurs physiques 286
2.4 Facteurs chimiques 288

3 Effet des végétaux sur l'agrégation 290

4 Typologie des sols construits étudiés 294

5 Conclusion 297

CHAPITRE 8 : Génie Pédologique adapté à la construction de sols fonctionnels à partir de sédiments fins 299

1 Prédiction de la fertilité à long terme des sols construits 300

1.1 Evolution de la teneur en carbone organique au cours du temps 300
1.2 Impacts sur la stabilité des agrégats des sols construits 20 ans après installation 302
1.3 Limites de la modélisation et des résultats obtenus 303

2 Applications en génie pédologique 306
2.1 Modèle conceptuel de la construction de sol à partir de sédiments 306
2.2 Critères d'éligibilité des sédiments pour la construction de sol 308

3 Evaluation des services écosystémiques rendus par les sols construits 315
3.1 Outil DESTISOL 315
3.2 Adaptation partielle de l'outil DESTISOL aux sols construits à partir de matériaux technogéniques 318

4 Conclusion 321

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 325

Références bibliographiques 333

Annexes 349

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier l'équipe encadrante de la thèse composée de Patrice, Laure, François, Agathe, Laurent et Violaine pour vos nombreux conseils mais aussi vos idées, vos remarques et vos longues relectures. Je pense que j'ai eu une véritable chance de pouvoir échanger avec vous, même si cela n'a pas toujours été simple à cause de la distance. J'ai beaucoup appris à vos côtés et j'ai vraiment apprécié que chacun apporte sa vision et ses connaissances au projet de thèse.

Je remercie Isabelle Cousin et Thierry Dutoit d'avoir accepté d'être rapporteur de la thèse, ainsi que Philippe Bataillard, Sophie Leguédois et Christian Walter pour avoir été examinateur. Je leur suis reconnaissant d'avoir lu le manuscrit, d'avoir évaluer mon travail et d'avoir participer à ma soutenance.

Je souhaite aussi remercier Geoffroy Séré et Guénola Peres pour le temps qu'ils m'ont consacré ainsi que pour l'aide et les nombreux conseils qu'ils m'ont apportés tout au long de la thèse et notamment lors des Comités de Suivi de Thèse.

Je tiens aussi à remercier le groupe TEC (ex-E22) et plus largement les personnes que j'ai côtoyées lors de mes venues aux Renardières, pour leur accueil, leur gentillesse et leur implication dans la thèse qui allait de simples questions posées lors de réunions ou de pauses café jusqu'à une aide pour la compréhension des nuances et subtilités de la réglementation sur les déchets en passant par une aide logistique indispensable. Merci à Anne, Anny, Baptiste, Bernard, Catherine, Corinne, Coryse, David, Denis, Gilles, Gregory, Hervé, Raphaël, Sandrine, Sokha, Sophie, Vincent, Yann, les techniciens en charge de la maintenance informatique et les autres. Un grand merci également aux « contractuels » de l'équipe avec qui j'ai sincèrement apprécié passer du temps et échanger. Bien sûr je pense aux doctorants qui ont partagé mes joies et mes galères : Anne-Sophie, Antoine et Mickaël, mais aussi à Pauline et aux stagiaires/alternants Amandine, Guilhem et Rémi !

Je remercie également les membres de l'unité EPHor, Christine, Christophe D, Christophe M, Claudie, Dominique L, Dominique R, Etienne, Jean-Charles, Pierre-Emmanuel, René, Sophie, Yann et Yvette ainsi que les personnels d'Agrocampus et de l'INEM, Bruno, David, Henry, Jacky, Joël, Marie-Pierre, Michel D, Michel R, Rémi et Sylvie, que j'ai côtoyés au quotidien à Angers et qui, pour certains, m'ont très largement aidé dans la réalisation de la thèse.

Je voudrais remercier les cinq stagiaires que j'ai eu la chance d'encadrer et qui m'ont beaucoup apporté sur le plan professionnel et humain. Dans l'ordre chronologique, je pense tout d'abord à Mathias et Sébastien, puis à Lou et Thagshayini et enfin à Arthur.

Durant ma thèse, j'ai pu échanger et collaborer avec de nombreuses personnes comme Nadège Blon, Thomas Cauchy, Gilles Hunault, David Jullien, Tim Kestens, David Landry, Christelle Le Diot, Daniel Levacher, Jean-René Malavoi, Dominique Melec, Sébastien Menu et d'autres. Je vous remercie sincèrement pour votre aide, votre professionnalisme et votre implication.

Un immense merci à tous mes amis rencontrés à Angers qui m'ont permis de penser un peu à autre chose qu'aux sédiments durant ces trois années. Je pense à Adrien, Aurélie C, Aurélie D, Beatriz, Camille, Christelle, Claude, Emna, Éric, Ferréol (qui m'a aussi aidé pour la thèse, en tant qu'expert botaniste), Florent, Gaëlle, Louise, Quentin et Ryad, mais aussi à Giovanni, Job, Max et Romain du Krav. Je remercie aussi tous mes amis d'avant la thèse qui n'ont pas forcément compris pourquoi je voulais continuer en thèse mais qui m'ont soutenu.

Je souhaite remercier tout particulièrement Emna pour tout ce que tu m'as apporté depuis que je te connais, et je ne parle pas que des plats tunisiens que tu m'as fait découvrir. Même si tu peux être très moqueuse notamment en présence d'Aurélie et de Camille, tu es une personne extrêmement gentille et attentionnée.

Je voudrais aussi remercier François pour tout ce que tu as pu faire pour moi durant la thèse. Tous les trajets Hôtel-Ibis de Fontainebleau-Avon / Renardières, mais aussi les conseils amicaux professionnels et personnels et les discussions sur des sujets divers et variés. « Du bas vers le haut ! »

Je tiens à remercier ma famille, Véronique, Patrick, Aymeric et tous les autres pour votre soutien et pour tout le reste, pendant la thèse mais aussi depuis que j'existe. Je remercie aussi Nicole, Patrick et Aurore pour m'avoir encouragé à commencer la thèse et pour tout ce que vous avez pu faire pour moi.

Enfin, j'ai une pensée émue pour Alfred et Florent qui sont partis mais que je n'oublierai jamais.

Liste des Figures

Figure 1.1 : Origines principales des sédiments situés en amont des ouvrages hydroélectriques 22
Figure 1.2 : Diagramme d'Hjulström 24
Figure 1.3 : Représentation schématique des typologies de sols reconstitués pour les aménagements d'espaces verts 33
Figure 1.4 : Modèle d'agrégation hiérarchisé proposé par Tisdall et Oades (1982) 48
Figure 2.1 : Principales étapes de la pédogenèse naturelle (ripening) des sédiments exondés 63
Figure 2.2 : Schéma de la démarche de la thèse 66
Figure 3.1 : Localisation des six retenues hydroélectriques prélevées 71
Figure 3.2 : Classes de texture des matériaux étudiés d'après le triangle de l'Aisne (Jamagne, 1967) 71
Figure 3.3 : Embarcation équipée d'un treuil et d'une benne Van Veen 73
Figure 3.4 : Echantillon conditionné en palette avant expédition à Agrocampus Ouest 73
Figure 3.5 : Matériel ayant servi au prélèvement 73
Figure 3.6 : Benne Van Veen fermée contenant des macrophytes 73
Figure 3.7 : Zone de prélèvement des sédiments dans la partie amont de la retenue 74
Figure 3.8 : Chargement en vrac du camion de transport des sédiments fins SPO 74
Figure 3.9 : Mobitracs en action de prélèvement dans le bassin 75
Figure 3.10 : Aspect du sédiment brut et conditionnement en fûts étanches 75
Figure 3.11 : Aspect de la surface des sédiments dans la lagune de transit 75
Figure 3.12 : Aspect visuel du sédiment RAN (oxydé : brun et réduit : noir) 75
Figure 3.13 : Mobitrac en mouvement entre la zone de prélèvement et la zone de dépôt temporaire 76
Figure 3.14 : Déchargement d'un prélèvement sur la zone de dépôt temporaire 76
Figure 3.15 : Exemple de 4 seaux après siphonage du surnageant et avant siphonage du surnageant 77
Figure 3.16 : Zones de séchage des sédiments CLA, TAC et STA 78
Figure 3.17 : Sédiment CLA déshydraté, criblé à 40 mm et conditionné en big bag 78
Figure 3.18 : Caisse-palette choisie pour la réalisation des lysimètres 84
Figure 3.19 : Schéma de la plateforme expérimentale accueillant les bacs lysimétriques 86
Figure 3.20 : Coupe schématique d'un bac lysimétrique instrumenté 87
Figure 3.21 : (a.) installation d'un bac, (b.) dispositif de récupération des percolats des bacs instrumentés, (c.) vue de dessus de bacs instrumentés 88
Figure 3.22 : Bacs lysimétriques entourés d'une ceinture de paille et recouverts d'un voile d'hivernage . 90
Figure 3.23 : Dispositif de pesée des percolats 92
Figure 3.24 : Mesures de la conductivité hydraulique à saturation à l'aide d'un infiltromètre à minidisque. Modalité STA, bac n°15, échantillonnage à t_{12mois} 93
Figure 3.27 : Illustrations de certaines étapes du protocole d'échantillonnage 96
Figure 3.29 : Protocole d'analyses appliqué aux échantillons de sol construit sous serre 101
Figure 2 : Etapes de l'homogénéisation d'un échantillon de sol de cylindre par éclatement manuel : 102
Figure 3.313 : Enceinte hermétique d'incubation des échantillons de sol pour le suivi de la minéralisation potentielle du C 107
Figure 3.32 : Etuve maintenue à 28°C et à l'obscurité 107

Figure 3.33:Logigramme du protocole H14 pour évaluer l'écotoxicité des sédiments(MEEDM,2009) .. 109
Figure 3.34 : Tamiseuse en voie humide utilisée (marque : Eijkelkamp) 114
Figure 4.1 : Synthèse de la disponibilité des ETM et des types d'extraction correspondants..... 124
Figure 4.2 : Teneurs totales en As (a), Cd (b) et Cr (c) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection) 126
Figure 4.3 : Teneurs totales en Ni (a) et Pb (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection)..... 127
Figure 4.4 : Teneurs totales en Hg (a) et Se (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection = 0.11 mg kg^{-1})..... 128
Figure 4.5 : Teneurs totales en Cu (a) et Zn (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection)..... 129
Figure 4.6 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) du pH dans les percolats..... 139
Figure 4.7 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) du pH dans les percolats..... 140
Figure 4.8 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la conductivité électrique 141
Figure 4.9 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la conductivité électrique 141
Figure 4.10 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la concentration en nitrates..... 142
Figure 4.11 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la concentration en nitrates..... 143
Figure 5.1 : Evolution au cours des 18 premiers mois du pH_{eau} des différentes modalités 150
Figure 5.2 : Evolution au cours des 18 premiers mois de la conductivité électrique des différentes modalités 151
Figure 5.3 : Evolution au cours des 18 premiers mois de la capacité d'échange cationique des différentes modalités 152
Figure 5.4 : Taux d'occupation de la CEC par les cations de Ca, K, Mg et Na ainsi que les taux de saturation de la CEC par ces quatre cations principaux. NA = non disponible..... 153
Figure 5.5 : Quantification par DRX des principaux minéraux présents dans la TV à l'état initial..... 154
Figure 5.6 : Quantification par DRX des principaux minéraux présents dans les six sédiments étudiés à l'état initial 155
Figure 5.7 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur en carbonates de calcium dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs..... 156
Figure 5.8 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur en carbonates de calcium actif dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs..... 156
Figure 5.9 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur Fe extractible à l'EDTA dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs. 157
Figure 5.10 : Teneurs en Fe extractible à t 0 mois 158
Figure 5.11 : Teneurs en Fe extractible à t 18 mois 159
Figure 5.12 : Teneurs en Al extractible à t 0 mois 161
Figure 5.13 : Teneurs en Al extractible à t 18 mois 162
Figure 5.14 : Evolution durant les 18 premiers mois de la teneur en matière organique des 10 modalités de sols construits. 163
Figure 5.15 : Evolution durant les 18 premiers mois de la teneur en carbone organique total 164
Figure 5.16 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des matériaux purs à t 0 mois..... 167
Figure 5.17. : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des mélanges à t 0 mois..... 168
Figure 5.18 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des matériaux purs à t 18 mois..... 169
Figure 5.19 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des mélanges à t 18 mois..... 169

Figure 5.20 : Teneurs en carbone minéralisable des matériaux purs en fonction du temps 171
Figure 5.21 : Teneurs en carbone minéralisable des mélanges en fonction du temps..... 171
Figure 5.22 : Proportion de carbone organique (CO) stable et instable au cours du temps pour chaque modalité de sols construits 173
Figure 5.23 : Teneurs en carbone microbien des matériaux purs en fonction du temps 174
Figure 5.24 : Teneurs en carbone microbien des mélanges en fonction du temps 175
Figure 5.25 : Evolution au cours du temps du rapport C/N des dix modalités de sols construits 177
Figure 5.26 :Evolution au cours du temps de la teneur en azote total des modalités de sols construits.... 178
Figure 6.2 : Distribution granulométrique des matériaux seuls (a) ou en mélange (b) à t 6 mois..... 196
Figure 6.3 : Masse volumique réelle mesurée des matériaux purs et calculée pour les mélanges 197
Figure 6.4 : Masse volumique apparente des modalités de sols construits par date de mesure 198
Figure 6.5 : Porosité totale des modalités des sols construits par date de mesure..... 200
Figure 6.6 : Conductivité hydraulique à saturation des sols construits par date de mesure 202
Figure 6.7 : Indice de battance des modalités de sols construits à chaque date de mesure. 204
Figure 6.8 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique des modalités 205
Figure 6.9 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique (points) et modèles de Van Genuchten simple porosité (courbes) 208
Figure 6.10 : Seuils de taille de pore et dénomination correspondante..... 209
Figure 6.11 : Microporosité des sols construits à partir des matériaux purs par date de mesure 210
Figure 6.12 : Macroporosité des sols construits à partir des matériaux purs et de compost..... 211
Figure 6.13 : Réserve Utile en Eau des sols construits à partir des matériaux purs et de compost 213
Figure 6.14 : Comparaison entre t 40 jours (3 cycles HD) et t 105 jours (7 cycles HD) des proportions d'agrégats formés (> 2 mm) 215
Figure 6.15 : Fractions massiques de six classes d'agrégats à l'état initial (t 0 mois) des matériaux purs 219
Figure 6.16 : Relation linéaire entre la fraction supérieure à 5 mm et la somme des fractions fines (< 0.25 et 0.25-1 mm) des modalités 220
Figure 6.17 : Régression linéaire reliant la stabilité des agrégats de 1-2 mm et celle des agrégats de 2-3 mm pour toutes les modalités étudiées, sauf SPOCo, CLACo, FLUCo..... 223
Figure 6.18 : Stabilité des agrégats de 2-3 mm formés au cours de l'expérimentation en mésocosme 226
Figure 6.19 : Water Stable Aggregate (WSA) des fractions 1 – 2 mm et 2 – 3 mm des modalités en fonction du temps. 228
Figure 6.20 : Mean Weigth Diameters (MWD) des trois tests et de leurs moyennes pour les modalités de sol construit à chaque date de mesure 231
Figure 6.21 : Régression linéaire entre MWD et WSA pour les quatre dates de mesure..... 232
Figure 6.22 : Régressions linéaires et non linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la teneur en argiles granulométriques (a.), la teneur en phyllosilicates de type 1:1 (b.), la teneur en limons (c.) et la teneur en sables (d.)..... 235
Figure 6.23 : Régressions linéaire et non linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la teneur en azote totale (a.), la somme des cations Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+} et Na^{+} (b.), la teneur Fe extractible à l'EDTA (c.) et la teneur totale en carbonates de calcium(d.) 236
Figure 6.24 : Régressions linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la porosité totale (a.) et la microporosité (b.)..... 237
Figure 6.25 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en C organique (a.) et la teneur en N total (b.) 241

Figure 6.26 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et le pH eau du sol (a.) et la capacité d'échange cationique des sols (b.) 242
Figure 6.27 : Régressions non linéaire et linéaire mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en limons (a.) et la teneur en sables (b.) 242
Figure 6.28 : Régressions non linéaires et linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en argiles granulométriques (a.), la teneur en phyllosilicates de types 1:1 (b.), la teneur en phyllosilicates de types 2:1 (c.) et la teneur totale en phyllosilicates (d.) 243
Figure 6.29 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur Fe extractible au pyrophosphate (a.), la teneur en Fe extractible à l'EDTA (b.), la teneur en Al extractible au pyrophosphate (c.) et la teneur en Al extractible avec la méthode Merha-Jackson (d.) 244
Figure 6.30 : Régressions linéaire et non linéaire mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en carbonates de calcium (a.) et la teneur en Ca échangeable (b.) 245
Figure 6.31 : Porosité surfacique totale des modalités de sols construits 6 mois et 12 mois 249
Figure 6.32 : Porosité surfacique par type de porosité pour chaque modalité à t 6 mois et à t 12 mois.... 252
Figure 6.33 : Porosité surfacique par classe de pore des mélanges étudiés pour t 6 mois et t 12 mois. 254
Figure 6.34 : Régressions entre la porosité surfacique tortueuse et la mégaporosité surfacique (a), la porosité totale surfacique (b), la porosité totale calculée à partir des courbes pF (c) et la stabilité des agrégats (MWD) (d) 256
Figure 6.35 : Régressions entre la porosité surfacique allongée et la porosité totale surfacique (a), la porosité totale calculée à partir des masses volumiques (MV) (b), la mégaporosité surfacique (c) et la macroporosité surfacique (d) 257
Figure 6.36 : Régressions entre la porosité surfacique arrondis et la mégaporosité surfacique (a) et la fraction massique d'agrégats de 0.25-2 mm (b) 258
Figure 6.37 : Matrice de corrélation entre les grandeurs physiques mesurées à t 6 et t 12 mois..... 260
Figure 6.38 : Représentation schématique des facteurs impliqués dans l'agrégation des sols construits à partir de sédiments fins..... 264
Figure 7.1 : Photographies du développement du ray-grass 36 jours après le semis (12/05/2016)..... 268
Figure 7.2 : Photographies du développement précoce du ray-grass semé dans les bacs lysimétriques... 269
Figure 7.3 : Photographies du développement du ray-grass 32 jours après semis (10/11/2015) 270
Figure 7.4 : Photographies du développement du ray-grass 90 jours après semis (07/01/2016) 271
Figure 7.5 : Photographies du développement végétal 725 jours (24 mois) après semis (03/10/2017) 272
Figure 7.6 : Richesse spécifique exprimée en nombre d'espèces spontanées observées 274
Figure 7.7 : Photographie du développement de la végétation à t 18 mois sur CLACo (29/03/2017)..... 275
Figure 7.8 : Cumul de biomasse aérienne produite au cours des 105 jours d'expérimentation sous serre 277
Figure 7.9 : Cumul de biomasse aérienne produite au cours des 24 mois d'expérimentation *in situ*..... 278
Figure 7.10 : Cumul de biomasse racinaire produite par les 10 modalités de sols construits in situ au cours du temps 281
Figure 7.11 : Régressions linéaires entre la biomasse aérienne et la biomasse racinaire produite..... 281
Figure 7.12 : Régression linéaire simple reliant la biomasse aérienne produite à t 105 jours et la stabilité des agrégats 2-3 mm (WSA) mesurée à 105 283
Figure 7.13 : Prédiction de la stabilité des agrégats (WSA 2-3 mm) des agrégats des sols construits en bacs lysimétriques à partir du modèle établi sur les sols construits étudiés en mésocosme..... 292
Figure 7.14 : Prédiction de la stabilité des agrégats (WSA 2-3 mm) des agrégats des sols construits en bacs lysimétriques à partir du modèle établi sur les sols construits étudiés en mésocosme..... 292

Figure 7.15 : Analyse en composantes principales (dimension 1 – dimension 2) réalisée sur les 12 modalités de sols construits à partir de sédiments (TV et TVCo sont illustratifs) 295
Figure 7.16 : Analyse en composantes principales (dimension 1 – dimension 2) réalisée sur les 8 modalités de sols construits à partir de sédiments (TV et TVCo sont illustratifs)..... 296
Figure 7.17 : Axes de distinction des types de sols construits à partir de sédiments fins de barrage..... 297
Figure 8.1 : Principales étapes de la pédogenèse des sédiments assistée par génie pédologique..... 307
Figure 8.2 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères environnementaux 309
Figure 8.3 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères chimiques. 311
Figure 8.4 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères physiques. 312
Figure 8.5 : Adéquation entre les propriétés principales des sédiments ou des mélanges sédiment-compost et les types de flore les plus adaptées 313
Figure 8.6 : Notation sur 10 de chacun des 6 services écosystémiques étudiés pour les sols construits, d'après l'outil DESTISOL (projet DESTISOL 2014-2017)..... 317
Figure 8.7 : Notation sur 10 de chacun des 6 services écosystémiques étudiés pour les sols construits, d'après l'adaptation de l'outil DESTISOL..... 320
Figure 8.8 : Relations entre types de flore, usages et intensités de gestion influençant la construction de sol à partir de sédiments..... 323

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 : Concentrations maximales en ETM à ne pas dépasser pour l'épandage agricole de boues de STEP précisées par l'arrêté du 08/01/1998 n°97-1133 29
Tableau 1.2 : Concentrations maximales en PCB et HAP à ne pas dépasser pour l'épandage agricole de boues de station d'épuration fixées par l'arrêté du 08/01/1998 n°97-1133 29
Tableau 1.4 : Teneurs limites à respecter en micro-organismes pathogènes dans la terre végétale pour la construction de sol (NF-U44-551)..... 34
Tableau 1.5 : Répartition géographique des installations de compostage en France (ADEME, 2007)..... 36
Tableau 1.6 : Teneurs limites en ETM dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF-U 44-051) 37
Tableau 1.7 : Teneurs limites en HAP dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF U44-051) 37
Tableau 1.8 : Teneurs limites à respecter en micro-organismes pathogènes dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF-U44-051)..... 37
Tableau 1.9 : Teneurs limites en impuretés et inertes dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF U44-051) 37
Tableau 1.10:Valeurs seuils des principales propriétés physico-chimiques du sol pour estimer sa fertilité 39
Tableau 1.11 : Valeurs moyennes des principales propriétés des sols français établies par Jolivet et al. (2006) grâce au Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (n = 688 échantillons de sols)..... 40
Tableau 1.12 : Valeurs des principales propriétés agronomiques de sédiments fins étudiés 41
Tableau 1.13 : Synthèse des caractéristiques chimico-physiques principales de sédiments marins étudiés 44
Tableau 1.14 : Principales propriétés des types d'argiles les plus abondants dans les sols..... 49
Tableau 1.15 : Services écosystémiques rendus théoriquement par les sols végétalisés construits à partir de matériaux technogéniques 57
Tableau 3.1 : Caractéristiques agronomiques principales des sédiments étudiés..... 72
Tableau 3.2 : Teneur massique en eau et conductivité électrique mesurées sur les sédiments dès leur réception à Agrocampus Ouest..... 76
Tableau 3.3 : Caractéristiques agronomiques principales de la terre végétale 80
Tableau 3.4 : Caractéristiques physico-chimiques principales du compost de déchets verts. 81
Tableau 3.5 : Récapitulatif des modalités étudiées au cours de l'expérimentation sous serre ainsi que le nombre de cylindres et de pots échantillonnés à chaque date d'échantillonnage..... 98
Tableau 3.6 : Correspondance entre la surface des pores (pixel) issus du traitement numérique des images et le rayon de pore équivalent (µm) pour la résolution de 25 µm 116
Tableau 3.7 : Récapitulatif des analyses réalisées au cours de la thèse. 117
Tableau 4.1 : Teneurs des principaux contaminants organiques (7 PCB et 3 HAP) des matériaux purs .. 122
Tableau 4.2 : Teneurs en CTO des matériaux purs et des mélanges avec du compost de déchets verts... 123
Tableau 4.3 : Teneurs en neuf ETM mesurées dans le compost à l'état initial 125
Tableau 4.4 : Pourcentage d'ETM extrait à l'EDTA par rapport à la teneur totale en ETM 130
Tableau 4.5 : Pourcentage d'ETM extrait au $CaCl_2$ par rapport à la teneur totale en ETM 131
Tableau 4.6:Teneurs en ETM extrait à l'eau des 10 modalités de sols construits du dispositif *in situ* 132

Tableau 4.7 : Comparaisons des teneurs en 8 ETM, de la somme de 16 HAP et de 7 PCB mesurées dans les matériaux avec les PEC proposée par MacDonalds et al. 2000 133
Tableau 4.8 : Teneurs des dix paramètres faisant l'objet d'une valeur seuil « S1 » pour l'évaluation de la propriété HP 14 des quatre sédiments purs et de TV 133
Tableau 4.9 : Résultats des tests biologiques d'écotoxicité réalisés sur TV, TAC, STA, SPO et CLA..... 134
Tableau 4.10 : Paramètres mesurés sur éluat après lixiviation suivant la norme NF EN 12457-2 des dix matériaux initiaux 136
Tableau 4.11 : Concentrations en 12 ETM dans les percolats des dix modalités de sols construits 138
Tableau 4.12 : Cumul sur 18 mois des neuf principaux ETM lixiviés pour chaque modalité 144
Tableau 4.13 : Cumul sur 18 mois des neuf principaux ETM lixiviés pour chaque modalité 145
Tableau 5.1 : Indice de pouvoir chlorosant des matériaux initiaux calculés à partir de Fe EDTA 160
Tableau 5.2 : Indice de pouvoir chlorosant des dix modalités de sols construits à t 18 mois, ... 160
Tableau 5.3 : Comparaison des teneurs en matière organique à t 0 mois et à t 18 mois des 10 modalités 163
Tableau 5.4 : Comparaison des teneurs en carbone organique total à t 0 mois et à t 18 mois des 10 modalités de sols construits. 165
Tableau 5.5 : Coefficients directeurs (a) et ordonnées à l'origine (b) des modèles linéaires simples établis entre les teneurs en COT et le temps pour chaque modalité 165
Tableau 5.6:Facteur de conversion entre la teneur enMO et la teneur enCOT des sols construits étudiés 166
Tableau 5.7 : Potentiel de minéralisation du C exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} COT mesuré à t 0 mois 167
Tableau 5.8 : Potentiel de minéralisation du C exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} COT mesuré à t 18 mois. 170
Tableau 5.9 : Effet non additif du compost sur le potentiel de minéralisation du C 172
Tableau 5.10 : Teneur en biomasse microbienne exprimée en mg de C microbien par kg de sol sec. 174
Tableau 5.11 : Respiration spécifique des sols construits à t 6, t 12 et t 18 mois..... 176
Tableau 5.12 : Evolution de la teneur en azote total des dix modalités de sols construits 179
Tableau 5.13 : Evolution au cours du temps des teneurs en azote minéral des sols construits 180
Tableau 5.14 : Teneurs en phosphore total (P_{tot}) à l'état initial et en phosphore assimilable (P_{Olsen}) 181
Tableau 5.15 : Teneurs en potassium total (K_{tot}) à l'état initial et en potassium échangeable (K_{ech}) 183
Tableau 5.16 : Teneurs en magnésium total (Mg_{tot}) à l'état initial et en magnésium assimilable (Mg_{ass}). 183
Tableau 5.17 : Teneurs en calcium total (Ca_{tot}) à l'état initial et en calcium échangeable (Ca_{ech}) 184
Tableau 5.18 : Teneurs en sodium total (Na_{tot}) à l'état initial et en sodium assimilable (Na_{ass})..... 185
Tableau 5.19 : Sodium Adsorption Ration (SAR) des sols construits au cours du temps..... 186
Tableau 5.22 : Teneurs en éléments mineurs (Cu, Te, Zn, Mn, Bo et Mo) des sols construits. 188
Tableau 5.23 : Synthèse de la qualité chimique des sols construits pour la fonction de support de végétation évaluée à partir des paramètres mesurés 190
Tableau 5.21 : Synthèse de la qualité biologique des sols construits pour la fonction de support de végétation évaluée à partir des paramètres mesurés
Tableau 6.1 : Granulométrie des matériaux initiaux sans tamisage 194
Tableau 6.2 : Fraction granulométrique du compost de déchets verts utilisé pour la construction des mélanges à t 0 mois 195
Tableau 6.3 : Seuils de MVA idéale, pouvant affecter le développement des racines et limitant la croissance des racines des sols construits selon leur texture (Hanks et Lewandowski, 2003) 197
Tableau 6.4 : Masse volumique apparente (MVA) des dix modalités de sols construits. 198
Tableau 6.5 : Porosité totale des dix modalités de sols construits. 200

Tableau 6.6 : Conductivité hydraulique à saturation des dix modalités de sols construits..... 203
Tableau 6.7 : Teneurs en eau volumique mesurées à t 0 mois (a.) et à t 18 mois (b.) pour des potentiels hydriques de -1 kPa (pF 1) et -32 kPa (pF 2.5). 206
Tableau 6.8 : Paramètres (R^2 et RMSE) moyens, minimaux et maximaux de l'évaluation des ajustements par le modèle de Van Genuchten à porosité unimodale des points mesurés, par date de mesure 207
Tableau 6.10 : Macroporosité des dix modalités de sols construits. 212
Tableau 6.11 : Réserve utile en eau des dix modalités de sols construits. 214
Tableau 6.12 : Proportion massique d'agrégats supérieurs à 2 mm des sols construits en mésocosme. ... 217
Tableau 6.13 : Evolutions des fractions d'agrégats au cours du temps pour chaque modalité.
Tableau 6.14 : Stabilité des agrégats de 2 – 3 mm formés au cours de l'expérimentation en mésocosme 225
Tableau 6.15 : Stabilités des agrégats mesurées par WSA sur les fractions 1-2 et 2-3 mm des dix modalités de sols construits. 229
Tableau 6.16 : Mean Weigth Diameter (NWD) moyen des modalités étudiées en fonction du temps. 230
Tableau 6.17 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm ($m_{agrégats>2mm}$) aux variables explicatives potentielles mesurées en mésocosme 238
Tableau 6.18 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la stabilité des agrégats de la fraction 2-3 mm (WSA) aux variables explicatives potentielles 246
Tableau 6.19 : Porosité surfacique totale des modalités de sols construits, 6 mois et 12 mois après leur mise en place. 250
Tableau 6.20 : Porosité surfacique par type de porosité (méso, macro et méga-porosité) pour chaque modalité à t 6 mois et à t 12 mois. 252
Tableau 6.21 : Synthèse de la qualité physique des sols construits à partir des 4 sédiments principaux .. 262
Tableau 6.22 : Synthèse de la qualité physique des sols construits à partir des sédiments FLU et RAN . 263
Tableau 7.1 : Cumul de biomasse aérienne produite par modalité exprimée en t MS ha^{-1} an^{-1} comparé au potentiel de production d'une prairie temporaire en zone « Sud » des Pays-de-la-Loire..... 279
Tableau 7.2 : Taux d'enracinement des 10 modalités par dates de mesure sur les 10 premiers centimètres, sur les 20 premiers centimètres et sur l'ensemble du profil 280
Tableau 7.3 : Matrice de corrélation de Pearson entre le cumul de biomasse aérienne collectée 283
Tableau 7.4 : Matrice de corrélation de Pearson entre le cumul de biomasse aérienne collectée 285
Tableau 7.5 : Propriétés physiques des sols construits *in situ* 6 et 18 mois après le semis 287
Tableau 7.6 : Propriétés chimiques des sols construits *in situ* 6 et 18 mois après le semis,..... 289
Tableau 7.7 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la stabilité des agrégats de la fraction 2-3 mm (WSA) aux variables explicatives potentielles: 291
Tableau 8.1 : Résultats de la prédiction de COT dans les sols construits in situ à partir du modèle RothC selon trois hypothèses de retour de matière organique végétale au sol. 301
Tableau 8.2 : Prédiction de la stabilité des agrégats (MWD) des sols construits in situ, 5 et 20 ans après la mise en place 302
Tableau 8.3:Valeurs seuils de COT initial pour atteindre un MWD de 2mm 20ans après la construction303
Tableau 8.4 : Coefficients de détermination (R^2) (a) et l'erreur-type (RMSE) (b) entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites de teneur en COT. 305

INTRODUCTION

L'artificialisation des sols est un phénomène mondial qui engendre la diminution globale de la part des sols affectés aux activités agricoles et forestières ou aux espaces naturels au profit de la mise en place d'espaces artificialisés dédiés aux autres activités anthropiques (habitats urbains, zones d'activités commerciales et industrielles, infrastructures de transport, mines et carrières, espaces végétalisés urbains et espaces sportifs). Elle est favorisée par l'augmentation de la population mondiale, qui devrait atteindre 9.8 milliards d'individus d'ici 2050 au niveau mondial (ONU, 2017) dont 70 % des individus vivront en zone urbaine (ONU, 2011). Or les sols agricoles et naturels sont une ressource limitée, non renouvelable à l'échelle humaine et primordiale pour la production de biomasse alimentaire assurant ainsi la sécurité alimentaire des populations. La France n'est pas épargnée par ce phénomène, puisque 9.3 % des surfaces du territoire étaient artificialisées en 2014 (Agreste, 2015) et ce taux pourrait atteindre 20 % en 2100, si le rythme actuel d'artificialisation se maintient (MEEM, 2017). Face à la concomitance d'une croissance démographique combinée à une réduction des surfaces des sols agricoles et naturels, la question de la sécurité alimentaire va inexorablement se poser dans les années à venir.

Dans ce contexte, chaque année en France, environ 1000 ha de sols agricoles et naturels sont décapés et utilisés en tant que terre végétale pour la mise en place d'aménagements paysagers, d'espaces verts urbains ou encore pour la réhabilitation de sites dégradés tels que des friches ou des zones d'extraction minière (Damas et Coulon, 2016). Pour assurer une production alimentaire suffisante et sauvegarder les espaces naturels, il parait donc indispensable de préserver la ressource sol en la consacrant préférentiellement à une utilisation agricole et à la conservation des écosystèmes naturels. Il convient alors de trouver des matériaux de substitution à la terre végétale capables d'assurer la mise en place de sols multifonctionnels aptes à fournir différents services écosystémiques, au premier rang desquels figure le support de végétation. L'un des moyens pour atteindre cet objectif est de combiner l'utilisation de matériaux alternatifs, comme des déchets ou des sous-produits industriels, à des procédés de génie pédologique pour construire des Anthroposols support de végétation (RPF, 2008).

En parallèle, les gestionnaires d'installations hydroélectriques, qui produisent la première source d'électricité renouvelable dans le monde et en France (Agence Internationale de l'Energie (AIE), 2017 ; Réseau de Transport d'Electricité (RTE), 2017) sont confrontés au phénomène naturel de sédimentation en amont des ouvrages hydroélectriques. Sur le territoire français, le groupe EDF gère 20 GW de puissance installée répartis sur 436 centrales hydroélectriques alimentées par 622 barrages. Les dépôts sédimentaires qui s'accumulent naturellement au sein des retenues hydroélectriques situées en amont des installations, peuvent avoir des impacts variables selon le bassin versant, la taille et la conception des retenues et nécessitent d'être gérés pour des raisons

d'efficacité des ouvrages, pour des raisons environnementales mais aussi pour assurer l'usage des plans d'eau (*e.g.* navigabilité, loisirs). La gestion des sédiments s'effectue par transfert ou réintroduction des sédiments dans la partie aval du cours d'eau, à la fois pour des facilités opérationnelles et par obligation réglementaire donnant la priorité à la continuité sédimentaire. Toutefois, en cas d'impératifs environnementaux et techniques, les opérateurs peuvent parfois être contraints de gérer des sédiments à terre. Une partie des sédiments ainsi exondés prennent alors le statut réglementaire de déchet. Les fractions grossières (diamètre supérieur à 80 µm), peuvent être aisément valorisées en tant que matériaux granulaires de construction. En revanche pour les fractions fines, il n'existe actuellement que des voies de valorisation au cas par cas. Parmi les nombreuses voies en cours d'investigation pour les rendre généralisables, la valorisation agronomique en construction de sols supports de végétation parait pertinente au regard de l'origine des sédiments et de leur nature organo-minérale. Cette nouvelle voie de valorisation permettrait de mettre à disposition des aménageurs, un matériau alternatif à la terre végétale pour la construction de sols supports de végétation, tout en proposant une alternative pour la gestion à terre des sédiments fins de retenue hydroélectrique.

La réglementation régissant la construction de sols supports de végétation en France ne prévoit pas explicitement l'utilisation de sédiments fins de dragage de cours d'eau ou de retenue hydroélectrique. Toutefois, elle fait référence à des matériaux auxquels les sédiments pourraient être assimilés. Pour en faire la preuve, cette thèse propose de suivre les prescriptions du Code rural et de la pêche maritime (L255-5) : un matériau pourrait être utilisé en tant que support de culture « s'il est prouvé, à l'issue d'une évaluation, l'absence d'effet nocif sur la santé humaine, la santé animale et sur l'environnement et l'efficacité à l'égard des végétaux ou des sols ». Il en résulte deux enjeux pour la thèse : (i) prouver l'innocuité environnementale et sanitaire des sols construits à partir de sédiments fins de retenues hydroélectriques et (ii) prouver l'intérêt agronomique de ces sols construits pour le support de végétation.

Au-delà de ces deux enjeux, la thèse doit permettre de répondre à un double questionnement scientifique et technique, à travers une approche expérimentale. Dans un premier temps, elle s'attèle à évaluer finement les propriétés environnementales et pédologiques de sols construits à partir de sédiments et à suivre leur évolution au cours des phases précoces de pédogenèse. La quantification des teneurs en contaminants organiques et minéraux éventuellement présents dans les sédiments est une étape incontournable pour estimer le risque environnemental de la construction de tels sols. De plus, l'appréciation de l'intérêt agronomique des sédiments pour la construction de sol passe par l'évaluation de leurs fertilités physique et chimique, ainsi que par le suivi du développement de la couverture végétale qu'ils supportent.
Ainsi, les objectifs scientifiques de la thèse sont de :

- caractériser les sédiments fins étudiés d'un point de vue agronomique pour déterminer leur utilisation potentielle en construction de sol végétalisé,
- évaluer la fertilité physique, chimique et biologique des sols construits végétalisés à partir de sédiments fins et suivre leur évolution dans le temps,

- observer et comprendre les interactions entre sédiments fins et matière organique exogène apportée en grande quantité lors de la mise en place du sol et mettre en évidence les éventuels bénéfices de l'apport de matière organique exogène sur la fertilité des sols construits,
- évaluer la durabilité du système « sols construits » en mesurant les évolutions des caractéristiques agronomiques à court terme après la mise en place du sol et en modélisant les évolutions agronomiques du système sol à moyen terme

La caractérisation de la fertilité des sols construits à partir de sédiments se focalisera sur les mécanismes d'agrégation des sédiments. Ce processus sera étudié avec ou sans apport de matière organique exogène, du compost de déchets verts. Les hypothèses initiales sous-jacentes sont que : (i) les sédiments seuls ne sont pas suffisamment fertiles pour être utilisés pour la construction de sol végétalisé, et (ii) un apport important de matériaux organiques exogènes est capable d'améliorer à court et à long terme les propriétés agronomiques des sédiments.

Dans un deuxième temps, il s'agit d'exploiter les connaissances environnementales, agronomiques et pédologiques acquises afin d'apporter des réponses concrètes aux attentes techniques et opérationnelles des gestionnaires de barrage et des aménageurs pour la valorisation des sédiments. Cette exploitation passe par l'élaboration d'une typologie de sols construits à partir de sédiments adaptés à un usage attendu (*e.g.* support de végétation ornementale d'espaces verts, support de végétation pour la restauration écologique d'une zone dégradée). Elle passe également par l'identification de critères environnementaux, agronomiques et pédologiques pertinents permettant d'estimer la capacité d'un sédiment à être utilisé en construction de sol et de l'orienter vers l'usage le plus adapté. Enfin, les connaissances obtenues autorisent la proposition de préconisations techniques de la mise en place d'une filière de valorisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques.

Après avoir présenté un état de l'art sur le sujet (Chapitre 1) et défini les hypothèses de travail ainsi que les objectifs (Chapitre 2), le manuscrit de thèse fixe le cadre expérimental en présentant les matériaux et les méthodes utilisés (Chapitre 3). Puis, les questions de l'évaluation du risque environnemental (Chapitre 4), de la fertilité chimique (Chapitre 5) et de la fertilité physique (Chapitre 6) des sols construits à partir de sédiments fins sont abordées. Des mesures qualitatives et quantitatives de la couverture végétale développée sur les sols construits permettent d'évaluer leur fertilité globale (Chapitre 7). Enfin, les résultats obtenus sont organisés de façon à répondre aux enjeux de la thèse et à proposer des solutions scientifiques et techniques pour la construction de sols fertiles à partir de sédiments fins (Chapitre 8).

Ce travail de thèse s'est déroulé dans le cadre du projet GEODDESIE (2015-2018) EDF R&D, porté par le groupe Territoires et Economie Circulaire (TEC) du département Technologies et Recherches pour l'Efficacité Energétique (TREE) du site d'EDF Lab Les Renardières. Le projet GEODDESIE traite de grands déchets de l'entreprise : cendres et gypse de centrale à charbon, sédiments fins gérés à terre, déchets de déconstruction, et des sols pollués ou dégradés.

GEODDESIE a pour objectifs de caractériser ces matériaux, connaître leur impact environnemental, leur trouver des usages ou maintenir leurs usages existants. Il a pour clients internes les métiers EDF de la production d'électricité et la Direction Développement Durable d'EDF. La thèse CIFRE a été une collaboration entre le groupe TEC d'EDF R&D, l'unité Déchets-Sols pollués-Eau souterraine du département Environnements, Territoires et Climat du Céréma Centre-Est et l'Unité Propre Environnement Physique de la Plante Horticole (EPHor) d'Agrocampus-Ouest, campus d'Angers. C'est sur ce campus d'Angers que l'ensemble des expérimentations et du travail d'analyse en laboratoire a été réalisé avec le soutien technique de l'équipe ImHorPhen de l'UMR Institut de Recherche en Horticulture et Semences (IRHS).

CHAPITRE 1 : Etat de l'art

L'objectif de ce chapitre est de rassembler tous les éléments nécessaires pour comprendre les enjeux du sujet de thèse, pour formuler les hypothèses de travail et pour fixer les objectifs scientifiques et techniques de la thèse.

1 Les sédiments fins de retenues hydroélectriques

1.1 Origines et définitions

Le terme « sédiment » désigne un ensemble constitué d'éléments minéraux et organiques transportés par les eaux ou le vent et qui se déposent dans un bassin de sédimentation (Biju-Duval, 1999 ; CNRTL, 2016). Le sédiment est un matériau détritique hétérogène dont la composition dépend de la géologie et des conditions pédoclimatiques du bassin versant d'origine. Il possède une granulométrie très étalée allant des particules d'argile (< 0.2 µm) aux blocs de plusieurs mètres de diamètre.
D'un point de vue sociétal, le terme « sédiment » renvoie à de multiples synonymes « dépôt », « limon » ou « alluvions ». Les sédiments font également penser aux plaines alluviales et aux deltas fertiles comme celui du Gange, du Nil ou encore du Rhône, où l'agriculture et des écosystèmes terrestres et aquatiques cohabitent. En revanche, certains synonymes, comme « boue de dragage » ou « vase » jouissent parfois d'une perception moins positive qui s'explique, notamment, (i) par l'aspect physique des matériaux (ii) par les contaminations potentielles ou présumées de ces matériaux et (iii) par l'impact négatif que peuvent avoir les pratiques de dragage sur certains compartiments écologiques (Brils et al., 2014).

Les sédiments situés en amont des ouvrages hydroélectriques ont quatre origines distinctes (figure 1.1) :

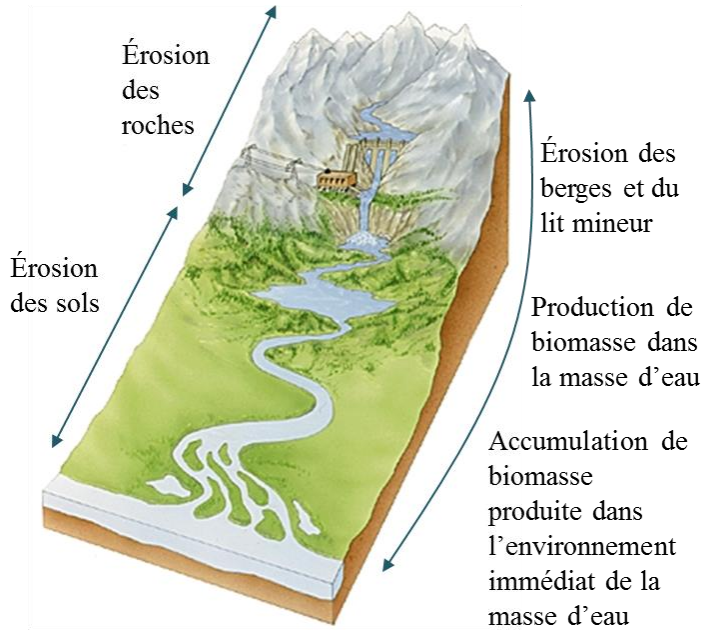


Figure 1.1 : Origines principales des sédiments situés en amont des ouvrages hydroélectriques (adaptée de l'Encyclopédie Larousse en ligne)

- L'érosion des roches affleurantes en amont des bassins versants. Cette altération est due à l'action de facteurs mécaniques (gélifraction, thermoclastie, érosions glaciaire, fluviatile et éolienne) et/ou de facteurs chimiques comme l'hydrolyse ou la dissolution de

minéraux. La granulométrie des sédiments ainsi générés est très variable pouvant aller du bloc de plusieurs mètres de diamètre aux argiles (< 0.2 µm).

- L'érosion des sols naturels ou agricoles. Les actions mécaniques de l'eau détruisent les agrégats peu stables se trouvant à la surface des sols. D'après Annabi (2005), il existe quatre mécanismes de désagrégation : (i) l'éclatement dû à la compression de l'air piégé dans les pores lors de l'humectation, (ii) la microfissuration produite par le gonflement différentiel des argiles, (iii) la désagrégation mécanique due à l'énergie des gouttes de pluie (phénomène de splash) et (iv) la dispersion physico-chimique qui est occasionnée par la réduction des forces d'attraction entre les particules d'argiles lors de l'humectation. Ces mécanismes ont pour conséquence de dissocier les macroagrégats en particules élémentaires ou en microagrégats. Ces particules non liées peuvent ensuite intégrer le réseau hydrographique du bassin versant lors de fortes pluies et être transportées vers l'aval. La granulométrie des sédiments issus de l'érosion des sols est globalement fine allant des argiles (< 2 µm) aux graviers (2 mm à 20 mm) voire des cailloux (20 mm à 200 mm).
- L'accumulation de biomasse produite au sein de la masse d'eau (macrophyte, phytoplancton…) ou issue du développement de la végétation bordant la masse d'eau (forêt alluviale, roselière, berges…). Ces sédiments d'origine organique peuvent avoir une granulométrie variable en fonction de la nature de la biomasse (bois, feuille, phytoplancton…) et de l'état de décomposition des matériaux.
- L'érosion des berges (sols et/ou roches) et des fonds des cours d'eau (roches) si la combinaison de la vitesse d'écoulement de la masse d'eau et de la granulométrie des particules à éroder permet d'atteindre des conditions favorables à l'érosion (figure 1.1).

Le diagramme d'Hjulström permet d'expliquer les phénomènes de transport des sédiments en fonction de la vitesse d'écoulement de l'eau et de la granulométrie des particules (figure 1.2). Le transport des particules au sein d'un cours d'eau peut prendre deux formes : (1) le transport par charriage, quand la vitesse d'écoulement et la granulométrie permettent aux sédiments les plus grossiers (sables grossiers, les graviers, les galets et les blocs) un déplacement sur le fond discontinu répété (saltation) ou continue (roulement) et (2) le transport en suspension lorsque la vitesse et la granulométrie sont propices à la mise en suspension des particules sédimentaires fines (sables fins, limons et argiles).

La présence d'une retenue hydroélectrique sur un cours d'eau diminue la vitesse d'écoulement de la masse d'eau et entraine la sédimentation des matériaux transportés. D'après le diagramme de Hjulström, les particules les plus grossières sont les premières à sédimenter lors de la diminution de la vitesse de transport. Ainsi, théoriquement un granulo-classement s'opère au sein des retenues avec les sédiments les plus grossiers en queue de retenue et les sédiments les plus fins à la base du barrage. Toutefois, en pratique, ce granulo-classement est influencé par les régimes hydrographiques, la géomorphologie de la vallée et du bassin et par les manœuvres d'exploitation de la retenue.

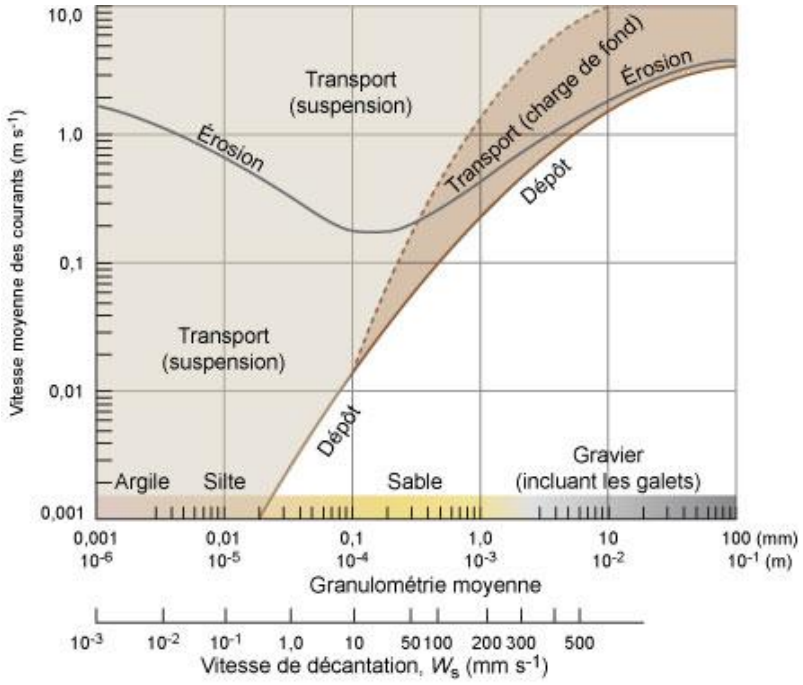


Figure 1.2 : Diagramme d'Hjulström (Boulvain, 2012)

1.2 Impacts liés à l'accumulation dans les retenues

L'accumulation importante de matériaux solides dans le réservoir d'un barrage hydroélectrique peut dans certaines situations, constituer une menace directe pour la sureté de l'ouvrage en cas d'obstruction des organes de sécurité. Elle peut également induire un rehaussement des côtes d'eau de la retenue qui peuvent parfois augmenter le risque d'inondation pour les populations riveraines lors d'épisode de crue. L'accumulation importante de sédiments peut aussi avoir un impact sur la production hydroélectrique en diminuant la capacité de stockage en eau, en gênant les manœuvres de vannes, en obstruant les prises d'eau et en limitant le marnage. Les activités annexes (pêche, nautisme, baignade…) qui se développent grâce à la présence de la masse d'eau peuvent également être gênées ce qui peut entrainer un préjudice économique à l'échelle locale. Les riverains de la retenue peuvent être incommodés par des problèmes visuels et/ou olfactifs ou encore par le transport éolien de sédiments secs lors de période de basses eaux (« vent de sable »). Enfin l'accumulation de sédiments en amont des retenues peut occasionner un déficit de sédiments en aval. Ce déficit peut entrainer d'une part, la fragilisation des ouvrages implantés aux abords immédiats du cours d'eau (barrage, ponts…) et d'autre part, engendre une modification importante des équilibres des écosystèmes en place (Anger, 2014).

Pour toutes ces raisons, les gestionnaires de barrage surveillent l'accumulation des sédiments au sein des retenues et réalisent quand cela est nécessaire des opérations destinées à évacuer les sédiments accumulés en privilégiant leur transfert en aval de l'ouvrage dans le but d'assurer la continuité sédimentaire.

1.3 La continuité sédimentaire

La Directive Cadre sur l'Eau (OJEC, 2000) et la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (JORF, 2006) obligent les gestionnaires de barrage à assurer la continuité sédimentaire des sédiments grossiers sur les cours d'eau classés en liste 2 au titre du L214-17 CE. Ce classement correspond généralement à des cours d'eau sur lesquels un déficit est constaté en aval. D'autre part, l'arrêté du 30 mai 2008 (JORF, 2008) stipule que les matériaux issus du dragage des cours d'eau doivent être en priorité réintroduits dans la voie d'eau afin de maintenir un bilan sédimentaire équilibré. Pour respecter cette obligation réglementaire et éviter l'accumulation des sédiments au sein des retenues, les gestionnaires de barrage privilégient la mise en œuvre de chasses, appelée aussi transparences, notamment dans le Sud-Ouest. Cette méthode consiste à profiter des débits d'eau importants lors d'évènements hydrologiques notables pour réaliser des manœuvres d'exploitation menant à l'ouverture des organes de fond pour provoquer la remise en mouvement des sédiments fins et grossiers et ainsi les évacuer naturellement vers l'aval. L'objectif des gestionnaires en la matière est de maintenir l'équilibre sédimentaire au sein de la retenue sur une période courte de temps (quelques années). Lorsque la quantité de sédiment entrant dans la retenue est égale à la quantité de sédiment sortant, on parle de transparence totale des ouvrages. En pratique, la topographie de la vallée, la conception des ouvrages, les volumes des retenues, ne permettent pas toujours d'atteindre la transparence totale même si des chasses régulières sont opérées. Ainsi, dans de nombreuses retenues, les sédiments finissent par s'accumuler au cours du temps. Pour évacuer ces sédiments, les gestionnaires se tournent alors vers des opérations ponctuelles de curage mécanique ou de pompage-dilution. En moyenne, quelques centaines de milliers de mètres cubes sont ainsi gérés chaque année par EDF. Dans le but de respecter l'obligation de continuité sédimentaire, notamment des fractions les plus grossières, les gestionnaires réintroduisent la majorité des sédiments dans le cours d'eau en aval des ouvrages en respectant les obligations établies par la Loi sur les Milieux Aquatiques (JORF, 2006) concernant notamment les concentrations en contaminants à ne pas dépasser ou encore le taux maximal de particules en suspension (turbidité) à respecter lors de la réintroduction des sédiments à l'aval.

1.4 La gestion à terre

Les opérations de curage mécanique ou de pompage des sédiments ne concernent qu'une part restreinte des sédiments accumulés au sein des centaines de retenues gérées par EDF. En effet, la quantité de sédiments accumulés au cours des dizaines d'années d'exploitation pouvant atteindre jusqu'à plusieurs centaines de milliers de mètres cubes pour les retenues les plus importantes (François Thery (EDF R&D), communication personnelle) interdit la réintroduction de la totalité des sédiments en aval des cours d'eau. La gestion à terre des sédiments est donc à envisager.

Lorsque les sédiments accumulés ont une granulométrie grossière, supérieure à des sables grossiers, ils peuvent être extraits de la retenue et valorisés en tant que matériaux de construction sous forme de granulats, de gravier ou de sable. En revanche, lorsque plus de 50 % des particules ont une granulométrie inférieure à 80 µm (Anger, 2014), les sédiments sont considérés comme fins et leur valorisation en tant que matériaux de construction est difficile, essentiellement pour

des raisons de propriétés mécaniques incompatibles avec les spécifications des matériaux de construction.

A ce jour, il n'existe pas de voie de valorisation robuste et généralisable, dédiée à la valorisation ou au traitement des sédiments fins à terre. Du point de vue réglementaire, les sédiments gérés à terre prennent le statut de déchet d'après l'Article L. 541-4-1 du code de l'environnement (2016). En tant que déchet, les sédiments fins pourraient donc être orientés vers des Installations de Stockage de Déchets (ISD) mais les capacités d'accueil limitées des ISD et les volumes de sédiments en jeu rendent cette option techniquement, économiquement et environnementalement non réaliste.

Des pistes sérieuses de valorisation des sédiments fins sont toutefois explorées et testées depuis quelques années par plusieurs organismes de recherches universitaires, institutionnels, ou industriels dont EDF R&D et plus particulièrement l'unité Territoires et Economie Circulaire (TEC) du département Technologies et Recherches pour l'Efficacité Energétique (TREE). Ces recherches se font principalement dans le cadre du projet GEODDESIE qui consiste à trouver de nouveaux usages ou à maintenir les usages existants des grands déchets d'EDF, parmi lesquels on retrouve les sédiments fins de barrage gérés à terre, en les caractérisant de façon adaptée et en évaluant leur impact environnemental. Concrètement, le projet permet le co-encadrement de thèses CIFRE portant sur les différentes filières potentielles de valorisation des sédiments (Anger, 2014 ; Faure, 2017 ; Buronfosse, en cours) dont la présente thèse.

Au regard de la réglementation sur l'environnement et des réalités techniques et économiques, les gestionnaires n'extraient, à ce jour, que les sédiments qui poseront des problèmes significatifs (production, sureté, environnement). Mais, EDF souhaite explorer et mettre en place de nouvelles filières durables et généralisables de valorisation des sédiments fins, afin d'avoir une démarche proactive.

1.5 Les voies potentielles de valorisation des sédiments fins

A ce jour, au moins cinq voies de valorisation potentielle des sédiments fins sont explorées par la communauté scientifique : quatre voies de valorisation en matériaux de constructions et la valorisation agronomique.

1.5.1 Valorisation en matériaux de construction

La filière « Ciment » :

Cette voie de valorisation vise à substituer une partie de la matière première habituellement utilisée par les cimentiers pour fabriquer le clinker par des sédiments fins. Le clinker est le constituant de base du ciment. Il est obtenu par broyage et cuisson à 1450 °C d'un mélange composé à 80 % de calcaire, source de carbonates de calcium et à 20 % d'argile, source de silice, d'alumine et d'oxyde de fer (Anger, 2014).

La filière « béton-mortier-coulis » :
Le béton est fabriqué à partir de ciment, d'eau et de différents matériaux granulaires comme du sable, du gravier et diverses additions minérales. Au regard de la granulométrie fine des sédiments étudiés (environ 70 % des particules ayant un diamètre inférieur à 63 µm), il est envisagé d'utiliser les sédiments pour corriger la courbe granulométrique des sables dépourvus d'éléments fins. Cela permettrait de combler les vides entre les particules de dimensions plus importantes afin d'augmenter la compacité de squelette granulaire des bétons. L'apport de tels matériaux fins permet ainsi d'influencer les caractéristiques des bétons à l'état frais ou à l'état durci (Sédimatériaux, 2014a ; Anger, 2014).

La filière « matériaux routiers et assimilés » :
L'objectif de cette filière est de pouvoir utiliser les sédiments fins comme matériaux de substitution aux granulats pour la construction de sous-couche routière, d'accotement revêtus ou de remblai technique connexe à l'infrastructure routière. Considérant les propriétés géotechniques des sédiments fins résultant principalement de leur granulométrie, leur argilosité et leur teneur en matière organique, certains sédiments fins semblent adaptés à cette usage (Sédimatériaux, 2014b ; Anger, 2014).

La filière « matériaux céramiques » :
Les matériaux céramiques sont fabriqués à partir d'argiles préparées, mises en forme, séchées puis cuites. Les pâtes des céramiques peuvent être constituées d'une ou plusieurs argiles, mélangées à des modificateurs minéraux (poudre de quartz, feldspath…) qui ont un effet dégraissant. Les sédiments fins sont des mélanges d'argiles et d'éléments de granulométrie supérieure (limons voire sable fins) qui peuvent jouer le rôle de dégraissant. Pour qu'un sédiment fin puisse être utilisé comme matière première il faut que sa composition initiale soit adaptée à la composition de la pâte céramique utilisée pour la fabrication d'un matériau céramique donné (Anger, 2014).

1.5.2 Valorisation agronomique

1.5.2.1 En tant qu'amendement agricole

Historiquement, dans certaines régions françaises, les sédiments fins issus du dragage de canaux, voies navigables ou même de barrages ont été employés en tant qu'amendement agricole. L'objectif principal de ces épandages était d'améliorer la fertilité des sols agricoles. Cette amélioration pouvait répondre à différents objectifs agricoles en fonction des caractéristiques des parcelles concernées. Les sédiments dragués pouvaient servir à rehausser le niveau des sols pour la mise en place de polder cultivés à l'aide de sédiments d'origine marine comme dans la baie du Mont St Michel. Les sédiments carbonatés étaient utilisés empiriquement comme amendement calcique sur les parcelles agricoles acides, comme dans la vallée de la Rance en Bretagne.

Trois normes sont susceptibles d'être suivies pour autoriser la valorisation agronomique des sédiments fins par épandage agricole :

- La **norme NF U44-001 relative aux amendements minéraux basiques** (AFNOR, 2009) qui définit les matériaux basiques comme « matières fertilisantes contenant des carbonates, des oxydes, des hydroxydes et/ou des silicates, généralement associés à du calcium et/ou du magnésium, et destinées principalement à maintenir ou à élever le pH du sol et à en améliorer les propriétés » et provenant de « sables carbonatés de dépôts marins ». Cette dénomination pourrait donc s'appliquer aux sédiments marins qui rentrent dans la dénomination « tangue ». Au niveau des spécifications chimiques, pour respecter la norme les matériaux doivent contenir au minimum 15 % de CaO + MgO (sur produit brut), avoir une valeur neutralisante supérieure ou égale à 15 et avoir un pH inférieur à 10. Bien que certains sédiments fins aient des propriétés chimiques conformes à la norme, leur origine continentale ne permet pas de les utiliser en épandage agricole selon cette norme.
- La **norme NF U42-001 relative aux engrais minéraux** (AFNOR, 1981) définit ces-derniers comme « des matières fertilisantes dont la fonction principale est d'apporter aux plantes des éléments directement utiles à la nutrition (éléments fertilisants majeurs, élément fertilisants secondaires, oligo-éléments) ». Pour être considérés comme engrais minéraux, les matériaux doivent avoir des teneurs en N, P_2O_5 ou K_2O qui dépassent les 3 % de matière brute ou dont la somme de ces trois éléments dépasse 7 %. Les sédiments des retenues hydroélectriques présentent des concentrations trop faibles pour être considérées comme engrais minéraux (Anger, 2014).
- La **norme NF U44-051 relative aux amendements organiques** (AFNOR, 2006) définit ces-derniers comme des « matières fertilisantes composées principalement de combinaisons carbonées d'origine végétale, ou animale et végétale en mélange, destinées à l'entretien ou à la reconstitution du stock de matière organique du sol et à l'amélioration de ses propriétés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques ». Cette norme fixe les matières premières et procédés de transformation autorisés ainsi qu'une teneur minimale en matière organique allant de 15 % à 20 % (sur matière sèche) selon les types de produits. Les sédiments ne faisant pas partie de la liste exhaustive des matières premières autorisés, ils ne peuvent pas être utilisés en tant qu'amendement organique. Par ailleurs les sédiments des retenues hydroélectriques présentent rarement des teneurs en matières organiques aussi élevées.

L'arrêté du 30 mai 2008 (JORF, 2008) relatif aux opérations d'entretien des cours d'eau prévoit que « les sédiments non remis dans le cours d'eau peuvent faire l'objet […] d'un épandage agricole, sous réserve de l'accord du propriétaire des parcelles et du respect des prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles fixées par l'arrêté du 8 janvier 1998 ». L'arrêté du 8 janvier 1998 (JORF, 1998) relatif à l'épandage agricole de boues de station d'épuration urbaine précise les concentrations maximales à ne pas dépasser pour sept Eléments Traces Métalliques (ETM) (tableau 1.1), trois Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et sept Polychlorobiphényles (PCB) (tableau 2). Toutefois, même si les

sédiments fins étudiés ont très majoritairement des concentrations en contaminants en dessous des valeurs maximales autorisées, l'arrêté stipule que la quantité maximale épandable de matériaux est fixée à 30 tonnes de MS/ha/10 ans. Cette obligation a pour conséquence, par exemple, qu'un volume *in situ* de 1000 m^3 de sédiments provenant du dragage d'un cours d'eau, soit environ 700 t de MS en considérant les sédiments comme « vase consolidée » (masse volumique moyenne de 1,45) (CETMEF, 2015), nécessite une surface d'épandage d'environ 23 ha. Cette grande surface implique : (1) que l'épandage agricole ne peut concerner que de petits volumes de sédiment et (2) que l'épaisseur de sédiment apportée est très faible (2,07 cm, pour le même exemple) si l'apport est réalisé en une fois pour une période de 10 ans. La réglementation ne semble donc pas adaptée à l'épandage agricole des sédiments.

Tableau 1.1 : Concentrations maximales en ETM à ne pas dépasser pour l'épandage agricole de boues de STEP précisées par l'arrêté du 08/01/1998 n°97-1133

Eléments en Tace Métalliques (ETM)	Valeurs limites pour l'épandage agricole de boues (mg kg^{-1} MS)
Al	non spécifié
Mn	non spécifié
Zn	3000
Cr	1000
Pl	800
Cu	1000
Ni	200
As	non spécifié
Co	non spécifié
Cd	10
Se	100
Sb	non spécifié
Hg	10

Tableau 1.2 : Concentrations maximales en PCB et HAP à ne pas dépasser pour l'épandage agricole de boues de station d'épuration fixées par l'arrêté du 08/01/1998 n°97-1133

Composés Organiques		Valeurs limites pour l'épandage agricole de boues (µg kg^{-1} MS)
PCB	Somme des 7 PCB	800
	PCB totaux	non spécifié
	PCB 28	800
	PCB 52	800
	PCB 101	800
	PCB 118	800
	PCB 138	800
	PCB 153	800
	PCB 180	800
HAP	Fluoranthène	5000
	Benzo(b)fluoranthène	2500
	Benzo(a)pyrène	2000
	Somme des 16 HAP	non spécifié

1.5.2.2 En construction de sol

Principe et objectifs de la démarche

La construction de sols à partir de matériaux technogéniques, comme les sédiments, est envisageable pour les mêmes applications de génie pédologique que pour les sols construits à partir de matériaux pédologiques (tels que la terre végétale) (Bauman et al., 2015 ; Séré, 2007 ; Séré et al., 2008). La construction de sol intervient lors d'installation *ex nihilo* d'espaces verts en zone urbaine ou péri-urbaine allant d'une taille de quelques mètres carrés (massif planté, accotement de voirie, toiture végétalisée) à plusieurs hectares (jardin et parc). Elle peut également

intervenir lors de la réhabilitation de zones dégradées dans un but paysager (parc extensif) (Bacholle et al., 2006) ou écologique (Bacholle et al., 2006 ; Séré et al., 2008 ; Bulot et al., 2014, Bulot et al., 2016). Les zones dégradées ont une surface de sol présentant d'importantes carences nutritives pour être support de végétation à la suite d'activités anthropiques (Burelle et al., 2005). Parmi ces sites dégradés, on distingue les friches industrielles, commerciales et militaires, qui occupaient en France environ 100 000 ha en 2012 d'après la base de données Basias (BRGM, 2012), qui constitue un inventaire des anciens sites industriels et activités de service pouvant être à l'origine de la pollution des sols. Les pistes de ski, les accotements d'infrastructures routières et ferroviaires sont également des zones susceptibles d'être dégradées et devant être réhabilitées, avec la particularité d'éventuellement présenter de fortes pentes. Enfin, la réhabilitation des installations de stockage de déchets (ISD) au nombre de 308 en 2007 (Amorce, 2007) et des zones d'extraction minière (450 concessions valides (MinéralInfo, 2017a)) et de carrière (4200 exploitations en activité (MinéralInfo, 2017b), nécessite également la mise en place de sols sur les sites après la cessation d'activité. La réhabilitation d'une zone dégradée peut avoir des objectifs environnementaux, économiques et sociaux. Toutefois, la terminologie scientifique distingue trois termes : la réhabilitation qui vise à recréer un écosystème ayant des processus, une productivité et des services identiques à ceux de l'écosystème initial. La restauration est une réhabilitation qui ambitionne d'atteindre la même composition spécifique ainsi que la même structure de la communauté que l'écosystème initial. Enfin, la remise en état vise à modifier l'écosystème dégradé pour le rendre apte au support de végétation, à but agricole ou écologique, sans toutefois retrouver les propriétés de l'écosystème initial (Bradshaw, 1996 ; SER, 2004)

D'un point de vue pédologique, ce sont les besoins des espèces végétales qui dictent les caractéristiques principales (profondeur, nombre de couche, nature…) que le sol construit doit posséder. Le sol doit être fertile c'est-à-dire qu'il doit apporter tous les éléments dont les plantes ont besoin pour se développer correctement (éléments majeurs et oligo-éléments) en quantité suffisante mais sans excès, ni quantité trop importante d'éléments phytotoxiques métalliques et organiques. Le sol construit doit également proposer un environnement propice à l'activité biologique (microflore, microfaune, mésofaune et macrofaune) suffisante pour interagir avec les végétaux par l'intermédiaire de leurs systèmes racinaires et favoriser le bon fonctionnement des cycles biogéochimiques des éléments (C, N, S, Ca…) et assurer ainsi une fertilité durable. Enfin, pour être fertile, un sol doit présenter des propriétés physiques adaptées à l'enracinement des végétaux et favoriser la mise en place d'un fonctionnement hydrodynamique limitant les risques d'anoxie tout en proposant une réserve utile en eau suffisante pour pallier le problème de stress hydrique. La structure du sol joue alors un rôle primordial en permettant la mise en place de pores où les fluides (eau et air) peuvent circuler. La profondeur du sol est également un paramètre important qui doit être en adéquation avec le type de strate végétale implantée (herbacée, arbustive ou arborée).

Réglementation et limites

Il n'existe pas de cadre réglementaire propre à la construction de sol en France. Toutefois, le code rural et de la pêche maritime (article L255-1) définit les supports de culture comme étant « des produits destinés à servir de milieu de culture à certains végétaux et à leur permettre, par ancrage de leurs organes absorbants, d'être en contact avec les solutions nécessaires à leur croissance ». Les matériaux employables en France en tant que supports de culture doivent être conformes à la norme NF U44-551 (AFNOR, 2002) rendue d'application obligatoire par l'arrêté du 5 septembre 2003 (JORF, 2003).

La norme NF U44-551 définit l'ensemble des terres et substrats minéraux ou organiques utilisables pour le support de culture et donc pour la construction des sols, mais les sédiments ne sont pas nommés explicitement dans cette liste, bien qu'ayant des propriétés proches des substrats minéraux ou organo-minéraux. Elle précise également des teneurs limites en sept ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb et Zn) que les matériaux ne doivent pas dépasser pour être utilisés (tableau 1.3). En l'absence de réglementation concernant les matériaux non cités dans la norme, certains auteurs comparent les teneurs en ETM de leurs matériaux avec les teneurs limites des sols pouvant recevoir un épandage de boue de station d'épuration, d'après la norme NF U44-041 (ANFOR, 1985). Ces seuils sont les mêmes que ceux de la norme relative aux supports de culture plus un seuil pour le Se fixé à 10 mg kg^{-1} MS.

L'utilisation de matériaux non nommés dans la norme NF U44-551 pour la construction de sol végétalisé est prévue par le code rural mais n'est possible qu'à condition d'être conforme à « un cahier des charges approuvé par voie réglementaire garantissant son efficacité en tant que support de végétation et son innocuité » (L255-5, code rural et de la pêche maritime, 2016). De plus, les articles L255-4, L255-7 et L255-8 (code rural et de la pêche maritime, 2016) prévoient la possibilité d'utiliser un matériau à des fins d'expérimentation en tant que « support de culture s'il est prouvé, à l'issue d'une évaluation, l'absence d'effet nocif sur la santé humaine, la santé animale et sur l'environnement et l'efficacité à l'égard des végétaux ou des sols ». L'usage de matériaux non nommés dans la norme NF U44-551 est ainsi difficile et longue à mettre en place.

2 La construction de Technosols support de végétation

2.1 Définitions et fonctions d'un sol construit

Dans la littérature, même si certains auteurs préfèrent définir le sol par rapport aux fonctions qu'il est capable de remplir, notamment la fonction de support de végétation comme pour Hollis (2001) pour qui le sol est « tout matériau non consolidé à la surface de la Terre ayant le potentiel d'être support de végétation », la plupart des auteurs adoptent une approche descriptive. En effet, historiquement, le sol a été considéré comme un objet, ou plutôt un « corps naturel – distinct de la roche mère – ayant sa propre genèse et son propre historique de développement ; un corps au sein duquel des processus complexes et multiformes interviennent sous l'effet de facteurs de formation comme le climat, la végétation, l'action des organismes vivants, le relief et l'âge » (Dokoutchaiev, 1870-1903 (in Krasil'nikov, 1958)). Cette première définition du sol a

progressivement évolué pour s'élargir et désigner « tout matériau compris dans les deux premiers mètres sous la surface de la Terre qui est en contact avec l'atmosphère, à l'exception des êtres vivants, des surfaces entièrement recouvertes de glace ou de masse d'eau de plus de deux mètres de profondeur » (IUSS, 2014). Cette définition permet d'inclure tous les sols depuis les sols naturels jusqu'aux sols anthropogéniques majoritairement formés par l'action de l'Homme qui n'étaient initialement pas inclus dans la définition de sol. La prise en compte des sols fortement influencés par les activités humaines est relativement récente comme en témoignent les zones blanches et non cartographiées des cartes de sols aux emplacements des territoires urbanisés ou industriels (Bechet et al., 2009) ou encore l'apparition récente de nouvelles typologies de sols très anthropisés dans les classifications pédologiques Française (« Anthroposols construits » apparus en 2008 dans le Référentiel Pédologique Français (RPF, 2008) et internationale (« Technosols » apparus en 2006 dans la World Reference Base for soil ressource (WRB, 2014).

Le RPF (2008) définit cinq types de sol fortement anthopisés selon le degré d'influence de l'Homme dans sa mise en place et la nature des matériaux qui sont à l'origine du sol. Il s'agit des :

- **Anthroposols transformés** issus de modifications anthropiques de sols naturels pour en améliorer la fertilité et permettre une production agricole.
- **Anthroposols artificiels** résultant entièrement d'apports par l'homme de matériaux variés non pédologiques (=matériaux anthropiques).
- **Anthroposols reconstitués** issus d'opération de génie pédologique visant à fabriquer volontairement un sol à partir de matériaux pédologiques transportés (e.g. terre végétale), remaniés, puis mis en place dans les jardins, parcs et espaces verts pour les plantations de végétaux.
- **Anthroposols construits** issus d'opération de génie pédologique visant à fabriquer volontairement un sol à partir de 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.
- **Anthroposol archéologique** ayant subi des modifications anthropiques anciennes (sur plus de 50 cm d'épaisseur depuis la surface) et contenant des couches comptant plus de 20% en volume de débris d'activité humaine (artéfacts).

Ces sols sont souvent qualifiés d'urbains ou péri-urbains car ils sont préférentiellement localisés dans les territoires urbains, péri-urbains et industriels où se concentrent l'influence des activités humaines sur les sols. Cependant, ils ne le sont pas exclusivement et peuvent être présents dans des zones rurales ayant subi des activités de génie civil (Bechet et al., 2009). Par abus de langage,

la désignation « sol urbain » désigne parfois indifféremment l'un des cinq types d'Anthroposol indépendamment de sa localisation géographique. A l'inverse un sol urbain au sens strict (*i.e.* un sol localisé en zone géographiquement urbaine) n'est pas forcément un Anthroposol mais peut être un sol formé majoritairement par les processus naturels de pédogénèse et inclus à la ville par le phénomène d'étalement urbain. Pour éviter toute confusion, le terme « sol urbain » ne sera pas utilisé dans cette thèse pour évoquer les Anthroposols. Ces derniers seront nommés « Anthroposols construits » ou « sols construits » et l'adjectif « urbain » sera réservé aux sols géographiquement situés en zone urbaine ou péri-urbaine.
En anglais, les sols issus de matériaux anthropiques et/ou fortement modifiés par les activités humaines sont regroupés sous le terme de Human Altered or/and Human Transported soils (HAHT soils) ou de Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military areas (SUITMA).

2.2 Les typologies de sols reconstitués

L'Union Nationale des Entreprises du Paysage (UNEP, 2012) distingue trois types de sol reconstitué pour la mise en place d'aménagement urbain végétalisés. Cette typologie dépend de la strate végétalisée que l'on souhaite installer et donc de la profondeur d'enracinement des végétaux.

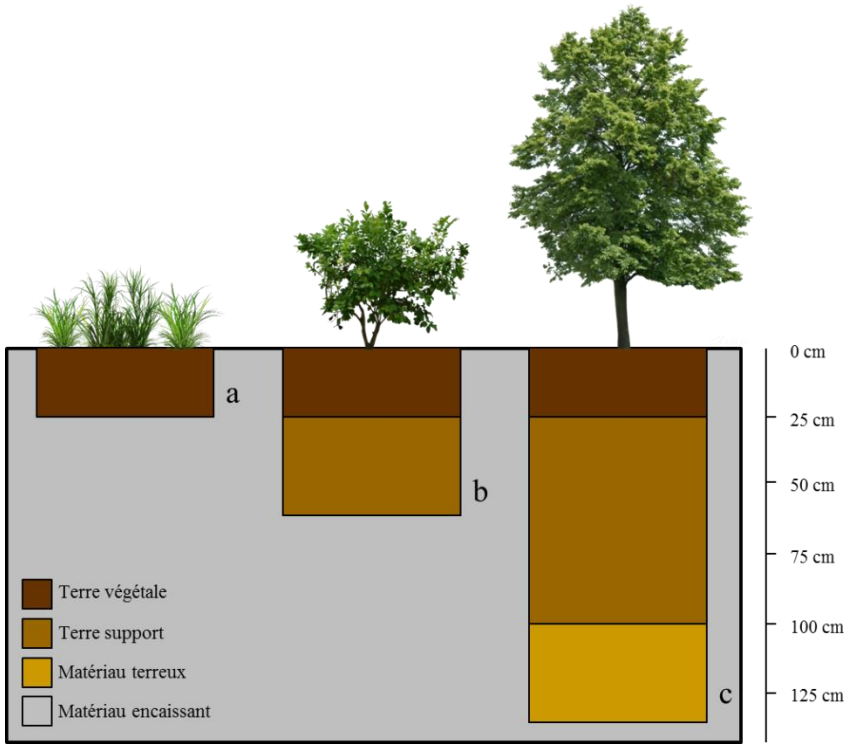


Figure 1.3 : Représentation schématique des typologies de sols reconstitués pour les aménagements d'espaces verts : sol pour strate herbacée (a), sol pour strate arbustive (b), sol pour strate arborée (c) (les largeurs des représentations ne sont pas à l'échelle)

- Le sol pour une strate herbacée (figure 1.3 a) est constitué d'une seule couche d'une épaisseur de 20 à 30 cm de terre végétale.

- Le sol pour une strate arbustive (figure 1.3 b) est constitué de deux couches : une couche de terre végétale de 20 à 30 cm d'épaisseur sur une couche de 20 à 40 cm de terre support.
- Le sol pour une strate arborée (figure 1.3 c) est constitué de deux à trois couches : une couche superficielle de terre végétale de 20 à 30 cm d'épaisseur sur une couche intermédiaire de 40 à 100 cm de terre support, elle-même sur une éventuelle troisième couche profonde de matériau terreux de 0 à 60 cm d'épaisseur.

2.3 Les matériaux utilisés

2.3.1 La terre végétale et la terre support

La norme NF U44-551 (AFNOR, 2002) précise les caractéristiques agronomiques ainsi que l'origine du matériau pour définir une terre support et une terre végétale employable en construction de sol, qui sont, en pratique, les deux matériaux majoritairement utilisés par les aménageurs en France, pour construire des sols végétalisés. La **terre support** est un matériau naturel terreux non amendé, caractérisé par une teneur en matière organique (MO) de 1 à 5 % et une fraction fine (≤ 2mm) supérieure à 50% en masse. Ce matériau peut provenir des horizons de surface des sols naturels ou agricoles, ayant généralement des propriétés agronomiques favorables au développement des végétaux, ou des horizons sous-jacents moins riches en MO et en éléments nutritifs.

Tableau 1.3 : Teneurs limites en ETM dans la terre végétale pour la construction de sol (NF-U 44-551)

ETM	Teneur limite (mg kg^{-1} MS)
Cd	2
Cr	150
Cu	100
Hg	1
Ni	50
Pb	100
Zn	300

La **terre végétale** est un matériau naturel terreux pouvant être amendé en matière organique exogène caractérisé par une teneur en matière organique de 3 à 15 % et une fraction fine (≤ 2mm) supérieure à 50% en masse. Il s'agit donc directement de matériaux d'extraction des horizons de surface des sols naturels ou agricoles ou de terre support amendés ou non en MO (UNEP, 2012).

Tableau 1.4 : Teneurs limites à respecter en micro-organismes pathogènes dans la terre végétale pour la construction de sol (NF-U44-551)

Micro-organismes pathogènes	Teneurs limites à respecter
Salmonella (analyse d'après NF EN 12824)	Absence dans 1 g de matière brute
Listeria monocytogenes (analyse d'après NF V 08-055) (paramètre valable uniquement pour les cultures à consommer crues)	Absence dans 1 g de matière brute

D'après la norme NF U44-551, la terre végétale doit respecter certaines spécifications en matière de présence d'ETM (tableau 1.3) et d'agents pathogènes (tableau 1.4) pour être employable en construction de sol.
L'origine des terres ressources (terres végétales et/ou terres support) utilisées par les aménageurs est prioritairement le chantier d'aménagement dans lequel se déroule le projet de construction de sol et ce, dans un souci de bonne gestion des ressources comme le stipulent les règles professionnelles des travaux des sols de l'UNEP (2012). On parle alors de terres ressources « internes ». Les terres ressources peuvent également provenir d'un autre projet d'aménagement excédentaire. On parle de terres ressources « externes ». La variabilité géographique et pédologique des terres ressources employées en aménagement ne permet pas de dégager de propriétés agronomiques génériques à l'ensemble des terres ressources employables en construction de sol végétalisé mises à part les caractéristiques réglementaires précisées dans la norme NF U44-551.

2.3.2 Le compost de déchets verts

Bacholle et al. (2005) constatent que l'amendement de terre végétale avec des matériaux organiques exogènes est répandu et tend à devenir systématique lors de la construction de sol végétalisé en France. Ils constatent également que 86 % des amendements organiques réalisés sont faits avec du compost de déchets verts. Ce matériau est issu du compostage de 4 mois en moyenne (2 à 12 mois) de différents déchets organiques d'origine végétale comme des feuilles mortes, des résidus de tontes et de tailles de haies, d'arbustes ou d'arbres, des déchets d'entretien de massifs ou encore des déchets de jardin des particuliers… Les matières premières dont le compost de déchets verts est issu, varient en quantité et en qualité au cours du temps (effet saisonnier) mais également géographiquement en fonction des pratiques et du contexte pédoclimatique des régions d'où il provient (FranceAgriMer, 2015). Il est donc difficile de préciser des propriétés agronomiques génériques des composts de déchets verts. La production annuelle de compost de déchets verts en France représente environ 2.3 millions de tonnes (ADEME, 2007). Ce compost est majoritairement valorisé en grande culture (68%) et en aménagements paysagers (25%).

En France, 551 plateformes de compostage ont été recensées et jugée fonctionnelles par l'ADEME en 2005 (ADEME, 2007). Parmi elles, au moins 221 plateformes sont dédiées au compostage de déchets verts. Ces plateformes sont réparties de façon hétérogène sur le territoire en fonction de la surface potentielle de production de déchets verts, de la production effective et de la collecte des déchets verts. Néanmoins, le tableau 1.5 montre que des plateformes de compostage de déchets verts sont réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain (excepté en Corse) (ADEME, 2007). Il semble donc que cette ressource soit disponible partout en France.

Du point de vue économique, ce matériau organique est relativement peu onéreux (par exemple entre 8 et 35€ HT la tonne en Région Provence-Alpes Côte d'Azur (Chambre d'Agriculture

PACA, 2012). Le compost de déchets verts est ainsi une ressource abondante, abordable et répartie sur l'ensemble du territoire français, ce qui explique son utilisation importante en construction d'aménagements paysagers.

Tableau 1.5 : Répartition géographique des installations de compostage en France (ADEME, 2007)

	Unité de compostage de				Non renseignées	Total	Tonnage en 2005
	Déchets verts	Boues d'épuration	Biodéchets ménagers	Autres déchets			
Nord Pas de Calais	16	2	4	2	0	24	329 000
Picardie	15	2	2	4	5	28	207 000
Haute Normandie	18	0	2	1	2	23	195 000
Champagne Ardenne	2	0	0	7	4	13	38 000
Lorraine	6	9	1	2	0	18	52 000
Alsace	5	2	1	1	7	16	99 000
Basse Normandie	13	3	0	0	3	19	99 000
Ile de France	19	2	1	4	3	29	271 000
Bretagne	7	2	1	8	19	37	64 000
Pays de la Loire	15	1	2	10	3	31	115 000
Centre Val de Loire	14	4	0	8	3	29	214 000
Bourgogne	10	5	6	2	7	30	94 000
Franche Comté	3	2	0	2	2	9	55 000
Poitou Charentes	6	6	5	6	11	34	136 000
Limousin	1	1	0	1	0	3	20 000
Auvergne	6	0	1	1	1	9	45 000
Rhône Alpes	20	4	1	11	6	42	328 000
Aquitaine	8	10	3	3	10	34	332 000
Midi Pyrénées	17	6	1	5	5	34	170 000
Languedoc Roussillon	6	9	2	3	24	44	139 000
PACA	14	9	0	3	3	29	345 000
Corse	0	0	0	0	0	0	0
France entière	221	79	33	84	118	535	3 347 000

Ce matériau est défini par la norme NF U44 051 (2006) relative aux dénominations, spécifications et marquage des amendements organiques, comme étant du compost vert c'est-à-dire un « compost obtenu à partir de végétaux issus en tout ou partie de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages, feuilles…), bruts ou après prétraitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage ».

La norme stipule que le compost doit avoir une teneur en MO supérieure ou égale à 20 % de la masse brute et respecter des critères d'innocuité concernant les teneurs en ETM (tableau 1.6), en HAP (tableau 1.7), en agents pathogènes (tableau 1.8) et en inertes et impuretés (tableau 1.9).

En plus de ces teneurs à respecter, la norme quantifie les flux maximaux à ne pas dépasser lors d'amendement organique en agriculture pour les ETM (tableau 5) et les HAP (tableau 8). Ces

valeurs sont potentiellement contraignantes en cas d'apport important de compost lors de la construction de sol végétalisé, puisque cet apport se fait en une fois.

Tableau 1.6 : Teneurs limites en ETM dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF-U 44-051)

ETM	Teneur limite (mg kg^{-1} MS)	Flux maximal (g ha^{-1} an^{-1})
As	18	270
Cd	3	45
Cr	120	1800
Cu	300	3000
Hg	2	30
Ni	60	900
Pb	180	2700
Se	12	180
Zn	600	6000

Tableau 1.7 : Teneurs limites en HAP dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF U44-051)

HAP	Teneur limite (mg kg^{-1} MS)	Flux maximal (g ha^{-1} an^{-1})
Fluoranthène	4	6
Benzo(b)fluoranthène	2.5	4
Benzo(a)pyrène	1.5	2

Tableau 1.8 : Teneurs limites à respecter en micro-organismes pathogènes dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF-U44-051)

Micro-organismes pathogènes	Teneurs limites à respecter
Salmonella	Absence dans 1 g de matière brute
Œufs d'helminthes viables	Absence dans 1.5 g de matière brute

Tableau 1.9 : Teneurs limites en impuretés et inertes dans un compost de déchets verts pour son utilisation en tant qu'amendement organique (NF U44-051)

Inertes et impuretés	Valeurs limites
Films plastiques + polystyrène expansé > 5 mm	< 0.3 % MS
Autres plastiques > 5 mm	< 0.3 % MS
Verres + métaux > 2 mm	< 0.3 % MS

La dose de matériau organique apportée est variable selon les opérateurs et le type de végétal planté (annuel ou pérenne) mais est majoritairement comprise entre 100 m^3 ha^{-1} et 500 m^3 ha^{-1} (Bacholle et al. 2005), 15 t carbone organique ha^{-1} à 75 t carbone organique ha^{-1} respectivement, soit 7 à 40 fois la dose agronomique classique de 2 t carbone organique ha^{-1} (pour un compost de densité 0.4 et MO = 2 * C organique). Cette pratique dérive des itinéraires techniques suivis en agriculture pour fertiliser les sols et maintenir un stock de MO suffisant pour assurer une bonne fertilité. La MO est alors régulièrement apportée par épandage sous différentes formes de produits résiduaires organiques. Or les sols construits sont souvent situés en zone urbaine ou périurbaine, zones où l'apport de MO exogène via les méthodes d'épandage agricole classiques sont peu adaptées voire impossibles. Pour compenser cette impossibilité d'apport de MO après la

construction du sol, les aménageurs appliquent aux sols construits de fortes doses en une seule fois (jusqu'à 50% en volume) pour que le stock initial de MO soit suffisant pour assurer une bonne fertilité sur une longue durée.

Vidal-Beaudet et Charpentier (1998) considèrent qu'un apport de 20% en volume de compost est insuffisant pour augmenter la porosité du sol. Cependant, Grosbellet (2008) montre que la dose de 20% en volume n'est pas suffisante pour obtenir une bonne structuration du sol en 24 mois, pour deux types de composts testés (compost de déchets verts et compost de boue de station d'épuration et de broyat de palette). La dose de 40% en volume de compost permet une bonne fertilité physique durable et sans phénomène d'anoxie (Grosbellet et al., 2011 ; Vidal-Beaudet et al., 2012 ; Cannavo et al., 2014).

L'apport massif de MO lors de la construction de sol présente aussi l'avantage de trouver un débouché pour les déchets organiques d'origine urbaine sous forme de composts urbains (Sheehan et al., 2010). En plus d'un intérêt environnemental, notamment en séquestrant du carbone, cette démarche est bien acceptée par la population comme le souligne une enquête d'acceptation sociale menée par Sheehan et al., (2010) auprès d'une population irlandaise riveraine de sols construits à partir de compost de déchets urbains.

2.4 Les propriétés agronomiques idéales d'un sol fertile

Les propriétés physico-chimiques idéales d'un sol fertile sont difficiles à établir dans l'absolu. Elles dépendent en premier lieu de l'usage (agricole, ornemental…) et du végétal pour lequel la fertilité est considérée. Le tableau 1.10 récapitule les valeurs seuils des principales propriétés physico-chimiques du sol pour estimer sa fertilité.

Tableau 1.10 : Valeurs seuils des principales propriétés physico-chimiques du sol pour estimer sa fertilité

	Paramètres	Unités	Valeurs		Références
			Optimales	Défavorables	
Fertilité physique	Masse volumique apparente	g cm^{-3}	< 1.2	> 1.7	Damas et Coulon (2016)
	Macroporosité	m^3 m^{-3}	> 0.2	< 0.05	Calvet (2003)
	Conductivité hydraulique à saturation en surface	cm s^{-1}	> 1.4 10^{-3}	< 4.2 10^{-4}	Musy et Soutter (1991)
	Réserve Utile pour les végétaux	mm cm^{-1}	> 1.5	< 0.5	Damas et Coulon (2016)
	Stabilité des agrégats (Mean Weigth Diameter)	mm	> 2	< 0.8	Le Bissonnais et Le Souder (1995)
Fertilité chimique	pH	/	6.5 à 7.5	< 6.5 et > 7.5	Damas et Coulon (2016)
	Matière organique	g kg^{-1}	40 à 100	< 10 et > 100	Damas et Coulon (2016)
	Azote total	g kg^{-1}	10 à 20	< 2 et > 20	Damas et Coulon (2016)
	Rapport C/N	/	8 à 10	< 6 et > 15	Damas et Coulon (2016)
	Phosphore Olsen	g kg^{-1}	> 0.12	< 0.04	Damas et Coulon (2016)
	Capacité d'échange cationique (Metson)	$cmol^{+}$ kg^{-1}	> 40	< 12	Damas et Coulon (2016)
	Carbonates de calcium	g kg^{-1}	10 à 50	> 500	Damas et Coulon (2016)
	Conductivité électrique	µS cm^{-1}	< 500	> 2000	Durand (1983)

3 La construction de Technosols support de végétation à partir de sédiments

3.1 Pertinence de la démarche de construction de sol à partir de sédiments

3.1.1 Les sédiments fins : un substitut à une ressource non renouvelable

Traditionnellement, les sols construits pour la végétalisation d'aménagements paysagers ou d'espaces verts sont élaborés à partir de terre végétale issue du décapage de sols agricoles souvent en mélange avec des matériaux organiques comme des composts. Une évaluation réalisée par Plante & Cité (Damas, 2009) estime que chaque année en France, trois millions de mètres cubes de sols sont utilisés pour les aménagements des différents projets paysagers. Or l'étalement urbain engendre l'artificialisation des sols et la raréfaction des parcelles agricoles à proximité immédiate des grandes villes. De plus, on constate une demande croissante des habitants pour végétaliser les centres urbains. Ceci entraine une augmentation des prix de la terre végétale,

notamment dû à son coût de transport lié à l'éloignement de la zone de prélèvement (Damas et Coulon, 2016). De surcroît, La captation de sol agricole pour la végétalisation des centres urbains n'est pas soutenable à long terme car cette ressource est considérée comme non renouvelable à l'échelle de temps humain. En effet Duchaufour (1977) estime la durée de mise en place d'un sol fonctionnel par les processus pédogénétiques naturels entre une centaine d'année (Baize, 1983) et plusieurs millions d'années (Baize, 2012) suivant les types de sol considérés, les propriétés des matériaux parents, la végétation, la topographie et le climat qui influencent le sol. Ceci est d'autant plus problématique que les sols agricoles sont une ressource indispensable pour assurer la sécurité alimentaire des populations qui ne cessent d'augmenter à l'échelle mondiale.
Il est donc intéressant de trouver des matériaux pouvant se substituer à la terre végétale pour la construction d'aménagements végétalisés. Cette démarche a déjà été entreprise pour valoriser des déchets urbains grâce au projet SITERRE, projet qui visait à mettre au point un procédé de construction de Sols à partir de matériaux Innovants en substitution à la TERRE végétale et aux granulats de carrière, financé par l'ADEME (2010-2015). Ce projet a démontré la faisabilité de construire des sols fertiles et durables à partir de certains déchets. D'autres études, se sont intéressées à la construction de sol en partie à partir de déchets industriels comme des boues papetières (Séré, 2007) ou des boues rouges provenant de l'extraction de l'alumine à partir de bauxite (Cadillon et Lacassin, 2003).

Le gisement de sédiments à curer ou à draguer chaque année en France est estimé à 50 millions de mètres cubes pour les ports et 6 millions de mètres cubes pour le réseau fluvial (Sedilab, 2016). Même si l'ensemble de ces sédiments n'est *a priori* pas utilisable en construction de sol pour des raisons de granulométrie trop élevée, de salinité ou de présence de contaminants, le volume du gisement de sédiments fins en France est potentiellement intéressant pour la construction de sol. D'autant plus que la production de ces sédiments est répartie sur une large partie du territoire (canaux, barrages, rivières et voies navigables…).

3.1.2 Propriétés agronomiques proches de celles des sols

Les sédiments fins d'origine continentale, saumâtre ou marine ont globalement des propriétés agronomiques proches de celles des sols, notamment en ce qui concerne les teneurs en matière organique, en azote totale et en carbonates de calcium (tableau 1.11).

Tableau 1.11 : Valeurs moyennes des principales propriétés des sols français établies par Jolivet et al. (2006) grâce au Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (n = 688 échantillons de sols)

	pH	Texture selon triangle de l'Aisne	CaCO3 ($g\ kg^{-1}$)	CO ($g\ kg^{-1}$)	N total ($g\ kg^{-1}$)
Jolivet et al., 2006	6.7	limon argilo-sableux	85	19.2	1.9

Tableau 1.12 : Valeurs des principales propriétés agronomiques de sédiments fins étudiés pour la construction de sol

	Durée de l'entreposage à terre (ans)	Origine	pH	CE ($\mu S\ cm^{-1}$)	Texture (triangle de l'Aisne)	CaCO3 ($g\ kg^{-1}$)	CO ($g\ kg^{-1}$)	MO ($g\ kg^{-1}$)	N total ($g\ kg^{-1}$)
Capilla et al.. 2006	2	saumâtre	8.3	4170	limon argilo-sableux	346	55.2	/	1.34
	1	continentale	7.9	470	limon sablo-argileux	58	33.3	/	1.54
	23	continentale	7	2060	limon moyen	177	80.9	/	2.07
	10	saumâtre	9	510	limon sablo-argileux	346	74.4	/	3.91
	15	continentale	7.2	1890	limon argileux	120	111.6	/	6.82
	2	continentale	7.8	740	limon argilo-sableux	199	96.2	/	2.7
	8	marine	8.2	170	limon argilo-sableux	514	93.4	/	2.74
	6	saumâtre	8.8	250	sable	309	39.6	/	0.22
	23	saumâtre	8.1	1640	argile limoneuse	329	48.8	/	1.01
	28	continentale	7.4	190	limon moyen	97	60.5	/	4.01
Daniels et al.. 2007 & Koropchak et al.. 2015	1 à 3	continentale	6.9	/	limon moyen sableux	/	18	/	0.405
Haus. 2011	5 à 9	marine	8.3	36 000	limon sablo-argileux	101	45	/	/
Koropchak et al.. 2015	5	marine	9.9	37 000	*fine (argile+limon >80%)*	/	/	/	/
Macia et al.. 2014	1	marine	7.8	24 300	*Fine (84.3 % < 0.06 mm)*	/	/	87	/
Mchergui et al. 2014	3	continentale continentale	7.3 8	/ /	/ /	/ /	300 37	/ /	18.2 3
Sheehan et al.. 2010	1	marine	7.6	15 360	limon moyen sableux	0.9	/	5.3	0.364
		marine	8.2	19 260	limon argilo-sableux	1.1	/	25	1.259
Sturgis et al.. 2001a	8	continentale	7.2	/	limon argilo-sableux	/	/	18	0.319
Sturgis et al.. 2001b	/	marine	5.6	18 400 à 67 400	sableuse	0	/	675	/
Vervaeke et al. 2001	1	continentale	7	1696	limon argilo-sableux	7.3	33	/	2.9

En revanche, certains sédiments d'origine marine ou saumâtre, présentent des valeurs de pH ainsi que de conductivité électrique élevées pouvant être phytotoxiques pour les végétaux ornementaux ou agricoles. La texture moyenne des sols français est proche de celles des sédiments étudiés (tableau 1.12). En revanche les sols français sont en moyenne acides alors que les sédiments étudiés sont très majoritairement basiques. Les sédiments sont également plus riches en carbone organique que le sol français moyen.

3.1.3 Fluviosols et phénomène de ripening : pédogenèse naturelle des sédiments

En milieu naturel, les sédiments alluviaux, lacustres ou marins sont susceptibles de former des sols fonctionnels comme des Fluviosols ou des Thalassosols (RPF, 2008). La pédogenèse des sédiments se met en place progressivement après la géogenèse des sédiments à savoir l'ensemble des processus relatifs à l'origine, le transport et la déposition des sédiments ainsi que les différentes formes de sédimentation (Pons et Zonneveld, 1965). Pons & Zonneveld (1965) proposent que les premières étapes de la pédogenèse des sédiments soient regroupées sous le phénomène de **ripening** défini par Vermeulen *et al.* (2003) comme étant « les premières étapes de pédogénèse des sédiments initialement meubles saturés en eau et réduits menant à la formation de sols structurés et aérés utilisables pour les activités agricoles ».

Pons & Molen van Der (1973) subdivisent le ripening en trois volets : le ripening physique, le ripening chimique et le ripening biologique qui agissent simultanément sur les sédiments mais également entre eux. D'après Rijniersce (1983), le ripening physique intervient dès lors que le sédiment est exposé à des conditions hydrologiques plus sèches que celles dans lesquelles le sédiment était maintenu en équilibre. Ce changement de conditions hydrologiques pouvant être naturel comme lorsque des sédiments sont déposés sur le lit majeur d'un cours d'eau après une crue ou artificiel comme lors de la mise en place de digue ou de polder ou encore lorsque les sédiments sont stockés dans des lagunes de rétention. Le ripening physique modifie le sédiment de façon quasi irréversible en matériau plus compact, plus aéré et plus perméable et dont les propriétés physiques dépendent des nouvelles conditions hydrologiques. Le ripening physique peut être considéré comme le moteur principal du processus de pédogénèse (Pons et Molen van Der, 1973) car il est responsable de la déshydratation partielle du sédiment à l'origine des ripenings chimique et biologique qui suivent.
D'après Pons et van der Molen (1973), le ripening chimique commence par l'oxydation des composants du sédiment stable en condition d'oxydo-réduction réduite induite par l'entrée en contact des sédiments avec l'oxygène de l'air. L'air pénètre le matériau à la faveur des fentes de retrait produites par le ripening physique ainsi que par la porosité libérée de l'eau.
Le ripening biologique est le résultat de l'activité de toutes les formes de faune et de flore du sol y compris celle des micro-organismes. Cela ne prend pas en compte l'influence de l'Homme (Pons et Zonneveld, 1965). Les principaux processus induits par l'activité biologique sont

l'homogénéisation des couches de sédiments sous influence des êtres vivants, la déshydratation favorisée par l'évapotranspiration des végétaux et la minéralisation due aux microorganismes.

La description des phénomènes de ripening sur des sédiments concerne principalement la mise en place de sol naturel ou agricole suite à des travaux de poldérisation de zone d'altitude basse ou négative (Pays-Bas, Royaume-Uni). Des sédiments marins ou fluviatiles ont ainsi été mis à l'air libre et les nappes d'eau artificiellement abaissées par pompage pour permettre la formation de sol. Toutefois, Pons er van der Molen (1973) précisent que la formation d'un sol cultivable à partir de sédiments est un processus long pouvant se dérouler sur plusieurs siècles suivant les propriétés initiales des sédiments (texture très fine, concentration en acide sulfurique, présence de forte concentration en NaCl…). Le facteur temps est primordial pour la mise en place d'un sol fertile à partir de sédiment en milieu naturel. L'un des objectifs de la thèse sera de comprendre les processus de ripening des sédiments pour être capable de construire un sol à partir de sédiments dans des délais compatibles avec les contraintes économiques et techniques des aménagements végétalisés urbains.

3.2 La construction de sol à partir de sédiments marins

En France, plusieurs dizaines de millions de mètres cubes de sédiments marins sont dragués chaque année essentiellement dans les installations portuaires. La majeure partie de ces sédiments est pompée (via la méthode de pompage/dilution) et clappée au large des côtes. Toutefois, pour des raisons environnementales marines, cette pratique est remise en question et des voies de valorisation à terre de ces sédiments sont nécessaires. L'une de ces voies pourrait être la construction de sol. Cette pratique, encore balbutiante en France a déjà été étudiée dans plusieurs pays comme aux Etats-Unis (Sturgis et al., 2001a et b ; Haus, 2011 ; Koropchak et al., 2015), en Irlande (Sheehan et al., 2010) et en Espagne (Macia et al., 2014). L'objectif des auteurs est d'évaluer la fertilité agronomique de sédiments marins en construction de sol pour le support de végétation ornementale ou pour une production agricole.
La composition des sédiments marins peut être très diverse du point de vue de la texture, de la teneur en carbonates, de la teneur initiale en MO ou de la présence ou non de polluants organiques et/ou métalliques. Mais tous ont en commun une forte conductivité électrique (CE) due à la salinité du milieu marin et un pH souvent élevé (tableau 1.13).

Sans traitement de dessalage, d'abaissement du pH et/ou d'apport de matière organique exogène, les sédiments marins ont des propriétés agronomiques qui rendent la croissance des végétaux et la germination difficile voire impossible (Sturgis et al., 2001a et b ; Sheehan et al., 2010 ; Haus, 2011 ; Macia et al., 2014 ; Koropchak et al., 2015).
En revanche Sheehan et al. (2010) observent une très nette amélioration des propriétés agronomiques des sédiments lorsqu'ils ont subi un dessalage amenant CE sous les 2 mS cm^{-1}, un apport de sulfate d'aluminium pour abaisser le pH à 6.75 et un apport de compost urbain pour amener la teneur en MO à 60 g kg^{-1}. Macia et al. (2014) constatent des améliorations similaires

après dessalage et compostage des sédiments dessalés avec de la boue d'industrie avicole menant à des taux de germination 150 à 300% plus élevés que ceux des témoins.

Tableau 1.13 : Synthèse des caractéristiques chimico-physiques principales de sédiments marins utilisés en construction de sol

	pH	CE ($\mu S\ cm^{-1}$)	Texture	$CaCO_3$ ($g\ kg^{-1}$)	COT ($g\ kg^{-1}$)	MO ($g\ kg^{-1}$)
Haus, 2011	8,3	36 000	coarse loamy à loamy silt	101	45	/
Sturgis *et al.*, 2001	5,6	18 400 à 67 400	sableuse	0	/	675
Macia *et al.*, 2014	7,8	24 300	fine (84,3 % < 0,06 mm)	/	/	87
Sheehan *et al.*, 2010	8,2 to 8,7	15 360 à 19 260	sableuse à fine	0,9 à 1,1	/	5,3 à 25
Koropchak *et al.*, 2015	9,9	37 000	fine (argile + limon > 80 %)	/	/	/

Pour Sturgis et al. (2001), la présence de sels et de polluants organiques et métalliques conduit à des sédiments peu voire pas propices au développement des plantes même si des traitements de dessalage ou de dépollution sont mis en œuvre. Toutefois, grâce à l'ajout d'une grande quantité de matériau organique (bionsoil, formule commerciale de composition inconnue) les sédiments peuvent être employés pour la végétalisation de sol dégradé et ou pollués (Sturgis et al., 2001). En plus des problèmes de salinité, l'oxydation des sulfures (pyrite) peut occasionner une diminution drastique du pH du sol (pH 2 voire inférieur) dû à la formation d'acide sulfurique, ce qui est préjudiciable pour le développement de végétaux (Koropchak et al., 2015).

Du point de vue physique, les sédiments marins fins forment initialement une couche de matériaux lisse et massive à l'état humide qui évoluent pour former un réseau polygonal de prisme de 25 à 50 cm de diamètre délimités par des fentes de retrait pouvant mesurer jusqu'à 50 cm de profondeur (Haus, 2011 ; Koropchak et al., 2015). Les auteurs observent également des étapes de floculation irréversibles durant la déshydratation. Koropchak et al. (2015) suggèrent que l'absence de structure développée (structure massive) freine la circulation de l'eau et donc les processus de dessalage et qu'un labour permettrait la mise en place d'une structure au cours du temps. Ces mêmes auteurs démontrent qu'un apport de 20 cm de sol agricole limoneux étalé sur les sédiments accompagné d'un labour ou qu'un apport de 30 % en volume de sable accompagné d'un labour n'améliore pas significativement les rendements du sol construit par apport à un simple labour des sédiments.

Les sédiments marins ne semblent pas être directement adaptés à la fonction de support de végétation et ce, principalement à cause des concentrations en NaCl trop élevées. En revanche, après dessalage, gestion du pH (diminution en cas de pH trop alcalin ou augmentation en cas d'oxydation de sulfures) et amélioration des propriétés physiques par la mise en place d'une structure, les sédiments marins semblent être aptes à être support de végétation. Le facteur temps semble être indispensable aussi bien pour le dessalage que pour la déshydratation permettant la mise en place d'une structure via les phénomènes de ripening physique.

3.3 La construction de sol à partir de sédiments lacustres ou fluviatiles

La construction de sol à partir de sédiment d'eau douce peut intervenir dans le cadre de la restauration écologique de milieux marécageux ou alluviaux (Ford et al., 1999 ; Mchergui, 2014). L'objectif est alors la mise en place de sols capables de remplir les fonctions de support de végétation spontanée et plus largement de support de biodiversité comparables aux sols en place dans le milieu naturel, afin de se rapprocher de l'état initial du site.

Même si ces études se sont intéressées aux sols, leurs préoccupations premières n'étaient pas d'étudier les propriétés agronomiques des sols mais la mesure de l'activité biologique ou encore d'indicateurs biologiques et leurs évolutions au cours du temps. Toutefois, elles montrent qu'au bout d'une durée relativement courte, 3 ans (Mchergui, 2014) et 1 an (Ford et al., 1999), les sols retrouvent un état comparable à celui des sols témoins naturels en ce qui concerne les paramètres biologiques étudiés : activité biologique, populations de vers de terre et de collemboles ainsi que diversité du cortège de microorganismes pour Mchergui (2014) et populations de flore locale pour Ford et al. (1999).

Pour Sturgis et al. (2001), les sédiments étudiés sont spontanément aptes à supporter une végétation comme le souligne la présence d'une forêt alluviale implantée spontanément sur les quelques mètres d'épaisseur de sédiments entreposés dans une installation de stockage confinée (sorte de lagune) pendant plusieurs années. Daniels et al. (2007) et Koropchak et al. (2015) constatent également que les sédiments entreposés à terre depuis un an sont capables de servir de support de culture à du blé d'hiver (*Triticum vulgare*), si la zone est suffisamment ressuyée (surface présentant des fentes de retrait et des prismes de déshydratation).

Toutefois, les propriétés physiques des sédiments entrainent un fonctionnement hydrodynamique peu adapté aux végétaux testés. A l'échelle du pot, Sturgis et al. (2001) suggèrent que la structure massive et la densité apparente importante des sédiments empêchent la bonne circulation des fluides et inhibent en partie la germination et l'enracinement des plantes. A l'échelle de la parcelle, Daniels et al. (2007) et Koropchak et al. (2015) constatent que les rendements de maïs (*Zea mays*) semé sur le sédiment deux ans et trois ans après le dépôt à terre sont très dépendants du régime hydrique annuel. En effet, la première année était particulièrement sèche et le rendement du maïs a été significativement supérieur à la moyenne régionale annuelle. Le

sédiment a donc joué un rôle important de réservoir en eau disponible pour les plantes. En revanche la deuxième année a été pluvieuse et les rendements de maïs ont été inférieurs à la moyenne régionale annuelle. Les auteurs suggèrent que la capacité de rétention en eau des sédiments a été suffisante pour protéger les cultures de la sécheresse mais que le drainage du sol construit semble insuffisant occasionnant une asphyxie partielle des racines et des baisses de rendement en cas de précipitations importantes. Ce faible drainage est expliqué par la faible structuration des matériaux.

L'apport de matériaux riches en matière organique est capable d'améliorer la capacité de germination et de croissance des végétaux pour atteindre des niveaux similaires à ceux des sols témoins (Sturgis et al., 2001). Ces conclusions ne sont pas observées par Daniels *et al.* (2007) et Koropchak et al. (2015) malgré un amendement de compost à des doses croissantes (0, 56, 112, 224, 336 t ha^{-1}). Ils suggèrent qu'un apport massif (dose de 336 t ha^{-1}) est potentiellement néfaste pour la production végétale.

D'autres auteurs montrent qu'une épaisseur de 2 m de sédiment non déshydraté peut supporter le développement de saules (*Salix triandra* et *Salix fragilis*), plante adaptée au milieu humide, pour la production de biomasse énergie (Vervaeke et al., 2001). Les caractéristiques physiologiques des feuilles des saules ainsi que les rendements obtenus démontrent que les sédiments étudiés sont fertiles et aptes au support de végétation sans traitement particulier.

Même si relativement peu d'études existent sur la construction de sol à partir de sédiments lacustres ou fluviaux, toutes les études sont unanimes pour dire que les sédiments fins semblent fertiles et aptes au support de végétation. Du point de vue chimique, ils ne présentent ni carence, ni toxicité (les sédiments étudiés sont non contaminés par des éléments métalliques ou organiques). En revanche certains auteurs (Sturgis et al., 2001 ; Daniels et al., 2007 ; Koropchak et al., 2015) avancent l'hypothèse que la structure des sédiments n'est pas forcément adaptée au support de la végétation implantée. L'aspect physique de la fertilité des sols construit à partir de sédiment est donc un enjeu important. L'espèce végétale implantée (plantes pionnières adaptées au milieu très humide ou plantes à intérêts agricoles) explique également, en partie au moins, les résultats obtenus dans ces études. Le faible nombre d'études ainsi que le fait que les études soient sédiment-spécifiques ne permettent en aucun cas de pouvoir conclure quant à la fertilité des sédiments fins de retenue hydroélectrique.

1. Les freins à l'utilisation des sédiments fins pour la construction de sol végétalisés

3.4 La fertilité physique

3.4.1 Définition et importance de la structure du sol

Les phénomènes d'érosion et de déposition à l'origine de la mise en place des sédiments, leurs confèrent une structure particulaire ou massive, peu voire non adaptée à priori au développement des plantes (Larsen, 1973). Cette absence de structure pédologique développée induit une faible

fertilité physique des sédiments (§ 3.3). La mise en place de cette structure au cours des premières étapes de pédogenèse (ripening) est donc un aspect essentiel de leur utilisation en construction de sol.

La structure pédologique d'un sol se définit comme étant l'arrangement tridimensionnel des particules solides du sol formant des espaces poraux (Badlock, 2002). Elle reflète la taille, la forme et l'organisation des éléments solides et des vides, la continuité des pores et des vides, leur capacité à retenir et transmettre les fluides et les substances organiques et inorganiques (Lal, 1991). Les particules solides à l'origine de la structure sont des unités structurales discrètes minérales ou organiques que l'on peut classer en fonction de leur diamètre en argiles (< 2 µm), en limons (2-50 µm), en sables (50-2000 µm) ou en éléments grossiers (> 2000 µm). Ces particules peuvent se regrouper pour former des agrégats qui créent des espaces poraux et sont en contact entre eux par des zones de fragilité instaurant des zones de rupture préférentielle.

Tisdall et Oades (1982) émettent l'hypothèse que la structure des sols est hiérarchisée par la taille des agrégats (figure 1.4). Ainsi ces auteurs distinguent quatre niveaux d'agrégation suivant l'échelle considérée (0.2-2 µm ; 2-20µm ; 20-250 µm et 250-2000 µm). Le seuil de 250 µm marque la limite des macroagrégats (> 250 µm) constitués de microagrégats (< 250 µm) et eux-mêmes constitués d'agrégats plus petits et de particules élémentaires (argiles, limons, sables, matière organique vivante ou morte). Ce seuil de 250 µm est repris par de nombreux auteurs (Dexter, 1988 ; Oades et Waters, 1991), notamment pour étudier les facteurs responsables des phénomènes d'agrégation et de stabilisation des agrégats au sein des sols (Haynes et Swift, 1991 ; Regelink et al., 2015).

L'agrégation génère la mise en place d'une structure au sein d'un sol qui permet la formation d'une porosité qui confère au sol des propriétés agronomiques et hydriques favorables au support de végétaux supérieurs. Deux types de porosités sont définis : la porosité texturale qui résulte de l'assemblage des particules solides élémentaires qui ménagent entre elles un volume poral du même ordre de grandeur qu'elles. Et la porosité structurale qui résulte de facteurs historiques, pédologiques et culturaux, externes au matériau. Elle inclut les fissures inter et intra-agrégats et toutes les cavités d'origine biologique (trous de vers de terre, passage de racines…) (Baize et Van Oort, 2013). La porosité et la connectivité entre les pores déterminent la circulation de l'air et de l'eau (et donc des solutés en solution dans cette eau) au sein de la matrice sol mais aussi la vitesse d'infiltration de l'eau et la capacité de stockage en eau du sol. Cet espace poral influence le développement de l'activité biologique du sol en contrôlant les volumes d'eau et d'air, en proposant des niches écologiques et en favorisant la circulation des organismes (racines, micro, meso et macro-faune du sol).

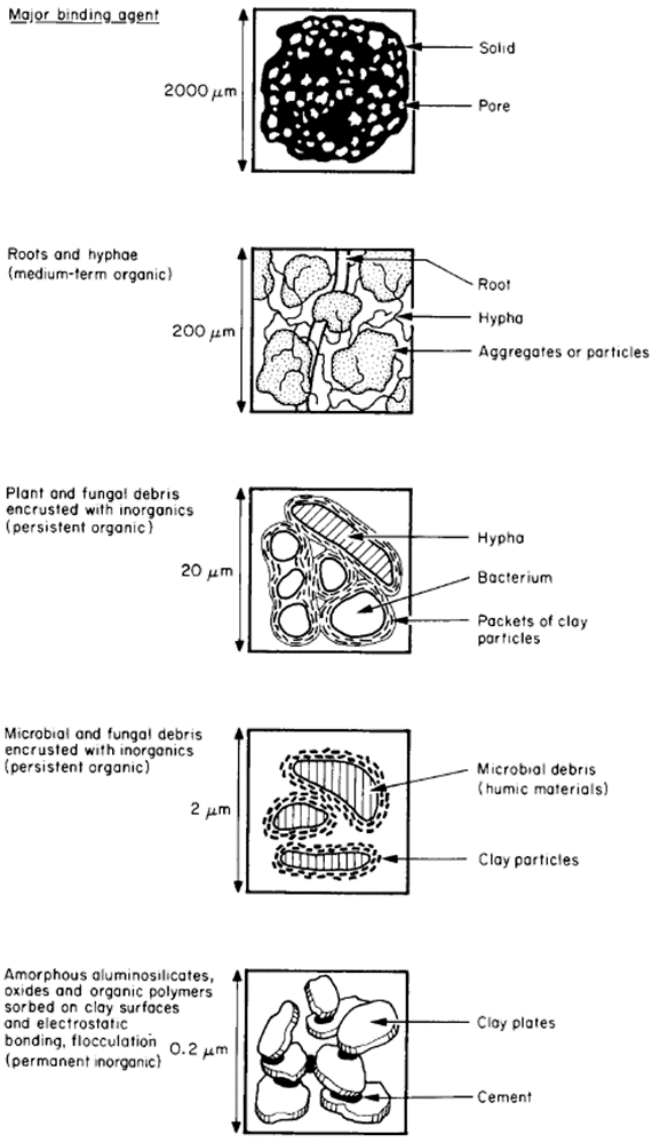


Figure 1.4 : Modèle d'agrégation hiérarchisé proposé par Tisdall et Oades (1982)

3.4.2 Les facteurs de l'agrégation dans les sols

A chacune des échelles du concept hiérarchique de l'agrégation, Tisdall et Oades (1982) suggèrent que différents facteurs d'agrégation et de stabilisation interviennent préférentiellement pour construire les agrégats. Ces facteurs peuvent être d'ordres physique, chimique ou biologique et se manifester à plusieurs échelles de façon plus ou moins intense suivant les propriétés intrinsèques des composants du sol et des conditions environnementales dans lesquelles se trouve le sol. Dexter (1988) suggère également que le temps soit un facteur de la structuration en introduisant la notion d'hétérogénéité temporelle de la structure qui implique que la structuration d'un sol est un processus dynamique.

Dexter (1988), Amézketa (1999), Bronick & Lal (2005) et Regelink et al. (2015) proposent une liste des agents connus pouvant jouer un rôle dans l'agrégation des sols, dont les principaux sont présentés ci-après.

3.4.2.1 Les argiles minéralogiques

Les argiles minéralogiques sont des silicates d'alumine microcristallins à structure en feuillets. Ces feuillets, composés de couches de tétraèdres de silice intercalées entre des couches d'octaèdres d'alumine, confèrent aux argiles des propriétés électrostatiques et physiques pouvant être impliquées dans les phénomènes d'agrégation et de stabilisation des agrégats. Les argiles sont globalement chargées électronégativement ce qui leur confère une capacité à adsorber des éléments électropositifs comme des cations échangeables, des oxy-hydroxides métalliques et les molécules d'eau. En plus de ces liaisons électrostatiques, les argiles sont capables de se lier à d'autres particules du sol (argiles, limons, sables et particules organiques) via des liaisons de Van der Waals.

Certains auteurs ont mis en évidence des corrélations positives entre la stabilité des agrégats et la teneur en argile du sol (Le Bissonnais et al., 2002). Toutefois, la teneur en argiles n'est pas forcément un gage de stabilité des agrégats, comme le souligne Regelink et al. (2015) qui montrent que la teneur en argile de trois sols sensiblement différents n'est jamais corrélée de façon significative à la teneur en argile des sols. Cela va dans le sens de Kay (1998) qui conclue que le type d'argile est plus important pour l'agrégation que le taux d'argile.

Il est possible de distinguer plusieurs types d'argile en fonction du nombre et de l'agencement des couches octaédriques et tétraédriques formant les feuillets élémentaires des argiles. Les différentes structures minérales des argiles sont à l'origine des propriétés plus ou moins marquées des types d'argile en termes de surface spécifique, de charges, de sites d'échanges et de gonflement-retrait (tableau 1.14).

Tableau 1.14 : Principales propriétés des types d'argiles les plus abondants dans les sols (d'après Morel (1996))

	Structure minérale (tétraèdre = Te / octaèdre = Oc)	Surface interne ($m^2\ g^{-1}$)	Surface externe ($m^2\ g^{-1}$)	Surface totale ($m^2\ g^{-1}$)	CEC (meq $100g^{-1}$)	Propriété de retrait-gonflement
Kaolinite	Te/Oc (1 : 1)	0	10-30	10-30	5-15	très faible
Illite	Te/Oc/Te (2 : 1)	20-55	80-120	100-175	10-40	faible
Smectite	Te/Oc/Te (2 : 1)	600-700	80	700-800	80-150	importante
Vermiculite	Te/Oc/Te (2 : 1)	700	40-70	760	100-150	/
Chlorite	Te/Oc/Te (2 : 1)	/	100-175	100-175	10-40	faible

Ces propriétés permettent aux argiles de participer à la formation de complexes organo-minéraux en se liant à la matière organique présent sous différentes formes (§ 4.1.2.2.). Les argiles 1:1, comme la kaolinite, sont globalement moins réactives que les argiles 2:1 du fait de leur plus

faible CEC et surface spécifique, ce qui tend à diminuer la stabilité des agrégats. Cependant ces mêmes propriétés limitent la dispersion des argiles en présence de sodium en solution (Na^+). De plus, ces argiles ont la propriété d'être non gonflantes, ce qui limite la destruction des agrégats lors de l'alternance de cycles d'humectation-dessiccation (Bronick et Lal, 2005).
Les argiles 2:1 (smectite, vermiculite, illite…) ont une grande surface spécifique et une CEC importante, ce qui améliore la stabilité des agrégats mais rend les agrégats sensibles à la dispersion par le sodium ou à l'ammonium des engrais (Bronick et Lal, 2005) et à l'alternance de cycles d'humectation-dessiccation.

3.4.2.2 La matière organique

La matière organique des sols joue un rôle prépondérant dans la mise en place des agrégats et dans leur stabilisation (Haynes et Swift, 1990 ; Jastrow, 1995 ; Kay, 1998 ; Annabi, 2005 ; Bronick et Lal, 2005 ; Grosbellet, 2008 ; Regelink et al. 2015). Kay (1998) synthétise dans son étude les différentes formes de matière organique impliquées dans les processus d'agrégation. Il distingue :

- La matière organique particulaire (MOP) qui peut se trouver sous forme libre ou associée à des particules minérales pour former des macroagrégats dont la MOP est le noyau. La MOP est alors physiquement protégée des attaques des microorganismes. On parle alors de matière organique occluse ou de carbone récalcitrant. En cas de destruction de l'agrégat, la matière organique redevient disponible pour les microorganismes qui la décomposent.
- Les hydrates de carbone qui jouent un rôle variable sur la structure du sol en fonction de leur origine (végétale ou microbienne) et de leur nature et des facteurs environnementaux.
- Les polysaccharides qui jouent un rôle de pont, voire de glue, entre les particules du sol. Les polysaccharides sont des composés très facilement minéralisables ce qui explique qu'ils ont une action à court terme dans les processus d'agrégation.
- Les phénols et les polyphénols qui sont impliqués dans l'agrégation en se complexant avec des cations et ainsi constituer des complexes organo-minéraux. De plus, les phénols sont des précurseurs de substance humique qui améliore l'agrégation des sols.
- La lignine qui joue à la fois un rôle direct dans l'agrégation notamment car son taux de décomposition est faible ce qui tend à stabiliser les agrégats mais aussi jouer un rôle indirect en servant de réserve de carbone aux champignons qui libèrent des composés (mucilages…) favorables à l'agrégation.
- Les lipides qui s'associent préférentiellement avec la fraction argileuse des sols. Cette association favorise l'hydrophobicité des agrégats, diminuant leur mouillabilité, ce qui limite les effets d'éclatement lors de la réhumectation. La minéralogie des argiles semble influencer le rôle des lipides car la stabilité des agrégats due aux lipides est supérieure dans les sols dominés par les illites que dans les sols dominés par la kaolinite ou la smectite.

- Les substances humiques qui sont récalcitrantes de par leur composition chimique et la protection physique que leur confère leur association étroite avec la matrice du sol. Parmi les substances humiques, les acides humiques adsorbés à la surface des argiles sont particulièrement efficaces pour prévenir la dispersion des argiles. Les substances humiques améliorent la stabilité des agrégats et limitent l'impact négatif des cycles d'humectation-dessiccation sur les agrégats.

La matière organique, en fonction de sa nature et de son stade de décomposition peut jouer un rôle dans les processus d'agrégation soit, de façon directe en s'associant avec des particules minérales via des liaisons ioniques, des liaisons hydrophobes, des liaisons hydrogènes ou des liaisons électrostatiques de type Van der Waals (Regelink et al., 2015) soit de façon indirecte en étant source de carbone pour les microorganismes du sol ce qui favorise le relargage d'autres composés organiques propices à l'agrégation (mucilages, polysaccharides, hydrates de carbone, lipides…).
Du point de vue chimique, les matières organiques des sols sont très diversifiées et parfois mal connues. Toutefois, certains groupements fonctionnels sont répandus comme les groupements carboxyliques (-COOH), hydroxyles (-OH), alcoxyles (-OCH3), carbonylés (-C=O)… et dont le comportement chimique est connus. Ces groupements fonctionnels confèrent aux molécules organiques des charges en fonction du pH du sol. Ces charges sont globalement négatives au pH peu acide ou neutre à basique, donc dans la plupart des sols.

3.4.2.3 Les sesquioxydes métalliques

Le terme sesquioxyde métallique désigne l'ensemble des oxydes, oxy-hydroxydes et hydroxydes métalliques. Dans les sols les sesquioxydes de fer et d'aluminium sont les plus présents (Calvet, 2003). Leurs structures cristallochimiques octaédriques leur confèrent de grandes surfaces spécifiques – de 60 à 600 $m^2\ g^{-1}$ pour les oxydes de fer – variables en fonction de leur composition chimique et de leur taux de substitution des ions Fe^{3+} et Al^{3+}. Les charges des sesquioxydes de fer et d'aluminium sont variables en fonction du pH du sol et de leur point isoélectrique. Dans la gamme de pH des sols, les sesquioxydes sont généralement chargés positivement. Cette propriété confère aux sesquioxydes la capacité de retenir les anions et de fixer la matière organique globalement chargée négativement (Berthelin et al., 2005).
Les sesquioxydes métalliques peuvent agir de deux manières distinctes pour former des agrégats. D'une part, les oxy-hydroxydes de fer peuvent jouer le rôle de « pont » entre les argiles et la matière organique via des liaisons ioniques pour former des complexes organo-minéraux. D'autre part, les oxy-hydroxydes de fer sont capables de se fixer aux particules minérales peu réactives (limons et sables), comme le quartz, et d'« activer » leurs surfaces en leur conférant des charges globalement positives et ainsi permettre des interactions entre ces particules minérales et la matière organique du sol. Ce mécanisme de « coating » permet d'inclure les particules minérales peu chargées plus facilement dans les agrégats (Regelink et al., 2015).
Les sesquioxydes de fer et d'aluminium peuvent être les principaux agents de la formation des agrégats dans les sols riches en ces composés (Oades et Waters, 1991 ; Calvet, 2003). Ils sont à

l'origine de la stabilisation des agrégats stable à l'eau d'un diamètre supérieur à 100 µm, particulièrement dans les sols contenant plus de 10 % en masse de sesquioxydes de fer et d'aluminium (Tisdall et Oades, 1982). Regelink et al. (2015) constatent que les oxy-hydroxydes de fer sont fortement impliqués dans la stabilisation des microagrégats (< 250 µm) et peu voire pas dans la formation des macroagrégats (> 250 µm) et ce pour des teneurs en oxy-hydroxydes de fer inférieures à 1 % en masse. En revanche, ils montrent que les oxy-hydroxydes d'aluminium ne jouent pas un rôle significatif dans l'agrégation des agrégats. Néanmoins, dans certains sols comme les Andosols, riches en oxy-hydroxydes d'aluminium, Asano et Wagai (2014) démontrent que ces composants sont fortement impliqués dans la constitution de microagrégats. La solubilité et la mobilité des ions trivalents Al^{3+} et Fe^{3+} sont fortement dépendantes du pH du sol. Elles augmentent avec la baisse du pH (Bronick et Lal, 2005). Oades et Waters (1991) montrent que ces deux ions trivalents contrôlent l'agrégation des sols acides pauvres en matière organique et en argile.

3.4.2.4 Les cations et les carbonates

Les cations divalents (Ca^{2+}, Mg^{2+}) (et trivalents (Al^{3+}, Fe^{3+}), § 4.1.2.3.) sont impliqués dans la mise en place des complexes organo-minéraux en formant des ponts ioniques entre les particules chargées négativement (les argiles et la matière organique) (Tisdall et Oades, 1982).
Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} favorisent la floculation des argiles et limites leur dispersion, notamment en remplaçant les ions sodium (Na^{+}) adsorbés sur les feuillets d'argiles. Ces cations monovalents Na^{+} se fixent sur les charges négatives des argiles et de la matière organique et entrainent la neutralisation des charges des particules, les rendant moins actives et favorisant la dispersion des argiles. De par son encombrement stérique, l'ion Ca^{2+} est plus efficace pour améliorer et stabiliser la structure du sol que Mg^{2+} (Bronick et Lal., 2005). Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont couramment employés comme amendement des sols agricoles acides sous forme de calcaire ou de gypse pour améliorer la structure des sols.

Les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} sont présents en grande quantité dans les sols contenant des carbonates de calcium et/ou de magnésium, sols généralement à pH basiques. Les carbonates sont susceptibles d'être dissous en présence de CO_2 atmosphérique ou issus de la respiration microbienne. Cette dissolution entraine la mise en solution d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} qui ont tendance à se complexer à la matière organique, formant ainsi des microagrégats et favorisant la mise en place d'une structure grumeleuse du sol. La matière organique ainsi complexée est alors protégée de façon physique et physicochimique des différents processus d'altération. Ce mécanisme favorise la stabilisation de la matière organique.
Le carbonate de calcium dissous dans la solution du sol peut également précipiter plus bas dans le profil du sol si les conditions chimiques le permettent. Cette précipitation s'effectue à la surface des agrégats du sol, ce qui participe à la consolidation des agrégats, et autour des fragments de matière organique ce qui limite la minéralisation (Bornick et Lal, 2005).

3.4.2.5 L'activité biologique

L'importance de l'activité biologique dans les processus d'agrégation dans les sols est soulignée par de nombreux auteurs qui distinguent l'action des racines des végétaux supérieurs, celle des bactéries, celle des champignons et celle de la faune du sol (Tisdall et Oades, 1982 ; Bornick et Lal, 2005 ; Calvet, 2003).

Les racines des végétaux et les hyphes des champignons sont doublement impliqués dans la formation des agrégats du sol (Degens, 1997). D'une part, leur action physique englobe, réorganise et agglomère les particules grossières entre elles (microagrégats, particules organiques, sables) formant ainsi des macroagrégats, comme le suggèrent Tisdall et Oades (1982) et Calvet (2003). D'autre part, les racines et les hyphes, comme les bactéries relarguent dans le milieu extracellulaire des substances organiques favorables à l'agrégation des particules du sol entre elles (polysaccharides, gels, mucilages, hydrates de carbones…) (Chenu, 1995) mais aussi des substances hydrophobes diminuant la mouillabilité des agrégats ce qui favorise leur stabilité face au slaking (i. e. l'éclatement des agrégats dû à l'augmentation de la pression des bulles d'air prisonnières au sein des pores intra-agrégats (Le Bissonnais et La Souder, 1995) dû à la réhumectation (Capriel et al., 1990). Chantigny et al. (1997) et Cosentino et al. (2006) avancent l'hypothèse que les champignons jouent un rôle plus important que les bactéries au sein des processus d'agrégation, notamment car ils sont fortement représentés dans les sols mais aussi car ils sont capables d'agir sur les trois mécanismes d'agrégation cités ci-dessus.

La faune du sol est responsable de la réorganisation des particules au sein du sol lors de la mise en place de galeries ou encore de l'ingestion et la déjection de matière (Bornick et al., 2005). Les activités des vers de terre sont particulièrement connues pour modifier la structure du sol et améliorer la stabilité des agrégats (Brown et al., 2000).

3.4.2.6 L'alternance de phases d'humectation et de dessiccation

Les cycles humectation-dessiccation agissent de manières distinctes sur la stabilité des agrégats. D'une part, l'humectation peut entrainer le slaking qui est favorisé par une rapide. D'autre part, la phase de dessiccation peut améliorer la cohésion des agrégats, notamment en présence de matière organique fraiche (Cosentino et al., 2006). Haynes et Swift (1990) constatent un phénomène similaire lors de la dessiccation d'agrégats à l'air. Cette dessiccation entraine une augmentation de la stabilité des agrégats. Kemper et al. (1987), Haynes et Swift (1990) et Cosentino et al. (2006) expliquent cette augmentation de la stabilité des agrégats par la mise en place d'associations supplémentaires entre les molécules organiques et les surfaces des particules minérales au sein même des agrégats. De plus Kemper et al. (1987) précisent que lorsque les teneurs en eau diminuent de façon naturelle (séchage à l'air) ou de façon artificielle (chauffage à 90°C) la stabilité des agrégats augmente, pouvant même amener à la formation d'agrégat très résistants, qualifiés d'irréversibles, lors d'un chauffage à 90°C. La déshydration semble donc être un facteur important de l'agrégation des sols.

3.4.3 La structuration des sols issus de sédiments

Il existe peu d'études portant sur les phénomènes d'agrégation au sein des Technosols construits à partir de sédiments en vue de répondre à la fonction de support de végétation. Toutefois, Oliveira et al. (2016 et 2017) montrent que des sédiments fluviatiles, seuls ou en mélange avec de la matière organique exogène (compost ou fumier), sont capables de former rapidement (moins de cinq mois) des agrégats très stables à l'érosion hydrique et qui protègent la matière organique de l'oxydation. Toutefois, ces auteurs ne se sont pas penchés sur les facteurs responsables de l'agrégation, à l'exception de la matière organique exogène qui semble jouer un rôle positif dans l'agrégation.

Les matériaux qui s'accumulent au sein des bassins d'infiltration des eaux pluviales établis à proximité des réseaux routiers ou des zones urbaines sont considérés comme des sédiments ayant une double origine (1) une origine naturelle similaire à celle des sédiments de barrages hydroélectriques à savoir l'érosion des sols et des roches affleurantes du bassin versant et (2) une origine anthropique provenant des activités (transports, industries…) et des infrastructures en place sur le bassin versant (Coulon, 2012). Plusieurs auteurs (Badin et al., 2011 ; Badin et al., 2009 ; Cannavo et al., 2010 ; Larmet, 2007) ont constaté que ces sédiments peuvent former des agrégats. Badin et al. (2011) avancent l'hypothèse que le facteur principal de l'agrégation des sédiments de bassins d'infiltration est le régime hydrique particulier de ces bassins qui alterne des épisodes secs et d'inondation. Ces cycles d'humectation-dessiccation peuvent avoir un effet direct sur l'agrégation (phénomène physique de déshydratation favorisant l'agrégation) mais aussi indirect en ayant un effet important sur la quantité de micro-organismes et leur composition. La matière organique (nature, quantité…) joue aussi un rôle important dans l'agrégation (Badin et al., 2009). Cette agrégation traduit les phénomènes de pédogenèse qui ont lieu au sein des sols. Il est donc possible de faire l'hypothèse que les facteurs impliqués dans l'agrégation des Technosols mis en place à partir de sédiments soient proches voire identiques à ceux des sols naturels, agricoles et forestiers, déjà identifiés dans la littérature. Toutefois, la hiérarchisation de l'influence de ces facteurs sur les sols issus de sédiments n'a pas été étudiée, à notre connaissance.

3.5 Oxydation et fertilité chimique

Du point de vue chimique, la sortie des sédiments de l'eau induit une modification des conditions physico-chimiques du matériau qui passe d'un milieu réducteur et saturé en eau à un milieu oxydant et désaturé en eau. Les modifications chimiques qui s'en suivent sont regroupées sous le terme de ripening chimique. Ce ripening est à l'origine de divers changements des propriétés chimiques du sédiment :

- Modification de la composition et de la concentration des ions de la solution du sol (Pons et Van Der Molen, 1973)
- Lessivage des minéraux les moins stables comme le potassium (Glopper et al., 1992) ou encore le chlorure de sodium (Pons et Van Der Molen, 1973)

- Précipitation de certains composés comme le fer, le manganèse et les complexes phosphorés avec le Ca, le Mg, l'Al et le Fe, pouvant mener à la formation de nouveaux minéraux (Pons et Van Der Molen, 1973)
- Baisse du pH due à l'oxydation des composés soufrés (FeS, FeS_2…) qui mène à la formation d'acide sulfurique et à l'oxydation microbiologique de la MO (Vermeulen et al. 2003). Certaines oxydations chimiques peuvent être catalysées par l'activité de certains microorganismes comme Nitrosomonas et Nitrobacter qui influencent l'oxydation de l'ammonium en nitrite ou nitrate ou Thiobacillus ferroxidans qui peut accélérer l'oxydation de la pyrite par un facteur 10^6.
- Décarbonatation en présence de calcite ou de carbonate. Ce phénomène est accentué si l'oxydation occasionne la formation d'acide sulfurique. Cela entraine un relargage d'ion Ca^{2+} (Pons et Van Der Molen, 1973)
- Eclaircissement de la couleur du matériau principalement due à l'oxydation du FeS en $Fe(OH)_3$ (noir, gris foncé, brun foncé à brunâtre, jaunâtre, grisâtre) (Pons et Van Der Molen, 1973)
- Augmentation du potentiel redox de -330/-250mV à +400/+700mV (Patrick et al., 1996)
- Augmentation de la disponibilité des ETM (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, As) (Stephens et al., 2001 ; Singh et al., 2000 ; Bataillard et al. 2008; Bataillard et al. 2010)

Cette liste non exhaustive de modifications peut induire des propriétés agronomiques peu adaptées au développement des végétaux, notamment du point du vue du pH. L'oxydation de la MO et surtout des composés soufrés mènent à des pH très bas surtout en absence de carbonates pouvant tamponnés le pH (Pons et Van Der Molen, 1973). Pons et Zonneveld (1965) et Larsen (1973) observent des pH inférieurs à 3 sur des sols développés sur des dépôts de sédiments marins.

La disponibilité des ETM éventuellement présents dans les sédiments peut être favorisée par la diminution du pH mais aussi par l'oxydation des phases porteuses organiques et inorganiques (Tack et al. 1995) due à l'oxygène de l'air. Les ETM ainsi rendus mobiles sont lixiviés vers le sous-sol ou vers le bas du profil où ils peuvent rencontrer un contexte physico-chimique favorable à leur précipitation sous forme de carbonates ($PbCO_3$, $CdCO_3$…), de sulfures (CdS, PbS, FeS…) ou encore d'autres néo-minéraux (MnO_2, $ZnFe_2O_4$…) (Alloway, 1995 ; Bataillard et al. 2008). Les ETM peuvent également co-précipiter des oxydes de fer, des oxydes de manganèse, des carbonates de calcium et des argiles (Alloway, 1995).

Le passage en condition aérobie induit également une augmentation de l'activité microbiologique menant à la minéralisation de la MO jusqu'ici protégée par les conditions réduites du sédiment (Vermeulen et al. 2003). Ce processus de minéralisation est 100 à 1000 fois plus rapide en condition aérobie (Rijtema et al. 1999). Certains composés organiques comme les substances humiques peuvent former des complexes solubles ou insolubles avec des métaux comme le Cu, le Pb et le Cd (Vansimaeys, 2011). La dégradation de ces substances humiques peut alors conduire à la remobilisation des métaux piégés initialement dans la MO et les rendre biodisponibles.

Les métaux en solution sous forme d'ion sont biodisponibles pour la faune et la flore et peuvent être lixiviés vers le sous-sol et atteindre la nappe phréatique. Dans ces deux cas, l'impact écologique et sanitaire des sédiments est à évaluer car il est potentiellement négatif.

4 Services écosystémiques rendus par les sols supports de végétation urbaine

4.1 Fonctions et services écosystémiques

4.1.1 Définitions

De par leurs propriétés intrinsèques, les sols naturels, agricoles ou forestiers ont des fonctions naturelles de base parmi lesquelles on retrouve les fonctions de (FAO, 2015, Morel et al. 2015) :

- Support physique de végétaux
- Réserve et fourniture de nutriments et des éléments chimiques
- Réserve et fourniture en eau
- Filtre et purification de l'eau
- Habitats pour les organismes vivants
- Réserve de matériaux d'intérêt humain
- Support d'activité agricole et sylvicole
- Interface avec les compartiments terrestres (biosphère, lithosphère, hydrosphère, atmosphère)
- Archive géologique

En milieu urbain, péri-urbain et plus largement dans les zones anthropisées, les sols peuvent avoir des fonctions supplémentaires par rapport aux sols naturels, agricoles ou forestiers, comme (FAO, 2015 ; Damas et Coulon, 2016):

- Support des infrastructures humaines
- Support d'activités industrielles et récréatives
- Abri des réseaux
- Lieu d'enfouissement de matériaux et de déchets
- Archive archéologique

Grâce à ces fonctions, les sols peuvent remplir des services écosystémiques, c'est-à-dire des « bénéfices et des services que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions d'un écosystème » (Costanza et al. 1997). Une large partie des services écosystémiques rendus en ville résulte de la présence de végétation (jardins, parcs, square, forêt, arbre d'alignement, toitures et mûrs végétalisés…) (McPhearson 2011). Les sols jouent donc un rôle secondaire mais fondamental dans la fourniture de services écosystémiques en ville, notamment à travers leur fonction de support de végétation (Morel et al, 2015). De plus, les sols procurent leurs propres services écosystémiques aux populations des zones urbaines (tableau 12). Ces services sont découpés en trois types principaux (Walter et al. 2015, Morel et al. 2015), à savoir (1) les services d'approvisionnement qui regroupent l'ensemble des productions issus du sol au sens large, (2) les services de régulation qui proviennent des caractéristiques propres des sols et de leur position à l'interface des compartiments terrestres et enfin, (3) les services culturels qui abordent des aspects d'esthétisme, de paysage mais aussi de mémoire et de récréation. Walter et

al. (2015) distinguent également les services d'auto-entretien qu'ils définissent comme regroupant l'ensemble des fonctions nécessaires pour la production des autres services au cours du temps et pour les générations futures.

4.1.2 Multifonctionnalité des sols végétalisés construits

La multifonctionnalité des sols leur permet de produire une multitude de services écosystémiques (tableau 1.15). Dans le cas des sols construits à partir de matériaux technogéniques, les services écosystémiques rendus dépendent de l'objectif des aménageurs, à savoir, la construction d'espaces verts urbains et périurbains ou la restauration écologique de zones dégradées comme des friches industrielles, des décharges ou encore des déblais miniers.

Tableau 1.15 : Services écosystémiques rendus théoriquement par les sols végétalisés construits à partir de matériaux technogéniques et évaluation semi-quantitative de ces services en fonction de l'objectif d'aménagement (d'après Morel et al. 2015 et Walter et al. 2015)

	Services Ecosystémiques			
	Rendus directement par le sol	Rendus par la végétation supportée par le sol	Rendus par la construction d'espaces verts	Rendus par restauration écologique de zones dégradées
Régulation	Climat global		+(+)	+(+)
	Climat local		+(+)	+(+)
	Biodiversité		+(+)	+(+)
	Santé des habitants		+	+
	Stockage de l'eau		+(+)	+(+)
	Inondations et ruissellement		+(+)	+(+)
	Protection des sols naturels et agricoles		++	++
	Voie de valorisation de sédiments (déchets)		++	++
	Espèce invasives		+	+
		Qualité de l'air	+	+
		Bruit	+	+

	Services Ecosystémiques			
	Rendus directement par le sol	Rendus par la végétation supportée par le sol	Rendus par la construction d'espaces verts	Rendus par restauration écologique de zones dégradées
Approvisionnement	Biomasse alimentaire		+	0
	Biomasse non alimentaire		++	+(+)
	Minéraux		+	+
	Eau douce		0	0
	Economie de terre végétale		++	++
Culture	Récréation		++	0
	Esthétisme, paysage		++	++
	Bien-être des populations		++	+
	Education, recherche		++	++
	Archive des activités humaines		+	+

4.2 Méthodes d'évaluation des services écosystémiques rendus par les Anthroposols construits

Actuellement, aucune méthode consensuelle d'évaluation des services écosystémiques rendus par les sols n'existe (Walter et al. 2015). Deux approches permettent cependant d'estimer et de quantifier ces services : (1) l'évaluation par la notation de fonctions du sol impliquées dans le service considéré ou directement du service considéré via des indicateurs pédologiques. Cette technique nécessite d'identifier au préalable des indicateurs pédologiques pertinents et de les combiner de façon judicieuse pour évaluer un service donnée. Les fonctions sont notées à dire d'expert ou en comparant les valeurs des indicateurs pédologiques à des seuils de la littérature. (2) l'évaluation par comparaison d'un sol avec une situation de référence jugée optimale. Cette technique peut également faire intervenir des indicateurs pédologiques et est principalement basée sur l'expertise des auteurs. Une difficulté supplémentaire réside dans la définition d'une situation de référence adaptée (Walter et al. 2015).

Aucune démarche d'évaluation des services écosystémiques rendus par les sols construits à partir de matériaux alternatif comme des sédiments n'a été identifié dans la littérature. Toutefois, Robert et al. (2012) et le projet DESTISOL (2014-2017) s'intéressent à l'évaluation des services rendus par les sols en milieux urbains et péri-urbains. Ces localisations géographiques regroupent principalement des zones pédologiques potentiellement fortement perturbées par les activités anthropiques qui sont les zones les plus susceptibles d'accueillir les sols construits à partir de sédiments dans un objectif de mise en place d'espace vert ou pour une restauration de zone

dégradée (friches, carrières, mines, décharges…). Contrairement à Robert et al. (2012), le projet DESTISOL (2014-2017) vise à mettre en place une méthodologie générique transposable à tout le territoire et qui consiste à identifier des indicateurs pédologiques pertinents pour noter différentes fonctions du sol étudié et en déduire ses capacités à remplir différents services écosystémiques, préalablement à son utilisation dans un projet d'urbanisme. 18 services écosystémiques sont évalués dans cet outil (liste en annexe 1.1) à partir de 21 indicateurs pédologiques et 16 fonctions du sol.

CHAPITRE 2 : Synthèse de l'état de l'art, hypothèses, questions et objectifs

Les objectifs de ce chapitre sont de synthétiser les éléments de l'état de l'art dans le but de formuler les hypothèses de travail de la thèse, de poser les questions scientifiques en fonctions des enjeux du sujet et de fixer les objectifs permettant de répondre à ces questions. L'organisation du manuscrit de thèse est annoncée à la fin de ce chapitre.

1 Synthèse de l'état de l'art

Les volumes potentiellement importants de sédiments fins à gérer à terre à moyen terme par les gestionnaires de barrages hydroélectriques, incitent les producteurs d'hydroélectricité à identifier et à explorer des voies de valorisation durables et pertinentes d'un point de vue technique, économique et écologique. Parmi les voies identifiées (Anger, 2014), l'utilisation de ces sédiments pour la construction de sol support de végétation semble pertinente pour plusieurs raisons.

Tout d'abord, les prélèvements de matériaux pédologiques (i.e. terres végétales et terres supports) pour la mise en place d'espaces verts et d'aménagements paysagers ainsi que pour la restauration de sites dégradés représentent une menace importante pour les écosystèmes agricoles et naturels. Il est donc nécessaire de limiter leur consommation en trouvant des **matériaux alternatifs à la terre végétale,** comme des déchets et des sous-produits urbains ou industriels.

Les **sédiments fins de barrage hydroélectriques** qui sont réglementairement assimilés à des déchets lorsqu'ils sont déposés à terre hors du site de production, pourraient être considérés comme un sous-produit de l'activité industrielle de production d'hydroélectricité. L'origine naturelle des sédiments, proche de celle des sols, suggère que ce sous-produit pourrait constituer **une matière primaire secondaire pour la construction de sols végétalisés** et ainsi réduire le prélèvement de sol naturel

Lorsque les sédiments sont exondés, ils subissent naturellement des processus particuliers de pédogenèse, regroupés sous le terme de **« ripening »** (signifiant maturation ou vieillissement en français), **qui mènent à la formation de sols capables de remplir la fonction de support de végétation**. Ces processus naturels sont relativement lents (Vermeulen et al., 2003) et sont conditionnés principalement par la déshydration du dépôt de sédiments et son oxydation. Les principales étapes du processus de ripening sont résumées dans la figure 2.1.

Quelques études ciblées ont démontré que certains sédiments pouvaient être utilisés seuls ou amendés en matière organique exogène, pour la construction de sol végétalisé. En effet **les sédiments continentaux ou marins ont des propriétés physico-chimiques proches de celles des sols** (granulométrie, pH, conductivité électrique, teneur en matière organique, teneur en $CaCO_3$), si on fait abstraction des fortes concentrations en NaCl dans certains sédiments d'origine marine et de la présence ponctuelle de contaminants organiques et/ou métalliques d'origine anthropique. Cependant, plusieurs études ont suggéré que le principal frein agronomique à la construction de sol à partir de sédiment est leur fertilité physique. Elles mettent en évidence que l'absence de structure pédologique élaborée leur confère des propriétés hydrodynamiques et d'enracinement souvent défavorables au développement des végétaux étudiés.

De plus, le faible nombre d'études agronomiques ayant portés sur les sédiments et le fait que ces études soient toutes centrées sur l'étude d'un voire quelques sédiments, interdit toute généricité et extrapolation des résultats à d'autres sédiments et *a fortiori* aux sédiments de barrages hydroélectriques.

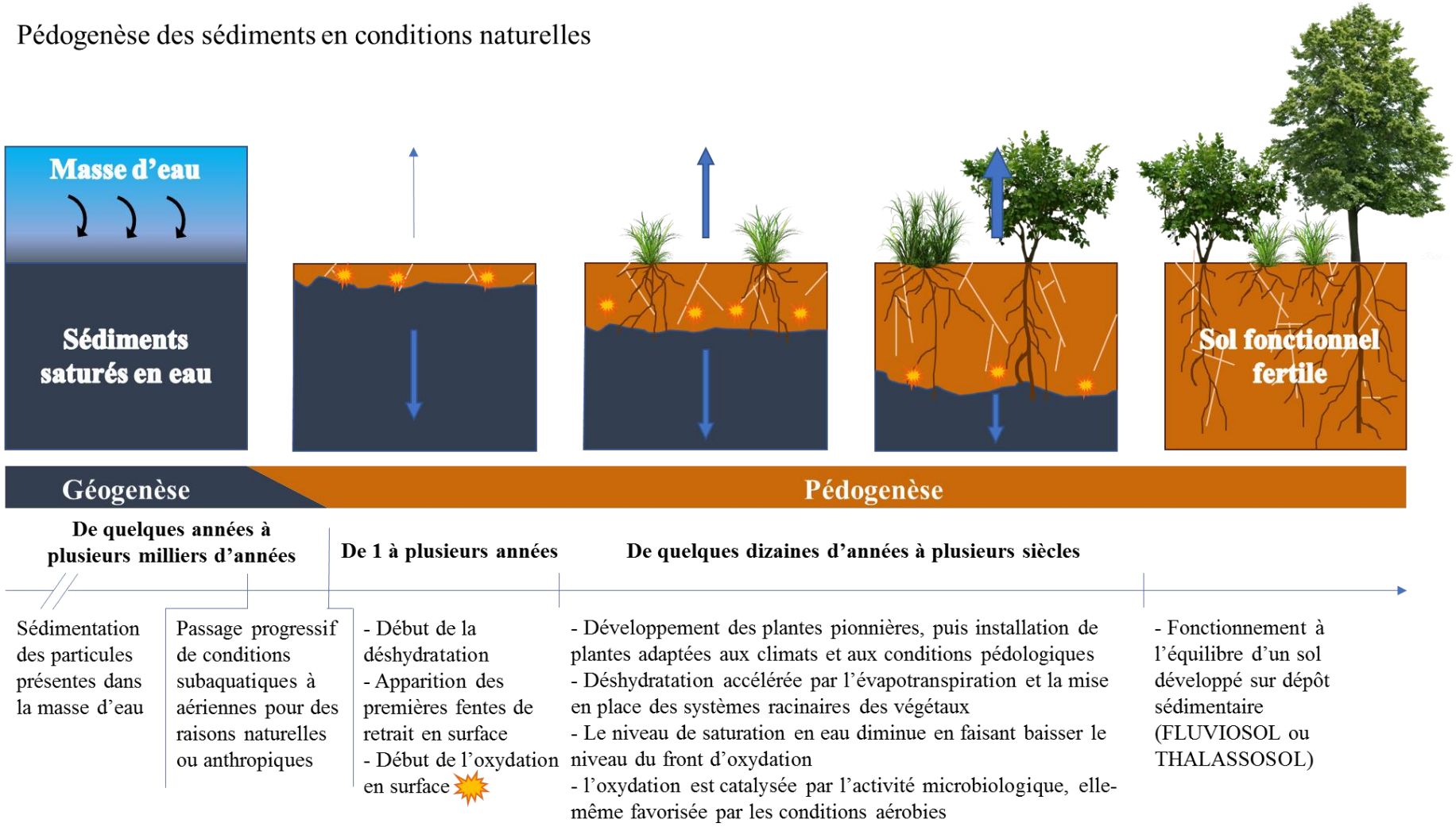


Figure 2.1 : Principales étapes de la pédogenèse naturelle (ripening) des sédiments exondés (d'après Pons et Zonneveld, 1965 ; Pons et Molen van Der, 1973 ; Rijniersce, 1983 ; Vermeulen et al., 2003)

Du point de vue réglementaire, l'utilisation de sédiments pour la construction de sol végétalisés en France n'est pas précisément encadrée et elle est donc difficile. Ces matériaux ne sont pas repris dans la liste des matériaux utilisables comme supports de culture (NF U44-551). Cependant, l'article 4 de la directive du 19 novembre 2008 relative aux déchets (2008/98/CE), ainsi que l'article L.541-1 du code de l'environnement préconisent « en priorité, de prévenir et de réduire la production et la nocivité des déchets, notamment en agissant sur la conception, la fabrication et la distribution des substances et produits et **en favorisant le ré-emploi, pour diminuer les incidences globales de l'utilisation des ressources** et d'améliorer l'efficacité de leur utilisation ». La démarche de la thèse visant à trouver un substitut à une ressource non renouvelable (terre végétale) tout en permettant la valorisation de déchets (sédiments fins) s'inscrit clairement dans cet esprit. En pratique, l'utilisation d'un matériau non cité dans la norme « supports de culture » est possible à condition de prouver, « à l'issue d'une évaluation, l'absence d'effet nocif sur la santé humaine, la santé animale et sur l'environnement et l'efficacité à l'égard des végétaux ou des sols » (articles L255-4, L255-7 et L255-8 du code rural et de la pêche maritime).

La démonstration de l'intérêt agronomique des sédiments pour la construction de sol doit se baser sur l'évaluation de leur fertilité et de sa dynamique temporelle. Cette évaluation consiste à identifier les paramètres nécessaires et suffisants permettant d'estimer le potentiel agronomique d'un sédiment pour son utilisation en construction de sol. Pour vérifier l'innocuité sanitaire et environnementale, il est nécessaire de quantifier la présence éventuelle de contaminants organiques et métalliques au sein des sédiments à l'état initial (ie. lors de la construction du sol) et de suivre leur évolution au cours du temps pour estimer leurs transferts vers les compartiments cibles potentiellement exposés de leur environnement. Dans le but de s'affranchir d'éventuels freins environnementaux et de s'intéresser principalement au potentiel agronomique des sédiments, nous avons décidé d'orienter la thèse vers l'étude de sédiments à priori non contaminés par des activités anthropiques. Cela pour deux raisons : (i) **80 % des sédiments produits par les activités d'EDF sont considérés comme inertes du point de vue de la réglementation** (Brochier et al. 2016) et (ii) la priorité de la thèse est de prouver la faisabilité agronomique et technique de la construction de sol à partir de sédiments.

2 Hypothèses, questions et objectifs

L'état de l'art permet de proposer quatre hypothèses principales :

- **Les sédiments étudiés ne sont pas contaminés et leur valorisation en construction de sol ne présente pas de danger pour leur environnement,**
- **Les sédiments fins de retenues hydroélectriques peuvent être utilisés pour la construction de sol support de végétation,**
- **Les sédiments seuls n'ont pas une fertilité physique satisfaisante pour être utilisés en l'état pour la construction de sol végétalisé,**
- **Un apport de matériaux organiques exogènes est capable d'améliorer à court et à long terme les propriétés agronomiques des sédiments.**

Plusieurs questionnements scientifiques découlent de ces quatre hypothèses :

- Comment évaluer la fertilité des sols construits à partir de sédiments ? Quelle est l'évolution de cette fertilité à court et moyen terme ?
- Les sédiments sont-ils un support performant pour le développement de végétaux ?
- Est-ce que l'apport de matière organique exogène améliore la fertilité des sols construits à court et moyen terme ?

Quatre **objectifs scientifiques** sont ainsi posés :

- Caractériser les sédiments fins de retenues hydroélectriques étudiés d'un point de vue agronomique pour déterminer leur utilisation potentielle en construction de sol végétalisé
- Evaluer la fertilité physique, chimique et biologique des sols construits végétalisés à partir de sédiments fins et suivre leur évolution dans le temps
- Observer et comprendre les interactions entre sédiments fins et matière organique exogène apportée en grande quantité lors de la mise en place du sol et mettre en évidence les éventuels bénéfices de l'apport de matière organique exogène sur la fertilité des sols construits
- Evaluer la durabilité du système « sols construits » en mesurant les évolutions des caractéristiques agronomiques à court terme après la mise en place du sol et en modélisant les évolutions agronomiques du système sol à moyen terme

La construction de sol à partir de sédiments fins convient théoriquement à deux objectifs distincts de végétalisation : (1) pour la mise en place d'espaces végétalisés *ex nihilo* dont la fonction principale du sol est le support de végétation dans un but d'esthétisme paysager et de bien-être des riverains – nous parlerons d' « usage espace vert » – et (2) pour la restauration ou la renaturation de zones dégradées telles que des friches urbaines, industrielles ou minières, qui nécessitent la mise en place d'un nouveau sol fonctionnel – nous parlerons d' « usage restauration ». Les fonctions principales attendues du sol sont alors également le support de végétation et plus largement de biodiversité dans un but de restauration écologique. Ces deux objectifs d'utilisation des sols construits ainsi que les obligations techniques et opérationnelles des gestionnaires de barrage posent différents **objectifs opérationnels** :

- Quels types de sédiments peut-on utiliser en construction de sol support de végétation ?
- Quelles sont les propriétés intrinsèques du sédiment à privilégier pour construire un sol fertile ?
- Quelles sont les fonctions du sol construit à privilégier selon le type d'usage ?
- Quels sont les services écosystémiques attendus des sols construits selon leur usage ?
- Quelles sont les démarches de génie pédologique à entreprendre pour obtenir un sol fonctionnel adapté à son usage ?

Tous ces objectifs vont permettre d'implémenter un outil d'aide à l'orientation des sédiments fins de barrage vers la voie de valorisation la plus adaptée à leurs propriétés intrinsèques. Pour la valorisation agronomique, cet outil prendra la forme d'un logigramme permettant (i) d'accepter le sédiment dans la voie de valorisation, (ii) de définir si son utilisation nécessite un apport de MO exogène pour améliorer sa fertilité et (iii) identifier l'usage pour lequel le sédiment est le plus adapté en fonction de ses propriétés.

3 Démarche et organisation de la thèse

Suite à la description du contexte et à l'analyse de l'état de l'art (Chapitre 1) et dans le but de répondre à l'ensemble des objectifs présentés (Chapitre 2), une démarche en six étapes a été adoptée (figure 2.2) et transposée dans le document de thèse.

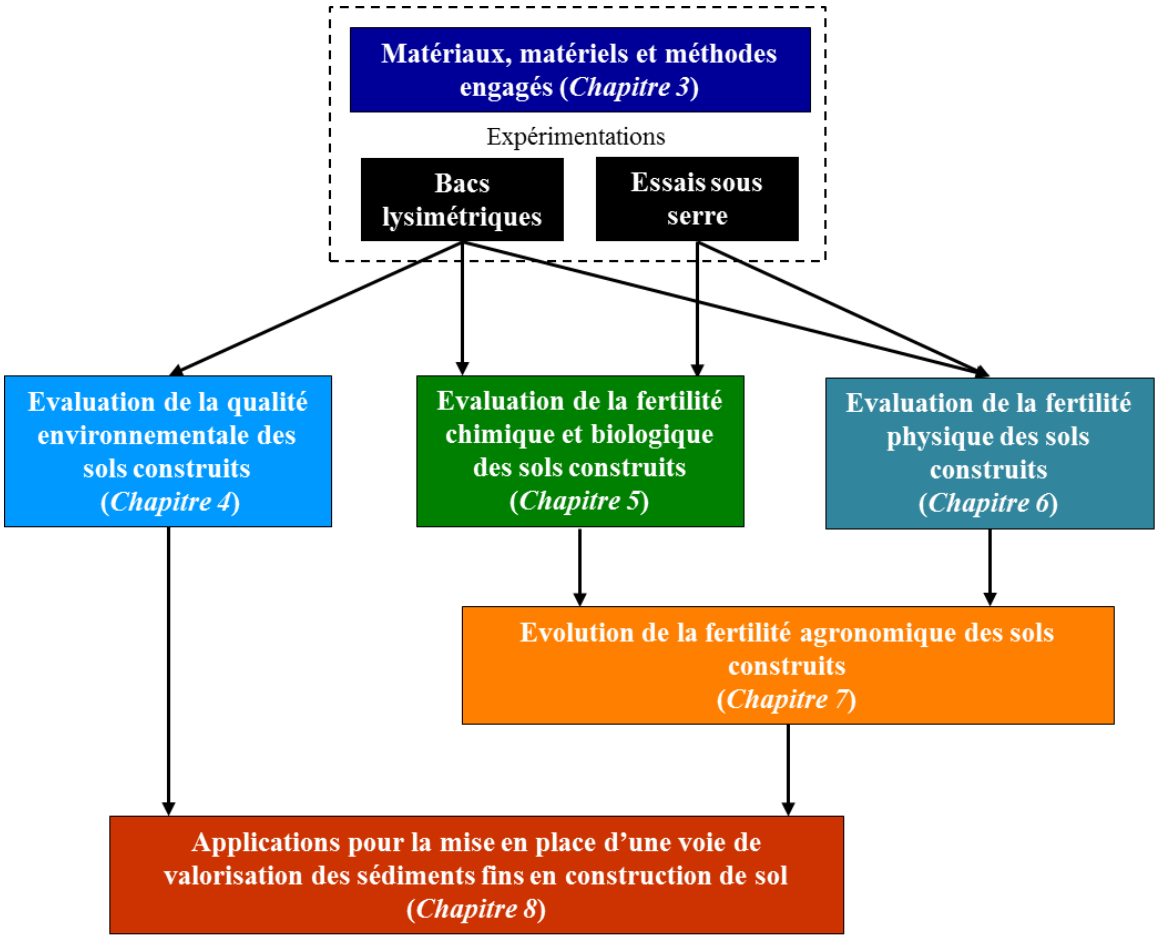


Figure 2.2 : Schéma de la démarche de la thèse

Le chapitre 3 présente les différents matériaux étudiés ainsi que les dispositifs expérimentaux permettant de produire les données nécessaires pour répondre aux différents questionnements de la thèse. Deux dispositifs distincts seront présentés : un dispositif de bacs lysimétriques en conditions in situ et un dispositif en mésocomse en conditions constrôlées (sous serre). Les chapitres 4, 5 et 6 concernent, respectivement, l'évaluation environnementale, physique et bio-

chimique des sols construits à partir de sédiments fins. Ils résultent des observations et de l'analyse directe des données générées au cours des expérimentations. Le chapitre 7 ambitionne d'extrapoler les données obtenues pour estimer le comportement agronomique des sols construits à plus long terme. Enfin le chapitre 8 s'attache à combiner les résultats obtenus pour déterminer la pertinence technique et societale de la construction de sol à partir de sédiments fins, en identifiant des critères indicateurs intrinsèques aux sédiments adaptés aux attentes de la construction de sol.

CHAPITRE 3 : Matériels et méthodes

1 Les matériaux

1.1 Les sédiments

1.1.1 Choix des sédiments

La diversité des contextes géologiques, pédologiques, climatiques et anthropiques des régions françaises productrices d'hydroélectricité explique la variabilité des sédiments fins observables à l'échelle du parc hydroélectrique géré par EDF. Cette variabilité se traduit principalement par des différences de granulométrie, de composition minéralogique, de teneur en matière organique, de présence ou d'absence de divers contaminants organiques et/ou métalliques ou encore par le niveau d'acidité des sédiments.

L'objectif de l'étude est d'identifier des typologies de sédiments fins de barrage adaptés à la construction de sol. Or l'absence d'*a priori* sur les propriétés des sédiments fins lacustres et fluviaux d'EDF les plus adaptées à la construction de sol, nous incite à travailler sur des sédiments d'origine diverse.

Pour des raisons de faisabilité technique et humaine, nous avons choisi d'étudier six sédiments provenant de retenues ayant des contextes environnementaux différents. Ces retenues ont été sélectionnées selon trois critères : (i) choisir les retenues de façon à maximiser la diversité des propriétés des sédiments, notamment en se basant sur la granulométrie des sédiments fins, leur pH et leur taux de MO, (ii) choisir des retenues situées dans contextes différents du parc hydroélectrique d'EDF, (iii) choisir des sédiments non contaminés en éléments organiques et/ou métalliques d'origine anthropique. En effet, l'étude porte sur la capacité des sédiments fins à construire des sols fertiles ce qui implique, dans un premier temps, de s'affranchir des problèmes éventuels de contamination des sédiments qui engendrerait un frein à la réutilisation agronomique des sédiments, notamment pour des raisons environnementales ou réglementaires.

Bien que répartie sur une large partie du territoire national, la production hydroélectrique d'EDF n'est pas homogène à l'échelle du territoire. Elle se concentre dans cinq régions productrices, à savoir Est, Centre, Alpes, Méditerranée et Sud-Ouest, qui se distinguent les unes les autres par des puissances hydroélectriques installées différentes.

- La région de production Alpes est caractérisée par une puissance hydroélectrique installée importante (7600 MW soit 38 % de la production hydraulique totale d'EDF) et par une grande diversité de contextes géologiques. C'est pourquoi, trois sédiments de cette région ont été choisis : SPO, CLA et FLU.
- La région de production Centre représente 23 % de la production hydraulique totale. Sa répartition géographique, du massif central au massif armoricain, lui confère une grande diversité de contextes environnementaux. Un sédiment du massif central a été choisi (TAC) ainsi que deux sédiments du massif armoricain (STA et RAN) dont un sous influence partiellement marine. La figure 3.1 illustre la localisation des sédiments sélectionnés.

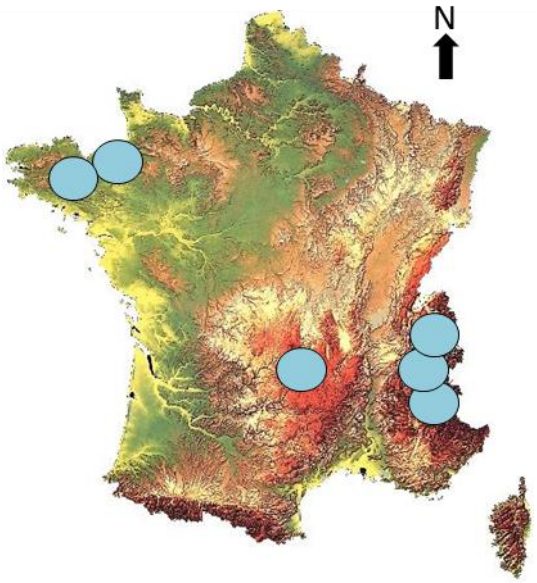


Figure 3.1 : Localisation des six retenues hydroélectriques prélevées : TAC, STA, SPO, CLA, FLU et RAN (http://www.cartesfrance.fr/)

1.1.2 Caractéristiques principales après prélèvement

Les sédiments sélectionnés ont une granulométrie fine du point de vue des exploitants de l'Hydraulique d'EDF. Ils ont tous un refus à 2 mm inférieur à 10 % en masse.

Leurs granulométries englobent des textures agronomiques contrastées dominées par les limons, allant de la texture « Limon argilo sableux » à « limon sableux » d'après le triangle de l'Aisne 15 classes (Jamagne, 1967) (figure 3.2).

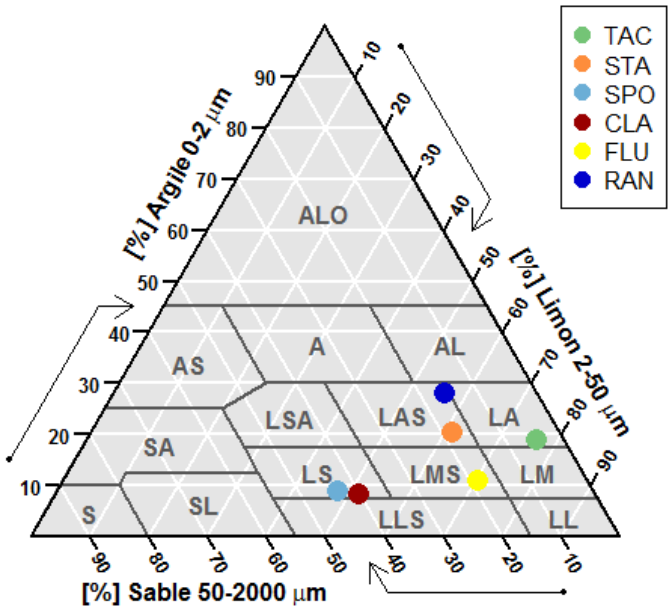


Figure 3.2 : Classes de texture des matériaux étudiés d'après le triangle de l'Aisne (Jamagne, 1967). ALO = argile lourde, A = argile, AL = argile limoneuse, AS = argile sableuse, LA = limon argileux, LAS = limon argilo-sableux, LSA = limon sablo-argileux, SA = sable argileux, LM = limon moyen, LMS = limon moyen sableux, LS = limon sableux, SL = sable limoneux, S = sable, LL = limon léger, LLS = limon léger sableux

D'après les principales caractéristiques agronomiques des sédiments après prélèvement, trois profils se distinguent. Le premier est composé par TAC et STA qui ont une masse volumique apparente (MVA) inférieure à 0.75 g cm^{-3} (Les masses volumiques apparentes (MVA) ont été

déterminées sur les sédiments déshydratés (teneur en eau massique inférieure à 15 %), tamisés à 40 mm et non tassés à l'aide de cylindre de 314 cm^3 (hauteur = 10 cm)). Ils sont bien pourvus en MO et en N. Ils ont un pH acides, ne sont pas carbonatés et ont une CEC Metson relativement élevée (tableau 3.1). SPO, CLA et FLU ont des profils similaires. Ils ont une plus forte MVA, comprise entre 1.16 et 1.32 g cm^{-3}, sont peu pourvus en MO (29 à 30 g kg^{-1}) et en N total. Ils sont très carbonatés (entre 244 et 260 g kg^{-1} de $CaCO_3$ total) et ont un pH modérément basique. Leurs faibles valeurs de CEC Metson pourraient en partie s'expliquer par la méthode de mesure peu adaptée aux sols fortement carbonatés. RAN a un profil agronomique intermédiaire entre les deux précédents, avec une MVA inférieure à 1 et a une teneur en MO peu élevée (34.6 g kg^{-1}). Il est fortement carbonaté et son pH est basique. Sa CE (1187 µS cm^{-1}) est au moins deux fois plus élevée que celle des autres sédiments.

Tableau 3.1 : Caractéristiques agronomiques principales des sédiments étudiés

	TAC	STA	SPO	CLA	FLU	RAN
Argile (g kg^{-1})	188	202	133	109	109	279
Limon (g kg^{-1})	765	614	321	661	706	564
Sable (g kg^{-1})	47	184	546	231	185	157
MVA (g cm^{-3})	0.57	0.73	1.32	1.17	1.16	0.82
MVR (g cm^{-3})	2.36	2.51	2.71	2.81	2.74	2.36
MO (g kg^{-1})	224.3	81.4	29.1	29.6	29.9	34.6
N total (g kg-1)	8.3	3.6	0.5	0.7	0.6	2.5
C total (g kg^{-1})	99	32.4	41.5	38	41.9	47.4
C/N	12.4	9.2	22.4	13.4	18.7	15.3
pH_{eau}	5.7	5.9	7.8	7.5	7.6	8.1
CE (µS cm^{-1})	517	348	296	539	554	1187
Total $CaCO_3$ (g kg^{-1})	0	0	250	244	260	230
CEC ($cmol^+$ kg^{-1})	29.7	11.6	2.2	1.1	1.3	14.1

1.1.3 Prélèvements

Le prélèvement des sédiments s'est effectué en fonction de l'état de la retenue, de la quantité à prélever et des contraintes techniques imposées par les ingénieries de l'hydraulique d'EDF.

1.1.3.1 Le sédiment TAC

Le sédiment TAC a été prélevé dans la partie aval de la retenue. Le prélèvement s'est déroulé sur 4 jours en décembre 2014 et a été effectué par l'entreprise ATHOS environnement. La retenue était en eau et les sédiments se trouvaient à une profondeur d'environ 2 m. Les trois opérateurs ont embarqué sur un bateau rigide de 3.7 m équipé d'un treuil manuel et d'une benne Van Veen de 20 kg d'une capacité de 12 L (figure 3.3). La benne était plongée dans l'eau et son poids permettait de s'enfoncer dans les sédiments. Une fois dans les sédiments, les deux mâchoires initialement maintenues ouvertes par un crochet se referment par un mouvement de levier lors de la remontée. Les opérateurs ont prélevé les sédiments sur une

zone d'environ 10 m sur 10 m. Une fois remontée, la benne était directement vidée dans des seaux étanches qui étaient ensuite amenés sur la berge avant d'être conditionnés en palette et expédiés. Un total de 135 seaux de 35L a ainsi été rempli pour une masse humide totale de 6.5 tonnes (figure 3.4).

Figure 3.3 : Embarcation équipée d'un treuil et d'une benne Van Veen

Figure 3.4 : Echantillon conditionné en palette avant expédition à Agrocampus Ouest

1.1.3.2 Le sédiment STA

Le sédiment STA a été prélevé dans la partie aval de la retenue. Le prélèvement s'est déroulé sur 3 jours en mars 2015 et a été effectué par l'entreprise ATHOS environnement. La retenue était en eau et les sédiments se trouvaient à une profondeur d'environ 2 m sous des macrophytes relativement denses. Les trois opérateurs ont utilisé le même matériel et la même technique que pour le prélèvement de TAC (figure 3.5). Ils ont dû cependant retirer les macrophytes à la surface des sédiments pour dégager une zone de 10 m sur 10 m avant le prélèvement (figure 3.6). Un total de 248 seaux (140 d'une capacité de 20L et 108 d'une capacité de 35L) a ainsi été rempli pour une masse humide totale de 6 tonnes.

Figure 3.5 : Matériel ayant servi au prélèvement

Figure 3.6 : Benne Van Veen fermée contenant des macrophytes lors du dégagement de la zone de prélèvement

1.1.3.3 Le sédiment SPO

Le prélèvement a été fait dans la partie amont de la retenue. Il a été réalisé le 17 mars 2015 alors que le niveau du lac était 28 m sous sa côte de pleines eaux. Les sédiments étaient

émergés depuis une période assez longue (quelques mois) ce qui leur avait permis de se ressuyer suffisamment pour que des engins de chantier puissent circuler dessus. Ainsi une pelleteuse et un camion-benne ont pu accéder directement à la zone de prélèvement, un carré de 20 m de côté (figure 3.7). La pelleteuse a décapé une épaisseur de 1 m à 1.5 m de sédiments fins. Sous ces sédiments fins se trouvaient des sédiments grossiers en partie exploités en tant que matériaux alluvionnaires pour produire des granulats. Une fois décapés, les sédiments ont été chargés dans le camion et entreposés 24h aux abords de la retenue pour être chargés dans un camion-benne routier afin d'être expédiés à Agrocampus Ouest (figure 3.8). Au total, 12 tonnes de sédiments humides ont été livrés en vrac.

Figure 3.7 : Zone de prélèvement des sédiments dans la partie amont de la retenue

Figure 3.8 : Chargement en vrac du camion de transport des sédiments fins SPO

1.1.3.4 Le sédiment CLA

Le prélèvement du sédiment a été réalisé dans la partie aval de la retenue en janvier 2015 par les entreprises ENERGIS NAUTIC SERVICES et IDRA Ingénierie. Il s'est effectué alors que la retenue était partiellement en eau (quelques mètres en dessous de la côte maximale de la retenue) grâce à deux engins amphibies de type Mobitrac, l'un équipé d'une micro-pelle et l'autre équipé d'un conteneur pour convoyer en rotation les sédiments jusqu'à la berge (figure 3.9).

Figure 3.9 : Mobitracs en action de prélèvement dans le bassin

Figure 3.10 : Aspect du sédiment brut et conditionnement en fûts étanches

Ensuite les sédiments ont été repris manuellement et conditionnés dans 102 fûts étanches de 60 L avant d'être expédiés vers Agrocampus Ouest (figure 3.10). La masse totale du prélèvement (sédiments humides) s'élevait à 9 tonnes.

1.1.3.5 Le sédiment RAN

65 000 m^3 de sédiment ont été prélevés par pompage dans la retenue entre novembre 2014 et mars 2015. Ces sédiments ont été entreposés dans deux lagunes pour être déshydratés partiellement et dessalés grâce au lessivage occasionné par les précipitations naturelles. L'objectif du prétraitement de ces sédiments est de les rendre manipulables et d'abaisser leur concentration en sels en dessous du seuil légal pour les épandre en tant qu'amendement calcique sur les parcelles agricoles alentour. Les sédiments étudiés dans la thèse proviennent de ces lagunes (figure 3.11 et 3.12). Ils ont été prélevés à la pelle et conditionnés dans 8 fûts étanches de 60 L en octobre 2015. La masse totale du prélèvement s'élève à 300 kg de sédiments humides.

Figure 3.11 : Aspect de la surface des sédiments dans la lagune de transit

Figure 3.12 : Aspect visuel du sédiment RAN (oxydé : brun et réduit : noir)

1.1.3.6 Le sédiment FLU

Le sédiment FLU a été prélevé dans la partie aval de la retenue. Le prélèvement s'est déroulé le 26 aout 2015. Il a été réalisé par l'entreprise ENERGIS NAUTIC SERVICES et supervisé par IDRA Ingénierie.

Figure 3.13 : Mobitrac en mouvement entre la zone de prélèvement et la zone de dépôt temporaire

Figure 3.14 : Déchargement d'un prélèvement sur la zone de dépôt temporaire

Le niveau du lac (496 m NGF) a permis à un Mobitrac équipé d'une micro-pelle de prélever des sédiments émergés. Le Mobitrac a effectué une dizaine de rotations entre la zone de prélèvement et la berge où un bac plastique a permis de stocker temporairement les sédiments (figure 3.13). Une fois les sédiments prélevés, ils ont été conditionnés à la main dans 24 fûts de 30 L étanches, eux-mêmes chargés sur des palettes et envoyés à Agrocampus Ouest à Angers (figure 3.14). Le prélèvement a permis de récupérer environ 500 kg de sédiments humides.

1.1.4 Prétraitements

Suivant l'état de la retenue dans lesquelles ils ont été prélevés, certains sédiments avaient un taux d'humidité (ou une concentration en NaCl pour le sédiment RAN) qui ne permettait pas de les utiliser directement. Il a donc fallu prétraiter ces sédiments.

1.1.4.1 Déshydratation partielle

Le sédiment SPO présentait à son arrivée à Angers, une teneur massique en eau relativement faible (208 g kg^{-1}) (Tableau 3.2) ce qui rendait le sédiment manipulable et directement utilisable, comme le prouve la technique de prélèvement. Il n'a donc pas subi de déshydratation partielle et a été stocké à l'extérieur en tas protégé des précipitations par une bâche plastique, le temps de prétraiter les autres sédiments.

Tableau 3.2 : Teneur massique en eau et conductivité électrique mesurées sur les sédiments dès leur réception à Agrocampus Ouest

	TAC	STA	SPO	CLA	FLU	RAN
Teneur en eau massique (g kg^{-1})	805	727	208	320	306	493
Conductivité électrique (µS cm^{-1})	222	240	370	482	241	3290

Les sédiments CLA, STA, TAC et FLU étaient saturés en eau lors de leur livraison en fûts et seaux étanches. Bien que leur teneur massique en eau soit variable d'un sédiment à l'autre, leur état semi-liquide ne permettait pas de les manipuler.
Les sédiments CLA, STA et TAC ont été déshydratés simultanément (entre le 13 avril et le 18 mai 2015) en extérieur suivant le protocole suivant :

1ère étape : Elimination du surnageant présent dans les fûts de transport

Les fûts de sédiment présentaient une épaisseur d'eau surnageante allant de 1 cm à 20-25 cm au-dessus du sédiment décanté. Cette eau a été retirée par pompage lorsque le sédiment avait reposé suffisamment longtemps pour que le surnageant soit clair. Cette technique, appliquée sur 485 bidons, a permis de conserver au maximum les fractions les plus fines.

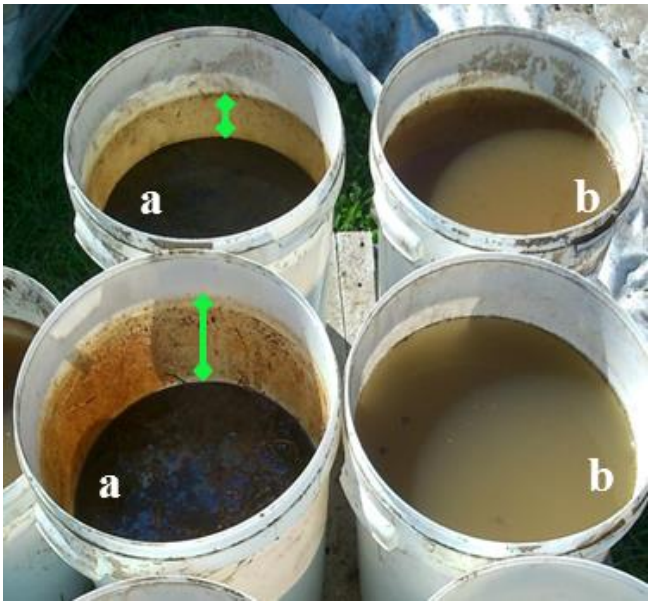


Figure 3.15 : Exemple de 4 seaux (STA) après siphonage du surnageant (a) et avant siphonage du surnageant (b)

2ème étape : Etalement des sédiments et ressuyage en plein air

Trois zones distinctes de séchage d'environ 50 m² ont été installées sur une zone plane enherbée. Un géotextile peu perméable a servi de support. Les sédiments ont été étalés sur une épaisseur de 15 cm environ et retournés régulièrement pour faciliter le séchage. En cas de pluie, une bâche plastique était systématiquement déployée par-dessus les sédiments pour les protéger. Il a fallu renouveler l'opération 2 à 3 rotations pour sécher tous les sédiments.

Figure 3.16 : Zones de séchage des sédiments CLA, TAC et STA

3ème étape : Criblage et conditionnement des sédiments

Lorsque les sédiments ont atteint une teneur massique en eau compatible avec des manipulations à la pelle, en pratique 8 % (m/m) pour CLA, 31 % (m/m) pour TAC et 22 % massique pour STA (TAC a été le sédiment qui a nécessité le plus de temps pour atteindre un état « pelletable »), les sédiments ont été criblés à 40 mm pour casser les mottes dues au séchage afin d'homogénéiser chaque matériau. Ensuite ils ont été conditionnés en big bag de 1 m^3 pour être transportés et stockés.

Figure 3.17 : Sédiment CLA déshydraté, criblé à 40 mm et conditionné en big bag

La plus faible quantité de sédiment FLU (500 kg conditionnés en fûts de 30 L) a permis de les déshydrater dans un compartiment de serre pour s'affranchir des aléas climatiques. Les sédiments ont été étalés sur une épaisseur de 3 à 5 cm et émiettés à la main sur des tablettes horticoles protégées par une bâche plastique perméable. En une semaine, la déshydratation a été suffisante pour passer d'une teneur massique en eau de 30.6 % (m:m) à 9.2 % (m:m). Une fois suffisamment déshydraté, le sédiment a été tamisé à 40 mm pour briser les mottes formés lors de la déshydratation et homogénéisé par brassage. Puis les sédiments ont été conditionnés dans des fûts étanches de 40 L.

La faible quantité de sédiments RAN (200 kg conditionnés en fûts de 60 L) a permis de les déshydrater suivant la même technique que pour FLU, après avoir été préalablement dessalés (*cf.* 1.1.4.2.). La déshydratation a duré deux semaines et a permis de passer d'une teneur massique en eau de 49.3 % (m:m) à 7 % (m:m). Une fois suffisamment déshydraté, le sédiment a été tamisé à 40 mm et homogénéisé par brassage. Puis les sédiments ont été conditionnés dans des fûts étanches de 40 L.

1.1.4.2 Dessalage

En raison de son origine partiellement marine, RAN avait une conductivité électrique (CE) importante (3290 µS cm^{-1}) lors de son arrivée à Agrocampus Ouest susceptible d'engendrer un effet phytotoxique. En effet d'après l'échelle de Durant (1983) le sédiment était de classe IV « très salé » (CE comprise entre 2000 et 4000 µS cm^{-1}) ce qui induit que « Seules les cultures résistantes [au sel] donnent des rendements satisfaisants ». Or l'étude vise à construire des sols fertiles pour des aménagements urbains agrémentés de végétaux n'ayant pas particulièrement d'aptitude à résister aux excès de sels. Il est donc indispensable d'éliminer ce sel pour atteindre la classe II (CE comprise entre 500 et 1000 µS cm^{-1}) où seul un effet du sel est observable sur les cultures très sensibles ou la classe I (CE comprise entre 0 et 500 µS cm^{-1}) où l'effet du sel est négligeable (Durant, 1983).
Pour ce faire, le sédiment RAN a été placé sur un géotextile dans des caisses-palettes ajourées d'un volume de 1 m^3 sur une épaisseur de 20 à 30 cm. Ce dispositif a été placé en extérieur pour subir les précipitations naturelles et en absence de pluie, des apports d'eau déminéralisée bihebdomadaires ont été faits jusqu'à atteindre une CE proche de la classe II (1187 µS cm^{-1}). L'opération s'est déroulée du 21 janvier 2016 au 25 mars 2016. La perte des particules fines engendrée par cette opération est considérée comme négligeable.

1.2 La terre végétale (témoin, TV)

La terre végétale est issue d'une parcelle agricole cultivée en maïs de l'exploitation Brangeon (47°23'48"N, 0°52'26"W) située à Monjean-sur-Loire (Maine-et-Loire (49)). Il s'agit du décapage de l'horizon A d'un FLUVIOSOL Brunifié (RPF, 2008) situé sur une terrasse alluviale de la Loire (carte géologique 1/50 000 harmonisée, BRGM, 2005). Ce matériau est dénommé « terre végétale » selon les termes employés dans la norme NF U44-551 (AFNOR, 2009) relative aux supports de culture.

Il s'agit plus particulièrement de matériau de classe 1 : supports de culture minéraux et de synthèse minérale ou organique.
Environ 6 m^3 de TV ont été livrés en juin 2015 et stockés en tas pendant deux mois à l'extérieur puis tamisés à 30 mm et homogénéisés et enfin stockés en caisse-palette à l'abri des intempéries. Les propriétés de la TV (tableau 3.3) ne nécessitent pas de prétraitement avant utilisation en expérimentation. Il est a remarqué que le ratio MO/C total est proche de 2.2 ce qui est élevé pour un sol agricole. Ceci pourrait s'expliquer par la détermination de la teneur en MO par la méthode de la perte au feu (NF EN 13039), qui aurait pu entrainer la combustion d'une partie de la fraction minérale (phyllosilicates ?) entrainant par la même une surestimation de la teneur en MO. La TV a servi de matériau pour construire les sols témoins utilisés tout au long de la thèse.

Tableau 3.3 : Caractéristiques agronomiques principales de la terre végétale

	TV
Argile (g kg^{-1})	144
Limon (g kg^{-1})	381
Sable (g kg^{-1})	476
MVA (g cm^{-3})	1.23
MVR (g cm^{-3})	2.59
MO (g kg^{-1})	48.6
N total (g kg-1)	2.0
C total (g kg^{-1})	21.8
C/N	11.7
pH_{eau}	6.2
CE (µS cm^{-1})	279
Total $CaCO_3$ (g kg^{-1})	0
CEC ($cmol^{+}$ kg^{-1})	6.7

1.3 Le compost de déchets verts

Le compost de déchets verts utilisé dans l'étude provient de la région parisienne et a été fourni par l'entreprise Florentaise basée à St Marc-du-désert (44). Il a subi un compostage de 4 mois et n'a pas été criblé dans l'optique de présenter une granulométrie grossière susceptible d'améliorer les propriétés physiques des sols construits tout en offrant une fraction à fort potentiel de minéralisation comme le souligne l'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO) peu élevé pour un compost (76.9 %) et le C/N relativement élevé (17.7) (tableau 3.4). Le compost utilisé a un pH légèrement basique (7.4) à l'état initial et possède une conductivité électrique relativement faible (493 µS cm^{-1}). Cette conductivité électrique le classe dans la classe I de l'échelle de Durant (1987) (< 500 µS cm^{-1}) traduisant l'absence d'impact négatif sur le développement des végétaux.

Tableau 3.4 : Caractéristiques physico-chimiques principales du compost de déchets verts. ISMO = Indice de Stabilité de la Matière Organique évalué d'après la norme XP U 44-162 (2009), SOL = composés organiques solubles, HEM = hémicellulose, CEL = cellulose, LIC = lignine et cutine

		Compost (Co)
pH_{eau}		7.4
Conductivité électrique (µS cm^{-1})		493
Masse volumique apparente (g cm^{-3})		0.27
Masse volumique réelle (g cm^{-3})		1.67
Granulométrie (g kg^{-1} MS)	d > 16 mm	0
	16 > d > 8 mm	40
	8 > d > 4 mm	140
	4 > d > 2 mm	280
	2 > d > 1 mm	150
	d < 1 mm	390
Teneur en MO (g kg^{-1})		429
Azote total (g kg^{-1})		12.1
C/N		17.7
ISMO (% de MO)		76.9
SOL (fibres en % de la MO)		20
HEM (fibres en % de la MO)		3.7
CEL (fibres en % de la MO)		29.6
LIC (fibres en % de la MO)		46.7
Pourcentage de C org minéralisé après 3 j (% du C initial)		1.8

2 Les modalités de construction de sol

Un total de 8 matériaux a été sélectionné : 6 sédiments, 1 terre végétale et 1 compost de déchets verts. Plusieurs modalités ont été mises en place et ce dans le cadre de 2 expérimentations, l'une *in situ*, l'autre sous serre.

2.1 Les sédiments purs

Les 6 sédiments ont été testés séparément en tant que modalités distinctes. L'objectif était de savoir si les sédiments seuls sont aptes à former des sols fonctionnels et fertiles dans une période de temps relativement courte (de quelques mois pour les essais sous serre jusqu'à deux ans pour l'essai *in situ*). L'étude de modalités de sédiments purs permet de se rapprocher des conditions naturelles de pédogenèse d'un dépôt de sédiments exondés, notamment lors de la formation d'un Fluviosol (RPF, 2008) qui résulte de la pédogenèse « d'alluvions fluviatiles ou lacustres plus ou moins grossières », comprenant *a priori* des sédiments fins. D'après le RPF (2008), ces sols, relativement jeunes, sont le support d'une biodiversité importante en conditions naturelles et présentent de bonnes qualités agronomiques pour la mise en culture.

2.2 La terre végétale : le témoin

La terre végétale constitue le témoin de référence de l'étude. Il s'agit du matériau de base traditionnellement utilisé par les services des espaces verts pour la construction de sol dans les aménagements urbains végétalisés et paysagers. La terre végétale est dénommée TV.

2.3 Les mélanges matériau – compost

En pratique, il est très courant que les aménageurs construisent des sols végétalisés en amendant la terre végétale qu'ils utilisent avec des matériaux organiques, essentiellement du compost de déchets verts (Bacholle *et al.* 2006). Dans l'optique de suivre les pratiques couramment utilisées par les aménageurs en construction de sol végétalisé, les sédiments et le témoin sont testés en mélange avec 40 % en volume de compost de déchet vert, conformément aux préconisations issues des études de Grosbellet *et al*. (2011) ; Vidal-Beaudet *et al.* (2012) et Cannavo *et al*. (2014). Le compost est mélangé mécaniquement au matériau étudié. Le sol ainsi construit est donc un mélange homogène de 60 % (v/v) de matériau et 40 % (v/v) de compost à l'état initial. Les mélanges sédiment-compost et terre végétale-compost sont dénommés avec le code du sédiment (ou de la terre végétale) auquel on rajoute les deux lettre « Co » signifiant compost.

3 Designs expérimentaux

3.1 Expérimentation *in situ* : plateforme lysimétrique

3.1.1 Matériaux et modalités étudiés

Pour des raisons de moyens techniques, humains et financiers, seuls quatre sédiments parmi les six étudiés dans la thèse, ont été testés en conditions *in situ*, au sein d'une plateforme. Il s'agit des sédiments STA, TAC, SPO et CLA. Le choix d'étudier ces quatre sédiments a suivi le même raisonnement que pour le choix des sédiments initiaux (Cf. partie 1.1.1.1.), à savoir, maximiser la diversité des typologies de sédiment en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et de leur origine géographique. Ces quatre sédiments ont été comparés à un témoin (terre végétale). Chaque matériau (sédiments et terre végétale) a été testé pur et en mélange avec 40 % en volume de compost de déchets verts, portant à dix le nombre de modalités testées grâce à ce dispositif.

3.1.2 La plateforme

Le dispositif expérimental se situait sur l'Installation Expérimentale Mutualisée (INEM) de l'Institut de Recherche en Horticulture et Semences (IRHS) entre les sites d'Agrocampus Ouest, campus d'Angers et le site de l'INRA Angers (coordonnées GPS 47.480379 ; -0.608929). La plateforme où était implanté le dispositif avait une surface de 211 m² (22 m*9.6 m). Le sol de cette surface a été terrassé et compacté pour permettre la mise en place de lysimètres (*Cf.* partie 1.3.2. suivante). La plateforme était équipée d'un accès à l'électricité et d'une rampe d'irrigation provenant d'un ancien tunnel horticole initialement en place sur la zone. La plateforme avait pour objectif d'accueillir les bacs lysimétriques dans lesquels les modalités de sol ont été construites pour une durée de deux ans.

3.1.3 Les lysimètres

Les modalités de sols construits ont été mises en place dans des bacs lysimétriques pour trois raisons : (i) isoler les sols construits du sol en place sur la plateforme expérimentale afin d'empêcher toute modification intempestive et non contrôlée de ses propriétés agronomiques et environnementales, (ii) définir des systèmes d'étude finis et ainsi être capables d'établir les bilans hydriques et d'éléments chimiques des sols construits, (iii) construire des sols de dimensions (épaisseur, volume) similaires susceptibles d'être comparés entre eux.

3.1.3.1 Choix de l'épaisseur du sol construit

Pour répondre aux besoins des aménagements d'espaces verts urbains ou périurbains, les services des espaces verts sont amenés à reconstituer trois types de sol différents suivant la strate végétale que ces sols sont susceptibles de supporter (UNEP, 2012). Cette typologie de sol reconstitué pour les aménagements d'espaces verts met en évidence la présence systématique d'une couche de terre végétale de 20 à 30 cm d'épaisseur quelle que soit la strate végétale supportée.

Dans le but de proposer un matériau de substitution à l'utilisation de la terre végétale pour les aménagements d'espaces verts, il paraît donc indispensable de construire des sols d'une épaisseur d'au moins 20 cm. Ainsi les sols construits pourront potentiellement être utilisés pour la reconstitution des trois types de sol reconstitués. Dans l'objectif de pouvoir réaliser un échantillonnage intra-bac pour disposer de suffisamment de répétition, nous avons décidé d'implanter une végétation recouvrant le sol de façon homogène. Notre choix s'est porté sur une végétation herbacée (Ray grass (*Lolium perenne*)) couramment utilisée par les services d'espaces verts. De plus, la durée relativement courte de l'expérimentation (deux ans) était moins adaptée au suivi du développement d'espèces ligneuses arbustives ou arborées que d'espèces herbacées.

En parallèle, les quantités de sédiments disponibles pour la construction des sols et le nombre de répétitions indispensables à l'étude ne permettaient pas de construire des sols d'une épaisseur supérieure à 30 cm. Nous avons donc choisi de construire des sols d'une épaisseur de 30 cm dans les bacs lysimétriques, épaisseur tout à fait convenable pour la croissance de Ray grass. Toutefois, la quantité de sédiment TAC disponible étant plus restreinte que celles des autres sédiments, l'épaisseur des sols construits à partir de ce sédiment (TAC et TAC-Co) a été fixée à 25 cm.

3.1.3.2 Choix des bacs lysimétriques et dimensionnement

Des caisses-palettes (palox) à trois semelles en plastique PEHD (polyéthylène haute densité) de dimensions intérieures (L) 1110 x (l) 710 x (h) 610 mm et d'un volume de 535 L ont été choisies (figure 3.18). Le choix des dimensions des bacs a été fait de façon à avoir suffisamment de sol construit pour l'équiper des sondes de mesure souhaitées (§ 3.2.3.) et pouvoir prélever suffisamment d'échantillons (répétitions) pour les analyses en laboratoire tout en prenant en compte la quantité limitée de sédiments déshydratés disponibles.

Les bacs choisis ont les avantages suivants :

- Le PEHD est une matière plastique connue pour ne pas interagir avec d'éventuels polluants métalliques (Dominique Demare, IFSTTAR, communication personnelle).
- La dimension des bacs permet de disposer d'une surface (0.7889 m²) compatible avec les mesures intra-bacs à réaliser et l'installation des sondes prévues tout en proposant un volume de sol construit suffisant et compatible avec les quantités de sédiments disponibles.

Figure 3.18 : Caisse-palette choisie pour la réalisation des lysimètres

- Ces bacs sont robustes et stables car ils sont équipés de trois semelles pour l'appui au sol et sont capables de supporter des charges de 500 kg en dynamique et 800 kg en statique.
- Les parois étanches et lisses des bacs permettent de récupérer les percolats du sol.
- Les bacs sont facilement manipulables car aux dimensions standard d'une demi-palette et légers (35kg) à vide.

3.1.3.3 Répétitions et agencement dans l'espace

Le site expérimental a été prévu pour l'étude de dix modalités de sols construits sur une durée de deux ans. Or le suivi des différents paramètres étudiés induit la collecte d'un nombre important d'échantillons et notamment des échantillons non remaniés. La collecte de l'ensemble des échantillons nécessaires se traduit par un démantèlement des bacs de sols construits (§ 1.3.4. Description des sols construits et échantillonnages). Ainsi il a fallu prévoir suffisamment de bacs par modalité pour que l'étude puisse se dérouler sur deux ans.

La fréquence de collecte des échantillons (destruction des sols des lysimètres) pour le suivi des modalités de sols construits a été fixée à 6 mois pour une durée de deux ans dans le but de suivre l'évolution de la pédogenèse des matériaux et d'apprécier leur cinétique d'évolution (§ 1.3.3. Calendrier des prélèvements). Il a donc fallu mettre en place quatre bacs par modalité étudiée, le premier bac étant détruit à 6 mois après la mise en place du dispositif (t_{6mois}), le deuxième au bout de 12 mois (t_{12mois}), le troisième au bout de 18 mois (t_{18mois}) et le dernier au bout de 24 mois (t_{24mois}). 40 bacs lysimétriques ont ainsi été prévus.

Toutefois, la volonté de suivre certains paramètres du sol en temps réel dans les différentes modalités (température, teneur en eau volumique et potentiel hydrique) a nécessité la mise en place de sondes électroniques dans les bacs à démonter à t_{24mois}. Pour disposer idéalement de trois répétitions pour l'interprétation des données acquises par les sondes, dix bacs supplémentaires (un bac par modalité) ont été construits et équipés de sondes. La quantité de sédiments disponibles ne permettait pas de construire encore dix bacs supplémentaires pour y placer la troisième répétition de sondes nécessaires. Ainsi, les bacs à démonter à t_{18mois} ont également été équipés de sondes. Au total, 50 bacs lysimétriques ont été construits, dont 20

(démontages prévus à t_{6mois} et t_{12mois}) non équipés de sondes et 30 (démontages prévus à t_{18mois}, t_{24mois} et 10 bacs supplémentaires) équipés de sondes.
De la sorte, trois répétitions ont été disponibles durant les dix-huit premiers mois de l'expérimentation pour chaque paramètre mesuré par les sondes, puis seulement deux répétitions ont été disponibles durant les six derniers mois de l'expérimentation.

Les dimensions de la plateforme (22 m x 9.6 m), ainsi que l'obligation de laisser un accès à chaque bac pour des engins mécanisés et pour les opérations d'entretien et de mesure, nous ont obligé à répartir les bacs en deux colonnes sur la longueur de la plateforme comme présenté sur la figure 3.19. Les bacs ont été regroupés en 5 blocs (un bloc par date de démontage) et placés devant l'accès par ordre de démontage chronologique. Au sein d'un bloc, les 10 bacs ont été répartis aléatoirement pour limiter l'impact éventuel d'effet de bord dû à l'environnement de la plateforme.

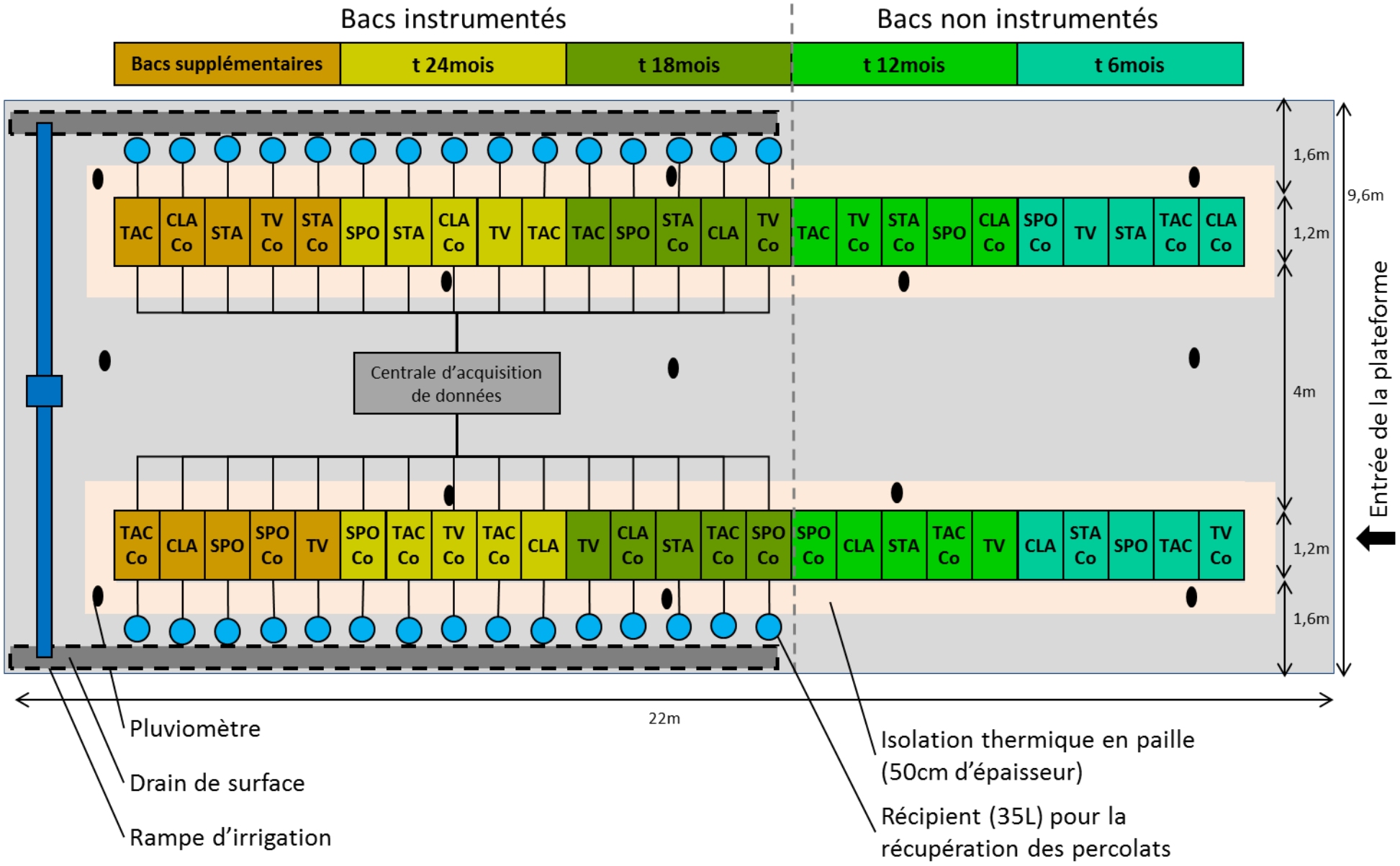


Figure 3.19 : Schéma de la plateforme expérimentale accueillant les bacs lysimétriques de sols construits

3.1.3.4 Instrumentation

Les 30 lysimètres dont la destruction est prévue en dernier ($t_{18\ mois}$, $t_{24\ mois}$ et les bacs supplémentaires) ont été équipés de trois types de sonde pour mesurer en continu la température du sol (sonde PT100, fournisseur : TC Direct), le potentiel hydrique du sol (tensiomètre à capteur profond STCP850, fournisseur : SDEC) ainsi que l'humidité volumique (sonde EC-5, fournisseur : Decagon Devices) (figure 20). Ces mesures ont été effectuées toutes les heures et enregistrées par 2 centrales d'acquisition CR1000 (Campbell Scientific) placées au centre de la plateforme expérimentale. Ces mesures ont été réalisées à deux profondeurs distinctes, 10 cm et 20 cm, pour les sols de 30 cm d'épaisseur et 7.5 cm et 17.5 cm de profondeurs pour les sols de 25 cm d'épaisseur (sols construits à partir de sédiments TAC).

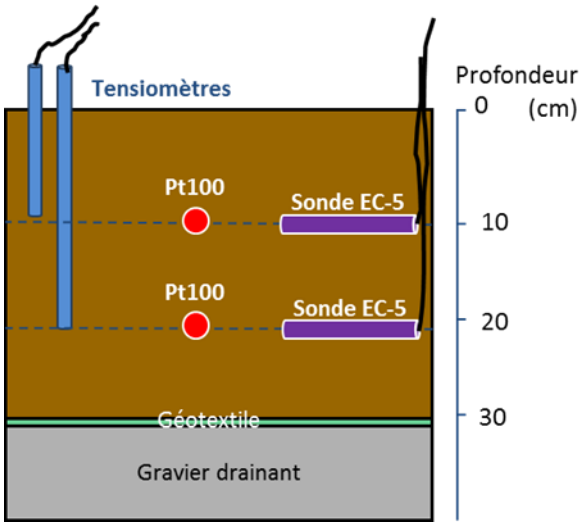


Figure 3.20 : Coupe schématique d'un bac lysimétrique instrumenté (l'épaisseur du gravier drainant n'est pas à l'échelle)

3.1.4 Remplissage des lysimètres et installation des sondes

Dans le but de mimer un sol construit d'espace vert pour une végétation herbacée, les bacs, une fois disposés sur la plateforme et mis d'aplomb, ont été remplis avec 31 cm de gravier drainant (calibre 40 – 60 mm), pour que le sol construit ait une épaisseur de 30 cm (36 cm de gravier pour les sols de 25 cm d'épaisseur). En fonction de la densité apparente des matériaux, de leur teneur en eau lors de la construction et d'un coefficient de foisonnement fixé à 10%, la quantité de matériau nécessaire à la mise en place d'un bac (sédiments purs, TV pure, sédiments + compost ou TV + compost) a été pesée et mélangée dans une bétonnière thermique pendant une durée de 5 min. Puis les matériaux ont été acheminés vers la plateforme grâce à un engin équipé d'une benne et versés dans le bac correspondant (figure 3.21a). Lors du remplissage du bac, deux opérateurs étaient chargés de mettre en place les sondes PT100 et EC-5 aux bonnes profondeurs. La construction des lysimètres s'est déroulée du 29 juin au 3 juillet 2015.

Une fois les sols construits, les bacs ont été recouverts d'une bâche pour les protéger de la pluie pendant la saison estivale (juillet-août) et ainsi limiter l'évolution des matériaux initialement secs.

Cela a permis de finaliser le dispositif notamment en raccordant les 60 sondes PT100, les 60 sondes EC-5 et les 60 tensiomètres aux centrales d'acquisition. En septembre, la bâche a été retirée pour permettre une humidification progressive du sol grâce aux précipitations naturelles. Des apports artificiels d'eau ont été nécessaires pour atteindre un taux d'humidité permettant la mise en place des tensiomètres et leur maintien en état de fonctionnement ainsi que pour pouvoir effectuer le semis du ray-grass. Les tensiomètres ont été installés dans les sols humides fin septembre.

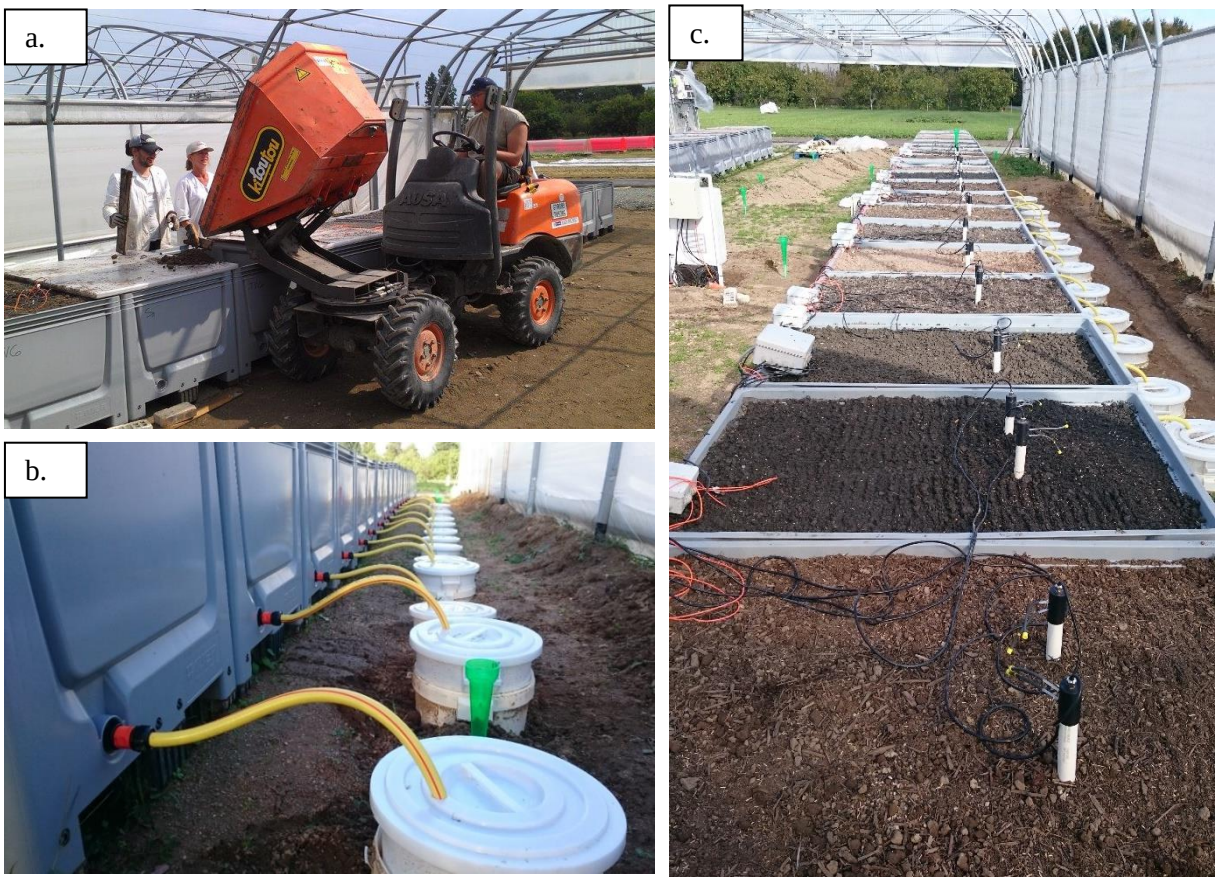


Figure 3.21 : (a.) installation d'un bac, (b.) dispositif de récupération des percolats des bacs instrumentés, (c.) vue de dessus de bacs instrumentés

3.1.5 Végétalisation des sols construits

L'ensemble des sols construits étudiés a été végétalisé pour mimer la mise en place d'un espace vert herbacé. Pour cela le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), variété Escal, a été choisi car cette plante fourragère est utilisée seule ou en mélange dans différents types d'espaces verts mais aussi en végétalisation de sites dégradés et/ou pollués (Vangronsveld *et al.* 1996 ; Norland & Veith, *1995 ;* Cordova *et al.* 2011) ou de sol construit (Séré, 2007). Cette plante robuste, peu sensible aux maladies, à la présence de polluants et au stress hydrique a également l'avantage de recouvrir le sol de façon dense (limitation de l'érosion) et homogène, ce qui permet de recouvrir l'ensemble de la surface des bacs de façon similaire.

Dans la littérature, la dose de semis peut aller de quelques kg de graines par ha (6.7 kg ha^{-1} (Norland & Veith, *1995*)), à 200 kg ha^{-1} (Vangronsveld *et al.* 1993 ; Cordova *et al.* 2007) voire plus pour certains auteurs. Dans le cas du projet, la date du semis (9 octobre 2015) tardive par rapport aux préconisations du Groupement National Interprofessionnel des Semences et plants (GNIS) pour le semis d'automne du ray-grass dans la région et le taux de germination inconnu des matériaux testés, ont plaidé en la faveur d'une dose importante de semis. La dose de 200 kg ha^{-1} a ainsi été choisie, ce qui représente 15.76 g de graines par bac.
Pour le semis, un lit de semence a été préparé manuellement à l'aide d'un râteau afin d'éliminer les éventuelles croutes de battance formées lors de l'arrosage et d'homogénéiser la surface du sol pour maximiser le contact entre les graines et le sol et ainsi favoriser la germination. Les graines ont été dispersées manuellement de la façon la plus homogène possible sur l'ensemble de la surface du sol puis arrosées régulièrement à l'aide du système d'irrigation pendant une semaine (4 apports de 6 mm d'eau).

3.1.6 Dispositif de récupération des percolats

Dans l'objectif d'établir des bilans hydriques de chaque modalité de sol étudié et de pouvoir suivre le relargage éventuel d'ETM et la lixiviation d'autres éléments dans les eaux de percolation des sols, les 30 bacs instrumentés (t_{18mois}, t_{24mois} et bacs supplémentaires) ont été équipés d'un dispositif de récupération des percolats (figure 3.21b). Ce dispositif, propre à chaque bac, se compose d'un raccord étanche mis en place au fond du bac avant l'introduction des graviers drainants, d'un mètre de tuyau flexible et d'un seau et de son couvercle en PEHD de qualité alimentaire. Le seau avait une capacité de 35 L. Cette capacité a été choisie pour être capable de contenir le volume d'eau reçu par un bac (surface de 0.7881 m²) lors de la plus forte pluie tombée en 24h et enregistrée sur la période de 2005 à 2015 à la station MétéoFrance de Beaucouzé située à 300 m de la plateforme expérimentale (42.1 mm tombés en août 2011).
Durant le mois de septembre, deux tranchées de 30 cm de profondeur ont été creusées à la mini-pelle le long des bacs instrumentés pour permettre l'installation des seaux de récupération des percolats. Les seaux « récepteurs » en PEHD ont été placés sous le niveau du fond du bac, dans des seaux « fourreaux » eux-mêmes enterrés. Ainsi les percolats coulaient dans les seaux « récepteurs » grâce à la gravité et ils pouvaient être retirés des seaux « fourreaux » pour mesurer la quantité d'eau réceptionnée, prélever des échantillons de percolats et les vider.
Au cours du mois d'octobre, des pluies intenses ont mis en évidence des problèmes d'évacuation d'eau à la surface du sol de la plateforme. Début novembre deux drains de surface situés sur les extrémités de la plateforme ont été mis en place pour faciliter le ruissellement de l'eau météorite vers l'extérieur de la plateforme (figure 3.21b et c).

3.1.7 Dispositif de protection contre les variations de température

Une fois les dispositifs de récupération des percolats opérationnels et les problèmes d'écoulement d'eau à la surface du site expérimental résolus, un dispositif d'atténuation des variations de température des sols construits a été mis en place. L'objectif de ce dispositif était d'atténuer les variations de température des sols construits dues aux fluctuations de la température aérienne qui sont plus rapides que celles observées dans les sols « en pleine terre ». Il se compose d'une ceinture de 180 bottes de paille bâchées d'une épaisseur de 50 cm autour des bacs.

Durant la période hivernale, les températures négatives étaient susceptibles de geler les premiers centimètres des sols construits. Cela posait un problème pour les tensiomètres qui instrumentent certains bacs car l'eau contenue dans la sonde pouvait geler ce qui entrainerait une surpression dans la sonde et endommagerait le capteur électronique. Le fabricant préconisait le remplacement de l'eau distillée dégazée pure initialement présente dans les sondes par une solution d'eau distillée dégazée en mélange avec 10% d'éthanol pour limiter le risque de gel (Adrien Malard, technico-commercial de l'entreprise SDEC, communication personnelle). Cette modification a été faite le 07/12/2015 pour la première année et le 30/11/2016 pour la deuxième année. Enfin un voile d'hivernage a recouvert les bacs de la mi-décembre 2016 à fin février 2017 pour protéger les tensiomètres du froid (figure 3.22).

Figure 3.22 : Bacs lysimétriques entourés d'une ceinture de paille (sous une bâche noire) et recouverts d'un voile d'hivernage (6 janvier 2017)

3.1.8 Entretien et irrigation

L'entretien du dispositif expérimental s'effectuait à plusieurs niveaux :

- Collecte régulière des données numériques enregistrées par les sondes (EC-5, STCP850 et PT100) et vérification de la cohérence des valeurs obtenues dans le but de déceler des anomalies dues à un dysfonctionnement éventuel. Cette tâche a été réalisée toutes les deux semaines environ, lors de la collecte des données.

- Apport d'eau déminéralisée et dégazée dans les tensiomètres (STCP850) pour éviter au capteur de décrocher. Cette tâche a été réalisée deux fois par mois entre juin et septembre et une fois tous les deux mois le reste de l'année.
- Irrigation des bacs lysimétriques durant les périodes sèches pour éviter le dépérissement du ray-grass et le décrochage des tensiomètres. Cet apport a été réalisé avec de l'eau de ville de façon homogène sur l'ensemble des bacs grâce à une rampe d'aspersion. L'irrigation était pilotée manuellement.
- Désherbage manuel de la plateforme où sont disposés les lysimètres. Cette tâche est réalisée deux fois par an.

3.1.9 Calendrier des prélèvements

Les sols construits lors de l'étude sont des sols jeunes à l'échelle des temps pédologiques. Ces Technosols sont donc susceptibles d'évoluer rapidement comme le suggèrent Egli et al (2014) en mettant en évidence un taux de développement supérieur chez des sols jeunes par rapport à celui observé chez des sols anciens. Cette évolution potentiellement rapide des sols construits peut s'expliquer par le fait que le matériau parent n'est pas à l'équilibre avec les conditions physico-chimiques, biologiques et thermodynamiques de l'environnement du sol. De précédentes études (Séré, 2007 ; Grosbellet, 2008 ; Séré et al. 2010) ont montré que les modifications des propriétés pédologiques issues des premières phases de la pédogenèse de sols construits sont observables dès six mois après la mise en place du sol.

Dans l'optique de suivre et comprendre les processus intervenants lors de la pédogenèse des sols construits étudiés, nous avons décidé de nous focaliser sur les deux premières années après la mise en place des sols. Durant ces deux ans, un suivi régulier des propriétés bio-physico-chimiques des sols a été réalisé tous les 6 mois.

La date du semis du ray-grass a été choisie comme date officielle du début de l'expérimentation : $t_{0\ mois}$ = début Octobre 2015. Ainsi, les dates d'échantillonnage étaient les suivantes :

- $t_{6\ mois}$ = Avril 2016
- $t_{12\ mois}$ = Octobre 2016
- $t_{18\ mois}$ = Avril 2016
- $t_{24\ mois}$ = Octobre 2017

3.1.10 Mesures *in situ*

3.1.10.1 Collecte des eaux de percolation

Les volumes de percolat recueillis par les systèmes de récupération sont estimés par pesée grâce à une balance à main (Kern CH50 K50) accrochée à un trépied (Figure 23). Les relevés sont effectués de façon bihebdomadaire voire hebdomadaire en fonction des épisodes météorologiques. Les volumes des percolats sont exprimés en L m^{-2}. Après la pesée et une homogénéisation du percolat au sein du seau par brassage, 1 % du volume du percolat a été prélevé et mis en flacon en verre avant d'être placé en chambre froide à 4°C. Dans chaque

prélèvement, une évaluation semi-quantitative de la concentration en nitrate (NO_3^-) a été réalisée (§4.1).

Puis, les percolats d'une même modalité collectés sur une période de 3 mois ont été mélangés pour former un échantillon composite homogène. Un pas de temps plus resserré des échantillons à analyser aurait été plus judicieux pour mieux évaluer la dynamique de relargage des éléments. Or ce n'était pas un objectif majeur de la thèse. Nous avons seulement vérifié que ces sédiments non pollués n'engendraient pas de risques majeurs pour l'environnement. Chaque échantillon a été envoyé sous couvert du froid au laboratoire d'analyse INOVALYS pour réaliser des analyses de quantification des éléments traces métalliques. Pour la conservation, les échantillons ont été acidifiés au HNO_3 pour les analyses de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et au HCl pour le Hg.

Figure 3.23 : Dispositif de pesée des percolats

3.1.10.2 Collecte de la biomasse aérienne et identification botanique des espèces végétales

La biomasse aérienne produite sur chaque bac a été collectée à la main tous les trois mois. La hauteur de tonte choisie était de 8 cm au-dessus du niveau du sol pour ne pas pénaliser le développement du ray-grass. En effet Hannaway et al. (1999) précisent que la coupe mécanique du ray-grass doit s'effectuer impérativement au-dessus de 6 cm sous peine de freiner sa croissance de façon importante. Une fois collectée, la biomasse a été séchée à l'étuve à 60°C pendant 48h puis pesée. Les résultats s'expriment en gramme de matière sèche par mètre carré (g MS m^{-2}).

Tous les 6 mois (janvier 2016, juillet 2016, janvier 2017 et juillet 2017) un relevé exhaustif de la diversité floristique présente sur chaque bac a été effectué. Ces relevés avaient pour but d'identifier les végétaux qui se développent spontanément dans les sols construits, notamment pour s'assurer de l'absence de plantes invasives. Ils ont été réalisés en collaboration avec Ferréol Braud, Technicien de recherche à l'UMR INRA/IGEPP (Institut de Génétique, Environnement et Protection des Plantes) à Angers, selon la méthode du quadra, équivalent à la surface d'un bac. Ces relevés ont permis de calculer la richesse floristique (i.e. le nombre de taxon d'espèces végétales terrestres dans une surface donnée (McIntosh, 1967)) par bac.

3.1.10.3 Collecte des données numériques

Les données numériques générées toutes les heures par les trois types de sonde implantées dans les bacs (sonde température, sonde humidité volumique et tensiomètre) sont enregistrées dans deux centrales d'acquisition. Les données ainsi stockées sont manuellement copiées toutes les deux semaines dans un ordinateur pour leur stockage et leur analyse.

3.1.10.4 Collecte des données météorologiques

Les données météorologiques utilisées proviennent de la station Météorologique d'Angers-Beaucouzé (indicatif : 07230, LFRA) de MétéoFrance située à 470 m au Sud-Est de la plateforme expérimentale.

3.1.10.5 Conductivité hydraulique à saturation

Les mesures ont été réalisées à la surface du sol non perturbé avant chaque démontage en trois réplicats. Le principe consiste à évaluer la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol à l'aide d'un infiltromètre à mini-disque (Decagon Devices Inc.) d'un diamètre de 48 mm. L'opérateur place l'infiltromètre sur la surface du sol préalablement dégagée de toute végétation et mesure la hauteur d'eau infiltrée dans le sol par intervalle de temps donné pour une succion effective à la surface du sol de -1 cm (succion dans la chambre de Mariotte de 2 cm) (figure 3.24).

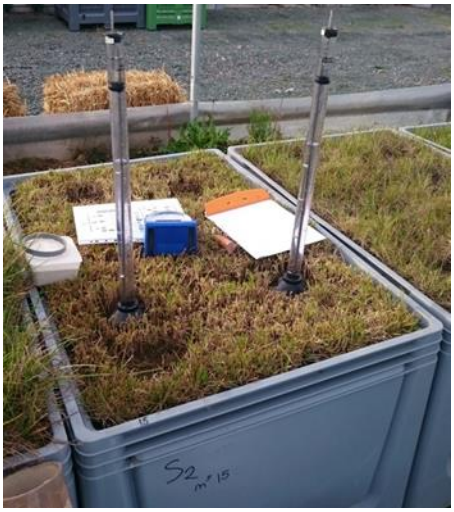


Figure 3.24 : Mesures de la conductivité hydraulique à saturation à l'aide d'un infiltromètre à minidisque. Modalité STA, bac n°15, échantillonnage à t $_{12mois}$

Lorsque la hauteur d'eau infiltrée est constante, en pratique lorsque 10 mesures consécutives sont égales, le sol est considéré à saturation. Zhang (1997) propose de calculer la conductivité hydraulique à saturation (Ksat $_{-1cm}$) d'après la méthode suivante :

(1) Détermination de la hauteur d'eau infiltrée cumulée I (m) définie par (Eq.1) :

$$I = (C1t + C2\sqrt{t}\,) \quad \text{Eq.[1]}$$

Avec t le temps en s et C1 et C2 deux constantes

(2) Détermination de la conductivité hydraulique à saturation Ksat $_{-1cm}$ (m s^{-1}) à partir de l'équation 2 :

$$Ksat_{-1cm} = \frac{C1}{A} \quad \text{Eq. [2]}$$

Avec *A* un paramètre dépendant de la texture du sol défini par Carsel & Parrish (1988) à partir des paramètres *n* et α de Van Genuchten (1980) de la façon suivante (Eq. 3 et 4) :

$$A = \frac{11.65\,(n^{0.1}-1)\exp[2.92(n-1.9)\alpha h_0)]}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad \text{Eq. [3]}$$

pour n ≥ 1.9

$$A = \frac{11.65\,(n^{0.1}-1)\exp[7.5(n-1.9)\alpha h_0)]}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad \text{Eq. [4]}$$

pour n < 1.9

Avec r_0 le rayon du disque en en cm et h_0 la succion à la surface du disque en cm.

3.1.11 Protocole d'échantillonnage

A chaque date d'échantillonnage (t $_{6\ mois}$, t $_{12\ mois}$, t $_{18\ mois}$ et t $_{24\ mois}$), un bac de chacune des 10 modalités de sol construit a été « démonté » pour observer le sol construit et prélever les échantillons nécessaires à son étude. La veille du démontage la biomasse aérienne du ray-grass supérieure à 8 cm a été collectée et les mesures de conductivité hydraulique à saturation ont été faites. Le protocole d'échantillonnage suivi a été :

- Division de la surface du bac en quatre blocs égaux numérotés de 1 à 4 (Figures 3.25). La figure 3.26 permet de visualiser les profondeurs de collecte des échantillons prélevés.
- Prélèvement de la biomasse aérienne de ray-grass entre la surface du sol et la hauteur de coupe (8 cm) sur la surface d'un disque de 12 cm de diamètre aux emplacements marqués RG (figure 3.27a).
- Prélèvement par cylindres en PVC (diamètre = 12 cm ; hauteur = 10 cm) du sol de la première couche de 10 cm (0-10 cm) pour la quantification de la biomasse racinaire, aux emplacements marqués RG.
- Décapage du sol sur les blocs 2, 3 et 4 à l'aide d'un couteau. L'objectif de l'action était de supprimer la biomasse aérienne ainsi que le système racinaire superficiel très dense. En pratique une épaisseur de 2 cm environ a été retirée (figure 3.27b).
- Prélèvement par cylindre en laiton (diamètre = 5.5 cm ; hauteur = 6 cm) des échantillons (Ds) pour la mesure de la densité apparente de surface (0-10cm)
- Décapage de l'épaisseur de sol comprise entre 0 et -10 cm dans les blocs 2, 3 et 4. Dépôt du sol décapé en tas sur une bâche (figure 3.27d).
- Prélèvement par cylindre en PVC (diamètre = 12 cm ; hauteur = 10 cm) des échantillons (RG) à la profondeur intermédiaire (10-20 cm) pour la quantification de la biomasse racinaire (figure 3.27c).
- Prélèvement par cylindre en aluminium (diamètre = 7 cm ; hauteur = 5 cm) des échantillons (pF) pour la détermination des courbes de rétention en eau (figure 3.27c).

- Décapage de l'épaisseur de sol comprise entre -10 et -20 cm dans les blocs 2, 3 et 4. Dépôt du sol décapé en tas sur une bâche à côté du premier (figure 3.27d).
- Prélèvement par cylindre en laiton (diamètre = 5.5 cm ; hauteur = 6 cm) des échantillons (Di) pour la mesure de la densité apparente de profondeur (20-30cm).
- Prélèvement par cylindre en PVC (diamètre = 12 cm ; hauteur = 10 cm) des échantillons (RG) de profondeurs (20-30 cm) pour la quantification de la biomasse racinaire.
- Décapage de l'épaisseur de sol comprise entre -20 et -30 cm dans les blocs 2, 3 et 4. Dépôt du sol décapé en tas sur une bâche à côté des deux premiers tas.
- Description des profils pédologiques sur les faces entre les blocs 1 - 2 et 1 – 4. (figure 3.27e).
- Description du profil racinaire sur la face entre les blocs 1 - 4. Cette description s'effectue en déposant un cadre maillé contre le profil de sol. L'opérateur constate la présence ou l'absence de racine dans chaque maille carrée de 1.2 cm de côté.
- Prélèvement des échantillons non perturbés (P) entre -5 et -20 cm pour l'analyse d'image au sein du bloc 1. Ce prélèvement s'est fait en insérant un contenant autour d'un échantillon de sol préalablement dégagé. Le contenant était un emballage Tétra Pak ® alimentaire (h = 15 cm, L = 10 cm, l = 10 cm) (figure 3.27f).
- Prélèvement de deux échantillons composites de sol en vrac issus de l'homogénéisation par quartage des tas de sol décapé entre les profondeurs 0-10, 10-20 et 20-30. Les deux prélèvements font 20 kg et 5 kg, destinés à être sécher à l'air et la conservation d'un échantillon frais en chambre froide, respectivement.

Tous les prélèvements en cylindre ainsi que les échantillons non perturbés ont été prélevés en triplicat.

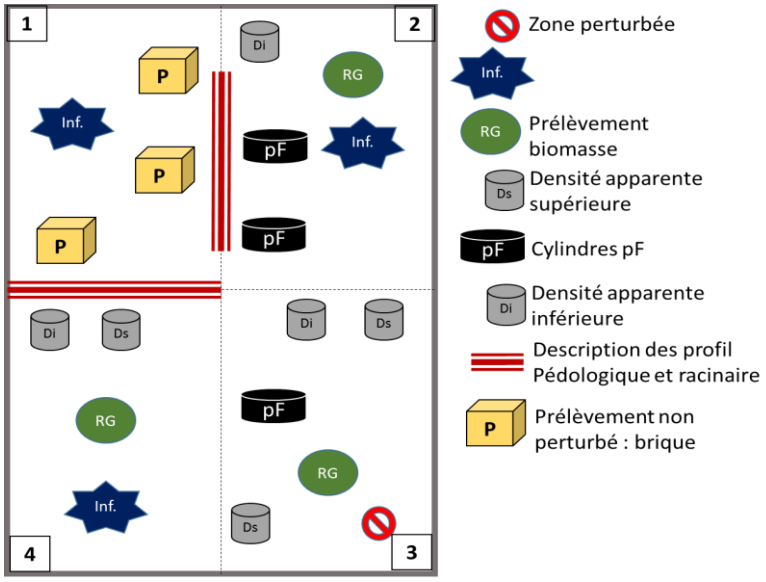


Figure 3.25 : Vue de dessus schématique d'un bac avec les emplacements des zones de prélèvement ou de mesure

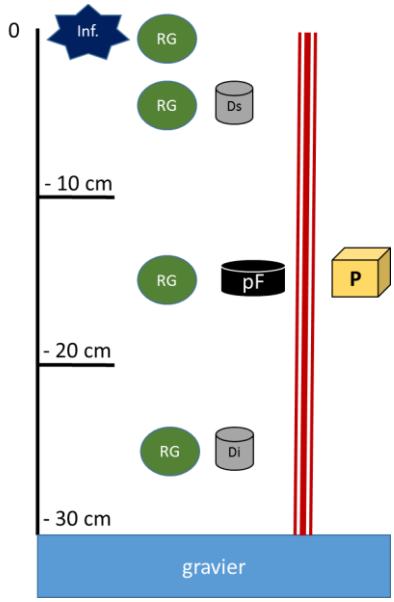


Figure 3.26 : Vue transversale schématique de l'emplacement des zones de prélèvement ou de mesure sur le profile

Figure 3.27 : Illustrations de certaines étapes du protocole d'échantillonnage : a. Prélèvement de la biomasse aérienne de ray-grass entre la surface du sol et la hauteur de coupe (8 cm) ; b. décapage du système racinaire superficiel ; c. prélèvements des cyclindres de pF et de la biomasse racinaire dans la couche 10-20 cm ; d. dépôt en tas du sol prélevé dans la couche 0-10 cm (haut de la photo) et dans la couche 10-20 cm (bas de la photo) ; e. description du profil racinaire ; f. prélèvement de l'échantillon non perturbé (P) pour l'analyse d'image.

3.2 Expérimentation en conditions contrôlées : essai sous serre

Cette expérimentation a permis de suivre l'évolution à court terme (105 jours, du 6 avril 2016 au 20 juillet 2016) de sols construits à partir de sédiments en conditions contrôlées. Ses objectifs principaux étaient (i) de suivre l'évolution de la formation des agrégats à l'origine de la structuration des matériaux et (ii) d'identifier les facteurs impliqués dans l'agrégation.

3.2.1 Matériaux et modalités de sol construit étudiés

Les 6 sédiments ainsi que la terre végétale (témoin) présentés dans la partie 1.1 ont été étudiés dans cette expérimentation. Il s'agit des mêmes matériaux que pour l'expérimentation *in situ* des lysimètres (§ 1.3.), à savoir les sédiments TAC, STA, SPO et CLA et la terre végétale (TV) auxquels deux autres sédiments ont été ajoutés : les sédiments FLU et RAN.
Ces matériaux ont été prétraités (§ 1.1.4.). Le sédiment RAN a été préalablement partiellement dessalé puis tous les sédiments ont été partiellement déshydratés, tamisés à 30 mm et enfin stockés à l'abri de l'humidité entre juillet 2015 et mars 2016.
Pour l'expérimentation, les 7 matériaux ont été tamisés à 2 mm (tamiseur électrique) pour les homogénéiser, retirer les éléments grossiers et briser les agrégats éventuellement formés lors de la phase de déshydratation. Le sédiment RAN a nécessité au préalable, une étape de broyage à 4 mm pour briser les mottes pluri-centimétriques très résistantes formées lors de la déshydratation.
Le même compost de déchets verts utilisé dans l'expérimentation in situ (§ 1.3.) a été utilisé dans cette expérimentation. Il a été conservé déshydraté entre juillet 2015 et mars 2016. Pour son utilisation dans l'expérimentation sous serre, il a été broyé à 4 mm afin de l'homogénéiser et de réduire sa granulométrie (compost initialement non criblé) permettant son utilisation dans des volumes restreints.
Dans le but de pouvoir comparer les résultats de l'expérimentation sous serre avec ceux de l'expérimentation *in situ*, les mêmes modalités ont été étudiées : les matériaux purs, notés TAC, STA, SPO, CLA, FLU, RAN et TV, et les matériaux en mélange avec 40 % (v/v) de compost de déchets verts broyés à 4 mm, notés TACCo, STACo, SPOCo, CLACo, FLUCo, RANCo et TVCo. Les mélanges avec le compost ont été réalisés à la main lors de la mise en place du dispositif.

3.2.2 Design expérimental

L'expérimentation s'est déroulée dans un compartiment d'une des serres de l'INstallation Expérimentale Mutualisée (INEM) de l'Institut de Recherche en Horticulture et Semences (IRHS) entre les sites d'Agrocampus Ouest, campus d'Angers et le site de l'INRA Angers. Ce compartiment était équipé de 6 tablettes horticoles. Chaque tablette disposait d'un dispositif d'irrigation individuel piloté manuellement. Le compartiment n'était ni climatisé, ni chauffé, ni éclairé artificiellement. Une ombrière se déployait automatiquement en cas d'intensité lumineuse supérieure à 200 W m^{-2} ce qui permettait de limiter l'augmentation de température. Les modalités étudiées étaient soumises aux variations climatiques quotidiennes et saisonnières.

Les recherches bibliographiques ont permis de mettre en évidence plusieurs facteurs susceptibles d'impacter la mise en place d'agrégats (Chapitre 1). Les facteurs intrinsèques aux matériaux (quantité et nature des argiles minéralogiques, quantité des sesquioxydes de Fe et d'Al, concentrations en ions di et tri-valents, activité microbiologique, quantité et nature de la matière organiques endogène…), susceptibles d'être impliqués dans l'agrégation, ont été considérés à travers l'étude des différents matériaux (6 sédiments et 1 terre végétale). Trois facteurs extrinsèques aux matériaux susceptibles d'être impliqués dans l'agrégation ont été étudiés :

- l'influence d'un apport de matière organique exogène (apport de 40 % (v/v) de compost de déchets verts)
- l'influence de l'alternance de phase d'humectation et de dessiccation
- l'influence du temps

Les sols construits ont été placés dans des cylindres en PVC de 471 cm^3 (hauteur = 6 cm et diamètre = 10 cm) fermés dans le fond avec un filet de nylon d'une maille de 20 µm. L'influence du temps sur les processus d'agrégation a été mis en évidence par le suivi des modalités expérimentales pendant 105 jours. Trois dates d'échantillonnage ont été choisies : 40 jours, 75 jours et 105 jours après la date de mise en place du dispositif. Les mesures des paramètres étudiés nécessitaient un échantillonnage destructif des sols construits. Il a donc fallu prévoir suffisamment de cylindres pour étudier les 14 modalités de sols construits (7 matériaux purs et 7 matériaux en mélange avec du compost de déchets verts) au cours du temps (14 modalités x 3 dates d'échantillonnage = 42 cylindres). L'étude de l'influence des cycles d'humectation-dessiccation a nécessité de doubler le dispositif (42 cylindres à régime hydrique constant et 42 cylindres subissant les cycles humectation-dessiccation) soit 84 cylindres. Enfin, tous les cylindres ont été triplés pour permettre l'étude statistique des résultats, ce qui porte le nombre de cylindre mis en place à 252 cylindres (tableau 3.5).

Tableau 3.5 : Récapitulatif des modalités étudiées au cours de l'expérimentation sous serre ainsi que le nombre de cylindres et de pots échantillonnés à chaque date d'échantillonnage

			$t_{40\ jours}$			$t_{75\ jours}$			$t_{105\ jours}$		
			rep. 1	rep. 2	rep. 3	rep. 1	rep. 2	rep. 3	rep. 1	rep. 2	rep. 3
Sans végétaux	Régime hydrique constant	Matériau seul	7	7	7	7	7	7	7	7	7
		Matériau + compost	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	Cycle humectation dessiccation	Matériau seul	7	7	7	7	7	7	7	7	7
		Matériau + compost	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Avec végétaux	Régime hydrique constant	Matériau seul							7	7	7
		Matériau + compost							7	7	7
Nombre de cylindres/pots pour chaque			84			84			126		
Nombre total de cylindres/pots			294								

En parallèle de ces mesures, des modalités ont été introduites avec des végétaux afin de suivre le développement aérien au cours du temps et ainsi d'étudier la capacité de développement des végétaux dans les sédiments au bout de 105 jours. Les 7 matériaux seuls ainsi que les mélanges matériau-compost ont été semés avec du ray-grass anglais (*Lolium perenne*) à une densité de 200 kg ha^{-1} le jour de la mise en place du dispositif ($t_{0\ jour}$). L'ensemble des modalités avec végétation a été placé en condition de confort hydrique uniquement, correspondant au régime hydrique constant des modalités sans végétaux. En effet, l'alternance des cycle-humectation-dessiccation n'aurait pas permis la survie du ray-grass lors des phases de dessiccation. Les sols ont été mis en place dans des pots horticoles en polypropylène de 817 cm^3 (hauteur = 9 cm et diamètre moyen = 10.75 cm). Les 7 matériaux purs ainsi que leurs 7 mélanges avec du compost ont été étudiés en triplicat tout au long des 105 jours, pour un total de 42 pots. Ces pots ont été consacrés exclusivement au suivi du développement végétal (biomasse aérienne et racinaire). Le tableau 3.5 récapitule le nombre de cylindres et de pots de l'expérimentation.

3.2.3 Mise en place de l'expérimentation

Les modalités de sol construit ont été placées dans des cylindres en PVC de 471 cm^3 (h = 6 ; d =10 cm). Le fond du cylindre était fermé par une toile en nylon d'une maille de 20 µm maintenue tendue à l'aide d'un collier de serrage en plastique. Les cylindres ont été remplis à la main avec une quantité de matériaux fixe et définie au préalable en fonction de la masse volumique sèche et de l'humidité massique des matériaux de tel sort à avoir :

- Pour les matériaux seuls : 100 % du volume d'un matériau
- Pour les mélanges matériaux-compost : 60 % du volume de matériau et 40 % du volume de compost préalablement homogénéisés.

Les cylindres soumis à un régime hydrique constant ont été placés sur des coupelles et ont été répartis aléatoirement sur deux tablettes horticoles (Figure 3.28a, b). Les cylindres soumis à l'alternance de cycles d'humectation-dessiccation ont été placés directement sur deux autres tablettes horticoles de façon aléatoire (Figure 3.28a). Les modalités de sol construit plantées de ray-grass (Figure 3.28c,d) ont été mises en place dans des pots horticoles en polypropylène de 817 cm^3 (h = 9 cm ; diamètre moyen = 10.75 cm). Ils ont été construits de la même façon que les cylindres par remplissage manuel. Ils ont été placés sur des coupelles et disposés aléatoirement sur une seule tablette horticole. Le détail des emplacements des sols construits est présenté dans l'annexe 3.1.

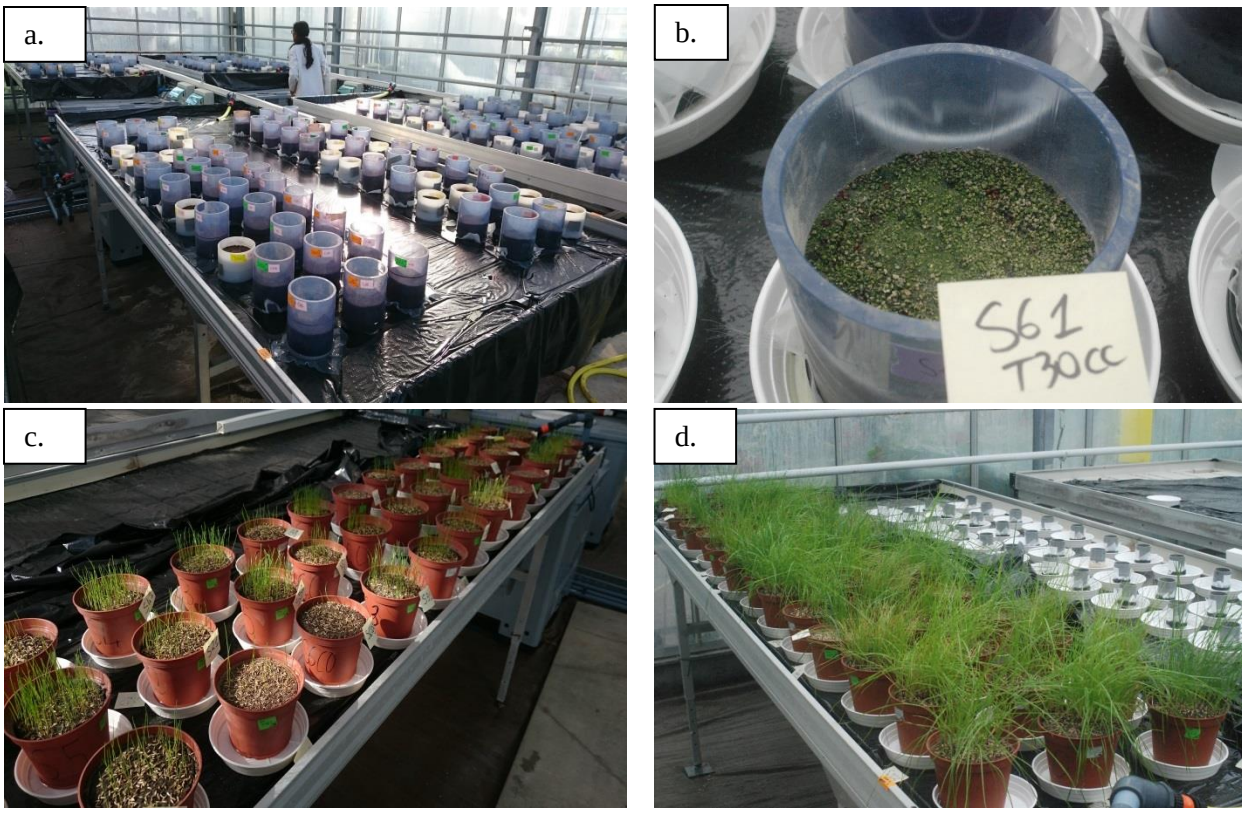


Figure 3.28 : Tablettes 1 à 4 supportant les cylindres de sol construit (a), Cylindre sur coupelle, subissant un régime hydrique constant (modalité RAN, répétition 1) (b), Tablette 5 : pots plantés de ray-grass, 12 jours après le début de l'expérimentation (c), Tablette 5 : pots plantés de ray-grass, 40 jours après le début de l'expérimentation (d)

3.2.4 Irrigation et entretien

Deux techniques ont été utilisées pour irriguer les cylindres et les pots de sol construit suivant le régime hydrique subi. Les cycles humectation-dessiccation s'effectuaient en deux phases distinctes. La première phase d'humectation durait 3 jours. Lors de cette phase, la tablette était inondée à l'aide du système d'irrigation intégré jusqu'à atteindre un niveau d'eau de 1 cm au-dessus du bas des cylindres. La réhumectation des sols construits s'est faite par remontée capillaire sur l'ensemble de la hauteur du sol construit (6 cm). La deuxième phase était la phase de dessiccation. Au bout de trois jours d'humectation, la tablette était vidée et demeurait sèche durant 11 jours, permettant au sol d'atteindre des potentiels matriciels compris entre -100 kPa (pF3) et -1500 kPa (pF4.2), suivant les conditions de température et d'humidité de la serre. Les sols construits ont subi 3 cycles complets, 5 cycles complets ou 7 cycles complets, suivant qu'ils aient été échantillonnés au bout de 40 jours, 75 jours ou 105 jours, respectivement. Le régime hydrique constant, appliqué également aux pots plantés, était maintenu par irrigation manuelle. Grâce à un essai préalable, les humidités massiques de chaque modalité ont été déterminées à un potentiel matriciel de – 31.6 kPa (pF2.5) considéré comme la capacité au champ. Tous les deux à trois jours, les cylindres et les pots de chaque modalité ont été pesés et la masse d'eau déficitaire

pour atteindre l'humidité à pF2.5 était apportée dans la coupelle sous les cylindres et les pots. La réhumectation s'est donc également faite par remontée capillaire.
Au cours des 105 jours d'expérimentation, certaines modalités de sol construit ont présenté un développement spontané de végétaux (monocotylédones, dicotylédones, bryophytes et algues). Les végétaux supérieurs (monocotylédones, dicotylédones) ont été systématiquement retirés dès leur germination pour ne pas que leur système racinaire n'influence le sol construit. La détermination des espèces présentes n'a pas pu être réalisée en raison des stades très précoces de développement des plantes empêchant leur reconnaissance botanique. Les bryophytes et les algues n'ont pas pu être retirées, cela aurait affecté la surface des sols construits.

3.2.5 Calendrier des prélèvements

L'expérimentation a débuté le 6 avril 2016 ($t_{0\ jour}$) et s'est terminée le 20 juillet 2016 ($t_{105\ jour}$), soit un total de 105 jours. Le premier échantillonnage ($t_{40\ jours}$) a été effectué le 16 mai 2016 soit 40 jours après le $t_{0\ jour}$. Le second échantillonnage ($t_{75\ jours}$) a été le 20 juin 2016, soit 75 jours après le $t_{0\ jour}$.

3.2.6 Protocole d'échantillonnage

A chaque date d'échantillonnage, les échantillons ont été déplacés de la serre vers le laboratoire à la main pour éviter leur détérioration par vibrations. Puis il a été extrait de son cylindre et photographié. Les étapes suivantes subies par l'échantillon sont présentées dans la figure 3.29. L'échantillon conservait presque systématiquement une forme de bloc cylindrique, c'est pourquoi la première étape a consisté en une homogénéisation par éclatement manuel léger (figure 3.30a).

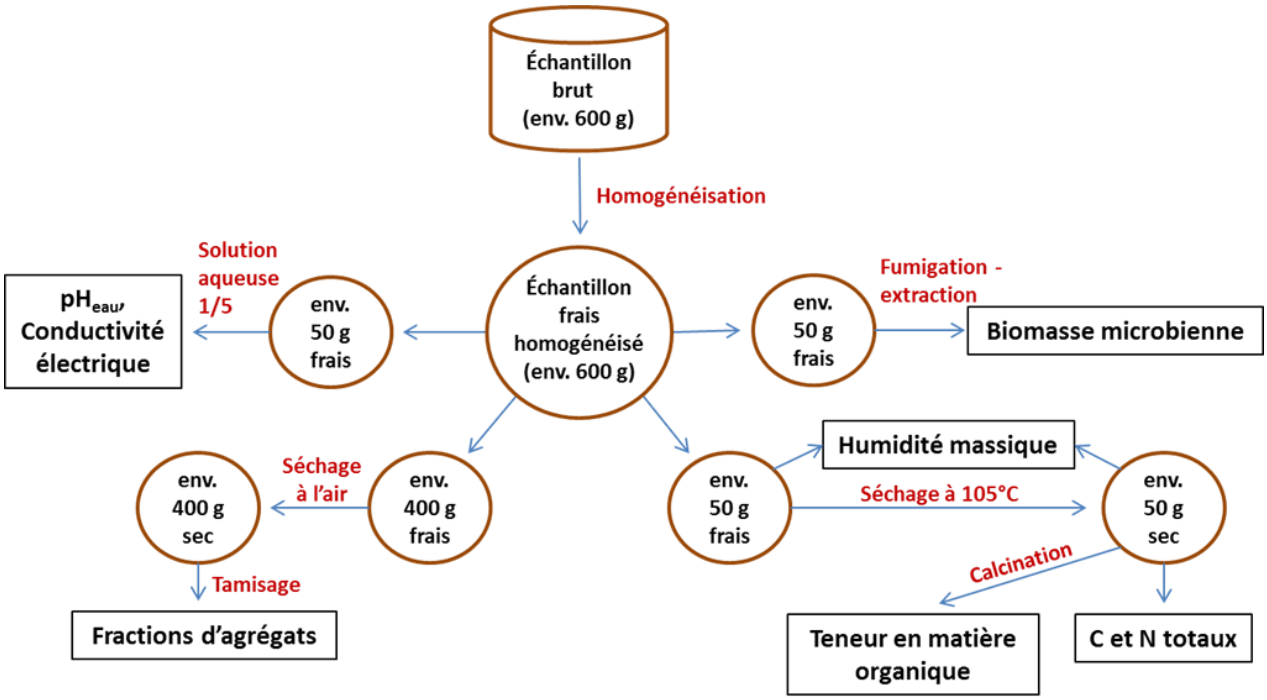


Figure 3.29 : Protocole d'analyses appliqué aux échantillons de sol construit dans l'expérimentation sous serre

Puis l'échantillon a été sous-échantillonné en quatre échantillons et analysés comme précisé dans la figure 3.29. Chaque analyse n'a été effectuée qu'une seule fois par échantillon. L'échantillonnage des 3 réplicats par modalité a permis d'obtenir trois répétitions de chaque analyse.

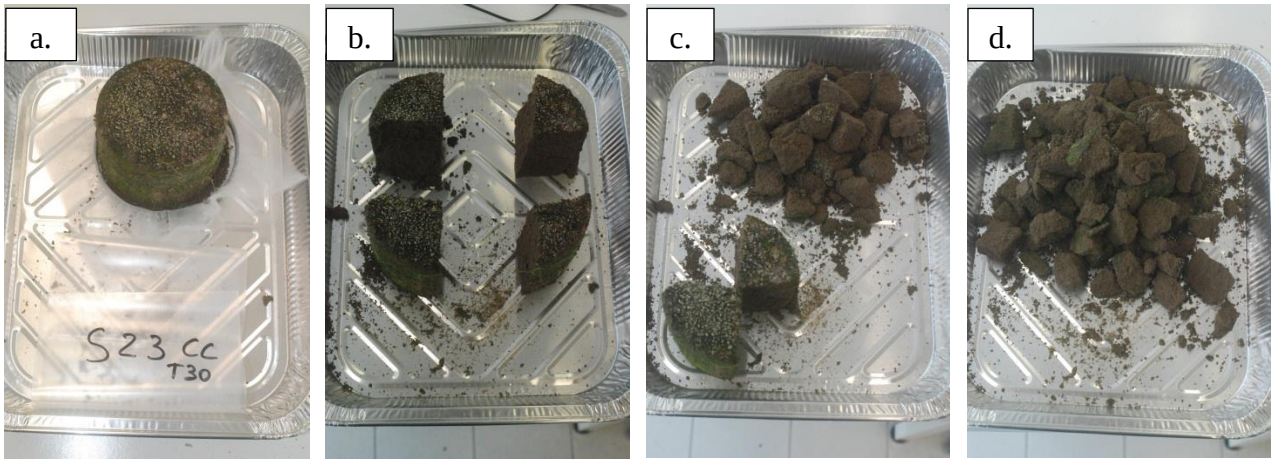


Figure 1 : Etapes de l'homogénéisation d'un échantillon de sol de cylindre par éclatement manuel : échantillon extrait du cylindre (a), échantillon séparé en quatre blocs de masse équivalente (b), regroupement des blocs opposés et éclatement manuel de deux blocs (c), éclatement manuel des deux derniers blocs opposés et mélange avec les deux premiers blocs opposés préalablement éclatés (d) (Sédiment STA, répétition 3).

4 Analyses en laboratoire

Les échantillons collectés au cours des expérimentations sous serre et *in situ* ont été analysés suivant les protocoles présentés dans cette partie. Ces analyses ont été réalisées par différents laboratoires d'analyses extérieurs ou directement au laboratoire de l'unité EPHor. Le paragraphe 4.4. précise le nombre, l'origine et l'opérateur de chaque analyse réalisée.

4.1 Paramètres chimiques

Sauf précision apportée lors de la présentation des protocoles, l'ensemble des analyses chimiques a été réalisé sur des échantillons de sols séchés à l'air et tamisés à 2 mm.

- **pH $_{eau}$ (sans unité) :** le pH a été mesuré selon la norme NF ISO 10390 (AFNOR, 1994). Une suspension de sol initialement séché à l'air et tamisé à 2 mm a été réalisée dans cinq fois son volume d'eau distillée. La mesure a été effectuée avec un pH-mètre (3510 pH Meter, Jenway) préalablement étalonné.

- **Conductivité électrique (CE) (µS cm^{-1})** : la conductivité électrique a été mesurée selon la norme NF ISO 11265 (AFNOR, 1995). Une suspension de sol initialement séché à l'air et tamisé à 2 mm a été réalisée dans cinq fois son volume d'eau distillée. La suspension a été filtrée et la mesure a été effectuée avec un conductivité-mètre (4520 Conductivity Meter, Jenway) préalablement étalonné.

- **Capacité d'échange cationique (CEC) Metson ($cmol^+$ kg^{-1}) :** la CEC a été mesurée selon la norme X 31-130. Le protocole consistait à apporter des ions ammonium en excès grâce à une solution d'acétate d'ammonium qui ont remplacé les cations de l'échantillon. Les ions ammonium en excès ont été éliminés par lavage à l'éthanol et les ions ammonium fixés ont été extraits par une solution de chlorure de sodium. La CEC a été déterminée par dosage des ions ammonium échangés.

- **Calcaire total ($CaCO_3$) (g kg^{-1}) :** la teneur en $CaCO_3$ a été déterminée selon la norme NF ISO 10693 (AFNOR, 1995). Le protocole consistait à mesurer le volume de CO_2 dégagé par l'attaque à l'acide chlorhydrique des carbonates de calcium d'un échantillon de sol. La comparaison du volume dégagé par l'échantillon avec le volume dégagé d'une référence de $CaCO_3$ pur a permis d'estimer la teneur en $CaCO_3$ de l'échantillon de sol.

- **Calcaire actif ($CaCO_3$ actif) (g kg^{-1}) :** la teneur en $CaCO_3$ actif est la fraction fine des carbonates de calcium totaux facilement solubilisé dans la solution du sol. Elle a été déterminée selon la norme NF X 31-106. De l'oxalate d'ammonium a permis la précipitation des ions calcium du calcaire actif pour former de l'oxalate de calcium insoluble. L'excès d'oxalate d'ammonium a ensuite été dosé par une solution de permanganate de potassium.

- **Matière organique (MO) (g kg^{-1}) :** La MO a été déterminée par la méthode de la perte au feu (norme NF EN 13039, AFNOR, 2000). Les échantillons de sol ont préalablement été séchés à l'étuve à 105°C pendant 48h pour retirer l'eau. Ils ont été pesés avant et après une phase de calcination qui consistait à placer l'échantillon à 550°C pendant 7h. La différence de masse a permis d'en déduire la teneur en MO.

- **Carbone total (C_T) et l'azote total (N_T) (g kg^{-1})** ont été déterminés par combustion sèche à 1800°C à l'aide d'un analyseur élémentaire (Thermoquest) selon la norme NF ISO 10694 (AFNOR, 1995). La combustion complète qui a lieu au sein de l'appareil a permis de transformer l'ensemble du carbone et de l'azote de l'échantillon en CO_2 et en N_2, respectivement. Le dosage par chromatographie en phase gazeuse de ces deux gaz a permis d'estimer les teneurs en C_T et N_T.

- **Carbone organique total (COT) (g kg^{-1})** est défini par l'équation suivante :

$$COT = C_T - C_{CaCO3}$$

  Avec C_T la teneur en carbone total exprimée en g kg^{-1} et C_{CaCO3} la teneur de carbone contenue dans le $CaCO_3$ total exprimée en g kg^{-1} et qui représente 12 % de la teneur en $CaCO_3$ totale.

- **Azote nitrique ($N\text{-}NO_3^-$) et azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) (mg kg^{-1}) :** ces mesures ont été faites d'après la norme NF ISO 14256-2 (AFNOR, 2007). La méthode consistait à un dosage

des nitrates et de l'ammonium après extraction à l'aide d'une solution de chlorure de potassium à 1 mol L^{-1}.

- **Mesure semi-quantitative des nitrates des percolats (mg L^{-1}) :** les échantillons de percolat recueillis dans les seaux situés en sortie des lysimètres ont été analysés pour déterminer les concentrations en nitrates (NO_3^-) grâce au test 5-41 Visicolor ECO Nitrate (Marcherey-Nagel) permettant la détermination colorimétrique des ions nitrates dans les eaux de surface. Les ions nitrates sont réduits en ions nitrites en milieu acide qui forment alors un colorant azoïque jaune-orange. La concentration en nitrate est proportionnelle à l'intensité de la couleur que l'on compare à une table colorimétrique. Ce test permet d'évaluer la teneur en nitrate pour une plage de 0 à 120 mg L^{-1}, sans dilution, avec une précision de 2 mg L^{-1} entre 0 et 10 mg L^{-1} et de 10 mg L^{-1} entre 10 et 120 mg L^{-1}.

- **Eléments majeurs assimilables ou échangeables (CaO, MgO, K_2O, Na_2O) (g kg^{-1}) :** Les extractions ont été faites à l'acétate d'ammonium et le dosage des éléments s'est fait selon la norme NF X 31-108 à l'aide d'un spectromètre d'émission atomique.

- **Phosphore assimilable (P_2O_5) (g kg^{-1}) :** le P_2O_5 a été déterminé selon la méthode Olsen, NF ISO 11263. Les ions phosphates ont été solubilisés par l'ajout d'une solution d'hydrogénocarbonate de sodium qui précipite les ions Ca^{2+}, Al^{3+} et Fe^{3+}. La teneur en phosphate a été mesurée par spectrométrie à 825 nm.

- **Métaux extractibles à l'acide ethylène diaminotétracétique (EDTA) (Cd_{EDTA}, Cr_{EDTA}, Cu_{EDTA}, Fe_{EDTA}, Mn_{EDTA}, Ni_{EDTA}, Pb_{EDTA}, Zn_{EDTA}) (mg kg-1) :** ces extractions ont été réalisées suivant la norme NF X31-120 (AFNOR, 2003) qui consiste en une extraction des métaux à l'aide d'une solution d'EDTA à 3.723 g L^{-1} et d'acétate d'ammonium (77 g L^{-1}) et un dosage des éléments en solution en ICP-AES.

- **Métaux extractibles au chlorure de calcium ($CaCl_2$) (Cd_{CaCl2}, Cr_{CaCl2}, Cu_{CaCl2}, Ni_{CaCl2}, Pb_{CaCl2}, Zn_{CaCl2}) (mg kg^{-1}) :** ces extractions ont été réalisées suivant la norme ISO 14255 (ISO, 1998) adaptée à l'aide d'une solution de $CaCl_2$ à 0.01 mol L^{-1}.

- **Fer et Aluminium extractibles à l'oxalate (Fe_{oxa}, Al_{oxa}) (mg kg^{-1}) :** ces extractions ont été réalisées d'après la méthode Tamm (Pansu et Gautheyrou, 2006) à l'aide d'une solution d'oxalate à 0.2 mol L^{-1}. Cette méthode permet d'extraire les allophanes et les gels de Fe et d'Al ainsi que le Fe et l'Al des complexes organiques et les oxydes hydratés de Fe et d'Al (ferrihydrite, feroxyhite).

- **Fer et Aluminium extractibles au pyrophosphate (Fe_{pyr}, Al_{pyr}) (mg kg^{-1}) :** ces extractions ont été réalisées d'après la méthode INRA adaptée de celle décrite par Pansu et Gautheyrou

(2006) à l'aide d'une solution de pyrophosphate de sodium à 0.1 mol L^{-1}. Cette méthode permet d'extraire le Fe et l'Al complexés avec la matière organique du sol.

- **Fer et Aluminium extractibles au Dithionite-Citrate-Bicarbonate (DCB) (Fe_{DCB}, Al_{DCB}) (mg kg^{-1}) :** ces extractions ont été réalisées d'après la méthode Mehra-Jackson (Pansu et Gautheyrou, 2006) à l'aide de solutions de dithionite de sodium et de citrate bicarbonate. Cette méthode permet d'extraire le Fe et l'Al complexés avec la matière organique du sol et le Fe et l'Al des oxydes cristallins et non-cristallins.

- **Elément Trace Métallique (ETM) totaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) (mg kg^{-1}) :** les dosages ont été faits suivant la norme NF EN ISO 11885 (AFNOR, 2009) après une mise en solution à l'eau régale selon la norme NF EN 13346 (AFNOR, 2000).

- **Test de lixiviation :** Les analyses sur éluat ont été réalisées selon la norme NF EN 12457-2 (AFNOR, 2002) qui permet d'évaluer les concentrations d'éléments d'intérêt susceptibles d'être lessivés. Ces analyses ont été réalisées par le laboratoire d'analyse EUROFINS Environnement. La lixiviation dure 24 h sur des matériaux broyés par un concasseur à mâchoires). En plus du pH, de la conductivité électrique et du résidu sec à 105°C des éluats, les concentrations dans les éluats ont été mesurées pour :
  - Le carbone organique total (COT) (mg kg^{-1} MS)
  - Chlorures (mg kg^{-1} MS)
  - Fluorures (mg kg^{-1} MS)
  - Sulfates (mg kg^{-1} MS)
  - As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se Zn (mg kg^{-1} MS)

- **Teneurs en ETM dans les percolats (µg L^{-1}) :** les échantillons de percolat recueillis dans les seaux situés en sortie des lysimètres ont été analysés pour déterminer les concentrations en As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se Zn suivant la norme NF EN ISO 17294-2 (AFNOR, 2016)**.**

- **Teneurs en contaminants organiques (mg kg^{-1}) :** les teneurs en 7 Polychlorobiphényles[1] (PCB) congénères réglementaires et en 16 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques[2] (HAP) totales ont été déterminées sur les matériaux initiaux d'après la norme XP X 33012 (AFNOR, 2000). Les teneurs en hydrocarbures totaux ont également été mesurées d'après la norme NF

[1] 7 PCB : PCB 028, PCB 052, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180

[2] 16 HAP : Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthrène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthrène, Benzo(k)fluoranthrène, benzo(a)pyrène, Didenzo(a,h)anthracène, Benzo(ghi)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène

EN ISO 16703 (AFNOR, 2011) pour déterminer 4 tranches d'hydrocarbures[3]. Enfin les teneurs en 5 composés volatiles[4] ont été mesurées d'après la norme NF EN ISO 22155 (AFNOR, 2013).

4.2 Paramètres biologiques

- **Minéralisation potentielle du carbone (mg C-CO_2 émis kg^{-1} de sol sec) :** La minéralisation potentielle du carbone organique a été déterminée suivant la norme XP U44-163 (AFNOR, 2009) adaptée. Elle permet de faire une estimation combinée de l'activité microbiologique du sol et de la dégardabilité de sa matière organique en présence d'un cortège microbien donné en conditions optimales d'humidité et de température, en mesurant le dégagement de CO_2 émis par le sol au cours du temps.

  Pour chaque échantillon, 50 g de sol (matière sèche) ont été humidifiés pour atteindre 80 % de la capacité au champ. Un apport de solution de nitrate de potassium (1 g L^{-1}) a permis d'atteindre une concentration en azote de 200 mg N-NO_3^- L^{-1} de sol, de façon à ce que l'azote ne soit pas limitant. Le sol a été incubé dans une enceinte hermétique (bocal de qualité alimentaire « parfait ») de 2 L, en présence d'un flacon de soude (1 mol L^{-1}) de 20 mL et d'un bécher d'eau de 15 mL (figure 3.31). L'enceinte hermétique a été placée 180 jours dans une étuve à l'obscurité et à température constante de 28°C (figure 3.32). L'humidité du sol a été maintenue à 80 % de la capacité au champ par d'éventuel apport d'eau déminéralisée estimé par pesée toutes les deux à trois semaines. La quantité de CO_2 piégé par la soude au cours du temps a été mesurée par dosage colorimétrique (indicateur coloré : thymolphtaléine) au HCl (0.8 mol L^{-1}) de la soude restante après ajout de 10 mL de $BaCl_2$ à 20 % (excès) permettant la précipitation des carbonates Na_2CO_3.

  Pour le suivi au cours du temps de l'émission du CO_2, les dosages ont été réalisés 1, 3, 7, 10, 15, 22, 29, 36, 43, 51 jours après le début de l'incubation, puis toutes les deux semaines jusqu'à atteindre 180 jours d'incubation. Chaque mesure s'est faite en triplicat, et trois bocaux « blancs » (même dispositif sans l'échantillon de sol) ont permis de mesurer le CO_2 présent naturellement dans l'atmosphère et dissous dans l'eau apportée. La quantité de carbone minéralisé a été calculée en faisant la différence entre le C-CO_2 mesuré dans l'enceinte de l'échantillon et celui mesuré dans les bocaux « blancs ». Le carbone minéralisé a été exprimé en mg C-CO_2 kg^{-1} de sol sec et en en mg C-CO_2 kg^{-1} de carbone organique initial).
  L'émission de C-CO_2 au cours du temps a été modélisée selon l'équation 5 de premier ordre proposé par Collins et al. (1997), tel que :

$$C_m = C_{max} * (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq. [5]}$$

[3] 4 tranches d'hydrocarbure : nC10 – nC16 ; nC16 – NC22 ; nC22 – nC30 ; nC30 – nC40
[4] Toluène, Ethylbenzène, o-Xylène, m+p-Xylène, somme des BTEX

Avec C_m le cumul de C-CO_2 émis au cours du temps (mg C-CO_2 kg^{-1} de sol sec), C_{max} le pool de carbone minéralisable (mg C-CO_2 kg^{-1} de sol sec), k le taux spécifique de minéralisation ($jour^{-1}$) et t le temps cumulé (jour).

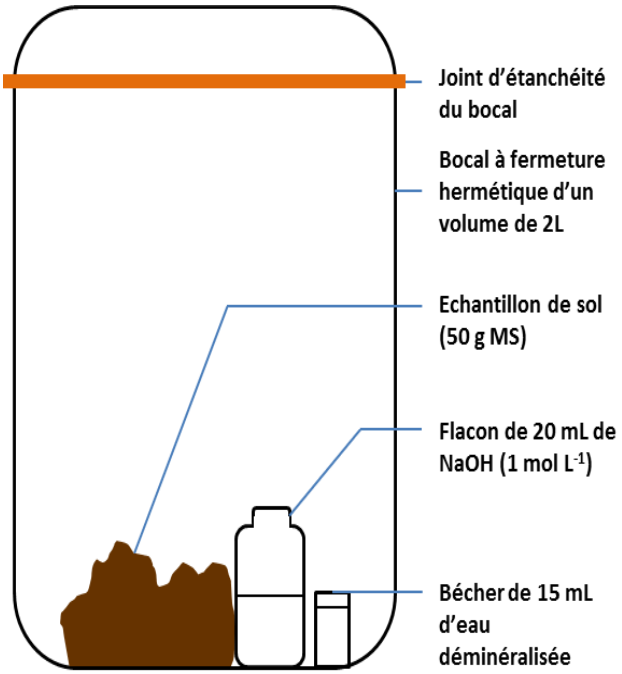


Figure 3.312 : Enceinte hermétique d'incubation des échantillons de sol pour le suivi de la minéralisation potentielle du C

Figure 3.32 : Etuve maintenue à 28°C et à l'obscurité

C_{max} peut être considéré comme le pool de carbone labile, ce qui permet de calculer le pool de carbone résistant (équation 6) :

$$C_R = COT - C_{max} \quad \text{Eq. [6]}$$

Avec C_R le pool de carbone résistant (g kg^{-1} de sol sec), COT la teneur en carbone organique total (g kg^{-1} de sol sec) et C_{max} le pool de carbone labile (g kg^{-1} de sol sec).

- **Biomasse microbienne du sol (mg C kg^{-1} de sol sec) :** la biomasse microbienne du sol a été déterminée suivant la norme NF ISO 14240-2 (AFNOR, 1997) adaptée de la méthode de fumigation-extraction de Vance *et al.* (1987). Cette mesure s'est faite sur des échantillons frais, idéalement prélevés le jour même ou conservés au maximum 48 h à 4°C. Chaque échantillon a été tamisé à 5 mm et séparé en trois sous-échantillons homogènes : deux de 24 g et un de 50 g. L'échantillon de 50 g a servi à déterminer l'humidité massique de l'échantillon (Cf. 4.3. paramètres physiques). L'un des échantillons de 24 g a été fumigé avec des vapeurs de chloroforme ($CHCl_3$) pendant 16 h dans une enceinte sous vide. Le chloroforme provoque la lyse des cellules des micro-organismes qui libèrent alors leurs contenus cellulaires dans le sol. L'autre échantillon de 24 g ne subit pas cette étape. Puis le carbone organique soluble des

deux sous-échantillons de 24 g est extrait à l'aide de 100 mL d'une solution de K_2SO_4 à 0.025 mol L^{-1}, après agitation par retournement pendant 1 h et filtration sur papier Whatman®.
Le carbone organique dissous de chaque sous-échantillon a été mesuré par la méthode d'oxydation catalytique par combustion à 680°C à l'aide d'un TOC-L Shimadzu total organic carbon analyzer. La quantité de carbone extractible microbien a été calculée grâce à la relation suivante (équation 7) :

$$COM = CO_{fumigé} - CO_{non\ fumigé} \quad \text{Eq. [7]}$$

Avec COM le carbone organique extractible microbien (mg C kg^{-1} de sol sec), $CO_{fumigé}$ le carbone organique extractible après fumigation de l'échantillon de sol (mg C kg^{-1} de sol sec) et $CO_{non\ fumigé}$ le carbone organique extractible sur l'échantillon de sol brut non fumigé (mg C kg^{-1} de sol sec).
La biomasse microbienne a été calculée selon l'équation 8 :

$$BM = \frac{COM}{k_{EC}} \quad \text{Eq. [8]}$$

Avec BM la biomasse microbienne du sol (mg C kg^{-1} de sol sec), COM le carbone organique extractible microbien (mg C kg^{-1} de sol sec) et k_{EC} un coefficient égal à 0.45 déterminé par Joergensen (1996).

- **Tests écotoxicologiques :** Les tests écotoxicologiques ont été réalisés par le laboratoire certifié Inovalys, d'après le protocole « HP14 : dangerosité des sédiments » du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDM) établi pour les sédiments marins et continentaux d'Octobre 2009. Les essais obligatoires ainsi que les essais optionnels (Figure 34) ont été réalisés.
  L'absence d'eau interstitielle en quantité suffisante dans les échantillons de sol n'a pas permis de réaliser le test « eau interstitielle testé par *Vibiro fischeri* ». La lixiviation des échantillons a été faite selon la norme NF EN 12457-2 (AFNOR, 2002) sur les échantillons bruts centrifugés et les éluats ont été filtrés à 0.45 µm. Le test de toxicité aigüe se compose en deux parties. La première a été réalisée selon la norme NF EN ISO 6341 (AFNOR, 2012) sur la Daphnie (*Daphnia magna*). Ce test repose sur la détermination de la CE50% c'est-à-dire la concentration efficace provoquant un effet (l'immobilisation) sur 50 % des Daphnies mises en expérimentation. La deuxième partie du test de toxicité aigüe a été réalisée selon la norme NF EN ISO 11348-3 (AFNOR, 2009) sur *Vibrio fischeri* (test microtox).
  Ce test repose sur la détermination de l'inhibition de la luminescence émise par une bactérie marine Vibrio fischeri. Cet essai permet de déterminer la concentration d'échantillon (en %) qui, après 5, 15 et 30 minutes inhibe 50 % de la luminescence des bactéries. Cette concentration est désignée par CE 50-t, avec t le temps de contact des bactéries avec l'échantillon. En plus des tests de toxicité aigüe (obligatoires), deux autres tests optionnels ont été réalisés. Un test de toxicité chronique réalisé selon la norme NF ISO 20666 (AFNOR, 2009) sur *Brachionus calycifiorus*. Ce test consiste à mettre de jeunes femelles *Brachionus calycifiorus* (âgées de moins de 2 h) en contact avec une gamme de concentrations d'éluats de l'échantillon testé pendant 48 h et à quantifier le pourcentage d'inhibition de la croissance de

la population par comparaison avec une population témoin. La concentration d'éluat inhibant 20 % de la croissance de la population est déterminée (CE20%).

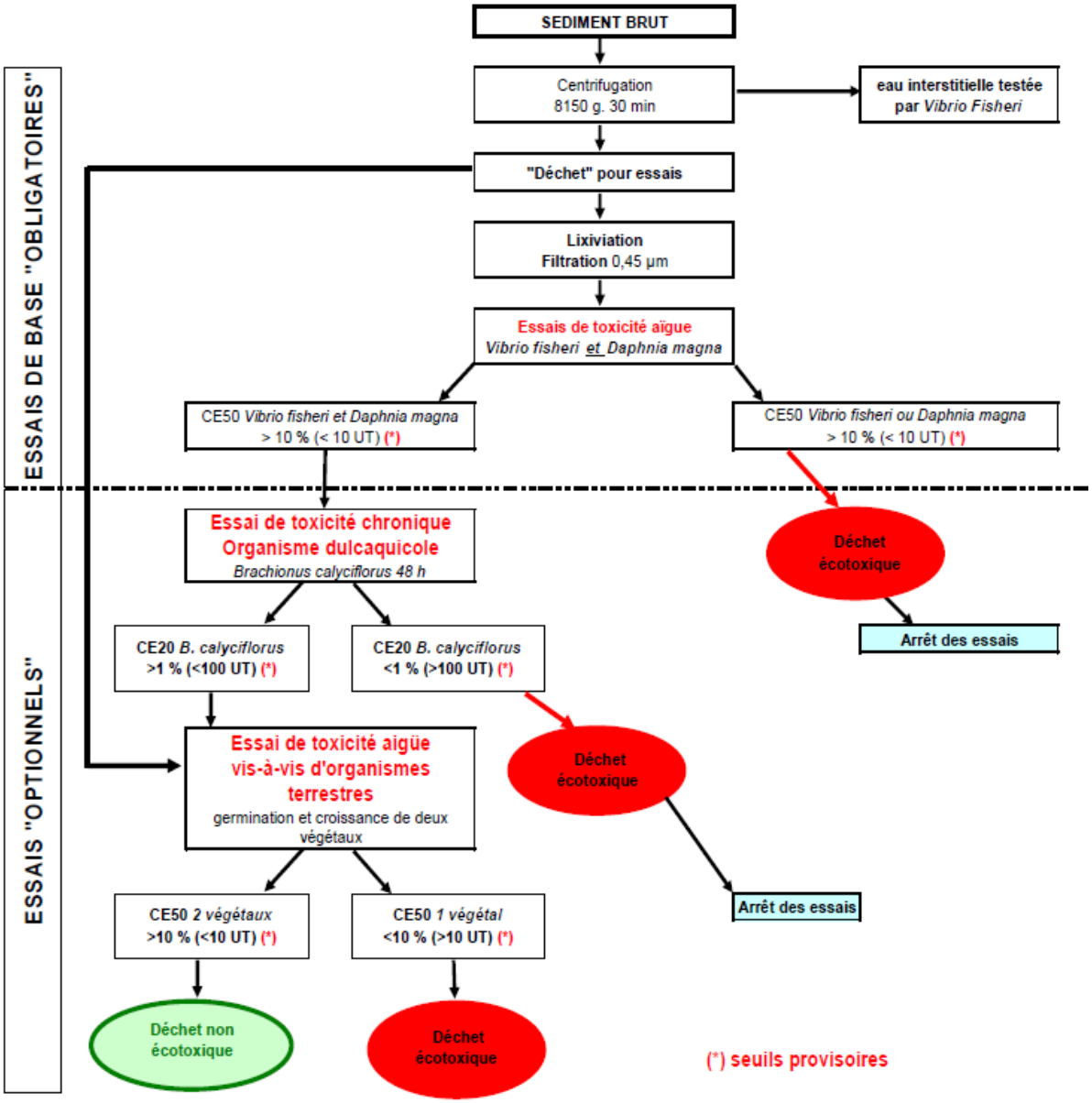


Figure 3.33 : Logigramme du protocole H14 visant à évaluer l'écotoxicité des sédiments (MEEDM, 2009)

Enfin, un test de toxicité aigüe vis-à-vis des organismes terrestres a été réalisé selon la norme NF EN ISO 11269-2 (AFNOR, 2013) sur l'avoine (*Avena sativa*) et sur la navette (*Brassica rapa*). Ce test vise à déterminer le taux de germination au bout de 7 jours et la production de biomasse des plantes minimum 14 jours et maximum 21 jours après que 50 % des semis témoins aient germé. Ces mesures sont réalisées sur un sol témoin (carbone organique < 1.5

% MS, terre fine < 20 % et 5 ≤ pH ≤ 7.5) et sur une gamme de dilution du sédiment (ou du sol) testé dans le sol témoin.

4.3 Paramètres physiques

Toutes les mesures des paramètres physiques ont été réalisées en trois répétitions, voire cinq répétitions pour la mesure de la densité réelle, sauf la mesure de la granulométrie 5 classes, qui n'a été faite qu'à une répétition.

- **Humidité massique (ω)(%) :** l'humidité massique a été calculée à partir de l'équation 9 :

$$\omega = \frac{m_{eau}}{m_{sol}} * 100 \quad \text{Eq. [9]}$$

avec m_{eau} (g) la masse d'eau contenue dans l'échantillon déterminée par séchage à l'étuve à 105°C pendant 48 h et m_{sol} (g) la masse de l'échantillon après séchage à 105°C pendant 48 h.

- **Granulométrie 5 fractions (g kg^{-1}) :** La granulométrie des échantillons a été réalisée selon la norme NF X 31-107 (AFNOR, 2003) après destruction de la MO au peroxyde d'hydrogène et décarbonatation des échantillons séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Cette méthode consiste à mettre en suspension les particules d'un échantillon après destruction des agrégats. Les fractions supérieures à 50 µm sont déterminées par tamisage et les fractions inférieures par sédimentation. Cinq classes ont été distinguées : argiles (< 2 µm) ; limons fins (2 à 20 µm) ; limons grossiers (20 à 50 µm) ; sables fins (50 à 200 µm) ; sables grossiers (200 à 2000 µm).

- **Indice de Battance :** Cet indice estime le risque de battance d'un sol en fonction de propriétés intrinsèques au sol. Il est défini par les équations 10 et 11(Rémy et Marin-Laflèche, 1974 ; Schvartz et al., 2005):

Si $pH_{eau} > 7.0$, $IB = \frac{1.5*LF+0.75*LG}{A+10*MO} - 0.2 * (pH_{eau} - 7)$ Eq. [10]

Si $pH_{eau} \leq 7.0$, $IB = \frac{1.5*LF+0.75*LG}{A+10*MO}$ Eq. [11]

Avec LF, LG, A et MO, les teneurs en limons fins, limons grossiers, argiles et matière organique, respectivement, exprimées en pour mille et mesurées sur le sol tamisé à 2 mm.

L'IB s'interprète de la façon suivante :

IB ≤ 1.4 : risque de battance très faible
1.4 < IB ≤ 1.6 : risque de battance peu élevé
1.6 < IB ≤ 1.8 : risque de battance assez élevé
1.8 < IB ≤ 2.0 : risque de battance élevé

IB > 2.0 : risque de battance très élevé

- **Masse volumique apparente (MVA) (g cm^{-3}) :** La masse volumique apparente a été déterminée selon la norme NF X 31-501 (AFNOR, 1992). Un échantillon de sol non remanié a été prélevé à l'emporte-pièce à l'aide d'un cylindre en laiton d'un volume de 142.5 cm^3 (diamètre = 5.5 cm ; hauteur = 6 cm). L'échantillon de sol a ensuite été séché à l'étuve à 105°C pendant 48 h. Puis la MVA a été calculée à partir de l'équation 12 :

$$MVA = \frac{m_{sol}}{V} \quad \text{Eq. [12]}$$

Avec m_{sol} (g) la masse de l'échantillon après séchage à 105°C pendant 48h et V (cm^3) le volume du cylindre de prélèvement.

- **Masse Volumique Réelle (MVR) (g cm^{-3}) :** La masse volumique réelle a été déterminée selon la norme NF ISO 11508 (AFNOR, 2014). Il s'agit de la masse volume de la phase solide constituant le sol. Le sol a été préalablement séché à 105°C pendant 48 h et tamisé à 2 mm. Puis il a été broyé pour que la totalité de l'échantillon passe à travers un tamis de maille de 0.5 mm. La densité réelle a été mesurée à l'aide d'un pycnomètre et d'eau distillée dégazée de masse volumique 1 g cm^{-3} à 4°C. La MVR a été calculée à partir de l'équation 13 :

$$MVR = \frac{m_{solide}}{V_{solide}} \quad \text{Eq. [13]}$$

Avec m_{solide} (g) la masse de l'échantillon de sol après séchage à 105°C pendant 48 h et V_{solide} (cm^3) le volume des particules solides du sol.

- **Porosité totale (P_T) (%)** : la porosité totale d'un échantillon de sol a été calculée à l'aide de l'équation 14 :

$$P_T = 1 - \frac{MVA}{MVR} \quad \text{Eq. [14]}$$

Avec D_a (g cm^{-3}) la masse volumique apparente de l'échantillon et D_r (g cm^{-3}) la masse volumique réelle de l'échantillon.

- **Courbes de rétention en eau (θ= f(Ψ)) :** La courbe de rétention en eau d'un échantillon a été réalisée selon la norme NF ISO 11274 (AFNOR, 2014) sur un échantillon de sol non remanié prélevé à l'aide d'un cylindre en aluminium de 192.3 cm^3 (diamètre = 7 cm ; hauteur = 5 cm). L'échantillon dans son cylindre a été mis à saturation pendant 48 h dans de l'eau déminéralisée. Il a ensuite été placé sur une table à succion maintenue au potentiel hydrique (ψ) de 0.5 kPa (pF0.7). Lorsque l'échantillon a atteint l'équilibre hydrique (une semaine), il a été pesé pour déterminer son humidité massique (ω) et placé sur une table à succion de potentiel hydrique plus élevé : 0.98 kPa (pF1), 3.16 kPa (pF1.5), 5 kPa (pF1.7) puis 10 kPa (pF2), successivement. Au-delà de pF2, les tables à succion ont été remplacées par des chambres à pression de Richards (Richards, 1994). Les humidités volumiques des échantillons ont été obtenues de la même façon pour les pressions suivantes : 31.6 kPa

(pF2.5), 100 kPa (pF3) et 1600 kPa (pF4.2). Une fois les humidités massiques de l'échantillon obtenues pour tous les potentiels hydriques étudiés, l'échantillon a été séché à 105°C pendant 48h pour déterminer sa densité apparente (D_a). Les humidités volumiques (θ) correspondantes à chaque humidité massique mesurée ont été calculées d'après l'équation 15 :

$$\theta_\varphi = \omega_\varphi * MVA \quad \text{Eq. [15]}$$

Avec θ_φ l'humidité volumique ($m^3\ m^{-3}$) de l'échantillon au potentiel hydrique ϕ, ϕ pouvant être pF0.7 ; pF1, pF1.5, pF1.7, pF2, pF2.5, pF3 ou pF4.2, ω_φ l'humidité massique ($kg\ kg^{-1}$) de l'échantillon au potentiel hydrique ϕ et MVA ($kg\ m^{-3}$) la masse volumique apparente de l'échantillon.

Les humidités volumiques ainsi obtenues ont permis de tracer la courbe de rétention en eau de l'échantillon en fonction des potentiels matriciels. D'après Van Genuchten (1980), les courbes de rétention en eau peuvent être modélisées d'après l'équation 16 de porosité unimodale suivante :

$$\theta(\varphi) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) * \frac{1}{[1+(\alpha\,\varphi)^n]^{1-1/n}} \quad \text{Eq. [16]}$$

Avec θ l'humidité volumique du sol au potentiel matriciel φ donné ($m^3\ m^{-3}$), θ_r la teneur en eau volumique résiduelle ($m^3\ m^{-3}$), θ_s la teneur en eau volumique à saturation ($m^3\ m^{-3}$), φ le potentiel matriciel du sol (m d'eau), α une constante strictement positive relative à l'inverse de la succion du point d'entrée d'air (m^{-1}) et n une constante strictement supérieur à 1, relative à ma distribution de la taille des pores (-). La détermination des paramètres θ_s , θ_r, α et n a été réalisée grâce au solveur du logiciel EXCEL par la méthode de minimisation du RMSE.

- **Macroposité, microporosité et réserve utile (RU) :** D'après Van Genuchten (1980) le potentiel matriciel est corrélé aux diamètres (µm) des pores du sol. La macroporosité est définie comme (équation 17) :

$$macroporosité = P_T - \theta_{2.5} \quad \text{Eq. [17]}$$

Avec P_T (%) la porosité totale et $\theta_{2.5}$ (%) l'humidité volumique à la capacité au champ du sol. La microporosité est définie quant à elle comme (équation 18) :

$$microporosité = P_T - macroporosité \quad \text{Eq. [18]}$$

Avec P_T (%) la porosité totale.

La courbe de rétention en eau permet également de calculer la réserve utile (RU) en eau par l'équation 19 suivante :

$$RU = (\theta_{2.5} - \theta_{4.2}) * z * 10^{-2} \quad \text{Eq. [19]}$$

Avec RU la réserve utile en eau (mm d'eau cm^{-1} de sol), $\theta_{2.5}$ l'humidité volumique à la capacité au champ (pF2.5) ($m^3\ m^{-3}$), $\theta_{4.2}$ l'humidité volumique au point de flétrissement permanent (pF4.2) ($m^3\ m^{-3}$) et z l'épaisseur de sol (m).

- **Proportions massiques des agrégats (%) :** la proportion massique des agrégats a été réalisée sur des échantillons de sol remanié séché à l'air d'une masse de 1 kg. Chaque échantillon a été introduit dans une colonne de 5 tamis (5 mm, 3.15 mm, 2 mm, 1 mm, 0.250 mm) placée sur une tamiseuse électrique Retsch AS200. Le cycle de tamisage a été réglé à une amplitude de 50 en mode alternatif pendant 1 minute. La proportion massique des agrégats de chacune des 6 fractions mesurées (> 5 mm, 5-3.15 mm, 3.15-2 mm, 2-1 mm, 1-0.250 mm, < 0.250 mm) a été calculée de la façon suivante (équation 20) :

$$\omega_i = \frac{m_i}{m_t} * 100 \quad \text{Eq. [20]}$$

  Avec, ω_i la fraction massique d'agrégat de la fraction i (%),m_i la masse de la fraction d'agrégat i (g) et m_t la masse totale de l'échantillon initiale (g)

- **Stabilités des agrégats exprimés en Diamètre Moyen Pondéré (DMP) ou Mean Weight Diameter (MWD) (mm) :** Le DMP a été mesuré grâce au protocole proposé par Le Bissonnais et Le Souder (1995) repris dans la norme NF X31-515 (AFNOR, 2005). La méthode consiste à exposer des agrégats séchés à l'air, d'un diamètre de 3.15 à 5 mm à trois stress pour estimer leur stabilité.
  - Test d'humectation rapide par immersion dans l'eau : les agrégats sont versés directement dans de l'eau déminéralisée et après une immersion de 10 min, les agrégats sont transférés sur un tamis de 50 µm. Ce test permet de tester la résistance des agrégats à l'éclatement dû à l'augmentation brutale de la pression de l'air contenu dans la porosité du sol.
  - Test d'humectation lente par capillarité : les agrégats sont déposés sur un papier filtre imbibé d'eau pendant une heure. Ils sont ensuite transférés sur un tamis de 50 µm. Ce test permet d'évaluer le comportement des agrégats humides. Il s'affranchit un maximum de l'éclatement occasionné par l'augmentation de la pression de l'air contenu dans les pores et met en évidence la désagrégation engendrée par le gonflement différentiel des particules composants les agrégats.
  - Test de désagrégation mécanique par agitation après immersion dans l'éthanol : les agrégats sont versés directement dans de l'éthanol à 96 % et après une immersion de 30 min, les agrégats sont transférés dans un erlenmeyer rempli d'eau déminéralisée. L'erlenmeyer est alors agité manuellement 10 fois par retournements vifs et laissé à décanter. Après 60 min, l'excès d'eau est retiré par pipetage et les agrégats sont transférés sur un tamis de 50 µm. Ce test permet d'évaluer la résistance mécanique des agrégats sans prendre en compte l'éclatement occasionné par la réhumectation rapide.

Les agrégats recueillis sur les tamis après les différents tests ont été soumis à un stress mécanique hélicoïdal dans l'éthanol grâce à un appareil de Hénin. La fraction supérieure à 50 µm restée sur le tamis a été collectée et séchée à l'étuve à 40°C pendant 24 h. Elle a ensuite été tamisée à l'aide

d'une colonne de six tamis de 2000, 1000, 500, 200, 100 et 50 µm. Chaque fraction obtenue a été pesée et exprimée en pourcentage de la masse initiale d'agrégat de 3.15-5 mm utilisée. Le pourcentage de la fraction inférieure à 50 µm est déduit par la relation (équation 21) :

$$w_{<50} = 100 - \sum_i w_i \quad \text{Eq. [21]}$$

Avec $w_{<50}$ (%) la fraction massique des particules inférieures à 50 µm et w_i (%) la fraction massique des particules de diamètre compris entre le tamis *i* et le tamis *i+1*.

Pour chaque test, le *MWD test* a été calculé grâce à l'équation 22 suivante :

$$MWD_{test} = \sum_j (d_j * w_j) \quad \text{Eq. [22]}$$

Avec MWD_{test} (mm) le diamètre moyen pondéral issu du test considéré, d_j (mm) l'ouverture moyenne entre deux tamis successifs (*j* et *j+1*) et w_j (%) la fraction massique récupérée sur le tamis *j*.

Si les trois tests ont été réalisés sur un même échantillon, il est possible de calculer le MWD de l'échantillon qui synthétise les résultats des trois tests de l'échantillon en faisant la moyenne de chaque *MWD test* (équation 23) :

$$MWD = \frac{\sum MWD_{test}}{3} \quad \text{Eq. [23]}$$

- **Stabilité des agrégats exprimée en WSA (Water Stable Aggregate) (%) :** Le WSA est un indice permettant d'estimer la résistance des agrégats d'une fraction donnée par tamisage en voie humide. Le protocole utilisé a été adapté de Kemper & Chepil (1965) et de Haynes & Swift (1990). Il consiste à exposer les agrégats séchés à l'air des fractions 1-2 mm et 2-3 mm à un stress mécanique après réhumectation. Une réhumectation lente sur un papier filtre imbibé d'eau déminéralisée a permis d'éviter les phénomènes d'éclatement. Les agrégats humides ont ensuite été placés sur un tamis d'une maille de 250 µm. Puis, le tamis a été posé sur une tamiseuse électrique en voie humide (Eijkelkamp) (figure 3.34) de manière à ce que les agrégats soient immergés dans de l'eau déminéralisée quelle que soit la position de l'appareil : basse ou haute.

Figure 3.34 : Tamiseuse en voie humide utilisée (marque : Eijkelkamp)

Le tamisage a duré 3 min à une fréquence de 34 mouvements verticaux par minute et avec une amplitude de 1.3 cm. Les particules de taille inférieure à 250 µm ont été recueillies dans le réceptacle contenant l'eau, séchés à l'étuve à 105°C pendant 48 h. Les agrégats restés sur le tamis ont été récupérés et détruits manuellement pour ne conserver que les particules grossières supérieures à 250 µm. Les particules grossières ont été séchées à 105°C pendant 48 h.

Le WSA a été calculé à partir de l'équation 24 :

$$WSA = \frac{(m_i - m_{PG} - m_{ANS})}{(m_i - m_{PG})} \quad \text{Eq. [24]}$$

Avec WSA (%) la proportion d'agrégats stables à l'eau corrigée des particules grossières parmi les agrégats d'une fraction donnée, m_i (g) la masse initiale d'agrégats, m_{PG} (g) la masse de particules grossières et m_{ANS} (g) la masse des agrégats non stables.

- **Observation de la structure du sol par analyse d'image :** Les échantillons non perturbés prélevés dans un emballage alimentaire Tetra Pak ® se présentaient sous forme de bloc de sol humide. Pour l'observation de sa structure, la première étape consistait à remplacer l'eau contenue dans l'échantillon par de l'acétone. Pour ce faire, les échantillons ont été plongés dans des bains successifs d'acétone pour « rincer » l'eau présente. L'opération a été répétée jusqu'à ce que l'acétone sortante soit exempte d'eau. La deuxième étape a consisté en une imprégnation des blocs de sols avec de la résine RGBS – Résine polyester (Brot LAB) dans laquelle un pigment fluorescent aux UV avait préalablement été incorporé (Uvitex OB). Une troisième étape a permis de faire polymériser la résine grâce à l'ajout d'un catalyseur (M50 – Brot LAB) à la résine et à un passage d'une dizaine de jour à l'étude à 40°C suivi d'une polymérisation à l'air libre en condition de température ambiante de trois mois environ. Une fois la résine polymérisée, les blocs ont été découpés à l'aide d'une scie à diamant sous eau (laboratoire Matériaux pour Infrastructures de Transport (MIT) de l'IFSTTAR de Nantes) dans le sens de la hauteur en deux lames d'environ 1 cm d'épaisseur. Pour chaque date de prélèvement, deux blocs ont été enrésinés par modalité, portant à 8 le nombre de faces à étudier par échantillon (2 blocs * 4 faces).
  Sur chaque face de coupe d'un échantillon, deux images de résolution 25 µm d'une même zone de 1200 mm² (40 * 30 mm) ont été prises grâce à une caméra Olympus LC20 (fisher Scientific, USA), l'une sous lumière naturelle et l'autre sous lumière ultraviolette. La porosité totale a été mesurée selon la méthode de Ringrose-Voase (1996) et les images ont été analysées à l'aide du logiciel Visilog Xpert ® 7.0 (Noesis, France) pour déterminer la taille des pores, leur nombre et leur forme.

  Les classes de pore étudiées ont été déterminées à partir d'une suite géométrique de nombre de pixel proposée par Hallaire et Cointepas (1993) (tableau 3.6). Pour chaque classe, le nombre de pores ainsi que leur porosité surfacique ont été calculés à l'aide du logiciel R (3.1.2).

Table 3.6 : Correspondance entre la surface des pores (pixel) issus du traitement numérique des images et le rayon de pore équivalent (µm) pour la résolution de 25 µm

Classes de pore	Surface (pixel)	Surface médiane (pixel)	Surface médiane (mm²)	Rayon de pores équivalent (µm)
classe1	2 < aire ≤ 4	3	0.001875	24
classe2	4 < aire ≤ 8	6	0.00375	35
classe3	8 < aire ≤ 16	12	0.0075	49
classe4	16 < aire ≤ 32	24	0.015	69
classe5	32 < aire ≤ 64	48	0.03	98
classe6	64 < aire ≤ 128	96	0.06	138
classe7	128 < aire ≤ 256	192	0.12	195
classe8	256 < aire ≤ 512	384	0.24	276
classe9	512 < aire ≤ 1024	768	0.48	391
classe10	1024 < aire ≤ 2048	1536	0.96	553
classe11	2048 < aire ≤ 4096	3072	1.92	782
classe12	4096 < aire ≤ 8192	6144	3.84	1106
classe13	8192 < aire ≤ 16384	12288	7.68	1564
classe14	16384 < aire ≤ 32768	24576	15.36	2211
classe15	32768 < aire ≤ 65536	49152	30.72	3127

L'indice d'allongement des pores a été également calculé d'après l'équation 25 proposée par Coster et Chermant (1989) :

$$I_{all} = \frac{P^2}{4\pi A} \quad \text{Eq. [25]}$$

Avec I_{all} l'indice d'allongement (-), P le périmètre du pore (mm) et A l'air du pore considéré (mm²). Cet indice vaut 1 lorsque la section du pore dans le plan de l'image est ronde et il augmente avec l'allongement. Trois classes de pores ont été définies :

- Pores arrondis : $I_{all} < 5$
- Pores allongés : $5 \leq I_{all} < 15$
- Pores tortueux : $I_{all} \geq 15$

4.4 Caractérisation minéralogique

Une analyse minéralogique a été réalisée sur les matériaux initiaux purs (sédiments et terre végétale) par le laboratoire Setec LERM. Une analyse par diffraction des rayons X (DRX)

réalisée sur les échantillons séchés à 40°C et broyés à 40 µm avec un appareil Brucker D8 Advance équipé d'une anticathode à Cu, a permis de quantifier les principaux minéraux présents dans chaque échantillons. De plus, la DRX a également permis une analyse des espèces argileuses sur trois plaquettes orientées préparées selon le principe de la norme NF X31-107 (AFNOR, 2003). Cela a permis de mesurer le pourcentage de chaque espèce argileuse dans les échantillons.

Enfin une caractérisation chimique des échantillons a permis d'évaluer le pourcentage total des éléments chimiques présents : SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, CaO, MgO, TiO_2, MnO, P_2O_5, Cr_2O_3, SrO, Na_2O, K_2O, SO_3.

4.5 Bilan des analyses réalisées

Tableau 3.7 : Récapitulatif des analyses réalisées au cours de la thèse. EPHor signifie que les analyses ont été réalisées par le doctorant ou les techniciens du laboratoire d'accueil. Inovalys, SADEF, INRA-Arras, Eurofins et LERM signifient que les analyses ont été sous-traitées dans les laboratoires correspondants. A. Faure signifie que les analyses ont été réalisées par Antoine Faure, doctorant EDF travaillant sur certains des mêmes échantillons (Faure, 2017)

		Expérimentation in situ									Expérimentation sous				Réalisation
		t0	t3	t6	t9	t12	t15	t18	t21	t24	t0	t40	t75	t105	
chimique	pH_{eau}	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	CE	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	CEC	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	$CaCO_3$	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	$CaCO_3$ actif	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	MO	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	C_T	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	N_T	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	COT	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	$N\text{-}NO_3^-$	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	N-NH4+	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	éléments majeurs assimilables	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	P_2O_5 Olsen	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	contaminants organiques totaux	■								■	■				Inovalys
	ETM totaux	■								■	■				Inovalys
	ETM EDTA	■								■	■				SADEF
	ETM $CaCl_2$	■								■	■				SADEF
	Fe et Al oxalate	■						■							INRA-Arras
	Fe et Al pyrophosphate	■						■							INRA-Arras
	Fe et Al DCB	■						■							INRA-Arras
	Test de lixiviations	■						■			■				Eurofins
	ETM dans les percolats	■	■	■	■	■	■	■	■	■					Inovalys
	NO3- dans les percolats	■	■	■	■	■	■	■	■	■					EPHor

		Expérimentation in situ									Expérimentation sous				Réalisation
		t0	t3	t6	t9	t12	t15	t18	t21	t24	t0	t40	t75	t105	
biologique	Minéralisation potentielle du C	■		■		■		■		■	■				EPHor
	Biomasse microbienne	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Test écotoxicologique	■								■	■				Inovalys
physique	Humidité massique	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	granulométrie 5 classes	■		■		■		■		■	■				Inovalys
	Masse volumique apparente	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Masse volumique réelle	■		■		■		■		■	■				EPHor
	conductivité hydraulique à saturation	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Courbe de rétention en eau	■		■		■		■		■	■				EPHor
	Proportion massique d'agrégats	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Stabilité des agrégats (MWD)	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Stabilité des agrégats à l'eau (WSA)	■		■		■		■		■	■	■	■	■	EPHor
	Observation de la structure par analyse d'image	■		■		■		■		■					EPHor
	Caractérisation minéralogique	■									■				LERM-A. Faure

5 Analyses statistiques

Pour comparer statistiquement deux groupes d'échantillons et ainsi mettre en évidence l'effet d'un ou plusieurs facteurs (différence entre modalités, traitements, temps), des analyses de la variance (ANOVA, $\alpha = 0.05$) ont été réalisées. Pour autoriser l'emploi de l'ANOVA, le test de Bartlett ($\alpha = 0.05$) permettait de tester l'homoscédasticité des variances et le test de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0.05$) permettait de tester la normalité des résidus. Au cas où elles ne respectaient pas ces conditions, plusieurs transformations mathématiques (log, carré, racine carrée, inverse…) étaient testées pour atteindre les conditions d'un test paramétrique. Dans le cas d'une égalité des variances et de résidus normalement distribuées, le test apparié de comparaison des moyenne de Tukey ($\alpha = 0.05$) permettait de mettre en évidence les éventuelles différences significatives. Dans le cas contraire, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$) était appliqué. Les régressions linéaires (Pearson) simples et multiples étaient considérées comme significatives pour une p-value inférieure à 0.05. Les coefficients des équations étaient eux aussi considérés comme

significatifs pour une p-value inférieure à 0.05. Le meilleur modèle d'une régression linéaire multiple était déterminé selon une sélection backward et forward d'après le critère Aikaike Information Criterion (AIC). Les Analyses en Composantes Principales (ACP) (Pearson, α = 0.05) réalisées ont été faites à l'aide du package « FactoMineR » (Lê et al. 2008).

L'ensemble des analyses statistiques, ainsi que la manipulation et la mise en forme des données collectées sous forme de graphiques dans la thèse ont été effectuées à l'aide du logiciel R 3.1.2 (R Core Team 2015). La saisie et la mise en forme des tableaux ont été effectués à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2010 et 2016.

CHAPITRE 4 : Evaluation de la qualité environnementale des sols construits à partir de sédiments

L'objectif de ce chapitre est d'apporter suffisamment d'éléments pour s'assurer de l'innocuité environnementale des sols construits à partir de sédiments fins. En l'absence de réglementation claire dédiée à la réutilisation des sédiments pour la construction de sol support de végétation, plusieurs références ont été utilisées (normes, arrêtés, guides, valeurs moyennes issues de compilation d'analyses de sol, publications scientifiques. L'unité EPHor n'étant pas équipée pour les analyses environnementales (Eléments traces métalliques totaux et extractions, composés traces organiques totaux, tests écotoxicologiques, dosage sur percolats), les résultats d'analyses présentés dans ce chapitre proviennent majoritairement de laboratoires d'analyses indépendants certifiés[5] NF ISO 17025 (analyses/essais/étalonnages). Seules les mesures de pH, de conductivité électrique et les teneurs en nitrates réalisées sur les percolats issus des sols, ont été directement mesurées au sein de l'unité de recherche.

[5] ETM totaux (Auréa, Inovalys) ; CTO totaux (Auréa, Eurofins, Inovalys) ; Lixiviation selon norme NF EN12457-2 (Eurofins) ; Extraction ETM EDTA et $CaCl_2$ (SADEF) ; Dosage ETM dans les percolats (Inovalys) ; Tests écotoxicologiques (Inovalys)

1 Caractérisations initiales

Les teneurs totales des principaux contaminants métalliques et organiques des six sédiments étudiés (TAC, STA, SPO, CLA, FLU, RAN), de la terre végétale témoin (TV), du compost de déchets verts (Co) et des mélanges matériaux-compost (60-40 v:v) ont été mesurées préalablement à la mise en place des deux dispositifs expérimentaux (essais en bacs lysimétriques et sous serre).

1.1 Composés traces organiques

En l'absence de réglementation dédiée à l'utilisation des sédiments en construction de sol, il n'existe pas de teneur limite à ne pas dépasser en composants traces organiques (CTO). La norme supports de culture NF U44-551 (AFNOR, 2002) qui s'applique à TV, ne prévoit pas de seuil pour les CTO.

Pour le compost de déchets verts (Co), la norme amendements organiques NF U44-051 s'applique. Elle prévoit des teneurs limites pour la somme de sept polychlorobiphényles (PCB) et trois hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (tableau 4.1). Le compost sélectionné ne possède pas de PCB (inférieur au seuil de détection). Bien que du fluorenthène (0.328 mg kg^{-1}) et du benzo(b)fluorenthène (0.067 mg kg^{-1}) aient été détectés dans le compost de déchets verts, les valeurs sont 12 et 37 fois inférieures à celles de la norme, respectivement.

A titre de comparaison, il est possible de comparer les teneurs de ces paramètres mesurés sur TV et les sédiments avec les teneurs limites proposées par cette norme (tableau 4.1). TV et les sédiments ne possèdent aucune trace de PCB supérieure au seuil de détection (0.01 mg kg^{-1}) et la somme des sept PCB est inférieure à 0.07 mg kg^{-1}. TV, TAC, SPO, CLA et FLU ont des teneurs en HAP inférieures aux seuils de détection. Des traces de HAP ont été détectées dans STA et RAN mais elles sont systématiquement inférieures aux limites de la norme. La plus haute teneur détectée en HAP (fluorenthène pour STA (1.413 mg kg^{-1})) est 3 fois inférieure à celle de la norme.

Toutefois, la norme NF U44-051 n'est pas pertinente car TV et les sédiments ne sont pas des amendements organiques. C'est pourquoi, il a également été choisi de comparer les teneurs en CTO mesurées dans les sédiments (TAC, STA, SPO, CLA) et TV aux teneurs limites prévues par l'arrêté du 12/12/2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations de stockage de déchets inertes (JORF, 2014) et aux teneurs limites prévues par le guide d'acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière (Cerema, 2015). Les teneurs limites de ces deux références, sont les mêmes sauf en ce qui concerne le carbone organique total (COT) (30000 mg kg^{-1} pour les déchets inertes et 60000 mg kg^{-1} pour les matériaux alternatifs en technique routière) et les teneurs en hydrocarbures C10-C21. Bien que ces références ne soient pas applicables directement aux matériaux utilisables en construction de sol support de végétation, elles permettent de savoir si les matériaux étudiés pourraient être admis en installation de stockage de déchets inertes et s'ils pourraient être utilisés directement en

contact avec l'environnement naturel, comme c'est le cas des matériaux utilisés en technique routière.

Tableau 4.1 : Teneurs des principaux contaminants organiques (7 PCB et 3 HAP) des matériaux purs utilisés pour la construction des sols étudiés. Les teneurs limites servant de comparaison proviennent de la norme NF U44-051 (AFNOR, 2006) pour l'épandage sur prairie(1) (valeurs les plus contraignantes)

	mg kg^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	FLU	RAN	Co	Teneur limite NF U44-051 (1)
PCB	PCB 028	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 052	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 101	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 118	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 138	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 153	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	PCB 180	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	ND
	Σ 7 PCB	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	0.8
HAP	Fluorenthène	<0.05	<0.05	1.413	<0.05	<0.01	<0.05	0.165	0.328	4
	Benzo(b)fluorenthène	<0.05	<0.05	0.475	<0.05	<0.01	<0.05	0.141	0.067	2.5
	benzo(a)pyrène	<0.05	<0.05	0.156	<0.05	<0.01	<0.05	0.165	<0.05	1.5

Les tableaux 4.2a et 4.2b présentent les teneurs en hydrocarbures, HAP, PCB et BTEX dans les sédiments purs et en mélange avec le compost à t 0 mois (le détail des analyses est présenté dans l'annexe 4.1). Tous les matériaux présentent des teneurs en hydrocarbures C10-C40, en HAP (sommes des 16 congénères), en PCB (somme des 7 congénères) et en BTEX inférieures aux seuils « déchets inertes » et à ceux en technique routière, voire inférieures aux seuils de détection (0.15, 0.15, 0.007 et 0.9 mg kg^{-1}, respectivement). TV, STA, SPO, CLA, SPOCo et CLACo ont des teneurs en carbone organique totale (COT) inférieures au seuil « déchets inertes » fixé à 30000 mg kg^{-1}. Ils seraient donc acceptés en installation de stockage de déchets inertes (ISDI) du point de vue des CTO. Pour TAC, TVCo, TACCo et STACo, ce seuil de 30000 mg kg^{-1} est dépassé. Toutefois, TVCo et STACo ont une teneur en COT inférieure au seuil utilisé en technique routière (60000 mg kg^{-1}), ce qui les autoriserait à être utilisés directement en contact avec l'environnement en technique routière du point de vue des CTO. TAC (97900 mg kg^{-1} COT) et TACCo (119000 mg kg^{-1} COT) dépassent les deux valeurs seuils de références. Toutefois, au regard des teneurs en CTO très faibles de ces matériaux, le COT mesuré correspond à de la matière organique naturelle issue de la décomposition des tissus d'organismes vivants. Ceci est exacerbé dans le cas des mélanges (TVCo, TACCo et STACo) car 40 % de compost de déchets verts ont intentionnellement été apportés pour augmenter la teneur en matière organique des matériaux à des fins agronomiques. Du point de vue de l'arrêté du 12/12/2014, TVCo, TAC, TACCo, STACo, ne pourraient pas être admis en ISDI mais leurs faibles teneurs en CTO indiquent qu'ils sont non contaminés en CTO.

Tableau 4.2 : Teneurs en CTO des matériaux purs (a.) et des mélanges avec du compost de déchets verts (b.) utilisés pour la construction des sols du dispositif *in situ*, comparées aux seuils « déchets inertes » fixés par l'arrêté du 12/12/2014 et aux seuils d'acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière (usage de type 3, l'usage le plus contraignant) prévus par le Cerema 2015

a.

mg kg^{-1}	Méthode d'analyse	TV	TAC	STA	SPO	CLA	Seuil "déchet inerte", arrêté du 12/12/2014	Seuil "technique routière" usage 3 Céréma (2015)
COT	NF EN 13137	29400	**97900**	24400	4160	6350	30000	60000
Indice Hydrocarbures (C10-C40)	NF EN ISO 16703	50.1	186	134	18	<15.0	500	300
Σ 16 HAP	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0.208<x <0.211	0.278<x <0.281	8.8	0.143<x <0.15	0.006<x <0.039	50	50
Σ 7 PCB	NF EN 16167 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	<0.007	<0.007	0.001<x <0.007	<0.007	<0.007	1	1
Σ BTEX	NF EN ISO 22155 (sol)	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	6	6

b.

mg kg^{-1}	Méthode d'analyse	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo	Seuil "déchet inerte", arrêté du 12/12/2014	Seuil "technique routière" usage 3 Céréma (2015)
COT	NF EN 13137	**50500**	**119000**	**49700**	12800	13500	30000	60000
Indice Hydrocarbures (C10-C40)	NF EN ISO 16703	164	384	206	177	145	500	300
Σ 16 HAP	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0.28	0.54	10	0.154<x <0.159	0.111<x <0.135	50	50
Σ 7 PCB	NF EN 16167 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	<0.007	0.002<x <0.007	<0.007	<0.007	<0.007	1	1
Σ BTEX	NF EN ISO 22155 (sol)	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	6	6

1.2 Eléments traces métalliques (ETM)

Les éléments traces métalliques sont présents dans différents compartiments au sein des sols suivant leur état physico-chimique. Quatre compartiments principaux peuvent être identifiés (figure 4.1) (Calvet et al., 1990 ; Calvet, 2003) : (1) les métaux non fixés correspondant aux ions en solution, aux métaux libres ou issus de complexes dissous. Ils sont extractibles à l'eau et sont directement biodisponibles pour les organismes vivants et rapidement lixiviables ; (2) les métaux

faiblement fixés qui sont les cations échangeables, ils sont extractibles au $CaCl_2$ et sont potentiellement biodisponibles ; (3) les métaux fortement fixés qui sont les métaux associés aux carbonates, associés aux oxy-hydroxydes de fer et complexés aux minéraux et à la matière organique. Ils peuvent être qualifiés d'échangeables car non disponibles en l'état pour les organismes vivants mais des modifications bio-physico-chimiques du sol peuvent les rendre disponibles. Ils sont extractibles à l'EDTA ; (4) les ETM définitivement fixés sont les métaux présents à l'intérieur des réseaux cristallins. Ils sont extractibles à l'eau régale. Ces quatre compartiments ont été investigués pour appréhender le risque potentiel des ETM présents au sein des matériaux étudiés.

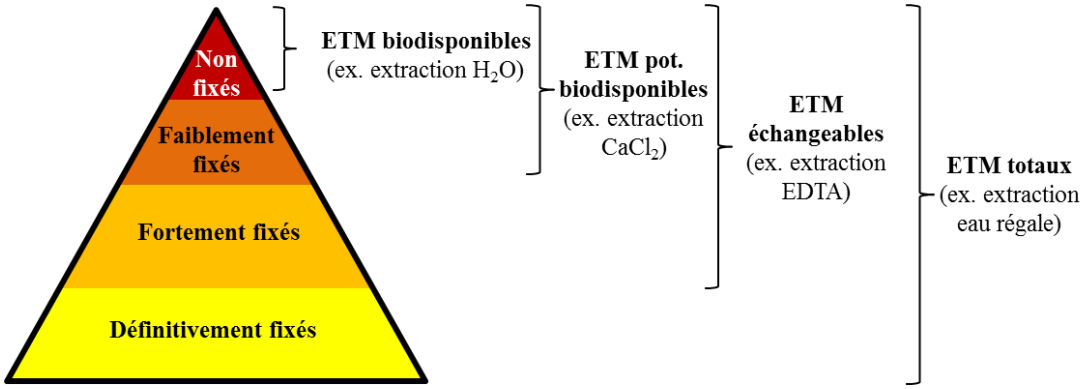


Figure 4.1 : Synthèse de la disponibilité des ETM et des types d'extraction correspondants (d'après Calvet et al., 1990 ; Calvet, 2003)

1.2.1 ETM totaux

Les teneurs totales en ETM sont les principaux indicateurs utilisés dans la réglementation pour distinguer les matériaux « non contaminés », utilisables pour un usage donné, des matériaux « contaminés », non utilisables. La norme amendements organiques NF U44-051 (AFNOR, 2006) prévoit des teneurs limites pour neuf ETM à ne pas dépasser (tableau 4.3). Le compost utilisé présente des teneurs en ETM systématiquement inférieures aux limites prévues par cette norme. Il peut donc être utilisé en tant qu'amendement organique. Il respecte également les seuils imposés par la norme supports de culture NF U44-551 (AFNOR, 2002) (tableau 4.3), suggérant qu'il pourrait être utilisé en tant que supports de culture du point de vue de la présence en ETM. Le compost est donc considéré comme non contaminé en ETM.

En l'absence de réglementation pour l'utilisation de sédiments fins de retenue en construction de sol, il a été jugé pertinent de s'intéresser aux teneurs des neuf mêmes ETM que pour Co. Pour comparer les valeurs mesurées, la démarche suivante été appliquée.
Les valeurs limites des sept ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb et Zn) prévues dans la norme supports de culture NF U44-551 (AFNOR, 2002) ont été privilégiées car elles concernent des matériaux plus proches des sédiments fins, notamment les substrats minéraux et organo-minéraux, dédiés à la construction de sol. De plus, les valeurs de la norme NF U44-551 sont globalement plus contraignantes que celles de la norme NF U44-051.

Tableau 4.3 : Teneurs en neuf ETM mesurées dans le compost à l'état initial comparées aux teneurs limites de la norme amendement organique (NF U44-051) et celles de la norme supports de culture (NF U44-551)

mg kg^{-1}	Co	Teneur limite NF U44-051	Teneur limite NF U44-551
As	9.1	18	-
Cd	0.4	3	2
Cr	13.9	120	150
Cu	27.0	300	100
Hg	<0.029	2	1
Ni	7.4	60	50
Pb	26.9	180	100
Se	0.2	12	-
Zn	132.0	600	300

Toutefois, l'As et le Se n'étant pas pris en compte dans la norme support de culture, les valeurs limites de la norme amendement organiques ont été utilisées (18 et 12 mg kg^{-1}, respectivement).
Enfin, il a paru pertinent de comparer les teneurs en ETM mesurées aux teneurs habituellement présentes dans les sols français. Pour cela, les résultats du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) (outil national de surveillance systématique des sols sur l'ensemble du territoire français à l'aide d'une maille carrée de 16 km (2200 points d'échantillonnage) (Jolivet et al. 2006, GIS Sol, 2011)) ont été privilégiés car elles sont les plus représentatives du « sol moyen » français. En l'absence de données sur certains ETM, tels que As, Hg et Se, les mesures de la BDETM (compilation d'analyses de sols réalisées principalement par les agriculteurs notamment dans le cadre des plans d'épandage) (Baize et al., 2007) et du programme INRA ASPITET (815 échantillons prélevés sur 40 départements dans des sols cultivés ou forestiers hors secteurs industriels et urbains) (Baize, 2000) ont été utilisés.

Les teneurs en As (figure 4.2, a.) des matériaux étudiés sont comprises entre 4.01 mg kg^{-1} (TV) et 24.2 mg kg^{-1} (STA). Seuls STA et RAN (18.3 mg kg^{-1}) ont des teneurs supérieures à la limite autorisée, de 34 % et 1.7 %, respectivement. Ni le RMQS, ni la BDETM n'ont étudié cet élément. Les teneurs mesurées sont toutes comprises dans la gamme de valeurs (1 à 25 mg kg^{-1}) couramment observées dans les sols français par Baize (2000) (programme ASPITET).

Les teneurs en Cd (figure 4.2, b.) de tous les matériaux sont inférieures à la teneur limite de 2 mg kg^{-1} fixée par la norme NF U44-551. Ces teneurs dans TV, CLA et FLU sont sous le seuil de détection (<0.11 mg kg^{-1}) de la méthode d'analyse employée (ICP-OES). TAC, STA, SPO et RAN ont des teneurs comprises entre 0.43 mg kg^{-1} (TAC) et 0.53 mg kg^{-1} (RAN) supérieures à la valeur médiane déterminée à partir du RMQS (0.34 mg kg^{-1}) mais inférieures à la gamme de valeurs (0.7 à 2 mg kg^{-1}) d'une anomalie naturelle modérée observée par Baize (2000).

Pour le Cr (figure 4.2, c.), tous les matériaux sont également sous le seuil de 150 mg kg^{-1} fixé par la norme NF U44-551. Les teneurs comprises entre 16.5 mg kg^{-1} (TV) et 54 mg kg^{-1} (S1) sont inférieures ou proches de la valeur médiane de la teneur en Cr des sols français évalués par le RMQS (48.6 mg kg^{-1}).

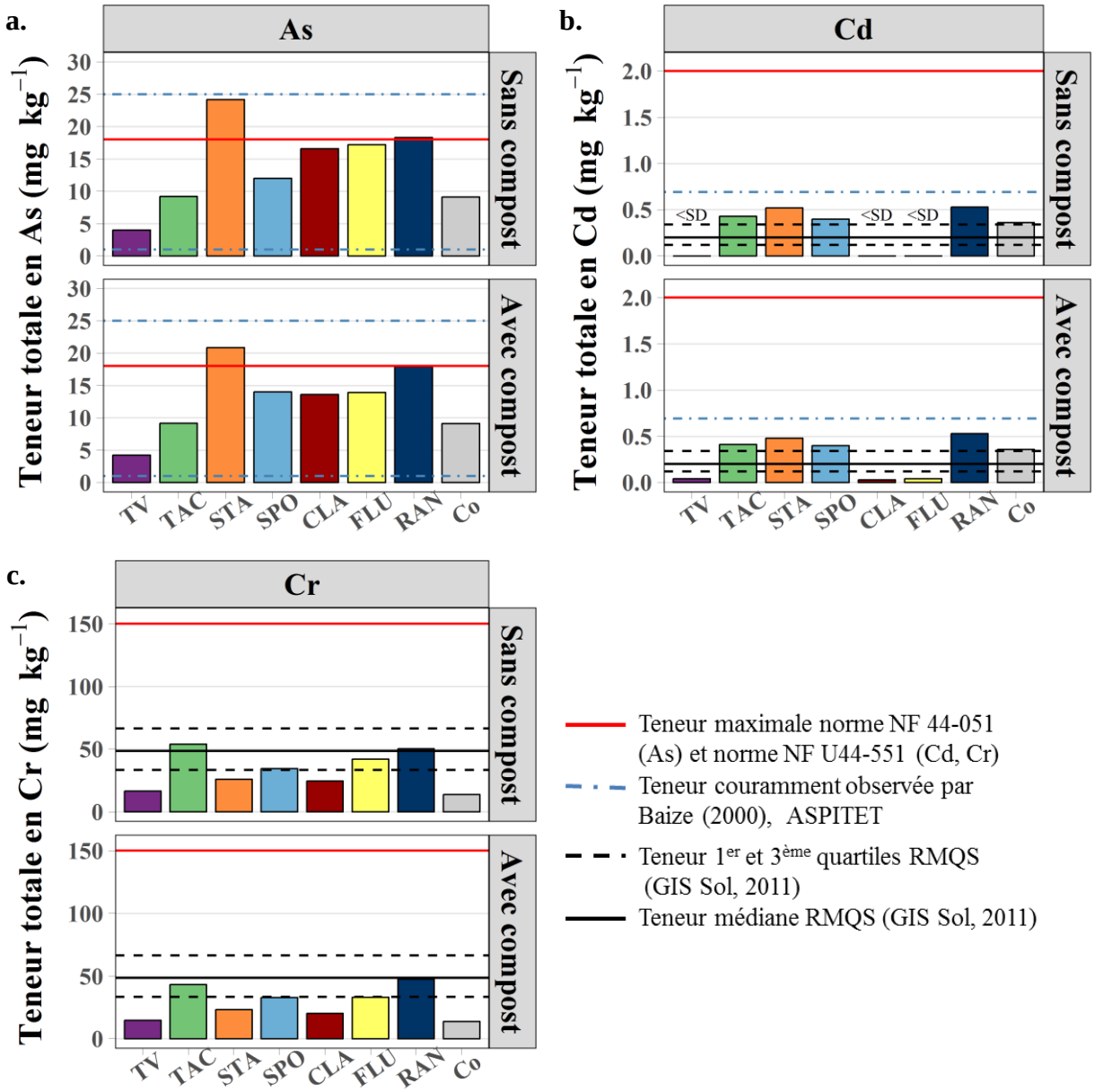


Figure 4.2 : Teneurs totales en As (a), Cd (b) et Cr (c) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection)

Les teneurs en Ni (figure 4.3, a.) des matériaux sont contrastées. TV et Co possèdent peu de Ni (4.7 et 7.4 mg kg^{-1}, respectivement). STA, SPO et RAN ont des teneurs inférieures ou égales à la valeur comprenant 75 % des mesures faites par le RMQS (3ème quartile à 31.3 mg kg^{-1}). TAC a

une teneur plus élevée en Ni (39 mg kg^{-1}) qui reste inférieure au seuil de la norme NF U44-551, fixé à 50 mg kg^{-1}. CLA et FLU dépassent légèrement cette valeur normative (52.4 et 56 mg kg^{-1}, respectivement) de 4.8 % et 12 %, respectivement. Toutefois, ces valeurs sont comprises dans la gamme de valeurs ordinaires (de 2 à 60 mg kg^{-1}) des sols français (Baize, 2000).

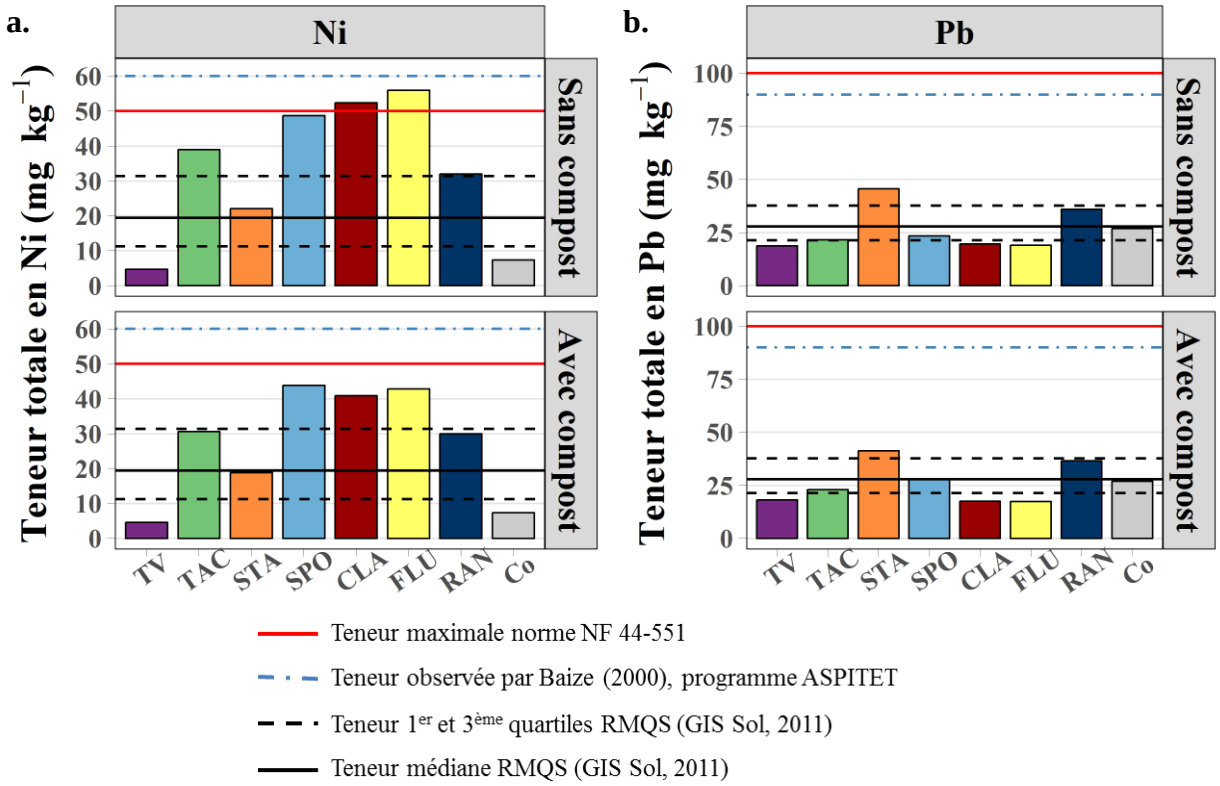


Figure 4.3 : Teneurs totales en Ni (a) et Pb (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection)

Tous les matériaux ont des teneurs en Pb inférieures à la teneur normative de 100 mg kg^{-1} fixée par la norme supports de culture (figure 4.3, b.). TV, TAC,, SPO, CLA et FLU ont des teneurs comprises entre 18.8 mg kg^{-1} (TV) et 23.5 mg kg^{-1} (SPO) inférieures à la valeur médiane observée par le RMQS (27.9 mg kg^{-1}), alors que STA et RAN ont des teneurs en Pb légèrement supérieures (45.7 et 36.0 mg kg^{-1}, respectivement).

Seul RAN (0.12 mg kg^{-1}) possède une teneur en Hg supérieure aux seuils de détection (<0.12 mg kg^{-1}) (figure 4.4, a.). Cette valeur est supérieure à la médiane des mesures de la BDETM (0.05 mg kg^{-1}) et leur 3ème quartile (0.07 mg kg^{-1}) mais inférieure à la valeur de 1 mg kg^{-1} fixé par la norme NF U44-551.

Seuls TAC (0.8 mg kg^{-1}) et STA (0.6 mg kg^{-1}) ont des teneurs en Se supérieures au seuil de détection (<0.11 mg kg^{-1}) (figure 4.4, b.). Ces valeurs faibles sont supérieures ou égales à la

médiane mesurée sur la BDETM (0.2 mg kg^{-1}) mais largement inférieures à la limite de 12 mg kg^{-1} fixée par la norme NF U44-051 (absence de seuil pour la norme support de culture).

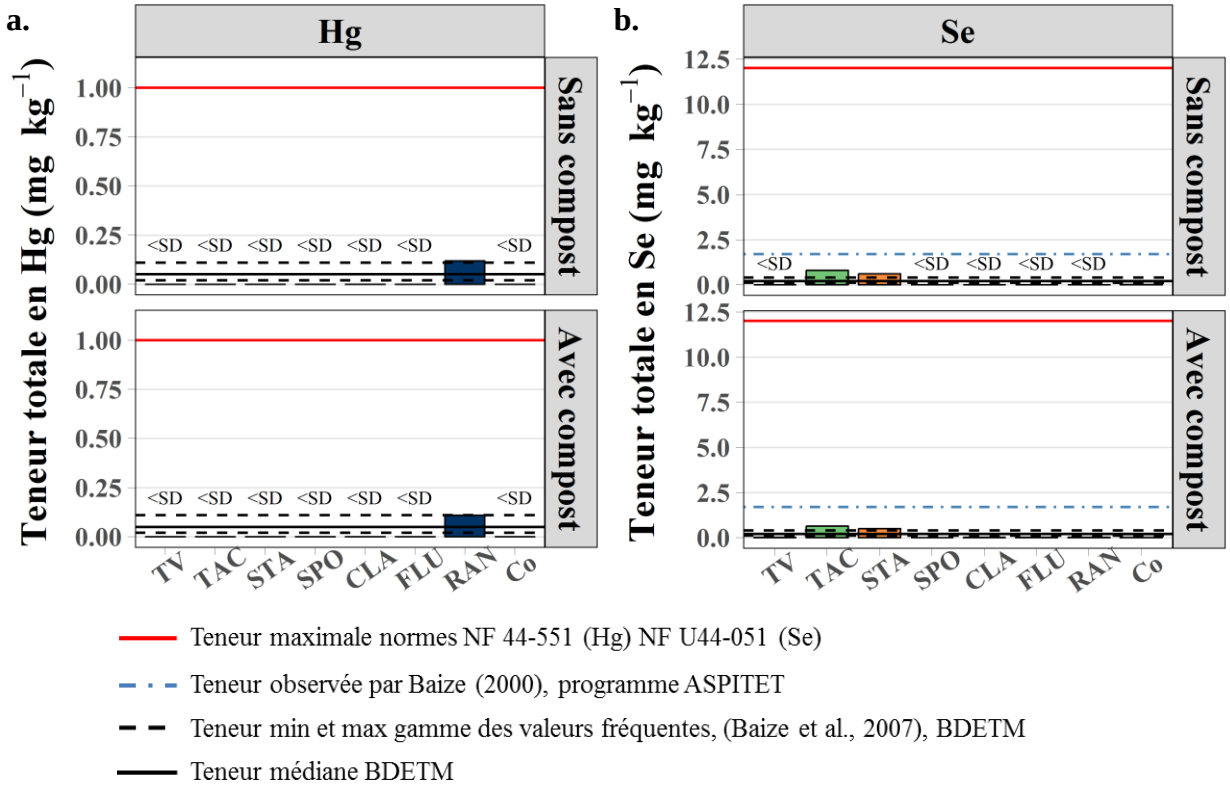


Figure 4.4 : Teneurs totales en Hg (a) et Se (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection = 0.11 mg kg^{-1})

TV (3.2 mg kg^{-1}) et STA (17.5 mg kg^{-1}) ont des teneurs en Cu inférieures à la valeur comprenant 75 % des mesures faites par le RMQS (3ème quartile à 22.3 mg kg^{-1}) (figure 4.5, a.). TAC, SPO, CLA, FLU et RAN ont des teneurs en Cu supérieures à cette valeur mais inférieures à la limite normative de 100 mg kg^{-1} (NF U44-551).

Le même schéma a été observé pour le Zn (figure 4.5, b.). TV, SPO, CLA et FLU ont des teneurs inférieures à la valeur comprenant 75 % des mesures faites par le RMQS (3ème quartile à 90.2 mg kg^{-1}). Bien que TAC, STA et RAN aient des teneurs en Zn supérieures à cette valeur, elles sont toutes inférieures à la limite normative de 300 mg kg^{-1} fixée par la norme NF U44-551.

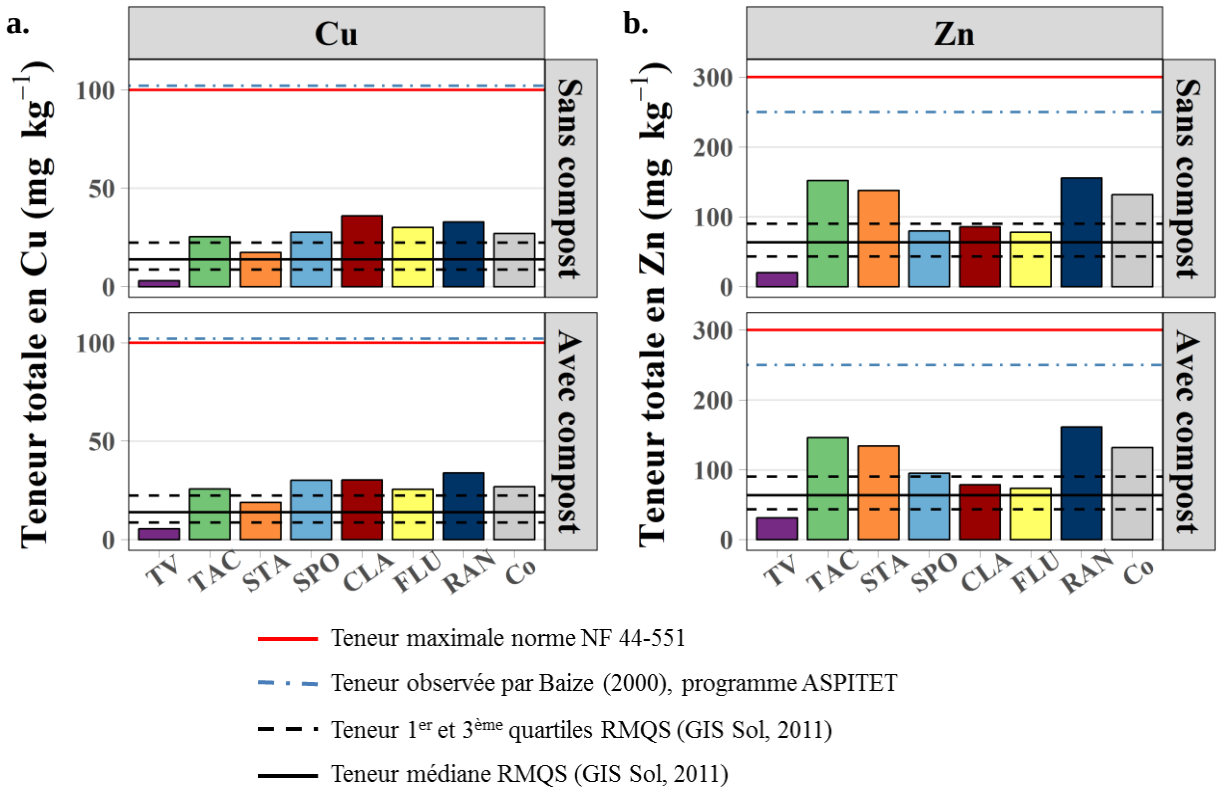


Figure 4.5 : Teneurs totales en Cu (a) et Zn (b) des matériaux purs et de leurs mélanges avec du compost de déchets verts (<SD : inférieur au seuil de détection)

Afin de compléter cette analyse, il convient d'évaluer l'impact sur l'environnement de ces ETM pour savoir réellement si ces matériaux peuvent être utilisés en construction de sol. Pour cela, deux aspects doivent être explorés : (i) le risque pour les organismes vivants, estimé par la biodisponibilité des ETM, c'est-à-dire l'aptitude à être assimilés par les organismes vivants, et (ii) le risque pour les masses d'eau environnantes (*e.g.* nappe d'eau souterraine), estimé par la mobilité des ETM, c'est-à-dire leur aptitude à être lixiviés.

1.2.2 ETM échangeables

L'extraction à l'EDTA a été réalisée sur les dix sols construits mis en place dans l'expérimentation *in situ* à l'état initial pour Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. L'annexe 4.2 montre les teneurs extraites exprimées en mg kg^{-1}.

Le tableau 4.4 présente le pourcentage d'ETM extractible à l'EDTA par rapport aux ETM totaux. Pour le Cd, les teneurs extractibles à l'EDTA représentent une relative faible proportion pour SPO et SPOCo (14.4 et 18.0 %, respectivement) suggérant que le Cd est majoritairement présent au sein des réseaux cristallins. En revanche, pour TAC, STA, TVCo, TACCo, STACo et CLACo les proportions de Cd extractible à l'EDTA sont supérieures à 100 % (sauf pour TAC (88.4 %)), ce qui est incohérent. Cette incohérence est due au fait que les teneurs totales et extractibles du Cd sont faibles et proches des limites de détection. Ainsi une faible variation des teneurs

mesurées peut entrainer ces résultats. Cela suggère qu'une partie du Cd de ces matériaux est échangeable mais la trop forte variabilité des résultats et les limites de détection employées ne permettent pas d'interprétation concluante.

Le Cr est peu extractible à l'EDTA (maximum 2.8 % pour TVCo), ce qui indique qu'il est principalement situé dans les réseaux cristallins des matériaux.
La disponibilité du Cu à l'EDTA est de l'ordre de 10.6 % (CLACo) à 22.3 % (STA) pour la majorité des matériaux sauf pour SPO et SPOCo. Pour ces deux matériaux, le Cu est peu extractible à l'EDTA (<3.6 %) indiquant qu'il est très majoritairement prisonnier du réseau cristallin. Ce résultat est à mettre en relation avec les teneurs totales en Cu de ces matériaux (205 et 162 mg kg^{-1}, respectivement) car bien qu'elles soient supérieures à la teneur limite prévue par la norme NF U44-551 (support de culture) (100 mg kg^{-1}), le Cu ne semble pas mobilisable.
Le Ni de SPO, CLA et leurs mélanges respectifs est peu extractible à l'EDTA (<3.45 %) alors que sa teneur totale est supérieure à celle de la norme NF U44-551 (50 g kg^{-1}) pour CLA (52.4 g kg^{-1}). Le Ni de TV et TAC l'est un peu plus (jusqu'à 10 % (TVCo). Enfin le Ni de STA est extractible à l'EDTA à hauteur de 29 %.

La disponibilité du Pb à l'EDTA est contrastée selon les modalités allant de 8.85 % (TAC) à 31.9 % (TVCo). Pour le Zn, ce contraste est encore plus fort allant de 0.51 % (SPO) à 35.1 % (STACo). Il est intéressant de noter que les teneurs totales en Zn de SPO et SPOCo sont supérieures à la teneur limite de la norme support de culture mais qu'une fois encore, très peu de cet élément (<1.75 %) n'est potentiellement échangeable. La très grande majorité du Zn est prisonnière de la phase cristalline.

Tableau 4.4 : Pourcentage d'ETM extrait à l'EDTA par rapport à la teneur totale en ETM (extraction eau régale) pour les 10 modalités de sols construits du dispositif in situ (ND = non disponible)

%		TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
ETM EDTA	Cd	<69.09	88.37	**134.62**	14.39	<46.36	**230.42**	**102.36**	**123.01**	18.03	**199.30**
	Cr	2.73	0.16	1.07	<0.13	<0.12	2.77	0.20	0.43	<0.15	<0.15
	Cu	22.19	20.00	22.29	3.61	12.19	17.61	16.27	18.40	3.15	10.57
	Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	8.51	6.82	28.78	2.65	1.22	10.00	7.33	18.67	3.45	1.42
	Pb	24.52	8.85	26.26	10.14	15.26	31.88	19.04	24.03	10.35	17.99
	Zn	7.80	14.67	32.46	0.51	1.63	26.14	22.35	35.06	1.75	7.12

1.2.3 ETM potentiellement biodisponibles

Les ETM extraits au $CaCl_2$ sont les ETM potentiellement biodisponibles car faiblement liés. Le tableau 4.5 montre les proportions d'ETM extractibles au $CACl_2$ par rapport aux teneurs totales. Tous les éléments, sauf le Cd, présentent globalement des parts potentiellement biodisponibles faibles voire très faibles (< 12.6 %, Zn (STA)). L'extraction du Cd au $CaCl_2$ est très variable

suivant les modalités, allant de 58.6 % (STA) à 0.1 % (SPO). Pour STA et, dans une moindre mesure pour TVCo (16.2 %), le Cd potentiellement biodisponible est important.

Tableau 4.5 : Pourcentage d'ETM extrait au $CaCl_2$ par rapport à la teneur totale en ETM (extraction eau régale) pour les 10 modalités de sols construits du dispositif in situ (ND = non disponible)

%		TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
ETM $CaCl_2$	Cd	<26.18	11.63	**58.65**	0.10	<22.73	**16.18**	6.46	5.27	0.12	<7.22
	Cr	0.09	0.01	0.02	0.02	0.01	0.12	0.02	0.04	0.03	0.03
	Cu	1.53	0.08	0.16	0.01	0.01	0.78	0.17	0.24	0.08	0.31
	Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	1.71	0.61	7.75	<0.01	<0.003	0.43	0.11	0.42	0.17	0.04
	Pb	2.01	<0.12	0.11	<0.03	<0.13	0.09	0.05	0.02	0.00	<0.01
	Zn	2.69	0.64	12.57	<0.001	<0.01	1.15	0.83	1.05	0.01	<0.01

1.2.4 ETM biodisponibles

Les extractions à l'eau montrent que les ETM présents dans les matériaux sont globalement très peu biodisponibles (tableau 4.6). La grande majorité des teneurs sont sous les seuils de détection. Ainsi aucune trace significative d'As, Cr, Hg et Se n'a pu être mesurée. Le Cd est biodisponible dans TAC (3 µg kg^{-1}), STA (29 µg kg^{-1}), et CLA (3 µg kg^{-1}) ce qui représente, respectivement 0.7 %, 5.6 % et 2.7 % du Cd total de ces éléments.

La part du Pb et du Cu biodisponible sont élevées pour TV (42.4 et 14.1 %, respectivement), ce qui n'est pas cohérent avec les teneurs mesurées après extraction au $CaCl_2$ (et à l'EDTA pour Pb). Les parts des autres éléments détectés sont relativement faibles par rapport aux teneurs totales : 3% (Zn, STA), 1.3 % (Ni, STA), 0.9 % (Pb, TVCo), 0.26 % (Zn, STACo), 0.24 % (Pb, SPOCo) et 0.16 % (Cu, SPOCo).

Tableau 4.6 : Teneurs en ETM extrait à l'eau pour les 10 modalités de sols construits du dispositif in situ. Les valeurs en gras correspondent à des teneurs supérieures aux seuils de détection. Extraction réalisée selon la norme NF EN 12475-2, relative à la caractérisation des déchets (AFNOR, 2002)

mg kg^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
As	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Cd	<0.002	**0.003**	**0.029**	<0.002	**0.003**	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Cr	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Cu	**0.45**	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	**0.26**	<0.20
Hg	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Ni	<0.10	<0.10	**0.29**	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Pb	**7.97**	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	**0.17**	<0.10	<0.10	**0.14**	<0.10
Se	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Zn	<0.20	<0.20	**4.09**	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	**0.35**	<0.20	<0.20

1.2.5 Ecotoxicité

Après une synthèse de différents travaux visant à déterminer des teneurs en contaminants susceptibles d'avoir des impacts sur les organismes vivant dans les sédiments continentaux, MacDonald et al. (2000) proposent une Probable Effect Concentration (PEC), qui correspond à la concentration en contaminants dans un sédiment au-delà de laquelle un effet sur les organismes vivants dans les sédiments continentaux est susceptible d'être fréquent (MacDonald et al. 1996 ; Swartz 1999)). Cet indicateur est utilisé pour les 8 ETM, la somme de 15 HAP congénères et la somme de 7 PCB congénères. Ces PEC sont comparées aux valeurs mesurées sur les matériaux étudiés (tableau 4.7) (la somme des HAP calculée pour nos matériaux prend en compte 16 HAP congénères). L'ensemble des matériaux étudiés ont des teneurs en CTO inférieures aux PEC et la grande majorité des matériaux ont des teneurs en ETM inférieures aux PEC. Seuls SPO (pour le Cu et le Zn), CLA (pour le Ni) et CLACo (pour le Cu) ont des teneurs supérieures aux PEC, signifiant qu'ils sont susceptibles d'avoir des effets sur les organismes vivants dans les sédiments.

Pour confirmer le faible risque présenté par les matériaux pour les organismes vivants, des tests d'écotoxicité ont été réalisés. Bien que l'évaluation de l'écotoxicité des sédiments continentaux ne soit pas couverte par une méthode d'évaluation ayant un statut réglementaire, une batterie de tests dédiés aux sédiments continentaux et marins proposée par le groupe de travail « Sédiments » du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer MEEDDM (2009) est couramment utilisée (Mouvet, 2013). Le rapport de l'INERIS (2016) précise la démarche ainsi que le protocole à suivre pour déterminer si un sédiment est dangereux au titre de la propriété de danger (Hazardous Property) HP 14 de la classification réglementaire des déchets (Annexe 4.3). Ce protocole a été appliqué au cinq matériaux purs (TV, TAC, STA, SPO et CLA) utilisés dans le dispositif *in situ*.D'après le tableau 4.8, aucun matériau étudié ne peut être considéré comme non écotoxique après la première étape car les limites de détection (0.11 mg kg^{-1}) utilisées pour mesurer les teneurs en Hg sont trop élevées par rapport au seuil de 0.001 mg kg^{-1} du protocole du MEEDDM.

Tableau 4.7 : Comparaisons des teneurs en 8 ETM, de la somme de 16 HAP et de 7 PCB mesurées dans les matériaux avec les PEC proposée par MacDonalds et al. 2000

	ETM totaux (mg kg^{-1})									CTO totaux (mg kg^{-1})	
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Σ 16 HAP	Σ 7 PCB
TV	4.01	<0.11	16.50	3.20	<0.11	4.70	18.80	<0.5	20.50	<0.211	<0.007
TAC	9.2	0.43	54.00	25.50	<0.11	39.00	21.70	0.8	152.00	<0.281	<0.007
STA	24.2	0.52	26.10	17.50	<0.11	22.10	45.70	0.6	138.00	8.8	<0.007
SPO	13.6	0.66	23.50	**205.00**	0.41	15.10	72.10	<0.5	**550.00**	<0.15	<0.007
CLA	16.6	<0.11	24.70	36.10	<0.11	**52.40**	19.60	<0.5	86.00	<0.039	<0.007
TVCo	4.24	0.04	14.79	5.62	<0.11	4.60	18.10	0.02	31.37	0.28	<0.007
TACCo	9.15	0.41	43.30	25.82	<0.11	30.58	23.00	0.64	146.30	0.54	<0.007
STACo	20.84	0.48	23.27	19.02	<0.11	18.86	41.24	0.51	134.34	10	<0.007
SPOCo	11.48	0.55	19.66	**162.01**	0.32	12.48	58.73	0.02	440.64	<0.159	<0.007
CLACo	13.61	0.03	20.28	30.29	<0.11	40.91	17.62	0.02	78.66	<0.135	<0.007
PEC	33	4.98	111.00	149.00	1.06	48.60	128.00	ND	459.00	22.8	0.68

Tableau 4.8 : Teneurs des dix paramètres faisant l'objet d'une valeur seuil « S1 » pour l'évaluation de la propriété HP 14 des quatre sédiments purs et de TV

mg kg^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	Seuils S1 protocole HP14 (MEEDDM, 2009)
As	4.01	9.2	24.2	12	16.6	30
Cd	0	0.43	0.52	0.4	0	2
Cr	16.5	54	26.1	34.5	24.7	150
Cu	3.2	25.5	17.5	27.7	36.1	100
Hg	**<0.11**	**<0.11**	**<0.11**	**<0.05**	**<0.11**	1
Ni	4.7	39	22.1	48.7	**52.4**	50
Pb	18.8	21.7	45.7	23.5	19.6	100
Zn	20.5	152	138	80	86	300
Σ 16 HAP	<0.211	<0.281	8.8	<0.15	<0.039	22.8
Σ 7 PCB	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	0.68

De plus la teneur en Ni de CLA est supérieure au seuil S1 fixé. Il est donc nécessaire de réaliser les tests biologiques prévus dans l'étape 2 du protocole pour estimer l'écotoxicité terrestre et aquatique des matériaux.

Les résultats des neuf tests biologiques réalisés sur cinq organismes vivants différents sont présentés dans le tableau 4.9. Les cinq matériaux présentent des concentrations efficaces (CE) en éluat ou matériau solide provoquant un effet (immobilisation, inhibition de la luminescence, inhibition de la croissance ou inhibition de la germination) après un temps t (allant de 5 min à 21 jours, suivant les tests) systématiquement supérieures aux seuils fixés par le protocole du MEEDDM (2009). Pour chaque test, chaque matériau testé est non écotoxique, ce qui induit que **les cinq matériaux testés sont non écotoxiques** au regard de la propriété HP 14 de la classification réglementaire des déchets (INERIS, 2016).

Tableau 4.9 : Résultats des tests biologiques d'écotoxicité réalisés sur TV, TAC, STA, SPO et CLA. CE 50i - 24h= concentration en éluat qui en 24h immobilise 50 % des *Daphnia magna* ; CE 50 - t min = concentration en éluat qui en t min inhibe 50 % de la luminescence de *Vibrio fisheri* ; CE 20 - 48 h = concentration en éluat inhibant 20 % de la croissance de la population des *Brachionus Calyciflorus* au bout de 48 h ; CE 50 - t jours = concentration en éluat qui en t jours inhibe la germination et la croissance d'*Avena* sativa et *Brassica rapa*. *Pour TAC, SPO et CLA, la CE 50 - 21j *Bassica rapa* a été déterminée à 84.5 %, 96 % et 96.3 %, respectivement. Pour TV et STA, elle est à 100 %.

Milieu testé	Type de test	Organismes testés	Descripteur toxicologique	Seuils MEEDDM "non écotoxique si :"	Résultats	Conclusion par test		Conclusion générale	
						Non écotoxique	Ecotoxique	**Non écotoxique**	Ecotoxique
Eluat de lixiviation	Toxicité aigüe	*Daphnia magna*	CE 50i - 24 h	> 10 %	Sans effet à 100 %	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/
		Vibrio fisheri	CE 50 - 5 min	> 10 %	> 45 %	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
			CE 50 - 15 min		> 45 %	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
			CE 50 - 50 min		> 45 %	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
	Toxicité chronique	*Brachionus Calyciflorus*	CE 20 - 48 h	> 1 %	Sans effet à 100 %	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
Sédiment centrifugé	Toxicité aigüe	*Avena sativa*	CE 50 - 7 jours	> 10 %	100%	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/
			CE 50 - 21 jours		100%	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
		Brassica rapa	CE 50 - 7 jours		100%	**TV, TAC, STA, SPO, CLA**	/		
			CE 50 - 21 jours		> 84 %	**TV*, TAC*, STA*, SPO*, CLA***	/		

2 Transferts de contaminants dans l'environnement

Le dispositif *in situ* de sols construits (TV, TAC, STA, SPO, CLA et leurs mélanges respectifs) en bacs lysimétriques a permis d'estimer les éventuels transferts de contaminants dans l'environnement. La principale cible environnementale identifiée atteignable par les éventuels contaminants est la masse d'eau souterraine localisée à l'aplomb des sols. La voie principale de transfert serait donc la percolation des eaux de pluie et d'irrigation depuis la surface vers la masse d'eau souterraine pouvant entrainer la lixiviation des contaminants. Les transferts de contaminants par ruissellement et par voie éolienne ont été estimés négligeables car les sols construits ont été végétalisés dès leur installation (densité de semis élevée : 200 kg de graine ha^{-1}). Enfin le transfert de contaminants vers la biomasse végétale (*Lolium perenne* semé) n'a pas été mesurée au regard des faibles concentrations en contaminants à l'état initial et à la faible capacité de bioaccumulation des parties aériennes de *Lolium perenne*, même développé sur des sols très contaminés en Cd, Pb et Zn (Bidar et al., 2007 ; Bidar et al., 2009).

2.1 Tests réglementaires de lixiviation

A l'état initial, les quantités de contaminants lixiviés à l'eau ont été déterminées pour les dix matériaux utilisés dans le dispositif *in situ* suivant la norme NF EN 12457-2 (AFNOR, 2002) relative à la caractérisation des déchets fragmentés (< 4 mm) et des boues. Les teneurs de 12 ETM, en chlorures, fluorures, sulfates, carbone organique total (COT) ainsi que l'indice phénols et la fraction soluble ont été mesurés et comparés aux valeurs limites de l'arrêté du 12/12/2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations de stockage de déchets inertes (JORF, 2014) (tableau 4.10).

Tous les sédiments, leurs mélanges et TVCo ont des teneurs en ETM sur éluat inférieures aux seuils imposés par l'arrêté du 12/12/2014. En revanche TV a une teneur en Pb (7.97 mg kg^{-1}) et en Sb (0.2 mg kg^{-1}), respectivement 16 fois et 3 fois supérieure à celles de l'arrêté. TV n'est donc pas un « déchet » inerte, bien qu'elle soit conforme à la norme supports de culture (NF U44-551).

Les teneurs en chlorures et en fluorures ainsi que l'indice phénols des dix matériaux sont toutes sous les seuils de l'arrêté. Les teneurs en COT de TVCo (580 mg kg^{-1}) et de TACCo (650 mg kg^{-1}) sont 16 % et 30 % plus élevées que la valeur seuil, respectivement. Toutefois, ces matériaux ont des teneurs en CTO très faibles (§ 1.1) et ont été intentionnellement amendés en compost de déchets verts riche en MO. Il est donc très probable que le COT détecté soit issu du pool de MO d'origine naturelle des matériaux.

La fraction soluble de SPOCo (5960 mg kg^{-1}) est 1.5 fois supérieure à celle de la limite (4000 mg kg^{-1}). Cependant, l'arrêté du 12/12/2014 précise que si la valeur de fraction soluble n'est pas respectée mais que celles associées aux chlorures et aux sulfates le sont, alors le matériau est conforme aux critères d'admission déchet inerte, ce qui est le cas de SPOCo. La fraction soluble de CLACo (4980 mg kg^{-1}) est supérieure à la valeur seuil de 24.5 %, mais sa teneur en sulfates (1060 mg kg^{-1}) est 6 % plus élevée que la valeur seuil, ce qui induit que CLACo ne peut pas être considéré comme un déchet inerte.

Tableau 4.10 : Paramètres mesurés sur éluat après lixiviation suivant la norme NF EN 12457-2 des dix matériaux initiaux, comparés aux seuils déchets inertes de l'arrêté du 12/12/2014 et des seuils environnementaux permettant de justifier l'utilisation d'un matériau en technique routière (Cerema, 2015)

mg kg^{-1}	Méthode d'analyse	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo	Seuil "déchet inerte" arrêté du 12/12/2014	Seuil usage 3 technique routière (Cerema, 2015)
As	NF EN ISO 11885 / NF EN 16192	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.5	0.6
Ba		0.47	0.93	1.15	0.21	0.21	0.41	0.49	0.45	0.43	0.33	20	25
Cd		<0.002	0.003	0.029	<0.002	0.003	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.04	0.05
Cr		<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.5	0.6
Cu		0.45	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.26	<0.20	2	3
Hg		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	0.03
Mo		<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.5	0.6
Ni		<0.10	<0.10	0.29	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.4	0.5
Pb		**7.97**	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.17	<0.10	<0.10	0.14	<0.10	0.5	0.6
Sb		**0.2**	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	**0.009**	0.007	<0.005	0.06	0.08
Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.1	0.1
Zn		<0.20	<0.20	4.09	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.35	<0.20	<0.20	4	5
Chlorures	NF EN 16192 / NF EN ISO 15682	68.5	30.1	45.1	15	19.6	167	201	235	115	97.6	800	1000
Fluorures	NF T 90-004 / NF EN 16192	<5.00	<5.07	<5.00	<5.00	<5.05	<5.07	<5.01	<5.00	<5.00	<5.00	10	13
Sulfates	NF EN 16192 / NF T 90-040	212	451	338	420	935	235	406	409	646	**1060**	1000	1300
Indice phénol	NF EN ISO 14402 / NF EN 16192	<0.50	<0.51	<0.50	<0.50	<0.51	<0.51	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	1	ND
COT	NF EN 1484 / NF EN 16192	200	170	92	<50	<51	**580**	420	**650**	450	240	500	60000
Fraction soluble	NF T 90-029 / NF EN 16192	3370	3990	2370	<2000	2870	5710	2580	3330	**5960**	**4980**	4000	ND

TAC, STA, SPO, CLA et TACCo peuvent être considérés comme des déchets inertes du point de vue des paramètres mesurés sur éluat.
Mise à part TV, seuls des mélanges (TVCo, STACo, SPOCo et CLACo) possèdent au moins un paramètre au-dessus des seuils de l'arrêté, alors que leurs homologues purs sont conformes aux spécifications imposées. L'apport de compost en grande quantité a donc un effet négatif au regard des paramètres à mesurer sur éluat pour la qualification des matériaux en « déchet inerte ».

Au regard des seuils pour un usage de type 3 (le plus contraignant) proposés pour l'acceptabilité des matériaux alternatifs en technique routière (Cerema, 2015), seules les teneurs en Pb de TV et en Sb de TV et STACo sont supérieures aux seuils fixés (tableau 4.10). Tous les matériaux sauf TV, respectent les spécifications environnementales imposées pour l'utilisation en technique routière de type 3, c'est-à-dire en théorie pour être utilisés directement en contact avec l'environnement.

2.2 Qualité des eaux de percolation

La récupération périodique (toutes les deux semaines voire toutes les semaines en cas de fortes pluies) des percolats issus des sols construits du dispositif *in situ*, a permis de mesurer les concentrations moyennes de 12 ETM, le pH, la conductivité électrique (CE), ainsi que d'estimer les concentrations en nitrate des percolats (test semi-quantitatif : test 5-41 Visicolor ECO Nitrate (Marcherey-Nagel)).

2.2.1 ETM en solution

Les concentrations en ETM ont été mesurées sur des échantillons composites issus du regroupement des collectes de percolats effectuées sur chaque période de 3 mois à partir de t 0 mois. Sur cette période entre 4 et 6 collectes non nulles de percolats (présence de percolats) ont été effectuées. A chaque collecte, 1 % du volume total de percolat a été collecté pour chaque répétition (triplicat) de chacune des 10 modalités de sols construits. Ces échantillons, ont été mélangés pour former les échantillons composites dans lesquels les ETM ont été dosés. D'avril 2016 à juin 2016 (t 6 à t 9 mois), les faibles précipitations n'ont pas permis la collecte de suffisamment de percolats (800 mL nécessaires) pour réaliser les analyses. Les échantillons collectés ont été inclus dans l'échantillon composite de la période suivante, de juillet à septembre 2016 (t 9 à t 12 mois). Sur cette période de 6 mois, un total de 6 collectes non-nulles ont été effectuées.
Les concentrations en ETM mesurées durant les six premiers mois (périodes t 0 à t 3 mois et t 3 mois à t 6 mois) sont présentées dans le tableau 4.11. Les concentrations mesurées entre t 6 mois et t 18 mois sont présentées dans l'annexe 4.4. Pour TV, TAC, SPO, CLA, TVCo, TACCo, STACo, SPOCo et CLACo, les concentrations des 12 ETM analysés sont inférieures aux seuils « eau potable » et « eau brute » de l'arrêté du 11/01/2007 (JORF, 2007) relatif aux limites et références de qualités des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé

publique. Les percolats issus de ces sols sont donc non contaminés car ils respectent les critères de qualité de l'eau potable concernant les concentrations en ETM. Durant les deux premières trimestres (t 0 - t 3 mois et t 3 - t 6 mois), les concentrations en Cd (6.88 et 7.44 µg L^{-1}) de STA sont, respectivement, 1.4 et 1.5 fois supérieures au seuil fixé pour l'eau potable et pour l'eau brute (5 µg L^{-1}).

Tableau 4.11 : Concentrations en 12 ETM dans les percolats des dix modalités de sols construits des six premiers mois (période t 0 à t 3 mois, puis période t 3 – t 6 mois). Les concentrations sont comparées aux seuils « eau potable » et « eau brute » de l'arrêté du 11/01/2007 (JORF, 2007)

Temps (mois)	µg L^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo	Seuil "eau potable" arrêté du 11/01/2007	Seuil "eau brute" arrêté du 11/01/2007
t 0 - t 3	As	1	<1	<1	5	1	5	2	2	3	2	10	100
	Cd	0.56	0.96	**6.88**	0.11	0.17	0.3	0.2	0.21	0.2	0.14	5	5
	Cr	1	<1	<1	9	<1	5	<1	<1	<1	<1	50	50
	Cu	6	2	21	16	4	17	7	9	11	9	2000	ND
	Hg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1	1
	Ni	10	12	**86**	11	8	15	7	12	17	13	20	ND
	Pb	<1	<1	<1	10	<1	1	<1	<1	<1	<1	10	50
	Zn	240	170	910	99	210	185	160	140	270	120	ND	5000
	Sb	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	5	ND
	Ba	260	260	180	130	100	220	190	210	280	240	700	1000
	Mo	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	1	<1	ND	ND
	Se	<1	<1	<1	<1	6	1	<1	<1	<1	<1	10	10
t 3 - t 6	As	3	<1	<1	<1	<1	6	1	3	3	2	10	100
	Cd	0.33	0.63	**7.44**	0.03	0.08	0.35	0.2	0.36	0.08	0.05	5	5
	Cr	13	<1	<1	1	<1	10	1	2	<1	<1	50	50
	Cu	20	7	14	8	6	28	20	25	16	11	2000	ND
	Hg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1	1
	Ni	10	8	**80**	2	4	13	9	20	10	5	20	ND
	Pb	5	<1	<1	<1	<1	4	<1	<1	<1	<1	10	50
	Zn	170	110	1030	55	28	470	130	52	66	200	ND	5000
	Sb	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	5	ND
	Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	700	1000
	Mo	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1	<1	3	2	ND	ND
	Se	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	1	<1	<1	10	10

Durant les deux premiers trimestres (t 0 - t 3 mois et t 3 - t 6 mois), les concentrations en Ni (86 et 80 µg L^{-1}) de STA sont, respectivement, 4.3 et 4 fois supérieures au seuil fixé pour l'eau potable (20 µg L^{-1}) (tableau 4.10). Cet ETM n'étant pas pris en compte pour évaluer la qualité des eaux brutes (Annexe II de l'arrêté du 11/01/2007). Après t 6 mois et jusqu'à t 18 mois, aucune concentration d'ETM n'a été mesurées supérieures aux seuils de potabilité de l'eau pour les dix modalités de sols construits. Les percolats issus de ces sols sont donc non contaminés en ETM.

2.2.2 pH, conductivité électrique et concentration en nitrates

pH

Le pH des percolats issus de TV, TAC, SPO et CLA fluctue au cours du temps mais reste compris globalement entre 6.5 et 8 (figure 4.6). A titre de comparaison, l'eau potable doit avoir un pH compris entre 6.5 et 9 (JORF, 2007). Durant les 4 premiers mois, le pH des percolats de STA varie fortement (entre 7.09 et 4.66) puis se stabilise et augmente jusqu'à t 18 mois pour atteindre un pH proche de 7.5. L'apport de compost dans les matériaux purs (figure 4.7) tamponne le pH qui fluctue moins au cours du temps et est strictement compris entre 6.5 et 8.1.

Les percolats de SPO, CLA SPOCo et CLACo ont des pH qui reflètent leurs propriétés chimiques et notamment la présence de carbonates de calcium (chapitre 5). Toutefois, la présence de 30 cm de gravier drainant partiellement calcaire sous les sols construits, modifie le pH des percolats des matériaux acides : TV, TAC et STA (Chapitre 5).

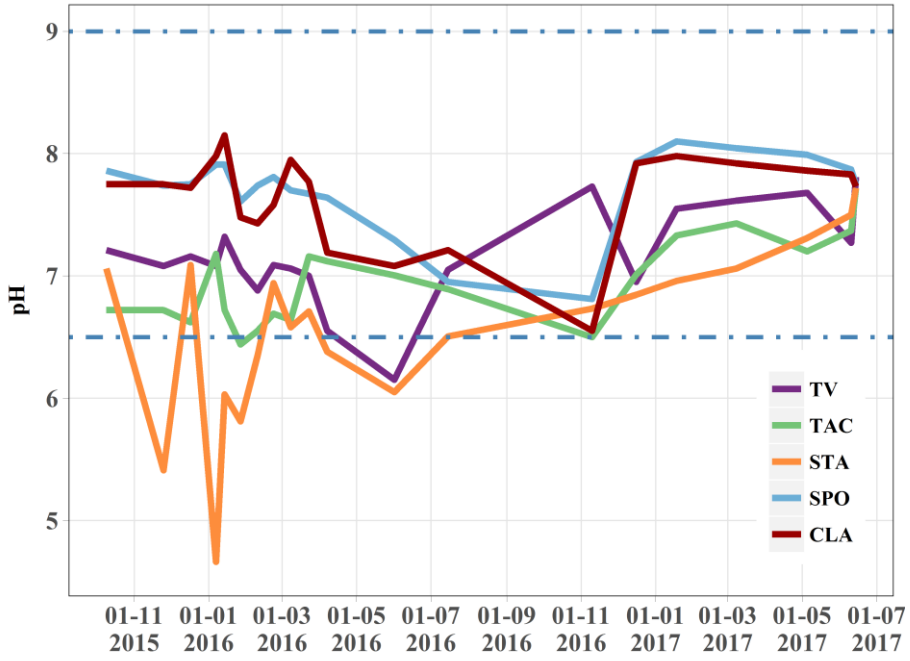


Figure 4.6 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) du pH dans les percolats issus des sols construits à partir des matériaux purs. Les seuils 6.5 et 9 sont, respectivement, la valeur de pH basse et haute entre lesquelles une eau potable destinée à la consommation humaine doit se situer (JORF, 2007)

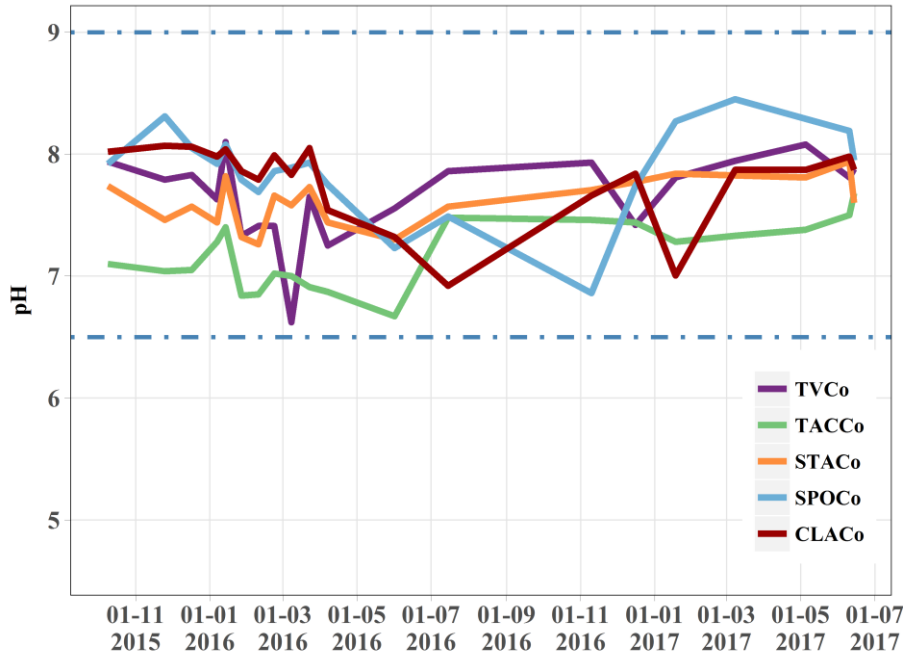


Figure 4.7 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) du pH dans les percolats issus des sols construits à partir des mélanges matériaux-compost. Les seuils 6.5 et 9 sont, respectivement, la valeur de pH basse et haute entre lesquelles une eau potable destinée à la consommation humaine doit se situer (JORF, 2007)

Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) des percolats issus des sols construits à partir de TV, TAC, STA et SPO suivent la même tendance (figure 4.8). Durant les 3 premiers mois de l'expérimentation (octobre à décembre 2015), CE augmente pour atteindre des valeurs importantes comprises entre 1809 µS cm^{-1} (TV) et 2330 µS cm^{-1} (STA). A titre de comparaison, ces valeurs sont toutes au-dessus du seuil maximal de 1000 µS cm^{-1} fixé pour l'eau potable (JORF, 2007). Puis les valeurs de CE diminuent durant les deux mois suivants pour se stabiliser jusqu'à t 18 mois. Après le pic des 3 mois, CE est compris entre 100 et 1100 µS cm^{-1}. Un pic est également visible sur le suivi de CE de CLA (figure 4.7). Il est plus fort que celui des autres matériaux purs (2680 µS cm^{-1}, le 27 janvier 2016) et intervient un mois après celui des autres modalités. De plus un second pic (le pic des 15 mois), moins important (1997 µS cm^{-1}) est enregistré entre janvier et mai 2017.

La conductivité électrique des percolats des modalités avec compost suit le même schéma que CLA mais les pics enregistrés sont d'amplitudes différentes (figure 4.8). Le pic des 3 mois est plus intense pour SPOCo (2310 µS cm^{-1}) et pour CLACo (3180 µS cm^{-1}) que pour SPO (1958 µS cm^{-1}) et CLA (2680 µS cm^{-1}), respectivement (figure 4.9), mais il est moins intense pour TV, TAC et STA. Un pic vers 15 mois, d'amplitude bien moins importante (maximum : 1141 µS cm^{-1} pour CLACo), est visible pour toutes les modalités. Il semble que la conductivité électrique des percolats augmente en période hivernale, où les sols sont plus à même à être à la capacité au champ sous un climat Angevin et où les cumuls mensuels de précipitations sont plus importants (annexe 4.5).

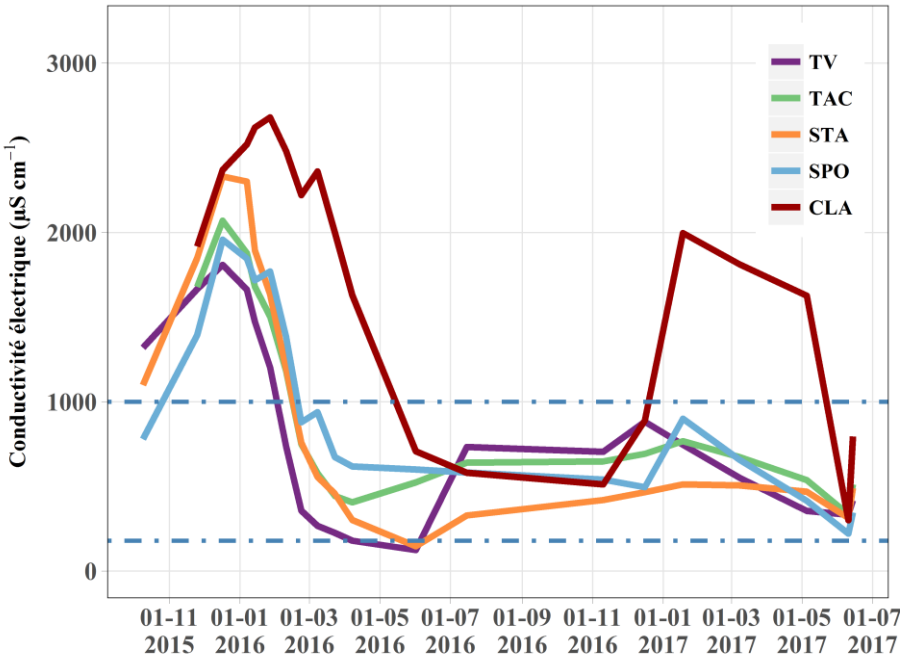


Figure 4.8 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la conductivité électrique dans les percolats issus des sols construits à partir des matériaux purs. Les seuils 180 µS cm^{-1} et 1000 µS cm^{-1} sont, respectivement, la valeur de CE basse et haute entre lesquelles une eau potable destinée à la consommation humaine doit se situer (JORF, 2007)

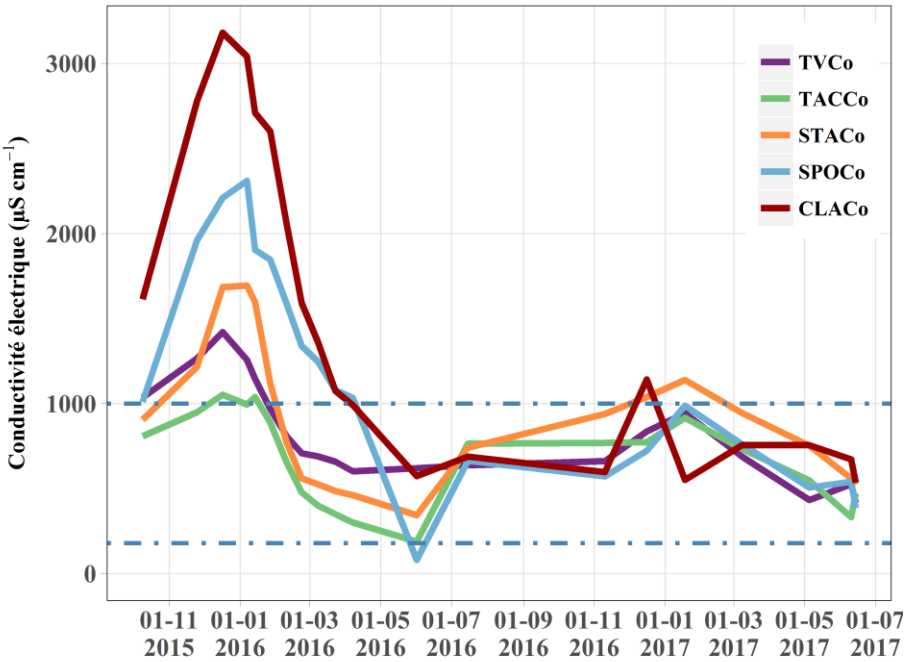


Figure 4.9 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la conductivité électrique dans les percolats issus des sols construits à partir des mélanges matériaux-compost. Les seuils 180 µS cm^{-1} et 1000 µS cm^{-1} sont, respectivement, la valeur de CE basse et haute entre lesquelles une eau potable destinée à la consommation humaine doit se situer (JORF, 2007)

Nitrates

La concentration en nitrates dans les percolats issus des sols construits atteint un pic environ 3 mois après la mise en place des sols pour toutes les modalités, tout comme nous l'avions observé pour CE (figures 4.10 et 4.11). Cependant de fortes disparités sont visibles entre les modalités. Pour TV, TAC et STA, les concentrations en nitrates sont très importantes durant ce pic (400 mg L^{-1} pour TV et 450 mg L^{-1} pour TAC et STA). Puis à t 5 mois (mars 2016) pour TV et t 7 mois pour TAC et STA, la concentration en nitrates dans les percolats devient nulle ou inférieure à 5 mg L^{-1} jusqu'à t 18 mois. Pour les SPO, CLA, TACCo et STACo (figures 4.10 et 4.11), le même comportement est observé mais les concentrations mesurées sont moins importantes (entre 20 mg L^{-1} pour STACo et 90 mg L^{-1} pour CLA) et le pic se termine plus tôt, dès janvier 2016 (t 4 mois). Pour SPO et CLA, les concentrations en nitrates sont très faibles (entre 0 et 1.5 mg L^{-1}) durant les premiers mois, puis nulles jusqu'à t 18 mois. Ces différences entre modalités s'expliquent par les teneurs initiales en azote contrastées entre les matériaux (chapitre 5), la consommation des nitrates variable par la végétation due à un développement hétérogène selon le sédiment considéré lors des premiers mois, et par une faim d'azote occasionnée dans les mélanges matériau-compost induite par l'apport massif de compost (chapitre 7).

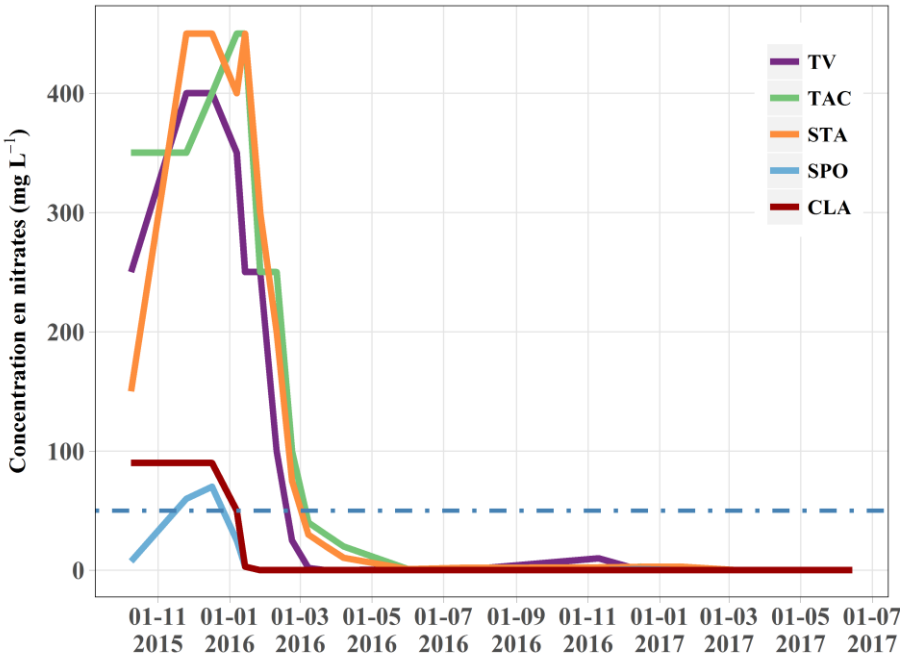


Figure 4.10 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la concentration en nitrates dans les percolats issus des sols construits à partir des matériaux purs. Le seuil 50 mg L^{-1} correspond à la concentration en dessous de laquelle une masse d'eau superficielle ou souterraine est considérée comme contaminée aux nitrates (JORF, 2015)

Le seuil de 50 mg L^{-1} indiqué sur les figures 4.10 et 4.11 indique la teneur en nitrates en-dessous de laquelle une masse d'eau superficielle ou souterraine est considérée comme non atteinte par une contamination aux nitrates d'après le décret du 05/02/2015 relatif à la désignation et à la

délimitation des zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole (JORF, 2015). Même si les sols construits étudiés ne rentrent pas dans le cadre agricole et que la réglementation sur les supports de culture (norme NF U44-551) ne prévoit rien concernant les nitrates, la comparaison avec cette référence indique que les sols construits étudiés émettent des concentrations en nitrates supérieures à ce seuil seulement durant les 3 à 6 premiers mois suivant l'installation. Néanmoins, les sédiments occasionnant le plus de relargage de nitrates dans les eaux de percolation (TAC et STA) émettent une quantité similaire de nitrates que TV.

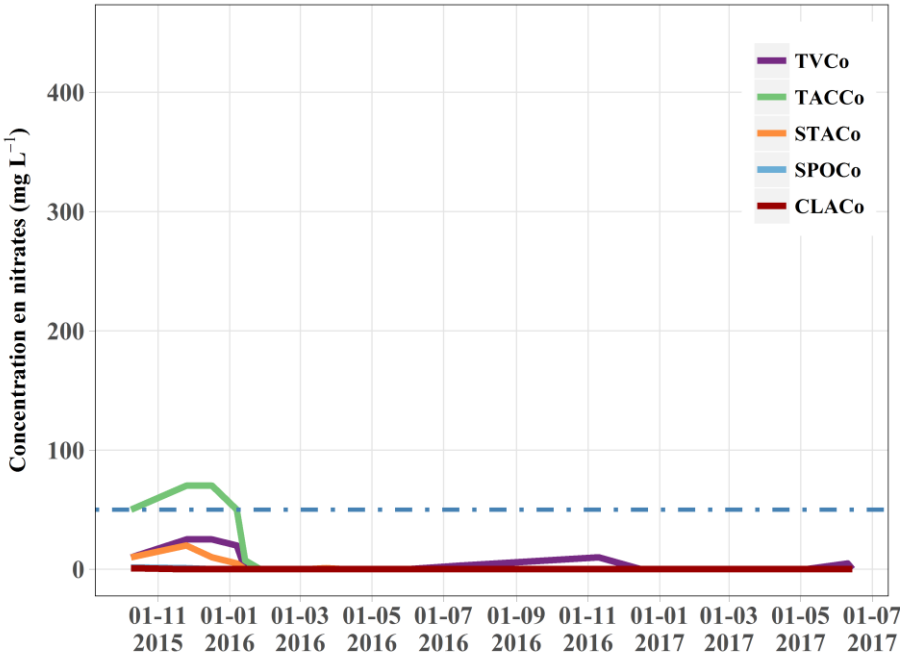


Figure 4.11 : Suivi au cours du temps (t 0 – t 18 mois) de la concentration en nitrates dans les percolats issus des sols construits à partir des mélanges materiau-compost. Le seuil 50 mg L^{-1} correspond à la concentration en dessous de laquelle une masse d'eau superficielle ou souterraine est considérée comme contaminée aux nitrates (JORF, 2015)

2.2.3 Bilan des transferts dans les eaux de percolation

Le cumul sur 18 mois des neuf principaux ETM lixiviés pour chaque modalité est présenté dans le tableau 4.12. Les quantités lixiviées sont présentées en µg d'ETM par kg de sol construit. Lorsqu'au moins une des concentrations d'un ETM donné pour une modalité donnée parmi les dates de mesure était sous le seuil de détection de la méthode d'analyse, la quantité cumulée d'ETM lixiviée sur 18 mois est comprise entre un minimum et un maximum. Le minimum fait l'hypothèse que la concentration sous le seuil de détection est nulle et le maximum fait l'hypothèse que la concentration sous le seuil de détection vaut le seuil de détection (0.5 µg L^{-1} (Cd, Hg), 1 µg L^{-1} (As, Cr, Pb,Se)). Ainsi le maximum est majorant par rapport à la réalité.

Tableau 4.12 : Cumul sur 18 mois des neuf principaux ETM lixiviés pour chaque modalité, exprimé en µg d'ETM lixivié par kg de sol construit

µg kg^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA
As	2.66	0<x<2.05	0.15<x<1.25	1.79<x<2.56	0.17<x<1.22
Cd	0.29<x<0.30	1.19<x<1.22	7.78<x<7.84	0.06<x<0.08	0.13<x<0.15
Cr	9.09	0<x<2.35	0<x<1.40	3.35<x<4.04	0<x<1.43
Cu	14.13	10.99	20.10	10.36	5.14
Hg	0<x<0.53	0<x<1.18	0<x<0.70	0<x<0.74	0<x<0.72
Ni	9.35	16.01	91.40	4.76<x<5.15	4.53
Pb	3.26<x<3.49	0<x<2.35	0<x<1.40	3.20<x<4.36	0<x<1.43
Zn	188.23	465.41	1100.30	78.21	133.61
Se	0<x<0.92	0<x<2.17	0<x<1.37	0<x<1.18	1.05<x<1.98
µg kg^{-1}	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
As	9.20	3.63	6.59	5.61	3.30
Cd	0.37<x<0.40	0.46<x<0.53	0.49<x<0.54	0.16<x<0.19	0.12<x<0.15
Cr	12.58	2.29<x<3.23	2.60<x<3.54	0<x<2.04	0<x<1.99
Cu	36.59	40.36	42.04	22.96	14.80
Hg	0<x<0.85	0<x<1.51	0<x<1.12	0<x<1.02	0<x<0.99
Ni	19.67	21.49	33.66	17.43	10.79
Pb	4.46	0<x<3.01	0<x<2.24	0<x<2.04	0<x<1.99
Zn	445.56	386.06	158.96	219.04	296.02
Se	1.51	0<x<2.61	0.85<x<1.71	0<x<1.68	0<x<1.64

Les quantités cumulées d'As, Cd, Cr, Pb, et Se lixiviées sont systématiquement inférieures à 10 µg kg^{-1} de sol construits pour toutes les modalités (sauf pour le Cr de TVCo qui atteint 12.58 µg kg^{-1} de sol construit) (tableau 4.12). Le Cu lixivié semble plus important pour les mélanges avec du compost mais il reste faible après 18 mois, entre 5.14 µg kg^{-1} de sol construits (CLA) et 42.04 µg kg^{-1} de sol construit (STA). La quantité minimum de Hg lixivié est toujours nulle car aucune trace de Hg n'a été détectée de façon significative (supérieure au seuil de détection). Malgré la majoration induite par la méthode de calcul, la quantité maximale de Hg lixivié est très faible (<1.51 µg kg^{-1} de sol construit (TACCo)). Le Zn a été lixivié de façon plus importante que les autres ETM. Toutefois, de grandes disparités existent entre les matériaux, allant de 78.21 µg kg^{-1} de sol construit (SPO) à 1100.3 µg kg^{-1} de sol construit (STA).

Rapportées aux teneurs initiales en ETM totaux, les quantités d'ETM lixiviés au cours des 18 premiers mois sont faibles voire très faibles (tableau 4.13). TVCo est le matériau dont le Se et Zn sont les plus lixiviés (1.4 % et 6.7 % du total, respectivement). Pour tous les autres matériaux, les ETM considérés sont très peu lixiviés au cours des 18 premiers mois (<1 % du total). Ceci suggère que les ETM présents dans les sols construits sont très peu mobilisables durant les 18

premiers mois et confirme les résultats précédents quant à leur faible disponibilité potentielle et leur faible biodisponibilité.

Tableau 4.13 : Cumul sur 18 mois des neuf principaux ETM lixiviés pour chaque modalité, exprimé en % d'ETM lixivié par rapport à la teneur initiale en d'ETM totale

%	TV	TAC	STA	SPO	CLA
As	0.066	0<x<0.022	0.001<x<0.005	0.013<x<0.019	0.001<x<0.007
Cd	0.259<x<0.271	0.276<x<0.283	1.497<x<1.507	0.009<x<0.012	0.119<x<0.139
Cr	0.055	0<x<0.004	0<x<0.005	0.014<x<0.017	0<x<0.006
Cu	0.441	0.043	0.115	0.005	0.014
Hg	0<x<0.483	0<x<1.070	0<x<0.635	0<x<0.180	0<x<0.651
Ni	0.199	0.041	0.414	0.031<x<0.034	0.009
Pb	0.017<x<0.018	0<x<0.010	0<x<0.003	0.004<x<0.006	0<x<0.007
Zn	0.918	0.306	0.797	0.014	0.155
Se	0<x<0.184	0<x<0.271	0<x<0.228	0<x<0.237	0.209<x<0.396
%	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
As	0.217	0.040	0.032	0.049	0.024
Cd	0.902<x<0.987	0.112<x<0.131	0.102<x<0.113	0.030<x<0.035	0.346<x<0.423
Cr	0.085	0.005<x<0.007	0.011<x<0.015	0<x<0.010	0<x<0.010
Cu	0.651	0.156	0.221	0.014	0.049
Hg	0<x<0.770	0<x<1.369	0<x<1.020	0<x<0.320	0<x<0.903
Ni	0.427	0.070	0.178	0.140	0.026
Pb	0.0247	0<x<0.013	0<x<0.005	0<x<0.003	0<x<0.011
Zn	1.420	0.264	0.118	0.050	0.376
Se	6.66	0<x<0.407	0.167<x<0.335	0<x<8.381	0<x<8.181

3 Conclusions

A l'état initial, les matériaux étudiés qui ont servi à la construction des sols étudiés présentent des teneurs en composés traces organiques (indice hydrocarbures C10-C40, HAP, PCB, BTEX) souvent inférieures aux seuils de détection des méthodes d'analyse utilisées et systématiquement inférieures aux seuils fixées par l'arrêté du 12/12/2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516 et 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées (JORF, 2014). Les matériaux utilisés peuvent donc être considérés comme non contaminés du point de vue des CTO. Les teneurs en carbone organique total (COT) d'un sédiment pur (TAC) et de trois mélanges (TVCo, TACCo et STACo) sont supérieures au seuil « déchet inerte » prévu par l'arrêté du 12/12/2014. Toutefois, ce carbone est issu de la matière organique naturelle issue de la dégradation des tissus organiques des organismes vivants contenue dans les sédiments. Cela est d'autant plus marqué pour les mélanges matériau-compost

dont leur teneur en matière organique a été intentionnellement et artificiellement élevée par apport de compost à des fins agronomiques. Les sols construits à partir de ces matériaux TAC, TVCo, TACCo et STACo ne peuvent pas être considérés comme inertes mais ne sont pas contaminés en CTO pour autant.
Le compost de déchets verts utilisé pour augmenter la granulométrie des sols ainsi que leur teneur en matière organique à des fins agronomiques respecte sans surprise les conditions environnementales fixées par la norme « amendements organiques » NF U44-051 à laquelle il est rattaché en termes de CTO et d'ETM. Il remplit également les spécifications concernant les critères microbiologiques (absence d'œufs d'helminthes viables dans 1.5 g et absence de Salmonella dans 1 g de compost) et les critères inertes et impuretés (<0.3 % MS de films plastiques + polystyrène expansé > 5 mm ; <0.8 % MS d'autres plastiques > 5 mm ; <2.0 %MS de verres et métaux > 2mm).

TV, TAC, STA, SPO, TVCo, TACCo, STACo, SPOCo et CLACo ont des teneurs initiales en ETM totaux inférieures aux seuils fixées par la norme NF U44-551 relative aux supports de culture. Ils pourraient donc être utilisés pour la construction de sol au regard des spécifications environnementales.

CLA et FLU ont une teneur en Ni (52.4 mg kg^{-1} et 56 mg kg^{-1}, respectivement) supérieure à celle prévue par la norme NF U44-551 (50 mg kg^{-1}) mais ce dépassement est minime (4.8 % et 12 %, respectivement). De plus, ces teneurs en Ni sont comprises dans la gamme de valeurs ordinaires (de 2 à 60 mg kg^{-1}) des sols français (Baize, 2000), ce qui suggère que le Ni présent provient du fond géochimique local. Enfin, pour CLA (FLU n'a pas été analysé car non utilisé pour le dispositif *in situ*), Ni est très peu échangeable (1.2 % du Ni total), très peu potentiellement biodisponible (< 0.003 % du Ni total) et très peu biodisponible (< 0.2 % du Ni total). De plus, seuls 0.009 % du Ni total (soit 4.53 µg kg^{-1}) ont été lixiviés au cours des 18 premiers mois après l'installation. Tous ces résultats convergent pour affirmer que le Ni présent dans CLA est principalement localisé dans la phase cristalline des minéraux qui le composent et est très peu mobile, renforçant l'hypothèse d'une origine naturelle du Ni.

STA a une valeur en As total (24.2 mg kg^{-1}) supérieure à la valeur fixée par la norme « amendements organiques » NF U44-051 (18 mg kg^{-1}). Ce seuil a été utilisé comme référence en l'absence de seuil proposé par la norme « supports de culture ». Toutefois, la teneur en As de STA est comprise dans la gamme de valeurs (1 à 25 mg kg^{-1}) couramment observées dans les sols français par Baize (2000). De plus, l'As est très peu mobile car seulement <0.005 % de l'As total (<1.25 µg kg^{-1}) n'a été lixivié durant les 18 premiers de l'expérimentation. L'As présent dans STA est principalement situé dans sa phase cristalline et est peu mobilisable, suggérant également une origine naturelle de cet élément (Fond géochimique local (Bretagne)).

Les résultats des teneurs en ETM sur éluat après lixiviation normée (NF EN12457-2) sont cohérents avec les faibles disponibilités des ETM dans les matériaux. Seul TV a une teneur en Pb

et en Sb supérieure aux seuils fixés par l'arrêté du 12/12/2014 permettant l'admission des matériaux en installation de stockage de déchets inertes. D'après cela, les neufs autres matériaux peuvent être considérés comme inertes au regard des critères ETM. Les teneurs en sulfates de CLACo, en COT de TVCo et STACo ainsi que les fractions solubles de SPOCo et CLACo ne respectent pas les seuils « déchet inerte ». Cependant ils respectent nettement les seuils proposés pour l'acceptabilité des matériaux alternatifs en technique routière (SETRA, 2011). Pour résumer, tous les matériaux sauf TV respectent les spécifications environnementales imposées pour l'utilisation en technique routière de niveau 1, c'est-à-dire en théorie pour être utilisés directement en contact avec l'environnement et non revêtu ou recouvert.

La faible mobilité des ETM est confirmée par les tests d'écotoxicité réalisés sur les matériaux initiaux et dont les conclusions sont unanimes : les matériaux utilisés pour la construction de sol sont non écotoxiques.

D'après tous ces éléments, on peut conclure que les matériaux utilisés ne sont pas contaminés en CTO ni en ETM. La présence d'ETM se cantonne à la phase cristalline de certains sédiments les rendant très peu mobiles et suggérant que les ETM présents ne proviennent pas d'une contamination anthropique mais plutôt du fond géochimique naturel du bassin versant d'où proviennent les sédiments. Ces conclusions sont en accord avec Brochier et al. (2016) qui montrent que près de 80 % des sédiments de retenues hydroélectriques gérées par d'EDF sont considérés inertes et conformes aux seuils de la norme supports de culture.

CHAPITRE 5 : Evaluation de la fertilité chimique et biologique des sols construits

L'objectif principal de ce chapitre est d'évaluer la fertilité chimique et biologique des sols construits dans le dispositif *in situ* des bacs lysimétriques. Cette évaluation s'appuie sur l'analyse et l'interprétation des résultats des principaux paramètres chimiques et biologiques mesurés à l'état initial et avec un pas semestriel durant les 18 mois d'expérimentation. L'intérêt est de mettre en évidence les propriétés des sédiments adaptées au support de végétation mais également les points pouvant potentiellement présenter des obstacles au développement végétal (carences, excès, toxicité…). De plus, la comparaison entre les données issues des sols construits à partir de matériaux purs avec celles issues des sols amendés en compost de déchets verts permet d'estimer les bénéfices et les inconvénients d'un tel amendement sur les différents paramètres étudiés.

Le deuxième objectif de ce chapitre est de présenter l'ensemble des paramètres chimiques et biologiques des sols construits susceptibles d'être impliqués dans les principaux phénomènes de pédogenèse des Technosols, tels que la mise en place d'une structure via l'agrégation.

1 Contexte chimique

1.1 pH et conductivité électrique

L'évolution du pH_{eau} des dix modalités de sols construits dans le dispositif in situ est présentée dans la figure 5.1. A t 0 mois, le pH des matériaux purs est contrasté. TV (6.2), TAC (6.0) et STA (6.9) ont un pH acide alors que SPO (7.2) at CLA (8.7) ont un pH basique. CLA a un pH supérieur au seuil de 8.5 au-delà duquel certains nutriments comme le Fe (Colombo et al., 2013) ou le phosphore (Devau et al., 2009) deviennent peu disponibles pour les plantes. L'apport de compost (pH_{eau} = 6.0) entraine une diminution du pH d'une unité environ de SPO et de CLA, ramenant le pH de CLA dans la gamme de pH favorable au développement des plantes (SPOCo (6.3) et de CLACo (7.3)) (Hanks et Lewandowski, 2003). Pour les autres matériaux, le pH varie peu après l'apport de compost (TVCo (5.8), TACCo (6.3) et STACo (6.9)).

Après les 18 premiers mois, le pH de TV (5.1), TAC (4.9) et STA (4.6) diminue d'environ une unité passant sous le seuil de 5.5, défavorable au développement des plantes car susceptible de limiter l'absorption de certains éléments nutritifs comme le phosphore (Watson et al., 2014) mais aussi d'occasionner une toxicité aluminique due à la dissolution de certains composés aluminiques (phyllosilicates, oxy-hydroxydes…) (COMIFER, 2009 ; Watson et al., 2014). Pour SPO et CLA, le pH semble se stabiliser autour de 8.2 à t 18 mois. Le compost tamponne le pH de ces mélanges qui évolue peu au cours du temps. A t 18 mois, deux groupes se distinguent : les mélanges acides (TVCo (6.7), TACCo (6.2) et STACO (6.4)) et les mélanges basiques (SPOCo (7.9) et CLACo (7.9)). Tous les mélanges ont un pH compris entre 5.5 et 8.5, indiquant que l'apport de compost améliore le pH de TV, TAC et STA à t 18 mois pour le développement des plantes.

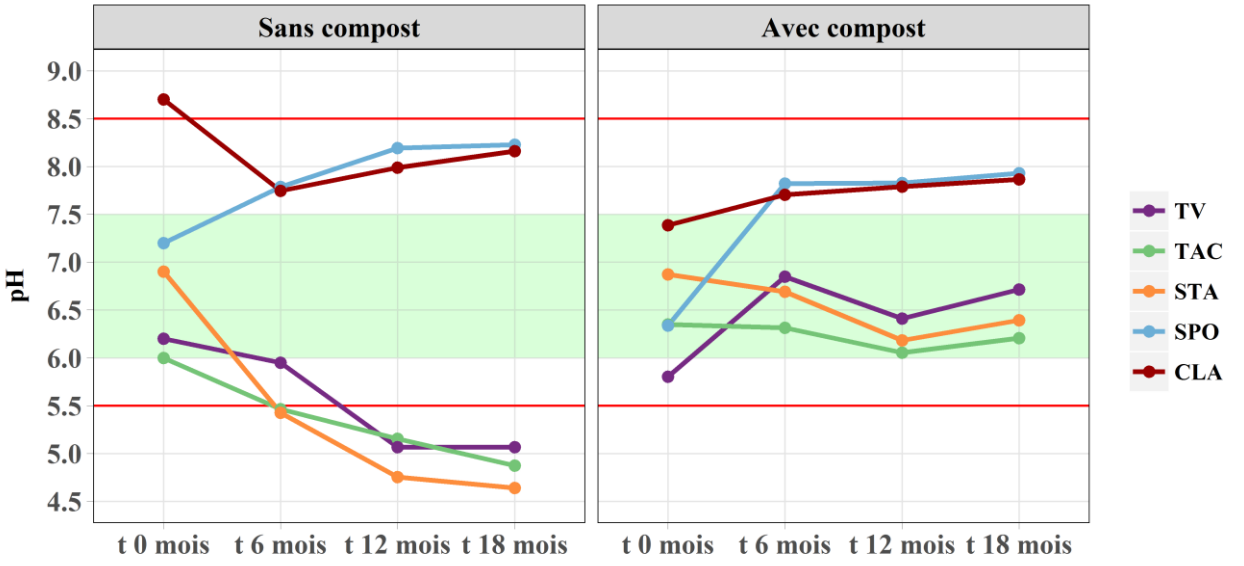


Figure 5.1 : Evolution au cours des 18 premiers mois du pH_{eau} des différentes modalités de sols construits dans le dispositif *in situ*. La gamme de pH (de 6.0 à 7.5) est la gamme optimale pour les sols utilisés pour les aménagements paysagers d'après Hanks (2003)

A t 0 mois, la conductivité électrique (CE) des matériaux purs est comprise entre 110 µS cm^{-1} (STA) et 820 µS cm^{-1} (CLA) (240 µS cm^{-1} pour TV) (figure 5.2). TAC, SPO et CLA ont une CE supérieure au seuil de 500 µS cm^{-1} proposé par Durand (1983) au-delà duquel une diminution du rendement des cultures très sensibles au sel est observée. Toutefois, dès t 6 mois, la CE de ces matériaux diminue et atteint des niveaux similaires à ceux des autres matériaux, sous ce seuil. A t 18 mois, la CE des matériaux purs est comprise entre 85 µS cm^{-1} (TV) et 183 µS cm^{-1} (CLA). L'apport de compost (464 µS cm^{-1}, à t 0 mois), impacte peu la CE des matériaux. TACCo (533 µS cm^{-1}) et CLACo (676 µS cm^{-1}) ont une CE supérieure au seuil de 500 µS cm^{-1}. Toutefois, comme pour les matériaux purs, la CE des mélanges diminue dès t 6 mois pour se stabiliser sous 250 µS cm^{-1}. A t 18 mois, la CE des mélanges est comprise entre 155 µS cm^{-1} (TACCo) et 224 µS cm^{-1} (CLACo).

Globalement, la conductivité électrique des matériaux purs et des mélanges peut être qualifiée de « non salée » d'après Durand (1983) et n'a donc pas d'influence négative sur le développement végétale. De plus elle est inférieure à 250 µS cm-1, seuil en deçà duquel Hanks et Lewandowski (2003) considèrent la conductivité adaptée aux sols utilisés pour construire des aménagements paysagers.

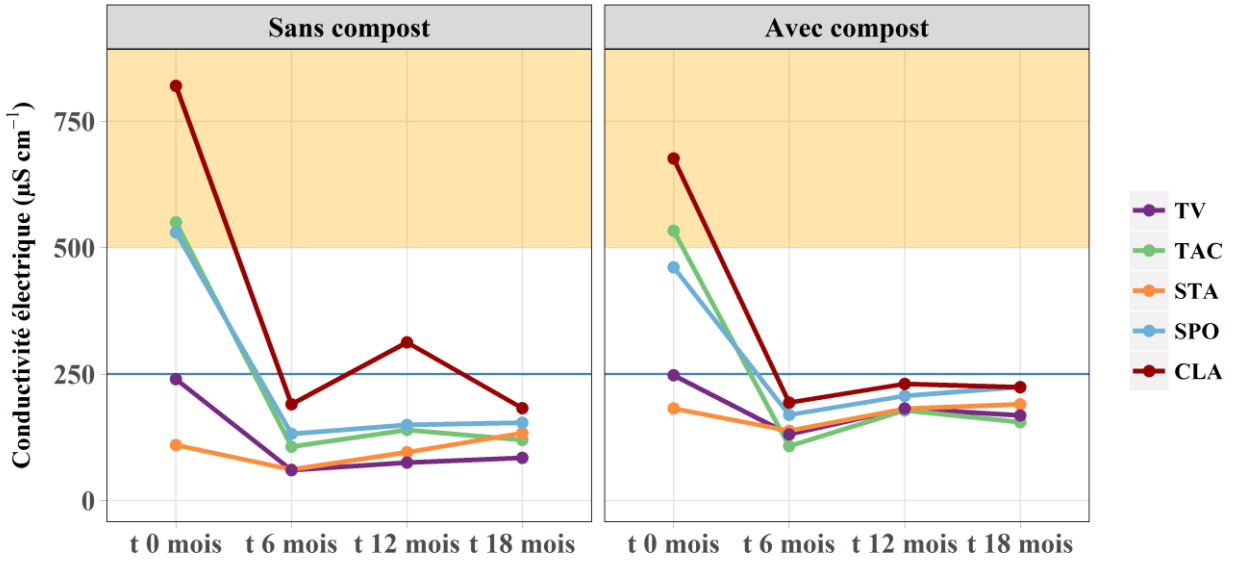


Figure 5.2 : Evolution au cours des 18 premiers mois de la conductivité électrique des différentes modalités de sols construits dans le dispositif *in situ*. Le seuil de 500 µS cm^{-1} correspond au seuil en-deçà duquel le sol est qualifié de « non salé » et au-delà duquel, il est qualifié de « légèrement salé » par Durand (1983). Le seuil de 250 µS cm^{-1} correspond au seuil en deçà duquel Hanks (2003) considère le sol comme adapté au support de végétation en vue de son utilisation en aménagement paysager.

1.2 Capacité d'échange cationique

L'évolution de la capacité d'échange cationique (CEC) au cours des 18 premiers mois est présentée dans la figure 6.3. A t 0 mois, la CEC des matériaux purs est très contrastée. TV (6.7 méq $100g^{-1}$), STA (11.6 méq $100g^{-1}$), SPO (2.2 méq $100g^{-1}$) et CLA (1.1 méq $100g^{-1}$) ont une

CEC faible (< 12 méq $100g^{-1}$), voire très faible d'après Damas et Coulon (2016). TAC (29.7 méq $100g^{-1}$) a une CEC élevée (Damas et Coulon, 2016). Au cours du temps, la CEC des matériaux purs reste constante. L'apport de compost entraine une augmentation systématique de la CEC qui n'évolue pas au cours du temps. A t 18 mois, la CEC des mélanges est supérieure de 42 %, 22 %, 67 %, 188 % et 216 % pour TVCo, TACCo, STACo, SPOCo et CLACo, respectivement, par rapport à celle de leurs homologues sans compost. Grâce à cette augmentation, la CEC de STACo est considérée comme modérée et celle de TV est proche du seuil de 12 méq $100g^{-1}$.

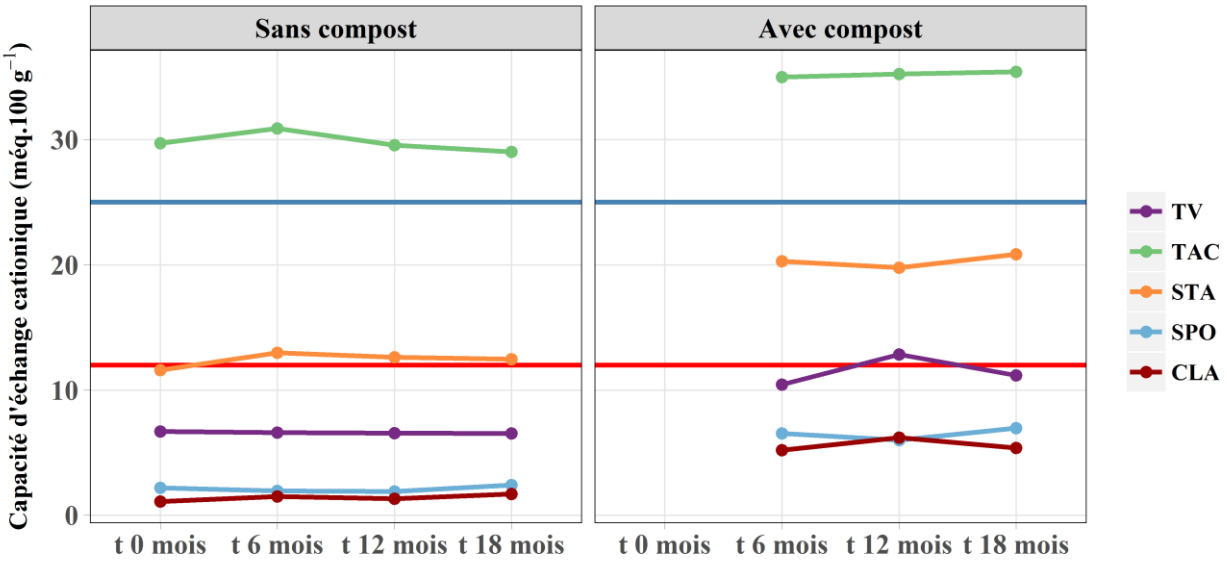


Figure 5.3 : Evolution au cours des 18 premiers mois de la capacité d'échange cationique des différentes modalités de sols construits dans le dispositif *in situ*. Le seuil de 12 méq 100 g^{-1} correspond au seuil en-deçà duquel la CEC est considérée comme faible et le seuil de 25 méq 100 g^{-1} correspond au seuil au-delà duquel la CEC est considérée comme élevée d'après Damas et Coulon (2016)

Les CEC de TV est proche de la saturation (93 %) à t 0 mois et est principalement occupée par des cations Ca^{2+} et Mg^{2+} (figure 5.4). Son taux d'occupation diminue au cours du temps (70 % à t 18 mois) tout en restant dominée par les cations Ca^{2+}. A t 18 mois, le faible CEC de TV (6.5 méq $100g^{-1}$) (figure 5.3) associé à son relativement faible taux de saturation suggère qu'un risque de déficit en cations pourrait apparaitre au cours du temps. Les CEC des TAC et STA sont insaturées (49 % et 52 %, respectivement) à t 0 mois et leurs taux de saturation ont tendance à diminuer au cours des 18 mois d'expérimentation. Leurs CEC sont dominées par le Ca et le Mg. STA ayant une CEC modérée, son faible taux de saturation entraine un risque de déficit en cations. Pour STA, ce risque est moins important du fait de sa CEC élevée. SPO et CLA ont des CEC très faibles (figure 5.3) mais saturées en Ca^{2+} (figure 5.4) et ce tout au long des 18 mois d'expérimentation. Grâce à l'apport initial de compost, les mélanges atteignent la saturation, ou s'en approchent (TACCo). Le compost permet d'augmenter la part de K dans tous les mélanges.

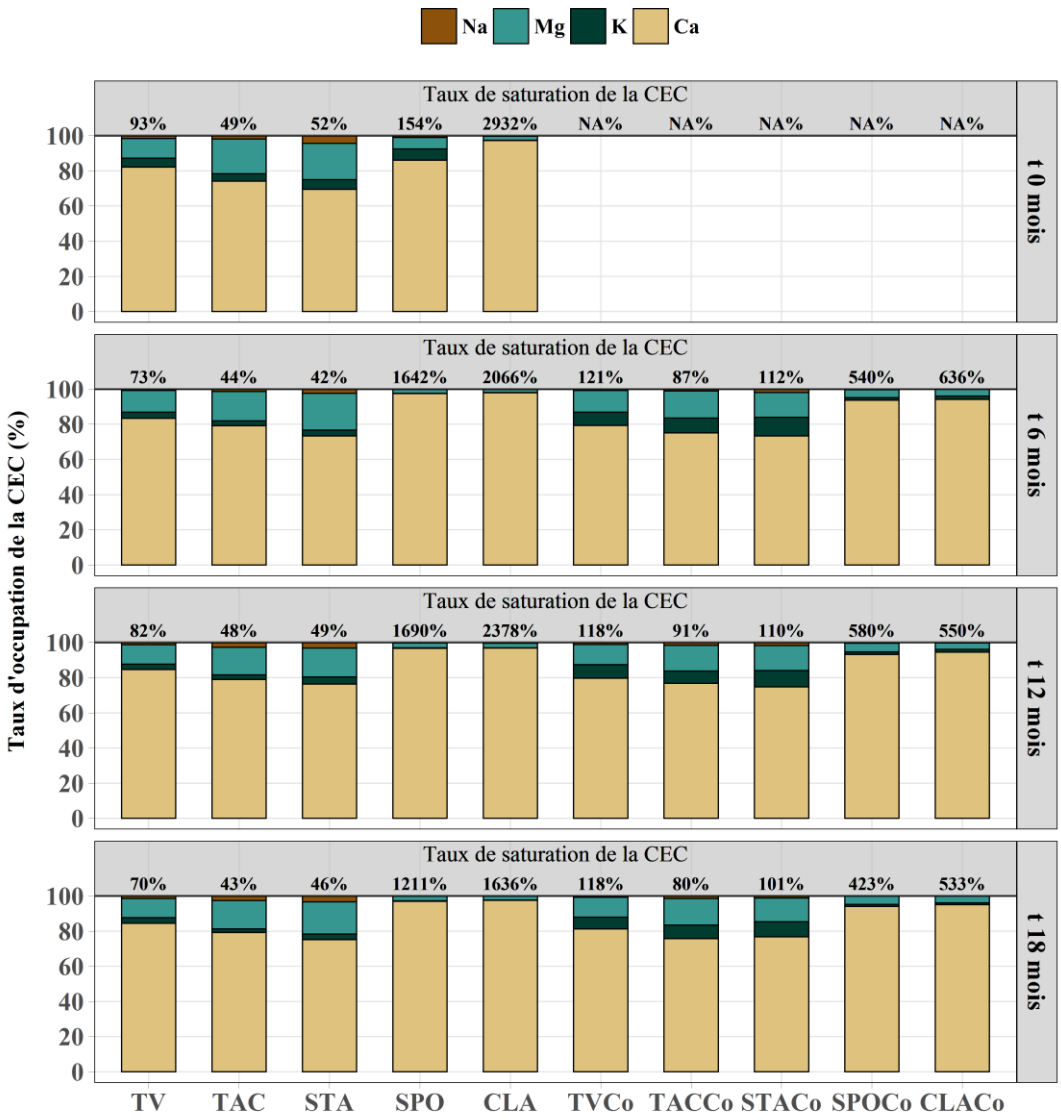


Figure 5.4 : Taux d'occupation de la CEC par les cations de Ca, K, Mg et Na ainsi que les taux de saturation de la CEC par ces quatre cations principaux. NA = non disponible

1.3 Composition minéralogique

La composition géochimique des six sédiments purs étudiés dans la thèse est présentée dans l'annexe 5.1. Une analyse par diffraction des rayons X (DRX) réalisée uniquement sur les matériaux initiaux (six sédiments et TV) a permis de quantifier les principaux minéraux présents (figure 5.5 et 5.6).

TV est majoritairement composée de quartz (86 %) et de feldspath (13 %) (figure 5.5). La DRX a permis de mettre en évidence la présence de 1 % d'illite, un phyllosilicate de type 2:1. TV provient d'un FLUVIOSOL développé sur une terrasse d'alluvions modernes du quaternaire de la Loire, ce qui explique la forte proportion de quartz et la faible proportion de phyllosilicates. La composition minéralogique des sédiments est plus contrastée (figure 5.6).

La composition minéralogique des sédiments est plus contrastée (figure 5.6). STA est le sédiment dont le profil minéralogique est le plus proche de celui de TV. Il a une proportion de quartz (48 %) importante et 11 % de feldspath. Toutefois STA possède 22 % de mica et 10 % de phyllosilicates composés de 3 % de phyllosilicates de type 1:1 (kaolinite) et 7 % de phyllosilicates de type 2:1 (illite et vermiculite). TAC a un profil proche de celui de STA, avec plus de feldspath (36 %) et moins de quartz (4 %). TAC possède 13 % de mica et 17 % de phyllosilicates composés de 4.25 % de kaolinite (phyllosilicates de type 1:1) et de 12.75 % de phyllosilicates de type 2:1 (illite et vermiculite). TV, TAC et STA sont dépourvus de carbonates.

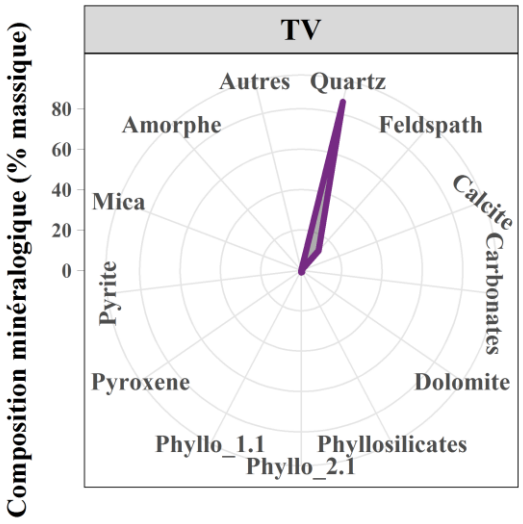


Figure 5.5 : Quantification par DRX des principaux minéraux présents dans la TV à l'état initial

Le profil de RAN ressemble à celui de TAC et STA du point de vue du mica (11 %) et des phyllosilicates (32 %) composés de phyllosilicates de type 1:1 (13 %) et de type 2:1 (19 %). Toutefois, RAN possède 13 % de carbonates sous forme de calcite. SPO, CLA et FLU ont des profils similaires. Ils ont respectivement, 29, 29 et 31 % de quartz, 8, 6 et 19 % de feldspath, 33, 30 et 36 % de carbonates composés de calcites (21, 28 et 30 %, respectivement) et de dolomites (12, 2 et 6 %, respectivement) et 24, 33 et 14 % de phyllosilicates exclusivement composés de phyllosilicates de type 2 :1 (principalement illite et muscovite et chlorite pour SPO). Seul SPO a des micas (19 %). CLA est le seul matériau ayant de la pyrite (1 %).

Le contexte géologique des matériaux explique principalement leurs profils minéralogiques. TV provient d'un FLUVIOSOL développé sur les terrasses d'alluvions modernes du quaternaire, ce qui explique sa forte proportion de quartz et la faible présence voire l'absence de minéraux secondaires. STA provient d'un bassin versant majoritairement situé sur granites, grès et schistes paléozoïque du massif armoricain, ce qui explique également sa forte proportion de quartz et la présence de micas et de feldspath. RAN provient d'un bassin versant géologiquement proche de celui de STA. Il est dominé par des roches plutoniques (granite…) et métamorphiques (gneiss et grès…) soumis à une influence marine. TAC provient également d'un bassin versant dominé par des roches cristallines de type granite et paragneiss du massif central. SPO, CLA et FLU, proviennent de bassins versants géologiquement plus diversifiés des Alpes. Ces bassins versant sont principalement situés sur des calcaires, des marnes et des schistes noirs et des alluvions anciennes wurmiennes (SPO), sur des calcaires, schistes, marnes et gypses (CLA) et sur des marnes, des schistes et des calcaires (FLU) (InfoTerre, 2017).

La teneur en carbonates de calcium mesurée selon la norme NF ISO 10693 (AFNOR, 1995) (calcimètre de Bernard) a permis de suivre son évolution dans les matériaux carbonatés (SPO, CLA, SPOCo et CLACo) tout au long des 18 mois de l'expérimentation *in situ* (figure 5.7).

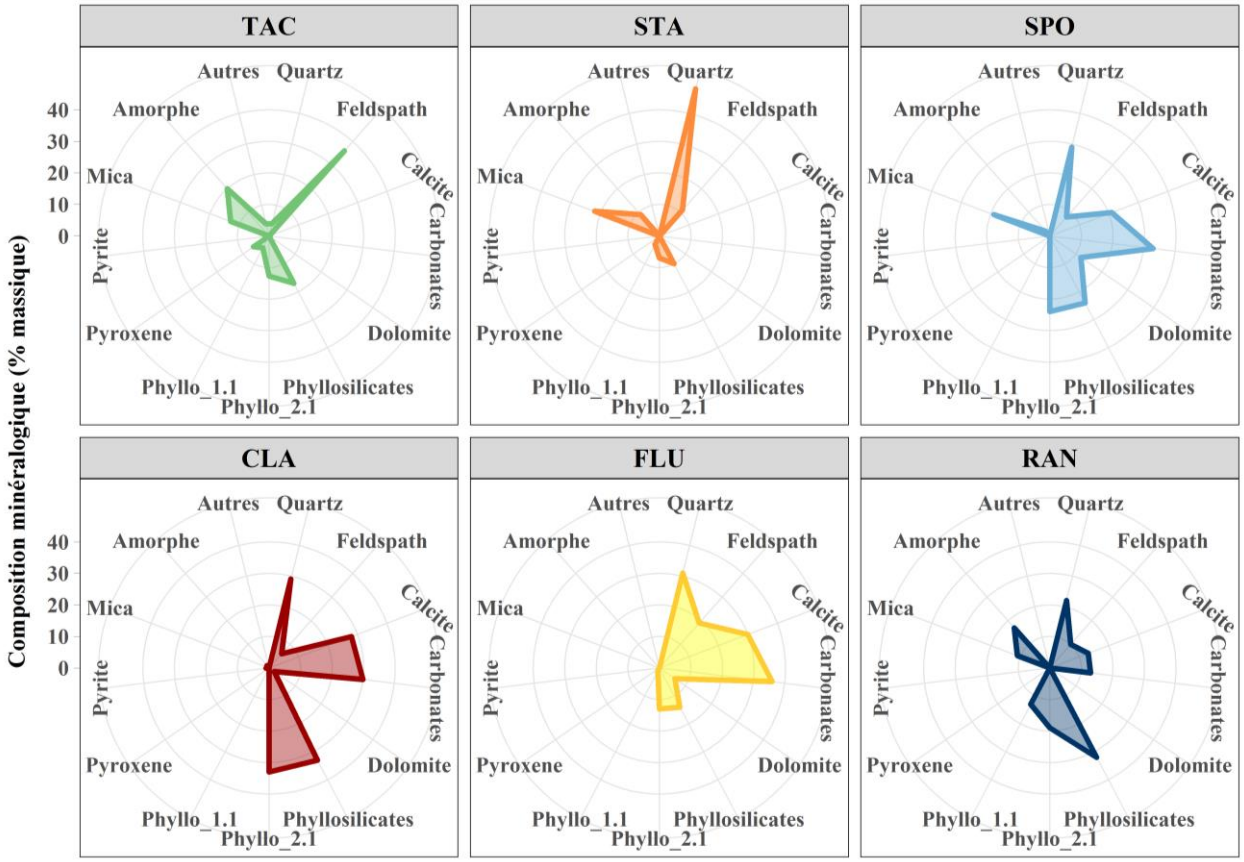


Figure 5.6 : Quantification par DRX des principaux minéraux présents dans les six sédiments étudiés à l'état initial

A t 0 mois, les teneurs mesurées par la technique du calcimètre de Bernard sont moins importantes que celles mesurées par DRX (250 g kg^{-1} au lieu de 330 g kg^{-1} pour SPO et 244 g kg^{-1} au lieu de 300 g kg^{-1}). L'attaque à l'acide chlorhydrique qui intervient dans la technique du calcimètre de Bernard semble ne pas permettre de détruire l'ensemble du $CaCO_3$ présents dans l'échantillon. Pour les matériaux purs, les teneurs mesurées à t 0 mois sont proches du seuil de 250 g kg^{-1} au-delà duquel la concentration en $CaCO_3$ représente un risque pour le développement des plantes (risque de chlorose, notamment (§ 1.4.2) (Damas et Coulon, 2016). Toutefois, il doit être pris en considération que la teneur en $CaCO_3$ de CLA à t 0 mois (et celle de CLACo, calculée à t 0 mois à partir de celle de CLA) est incohérente et résulte vraisemblablement d'une erreur de mesure ou d'échantillonnage car elle est inférieure à celles mesurées ultérieurement.

L'apport de compost diminue la concentration en $CaCO_3$ des matériaux ce qui permet de passer sous le seuil de 250 g kg^{-1} dès t 0 mois pour SPOCo et de façon certaine à t 6 mois pour CLACo. Au cours du temps, les teneurs en $CaCO_3$ de SPO et SPOCo ont tendance à diminuer (-23 % et -12 %, respectivement) suggérant une décarbonatation. Pour CLA et CLACo, les teneurs restent globalement stables entre 6 et 18 mois, même si une baisse de 8 % de la teneur est constatée pour CLA.

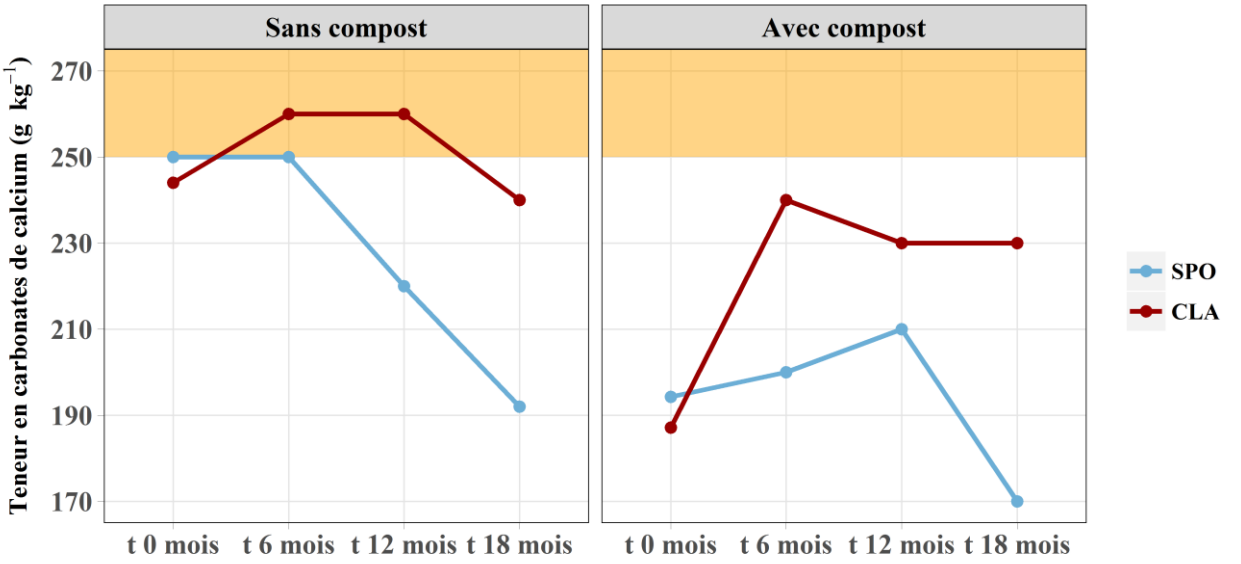


Figure 5.7 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur en carbonates de calcium dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs

L'évolution au cours du temps des teneurs en calcaire actif de SPO, CLA, SPOCo et CLACo est présentée dans la figure 5.8. Les teneurs en calcaire actif de SPO et CLA sont similaires (comprises entre 65 et 75 g kg^{-1}) entre t 0 mois et t 12 mois puis diminuent de 50 % et de 550 %, respectivement, entre t 12 et t 18 mois. Les mélanges avec le compost ont des teneurs en calcaire actif proches de celles des matériaux purs à t 0 mois (75 g kg^{-1} (SPOCo) et 78 g kg^{-1} (CLACo)). Au cours du temps, elles ne semblent pas évoluer.

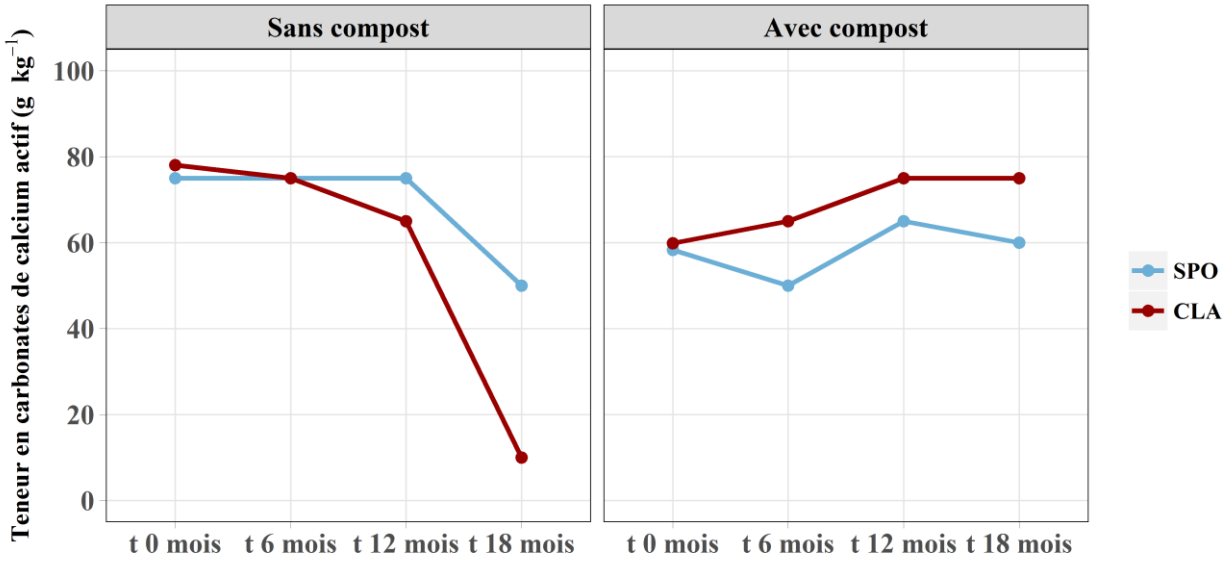


Figure 5.8 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur en carbonates de calcium actif dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs

1.4 Les formes du Fe et de l'Al

1.4.1 Les formes du Fer

Fe extractible à l'EDTA :

Le Fe extractible à l'éthylène-diamine-tetraacétate (EDTA) est principalement le Fe complexé aux acides humiques et fulviques ainsi que le Fe amorphe et mal cristallisé (Gobat et al. 2010). L'évolution au cours de l'expérimentation des teneurs en Fe EDTA est présentée dans la figure 5.9. TV, TAC et STA ont des teneurs en Fe EDTA élevées et relativement constantes au cours du temps comprises entre 520 et 620 mg kg^{-1} pour TV et entre 1236 et 1423 mg kg^{-1} pour TAC et STA. Ces valeurs sont supérieures aux seuils de 300 mg kg^{-1} à partir duquel le Fe extractible peut présenter un risque de toxicité pour les plantes et notamment en condition anoxique (Becker et Asch, 2005). SPO et CLA ont des teneurs similaires et globalement constantes au cours du temps comprises entre 42 mg kg^{-1} et 111 mg kg^{-1}. Ces matériaux ne présentent donc pas de risque de toxicité au Fe, ni de risque de carence qui apparait en-deçà de 10 mg kg^{-1} de Fe extractible (Koenig et Isaman, 2010). L'apport de compost induit une diminution d'environ 2.6 du Fe EDTA dans les mélanges TACCo et STACo par rapport à leurs homologues purs. Pour TVCo, l'apport de compost diminue par 3.8 la teneur en Fe EDTA à t 6 mois mais le Fe EDTA augmente au cours du temps pour atteindre une valeur comparable (483 mg kg^{-1}) à celle de TV à t 18 mois. Au cours du temps, il semble donc qu'une partie du Fe change de compartiment et devient extractible à l'EDTA grâce au compost. Les teneurs en Fe EDTA de SPOCo et CLACo restent constantes au cours du temps et similaires à celles de SPO et CLA.

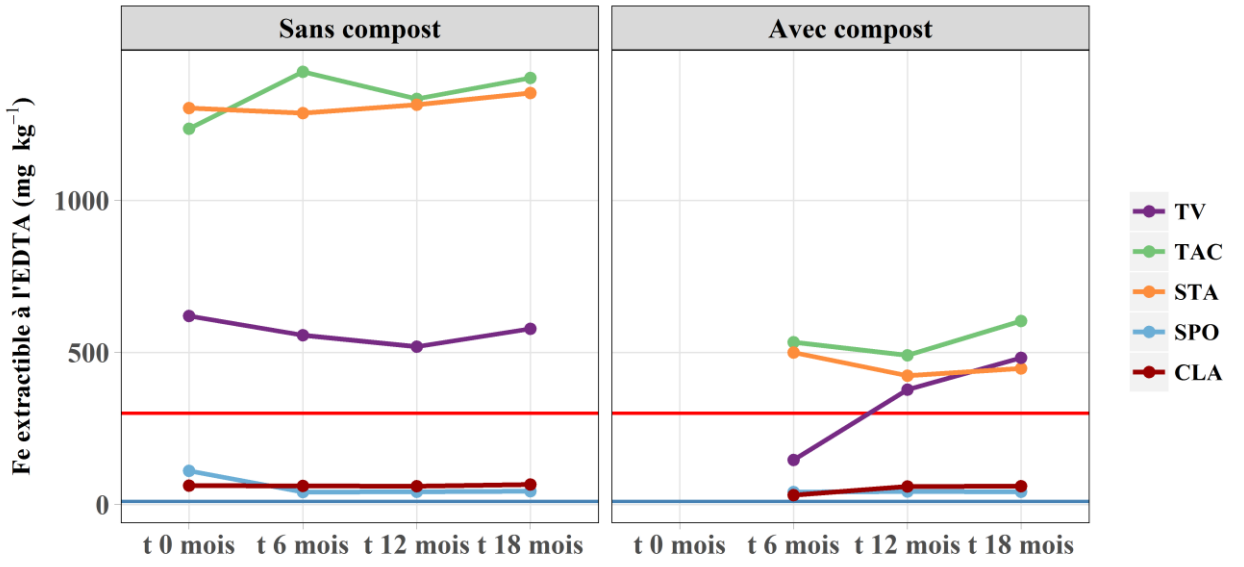


Figure 5.9 : Evolution au cours des 18 premiers mois d'expérimentation de la teneur Fe extractible à l'EDTA dans SPO, CLA et leurs mélanges respectifs. Le seuil à 300 mg kg^{-1} correspond au seuil à partir duquel la concentration en Fe extractible peut devenir toxique pour les végétaux (Becker et Asch, 2005). Le seuil de 10 mg kg^{-1} correspond au seuil en dessous duquel des carences en Fe peuvent intervenir (Keonig et Isaman, 2010)

Fe extractible au CBD :

L'extraction du Fe au Citrate-Dicarbonate-Dithionite (CBD) (Méthode Mehra-Jackson) permet de récupérer une grande partie du Fe présent dans le sol. Elle extrait le Fe ionique, en solution, complexé (sauf celui lié à l'humine), amorphe et cristallisé (sauf celui inclus dans les silicates) (Gobat et al. 2010). L'ensemble de ces formes du Fe constitue le Fe « libre ». A t 0 mois, les teneurs en Fe CBD des matériaux purs sont contrastées (figure 5.10). TV est le matériau le moins pourvu en Fe CBD (4 g kg^{-1}). SPO contient deux fois plus de Fe CBD que TV (7.9 g kg^{-1}), STA et CLA contiennent environ trois fois plus de Fe CBD que TV (13 et 12.5 g kg^{-1}, respectivement, et TAC contient presque sept fois plus de Fe CBD que TV (26.7 g kg^{-1}). Après 18 mois, les teneurs en Fe CBD restent similaires à celles mesurées à t 0 mois (figure 5.11). L'apport de compost, n'impacte globalement pas les teneurs en Fe CBD de TV, SPO et CLA, mais semble entrainer une baisse (-15 %) de celle de TAC et de STA (20.9 et 11.2 g kg^{-1}, respectivement).
Les teneurs en Fe CBD des sols construits sont globalement comprises dans la gamme des sols naturels (1-15 g kg^{-1}) (Jeanroy, 1983), sauf TAC qui est au-dessus.

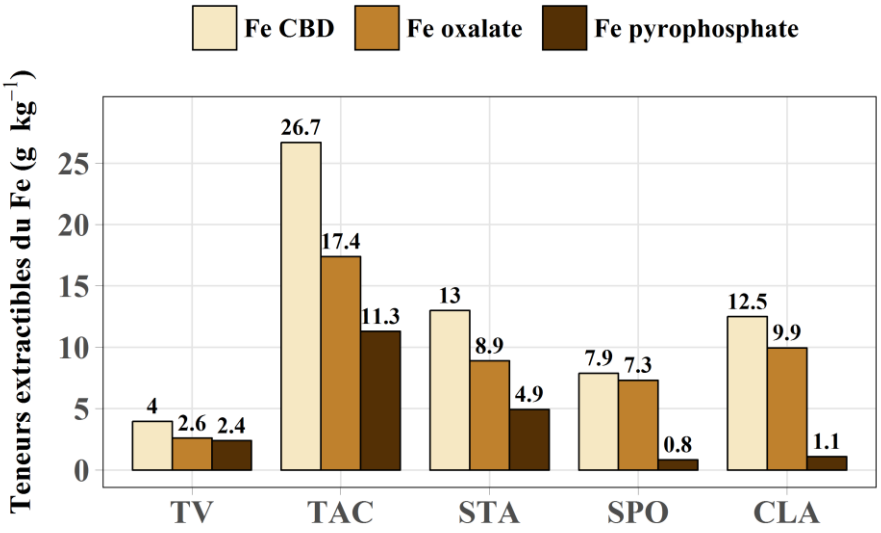


Figure 5.10 : Teneurs en Fe extractible au Citrate-bicarbonate-dithionite (CBD) (méthode Mehra-Jackson), à l'oxalate (Méthode Tamm) et au pyrophosphate de la fraction de terre fine (< 2 mm) des matériaux purs à t 0 mois

Fe extractible à l'oxalate :

L'extraction à l'oxalate (Méthode Tamm) permet de récupérer le Fe ionique et en solution, une partie du Fe complexé à la MO (Fe chélaté aux acides fulviques et en liaison entre de la MO et des argiles), ainsi que le Fe amorphe et mal cristallisé (Gobat et al. 2010). L'extraction à l'oxalate étant moins agressive, les teneurs en Fe oxalate sont systématiquement moins importantes que celles de Fe CBD à t 0 mois (figure 5.10). Ces différences sont comprises entre -35 % pour TV et -7.6 % pour SPO par rapport au Fe CBD. TV (2.6 g kg^{-1}) est le matériau qui contient le moins de Fe oxalate. TAC (17.4 g kg^{-1}) est celui qui en contient le plus et STA, SPO et CLA ont une teneur intermédiaire comprise 7.3 g kg^{-1} (SPO) et 9.9 g kg^{-1} (CLA). Après 18 mois, les teneurs en Fe oxalate n'évoluent quasiment pas pour TV (2.5 g kg^{-1}) et TAC (17.2 g kg^{-1}) et SPO (6.9 g kg^{-1})

alors qu'elles diminuent d'approximativement 1 g kg^{-1} pour STA (7.9 g kg^{-1}) et pour CLA (8.9 g kg^{-1}) (figure 5.11). A t 18 mois, l'apport de compost n'induit pas de changement pour TV (2.5 g kg^{-1}) mais entraine une baisse modérée de la teneur en Fe oxalate pour les autres mélanges comprises entre 1.0 g kg^{-1} (STA) et 2.1 g kg^{-1} (TAC).

Fe extractible au pyrophosphate :

L'extraction du Fe au pyrophosphate permet de récupérer uniquement le Fe complexé à la MO du sol (Gobat et al. 2010). A t 0 mois, cette fraction du Fe représente 2.4 g kg^{-1} pour TV et moins de 1.1 g kg^{-1} pour SPO (0.8 g kg^{-1}) et CLA (1.1 g kg^{-1}). TAC et STA sont les matériaux ayant les teneurs en Fe pyrophosphate les plus élevées (11.3 g kg^{-1} et 4.9 g kg^{-1}, respectivement) (figure 5.10). Après 18 mois, aucune évolution du Fe pyrophosphate n'est observée, sauf une légère augmentation (+8 %) est mesurées pour STA (figure 5.11). A t 18 mois, l'apport de compost entraine une diminution des teneurs en Fe pyrophosphate de TV (-13 %), TAC (-20 %) et STA (-25 %), alors qu'il induit une augmentation de celles de SPO (+12.5 %) et CLA (-10 %). Toutefois, ces variations restent faibles.

Une régression linéaire a permis de mettre en évidence une relation forte entre le Fe pyrophosphate et la teneur en MO des sols construits : R^2 = 0.96 à t 0 mois et R^2 = 0.80 à t 18 mois, ce qui confirme que le Fe pyrophosphate est préférentiellement issus du Fe complexé à la MO des sols construits.

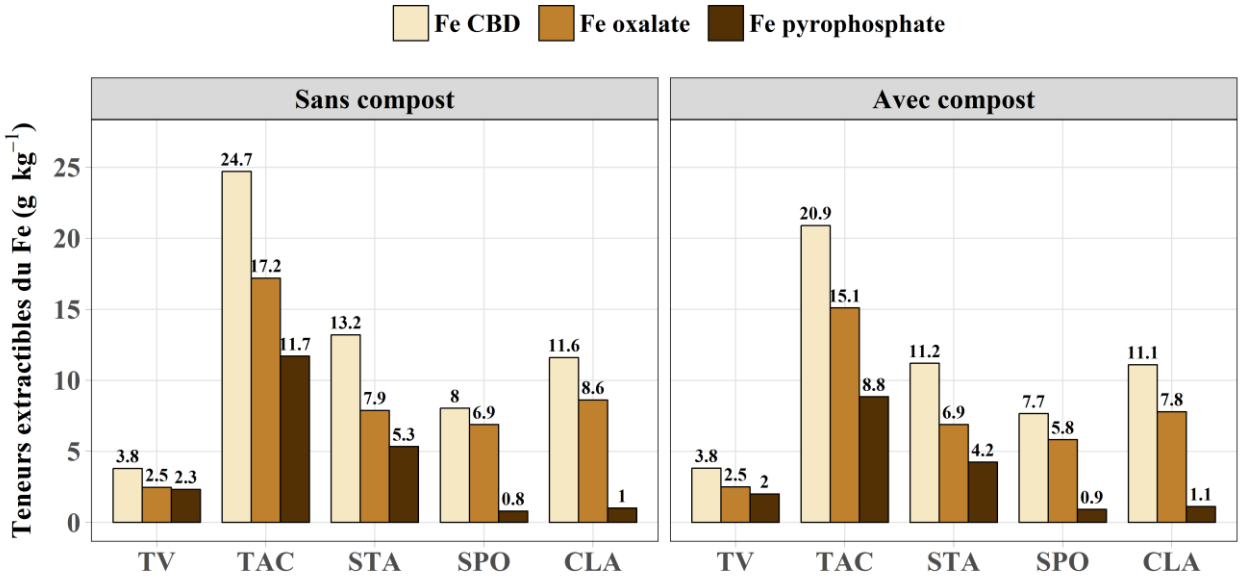


Figure 5.11 : Teneurs en Fe extractible au Citrate-bicarbonate-dithionite (CBD) (méthode Mehra-Jackson), à l'oxalate (Méthode Tamm) et au pyrophosphate de la fraction de terre fine (< 2 mm) des dix modalités de sols construits à t 18 mois

1.4.2 Indice de pouvoir chlorosant

L'indice de pouvoir chlorosant (IPC) des matériaux initiaux et des sols construits a été calculé selon l'équation (Equation 1) proposée par Juste et Pouget (1972) :

$$IPC = \frac{CaCO_3}{(Fe_{Libre})^2} * 10^4 \quad \text{Eq.[1]}$$

Avec $CaCO_3$ représente la teneur en carbonates de calcium actif (%) et Fe_{Libre} représente la teneur en Fe disponible (mg kg^{-1}). Juste et Pouget (1972) proposent d'estimer le Fe libre par une extraction à l'oxalate.

Cette extraction permet de mobiliser une grande partie du Fe du sol (Fe en solution, complexé, amorphe et mal cristallisé (Gobat et al. 2010)) et conduit à des IPC proches de 0 pour l'ensemble des sols construits étudiés (ICP $_{Oxalate}$ < 1.10^{-2}) tout au long de l'expérimentation. D'après cette méthode, les sols étudiés sont non chlorosants (Wiki Auréa, 2017). Morlat et Courbe (1981) suggèrent que l'extraction du Fe à l'EDTA permet d'avoir un IPC plus discriminant que celui établi à partir de Fe extrait à l'oxalate, notamment car l'EDTA ne permet d'extraire que le Fe complexé mobile, amorphe et mal cristallisé (Gobat et al. 2010). Les résultats de l'IPC calculé à partir du Fe EDTA sont présentés dans les tableaux 5.1 et 5.2.

Tableau 5.1 : Indice de pouvoir chlorosant des matériaux initiaux (t 0 mois) calculés à partir de Fe EDTA

	IPC
TV	0.0
TAC	0.0
STA	0.0
SPO	**6.1**
CLA	**20.3**

Tableau 5.2 : Indice de pouvoir chlorosant des dix modalités de sols construits à t 18 mois, calculés à partir de Fe EDTA

	IPC
TV	0.0
TAC	0.0
STA	0.0
SPO	**25.5**
CLA	**2.3**
TVCo	0.0
TACCo	0.0
STACo	0.0
SPOCo	**34.0**
CLACo	**20.2**

A t 0 mois, TV, TAC et STA ont un IPC nul car ils sont non carbonatés. SPO (6.1) et CLA (20.3) ont un IPC faiblement chlorosant (< 10) et moyennement chlorosant (10-30) (Wiki Auréa, 2017), respectivement (tableau 5.1). Au bout de 18 mois, l'IPC de SPO (25.5) est multiplié par 4 par rapport à l'état initial, exposant les plantes qui se développeraient sur ce sol à un risque moyen de chlorose (tableau 5.2). Pour CLA (2.3), l'IPC est divisé par 9 en 18 mois, rendant le risque de chlorose faible.

A t 18 mois, le risque de chlorose de SPOCo est important (IPC : 30-60) et celui de CLACo est modéré. D'après la méthode de calcul de Morlat et Courbe (1981), les sols construits à partir de sédiments carbonatés (SPO et CLA) ont un risque non négligeable de chlorose.

1.4.3 Les formes de l'Aluminium

Al extractible au CBD :

L'extraction de l'Al au Citrate-Dicarbonate-Dithionite (CBD) (Méthode Mehra-Jackson) permet de récupérer l'Al « libre » présent dans le sol (Baize 2000), c'est-à-dire tout l'Al sauf celui intégré au sein de réseaux cristallins. A t 0 mois, TV est le matériau le moins pourvu en Al CBD (1.3 g kg^{-1}) (figure 5.12). STA, SPO et CLA contiennent jusqu'à 2 fois plus d'Al CBD que TV et TAC en contient 7 fois plus. Au bout de 18 mois, les teneurs en Al CBD des matériaux purs

évoluent très peu (figure 5.13). L'apport de compost n'impacte globalement pas les teneurs en Al CBD des matériaux, sauf pour TACCo qui perd 18 % d'Al CBD par rapport à TAC. Les teneurs en Al CBD des sols construits sont globalement comprises dans la gamme des sols naturels (0.2-10 g kg^{-1}) (Jeanroy, 1983), sauf TAC qui est au-dessus.

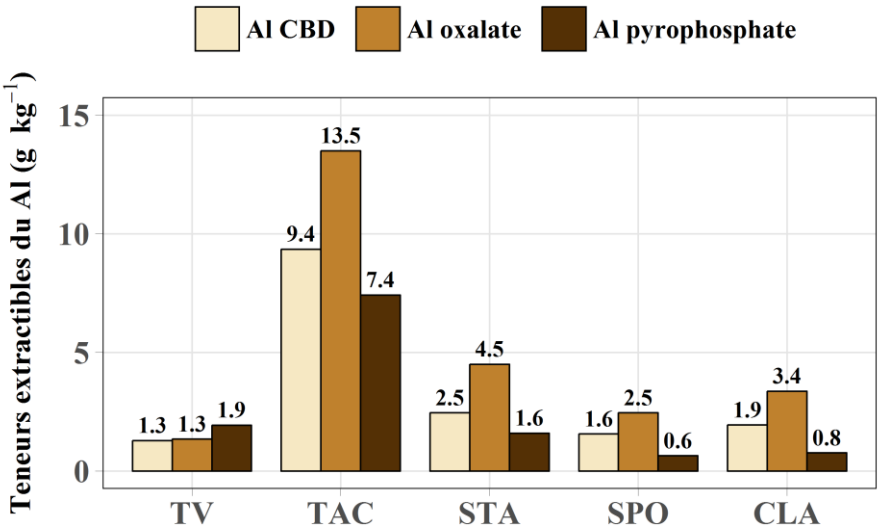


Figure 5.12 : Teneurs en Al extractible au Citrate-bicarbonate-dithionite (CBD) (méthode Mehra-Jackson), à l'oxalate (Méthode Tamm) et au pyrophosphate de la fraction de terre fine (< 2 mm) des matériaux purs à t 0 mois

Al extractible à l'oxalate :

L'extraction à l'oxalate (Méthode Tamm) permet de récupérer l'Al sous forme d'imogolite (aluminosilicates hydratés), d'allophane (aluminosilicates mal cristallisés) et associées à la MO (Herbillon, in Bonneau et Souchier, 1994). A t 0 mois, les sédiments ont entre 44 % (S1) et 80 % (S2) d'Al oxalate en plus que d'Al CBD. Ceci peut s'expliquer par l'extraction supplémentaire d'Al présent sous forme de substitutions alumineuses au sein d'oxy-hydroxydes de Fe bien cristallisées (Guillet et Jeanroy, 1985). En revanche, TV contient autant d'Al oxalate que d'Al CBD (1.3 g kg^{-1}) ce qui est courant dans les sols ne présentant pas ou peu de substitution alumineuse (Guillet et Jeanroy, 1985). TV est le matériau le moins pourvu en Al oxalate (figure 5.12). Au cours du temps, la teneur en Al oxalate n'évolue pas pour TV mais semble baisser pour les sédiments d'environ 1 g kg^{-1}. L'apport de compost n'impacte pas la teneur en Al oxalate de TV et CLA, mais induit une légère diminution pour TAC, STA et SPO (figure 5.13)

Al extractible au pyrophosphate :

L'extraction du Al au pyrophosphate permet de récupérer uniquement l'Al complexé à la MO du sol (Page et Kimpe, 1987). A t 0 mois, cette fraction d'Al représente 1.9 g kg^{-1} pour TV, soit 46 % de plus que les autres formes d'Al de TV (figure 5.12). Pour les sédiments, l'Al pyrophosphate est la fraction d'Al la moins importante. TAC (7.4 g kg^{-1}) est le sédiment ayant la plus forte teneur, suivi de STA (1.6 g kg^{-1}) et de CLA (0.8 g kg^{-1}) et SPO (0.6 g kg^{-1}). Au bout de 18 mois, l'Al pyrophosphate n'évolue pas dans les matériaux purs. L'apport de compost entraine une

diminution (-26 %) de la teneur en Al pyrophosphate de TAC (5.5 g kg^{-1}) mais ne semble pas impacter celles des autres matériaux (figure 5.13).

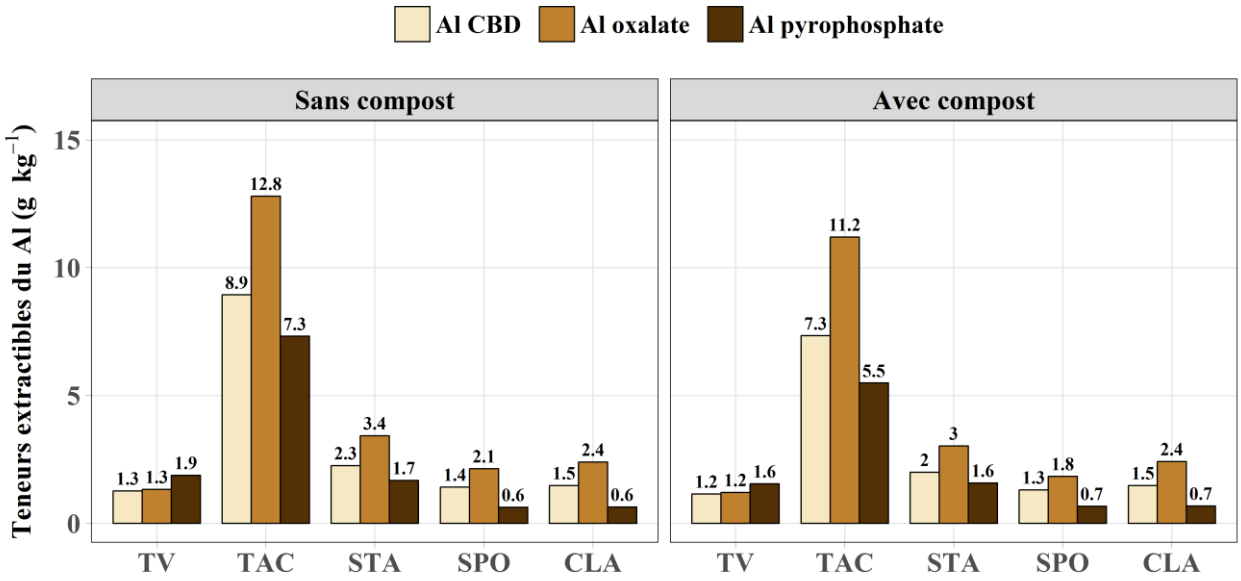


Figure 5.13 : Teneurs en Al extractible au Citrate-bicarbonate-dithionite (CBD) (méthode Mehra-Jackson), à l'oxalate (Méthode Tamm) et au pyrophosphate de la fraction de terre fine (< 2 mm) des dix modalités de sols construits à t 18 mois

Une régression linéaire a permis de mettre en évidence une relation forte entre l'Al pyrophosphate et la teneur en MO des sols construits : R^2a = 0.98 à t 0 mois et R^2a = 0.85 à t 18 mois, ce qui confirme que l'Al pyrophosphate est préférentiellement issus de l'Al complexé à la MO des sols construits.

2 Dynamique du carbone

2.1 Evolution de la teneur en matière organique et en carbone organique

2.1.1 Matière organique

L'évolution durant les 18 premiers mois de la teneur en matière organique (MO) des sols construits, estimée par calcination, est présentée dans la figure 5.14.

A t 0 mois, TV (48.2 g kg^{-1}), TAC (168.6 g kg^{-1}) et STA (49.4 g kg^{-1}) possèdent des teneurs en MO considérées comme globalement satisfaisantes (>50 g kg^{-1}) pour la construction de sol support de végétation en aménagement paysager (Hanks et Lewandowski, 2003). SPO (13.8 g kg^{-1}) et CLA (19.3 g kg^{-1}) sont en dessous de ce seuil. L'apport de 40 % (v:v) de compost de déchets verts (teneur en MO : 540 g kg^{-1}) induits une augmentation systématique de la teneur en MO dans les matériaux. Ces augmentations significatives (p-value < 0.01) sont comprises entre 40 % (TACCo) et 289 % (SPOCo) (64 % pour TVCo). Coulon et Damas (2016) préconisent que la teneur optimale en MO d'un sol construit support de végétation doit être comprise entre 40 et 100 g kg^{-1}. Au-delà de 100 g kg^{-1}, la teneur en MO est considérée comme trop élevée notamment car

elle peut engendrer une consommation excessive du dioxygène de la phase gazeuse du sol et induire une asphyxie des racines associée à la production de méthane lors de minéralisation anaérobie (fermentation).

La teneur en MO de TV, TAC et STA évolue peu lors des 18 premiers mois. Elle diminue de -2.3 %, -6.2 % et -6.1 % respectivement (tableau 5.3). Pour SPO et CLA, la teneur en MO diminue de façon plus importante (-31 %, approximativement). A t 18 mois, elle reste faible pour CLA (13.2 g kg^{-1}) mais passe sous le seuil de 10 g kg^{-1} pour SPO (9.5 g kg^{-1}) et est ainsi considérée comme très faible d'après Coulon et Damas (2016).

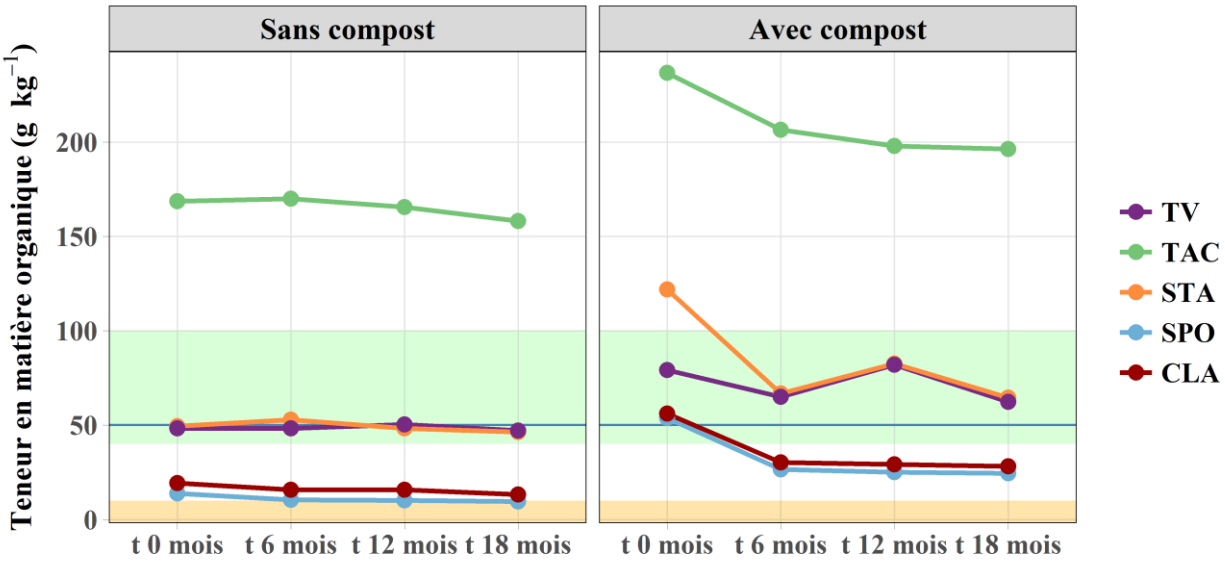


Figure 5.14 : Evolution durant les 18 premiers mois de la teneur en matière organique des 10 modalités de sols construits.

Tableau 5.3 : Comparaison des teneurs en matière organique à t 0 mois et à t 18 mois des 10 modalités de sols construits

	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
Temps (mois)	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18
MO (g kg^{-1})	48.2 47.1	169 158	49.4 46.4	13.8 9.5	19.3 13.2	79.2 62.3	236.5 196.3	121.9 64.5	53.8 24.4	56.1 28.2
Evolution (%)	-2.3	-6.2	-6.1	-31.2	-31.6	-21.3	-17	-47.1	-54.7	-49.7

Pour les mélanges, la teneur en MO diminue de 17 % (TACCo) à 55 % (SPOCo) en 18 mois (tableau 5.3), de manière à ce qu'à t 18 mois TACCo ait une teneur en MO considérée comme trop élevée (196.3 g kg^{-1}) pour Coulon et Damas (2016), que STACo et TVCo aient une teneur optimale (63 g kg^{-1}, approximativement) et que SPOCo et CLACo aient une teneur faible (24.4 et 28.2 g kg^{-1}, respectivement). La diminution de la teneur en MO des mélanges n'est pas linéaire

au cours du temps. Elle est plus importante durant les 6 premiers mois que durant les 12 mois suivants (figure 5.14).

2.1.2 Carbone organique total

L'évolution durant les 18 premiers mois de la teneur en carbone organique total (COT) des dix modalités de sols construits est présentée dans la figure 5.15. A t 0 mois, TAC est le matériau le plus riche en COT (101.0 g kg^{-1}), suivi de STA (33.5 g kg^{-1}), de TV (21.8 g kg^{-1}) et de SPO (11.0 g kg^{-1}) et CLA (8.2 g kg^{-1}). La teneur en COT de ces matériaux purs évolue peu au cours du temps et ce classement reste identique tout au long des 18 mois. Pour TAC, la teneur en COT diminue significativement de 6.4 % en 18 mois (tableau 5.4). Pour STA, une augmentation (+4.3 %) de la teneur en COT est constatée sur cette même période. Toutefois, cette évolution n'est pas significative. Pour les autres matériaux, une augmentation significative comprise entre +14.2 % (TV et +73.3 % (SPO) de la teneur en COT est mesurée.

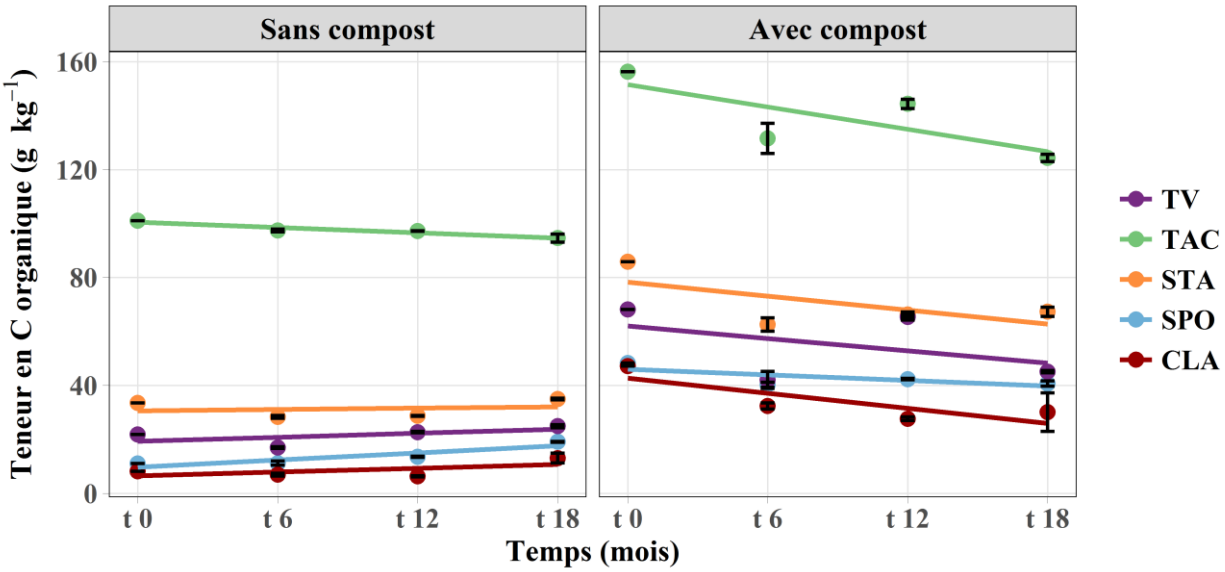


Figure 5.15 : Evolution durant les 18 premiers mois de la teneur en carbone organique total des 10 modalités de sols construits. Les points représentent les moyennes des valeurs mesurées (n = 3). Les droites sont des régressions linéaires simples entre le temps et les teneurs en COT pour chaque modalité

Après l'apport de compost, les mélanges ont entre 1.5 fois (TAC) et 5.7 fois (CLA) (3.1 fois pour TV) plus de COT que leurs homologues purs respectifs (figure 5.15). Au cours du temps, une baisse significative de la teneur en COT est observée pour tous les mélanges, allant de -15.8 % pour SPOCo à -36.2 % pour CLACo en 18 mois (tableau 5.4).

Les augmentations de teneur en COT mesurées sur TV, STA, SPO et CLA au cours des 18 premiers mois peuvent s'expliquer par l'accumulation de fragments organiques de racines et/ou d'exsudats racinaires issus du système racinaire des végétaux qui se développent sur les sols construits. Ce phénomène est d'autant plus visible que les teneurs initiales en COT sont faibles (SPO, CLA). Grosbellet et al. (2011) montrent que la perte COT au cours du temps de sols construits à partir de 20 à 40 % (v:v) de compost s'expliquent très majoritairement par la

minéralisation des composés organiques et non par migration en profondeur de la MO ni par lessivage. Les baissent des teneurs en COT observées sur nos sols construits peut donc être principalement attribuée à la minéralisation des molécules organiques via l'action des microorganismes du sol.

Les modèles linéaires (p-value < 0.05) établis entre les teneurs en COT mesurées et le temps pour chaque modalité permettent d'appréhender la vitesse d'évolution de COT au cours du temps et également de mettre en évidence de façon plus claire les augmentations ou les diminutions au cours du temps (figure 5.15). Les coefficients directeurs des modèles (coefficient a) sont présentés dans le tableau 5.5. TACCo est le matériau dont la teneur en COT diminue la plus vite au cours du temps (a = -8.3). CLACo (a = -5.6), STACo (a = -5.2) et TVCo (a = -4.6) ont des vitesses de perte en COT proches et SPOCo est celui dont la vitesse de perte de COT est la plus faible (a = -2.1).

Tableau 5.4 : Comparaison des teneurs en carbone organique total à t 0 mois et à t 18 mois des 10 modalités de sols construits. Tous les modèle établis sont significatifs (p-value < 0.05)

	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
Temps (mois)	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18	t 0 t 18
C organique ($g\ kg^{-1}$)	21.8 24.9	101.0 94.6	33.5 35.0	11.0 19.1	8.2 13.1	68.1 45.1	156.2 124.3	85.8 67.3	48.3 40.7	47.1 30.1
Evolution (%)	+14.2	-6.4	+4.3	+73.3	+59.3	-33.8	-20.4	-21.6	-15.8	-36.2

Tableau 5.5 : Coefficients directeurs (a) et ordonnées à l'origine (b) des modèles linéaires simples établis entre les teneurs en COT et le temps pour chaque modalité

	Coefficents		R^2
	a	b	
TV	1.50	17.83	0.34
TAC	-1.95	102.44	0.91
STA	0.47	30.19	0.03
SPO	2.66	7.06	0.83
CLA	1.40	5.13	0.35
TVCo	-4.58	66.59	0.19
TACCo	-8.30	159.84	0.58
STACo	-5.17	83.42	0.41
SPOCo	-2.08	48.09	0.52
CLACo	-5.59	48.27	0.68

2.1.3 Facteur de conversion MO/COT

Le facteur de conversion entre la MO et le COT est compris entre 1.7 et 2.5 dans la majorité des sols agricoles (NF ISO 14235 : AFNOR, 1998). Babin (1970) propose un facteur de conversion de 1.72, facteur couramment utilisé actuellement (laboratoire Auréa, laboratoire Inovalys). A t 0 mois, TV a un facteur de conversion de 2.21 (tableau 5.6), proche de celui de CLA (2.35), alors que les autres matériaux purs ont un facteur de conversion compris entre 1.25 (SPO) et 1.67 (TAC). Au cours du temps, le facteur n'évolue pas pour TAC (1.67) et diminue pour tous les autres matériaux, principalement à cause d'une diminution de la teneur en MO combinée à une augmentation de la teneur en COT. Pour les mélanges les facteurs de conversion sont inférieurs à ceux des matériaux purs et nettement inférieurs à 1.72. En 18 mois, le facteur des mélanges augmente pour TVCo et TACCo alors qu'il diminue pour les autres mélanges.

Ces facteurs de conversion MO/COT parfois éloignés de celui couramment retenu pour les sols agricoles (1.72) suggèrent que la nature et l'état d'humification de la MO des sédiments sont différents de ceux usuellement rencontrés dans les sols agricoles.

Tableau 5.6 : Facteur de conversion entre la teneur en MO et la teneur en COT des sols construits étudiés à t 0 et t 18 mois

	TV		TAC		STA		SPO		CLA		TVCo		TACCo		STACo		SPOCo		CLACo	
Temps (mois)	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18	t 0	t 18
Facteur de conversion	2.21	1.89	1.67	1.67	1.47	1.33	1.25	0.50	2.35	1.01	1.16	1.38	1.51	1.58	1.42	0.96	1.11	0.60	1.19	0.94

2.2 Evolution de la teneur en carbone potentiellement minéralisable

2.2.1 Mesures expérimentales

Le potentiel de minéralisation du C des dix modalités de sols construits a été mesuré à chaque date d'échantillonnage et exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} de COT initial. Les résultats obtenus à t 0 mois ainsi que ceux obtenus à t 18 mois, sont présentés dans cette partie. Les résultats des temps intermédiaires (t 6 mois et t 12 mois) sont dans l'annexe 5.2.

A t 0 mois :

La figure 5.16 représente le cumul de C minéralisé (en g C-CO_2 kg^{-1} de COT) durant 149 jours d'incubation. Le potentiel de minéralisation semble être le plus élevé pour TV suivi de CLA et SPO, puis par STA et enfin TAC. Le tableau 5.7 montre les valeurs de cumul de C minéralisé après 10, 50, 100 et 150 jours et permet d'apprécier les éventuelles différences statistiques entre les modalités. Dès 9 jours après le début de l'incubation, SPO et CLA minéralisent significativement (p-value <0.05) plus de COT (15.3 et 11.6 g C-CO_2 kg^{-1} de COT, respectivement) (tableau 5.8) que TV, TAC et STA. Après 49 jours, deux groupes de matériaux purs se distinguent : TV, STA, SPO et CLA dont le potentiel de minéralisation du COT est

supérieur à celui de TAC. Cette tendance se confirme au cours du temps. 150 jours après le début de l'incubation, le potentiel de minéralisation de TV est le plus important des matériaux purs (63.3 g C-CO_2 kg^{-1} de COT) qui est statistiquement similaire à celui de CLA (53.3 g C-CO_2 kg^{-1} de COT). TAC a le potentiel de minéralisation le plus faible (33.0g C-CO_2 kg^{-1} de COT).

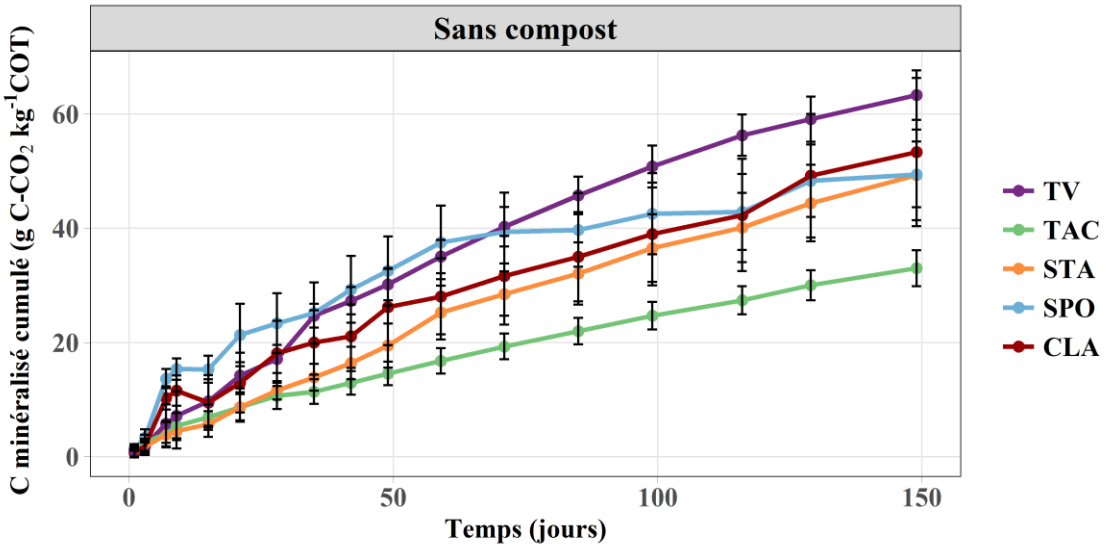


Figure 5.16 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des matériaux purs à t 0 mois

Tableau 5.7 : Potentiel de minéralisation du C exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} COT mesuré à t 0 mois. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre modalités (Kruskal-Wallis, $\alpha = 0.05$) environ 10 jours, 50 jours, 100 jours et 150 jours après le début de l'incubation.

g C-CO_2 kg^{-1} COT	C minéralisé après 9 jours		C minéralisé après 49 jours		C minéralisé après 99 jours		C minéralisé après 149 jours	
Modalité								
TV	7.2 ±4.3	h	30.2 ±2.8	f	50.8 ±3.7	fg	63.3 ±4.3	fg
TAC	5.4 ±2.2	h	14.6 ±2.1	h	24.7 ±2.4	i	33.0 ±3.1	i
STA	4.5 ±3.1	h	19.5 ±3.9	gh	36.5 ±5.9	h	49.3 ±7.9	h
SPO	15.3 ±1.9	fg	32.5 ±6.0	f	42.5 ±7.1	gh	49.4 ±5.8	h
CLA	11.6 ±2.6	g	26.2 ±6.7	fg	38.9 ±9.0	h	53.3 ±12.9	gh
TVCo	83.6 ±3.1	bc	199.7 ±14.1	bc	287.2 ±25.1	bc	357.5 ±39.2	bc
TACCo	43.8 ±3.5	de	103.4 ±4.8	de	140.8 ±7.7	de	191.1 ±12.7	de
STACo	72.3 ±3.9	cd	164.7 ±6.6	cd	228.9 ±7.1	cd	316.9 ±10.2	cd
SPOCo	95.7 ±4.6	ab	220.8 ±12.9	ab	323.8 ±15.9	ab	479.2 ±18.0	a
CLACo	111.9 ±12.1	a	253.1 ±36.7	a	359.7 ±56.0	a	446.6 ±67.8	ab
Co	33.0 ±2.3	ef	79.9 ±2.9	e	109.9 ±2.5	e	133.6 ±3.0	e

Le potentiel de minéralisation du compost pur (mesuré uniquement à t 0 mois) est de 133.6 g C-CO_2 kg^{-1} de COT au bout de 150 jours. Son apport induit une hausse significative et systématique du potentiel de minéralisation du C des mélanges par rapport aux matériaux purs, dès le début de l'incubation (9 jours) et jusqu'à la fin (149 jours). Au bout de 149 jours, cette hausse est comprise entre +465 % (TV) et +870 % (CLA) de COT minéralisé. Au début de l'incubation, deux groupes se distinguent (figure 5.17) : TVCo, STACo, SPOCo et CLACo qui ont un potentiel de

minéralisation plus élevés que TACCo. Au cours du temps, le potentiel de minéralisation de STACo réduit en comparaison de celui de TVCo, SPOCo et CLACO (à partir de 30 jours d'incubation environ (figure 5.17), de telle sorte que 149 jours après le début de l'incubation, trois groupes sont visibles : TVCo, SPOCo et CLACo dont le potentiel est le plus fort (>350 g C-CO_2 kg^{-1} de COT), TACCo dont le potentiel est le plus faible (191 g C-CO_2 kg^{-1} de COT) et STACo en position intermédiaire (317 g C-CO_2 kg^{-1} de COT).

SPO, CLA, SPOCo et CLACo sont les sédiments qui ont le potentiel de minéralisation du C le plus élevé. Ceci est cohérent avec la diminution des teneurs en MO mesurées *in situ* qui est plus importante pour ces quatre matériaux, durant les 18 premiers mois. Il y a donc adéquation des incubations avec les mesures de terrain.

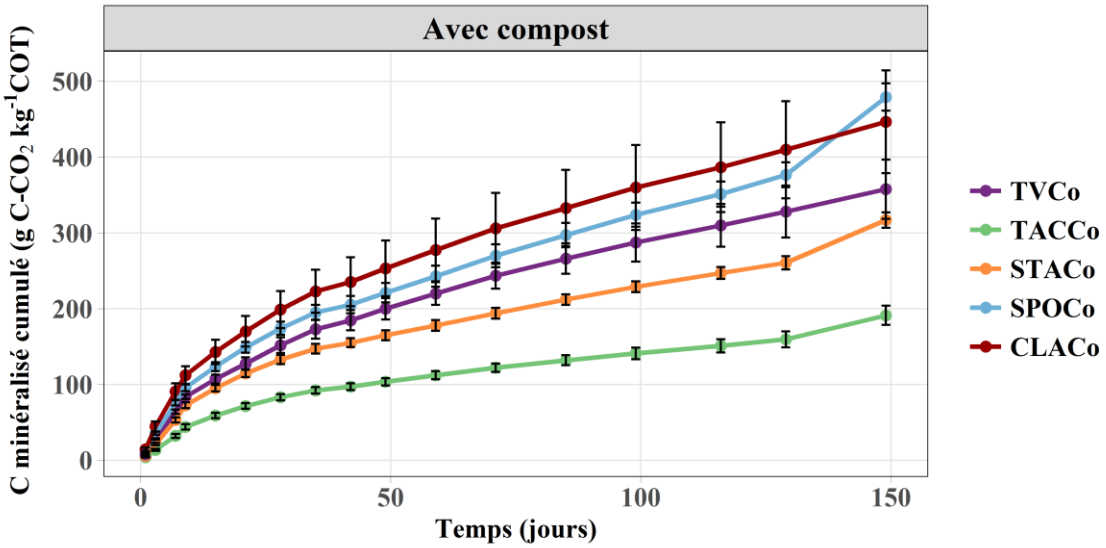


Figure 5.17. : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des mélanges à t 0 mois

A t 18 mois :

La figure 5.18 permet de distinguer globalement trois groupes de matériaux purs : STA qui a le potentiel de minéralisation le plus élevé, SPO, CLA et TV qui semblent avoir des potentiels faibles similaires et TAC qui est dans une position intermédiaire. 9 jours après le début de l'incubation, les potentiels de minéralisation des matériaux purs sont contrastés, compris entre 1.3 g C-CO_2 kg^{-1} de COT (SPO) et 11.4 g C-CO_2 kg^{-1} de COT (CLA) (tableau 5.8). Après 153 jours d'incubation, TV et CLA forment le groupe des matériaux qui minéralisent le moins de C (39 et 49 g C-CO_2 kg^{-1} de COT, respectivement). Le potentiel de minéralisation des autres matériaux sont statistiquement différents et supérieurs. STA a le potentiel le plus élevé (129 g C-CO_2 kg^{-1} de COT) suivi de celui de TAC (86 g C-CO_2 kg^{-1} de COT et de celui de SPO (62 g C-CO_2 kg^{-1} de COT) (tableau 5.9).

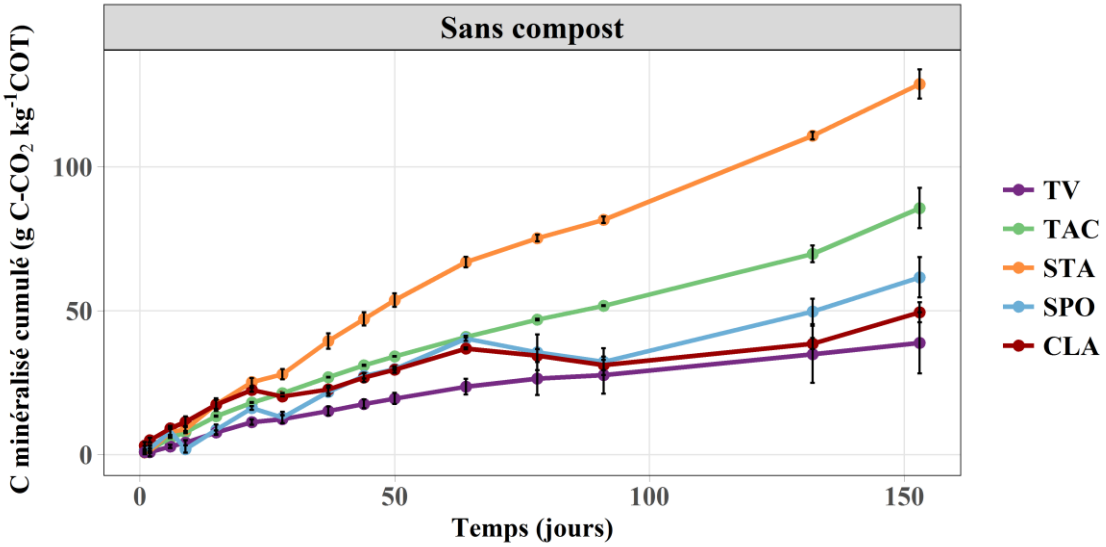


Figure 5.18 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des matériaux purs à t 18 mois

Le potentiel de minéralisation des mélanges est très contrasté en fonction du mélange tout au long de l'incubation (figure 5.19). Après 153 jours d'incubation, tous les potentiels de minéralisation des mélanges sont statistiquement différents entre eux (tableau 5.9). Les potentiels les plus élevés sont celui de SPOCo (485 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de COT), de CLACo (363 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de COT) et de STACo (268 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de COT) qui sont supérieurs à celui de TVCo (139.5 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de COT). TACCo a le potentiel le plus faible des mélanges (65.4 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de COT). Tous les potentiels de minéralisation des mélanges sont significativement supérieurs (de + 108 % (STACo) à + 688 % (SPOCo)) à celui de leurs homologues purs respectifs, sauf celui de TACCo qui est significativement inférieur (-24 %) à celui de TAC au bout de 153 jours (tableau 5.9).

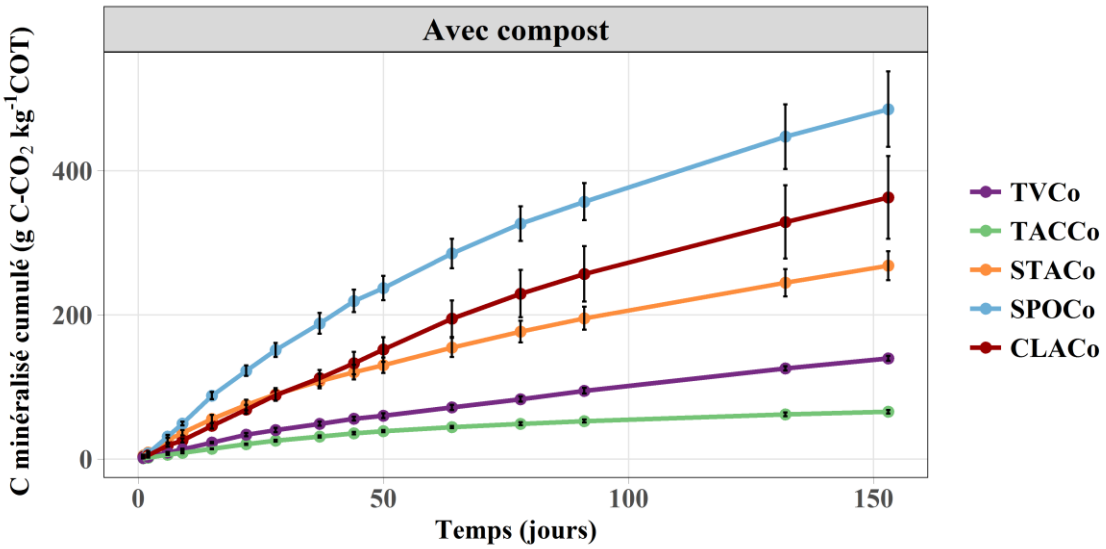


Figure 5.19 : Potentiel de minéralisation du C par rapport au COT des mélanges à t 18 mois

Tableau 5.8 : Potentiel de minéralisation du C exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} COT mesuré à t 18 mois. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre modalités (Kruskal-Wallis, α = 0.05) environ 10 jours, 50 jours, 100 jours et 150 jours après le début de l'incubation.

g C-CO_2 kg^{-1} COT	C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé	
Modalité	après 9 jours		après 50 jours		après 91 jours		après 153 jours	
TV	4.1 ±0.9	e	19.5 ±2.0	h	27.6 ±6.4	f	38.8 ±10.6	h
TAC	7.8 ±0.4	d	34.1 ±0.1	f	51.7 ±0.1	e	85.7 ±7.0	f
STA	8.7 ±1.2	d	53.7 ±2.4	d	81.6 ±1.1	d	128.8 ±5.1	e
SPO	1.9 ±1.3	e	29.7 ±0.3	g	32.2 ±4.6	f	61.6 ±7.0	g
CLA	11.4 ±1.8	c	29.5 ±1.1	g	31.1 ±1.8	f	49.4 ±3.5	h
TVCo	13.3 ±0.9	c	59.9 ±3.3	c	94.5 ±3.9	cd	139.5 ±3.5	d
TACCo	8.5 ±0.6	d	38.5 ±1.4	e	52.6 ±2.1	e	65.4 ±2.6	g
STACo	36.3 ±3.7	ab	129.9 ±10.7	b	195.1 ±15.9	bc	268.0 ±20.1	c
SPOCo	49.0 ±2.7	a	237.1 ±16.9	a	356.9 ±25.7	a	485.2 ±52.1	a
CLACo	25.7 ±2.8	b	151.7 ±17.0	b	256.7 ±38.5	ab	362.9 ±57.4	b

2.2.2 Modélisation

Les données expérimentales collectées au cours des incubations ont permis d'ajuster l'équation de premier ordre proposée par Collins et al. (1995) pour modéliser la minéralisation du C de chaque répétition de sols construits. A partir de ces modèles, deux variables ont été obtenues :

- Le coefficient C_{max} correspondant au C minéralisable (ou C labile) des sols construits (exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec)
- Le coefficient k correspondant au taux spécifique de minéralisation (exprimé en $jour^{-1}$) (Annexe 5.3)

Les teneurs en carbone minéralisable exprimées en g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec des matériaux purs sont présentées dans la figure 5.20. TV a une teneur en C minéralisable de 1.97 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec à t 0 mois, qui reste constante tout au long de l'expérimentation. TAC et STA ont des teneurs en C minéralisable similaires à t 0 mois (4.6 et 3.5 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec, respectivement). En 18 mois, le C minéralisable de TAC est multiplié par 3.4 en moyenne. Cette augmentation est exacerbée par une valeur particulièrement élevée C minéralisable (23.1 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec) pour l'une des répétitions à t 18 mois. Si on fait abstraction de cette valeur, le C minéralisable n'est multiplié que par 2.6 en 18 mois. Pour STA, le C minéralisable a tendance à diminuer durant les 6 premiers mois et à augmenter (+193 %) sur les 6 derniers mois. Pour SPO et CLA, la teneur en C minéralisable est faible à t 0 mois (0.5 et 0.6 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec, respectivement) et tend à rester constante voire à diminuer au cours du temps pour atteindre (0.5 et 0.3 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec) à t 18 mois.
A t 0 mois, le compost pur a une teneur en C minéralisable élevée par rapport aux mélanges (48.1 g C-CO_2 kg^{-1} de matière sèche). A cette date, tous les mélanges ont des teneurs en C minéralisable statistiquement similaires comprises entre 20.3 (CLACo) et 26.9 (TACCo) g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec (24.2 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec pour TVCo) (figure 5.21).

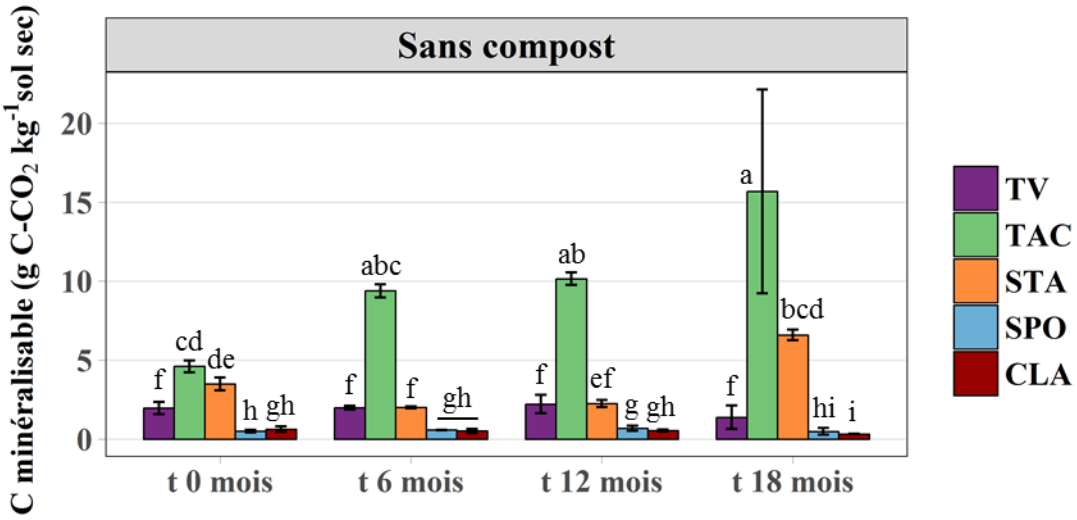


Figure 5.20 : Teneurs en carbone minéralisable des matériaux purs en fonction du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les modalités (temps + matériau) (Kruskal-Wallis, α = 0.05)

Pour TVCo, STACo et CLACo, la teneur en C minéralisable diminue durant les 6 premiers mois de 68 %, 51 % et 39 %, respectivement, et reste constante jusqu'à la fin de l'expérimentation. Pour SPOCo une baisse de C minéralisable est également observée entre t 0 et t 6 mois (-27 %) mais cette baisse continue entre t 6 et t 12 mois (-34 %) pour se stabiliser après t 12 mois. Enfin la teneur en C minéralisable de TACCo diminue de 45 % durant les 6 premier mois et augmente brutalement pour atteindre (45.2 g $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} de sol sec) à t 12 mois.

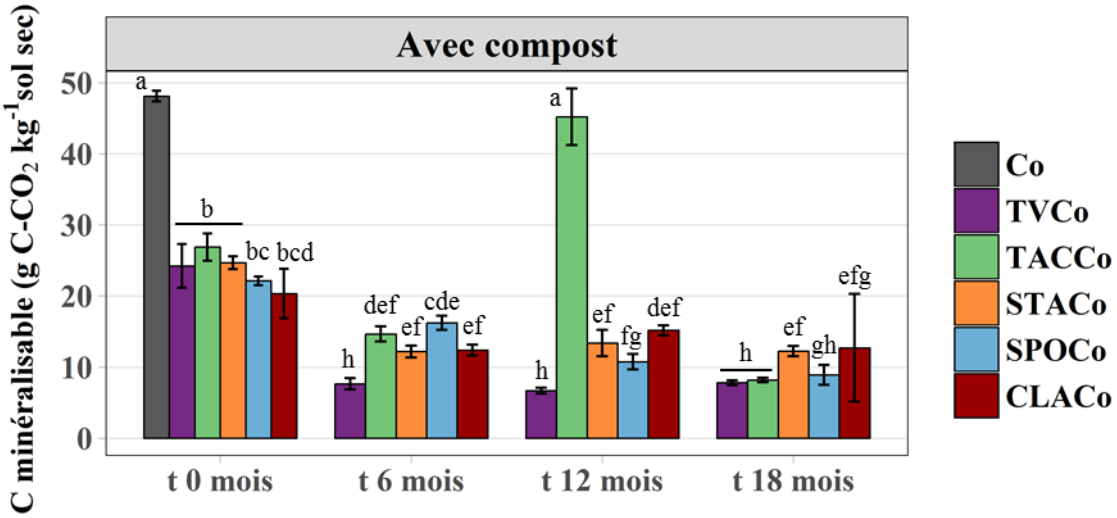


Figure 5.21 : Teneurs en carbone minéralisable des mélanges en fonction du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les modalités (temps + matériau) (ANOVA, α = 0.05)

Cette augmentation pourrait être due à un « effet saison » qui influence l'état biochimique de la MO et le cortège microbien ou une interaction entre la MO initiale du sédiment (teneur particulièrement élevé : 235.6 g kg^{-1}) et le cortège microbien du compost. Toutefois, les autres modalités n'étant pas impactées et le phénomène ayant lieu un an après l'apport de compost, il

n'est pas possible d'exclure un problème de mesure et/ ou d'échantillonnage. A t 18 mois, la teneur en C minéralisable de TACCo (8.2 g C-CO_2 kg^{-1} de sol sec) diminue pour atteindre un niveau similaire à celle de TVCo.

Les teneurs théoriques en C minéralisable des mélanges (addition du C minéralisable issu de 40 % de compost et du C minéralisable issu de 60 % de sédiment) sont systématiquement inférieures aux teneurs effectivement mesurées dans les mélanges (tableau 5.9). Cette différence est comprise entre +1.5 % (CLACo) et +5.6 % (TVCo). Cela pourrait être dû à deux phénomènes : (1) le cortège microbien initialement présents dans les sédiments est capable de minéraliser une partie de la MO du compost que son cortège microbien n'est pas capable de minéraliser ou (2) le cortège microbien du compost est capable de minéraliser une partie de la MO des sédiments qui est inaccessible au cortège microbien respectif des sédiments.

Tableau 5.9 : Effet non additif du compost sur le potentiel de minéralisation du C

	COT initial (g kg^{-1})	C minéralisable apporté en théorie par 40 % vol de compost (g kg^{-1} MS)	C minéralisable apporté en théorie par 60 % vol de sédiments (g kg^{-1} MS)	C minéralisable mesuré dans les mélanges (g kg^{-1} MS)	Différence entre C mesurée et C théorique	
					(g kg^{-1} MS)	(% de COT)
TVCo	68.1		1.2	24.2	3.8	+5.6
TACCo	156.2		2.8	26.9	4.9	+3.1
STACo	85.8	19.2	2.1	24.7	3.3	+3.9
SPOCo	47.5		0.3	22.1	2.6	+5.4
CLACo	47.3		0.4	20.3	0.7	+1.5

Exprimé en pourcentage de la teneur en COT des sols construits, le carbone minéralisable Cmax permet d'estimer les proportions théoriques de C organique stable et instable (figure 5.22). Pour les matériaux purs, le COT est globalement peu labile (compris entre 5 et 10 % à t 0 mois) ce qui traduit une MO plutôt stabilisée et humifiée. Toutefois, le C organique de TAC et STA semble devenir de plus en plus disponible au cours du temps, ce qui suggère qu'une partie de la MO de ces matériaux était protégée à t 0 mois, par exemple au sein d'agrégats (Beare et al., 1994) et est rendue disponible au cours du temps lors de la destruction de ces agrégats ou alors que le cortège microbien présent dans ces sols évolue de façon à être capable de minéraliser un pool de la MO jusqu'alors non attaqué. A l'origine de cela, un changement dans le ratio champignon/bactérie pourrait être en cause (Malik et al., 2016).

D'après les mesures de minéralisation effectuées à t 0 mois, le compost possède 13 % de COT instable ou minéralisable et 86 % de COT stable. Ceci est cohérent avec l'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO) (76.9 %) mesuré sur le compost selon la norme XP U44-162 (AFNOR, 2009) qui évalue la part de MO minéralisable en 1 an. Cette ISMO se situe dans la

gamme habituellement observée pour des composts de déchets verts (de 70 % à 90 %) (Lashermes et al. 2011). Toutefois, elle indique que le compost utilisé est relativement peu stable.

Son apport à hauteur de 40 % dans les matériaux purs induit logiquement une part de COT minéralisable plus grande dans les mélanges que dans les matériaux purs (figure 5.22). A t 0 mois, cette proportion est comprise entre 17 % (TACCo) et 47 % (SPOCo) (36 % pour TVCo). Elle tend à diminuer au cours du temps pour TV (-39 % en 18 mois) et TAC (-59 % en 18 mois). Pour STACo la proportion de C organique instable reste constante sur 18 mois. Pour SPOCo et CLACo, cette proportion fluctue au cours des 18 premiers mois. Elle augmente fortement entre l'état initial et t 6 mois (SPOCo) et t 12 mois (CLACo) pour atteindre, respectivement 99 et 89 % de C organique minéralisable. Puis elle diminue jusqu'à 18 mois pour atteindre un niveau similaire à celui mesuré à t 0 mois.

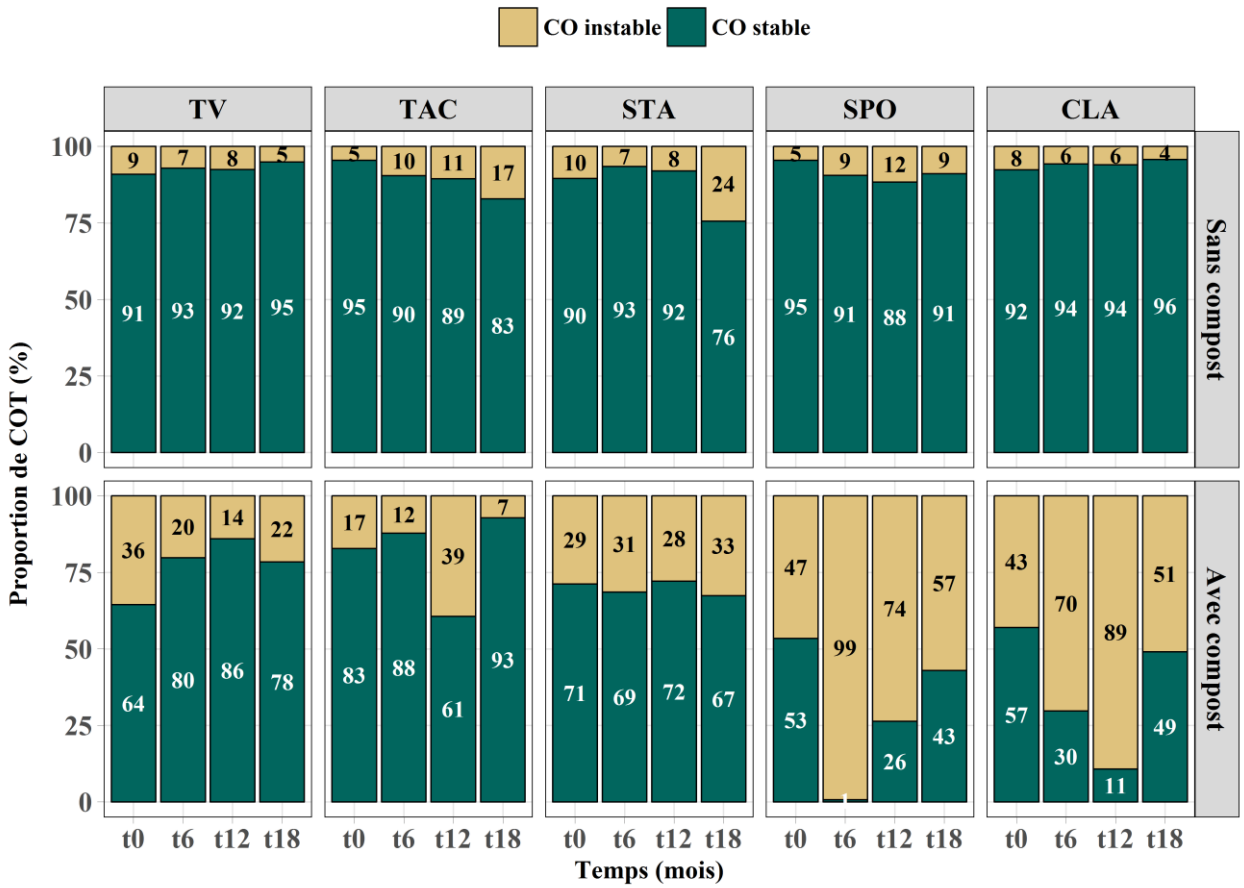


Figure 5.22 : Proportion de carbone organique (CO) stable et instable au cours du temps pour chaque modalité de sols construits

2.3 Evolution de la teneur en carbone microbien

L'évolution entre t 6 mois et t 18 mois des teneurs en carbone microbien des matériaux purs est présentée dans la figure 5.23. A t 0 mois, la déshydratation des matériaux n'a pas permis de faire

la mesure de biomasse microbienne. A t 6 mois, TV a plus de biomasse microbienne (1426.1 mg kg^{-1}) que les autres matériaux purs. TAC et STA ont des teneurs statistiquement similaires (329.6 et 226.3 mg kg^{-1}, respectivement) et SPO a une teneur de 72.8 mg kg^{-1}. La teneur en C microbien de TV est divisée par 5.8 entre t 6 et t 12 mois, puis se stabilise jusqu'à t 18 mois (281.6 mg kg^{-1}, à t 18 mois). Les teneurs de TAC, STA et SPO restent constantes au cours du temps, alors que celle de CLA diminue de 61 % entre t 6 et t 12 atteignant une teneur faible : 19.1 mg kg^{-1}.
A titre de comparaison, Chaussod et al. (1992) montrent qu'un sol sous prairie contient 146 mg kg^{-1}, Brookes (2001) trouve que des sols cultivés ont 96 et 138 mg C microbien kg^{-1} (valeurs calculées d'après les données de Brookes (2001), hypothèse de calcul MVA =1.45 g cm^{-3}) et Bulot et al. (2016) mesurent une teneur en biomasse microbienne d'approximativement 90 mg kg^{-1} dans un sol de prairie. TV, TAC, STA et SPO ont donc des teneurs en biomasse microbienne similaires voire supérieures à celles que l'on peut observer dans des sols naturels ou cultivés. CLA a des teneurs plus faibles, mais du même ordre de grandeur.

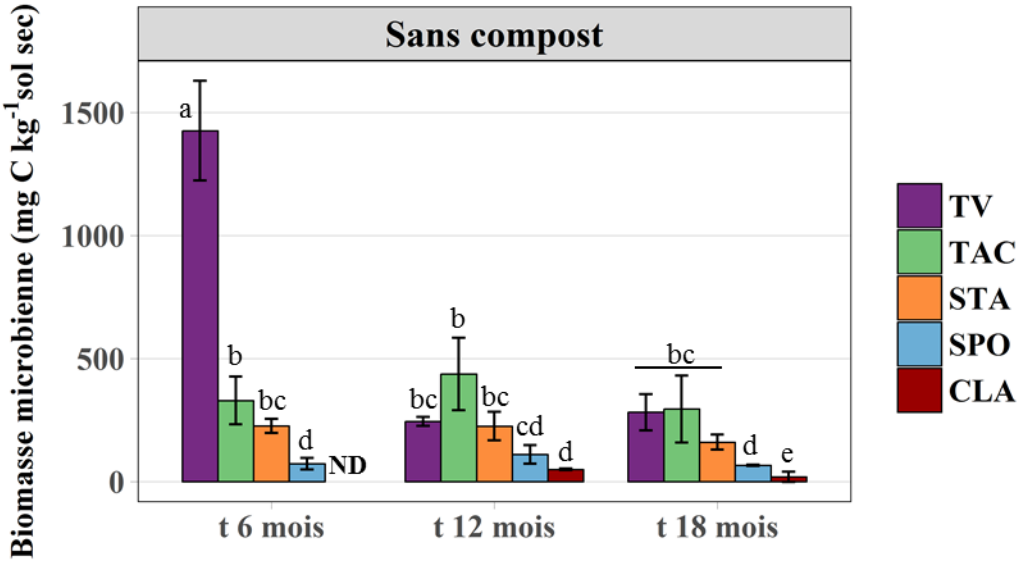


Figure 5.23 : Teneurs en carbone microbien des matériaux purs en fonction du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les modalités (temps + matériau) (ANOVA, α = 0.05). ND = Non Déterminé

Tableau 5.10 : Teneur en biomasse microbienne exprimée en mg de C microbien par kg de sol sec. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre la modalité avec et sans compost d'un même matériau (Kruskal-Wallis, α < 0.05)

	Compost	TV			TAC			STA			SPO			CLA		
t 6 mois	Avec	3089.9	±233.4	a	1357.9	±88.3	a	982.4	±25.1	a	3226.1	±70.0	a	2997.5	±123.4	-
	Sans	1426.1	±202.8	b	329.6	±97.5	b	226.3	±28.9	b	72.8	±23.2	b	NA	NA	-
t 12 mois	Avec	761.2	±190.1	a	1419.6	±390.5	a	1249.6	±550.5	a	558.3	±288.5	a	831.6	±443.6	a
	Sans	244.5	±17.7	b	437.1	±147.0	b	225.2	±58.2	b	109.6	±37.8	b	49.4	±2.9	b
t 18 mois	Avec	583.8	±55.0	a	862.4	±85.2	a	1344.3	±87.8	a	583.1	±20.6	a	287.5	±140.5	a
	Sans	281.6	±73.9	b	294.7	±135.8	b	160.3	±30.5	b	66.0	±2.8	b	19.1	±20.3	b

Par rapport aux matériaux purs, les mélanges ont tous une teneur en C microbien significativement supérieure à celle de leur homologue pur quel que soit la date de mesure (tableau 5.10). A t 6 mois, la présence de compost induit une augmentation de la biomasse microbienne comprise entre 117 % (TV) et 4332 % (SPO) et à t 18 mois, elle engendre une augmentation comprise entre 107 % (TV) et 1402 % (CLA).

TVCo, SPOCo et CLACo ont des teneurs en C microbien similaires et très élevées à t 6 mois, comprises entre 2997.5 (CLACo) et 3226.1 mg kg^{-1} (SPOCo) (figure 5.24). Ces valeurs sont globalement 2 fois plus élevées que celle de TACCo et STACo qui sont elles-mêmes fortes (1357.9 et 982.4 mg kg^{-1}, respectivement), à t 6 mois et restent statistiquement constantes au cours du temps. Entre t 6 mois et t 12 mois, les teneurs en C microbien de TVCo, SPOCo et CLACo sont divisées par 4, 5.8 et 3.6, respectivement, atteignant des valeurs proches de celles de TACCo et STACo. A t 18 mois, les teneurs de TVCo, SPOCo et CLACo sont inférieurs à celles de TACCo et STACo. Les teneurs en C microbien observées dans les mélanges sont supérieures voire très supérieures aux valeurs observées dans des sols de prairie ou cultivés (Chaussod et al., 1992 ; Brookes, 2001 ; Bulot et al., 2016). Elles correspondent davantage aux teneurs en C microbien mesurées par Wallenstein et al. (2006) dans des sols forestiers : de 1000 à 5000 mg C microbien kg^{-1} de sol sec.

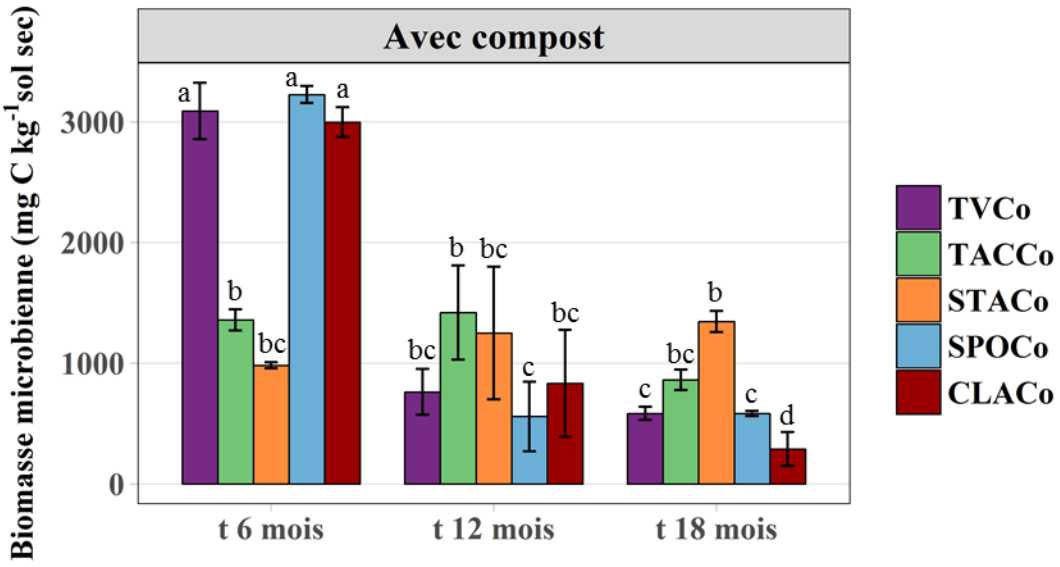


Figure 5.24 : Teneurs en carbone microbien des mélanges en fonction du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les modalités (temps + matériau) (ANOVA, α = 0.05)

La respiration spécifique (RS) définie comme étant la quantité de C-CO_2 minéralisé par unité de biomasse microbienne et par jour (Chaussod et al., 1992) est présentée pour les dates t 6 à t 18 mois dans le tableau TT. Pour calculer la respiration spécifique des sols construits, la quantité de C minéralisé au cours des 150 jours d'incubation a été moyennée pour obtenir une quantité de C-CO_2 émis par jour. Cet indicateur permet d'appréhender l'activité des microorganismes du sol en estimant leur efficacité pour minéraliser le carbone d'un sol.

La respiration spécifique des sols construits est contrastée et fluctue au cours du temps en fonction des modalités (tableau 5.11). TV a une RS comprise entre 6.3 (t 6 mois) et 46.5 mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$ (t 12 mois). A t6 mois, la RS de TV est faible par rapport à celles mesurées sous prairie naturelle (31 mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$) par Chaussod et al. (1992) et sous forêt (de 12 à 72 mg C-CO_2 g^{-1} biom $jour^{-1}$) par Insame et Domsch (1988). Toutefois cette valeur est la plus faible valeur observée au cours de l'expérimentation. Toutes les autres sont similaires à celles mesurées sous prairie, sous forêt ou encore sous culture qui s'étalent de 46-52 mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$ (Chaussod et al., 1992) et de 24 à 60 mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$ (Insame et Domsch, 1988) ou supérieures (TAC, STA, CLA et CLACo à t 18 mois). Les respirations spécifiques observées suggèrent que les micro-organismes présents dans les sols construits sont actifs et prouvent que l'activité biologique au sein de ces sols est importante. Insam et Dormsch (1988) constatent que les sols jeunes, issus de la restauration de sites miniers, ont des respirations spécifiques plus importantes que celles des sols plus anciens, issus des mêmes opérations de génie pédologique. Ils proposent l'hypothèse selon laquelle la RS se stabilise à environ 36 mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$ au bout de 50 ans sous sols cultivés. Nos résultats sont cohérents avec cette hypothèse. TV, le sol issu d'un matériau potentiellement à l'équilibre, est le sol construits ayant la plus faible RS sur 18 mois, alors que les sols construits à partir de sédiments, et ceux amendés en compost ont des RS plus élevées, suggérant qu'ils n'ont pas atteint d'équilibre.

Tableau 5.11 : Respiration spécifique des sols construits à t 6, t 12 et t 18 mois. Elle est exprimée en mg de C-CO2 minéralisé par g de C microbien et par jour.

mg C-CO_2 g^{-1} Cbiom $jour^{-1}$	Respiration spécifique		
	t 6 mois	t 12 mois	t 18 mois
TV	6.3	46.5	24.7
TAC	116.9	95.3	174.6
STA	50.9	54.4	160.2
SPO	48.9	40.4	28.2
CLA	ND	63.6	154.4
TVCo	14.4	35.4	56.5
TACCo	62.8	146.2	56.5
STACo	77.0	63.9	48.9
SPOCo	22.3	93.7	77.2
CLACo	17.9	78.3	135.3

2.4 Rapport C/N

L'évolution au cours du temps du rapport C/N des modalités de sols construits est présentée dans la figure 5.25. A t 0 mois, les rapports C/N de TV (11.1), TAC (12.0), STA (9.0) et CLA (12.1) sont considérés comme optimaux (entre 8 et 10) ou élevés (10-12) par Coulon et Damas (2016). Ces rapports traduisent globalement une MO évoluée et stabilisée. SPO (21.0) a un rapport C/N

plus élevé considéré comme défavorable (Coulon et Damas, 2016) qui traduit une MO peu stable et donc potentiellement dégradable.

Au cours du temps, le rapport C/N de TV, TAC et STA évolue peu pour atteindre, respectivement, 11.7, 12.5 et 10.0 à t 18 mois. Cela confirme le fait que la MO de ces matériaux semble stable. Pour SPO, le rapport C/N n'évolue pas durant les 6 premiers mois (20.8) puis augmente significativement par la suite, atteignant 24.6, à t 12 mois et 30.2 à t 18 mois. Pour CLA, le rapport C/N diminue dans un premier temps (9.7 à t 6 mois et 9.0 à t 12 mois) puis remonte jusqu'à 17.2 à t 18 mois. Ces augmentations s'expliquent par l'augmentation plus marquée des teneurs en COT (§ 2.1.2.) que celle en azote total (§ 3.1) au cours du temps au sein de ces matériaux.

L'apport de 40 % de compost de déchets verts ayant un C/N de 17.7 entraine une augmentation comprise entre +18 % (SPO) et +87 % (CLA) (+76 % pour TV) du rapport C/N des modalités en mélange par rapport à leurs homologues purs respectifs. Tous les mélanges ont ainsi un C/N considéré comme défavorable (>15) (Coulon et Damas, 2016) mais seuls CLACo et SPOCO ont un C/N supérieur à 20, pouvant engendrer un phénomène d'organisation de l'azote par les micro-organismes. Au cours du temps, les C/N de tous les mélanges observent la même évolution qui consiste en une baisse significative entre t 0 et t 6 mois, puis en une stabilisation jusqu'à t 18 mois pour TVCo, TACCo et STACo (14.0, 13.8 et 13.3, respectivement à t 18 mois) alors que la baisse continue jusqu'à t 12 mois pour SPOCo et CLACo. Entre t 12 et t 18 mois, le rapport de C/N de CLACo n'évolue pas significativement (15.9 à t 18 mois) et celui de SPOCo augmente à nouveau pour atteindre 19.3 à t 18 mois.

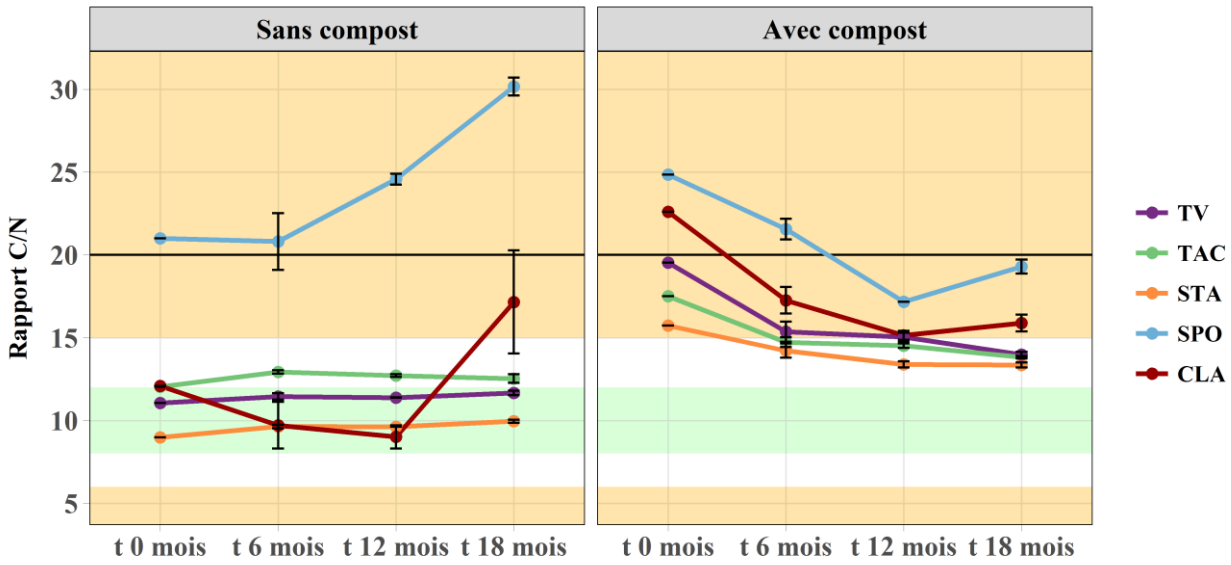


Figure 5.25 : Evolution au cours du temps du rapport C/N des dix modalités de sols construits

A partir de t 6 mois (un peu plus pour SPOCo) tous les matériaux, sauf SPO, ont un rapport C/N inférieur à 20, comme le préconisent Hanks et Lewandowski (2003) pour la construction de sol pour les aménagements paysagers.

3 Evolution de l'azote dans les sols construits

3.1 Azote total

Les teneurs en azote total (N_{tot}) sont contrastées selon les matériaux (figure 5.26). A t 0 mois, TV (1.97 g kg^{-1}), SPO (0.52 g kg^{-1}) et CLA (0.68 g kg^{-1}) ont des teneurs en azote total très faibles (< 2 g kg^{-1}) d'après Coulon et Damas (2016). En 18 mois, les teneurs en azote total de ces matériaux purs augmentent significativement de 8 %, 21 % et 13 % respectivement (tableau 5.12). TAC et STA ont des teneurs en azote total plus élevées mais considérées comme faibles (2-10 g kg^{-1}) pour un sol fertile (Coulon et Damas, 2016). Au cours du temps, leurs teneurs diminuent significativement de 10 et 6 %, pour atteindre 7.54 et 3.51 g kg^{-1} à t 18 mois, respectivement.
Les modalités avec du compost (figure 5.26) ont des teneurs significativement plus élevées en azote total que leurs homologues purs à t 0 mois (teneur en azote total du compost : 12.1 g kg^{-1}). Ces teneurs sont toutes comprises entre 2 et 10 g kg^{-1} et sont donc considérées comme faibles pour un sol fertile. Au cours du temps les teneurs de TVCo, STACo et CLACo baissent significativement de -8, -8 et -20 %, respectivement conférant à CLACo une teneur en azote total considérée comme très faible (1.68 g kg^{-1}). La teneur de TACCo reste constante et celle de SPOCo augmente de 9 % en 18 mois.

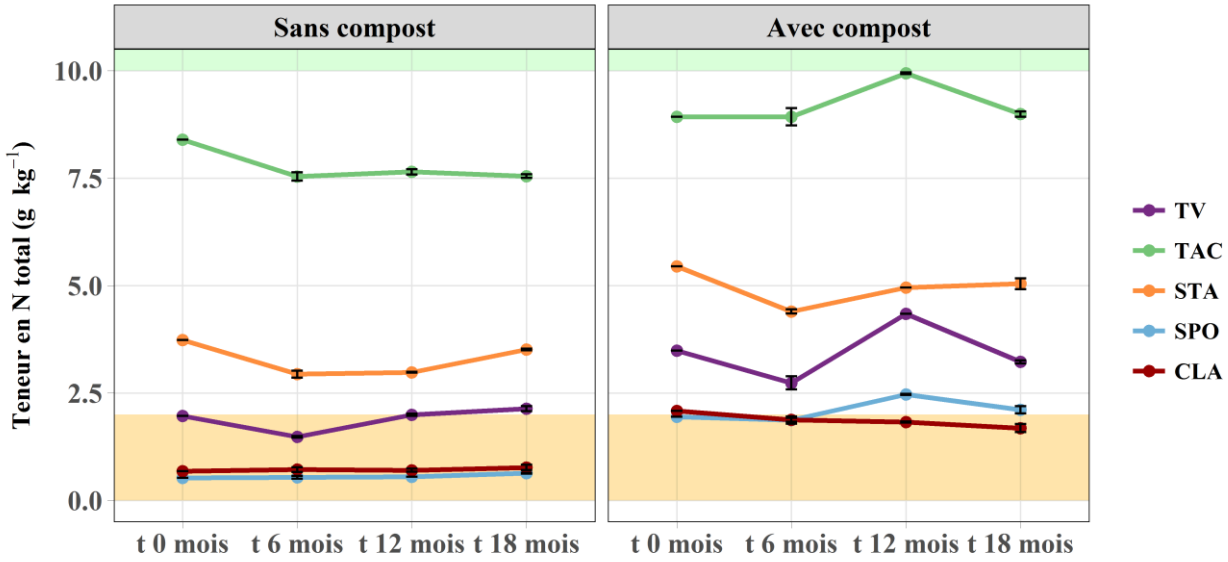


Figure 5.26 : Evolution au cours du temps de la teneur en azote total des dix modalités de sols construits

TAC, STA, TVCo, TACCo et STACo ont des teneurs en N_{tot} supérieures à la médiane de 623 sols de prairie français (2.4 g kg^{-1}) tout au long de l'expérimentation (Joimel et al., 2016). Ces auteurs montrent également que les sols de prairie sont statistiquement les plus riches en N_{tot} parmi les sols support de végétation en France. SPO et CLA ont des teneurs en N_{tot} plus faibles que la médiane (0.9 g kg^{-1}) des teneurs des sols les moins pourvus en N_{tot} en France (Sols de vergers et vignes) (Joimel et al., 2016).

Tableau 5.12 : Evolution de la teneur en azote total des dix modalités de sols construits entre t 0 mois et t 18 mois. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les dates de mesure pour chaque modalité de sol

g kg^{-1} / Modalité	t 0 mois		t 18 mois	
TV	1.97 ±0.00	b	2.13 ±0.06	**a**
TAC	8.40 ±0.00	**a**	7.55 ±0.04	b
STA	3.73 ±0.00	**a**	3.51 ±0.02	b
SPO	0.52 ±0.00	b	0.63 ±0.01	**a**
CLA	0.68 ±0.00	b	0.77 ±0.06	**a**
TVCo	3.49 ±0.00	**a**	3.22 ±0.03	b
TACCo	8.93 ±0.00	a	8.99 ±0.06	a
STACo	5.45 ±0.00	**a**	5.04 ±0.13	b
SPOCo	1.94 ±0.00	b	2.11 ±0.09	**a**
CLACo	2.09 ±0.00	**a**	1.68 ±0.10	b

3.2 Azote minéral

Les teneurs des formes d'azote directement assimilables par les plantes (azote minéral sous forme de nitrate et d'ammonium) sont présentées dans le tableau 5.13. A l'état initial, les matériaux purs ont des teneurs en N minéral contrastées. TV possède 97.3 mg kg^{-1} d'N minéral, issus majoritairement de nitrates. TAC a 2.9 fois plus d'N minéral que TV, alors que STA en a 1.9 fois moins, SPO en a 85 fois moins et CLA en a 6.6 fois moins que TV. SPO et CLA ont donc des teneurs en N minéral particulièrement faibles par rapport au sol témoin. L'apport de compost qui ne contient pas d'N minéral (valeur sous le seuil de quantification des mesures (< 0.2 mg kg^{-1})) induit logiquement une baisse des teneurs en N minéral (entre -20 (TVCO) et -27 % (TACCo) dans les mélanges par rapport aux matériaux purs. Entre t 0 et t 6 mois, les teneurs en N minéral de tous les matériaux (sauf pour SPO dont la teneur reste constante) décroissent fortement (de -71 % (CLACo) à -158 % (SPOCo)) (-93 % pour TV). Entre t 6 et t 12 mois, cette baisse, comprise entre -62 % (STA) et -93 % (CLACo) (-90 % pour TV) continue pour toutes les modalités, sauf pour STACo dont la teneur reste constante. A t 12 mois, les teneurs en N minéral de TV, SPO, CLA, SPOCo et CLACo sont particulièrement faibles (< 1 mg kg^{-1}). Entre t 12 et t 18 mois, les teneurs en N minérale augmentent de +27 % (TAC) à +860 % (CLACo) (+593 % pour TV) pour toutes les modalités sauf pour STACo sont la teneur en N minéral reste constante. Cela pourrait s'expliquer par la minéralisation d'azote organique dans une période de faible croissance du ray-grass (de novembre à avril).

D'après ces résultats, la consommation de l'azote minéral par les plantes et par les microorganismes additionnée à la lixiviation des nitrates durant les 6 premiers mois (Chapitre 4 § 2.2.2.) entrainent une baisse importante de l'N minéral dans tous les sols construits. Cette consommation d'N minéral semble être plus importante que la minéralisation de la MO durant les 12 premiers mois, ce qui entrainerait potentiellement une faim d'azote pour les végétaux. Après

cette date, la consommation d'N minéral devient inférieure à la minéralisation de l'azote organique ce qui permet aux teneurs en N minéral d'augmenter au cours des 6 derniers mois.

Koenig et Isaman (2010) préconisent qu'un sol support de végétation pour des aménagements paysagers doit contenir au moins 20 mg kg^{-1} de $N\text{-}NO_3^-$ lors de sa mise en place. Seuls TV, TAC, TVCo et TACCo respectent cette préconisation à t 0 mois. D'après ce seuil, STA, SPO, CLA et leurs mélanges devraient donc être fertilisés en azote nitrique avant leur utilisation.

Tableau 5.13 : Evolution au cours du temps des teneurs en azote minéral ($N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) des dix modalités de sols construits

	mg kg^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
t 0 mois	$N\text{-}NO_3^-$	89.8	203.8	2.3	0.9	2.8	71.9	149.6	1.8	0.7	2.1
	$N\text{-}NH_4^+$	7.5	80.9	47.8	0.3	12.0	6.0	59.4	37.7	0.2	9.2
	N minéral	97.3	284.7	50.1	1.1	14.8	77.9	209.1	39.5	0.9	11.3
t 6 mois	$N\text{-}NO_3^-$	2.6	5.8	1.8	0.4	0.6	1.8	1.0	0.5	0.2	0.4
	$N\text{-}NH_4^+$	4.6	21.6	10.7	0.8	1.3	6.1	16.0	7.9	2.1	2.9
	N minéral	7.2	27.4	12.5	1.2	1.9	7.9	16.9	8.4	2.3	3.3
t 12 mois	$N\text{-}NO_3^-$	0.1	1.6	1.7	0.1	0.1	0.1	0.1	2.9	0.4	0.1
	$N\text{-}NH_4^+$	0.6	5.4	3.1	0.1	0.1	1.7	2.4	5.5	0.1	0.1
	N minéral	0.7	6.9	4.8	0.2	0.2	1.8	2.5	8.4	0.5	0.2
t 18 mois	$N\text{-}NO_3^-$	0.4	1.7	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
	$N\text{-}NH_4^+$	4.7	7.2	7.2	1.5	0.6	3.9	9.0	8.3	1.7	1.8
	N minéral	5.1	8.8	7.3	1.8	0.7	4.0	9.1	8.4	1.8	1.9

4 Eléments majeurs et mineurs

L'étude des éléments majeurs et mineurs est nécessaire afin d'évaluer la capacité des sols construits à fournir les éléments nutritifs nécessaires à la constitution des cellules végétales et donc à la croissance du Ray gras. L'appréciation des teneurs en éléments est mise en relation avec des seuils de recommandation agronomique français, que nous supposerons transposables au Ray gras.

4.1 Le phosphore

Le phosphore est un élément indispensable pour la synthèse de certaines protéines impliquées dans la respiration et la photosynthèse (Craul, 1992). Il est aussi nécessaire à la constitution des nucléotides à l'origine de l'ADN et de l'ARN (Gobat et al., 2010). Sa carence est donc de multiples conséquences comme des retards de croissance. Les teneurs initiales en phosphore total (P_{tot}) des sols construits à partir de sédiments purs sont comprises entre 1.70 g kg^{-1} (SPO) et 5.90 g kg^{-1} (TAC) (tableau 5.14). Le compost initial contient 3.7 g kg^{-1} de P_{tot}. Les sols construits à

partir de mélange avec du compost ont une teneur initial en P_{tot} comprise entre 1.85 g kg^{-1} (SPOCo) et 5.01 g kg^{-1} (TACCo).

A t 0 mois, les teneurs en phosphore assimilable (P_{Olsen}) des matériaux purs sont comprises entre 0.01 g kg^{-1} (CLA) et 0.09 g kg^{-1} (TV et STA), ce qui représente des fractions assimilables relativement faibles par rapport au P_{tot} (de 0.7 à 3.8 %). TV et STA ont des teneurs en P_{Olsen} supérieures à la moyenne des sols naturels et cultivés français (0.072 g kg^{-1}) et à leur médiane (0.06 g kg^{-1}), mesurées grâce au RMQS (n = 688) (Jolivet et al., 2006). Ces teneurs n'évoluent pas au cours du temps pour TV, alors qu'elles semblent augmenter pour STA (+67 % entre t0 et t 18 mois). A t 0 mois, TAC (0.06 g kg^{-1}) a une teneur inférieure mais proche de la moyenne des sols français. Au cours du temps, sa teneur en P_{Olsen} fluctue légèrement pour atteindre 0.08 g kg^{-1} à t 18 mois. Les teneurs en P_{Olsen} de SPO et CLA sont faibles à t 0 mois (0.04 g kg^{-1} et 0.01 g kg^{-1}, respectivement) et restent constantes au cours du temps (0.02 g kg^{-1} à t 18 mois, pour les deux sédiments). Les mélanges avec 40 % (v:v) de compost ont tous des teneurs en P_{Olsen} supérieures à la moyenne des sols français (de 0.08 g kg^{-1} (TACCo et CLACo) à 0.17 g kg^{-1} (STACo) à t 0 mois).

Tableau 5.14 : Teneurs en phosphore total (P_{tot}) à l'état initial et en phosphore assimilable (P_{Olsen}) au cours du temps des sols construits. Les valeurs en gras sont celles supérieures à la moyenne des sols français (0.06 g kg^{-1}) (Jolivet et al. 2006)

	t 0 mois			t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	P_{tot}	P_{Olsen}	Fraction assimilable	P_{Olsen}	Fraction assimilable	P_{Olsen}	Fraction assimilable	P_{Olsen}	Fraction assimilable
	g kg^{-1}		%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
TV	-	**0.09**	-	**0.08**	-	**0.09**	-	**0.10**	-
TAC	5.90	0.06	1.0	**0.08**	1.4	0.05	0.8	**0.08**	1.4
STA	2.30	**0.09**	3.8	**0.10**	4.3	**0.10**	4.3	**0.15**	6.5
SPO	1.70	0.04	2.2	0.02	1.2	0.02	1.2	0.02	1.2
CLA	1.80	0.01	0.7	0.02	1.1	0.02	1.1	0.02	1.1
TVCo	-	-	-	**0.12**	-	**0.14**	-	**0.14**	-
TACCo	5.01	-	-	**0.08**	1.6	**0.09**	1.8	**0.12**	2.4
STACo	2.59	-	-	**0.17**	6.6	**0.15**	5.8	**0.21**	8.1
SPOCo	1.85	-	-	**0.09**	4.9	**0.07**	3.8	**0.08**	4.3
CLACo	1.91	-	-	**0.08**	4.2	**0.06**	3.1	**0.08**	4.2

Au cours du temps, ces teneurs restent globalement constantes pour TVCo, SPOCo et CLACo et semblent augmenter pour TACCo et STACo (+50 % et +24 % entre t 6 et t 18 mois).

A t 18 mois, seuls SPO (0.02 g kg^{-1}) et CLA (0.02 g kg^{-1}) ont des teneurs en P_{Olsen} inférieures à la moyenne des sols français. Toutefois, ces valeurs sont supérieures à la médiane des teneurs en P_{Olsen} mesurées sur des sols forestiers français (0.006 g kg^{-1}, n = 582) et proches de celle des teneurs mesurées sur des sols de prairie française (0.031 g kg^{-1}, n = 623) (Joimel et al. 2016). STACo (0.21 g kg^{-1}) a une teneur en P_{Olsen} supérieure à la médiane des teneurs mesurées sur des

sols de jardins potagers (0.183 g kg^{-1}, n = 104), catégorie de sol la plus pourvu en P_{Olsen} en France d'après Joimel et al. (2016).
D'après ARVALIS (2009) et COMIFER (1995) et au regard de l'origine régionale et de la texture des sols construits, la teneur seuil en P_{Olsen} nécessitant une fertilisation en P pour une culture moyennement exigeante est de 0.05 g kg^{-1}. Seuls SPO et CLA nécessiteraient donc une fertilisation en P. À t 18 mois, tous les autres sols construits ont une teneur en P_{Olsen} permettant une impasse de fertilisation phosphorée (0.08 g kg^{-1}) (ARVALIS, 2009 ; COMIFER, 1995).

4.2 Le potassium

Le potassium joue un rôle important dans l'activation d'enzyme, la régulation de la pression osmotique et dans la production de molécules à haute énergie (Adénosine TriPhosphates (ATP)) (Gobat et al. 2010). Sa carence provoque donc des perturbations dans le transport des sucres depuis les feuilles vers les autres organes (Kramer et Korzlowski, 1979). Les teneurs en potassium total (K_{tot}) des sédiments et leurs mélanges à l'état initial ainsi que les teneurs en potassium échangeables (K_{ech}) sont présentées dans le tableau 5.15. A t 0 mois, Les matériaux purs ont des teneurs en K_{tot} relativement proches (entre 18.00 g kg^{-1} (TAC) et 23.30 g kg^{-1} (SPO)). L'apport de 40 % (v:v) de compost de déchets verts (K_{tot} = 5.9 g kg^{-1}) induit une baisse des teneurs en K_{tot} dans les mélanges par rapport à leurs homologues purs.
Les teneurs en K_{ech} des sols construits à t mois sont comprises entre 0.03 g kg^{-1} (SPO et CLA) et 0.28 g kg^{-1} (TAC).

D'après l'origine régionale des matériaux, leur texture, et selon ARVALIS (2009) et COMIFER (1995), TAC possèdent suffisamment de K_{ech} pour être en situation d'impasse possible en cas de culture moyennement exigeante (> 0.18 g kg^{-1}). TV (0.15 g kg^{-1}) et STA (0.16 g kg^{-1}) ont des valeurs incitant à faire une fertilisation d'entretien mais non obligatoire. En revanche SPO (0.03 g kg^{-1}) et CLA (0.03 g kg^{-1}) ont des valeurs inférieures à 0.12 g kg^{-1} suggérant une fertilisation potassique nécessaire en cas de culture. Au cours du temps, les teneurs en K_{ech} de TV, TAC et STA ont tendance à diminuer (-54 %, -57 % et -43 %, respectivement, entre t 0 et t 18 mois). A t 18 mois, TV et STA ont des teneurs en K_{ech} qui nécessitent une fertilisation potassique en cas de culture alors que la teneur de STA permet de ne pas fertiliser. Les teneurs de SPO et CLA sont constantes et faibles au cours du temps, nécessitant une fertilisation potassique en cas de culture.
L'apport de compost permet à tous les mélanges d'avoir des teneurs en K_{ech} supérieures au seuil d'impasse, et ce tout au long de l'expérimentation. Toutefois, une baisse des teneurs en K_{ech}, de tous les mélanges, comprise entre -7 % (TVCo) et -51 % (CLACo), est constatée entre t 6 et t 18 mois.

Tableau 5.15 : Teneurs en potassium total (K_{tot}) à l'état initial et en potassium échangeable (K_{ech}) au cours du temps des sols construits. Les valeurs en gras sont les teneurs supérieurs à la teneur nécessitant une fertilisation potassique (0.12 g kg^{-1}) (ARVALIS, 2009 ; COMIFER, 1995)

	t 0 mois			t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	K_{tot}	K_{ech}	Fraction assimilable	K_{ech}	Fraction assimilable	K_{ech}	Fraction assimilable	K_{ech}	Fraction assimilable
	g kg^{-1}		%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
TV	-	**0.15**	-	0.08	-	0.08	-	0.07	-
TAC	18.00	**0.28**	1.6	**0.18**	1.0	**0.18**	1.0	**0.12**	0.7
STA	19.80	**0.16**	0.8	0.09	0.5	**0.12**	0.6	0.09	0.5
SPO	23.30	0.03	0.1	0.03	0.1	0.04	0.2	0.03	0.1
CLA	18.70	0.03	0.1	0.03	0.2	0.02	0.1	0.02	0.1
TVCo	-	-	-	**0.45**	-	**0.56**	-	**0.42**	-
TACCo	14.13	-	-	**1.23**	8.7	**1.06**	7.5	**1.03**	7.3
STACo	17.49	-	-	**1.16**	6.6	**0.98**	5.6	**0.86**	4.9
SPOCo	20.38	-	-	**0.26**	1.3	**0.25**	1.2	**0.17**	0.8
CLACo	15.96	-	-	**0.29**	1.8	**0.25**	1.6	**0.14**	0.9

4.3 Le magnésium

Le magnésium est notamment un constituant de la chlorophylle et un activateur d'enzymes. Sa carence peut engendrer une chlorose (Gobat et al. 2010).

Tableau 5.16 : Teneurs en magnésium total (Mg_{tot}) à l'état initial et en magnésium assimilable (Mg_{ass}) au cours du temps des sols construits

	t 0 mois			t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	Mg_{tot}	Mg_{ech}	Fraction assimilable	Mg_{ech}	Fraction assimilable	Mg_{ech}	Fraction assimilable	Mg_{ech}	Fraction assimilable
	g kg^{-1}		%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
TV	-	0.14	-	0.12	-	0.12	-	0.10	-
TAC	11.90	0.57	4.8	0.45	3.8	0.45	3.8	0.40	3.4
STA	6.50	0.25	3.8	0.23	3.5	0.20	3.1	0.21	3.2
SPO	35.90	0.15	0.4	0.14	0.4	0.18	0.5	0.15	0.4
CLA	17.90	0.16	0.9	0.11	0.6	0.17	0.9	0.12	0.7
TVCo	-	-	-	0.31	-	0.35	-	0.30	-
TACCo	9.36	-	-	0.93	9.9	0.94	10.0	0.85	9.1
STACo	6.12	-	-	0.64	10.5	0.62	10.1	0.57	9.3
SPOCo	30.83	-	-	0.32	1.0	0.35	1.1	0.27	0.9
CLACo	15.08	-	-	0.25	1.7	0.25	1.7	0.21	1.4

Les matériaux purs ont des teneurs en magnésium total (Mg_{tot}) comprises entre 6.50 g kg^{-1} (STA) et 35.90 g kg^{-1} (SPO) (tableau 5.16). Les mélanges (4 g kg^{-1} de Mg_{tot} pour le compost pur à l'état initial) ont des teneurs en Mg_{tot} toutes inférieures à celles de leurs homologues purs respectifs. Les teneurs en magnésium échangeable (Mg_{ech}) de TV (0.14 g kg^{-1}), SPO (0.15 g kg^{-1}) et CLA

(0.16 g kg^{-1}) sont similaires à t 0 mois. Celles de TAC (0.57 g kg^{-1}) et de STA (0.25 g kg^{-1}) sont respectivement 3.8 et 1.7 fois plus élevées. L'apport de compost double globalement les teneurs en Mg_{ech}. Au cours du temps, les teneurs en Mgech de SPO et CLA restent constantes alors que celles des autres sols construits diminuent entre -3 % (TVCo) et -17 % (TV) entre t 6 et t 18 mois.

4.4 Le calcium

Le calcium est un composant des parois cellulaires et contrôle certains processus cellulaires comme la croissance des racines et l'élongation (Craul, 1992). Sa carence entraine donc principalement des problèmes de développement au niveau des méristèmes (Kramer et Korzlowski, 1979).

Tableau 5.17 : Teneurs en calcium total (Ca_{tot}) à l'état initial et en calcium échangeable (Ca_{ech}) au cours du temps des sols construits

	t 0 mois			t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	Ca_{tot}	Ca_{ech}	Fraction assimilable	Ca_{ech}	Fraction assimilable	Ca_{ech}	Fraction assimilable	Ca_{ech}	Fraction assimilable
	g kg^{-1}		%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
TV	-	1.42	-	1.12	-	1.27	-	1.08	-
TAC	19.90	2.97	14.9	2.99	15.0	3.14	15.8	2.73	13.7
STA	15.30	1.16	7.6	1.12	7.3	1.30	8.5	1.20	7.8
SPO	154.10	8.10	5.3	8.63	5.6	8.63	5.6	7.90	5.1
CLA	134.60	8.71	6.5	8.43	6.3	8.51	6.3	7.53	5.6
TVCo	-	-	-	2.78	-	3.36	-	2.97	-
TACCo	18.94	-	-	6.34	33.5	6.83	36.1	5.93	31.3
STACo	16.72	-	-	4.62	27.6	4.53	27.1	4.50	26.9
SPOCo	132.89	-	-	9.18	6.9	9.00	6.8	7.69	5.8
CLACo	112.39	-	-	8.64	7.7	8.97	8.0	7.57	6.7

Les teneurs en calcium total (Ca_{tot}) des sédiments initiaux sont contrastées entre TAC et STA, qui ont une teneur de 19.9 et 15.3 g kg^{-1}, respectivement, et SPO et CLA qui ont des teneurs entre 7 et 10 fois supérieures (154.1 et 134.6 g kg^{-1}, respectivement) (tableau 5.17). L'apport de compost (21.9 g kg^{-1} à t 0 mois) entraine une baisse de la teneur en Ca_{tot} des mélanges par rapport à leurs homologues purs.

Les teneurs en calcium échangeable (Ca_{ech}) sont également contrastées entre les modalités de sols construits. SPO et CLA et leurs mélanges sont les plus pourvus en Ca_{ech}, avec des valeurs comprises entre 8.4 et 9.2 g kg^{-1} à t 6 mois. TV, TAC et CLA ont quant à eux des valeurs plus faibles comprises entre 1.12 et 2.99 g kg^{-1} à t 6 mois. A cette date, les mélanges ont tous une teneur en Ca_{ech} supérieure à celle de leur homologue pur respectif. Au cours du temps, les teneurs en Ca_{ech} ont tendance à diminuer : de -3 % pour STACo à -16 % pour SPOCo (-4% pour TV).

4.5 Le sodium

Le sodium n'est pas un élément essentiel pour les plantes, même s'il est absorbé et sert d'activateur de certaines enzymes (Gobat et al. 2010). TAC (17.90 g kg^{-1}) est le matériau ayant la plus forte teneur en sodium total (Na_{tot}) (tableau 5.18). Les autres matériaux ont des teneurs comprises entre 5.26 g kg^{-1} (CLACo) et 8.80 g kg^{-1} (SPO). Les fractions assimilables de sodium sont faibles quel que soit les matériaux purs (< 1.5 % du Na_{tot}). Les teneurs en sodium échangeable (Na_{ech}) des matériaux purs sont comprises entre 0.01 g kg^{-1} (SPO) et 0.09 g kg^{-1} (TAC) (0.03 g kg^{-1} pour TV) à t 0 mois. Ces valeurs n'évoluent quasiment pas durant les 18 mois de l'expérimentation. Les mélanges TACCo et STACo ont respectivement 1.8 et 3 fois plus de Na_{ech} que leurs homologues purs, à t 6 mois, alors que les teneurs des autres mélanges sont proches des celles de matériaux purs (teneur initiale en Na_{ech} du compost : 0.04 g kg^{-1}). Les teneurs en Na_{ech} des mélanges n'évoluent globalement pas durant l'expérimentation.

Tableau 5.18 : Teneurs en sodium total (Na_{tot}) à l'état initial et en sodium assimilable (Na_{ass}) au cours du temps des sols construits

	t 0 mois			t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	Na_{tot}	Na_{ech}	Fraction assimilable	Na_{ech}	Fraction assimilable	Na_{ech}	Fraction assimilable	Na_{ech}	Fraction assimilable
	g kg^{-1}		%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%	g kg^{-1}	%
TV	-	0.03	-	0.01	-	0.02	-	0.02	-
TAC	17.90	0.09	0.5	0.06	0.3	0.12	0.7	0.10	0.6
STA	5.30	0.08	1.5	0.04	0.8	0.06	1.1	0.06	1.1
SPO	8.80	0.01	0.1	0.01	0.1	0.02	0.2	0.02	0.2
CLA	6.40	0.02	0.3	0.01	0.2	0.03	0.5	0.02	0.3
TVCo	-	-	-	0.03	-	0.05	-	0.03	-
TACCo	12.87	-	-	0.11	0.9	0.16	1.2	0.13	1.0
STACo	4.46	-	-	0.13	2.9	0.11	2.5	0.08	1.8
SPOCo	7.49	-	-	0.02	0.3	0.03	0.4	0.02	0.3
CLACo	5.26	-	-	0.02	0.4	0.02	0.4	0.02	0.4

Le sodium est un élément peu désirable dans un sol car il se fixe sur le complexe absorbant, provoque la floculation des argiles et altère la structure du sol qui voit sa perméabilité et sa capacité de rétention en eau diminuer (Hutchinson et Olson, 1967). Il affecte également la disponibilité en nutriments comme celle du K (Roberts et al., 2006). Pour estimer si la concentration en Na est susceptible de détériorer la qualité d'un sol, le ratio d'adsorption du sodium (Sodium Adsorption Ration (SAR) en anglais) a été calculé pour les sols construits (tableau 5.19). Il se définie comme étant le ratio de la concentration en sodium échangeable (exprimée en méq kg^{-1}) sur la racine carré de la somme des concentrations en calcium échangeable et en magnésium échangeable (exprimées en méq kg^{-1}) divisée par deux (Oster et al., 1980). Le SAR de TV est compris entre 0.09 et 0.25 au cours du temps.

TAC et STA ont un SAR plus élevé, compris entre 0.34 et 0.70, alors que SPO et CLA ont un SAR moins élevé, compris entre 0.04 et 0.11. Les mélanges ont des SAR similaires à ceux des matériaux purs (entre 0.07 et 0.60). Hanks et Lewandowski (2003) précisent qu'un sol support de végétation doit avoir un SAR inférieur à 2 pour éviter les problèmes dus au sodium. Tous les sols construits sont conformes à cette condition et ne présentent donc pas de risque de détérioration dû au sodium.

Tableau 5.19 : Sodium Adsorption Ration (SAR) des sols construits au cours du temps

	SAR			
	t 0 mois	t 6 mois	t 12 mois	t 18 mois
TV	0.25	0.09	0.18	0.19
TAC	0.49	0.34	0.66	0.59
STA	0.70	0.36	0.51	0.52
SPO	0.04	0.04	0.07	0.07
CLA	0.07	0.04	0.11	0.08
TVCo	-	0.18	0.27	0.17
TACCo	-	0.42	0.60	0.52
STACo	-	0.59	0.51	0.37
SPOCo	-	0.07	0.10	0.08
CLACo	-	0.07	0.07	0.08

4.6 Les éléments mineurs

Les teneurs des six éléments mineurs assimilables ou disponibles sont présentées dans le tableau 5.20 pour les sols construits étudiés. Les seuils de déficit (seuils en deçà desquels une carence est susceptible d'apparaitre pour les végétaux les plus sensibles) et les seuils d'excès (seuils à partir desquels une toxicité de l'élément est susceptible d'apparaître dans certaines conditions pour les plantes les plus sensibles) proviennent du portail agronomique du laboratoire Auréa (Wiki Auréa, 2017). Le choix de ces seuils a systématiquement été fait en choisissant les seuils les plus contraignants, à savoir, les seuils les plus élevés pour les seuils de déficit et les plus bas pour les seuils d'excès, en prenant en compte certaines propriétés des sols construits (texture, pH, taux en MO). Le seuil de déficit du Mo est issu de Grigg (1953) pour des sols ayant un pH de 5.5 (seuil le plus contraignant pour la gamme de sols étudiés).

Cu extractible à l'EDTA (Cu_{EDTA}) :

Le Cu est impliqué dans des processus d'oxydo-réduction, de stimulation de croissance ou encore de synthèse de la lignine (Gobat et al. 2010). Aucun sol construit ne présente d'excès en Cu_{EDTA} (< 60 mg kg^{-1}). Seul TV et TVCo ont des teneurs en Cu_{EDTA} (0.9 mg kg^{-1}) inférieures au seuil de déficit (1.6 mg kg^{-1}). Bien que l'apport de compost initial induise une augmentation du Cu_{EDTA} pour TVCo par rapport à TV, cela n'est pas suffisant. Pour les autres matériaux, l'apport de compost semble réduire la disponibilité du Cu sans toutefois atteindre le seuil de déficit.

Fe extractible à l'EDTA (Fe_{EDTA}) :

Cet élément faisant effectivement partie des éléments mineurs indispensables au développement des végétaux, les teneurs en Fe_{EDTA} sont visibles dans le tableau 5.20. Cependant ces teneurs ont déjà été commentées dans la partie dédiée au Fe (§ 1.4.1) de ce même chapitre.

Zn extractible à l'EDTA (Zn_{EDTA}) :

Le zinc aide à la synthèse de la chlorophylle et à certaines hormones de croissance et est un constituant d'oxydases (Gobat et al. 2010). Aucun sol construit ne présente d'excès en Zn_{EDTA} (< 100 mg kg^{-1}). Seuls TV et CLA ont des teneurs en Zn EDTA susceptibles d'engendrer une carence en Zn chez les végétaux sensibles (< 2.5 mg kg^{-1}). L'apport de compost permet d'augmenter les teneurs en Zn_{EDTA} de façon suffisante pour passer au-dessus du seuil de déficit.

Mn extractible à l'EDTA (Mn_{EDTA}) :

Le manganèse est impliqué dans l'oxydation de l'eau lors de la photosynthèse, favorise la croissance t évite la chlorose (Gobat et al. 2010). A t 18 mois TV présente une teneur en Mn_{EDTA} sous le seuil de déficit (< 10 mg kg^{-1}) suite à une baisse de -48 % en 18 mois, ce qui suggère un risque de carence à moyen-terme. A t 0 mois, les quatre sédiments purs ont tous des teneurs en Mn_{EDTA} au-dessus du seuil d'excès (> 100 mg kg^{-1}). Toutefois les teneurs en Mn EDTA diminuent rapidement au cours du temps éloignant les éventuels problèmes de toxicité. L'apport de compost, ne semble pas avoir d'effet particulier sur les teneurs en Mn_{EDTA}.

B soluble :

Le bore est un constituant d'enzyme et aide à la constitution d'enzyme (Gobat et al. 2010).Les teneurs en B soluble des matériaux purs ne dépassent jamais le seuil d'excès de 2.00 mg kg^{-1}. En revanche, elles sont globalement inférieures au seuil de déficit (0.30 mg kg^{-1}) pour TV et CLA et fluctuent au cours du temps pour finir à t 18 mois sous ce seuil pour tous les matériaux purs. L'apport de compost permet d'augmenter les teneurs en Bo soluble dans les mélanges, de façon à ce qu'elles soient supérieures au seuil de déficit pour TVCo, TACCo et STACo, voire légèrement trop élevées pour STACo qui dépasse le seuil d'excès à t 6 et t 12 mois. Cependant cet apport ne permet pas de conserver une teneur en Bo soluble suffisante pour SPOCo et CLACo à t 18 mois.

Mo assimilable :

Le molybdène est nécessaire au métabolisme de l'azote (Gobat et al. 2010). Les teneurs en Mo assimilable n'ont été mesurées qu'à t 0 mois sur les matériaux initiaux. Seuls TV et SPO présentent des teneurs sous le seuil de déficit (< 0.15 mg kg^{-1}).

Tableau 5.22 : Teneurs en éléments mineurs (Cu, Te, Zn, Mn, Bo et Mo) des sols construits. Le seuil de déficit est le seuil en deçà duquel un risque de carence est possible pour les végétaux les plus sensibles. Le seuil d'excès est le seuil à partir duquel un risque de toxicité est possible pour les végétaux les plus sensibles. Les seuils * proviennent des préconisations de fertilisation du laboratoire Auréa (Wiki-Auréa, 2017). Ils ont été choisis systématiquement pour être les plus contraignants parmi les seuils proposés qui sont fonction de la texture, du pH et de la teneur en MO. Le seuil ** provient de Grigg (1953) pour un pH du sol de 5.5 (pH le plus contraignant parmi les pH des sols construits étudiés. Bleu = inférieur au seuil de déficit, rouge = supérieur au seuil d'excès.

mg kg^{-1}		TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo	Seuil de déficit	Seuil d'excès
Cu extractible EDTA	t 0 mois	**0.90**	4.70	3.70	6.30	5.60	-	-	-	-	-	**1.60***	**60.00***
	t 6 mois	**0.90**	4.80	3.80	6.30	4.10	**0.30**	4.00	3.00	4.70	1.70		
	t 12 mois	**0.90**	4.60	3.60	5.90	3.60	**1.50**	3.50	3.10	4.70	3.10		
	t 18 mois	**0.90**	5.00	3.70	5.90	3.30	**1.20**	3.60	2.80	4.10	2.90		
Fe extractible EDTA	t 0 mois	**620.00**	**1236.00**	**1304.00**	41.60	62.00	-	-	-	-	-	**40.00***	**100.00***
	t 6 mois	**556.70**	**1423.50**	**1287.00**	41.60	61.70	**147.00**	**533.80**	**500.00**	41.60	31.30		
	t 12 mois	**519.60**	**1334.40**	**1314.80**	42.40	60.50	**377.60**	**490.80**	**423.40**	43.00	59.80		
	t 18 mois	**578.30**	**1402.60**	**1353.00**	44.30	65.70	**482.60**	**603.90**	**447.90**	42.00	60.90		
Zn extractible EDTA	t 0 mois	4.00	21.00	26.00	2.60	3.00	-	-	-	-	-	**2.50***	**100.00***
	t 6 mois	**1.50**	18.60	36.60	2.60	**1.50**	**1.80**	25.10	39.00	9.40	3.40		
	t 12 mois	2.00	19.40	37.60	2.50	2.00	10.70	25.70	37.40	9.20	6.70		
	t 18 mois	**1.60**	20.20	33.60	2.40	**1.50**	6.60	25.30	36.20	8.00	5.70		
Mn extractible EDTA	t 0 mois	17.00	**142.00**	**190.00**	**129.00**	**126.00**	-	-	-	-	-	**10.00***	**100.00***
	t 6 mois	17.00	84.00	**113.00**	65.60	83.00	29.20	55.10	61.50	62.50	86.50		
	t 12 mois	10.60	26.70	53.00	48.10	65.20	22.00	29.50	35.50	51.50	74.00		
	t 18 mois	**8.90**	23.40	50.20	53.20	68.70	16.80	27.00	35.90	50.30	69.40		
B soluble	t 0 mois	**0.30**	**0.40**	**0.30**	0.70	**0.10**	-	-	-	-	-	**0.60***	**2.00***
	t 6 mois	0.80	1.40	0.80	0.70	**0.30**	1.10	2.00	**2.10**	1.00	0.90		
	t 12 mois	**0.50**	1.10	0.70	**0.30**	**0.10**	1.20	2.00	**2.10**	1.10	1.20		
	t 18 mois	**0.30**	**0.50**	**0.30**	**0.10**	**0.40**	0.70	1.40	1.30	**0.40**	**0.30**		
Mo assimilable	t 0 mois	**0.11**	0.73	0.42	**0.10**	0.28	-	-	-	-	-	**0.15****	-
	t 6 mois	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	t 12 mois	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	t 18 mois	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

5 Conclusion

Fertilité Chimique :

La terre végétale témoin (TV) a des propriétés indiquant globalement une bonne fertilité chimique, comme attendu, c'est-à-dire des propriétés chimiques adaptées au support de la majorité des plantes d'intérêt, comme le ray-grass. TV possède toutefois une faible teneur en azote total, une faible CEC, non saturée et une fourniture en éléments mineurs non optimale. Ce matériau est donc susceptible de présenter des carences en certains éléments à moyen-terme en l'absence d'amendement.

Toutes les propriétés chimiques étudiées des sols construits à partir de sédiments sont compatibles avec la fonction de support de végétation. Le tableau 5.21 propose une évaluation des principaux paramètres chimiques des matériaux étudiés pour estimer leurs aptitudes à remplir la fonction support de végétation.

Parmi les sédiments purs, deux types de sédiments se distinguent (tableau 5.23):

TAC et STA : Ce sont des matériaux acides et non carbonatés au profil minéralogique dominé par les feldspaths, les micas et les phyllosilicates de type 2:1 et de type 1:1. L'absence de calcaire implique que leur pouvoir chlorosant est nul, d'autant plus que les teneurs en Fe extractible (EDTA) sont très élevées. Ces fortes teneurs sont susceptibles d'avoir un effet toxique sur les végétaux principalement en cas de conditions d'hydromorphie réductrices, favorisant l'apparition de forme ferreuse du Fe (Fe^{2+}) plus soluble, comme le décrit Vizier (1988) dans des rizières. La toxicité ferreuse est donc tributaire des conditions environnementales, conditions éloignées de celles des sols urbains construits pour le support de végétation. Leurs teneurs élevées en matière organique leur confèrent une capacité d'échange cationique suffisante mais elle reste non saturée à cause d'un déficit en cations. Ce déficit n'impacte pas la fourniture en potassium qui est satisfaisante mais qui a tendance à diminuer avec le temps, suggérant une carence éventuelle à moyen terme. La matière organique de ces sédiments est bien pourvue en azote total, ce qui leur confère une bonne capacité de fourniture en azote minéral et un rapport C/N considéré comme optimal, témoignant d'un matière organique relativement stable et humifiée. Le taux de matière organique de TAC est cependant très élevé et pourrait donc engendrer des problèmes d'anoxie des racines en cas d'enfouissement de ce matériau et de fermentation (minéralisation anaérobie). Leur fourniture en phosphore assimilable et en éléments mineurs est correcte bien que susceptibles d'occasionner des carences à moyen-terme. Enfin, le SAR de ces matériaux indique qu'ils ne sont pas sujets au problème dû au sodium.

SPO et CLA : Ce sont des matériaux basiques dont le profil minéralogique est dominé par les carbonates, le quartz et les phyllosilicates de type 2:1. Les fortes teneurs en carbonates de calcium couplées à une relative faible disponibilité du Fe induisent un pouvoir chlorosant des sédiments non négligeable. Leurs faibles teneurs en matière organique leur confèrent une capacité d'échange cationique très faible, saturée par le calcium des carbonates. Cette matière organique est mal pourvue en azote total ce qui suggère une possible carence en azote au cours du temps. De plus, leurs rapports C/N sont élevés traduisant une matière organique peu stable et peu humifiée avec un fort potentiel de dégradation.

Tableau 5.23 : Synthèse de la qualité chimique des sols construits pour la fonction de support de végétation évaluée à partir des paramètres mesurés. ++ signifie « adapté » au support de végétation, + correspond à un sol « peu adapté », - à un sol « défavorable » et - - à un sol « très défavorable ».

		TV	TAC	STA	SPO	CLA
pH	Matériau pur	+	+	+	+	+
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*Positif*	*Positif*	*Positif*	*Positif*	*Positif*
Conductivité électrique	Matériau pur	++	++	++	++	++
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*
Capacité d'Echange Cationique	Matériau pur	-	++	+	--	--
	Matériau amendé en Co	+	++	+	+	+
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Taux de saturation de la CEC	Matériau pur	-	-	-	++	++
	Matériau amendé en Co	++	+	++	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*sans effet*	*sans effet*
Teneur en $CaCO_3$	Matériau pur	-	-	-	-	--
	Matériau amendé en Co	-	-	-	-	-
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*positif*
Teneur en Fe_{EDTA}	Matériau pur	+	-	-	++	++
	Matériau amendé en Co	+	+	+	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*sans effet*	*sans effet*
Indice de pouvoir chlorosant	Matériau pur	++	++	++	+	-
	Matériau amendé en Co	++	++	++	-	+
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*négatif*	*Positif*
Teneur en matière organique	Matériau pur	++	+	++	-	-
	Matériau amendé en Co	++	+	++	+	+
	Effet compost	*positif*	*négatif*	*positif*	*positif*	*Positif*
Teneur en azote total	Matériau pur	-	+	+	--	--
	Matériau amendé en Co	+	+	+	-	-
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Rapport C/N	Matériau pur	++	++	++	-	+
	Matériau amendé en Co	+	+	+	+	+
	Effet compost	*négatif*	*négatif*	*négatif*	*positif*	*négatif*
Teneur en phosphore assimilable	Matériau pur	+	-	+	--	--
	Matériau amendé en Co	++	++	++	+	+
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Teneur en potassium échangeable	Matériau pur	+	++	+	--	--
	Matériau amendé en Co	++	++	++	+	+
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Teneurs en éléments mineurs	Matériau pur	-	+	+	-	-
	Matériau amendé en Co	+	++	+	+	+
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Sodium Adsorption Ratio	Matériau pur	++	++	++	++	++
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*

La fourniture en phosphore, potassium et éléments mineurs de ces matériaux est relativement faible, ce qui laisse penser qu'un risque de carence est possible à moyen-terme. Leurs faibles teneurs en sodium induisent un SAR bas traduisant l'absence de risque de détérioration de la qualité du sol due au sodium.

L'amendement initial en compost de déchets verts a plusieurs effets sur les matériaux purs (tableau 5.21) :

- Il tamponne le pH des matériaux en augmentant le pH initialement acide de TV, TAC et STA et en abaissant celui de SPO et CLA.
- Il diminue les fortes concentrations en Fe extractible (TV, TAC, STA) et carbonates de calcium (SPO.
- Il apporte une grande quantité de carbone organique ce qui améliore la capacité d'échange cationique des matériaux. Toutefois sa faible teneur en azote total engendre un déséquilibre observable par l'augmentation des rapports C/N des mélanges. Ces indicateurs traduisent une matière organique peu stable et peu humifiée, potentiellement dégradable, et sujette à la faim d'azote.
- Le compost permet d'améliorer la saturation de la CEC en fournissant des nutriments (augmentation du phosphore assimilable, du potassium échangeable et des éléments mineurs).

Fertilité Biologique :

La fertilité biologique des sols construits est difficile à estimer, notamment car relativement peu de paramètres ont été dédiés à cela dans cette étude. Trois paramètres peuvent toutefois permettre de l'évaluer (tableau 5.24).

Le potentiel de minéralisation du carbone organique des matériaux purs indique qu'une partie relativement importante du carbone organique est minéralisable. Cela suggère implicitement que les cortèges microbiens (champignons et bactéries essentiellement) sont plutôt adaptés au type de matière organique présente. Les teneurs en biomasse microbienne appuient le fait qu'une microflore relativement développée et comparable à celle observable dans des sols cultivés et de prairie est présente dans les matériaux purs, à l'exception de SPO dont les teneurs en biomasse microbienne sont assez faibles. La respiration spécifique des matériaux purs indique que les microorganismes présents sont actifs et plutôt bien adaptés à la minéralisation de la MO présente, au regard de leur forte efficacité à minéraliser le C.

Après un apport de 40 % en volume de compost, le potentiel de minéralisation du carbone des mélanges, croit de façon importante et permet la dégradation de plus de carbone qu'attendu en théorie (priming effect). Cet effet non additif suggère une synergie entre les cortèges microbiens (ceux des matériaux purs et celui du compost) et les types de matières organiques présents (matières organiques des matériaux purs et matière organique du compost). Le compost permet d'augmenter la biomasse microbienne au sein des mélanges. Il permet également le maintien d'une activité microbiologique importante comparable à celle observée dans des sols agricoles ou forestiers. L'apport d'un compost peu pourvu en azote et riche en carbone engendre globalement un déséquilibre du ratio C/N qui augmente le risque d'une faim d'azote dégradant la fertilité des sols construits.

La respiration spécifique élevée des sols construits à partir de sédiments appuie l'hypothèse qu'ils n'ont pas encore atteint d'équilibre au bout de 18 mois.

Tableau 5.21 : Synthèse de la qualité biologique des sols construits pour la fonction de support de végétation évaluée à partir des paramètres mesurés. Le symbole ++ signifie « adapté » au support de végétation, le + correspond à un sol « peu adapté », le - à un sol « défavorable » et le - - à un sol « très défavorable ». * signifie que le l'évaluation évolue négativement au cours des 18 mois d'expérimentation

		TV	TAC	STA	SPO	CLA
Rapport C/N	Matériau pur	++	++	++	-	+
	Matériau amendé en Co	+	+	+	+	+
	Effet compost	*négatif*	*négatif*	*négatif*	*positif*	*négatif*
Potentiel de minéralisation du C	Matériau pur	+	++	+	+	+
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Teneur en carbone microbien	Matériau pur	+	+	+	-	+
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Respiration spécifique	Matériau pur	+	++	++	++	++
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*

CHAPITRE 6 : Evaluation de la fertilité physique des sols construits

Dans ce chapitre sont présentés les résultats du suivi de paramètres physiques mesurés sur les sédiments fins étudiés dans le but (1) de suivre et de comprendre les phénomènes de structuration ayant potentiellement lieu au cours de la pédogénèse de ces sédiments et (2) de vérifier si les propriétés physiques des sols construits sont compatibles avec la fonction de support de végétation.

Pour cela, deux dispositifs expérimentaux ont été mis en place :

- Un dispositif principal de bacs lysimétriques présenté au § 3.1 du chapitre 3 : il a permis le suivi semestriel pendant 18 mois de diverses mesures physiques de quatre sédiments (TAC, STA, SPO et CLA), d'une terre végétale témoin (TV) et de leurs mélanges respectifs avec 40 % v:v de compost de déchets verts (TACCo, STACo, SPOCo, CLACo et TVCo). Les résultats obtenus à partir de ce dispositif principal sont présentés tout au long de ce chapitre.
- Un dispositif secondaire en mésocosme (essai sous serre) présenté au § 3.2 du chapitre 3 : il a permis le suivi de mesures physiques liées à l'agrégation (stabilité des agrégats et fractions massiques d'agrégats) en conditions contrôlées lors de la phase précoce de pédogénèse des sédiments c'est-à-dire durant les 105 premiers jours après la construction des sols. Dans ce dispositif, les mêmes sédiments que dans le dispositif principal ont été étudiés, plus deux autres (FLU et RAN) ainsi que leurs mélanges avec 40 % v:v de compost de déchets verts (FLUCo et RANCo). Les résultats obtenus à partir de ce dispositif sont présentés dans la partie 5.6. consacrée à l'agrégation.

Une partie des résultats de l'expérimentation sous serre ont fait l'objet d'une valorisation sous forme d'article scientifique à comité de relecture international. L'article intitulé « Early structural stability of fine dam sediment in soil construction » est en cours de relecture (au 09/01/2018) pour être publié dans la revue Journal of Soils and Sediments.

1 Granulométrie

Le refus à 10 mm (< 10 g kg^{-1}) et celui à 2 mm (< 190 g kg^{-1}) des matériaux initiaux démontrent qu'ils ont globalement une granulométrie fine pour des sédiments (tableau 6.1). Pour rappel la granulométrie des sédiments est comprise par définition entre des particules d'argile (< 2 µm) et des blocs de plusieurs mètres de diamètres (Chapitre 1, § 1.1.)

Tableau 6.1 : Granulométrie des matériaux initiaux sans tamisage

g kg^{-1} MS	TV	TAC	STA	SPO	CLA
Refus à 10 mm	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Refus à 2 mm	110	130	190	< 10	< 10
Passant à 2 mm	890	870	810	1000	1000

Le refus à 2 mm de TV est constitué essentiellement de gravier fin, alors que celui de TAC et STA est composé de gravier fin et de débris organique comme des branches et des feuilles mortes. SPO et CLA possèdent quelques graviers fins se présentant sous la forme de galets.
La distribution granulométrique de la fraction inférieure à 2 mm des matériaux à l'état initial montre que TV est un limon sableux présentant la teneur en sable la plus élevée des matériaux avec 475 g kg^{-1} de particules supérieures à 50 µm (figure 6.1 a et b). Les sédiments SPO et CLA sont aussi des limons sableux mais avec une distribution granulométrique plus élevée en sable fins (figure 6.1 a et b).

a. **b.**

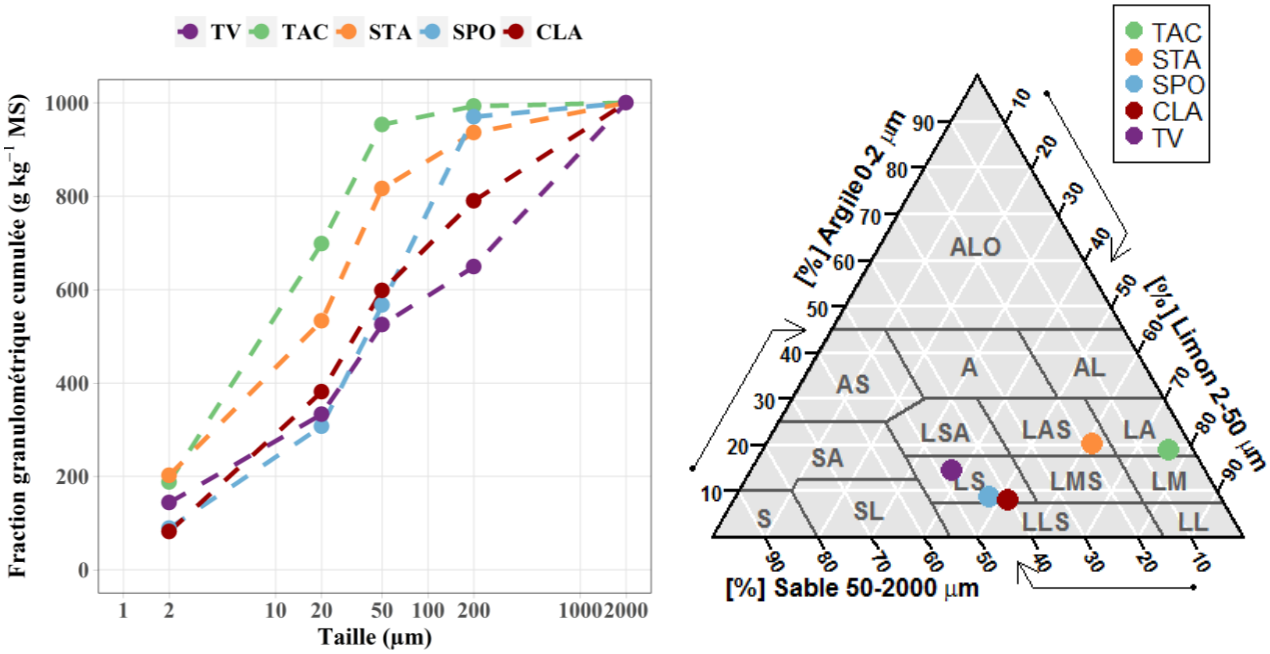


Figure 6.1 : Distribution granulométrique des matériaux à l'état initial (a.) et classes granulométriques des matériaux à l'état initial d'après le triangle de l'Aisne (Jamagne, 1967)

SPO possède deux fois plus de sables fins (403 g kg^{-1}) que CLA (192 g kg^{-1}) et trois fois plus que TV (124 g kg^{-1}), ce qui leur confère des granulométries plus fines que celle de TV. Les sédiments TAC et STA ont des textures plus fines avec 188 et 202 g kg^{-1} d'argile et 953 et 816 g kg^{-1} de particules inférieures à 50 µm, respectivement. D'après le triangle des textures de l'Aisne (figure 6.1 b), TAC est limono-argileux et STA est limono-argilo-sableux.
La distribution granulométrique des matériaux ne fluctue que légèrement au cours des 18 premiers mois de l'expérimentation (Annexe 6.1). C'est pourquoi la granulométrie des matériaux peut être considérée comme constante au cours du temps.

Le compost de déchets verts utilisé pour la construction des sols amendés n'a pas été criblé avant son utilisation. Il possède donc une granulométrie comprenant 460 g kg^{-1} de particules ayant un diamètre supérieur à 2 mm, avec une faible proportion de particules comprises entre 8 et 16 mm (40 g kg^{-1}) (tableau 6.2). Il n'a pas de particules supérieures à 16 mm de diamètre. Sa fraction fine (< 2 mm) s'élève à 540 g kg^{-1}.

Tableau 6.2 : Fraction granulométrique du compost de déchets verts utilisé pour la construction des mélanges à t 0 mois

g kg^{-1} MS	Fraction granulométrique du compost
d > 16 mm	0
16 > d > 8 mm	40
8 > d > 4 mm	140
4 > d > 2 mm	280
2 > d > 1 mm	150
d < 1 mm	390

L'apport de 40 % (v:v) de compost de déchets verts dans les matériaux purs ne modifie pas la part des particules inférieures à 20 µm dans les matériaux (figure 6.2). En revanche, il induit une augmentation de la part des particules supérieures à 50 µm pour les sédiments. Cette augmentation est particulièrement marquée pour TAC (+ 340 %) et STA (+ 45 %). Elle reste modérée pour SPO (+ 17 %) et CLA (+ 14 %), ayant eux-mêmes une texture plus grossière. Pour TV, l'apport de compost entraine une diminution de la part de particules supérieures à 50 µm (- 21 %), par rapport à TV sans compost (figure 6.2). Le compost apporté en grande quantité étant non criblé et ayant une granulométrie grossière (supérieure à 2 mm : 460 g kg^{-1} MS et inférieure à 2 mm : 540 g kg^{-1}), il augmente mécaniquement la granulométrie des matériaux fins (sédiments) alors qu'il a peu d'effet sur TV, Limono-Sableuse. Les granulométries réalisées d'après la norme NF X31-107 (AFNOR, 2003) éliminent les particules organiques apportées par le compost, c'est donc la fraction minérale du compost (571 g kg^{-1} MS) qui modifie la distribution granulométrique des mélanges.

L'apport de compost ne modifie pas la classe granulométrique des matériaux les plus grossiers (TV, SPO et CLA) qui restent Limono-Sableux. Il induit un changement de classe pour TAC et STA, passant, respectivement, de Limono-Argileux et Limono-Argilo-Sableux à Limon Moyen Sableux.

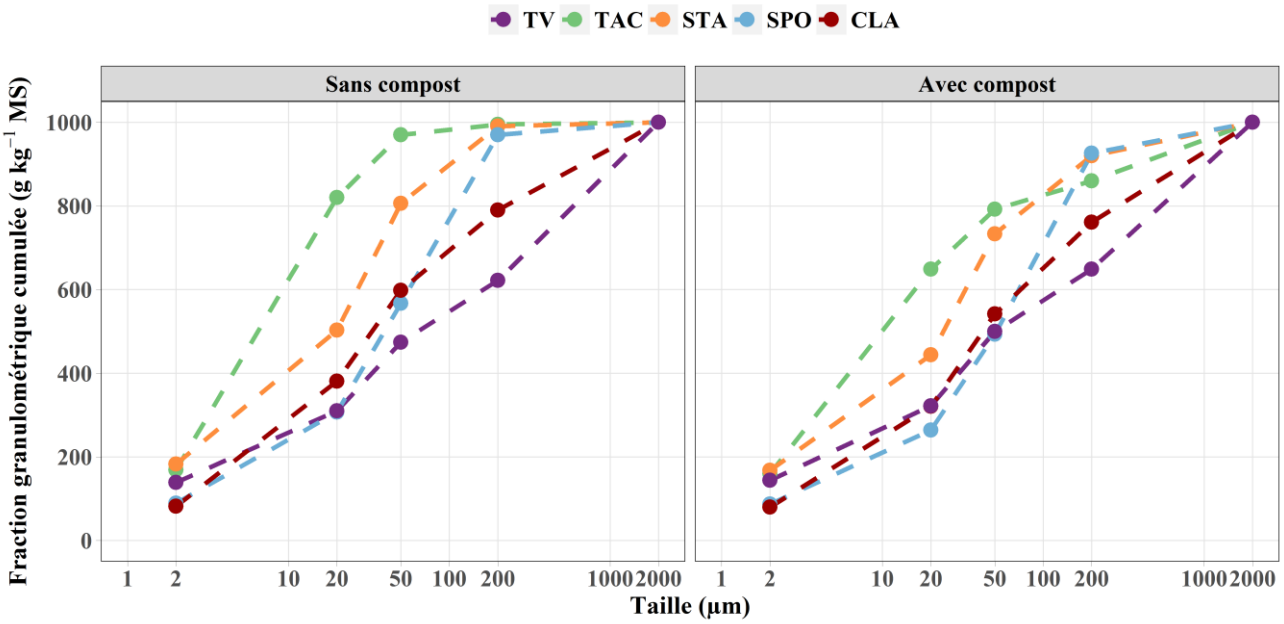


Figure 6.2 : Distribution granulométrique des matériaux seuls (a) ou en mélange (b) avec 40 % (v:v) de compost de déchets verts à t 6 mois

2 Masses volumiques et porosité totale

Les masses volumiques réelles des sédiments varient de 2.36 g cm^{-3} (TAC) à 2.81 g cm^{-3} (CLA) (2.59 g cm^{-3} pour TV) (figure 6.3). Calvet (2003) précise que la masse volumique réelle moyenne d'un sol est de 2.65 g cm^{-3}. Par rapport à cette valeur, les sédiments SPO (2.71 g cm^{-3}) et CLA (2.81 g cm^{-3}) ont une masse volumique réelle élevée alors que TAC est relativement faible. Le compost (1.67 g cm^{-3}) a une masse volumique réelle de 30 à 40 % plus faible que celle des sédiments. Son apport dans les matériaux entraine donc une diminution significative (p-value < 0.05) de leur masse volumique réelle de l'ordre de 11 à 16 %. La variation des masses volumiques réelles entre mélanges est plus faible (2.08 à 2.35 g cm^{-3}) que celle observée entre les matériaux purs. Les masses volumiques réelles des 10 modalités à l'état initial seront considérées comme constantes au cours des 18 mois d'expérimentation.

Lors de la construction des sols (t 0 mois), TV a une masse volumique apparente (MVA) de 1.27 g cm^{-3} (figure 6.4). TAC et STA ont une masse volumique apparente faible pour un sol car elles sont inférieures à 0.75 g cm^{-3} (0.50 g cm^{-3} et 0.73 g cm^{-3}, respectivement) alors que Calvet (2003) précise que la masse volumique apparente des sols cultivés ou non est habituellement comprise entre 1.20 et 1.70 g cm^{-3}. Ces valeurs de masse volumique apparente sont considérées comme idéales (< 1.10 g cm^{-3}) d'après Hanks et Lewandowski (2003) (tableau 6.3). SPO et CLA ont une masse volumique apparente plus élevée (1.39 g cm^{-3} et 1.44 g cm^{-3}, respectivement) au-dessus du seuil de masse volumique idéale (tableau 6.3). A t 0 mois, tous les matériaux ont une masse volumique apparente adaptée au développement des racines.

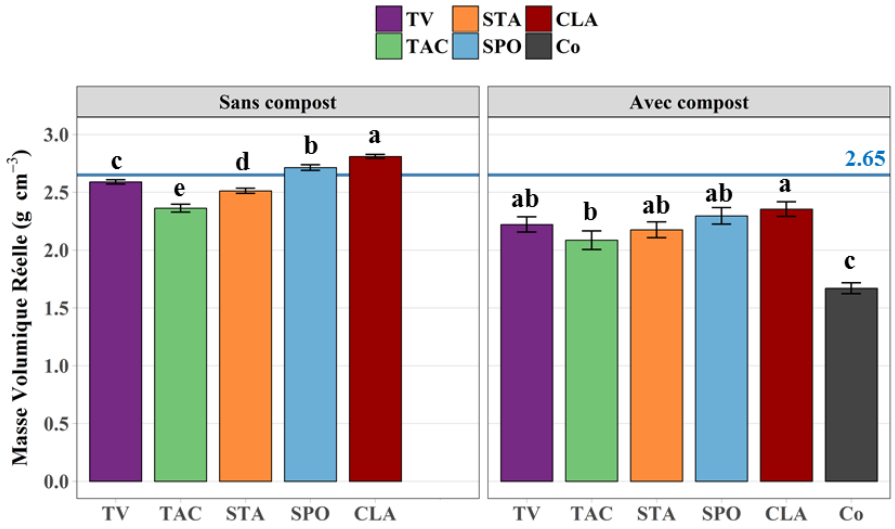


Figure 6.3 : Masse volumique réelle mesurée des matériaux purs et calculée pour les mélanges avec 40% (v:v) de compost, à l'état initial. Le trait bleu matérialise la masse volumique réelle moyenne d'un sol (2.65 g cm^{-3}) (Calvet, 2003). Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre modalités sans compost, d'une part et entre les modalités avec compost, d'autre part.

Tableau 6.3 : Seuils de MVA idéale, pouvant affecter le développement des racines et limitant la croissance des racines des sols construits selon leur texture (Hanks et Lewandowski, 2003)

g cm^{-3}	Texture USDA	MVA idéale	MVA pouvant affecter le développement des racines	MVA limitant la croissance des racines
TV, SPO, CLA, TVCo, SPOCo, CLACo	Silts, silt loams	< 1.30	1.6	> 1.75
TAC, STA, TACCo, STACo	Silt loam, silty clay loams	< 1.10	1.55	> 1.65

Dès les six premiers mois, une augmentation significative (p-value < 0.05) de la masse volumique est constatée pour tous les matériaux purs (tableau 6.4). A t 6 mois, la masse volumique apparente atteint 1.61 g cm^{-3} pour TV, 1.71 g cm^{-3} pour SPO et 1.73 g cm^{-3} pour CLA, valeurs au-dessus du seuil de 1.60 g cm^{-3} pouvant affecter le développement des racines (Hanks et Lewandowski, 2003). Pour TAC et STA, la masse volumique apparente reste inférieure à 1.20 g cm^{-3}, ce qui ne présente pas de risque pour le développement des racines. A t 12 et t 18 mois, la masse volumique apparente des matériaux purs restent globalement similaire à celle observée à t 6 mois. A t 18 mois, la masse volumique apparente de TV repasse sous le seuil de 1.6 g cm^{-3} alors qu'elle dépasse le seuil de 1.75 g cm^{-3} pour SPO (1.84 g cm^{-3}) ce qui limite la croissance des racines (Hanks et Lewandowski, 2003) (figure 6.4).

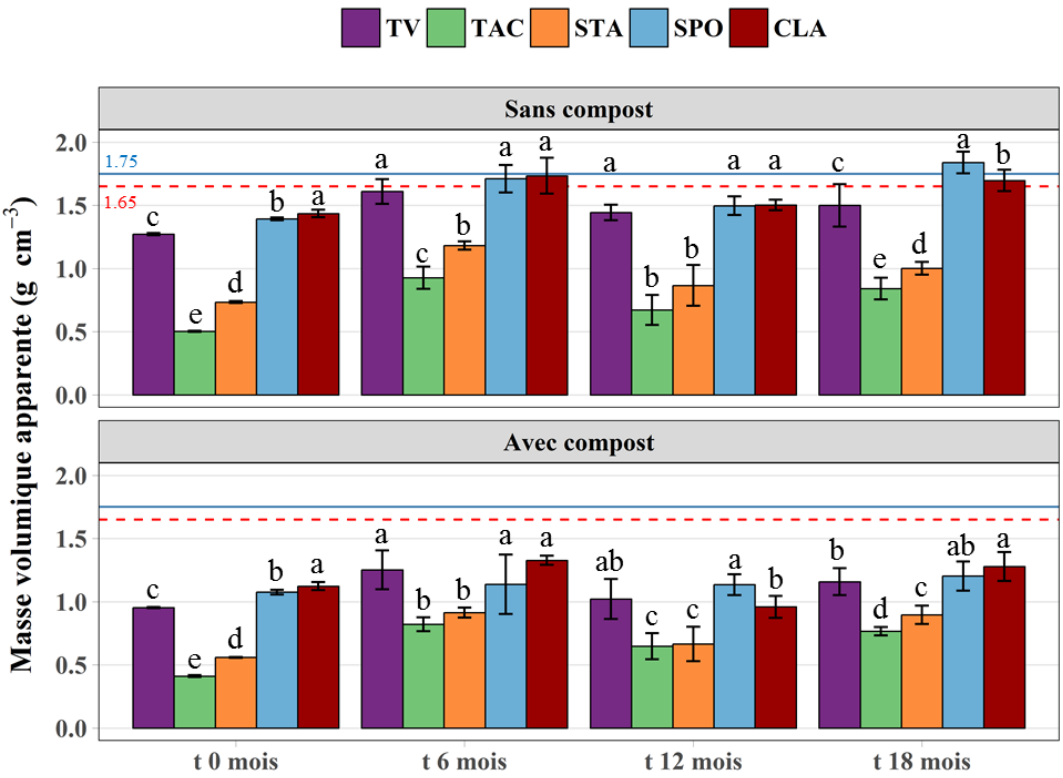


Figure 6.4 : Masse volumique apparente des modalités de sols construits par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure. Les seuils de 1.75 (bleu) et 1.65 (rouge) correspondent, respectivement, aux MVA au-delà desquelles la croissance des racines est limitée pour les matériaux ayant une texture « Silts, silt laoms » et pour ceux ayant une texture « Silt loam, silty clay loams » (tableau 5.3)

Tableau 6.4 : Masse volumique apparente (MVA) des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	MVA g kg^{-1}	Effet temps	Effet Co	MVA g kg^{-1}	Effet temps	Effet Co	MVA g kg^{-1}	Effet temps	Effet Co	MVA g kg^{-1}	Effet temps	Effet Co
TV	1.27 ±0.01	c	A	1.61 ±0.10	a	A	1.44 ±0.06	b	A	1.50 ±0.17	ab	A
TAC	0.50 ±0.01	c	A	0.93 ±0.09	a	A	0.67 ±0.12	b	A	0.84 ±0.09	a	A
STA	0.73 ±0.01	c	A	1.18 ±0.03	a	A	0.87 ±0.16	c	A	1.00 ±0.05	b	A
SPO	1.39 ±0.01	d	A	1.71 ±0.11	b	A	1.50 ±0.07	c	A	1.84 ±0.09	a	A
CLA	1.44 ±0.03	c	A	1.73 ±0.14	a	A	1.50 ±0.04	b	A	1.70 ±0.08	a	A
TVCo	0.95 ±0.01	c	B	1.25 ±0.15	a	B	1.02 ±0.16	bc	B	1.16 ±0.11	ab	B
TACCo	0.41 ±0.01	c	B	0.82 ±0.06	a	B	0.65 ±0.10	b	**A**	0.77 ±0.03	a	B
STACo	0.56 ±0.01	b	B	0.91 ±0.04	a	B	0.67 ±0.14	b	B	0.90 ±0.07	a	B
SPOCo	1.08 ±0.02	a	B	1.14 ±0.23	a	B	1.13 ±0.08	a	B	1.20 ±0.12	a	B
CLACo	1.12 ±0.03	b	B	1.33 ±0.04	a	B	0.96 ±0.09	c	B	1.28 ±0.11	a	B

L'apport de compost, d'une masse volumique apparente de 0.27 g cm^{-3}, induit une baisse systématique et significative (p-value < 0.05) de la masse volumique apparente, comprise entre 18 % (TAC) et 25 % (TV), à t 0 mois (tableau 6.4). Au bout de 6 mois, la masse volumique apparente des mélanges reste stable pour SPO (1.14 g cm^{-3}) par rapport à t 0 mois. Elle est en revanche doublée pour TAC, passant de 0.41 g cm^{-3} à 0.82 g cm^{-3}) et augmente de 62 %, 19 % et 32 % pour STA, CLA et TV, respectivement. A t 12 et t 18 mois, la masse volumique apparente des mélanges reste globalement similaire à celles mesurées à t 6 mois. Les masses volumiques apparentes de tous les mélanges sont sous les seuils affectants le développement des racines à chacune des dates de mesure (figure 6.4).

La porosité totale des matériaux a été calculée à partir des masses volumiques réelles et apparentes. Son évolution est directement corrélée négativement à celles des masses volumiques apparentes, en supposant la masse volumique réelle constante. Ces valeurs sont présentées dans la figure 6.5 et le tableau 6.5. A t 0 mois, TV a une forte porosité totale (0.51 m^3 m^{-3}). Au bout de 6 mois, elle diminue de 25 % pour atteindre 0.38 m^3 m^{-3}. Puis elle se stabilise au cours de l'année suivante à 0.42 m^3 m^{-3} (tableau 6.5). Les sédiments SPO et CLA ont une porosité totale initiale de 0.49 m^3 m^{-3}, similaire à celle de TV et qui suit les mêmes tendances que cette dernière tout au long de l'expérimentation. Seul SPO à t 18 mois, a une porosité totale significativement plus faible que celles de TV et CLA. D'après la masse volumique apparente recommandée par Hanks et Lewandowski (2003) (1.75 g cm^{-3}) et la masse volumique réelle de TV, SPO et CLA (moyenne = 2.70 g cm^{-3}), la porosité totale de ces matériaux devrait être supérieure à 0.35 m^3 m^{-3} pour ne pas limiter la croissance des racines. Ce qui est le cas à chaque date de mesure sauf pour SPO à t 18 mois (0.32 m^3 m^{-3}) (figure 6.5). Les sédiments TAC et STA ont une très forte porosité totale initiale (supérieure à 0.70 m^3 m^{-3}) qui diminue de près de 25 % lors des 6 mois premiers mois. Puis elle reste globalement stable jusqu'à t 18 mois, pour atteindre des porosités totales de l'ordre de 0.60 m m^{-3}. Elle suit donc également les mêmes tendances que celle de TV. Ces sédiments doivent conserver une porosité totale supérieure à 0.32 m^3 m^{-3} pour ne pas avoir de développement de racine (MVA recommandée : 1.65 g cm^{-3} (Hanks et Lewandowski, 2003) et MVR moyenne : 2.44 g cm^{-3}), ce qui est le cas à toutes les dates de mesure.

A t 0 mois, l'apport de compost induit une augmentation systématique et significative (p-value < 0.05) de la porosité des matériaux, comprise entre 2 % (TACCo) et 12 % (TVCo) (tableau 6.5). A t 6 mois, cette différence n'est plus significative pour TV et TAC. A t 12 mois, la présence de compost augmente la porosité de 22 % pour TV et 13 % pour SPO et 28 % pour CLA. Enfin à t 18 mois la présence de compost n'induit une augmentation de la porosité totale que pour les sédiments SPO et CLA (+ 50 % et + 15 %). L'effet compost s'estompe donc avec le temps.

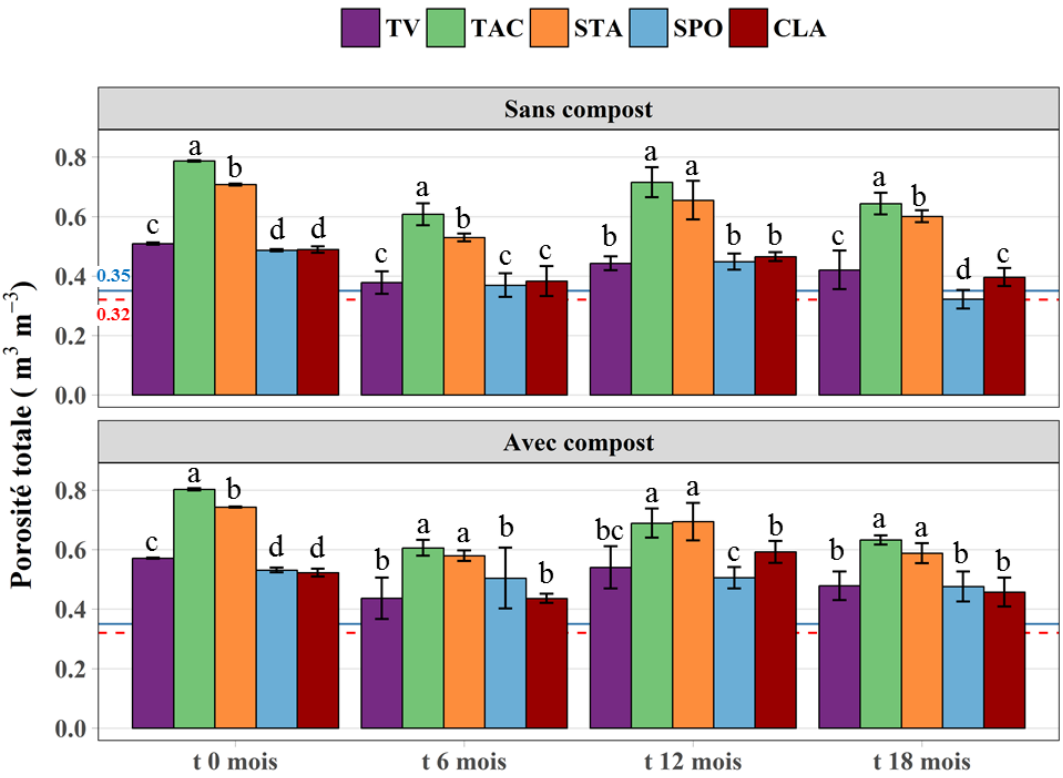


Figure 6.5 : Porosité totale des modalités des sols construits par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure. Les seuils de 0.35 (bleu) et 0.32 (rouge) correspondent, respectivement, aux porosités totales minimales d'un sol « Silts, silt laoms » et d'un sol « Silt loam, silty clay loams » calculées à partir des seuils de MVA recommandés par Hanks et Lewandowski (2003) et de la MVR des matériaux

Tableau 6.5 : Porosité totale des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	Porosité totale $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Porosité totale $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Porosité totale $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Porosité totale $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co
TV	0.51 ± 0.002	a	B	0.38 ± 0.04	c	A	0.44 ± 0.02	b	B	0.42 ± 0.06	bc	A
TAC	0.79 ± 0.002	a	B	0.61 ± 0.04	c	A	0.71 ± 0.05	b	A	0.64 ± 0.04	c	A
STA	0.71 ± 0.003	a	B	0.53 ± 0.01	c	B	0.65 ± 0.06	a	A	0.60 ± 0.02	b	A
SPO	0.49 ± 0.004	a	B	0.37 ± 0.04	c	B	0.45 ± 0.03	b	B	0.32 ± 0.03	d	B
CLA	0.49 ± 0.01	a	B	0.38 ± 0.05	c	B	0.46 ± 0.01	b	B	0.40 ± 0.03	c	B
TVCo	0.57 ± 0.002	a	A	0.44 ± 0.07	c	A	0.54 ± 0.07	ab	A	0.48 ± 0.05	bc	A
TACCo	0.80 ± 0.003	a	A	0.61 ± 0.03	c	A	0.69 ± 0.05	b	A	0.63 ± 0.02	c	A
STACo	0.74 ± 0.002	a	A	0.58 ± 0.02	b	A	0.69 ± 0.06	a	A	0.59 ± 0.03	b	A
SPOCo	0.53 ± 0.008	a	A	0.50 ± 0.10	a	A	0.51 ± 0.04	a	A	0.48 ± 0.05	a	A
CLACo	0.52 ± 0.01	b	A	0.44 ± 0.10	c	A	0.59 ± 0.04	a	A	0.46 ± 0.05	c	A

D'après les seuils proposés par Hanks et Lewandowski (2003), les sols construits à partir de SPO et CLA ont des porosités totales plus faibles que celles des autres sols construits et présentent des masses volumiques apparentes susceptibles d'affecter voire de limiter le développement des racines. TAC et STA ont quant à ces paramètres-ci, une fertilité physique satisfaisante. L'apport de compost améliore ces deux paramètres pour tous les matériaux. Il s'avère que pour SPO et CLA l'apport de compost semble indispensable à l'obtention d'une masse volumique adaptée au développement des racines en 18 mois.

3 Capacité d'infiltration de l'eau

La capacité d'infiltration de l'eau a été mesurée à la surface des sols construits par mesure de la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) à l'aide d'infiltromètres à minidisque (valeur de succion : -2 cm). Cette mesure a été effectuée 6, 12 et 18 mois après la mise en place des sols. A l'état initial, elle n'a pas été jugée pertinente car la saturation en eau aurait fortement impacté la structure du sol sec (environ 10 % d'humidité massique) fraichement mis en place.

La figure 6.6 montre les valeurs de K_{sat} par modalité pour chaque date de mesure. A t 6 mois, TV a un K_{sat} de $14.5.10^{-6}$ m s^{-1} qui est statistiquement similaire à celui des autres matériaux purs. En moyenne et d'après Musy et Soutter (1991), TV, SPO et CLA appartiennent à la classe des sols « très perméables », alors que TAC et STA sont considérés comme « moyennement perméables ». L'apport de compost induit une forte augmentation (de 150 à 200 %) (p-value < 0.05) des valeurs de K_{sat} pour TV, TAC et STA (tableau 6.6). Cette augmentation peut s'expliquer par une augmentation mécanique de la macroporosité des mélanges due à l'incorporation du compost dont 460 g kg^{-1} des particules ont un diamètre supérieur à 2 mm. Khaleel *et al.* (1981) constatent également des augmentations significatives des valeurs de K_{sat} après apport de déchets organiques sur des sols limoneux. Pour SPO et CLA, l'apport de compost n'a pas d'impact significatif sur les valeurs de K_{sat}, même si une diminution modérée des valeurs moyennes (-36 % et -26 %, respectivement) induit un changement de classe de perméabilité de « très perméable » à « moyennement perméable » (Musy et Soutter, 1991) (figure 6.6).

Au bout de 12 mois, TV a une valeur de K_{sat} de $15.8.10^{-6}$ m s^{-1}. Elle n'évolue pas par rapport à celle mesurée à t 6 mois (tableau 6.6). D'après la figure 6.6, TAC, STA et SPO ont un K_{sat} significativement supérieur à celui de TV à t 12 mois. Bien que les moyennes des K_{sat} de CLA soit deux fois supérieures à celle de TV, la forte variabilité des mesures réalisées ne permet pas de mettre en évidence de différences significatives. Contrairement à t 6 mois, la présence de compost, n'induit plus une augmentation significative de K_{sat} pour TV (tableau 6.6). Il entraine cependant une forte hausse de la valeur de K_{sat} pour TAC (+144 %) et une baisse de celles de SPO (-68 %) et CLA (-94 %) par rapport aux valeurs mesurées sur leurs homologues sans compost. Pour STA la valeur de K_{sat} n'est pas influencée par la présence de compost. D'après Musy et Soutter (1991), toutes les modalités peuvent être classées comme « très perméables » à t 12 mois, sauf CLACo qui est « très peu perméable ».

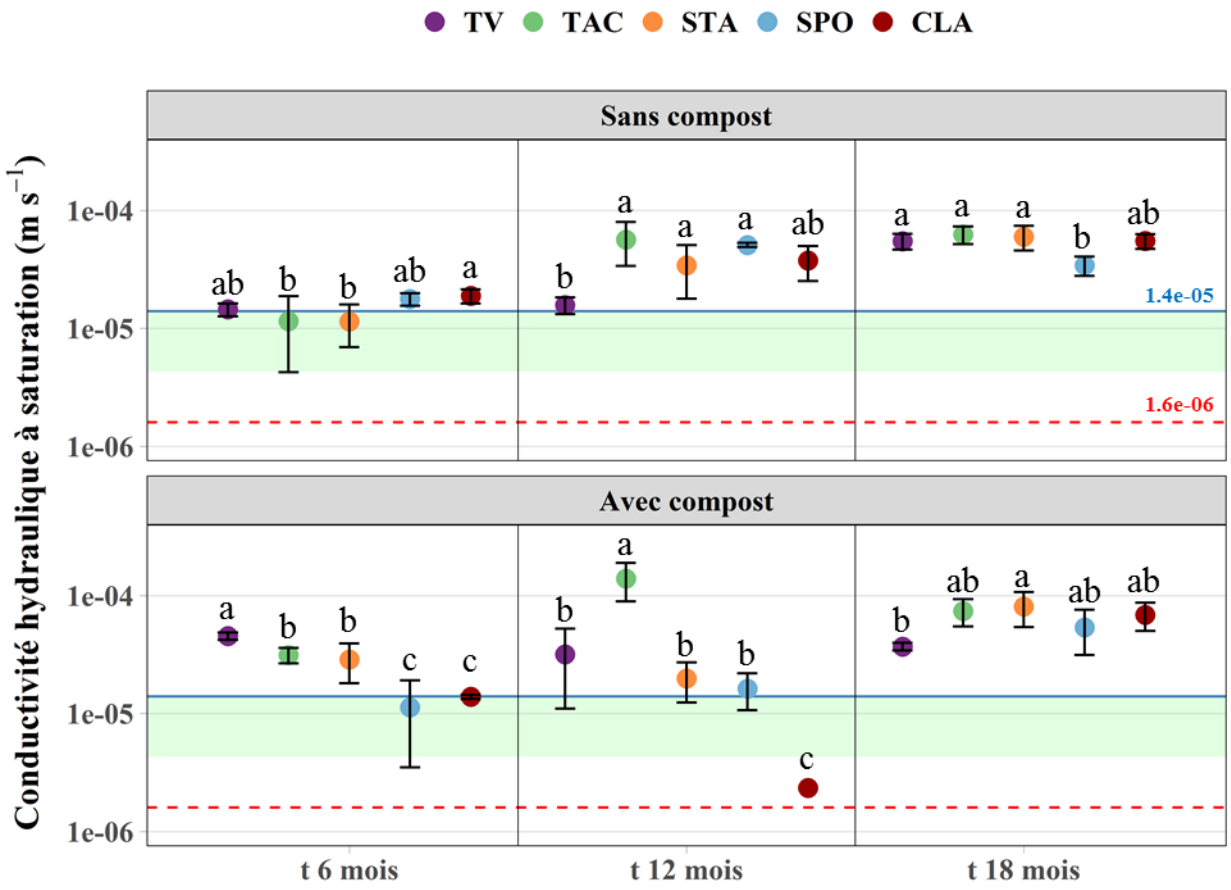


Figure 6.6 : Conductivité hydraulique à saturation des sols construits par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure. Les seuils de $1.4x10^{-5}$ (bleu) et $1.6x10^{-6}$ (rouge) correspondent, respectivement, au seuil au-delà duquel un sol est très perméable et en-dessous duquel un sol est imperméable d'après Musy et Soutter (1991). La zone verte correspond à la plage optimale de conductivité hydraulique d'un sol adapté au support de végétation d'après Hanks et Lewandowski (2003) (3 répétitions par traitement)

A t 18 mois, toutes les modalités atteignent la classe « très perméable ». Peu de différences sont à noter entre modalités (figure 6.6) et la présence de compost n'a globalement plus d'effet sur les valeurs de K_{sat} (tableau 6.6).

D'après le tableau 6.6, les 12 mois qui se sont écoulés entre t 6 et t 18 mois permettent une augmentation significative des valeurs de K_{sat} pour toutes les modalités, sauf TVCo. Pour TAC et STA, l'augmentation du K_{sat} est plus marquée pour les sédiments purs (+442 % et +426 %, respectivement) que pour les sédiments en mélange (+137 % et +181 %, respectivement). En revanche pour les sédiments SPO et CLA, la tendance s'inverse, avec des augmentations de +93 % et +194 % pour les sédiments purs, alors qu'elles sont de +375 % et +397 % pour les mélanges. Ainsi avec ou sans présence de compost, l'écoulement de l'eau dans le sol s'améliore au cours du temps. Hanks et Lewandowski (2003) préconisent un K_{sat} optimal pour les sols utilisés en aménagement urbain compris entre $4.2x10^{-6}$ et $1.4x10^{-5}$ m s^{-1}. Les K_{sat} des sols

construits sont inclus ou au-dessus de cette gamme de valeurs quelle que soit la date de mesure, sauf pour CLA à t 12 mois qui a un K_{sat} particulièrement bas. Cette valeur basse pourrait s'expliquer par un colmatage en surface dû à la mise en place d'une croute de battance (§ 4) ou à un problème technique lors de la mesure.

Tableau 6.6 : Conductivité hydraulique à saturation des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	K_{sat} 10^{-6} m s^{-1}	Effet temps	Effet Co	K_{sat} 10^{-6} m s^{-1}	Effet temps	Effet Co	K_{sat} 10^{-6} m s^{-1}	Effet temps	Effet Co
TV	14.5 ±1.8	b	B	15.8 ±2.5	b	A	55.0 ±8.4	a	A
TAC	11.5 ±7.3	b	B	56.8 ±23.0	a	B	62.4 ±10.6	a	A
STA	11.4 ±4.5	b	B	34.4 ±16.5	a	A	60.0 ±14.2	a	A
SPO	17.7 ±2.1	c	A	51.0 ±2.0	a	A	34.2 ±6.4	b	A
CLA	18.9 ±2.6	c	A	37.6 ±12.4	b	A	55.1 ±7.9	a	A
TVCo	45.3 ±3.2	a	A	31.8 ±20.8	a	A	37.0 ±2.8	a	B
TACCo	31.3 ±4.6	b	A	139.4 ±50.2	a	A	74.1 ±19.1	a	A
STACo	28.7 ±10.6	b	A	19.8 ±7.5	b	A	80.6 ±26.3	a	A
SPOCo	11.3 ±7.8	b	A	16.3 ±5.6	b	B	53.7 ±22.4	a	A
CLACo	13.8 ±6.0	b	A	2.3 ±3.7	c	B	68.6 ±18.4	a	A

La capacité d'infiltration des sols construits à partir des sédiments purs est adaptée à la fonction de support de végétation et tend à s'améliorer naturellement au cours du temps. L'apport de compost permet une augmentation de la capacité d'infiltration des sols construits durant les 6 premiers mois, puis, son effet s'estompe au cours du temps. L'intérêt de l'apport du compost pour améliorer ce paramètre semble donc limité pour les sédiments étudiés.

4 Risque de battance

Le risque d'apparition d'une croute de battance à la surface d'un sol induit par la destruction de sa structure sous l'action de la pluie peut être quantifié par le calcul de l'indice de battance (IB). Cet indice estime le risque de battance d'un sol en fonction de propriétés intrinsèques au sol, comme la granulométrie fine et la teneur en MO (Rémy et Marin-Laflèche, 1974 ; Schvartz et al., 2005). La figure 6.7 indique qu'à l'état initial, toutes les modalités ont un IB inférieur au seuil de 1.4, leur conférant un risque de battance très faible. A partir de t 6 mois et jusqu'à t 18 mois, l'IB des modalités reste sous le seuil de 1.4, sauf pour SPO et CLA. Pour ces deux sédiments purs, l'IB passe au-dessus du seuil de 2.0, signifiant que leur risque de battance est très élevé. Cette augmentation du risque s'explique principalement par une diminution de la teneur en matière

organique (cf. chapitre 6) alors que ces sédiments limono-sableux ont des teneurs faibles en argile (< 90 g kg^{-1}).

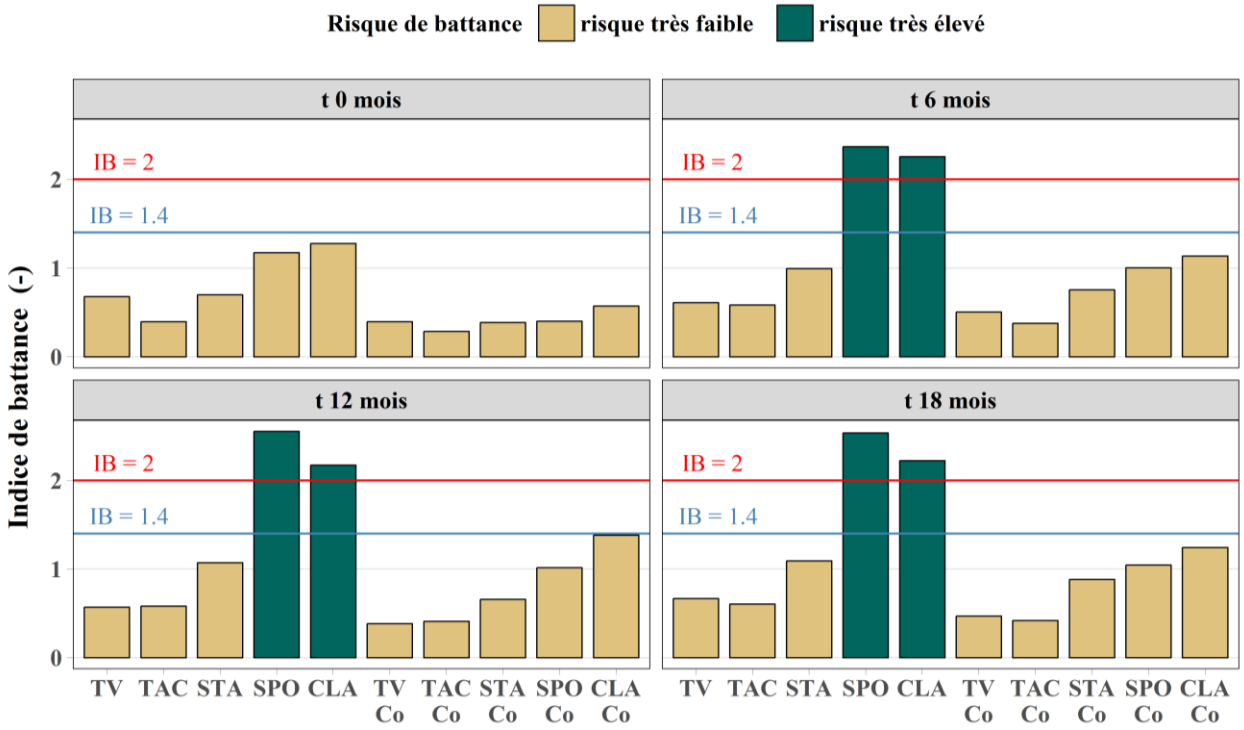


Figure 6.7 : Indice de battance des modalités de sols construits à chaque date de mesure. Le seuil IB =2 (rouge) correspond au seuil au-delà duquel le risque de battance est très élevé. Le seuil IB = 1.4 (bleu) correspond au seuil en deçà duquel le risque de battance est très faible (Rémy et Marin-Laflèche, 1974 ; Schvartz et al., 2005)

Le risque de battance est inexistant pour les sédiments TAC et STA. En revanche il est très marqué pour SPO et CLA à partir de t 6 mois. L'apport de compost permet de nettement diminuer le risque de battance de ces sédiments. Toutefois, ce résultat doit prendre en considération que l'IB calculé ne distingue pas la forme de la MO du sol. L'apport de compost à hauteur de 40 % en volume induit automatiquement une augmentation de la teneur en MO du sol qui diminue mécaniquement l'IB. Or pour effectivement lutter contre le phénomène de battance la MO du sol doit interagir avec les autres composés du sol pour former des agrégats stables. Cet indice ne permet pas d'évaluer cela, c'est pourquoi une évaluation de la stabilité des agrégats doit être faites (§ 6 du chapitre)

5 Rétention en eau des matériaux

5.1 Courbe de rétention en eau

5.1.1 Comparaison entre modalités

Dans le but d'appréhender les différences entre modalités, la figure 6.8 montre les courbes de rétention en eau des modalités étudiées mesurées à t 0 mois et à t 18 mois. Pour permettre de discuter des différences entre modalités, le tableau 5.7 précise les valeurs des teneurs en eau

volumique des modalités à t 0 mois et à t 18 mois pour les potentiels hydriques -1 kPa (proche de la saturation) et -32 kPa (capacité au champ). Ces dates et ces potentiels hydriques ont été choisis pour avoir une vue d'ensemble des résultats. Les autres résultats sont visibles dans l'annexe 6.2.

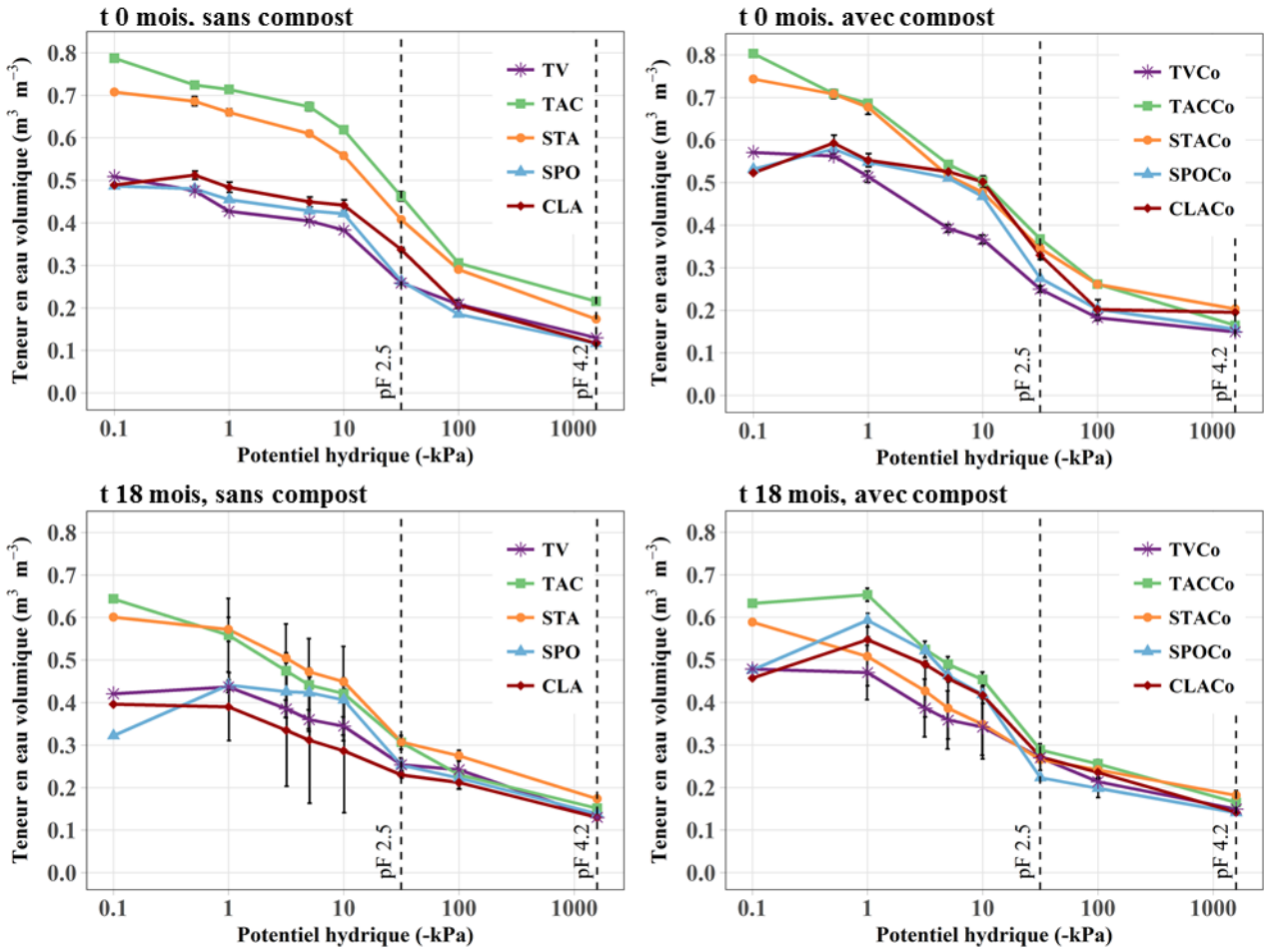


Figure 6.8 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique des modalités de sols construits à t 0 mois et à t 18 mois

A t 0 mois (tableau 6.7), les teneurs en eau volumique vont de 0.71 $m^3\ m^{-3}$ (TAC) à 0.43 $m^3\ m^{-3}$ (TV) au potentiel de -1 kPa. Même si les valeurs sont significativement différentes entre modalités, deux groupes sont visuellement observables sur la figure 6.8 : TV, SPO et CLA qui ont des teneurs en eau élevées à -1 kPa (entre 0.43 et 0.48 $m^3\ m^{-3}$) et TAC et STA qui ont des teneurs en eau très élevées à -1 kPa (entre 0.66 et 0.71 $m^3\ m^{-3}$). L'apport de compost induit une augmentation significative (p-value < 0.05) de 20, 20 et 14 % de la rétention en eau à -1 kPa pour TV, SPO et CLA, respectivement, pour atteindre entre 0.51 et 0.55 $m^3\ m^{-3}$. Pour STA, cette augmentation n'est que 2.5 %. Pour TAC, l'apport de compost diminue la rétention en eau de 4 %. Au potentiel de -32 kPa, TV et SPO ont des rétentions similaires (0.26 m m^{-3}). TAC et STA ont toujours les teneurs en eau les plus élevées (0.46 et 0.41 m m^{-3}, respectivement). CLA a une teneur intermédiaire entre les deux groupes (0.34 $m^3\ m^{-3}$). A ce potentiel, l'apport de compost n'a

pas d'effet sur la teneur en eau de TV et CLA. Mais il entraine une diminution de 20 et 15 % sur les teneurs en eau de TAC et STA. L'augmentation de la rétention observée pour SPO est moindre (4.5 %).

Au bout de 18 mois (tableau 6.7), pour les matériaux purs, les teneurs en eau au potentiel de -1 kPa vont de 0.39 m^3 m^{-3} (CLA) à 0.57 m m^{-3} (STA) (TV : 0.44 m^3 m^{-3}). L'apport de compost n'a pas d'effet significatif sur TV, TAC et STA, mais améliore la capacité de rétention en eau de SPO et de CLA de 34 et 40 % pour atteindre les valeurs de 0.59 et 0.55 m^3 m^{-3}, respectivement. Au potentiel de -32 kPa, l'apport de compost n'a pas d'effet sur TV et TAC. Il entraine une diminution de la capacité de rétention en eau pour STA et SPO de -13 et -12 %, respectivement et une augmentation de 18 % pour CLA.

Tableau 6.7 : Teneurs en eau volumique mesurées à t 0 mois (a.) et à t 18 mois (b.) pour des potentiels hydriques de -1 kPa (pF 1) et -32 kPa (pF 2.5). Les lettres minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les modalités pour chaque date de mesure et pour chaque potentiel hydrique présenté (Diff. Mod.). Les lettre majuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les dates de mesures pour chaque modalité et chaque potentiel hydrique (-1 kPa = fond jaune ; - 32 kPa = fond vert)

	t 0 mois						t 18 mois					
	-1 kPa			-32 kPa			-1 kPa			-32 kPa		
	θ m^3 m^{-3}	Diff. Mod.	Effet temps	θ m^3 m^{-3}	Diff. Mod.	Effet temps	θ m^3 m^{-3}	Diff. Mod.	Effet temps	θ m^3 m^{-3}	Diff. Mod.	Effet temps
TV	0.43 ±0.001	h	A	0.26 ±0.004	fg	A	0.44 ±0.013	ef	A	0.25 ±0.016	c	A
TAC	0.71 ±0.003	a	A	0.46 ±0.011	a	A	0.56 ±0.086	bc	B	0.31 ±0.016	a	B
STA	0.66 ±0.008	c	A	0.41 ±0.004	ab	A	0.57 ±0.028	bc	B	0.31 ±0.001	a	B
SPO	0.45 ±0.004	g	A	0.26 ±0.002	f	A	0.44 ±0.012	ef	A	0.25 ±0.012	cd	A
CLA	0.48 ±0.012	f	A	0.34 ±0.005	cd	A	0.39 ±0.080	f	B	0.23 ±0.008	de	B
TVCo	0.51 ±0.013	e	A	0.25 ±0.007	g	B	0.47 ±0.064	def	A	0.27 ±0.009	bc	A
TACCo	0.69 ±0.003	b	A	0.37 ±0.006	b	A	0.65 ±0.015	a	B	0.29 ±0.014	ab	B
STACo	0.68 ±0.017	b	A	0.35 ±0.008	c	A	0.51 ±0.069	cde	B	0.27 ±0.025	bc	B
SPOCo	0.55 ±0.008	d	B	0.28 ±0.004	e	A	0.59 ±0.016	ab	A	0.22 ±0.007	e	B
CLACo	0.55 ±0.016	d	A	0.33 ±0.010	d	A	0.55 ±0.006	bcd	A	0.27 ±0.008	bc	B

Entre t 0 et t 18 mois, les teneurs en eau volumiques à -1 kPa n'évoluent pas significativement pour TV, SPO, TVCo et CLACo. Elles diminuent pour TAC, STA, CLA, TACCo et STACo et augmentent pour SPOCo. Pour le potentiel hydrique de -32 kPa, les teneurs en eau volumique de TV et SPO restent constantes au cours des 18 premiers mois d'expérimentation et celle de TVCo augmente légèrement. Pour toutes les autres modalités, les teneurs en eau diminuent au cours du temps.

D'après le tableau 6.7 (et à l'annexe 6.2), il est possible de distinguer globalement quatre comportements au cours du temps parmi les modalités étudiées :
• Les modalités dont les teneurs en eaux des faibles potentiels (-1 kPa, -5 kPa, -10kPa, voire (-32 kPa)) tendent à diminuer au cours du temps : TAC, STA, TVCo, TACCo et STACo
• Les modalités dont les teneurs en eaux des forts potentiels ((-32 kPa), -100 kPa, -1600 kPa) tendent à diminuer au cours du temps : TV et CLA
• Les modalités dont les teneurs en eaux tendent à diminuer au cours du temps pour l'ensemble des potentiels hydriques testés : SPOCo et CLACo
• Les modalités dont les teneurs en eau aux potentiels hydriques testés n'évoluent pas au cours du temps : SPO

5.1.2 Modélisation

Les courbes de rétention ont été modélisées avec le modèle de Van Genuchten (1980) à porosité unimodale. Les modèles des courbes de rétentions établis pour toutes les modalités à t 0 mois et à t 18 mois sont présentés dans la figure 6.9.

Ceux concernant les dates t 6 mois et t 12 mois sont présentés dans l'annexe 6.2. De plus, l'annexe 6.3 récapitule l'ensemble des paramètres (θ_s, θ_r, n et m) des modèles de Van Genuchten établis. Le tableau 6.8 récapitule les performances des ajustements des points expérimentaux par le modèle de Van Genuchten à porosité unimodale. Les R^2 obtenus entre les points mesurés et les modèles sont satisfaisants car le R^2 le plus faible est de 0.932 (établi pour SPO à t 18 mois). Les RMSE d'ajustement des modèles sont également satisfaisants car ils sont tous inférieurs à 0.00176 m^3 m^{-3} (obtenu pour CLACo à t 12 mois). Il est ainsi possible de conclure que les modèles établis à partir de l'équation de Van Genuchten à porosité unimodale retranscrivent bien les courbes de rétention des modalités étudiées. Nous n'avons pas remarqué d'amélioration de la modélisation de ces courbes en utilisant un modèle bimodal.

Tableau 6.8 : Paramètres (R^2 et RMSE) moyens, minimaux et maximaux de l'évaluation des ajustements par le modèle de Van Genuchten à porosité unimodale des points mesurés, par date de mesure

Date de mesure	R^2				RMSE (10^{-3} m^3 m^{-3})			
	Moyenne	Ecart-type	Min.	Max.	Moyenne	Ecart-type	Min.	Max.
t 0 mois	0.995	0.004	0.987	0.998	0.325	0.180	0.134	0.643
t 6 mois	0.979	0.012	0.957	0.995	0.742	0.476	0.227	1.543
t 12 mois	0.990	0.010	0.970	0.999	0.593	0.685	0.026	1.760
t 18 mois	0.985	0.020	0.932	0.999	0.518	0.566	0.043	1.698

Les modèles établis ont permis de déterminer les valeurs des paramètres de l'équation de Van-Genuchten (θs, θr et n) ainsi que leur évolution au cours du temps, pour chaque modalité de sols construits. Ils ont permis de calculer les porosités remarquables présentées dans le paragraphe 5.2.

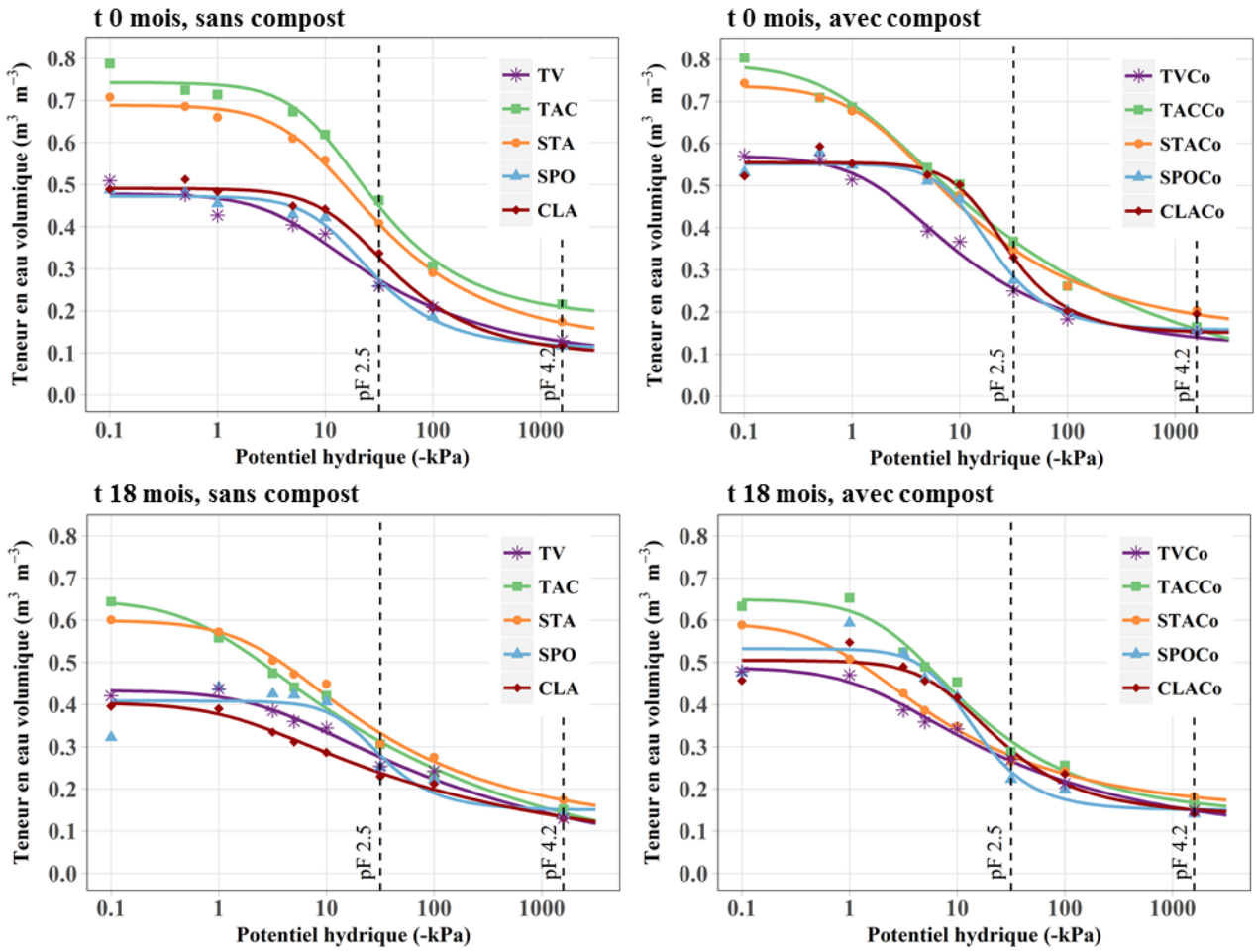


Figure 6.9 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique (points) et modèles de Van Genuchten simple porosité (courbes) correspondants, pour les modalités de sols construits à t 0 mois et à t 18 mois

5.2 Porosités remarquables

D'après Calvet (2003), la porosité peut se partitionner en fonction les propriétés hydriques qu'elle induit et qui résulte de la forme et de la taille des pores qui la constitue. D'après Marshall et al. (1996) (cités par Calvet, 2003) il est possible de définir quatre catégories de pore :

- Les pores submicroscopiques dont le diamètre est inférieur à 0.001 µm et qui contiennent l'eau fortement liée aux minéraux argileux. Ils sont négligés dans cette thèse au vue des échelles de travail considérées.
- Les micropores d'un diamètre allant de 0.02 µm à 30 µm qui permettent l'essentiel du stockage de l'eau utile aux plantes
- Les macropores d'un diamètre allant de 30 µm à 1000 µm qui permettent une partie du stockage de l'eau et son transfert lors de l'infiltration et dans lesquels l'eau peut remonter par capillarité

- Les macropores d'un diamètre allant de 1000 µm à 15 000 µm qui permettent le transfert de l'eau et dans lesquels l'eau ne peut pas remonter par capillarité

Pour simplifier les termes, les macropores d'un diamètre de 1000 à 15 000 µm seront nommés méga-pores tout au long de la thèse. De plus, les macropores compris entre 30 et 50 µm seront dénommés des méso-pores pour faire la distinction de cette sous-catégorie de macropores, comme le propose Greenland (1981), basée sur des propriétés hydrodynamiques différentes. En effet ces auteurs suggèrent que les pores sont capables de stocker de l'eau jusqu'à 50 µm de diamètre. Les catégories de pore considérées sont présentées dans la figure 5.10.

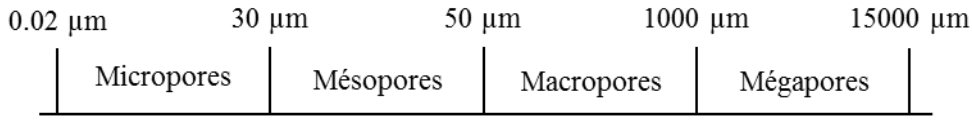


Figure 6.10 : Seuils de taille de pore et dénomination correspondante d'après Marshall et al. (1996) et Greenland (1981)

Les macro et microporosités calculées à partir des courbes de rétention en eau sont présentées dans les figures 6.11 et 6.12 et les tableaux 6.9 et 6.10. Elles correspondent respectivement au volume occupé par les micropores et par celui occupé par les macropores.

A t 0 mois, les matériaux purs ont des microporosités comprises entre 0.27 m^3 m^{-3} (TV, SPO) et 0.45 m^3 m^{-3} (TAC) (figure 6.11). Pour TV et SPO, la microporosité reste globalement stable au cours du temps (tableau 6.9). Pour les autres sédiments purs, la microporosité tend à diminuer significativement au cours du temps (baisse comprise entre -18 % (STA) et -32 % (TAC) en 18 mois). D'après la figure 6.11, TAC et STA ont des valeurs de microporosité plus élevées d'approximativement 0.1 m^3 m^{-3} par rapport aux autres matériaux à t 0 mois (0.45 et 0.41 m^3 m^{-3}, respectivement). A partir de 12 mois, cette différence s'atténue pour quasiment disparaitre à 18 mois où les microporosités des matériaux purs sont comprises entre 0.25 m^3 m^{-3} (CLA) et 0.33 m^3 m^{-3} (STA). L'apport de compost dans les matériaux induit une diminution significative de la microporosité de TV (-7 %), TAC (-18 %) et STA (-14 %), alors qu'il n'a pas d'effet sur celle de CLA et augmente légèrement (p-value < 0.05) celle de SPO (+3.4 %) (tableau 6.9).

A 6 mois, les mélanges de sédiments et compost ont tous une microporosité significativement plus faible que celle de leur homologue pur. Pour TV, l'apport de compost n'a pas d'influence sur la microporosité. A 18 mois, L'apport de compost n'a plus d'effet sur la microporosité de TAC (comme pour TV) mais la microporosité de STACo (-17 %) et SPOCo (-13 %) est significativement plus faible que celles de leurs homologues purs. CLACo a une microporosité significativement plus élevée de 14 % que celle de CLA. Entre de t 0 et t 18 mois, la microporosité des mélanges à partir de sédiments diminue. Cette diminution intervient principalement entre t 6 et t 12 mois. Pour TVCo, l'évolution est non significative.

En ce qui concerne la macroporosité, elle est comprise entre 0.16 m^3 m^{-3} (CLA) et 0.29 m^3 m^{-3} (TAC) (TV : 0.20 m^3 m^{-3}) pour les matériaux purs (figure 6.12). CLA est le seul matériau à présenter une macroporosité sous le seuil de 0.2 m^3 m^{-3} préconisé par Pagliai et Vignozzi (2002), pour un sol support de végétation.

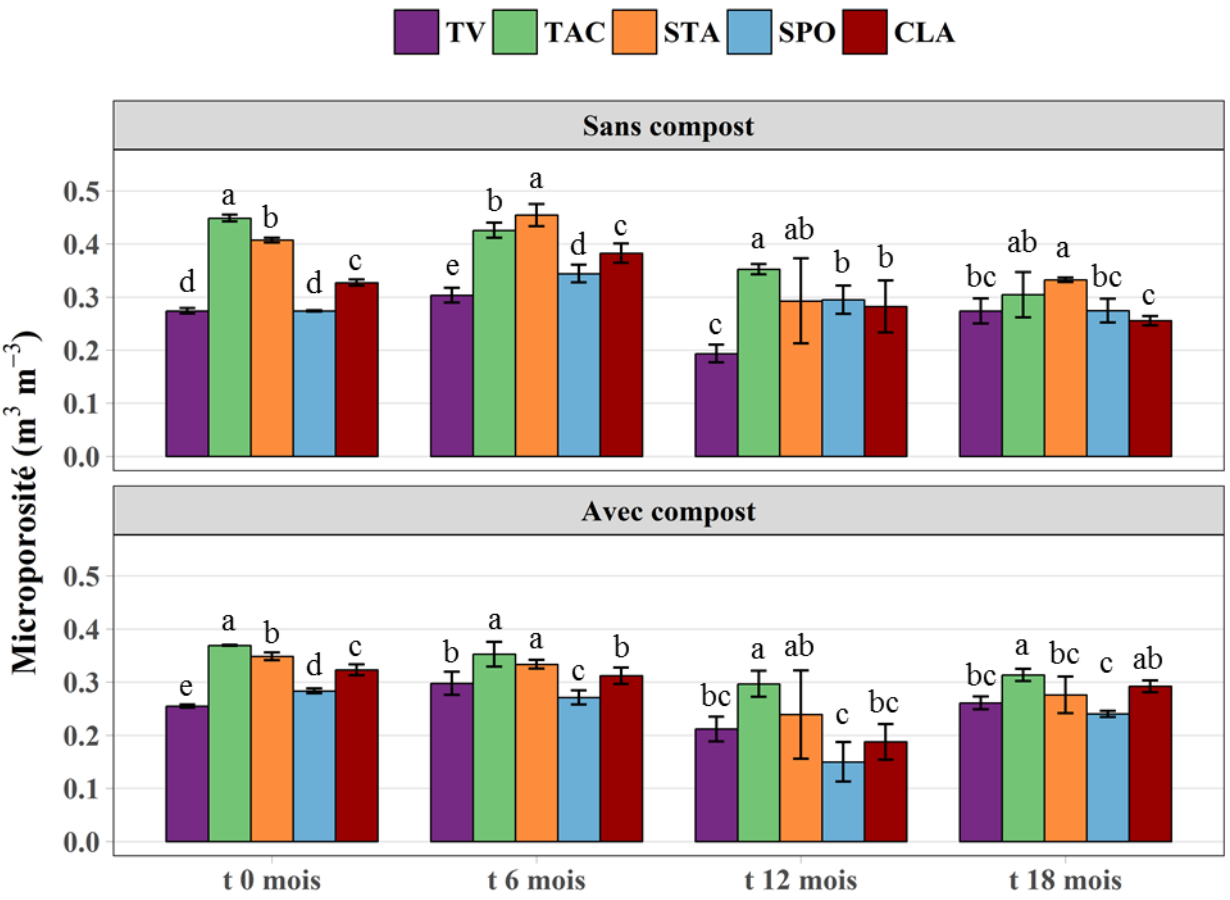


Figure 6.11 : Microporosité des sols construits à partir des matériaux purs par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure.

Tableau 6.9 : Microporosité des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	Microporosité $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Microporosité $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Microporosité $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co	Microporosité $m^3\ m^{-3}$	Effet temps	Effet Co
TV	0.27 ±0.01	b	A	0.30 ±0.01	a	A	0.19 ±0.02	c	A	0.27 ±0.02	ab	A
TAC	0.45 ±0.01	a	A	0.43 ±0.01	b	A	0.35 ±0.01	c	A	0.30 ±0.04	d	A
STA	0.41 ±0.01	a	A	0.45 ±0.02	a	A	0.29 ±0.08	b	A	0.33 ±0.01	b	A
SPO	0.27 ±0.01	b	B	0.34 ±0.02	a	A	0.30 ±0.03	ab	A	0.27 ±0.02	b	A
CLA	0.33 ±0.01	ab	A	0.38 ±0.02	a	A	0.28 ±0.05	bc	A	0.26 ±0.01	c	B
TVCo	0.25 ±0.01	b	B	0.30 ±0.02	a	A	0.21 ±0.02	c	A	0.26 ±0.01	b	A
TACCo	0.37 ±0.01	a	B	0.35 ±0.02	a	B	0.30 ±0.02	b	B	0.31 ±0.01	b	A
STACo	0.35 ±0.01	a	B	0.33 ±0.01	a	B	0.24 ±0.08	b	A	0.28 ±0.03	b	B
SPOCo	0.28 ±0.01	a	A	0.27 ±0.01	b	B	0.15 ±0.04	d	B	0.24 ±0.01	c	B
CLACo	0.32 ±0.01	a	A	0.31 ±0.02	ab	B	0.19 ±0.03	c	B	0.29 ±0.01	bc	A

Entre t 0 mois et t 6 mois, une baisse significative (p-value < 0.05) de la macroporosité est observée pour tous les matériaux purs (tableau 6.10), telle que la macroporosité TV, STA, SPO et CLA sont sous le seuil de 0.2 m^3 m^{-3}, à t 6 mois. Puis, entre t 6 mois et t 12 mois, la macroporosité des matériaux purs augmente pour retrouver des valeurs similaires (CLA) ou supérieures (TV, TAC, STA) à celles observées à t 0 mois. La macroporosité de ces matériaux repasse au-dessus du seuil proposé par Pagliai et Vignozzi (2002), à t 12 mois (seule celle de SPO est plus faible à t 12 mois qu'à t 0 mois et est sous le seuil). Enfin, entre t 12 mois et t 18 mois, les macroporosités diminuent à nouveau mais plus légèrement qu'entre t 0 et t6 mois pour atteindre des valeurs similaires à celles mesurées à t 0 mois (TAC, STA et CLA) ou significativement plus faible de 20 % et 35 % (TV et SPO, respectivement) qu'à t 0 mois.

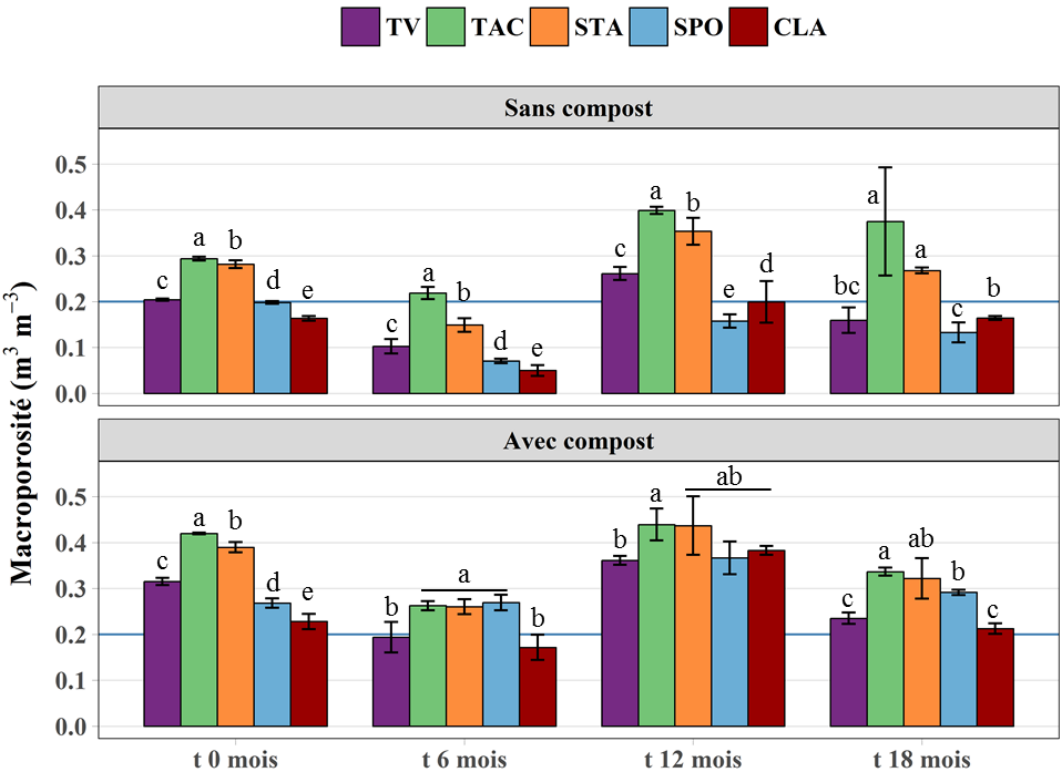


Figure 6.12 : Macroporosité des sols construits à partir des matériaux purs et de compost de déchets verts par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure. Le seuil de 0.2 m^3 m^{-3} (bleu) est le seuil au-delà duquel un sol a une macroporosité satisfaisante pour le support de végétation (Pagliai et Vignozzi, 2002)

A t 0 mois, l'apport de compost engendre une augmentation significative de la macroporosité pour tous les matériaux (tableau 6.10). Cette hausse est comprise entre 35 % (SPO) et 60 % (TV). Cette différence perdure globalement au cours du temps, sauf pour TAC dont la valeur de macroporosité entre mélange et matériau pur est similaire à t 18 mois. Pour les autres matériaux, l'apport de compost induit une macroporosité supérieure à celle de leurs homologues purs. A t 18 mois, l'augmentation de macroporosité due au compost est comprise entre de 20 % (STA) et 119

% (SPO). L'apport de compost permet à tous les mélanges d'avoir une macroporosité supérieure à 0.2 m^3 m^{-3} tout au long de l'expérimentation (sauf CLACo à t 6 mois (0.17 m^3 m^{-3}).

Tableau 6.10 : Macroporosité des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	Macroporosité m^3 m^{-3}	Effet temps	Effet Co	Macroporosité m^3 m^{-3}	Effet temps	Effet Co	Macroporosité m^3 m^{-3}	Effet temps	Effet Co	Macroporosité m^3 m^{-3}	Effet temps	Effet Co
TV	0.20 ±0.01	b	B	0.10 ±0.02	d	B	0.26 ±0.01	a	B	0.16 ±0.03	c	B
TAC	0.29 ±0.01	b	B	0.22 ±0.01	c	B	0.40 ±0.01	a	A	0.37 ±0.12	b	A
STA	0.28 ±0.01	b	B	0.15 ±0.01	c	B	0.35 ±0.03	a	A	0.27 ±0.01	b	B
SPO	0.20 ±0.01	a	B	0.07 ±0.01	c	B	0.16 ±0.01	b	B	0.13 ±0.02	b	B
CLA	0.16 ±0.01	a	B	0.05 ±0.01	b	B	0.20 ±0.05	a	B	0.16 ±0.01	a	B
TVCo	0.32 ±0.01	b	A	0.19 ±0.03	c	A	0.36 ±0.01	a	A	0.24 ±0.01	c	A
TACCo	0.42 ±0.01	a	A	0.26 ±0.01	c	A	0.44 ±0.03	a	A	0.34 ±0.01	b	A
STACo	0.39 ±0.01	a	A	0.26 ±0.02	b	A	0.44 ±0.06	a	A	0.32 ±0.04	b	A
SPOCo	0.27 ±0.01	b	A	0.27 ±0.02	b	A	0.37 ±0.04	a	A	0.29 ±0.01	a	A
CLACo	0.23 ±0.02	b	A	0.17 ±0.03	c	A	0.38 ±0.01	a	A	0.21 ±0.01	bc	A

Pour résumer, la microporosité des sols construits à partir de sédiments a tendance à diminuer au cours du temps. L'apport de compost réduit la microporosité des matériaux durant les 6 premiers mois puis cet effet s'estompe progressivement.

La macroporosité des matériaux purs diminuent fortement durant les 6 premiers mois, passant sous le seuil de 0.2 m^3 m^{-3} préconisé par Pagliai et Vignozzi (2002) pour un sol support de végétation. Cela corrobore les résultats observés sur les masses volumiques apparentes. Il s'avère donc que le tassement des sols observé entre t 0 et t 6 mois est dû préférentiellement à une perte de macroporosité plutôt qu'à une perte de microporosité. Après t 6 mois, les sols voient leurs macroporosités augmenter. Cette augmentation pourrait être provoquée par la mise en place d'agrégats au cours du temps, permettant l'apparition d'une structure pédologique plus aérée au sein des sols construits. Cependant l'augmentation de la macroporosité ne permet d'atteindre le seuil de 0.2 m^3 m^{-3} (Pagliai et Vignozzi, 2002) que pour TAC et STA en 18 mois.

L'apport de compost à l'état initial limite la perte de macroporosité observée sur les matériaux purs durant les 6 premiers mois et permet aux sols d'avoir une macroporosité en permanence au-dessus de ce seuil. L'apport de compost semble donc pertinent quant à ce paramètre.

La somme des micro et macroporosité, évaluées à partir des courbes de rétention en eau, correspond à la porosité totale calculée à partir des masses volumiques réelles et apparentes (Régression linéaire simple : $R^2 = 0.95$, p-value < 0.05, n =40).

5.3 Réserve utile en eau

Les valeurs de réserve utile en eau (RUE) des modalités de sol construit sont présentées dans la figure 6.13. A t 0 mois, la réserve utile des matériaux purs est comprise entre 1.47 mm cm^{-1} (TV) et 2.4 mm cm^{-1} (TAC). Il est possible de distinguer deux groupes de matériaux, à savoir : TV et SPO, d'une RUE proche de 1.5 mm cm^{-1} et TAC, STA et CLA d'une RUE supérieure à 2.13 mm cm^{-1}. D'après Damas et Coulon (2016), ces réserves utiles sont classées comme « optimales » car supérieures à 1.5 mm cm^{-1} pour les sédiments purs. Pour TV, la RUE est classée comme « modérée » (comprise entre 1 et 1.5 mm cm^{-1}). L'apport de compost entraine une diminution significative, comprise entre -12.5 % (TAC) et -36 % (CLA), de la RUE pour tous les matériaux (tableau 6.11). Ceci principalement à cause de la baisse de la macroporosité constatée au paragraphe précédent. Par conséquent, seuls TACCo et STACo conservent une RUE optimale alors que TVCo, SPOCo et CLACo ont une RUE modérée.

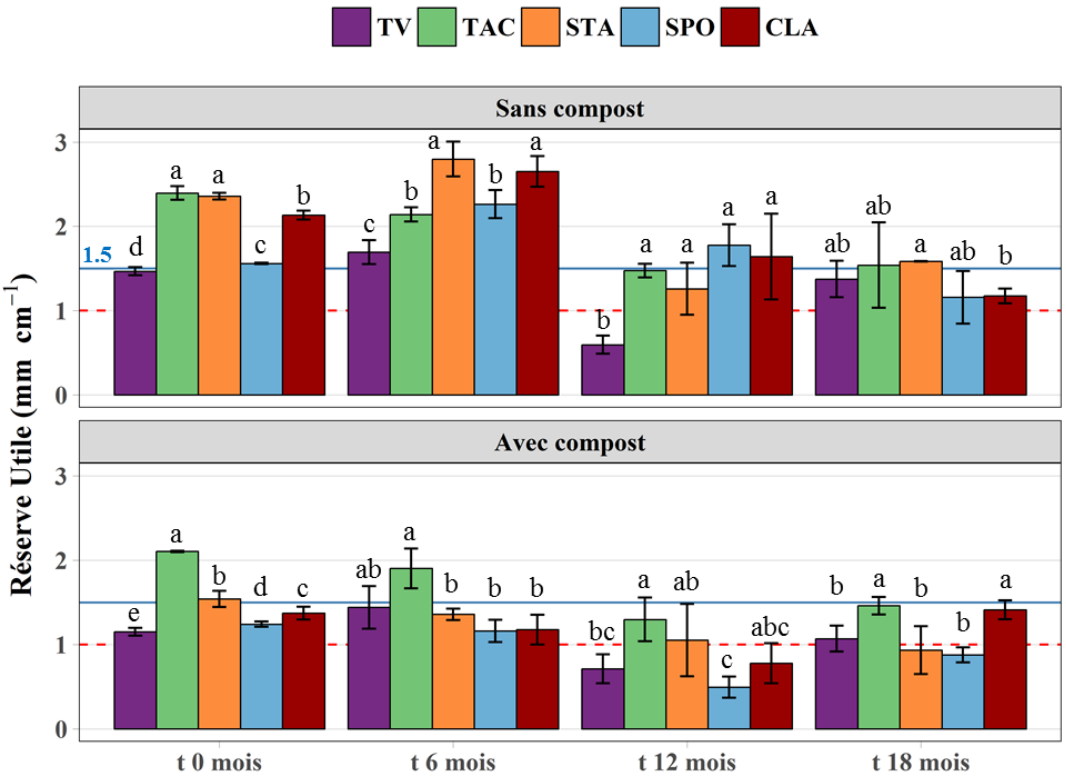


Figure 6.13 : Réserve Utile en Eau des sols construits à partir des matériaux purs et de compost de déchets verts par date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les cinq matériaux par date de mesure. Le seuil de 1.5 mm cm^{-1} (bleu) est le seuil au-delà duquel un sol a une RUE optimale pour le support de végétation et le seuil de 1 mm cm^{-1} (rouge) correspond au seuil au-delà duquel un sol a une RUE modérée (Damas et Coulon, 2016)

Au cours du temps, la RUE évolue de façon différente selon les matériaux. Pour TV, la RUE diminue fortement à t 12 mois (-59 % par rapport à t 0 mois (0.60 mm cm^{-1})), puis retrouve un niveau similaire à celui de l'état initial à t 18 mois. Pour TAC, la RUE diminue progressivement jusqu'à t 12 mois pour atteindre une RUE de 1.54 mm cm^{-1}, qui reste donc optimale. Pour STA,

SPO et CLA, la RUE croît significativement jusqu'à t 6 mois (+19 (STA) à +45 % (SPO) et passe sous les valeurs initiales au bout de 12 (STA et CLA) ou 18 mois (SPO). Au final, la RUE de STA reste « optimale » (1.59 mm cm^{-1}) mais descend à 1.16 et 1.17 mm cm^{-1} pour SPO et CLA, respectivement, leur conférant une RUE modérée (tableau 6.11).

Pour les mélanges, la RUE, bien que moins importante que celle mesurée sur leurs homologues purs à l'état initial, reste globalement constante au cours du temps et supérieur à 1 mm cm^{-1} pour TVCo et CLACo. Elle diminue cependant pour TACCo (-31 %), STACo de (-39 %) et SPOCo (-29 %) au cours des 18 mois, sans pour autant passer sous le seuil de 1 mm cm^{-1} pour TACCo. A t 18 mois, STACo et SPOCo ont une RUE inférieure à 1 mm cm^{-1}.

Bien que l'apport de compost diminue la RUE des matériaux lors de son incorporation et lors des premiers mois, cette effet s'estompe au cours du temps et disparait au bout de 18 mois pour la majorité des matériaux. Seul CLACo a une RUE supérieur (+20 %) par rapport à son homologue pur à t 18 mois.

Tableau 6.11 : Réserve utile en eau des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) de l'évolution du paramètre au cours du temps pour une modalité donnée (effet temps). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	RUE mm cm^{-1}	Effet temps	Effet Co	RUE mm cm^{-1}	Effet temps	Effet Co	RUE mm cm^{-1}	Effet temps	Effet Co	RUE mm cm^{-1}	Effet temps	Effet Co
TV	1.47 ±0.05	b	A	1.69 ±0.14	a	A	0.60 ±0.11	c	A	1.37 ±0.22	b	A
TAC	2.40 ±0.08	a	A	2.14 ±0.08	b	A	1.48 ±0.08	c	A	1.54 ±0.51	c	A
STA	2.36 ±0.04	b	A	2.80 ±0.21	a	A	1.26 ±0.31	d	A	1.59 ±0.01	c	A
SPO	1.56 ±0.01	b	A	2.26 ±0.17	a	A	1.78 ±0.25	b	A	1.16 ±0.31	c	A
CLA	2.13 ±0.05	b	A	2.65 ±0.18	a	A	1.64 ±0.51	bc	A	1.17 ±0.09	c	B
TVCo	1.15 ±0.05	b	B	1.44 ±0.25	a	A	0.71 ±0.17	c	A	1.07 ±0.15	b	A
TACCo	2.10 ±0.01	a	B	1.90 ±0.24	a	A	1.30 ±0.26	b	A	1.46 ±0.10	b	A
STACo	1.54 ±0.10	a	B	1.36 ±0.07	ab	B	1.05 ±0.43	b	A	0.93 ±0.28	b	B
SPOCo	1.24 ±0.03	a	B	1.16 ±0.13	a	B	0.49 ±0.13	c	B	0.88 ±0.09	b	A
CLACo	1.37 ±0.08	a	B	1.18 ±0.18	ab	B	0.78 ±0.24	b	B	1.41 ±0.11	a	A

Les réserves utiles en eau des sols construits à partir de matériaux purs sont optimales durant la première année, puis elles baissent pour atteindre des valeurs de RUE modérée, ce qui reste satisfaisant. Cette baisse s'explique principalement par la diminution de la microporosité. L'apport de compost à l'état initial, induit une perte de RUE pour toutes les modalités dès t 0 mois et n'empêche pas la diminution de cette-dernière au cours du temps. En présence de 40 % (v:v) de compost, les sols construits atteignent des RUE satisfaisantes dans le cas de TACCo et CLACo (comme pour TVCo) mais faibles pour STACo et SPOCo.

6 Agrégation

6.1 Fractions d'agrégats

6.1.1 Agrégats formés en conditions contrôlées

Le dispositif de l'essai sous serre (mésocosme) a permis le suivi de la formation d'agrégats lors des 105 premiers jours après la mise en place des sols construits (à t 0 jours, t 40 jours, t 75 jours et t 105 jours) à partir de sept matériaux purs (TV, TAC, STA, SPO, CLA, FLU et RAN) et de leurs mélanges respectifs avec 40 % v:v de compost de déchets verts. Pour appréhender la capacité des sols construits à se structurer et plus particulièrement à former des agrégats, les sept matériaux purs ont été préalablement tamisés à 2 mm pour détruire les agrégats éventuellement formés lors de la phase de dessiccation des sédiments et ceux naturellement présents dans la terre végétale. Le compost utilisé pour la construction des sept mélanges étudiés a été préalablement broyé à 4 mm pour réduire sa granulométrie et obtenir des sols construits homogènes pour les volumes considérés (471 cm^3). L'alternance de phase d'humectation et de dessiccation a été testée sur les quatorze modalités étudiées. A t 40 jours, t 75 jours et t 105 jours, les sols construits ont subi respectivement, 3 cycles, 5 cycles et 7 cycles d'humectation-dessiccation complets.

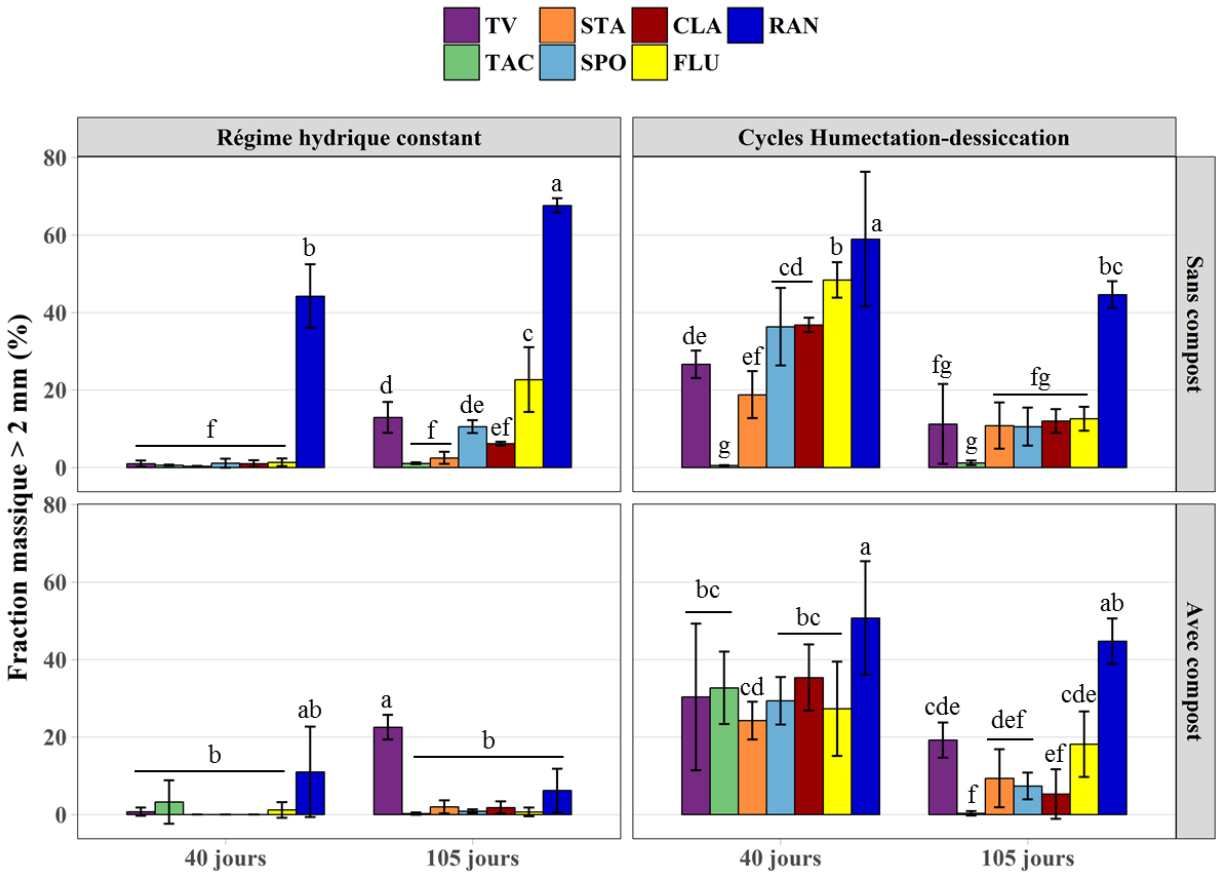


Figure 6.14 : Comparaison entre t 40 jours (3 cycles HD) et t 105 jours (7 cycles HD) des proportions d'agrégats formés (> 2 mm) entre les matériaux étudiés pour chaque combinaison de traitement. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les matériaux des deux dates de mesure considérés pour chaque combinaison de traitement donnée

L'évolution dans le temps des proportions massiques de six fractions d'agrégats pour chaque modalité de sols construits sous un régime hydrique constant et sous alternance de phases d'humectation et de dessiccation est visible dans l'annexe 6.4. La variabilité parfois importante entre les trois répétitions mesurées rend l'interprétation statistique difficile. Pour mettre en évidence des différences significatives plus marquées et pour comparer les matériaux entre eux, les sommes des trois fractions d'agrégats supérieurs à 2 mm (2-3 mm, 3-5 mm et >5 mm) de chaque matériau ont été comparées au sein d'un même traitement (avec ou sans compost, sous régime hydrique constant ou d'alternance de phases d'humectation dessiccation). Ces résultats sont présentés dans la figure 6.14 et le tableau 6.12 pour t 40 jours et t 105 jours.

A régime hydrique constant et sans apport de compost, seul RAN forme des agrégats > 2 mm dès t 40 jours (44.2 %). Pour les autres matériaux, les proportions d'agrégats > 2 mm formés ne sont pas significativement différentes de 0. A t 105 jours, la proportion d'agrégats > 2 mm de RAN augmente pour atteindre une fraction massique de 67.6 %. Elle est très largement supérieure à celle des autres matériaux (TV : 12.9 %, SPO : 10.5 % et FLU : 22.7 %). TAC, STA et CLA ont des proportions d'agrégats > 2 mm non significatives.

En présence de cycles d'humectation dessiccation, tous les matériaux purs possèdent une fraction d'agrégats > 2 mm significativement non nulle au bout de 3 cycles (t 40 jours), sauf TAC, qui même après 7 cycles (105 jours) ne possède pas d'agrégats > 2 mm. TV, STA, SPO et CLA ont des proportions d'agrégats formés statistiquement similaires, comprises entre 18.8 % (STA) à 36.8 % (CLA). RAN a la proportion d'agrégats formés la plus importante (58.9 %) et FLU une proportion intermédiaire (48.4 %). Les 3 premiers cycles induisent une augmentation importante et significative de la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm formés par rapport au régime hydrique constant pour toutes les modalités, sauf pour TAC et RAN dont les proportions d'agrégats restent constantes (tableau 6.12).
Après 105 jours la part des agrégats formés diminue pour tous les matériaux de -24 % (RAN) à -74 % (FLU) (-58 % pour TV) pour atteindre des niveaux similaires pour TV, STA, SPO, CLA et FLU. A cette date, les 7 cycles d'humectation-dessiccation engendre des proportions d'agrégats supérieurs à 2 mm significativement supérieures à celles observées sous régime hydrique constant pour STA (+337 %) et CLA (+96 %). En revanche, ces 7 cycles entrainent une baisse de la proportion d'agrégats pour FLU (-45 %) et RAN (-34 %) (tableau 6.12).

En présence de compost et à régime hydrique constant, aucun matériau n'est capable de constituer des agrégats > 2 mm à t 40 jours de façon significative (figure 6.14). Le compost a un effet nul (TVCo, TACCo et FLUCo) ou négatif (STACo, SPOCo, CLACo et RANCo) sur la formation des agrégats supérieurs à 2 mm (tableau 6.12). A t 105 jours, le compost a un effet positif significatif uniquement sur TVCo qui forme 22.5 % des agrégats supérieurs à 2 mm. Il a n'a pas d'effet pour STACo mais induit une perte de la proportion d'agrégats formés pour les autres mélanges. A cette date, les mélanges à partir de sédiments possèdent des proportions

d'agrégats supérieurs à 2 mm inférieures à 2 %, sauf RANCo qui a 6.21 % d'agrégats formés (figure 6.14).

En présence de compost et sous alternance de phases d'humectation-dessiccation, une proportion significative d'agrégats > 2 mm se forme pour tous les matériaux. RANCo a une proportion significativement plus élevée (50.7 %) que celle des autres matériaux (entre 24.2 % (STA) et 35.3 % (CLA)) à t 40 jours. Les 3 premiers cycles permettent une forte augmentation de la proportion d'agrégats formés pour tous les mélanges par rapport au régime hydrique constant (tableau 6.12), alors que l'effet compost est globalement nul. Au bout de 7 cycles (105 jours), les proportions d'agrégats de TVCo, STACo, FLUCo et RANCo restent statistiquement similaires à celles mesurées à t 40 jours (3 cycles), bien qu'une baisse des moyennes, comprise entre -12 (RANCo) et -61 % (STACo), soit constatée. Pour TACCo, SPOCo et CLACo, les proportions d'agrégats formés diminuent significativement pour atteindre des niveaux bas d'agrégation (< 7.4 %). A t 105 jours, l'effet compost est nul sur toutes les modalités sous alternance d'humectation-dessiccation.

Tableau 6.12 : Proportion massique d'agrégats supérieurs à 2 mm des sols construits en mésocosme. Les lettres en minuscules mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre une modalité de sol construit sous régime hydrique constant et sous alternance de cycle d'humectation-dessiccation à chaque date de mesure (effet cycle). Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

	t 40 jours						t 105 jours					
	Régime hydrique constant			Cycles Huméctation-Dessiccaction - 3 cycles			Régime hydrique constant			Cycles Huméctation-Dessiccaction - 7 cycles		
	Fraction massique %	Effet cycle	Effet Co	Fraction massique %	Effet cycle	Effet Co	Fraction massique %	Effet cycle	Effet Co	Fraction massique %	Effet cycle	Effet Co
TV	1.00 ± 0.79	b	A	26.62 ± 3.52	**a**	A	12.92 ± 3.97	a	B	11.23 ± 10.29	a	A
TAC	0.58 ± 0.15	a	A	0.52 ± 0.10	a	B	1.06 ± 0.24	a	A	1.18 ± 0.61	a	A
STA	0.30 ± 0.08	b	A	18.77 ± 6.06	**a**	A	2.47 ± 1.57	b	A	10.80 ± 5.99	**a**	A
SPO	1.11 ± 1.15	b	A	36.32 ± 10.00	**a**	A	10.52 ± 1.67	a	A	10.54 ± 4.91	a	A
CLA	0.98 ± 0.86	b	A	36.81 ± 1.85	**a**	A	6.13 ± 0.49	b	A	12.00 ± 3.07	**a**	A
FLU	1.33 ± 0.98	b	A	48.38 ± 4.57	**a**	A	22.69 ± 8.36	**a**	A	12.56 ± 3.09	b	A
RAN	44.25 ± 8.17	a	A	58.94 ± 17.38	a	A	67.61 ± 1.86	**a**	A	44.6 ± 3.46	b	A
TVCo	0.74 ± 1.07	b	A	30.35 ± 18.93	**a**	A	22.53 ± 3.17	a	A	19.2 ± 4.55	a	A
TACCo	3.24 ± 5.61	b	A	32.68 ± 9.36	**a**	A	0.24 ± 0.28	a	B	0.32 ± 0.56	a	A
STACo	0.02 ± 0.00	b	B	24.24 ± 4.90	**a**	A	1.97 ± 1.71	b	A	9.36 ± 7.47	**a**	A
SPOCo	0.01 ± 0.00	b	B	29.34 ± 6.15	**a**	A	0.88 ± 0.46	b	B	7.37 ± 3.45	**a**	A
CLACo	0.00 ± 0.00	b	B	35.33 ± 8.57	**a**	A	1.82 ± 1.58	a	B	5.29 ± 6.39	a	A
FLUCo	1.18 ± 2.04	b	A	27.29 ± 12.17	**a**	B	0.67 ± 1.15	b	B	18.14 ± 8.46	**a**	A
RANCo	11.00 ± 11.65	b	B	50.73 ± 14.65	**a**	A	6.21 ± 5.60	b	B	44.75 ± 5.87	**a**	A

Les matériaux purs sont capables de former des agrégats supérieurs à 2 mm au cours du temps sous régime hydrique constant. Toutefois, les sédiments s'agrègent à des vitesses différentes dans des proportions diverses. RAN semble être le sédiment le plus enclin à s'agréger, de façon plus rapide et plus importante que le témoin. Cela stipule donc que certaines propriétés intrinsèques aux sédiments sont favorables à l'agrégation. L'apport de compost favorise l'agrégation du sol témoin (TV) ce qui corrobore les résultats de Bronick & Lal (2005) qui concluent que la matière organique des sols améliore l'agrégation. En revanche, pour les sédiments l'apport de compost ne favorise pas l'agrégation mais semble l'inhiber sous régime hydrique constant. Ceci pourrait s'expliquer par un « effet dispersant » de la MO du compost qui limite la cohésion des particules entre elles et par la faible durée de l'expérimentation. De plus, le protocole de mesure des fractions d'agrégats ne permet peut-être pas de conserver les agrégats éventuellement formés qui ne seraient pas assez stables.

Les cycles d'humectation-dessiccation induisent une forte augmentation de l'agrégation de la plupart des matériaux purs (tous, sauf TAC). Ce qui appuie l'hypothèse que certains facteurs extrinsèques influence l'agrégation dans les sédiments, tout comme dans les sols (Bronick & Lal, 2005). Il s'avère cependant que seuls les premiers cycles favorisent l'agrégation puis que les cycles suivants détériorent l'agrégation. Ce phénomène a été observé par Utomo et Dexter (1982) Denef *et al*. (2001) et Cosentino et al. (2006) sur des sols naturels qui précisent que l'agrégation atteint des maxima après 2 et 1 cycle d'humectation-dessiccation, respectivement. Ces auteurs avancent l'hypothèse selon laquelle les phénomènes d'agrégation dominent durant les premiers cycles, notamment en rapprochant les particules lors des phases de dessiccation. Puis lors des cycles suivant, le la désagrégation devient prédominante. Les phases d'humectation induisent l'éclatement des agrégats néoformés, notamment par éclatement dû au piégeage de bulle d'air et par le gonflement différentiel des argiles (Le Bissonnais, 2016).

La combinaison de l'apport de compost et de l'influence de cycles d'humectation-dessiccation a globalement les mêmes effets que pour l'influence des cycles seuls. L'apport de compost ne semble donc pas avoir d'effet particulier sur la formation des agrégats en 105 jours. Toutefois, pour TAC, une synergie entre compost et cycle induit la formation d'agrégats, même si ce phénomène ne dure pas dans le temps.

6.1.2 Agrégats formés en conditions *in situ*

Le dispositif des bacs lysimétriques a permis le suivi de la formation d'agrégats lors des 18 premiers mois après la mise en place des sols construits à partir de cinq matériaux purs (TV, TAC, STA, SPO et CLA) et leurs mélanges respectifs avec 40 % v:v de compost de déchets verts. Les matériaux purs ont été préalablement tamisés à 40 mm pour supprimer les éléments grossiers (branches mortes, galets) éventuellement présents et briser les grosses mottes formées lors du séchage des matériaux pour les rendre plus homogènes.

Les résultats du fractionnement massique en six classes d'agrégats, réalisé à chaque date de mesure sur les dix modalités sont présentés en détail dans l'annexe 6.5.

A l'état initial, après criblage à 40 mm, les profils des matériaux purs sont contrastés comme le montrent la figure 6.15. TV est le matériau qui possède le moins de fraction < 0.25 mm (10.5 %). TAC (12.6 %) a une fraction < 0.25 mm statistiquement similaire à celle de TV. Bien que STA (17.1%) ait une fraction < 0.25 mm significativement supérieure (p-value < 0.05) à celles de TV et TAC, leurs fractions < 0.25 mm sont proches.

SPO et CLA ont des fractions < 0.25 mm largement supérieures avec 50.1 % et 32.8 %, respectivement. Bien que TV possède significativement plus de fraction 0.25-1 mm (38.2 %) et de fraction 1-2 mm (13.1 % que CLA (22.2 % et 9.3 %, respectivement), ces deux matériaux ont des profils similaires et possèdent relativement peu de fraction > 5 mm (24, 2 % pour TV et 20.1 % pour CLA.

SPO a une part de fraction > 5 mm similaire à celles de TV et CLA mais sa part de fraction 0.25-1 mm est deux à trois fois inférieure à celles de ces matériaux. Enfin, TAC et STA ont des profils très proches. Ce sont les matériaux qui possèdent le plus de fraction > 5 mm à l'état initial, avec 37.9 % et 41.2 %, respectivement.

Pour les cinq matériaux purs, les fractions 1-2, 2-3 et 3-5 mm n'évoluent que très faiblement au cours du temps. En effet, même lorsque les variations sont statistiquement significatives (ANOVA, $\alpha = 0.05$), elles ne dépassent jamais 1.45 ± 1.22 points en moyenne. Pour les mélanges, les fractions 2-3 et 3-5 mm mesurées ont une variation moyenne de 1.01 ± 1.18 points.

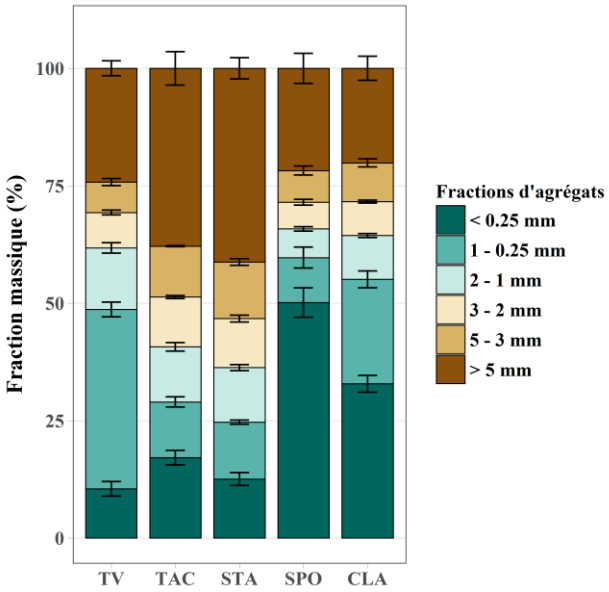


Figure 6.15 : Fractions massiques de six classes d'agrégats à l'état initial (t 0 mois) des matériaux purs

De plus, une relation linéaire significative relie la fraction grossière (> 5 mm) à la somme des fractions les plus fines (< 0.25 mm et 0.25-1 mm) (figure 6.16). Plus la part des fractions les plus fines diminue, plus la part de la fraction grossière augmente. Les évolutions au cours du temps des fractions d'agrégats ne semblent donc concerner que majoritairement les fractions les plus fines (<0.25 mm et 1-0.25 mm) et la fraction la plus grossière (>5 mm), quel que soient les modalités étudiées.

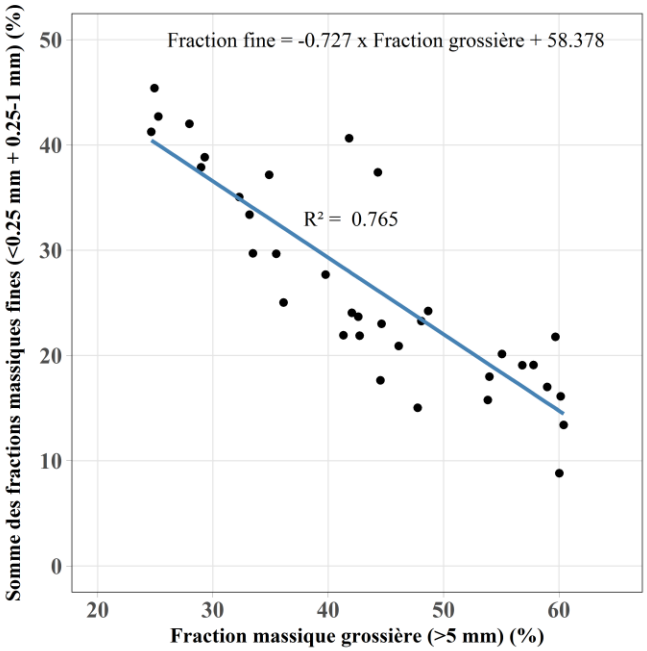


Figure 6.16 : Relation linéaire entre la fraction supérieure à 5 mm et la somme des fractions fines (< 0.25 et 0.25-1 mm) des modalités. (Régression linéaire simple : n = 40, p-value < 0.01)

La théorie hiérarchique de l'agrégation proposée par Tisdall et Oades (1982) précise que les macro-agrégats (> 0.25 mm) résultent de l'agrégation de particules élémentaires et de micro-agrégats (< 0.25 mm), eux-mêmes constitués de particules élémentaires. Cette théorie peut être appliquée aux résultats observés (tableau 6.13). Au cours du temps, la part des micro-agrégats (< 0.25 mm) et celle des macro-agrégats (0.25-1 mm) de TV, diminuent alors que celles des autres fractions de macro-agrégats (0.25-1, 1-2, 2-3, 3-5 mm) reste constantes et que celle des méga-agrégats (> 5 mm) augmente. Il y a donc un regroupement des micro-agrégats et des macro-agrégats 0.25-1 mm pour former des agrégats de classes supérieures. Etant donné que seule la fraction des méga-agrégats augmente au cours du temps, deux phénomènes peuvent avoir lieu : soit les agrégats de base (ici les micro-agrégats et les macro-agrégats 0.25-1 mm) forment des agrégats de transition (macro-agrégats 1-2, 2.-3 et 3-5 mm) qui eux-mêmes s'agrègent pour former des agrégats constitués (ici des méga-agrégats) soit les agrégats de base s'agrègent directement en agrégats constitués.

Le sédiment SPO a le même comportement que celui de TV. Pour CLA, les agrégats de base sont les micro-agrégats (<0.25 mm) et les agrégats constitués sont les macro-agrégats 0.25-1 mm (les agrégats de classes supérieures n'évoluant pas au cours du temps). Les proportions des six classes d'agrégats étudiés n'évoluant pas pour TAC, il n'est pas possible d'identifier les agrégats de base et les agrégats constitués pour ce sédiment. Le sédiment STA est le seul à avoir un comportement inverse de celui de TV. La désagrégation prédomine au cours du temps. Si la même logique d'interprétation est appliquée, les agrégats de base sont ici les méga-agrégats qui se désagrègent en agrégats constitués qui sont les macro-agrégats 0.25-1 mm et les micro-agrégats. Les résultats observés ne permettent pas de savoir si les agrégats de base forment d'abord des agrégats de

transition avant de former les agrégats constitués ou si ces-derniers résultent directement de la désagrégation des méga-agrégats.

Tableau 6.13 : Evolutions des fractions d'agrégats au cours du temps pour chaque modalité. Agrégats de base = agrégats qui s'agrègent préférentiellement au cours du temps. Leurs proportions diminuent donc au cours du temps. Ils forment des agrégats de transition ou directement des agrégats constitués.
Agrégats constitués = agrégats qui se forment préférentiellement au cours du temps. Leurs proportions augmentent donc au cours du temps. Ils sont formés par des agrégats de transition ou directement par les agrégats de base

	Agrégats de base	Agrégats de transition	Agrégats constitués	Evolution dominée par
TV	micro-agrégats (<0.25mm) macro-agrégats (0.25-1 mm)	possibles	méga-agrégats (> 5 mm)	agrégation
TAC	non définis	non définis	non définis	non définie
STA	méga-agrégats (> 5 mm)	possibles	micro-agrégats (<0.25mm) macro-agrégats (0.25-1 mm)	désagrégation
SPO	micro-agrégats (<0.25mm) macro-agrégats (0.25-1 mm)	possibles	méga-agrégats (> 5 mm)	agrégation
CLA	micro-agrégats (<0.25mm)	aucun	macro-agrégats (0.25-1 mm)	agrégation
TVCo	micro-agrégats (<0.25mm)	possibles	macro-agrégats (1-2 mm)	agrégation
TACCo	méga-agrégats (> 5 mm)	possibles	macro-agrégats (0.25-1 mm) macro-agrégats (1-2 mm)	désagrégation
STACo	méga-agrégats (> 5 mm)	possibles	micro-agrégats (<0.25mm) macro-agrégats (0.25-1 mm) macro-agrégats (1-2 mm)	désagrégation
SPOCo	micro-agrégats (<0.25mm) méga-agrégats (> 5 mm)	possibles	macro-agrégats (0.25-1 mm) macro-agrégats (1-2 mm)	agrégation
CLACo	micro-agrégats (<0.25mm) méga-agrégats (> 5 mm)	possibles	macro-agrégats (0.25-1 mm) macro-agrégats (1-2 mm)	agrégation

L'apport de compost induit une modification des comportements d'agrégation des matériaux. Pour TVCo, les micro-agrégats restent les agrégats de base mais au lieu de former des méga-agrégats au cours du temps, ils forment préférentiellement des agrégats constitués de 1-2 mm. La fraction des méga-agrégats restent constante au cours des 18 mois d'expérimentation. L'apport de compost pour TV semble réduire sa capacité à former des agrégats d'un diamètre supérieur à 2 mm. Pour les mélanges TACCo et STACo, l'apport de compost entraine une désagrégation des méga-agrégats au profit de la formation de macro-agrégats de petits diamètres (0.25-1 mm et 1-2 mm). Le compost diminue donc leur pouvoir agrégeant.
Pour SPOCo et CLACo, l'apport de compost entraine à la fois une désagrégation des méga-agrégats et une agrégation des micro-agrégats. Il en résulte la formation préférentielle de macro-agrégats de 0.25-1 mm et de 1-2mm et une diminution de la fraction des micro-agrégats, ce qui indique que l'agrégation prédomine sur la désagrégation au cours du temps pour ces mélanges.

La majorité des sédiments étudiés ne semblent pas capables de former des agrégats en condition de régime hydrique constant en 105 jours, contrairement au témoin (TV). Seul RAN s'agrège de façon plus importante et plus rapide que TV. L'apport de compost limite fortement la formation d'agrégats sous humidité constante pour les sédiments, contrairement à TV. L'alternance de cycles d'humectation-dessiccation favorise l'agrégation dans la plupart des sédiments. La combinaison compost et cycles permet à tous les sédiments étudiés de former rapidement des agrégats. Toutefois dans les deux cas, la succession de cycles dans le temps tend à détruire les agrégats néoformés lors des premiers cycles. Leur stabilité est donc peu élevée à priori.
Les régimes hydriques étudiés en mésocosme ne sont pas représentatifs des conditions réelles d'humidité *in situ*, qui sont sujettes aux variations météorologiques et saisonnières. En conditions *in situ* les sédiments sont capables de s'agréger au cours du temps (18 mois) même si la vitesse d'agrégation et l'importance des fractions d'agrégats dépend des sédiments. La formation de macroagrégats est limitée par le compost mais ce dernier ne l'empêche pas au bout de 18 mois, contrairement à ce qui est observé au bout de 105 jours. L'apport de compost semble ralentir l'agrégation. Pour certains sédiments comme STA, le phénomène d'agrégation semble avoir lieu principalement lors de la première phase de dessiccation car à t 0 mois sa proportion de macro et méga agrégats est importante et qu'elle tend à diminuer au cours du temps. Ceci corrobore les conclusions de Pons & Molen van Der (1973) qui précisent que la première déshydratation d'un sédiment engendre la formation d'agrégats stables.

6.2 Stabilité des agrégats

La stabilité des agrégats formés au cours des deux expérimentations (en mésocosme et en bacs lysimétriques) au sein des sols construits a été mesurée à l'aide de deux protocoles applicables selon les dispositifs. La stabilité des agrégats évaluée par tamisage sous eau (indicateur WSA) a pu être déterminée sur les agrégats de 1 à 2 mm et de 2 à 3 mm àchaque date de mesure (t 0, t 40, t 75 et t 105 jours pour l'expérimentation en mésocosme et t 0, t 6, t 12 et t 18 mois pour l'expérimentation en bacs lysimétriques). L'évaluation de la stabilité des agrégats à partir du protocole de Le Bissonnais et Le Souder (1995) nécessite des agrégats de 3 à 5 mm. De tels agrégats en quantité suffisante n'ont pu être collectés que sur les sols construits des bacs lysimétriques.

6.2.1 Stabilité des agrégats en conditions contrôlées

La stabilité des agrégats des quatorze sols construits en mésocosme a été évaluée par tamisage sous eau (WSA) sur les fractions 1-2 mm et 2-3 mm sous régime hydrique constant et sous influence de phases d'humectation-dessiccation. Les stabilités des deux fractions étudiées sont linéairement corrélées ($R^2 = 0.96$) pour toutes les modalités, sauf SPOCo, CLACo, FLUCo, non prises en compte dans le modèle (figure 6.17).

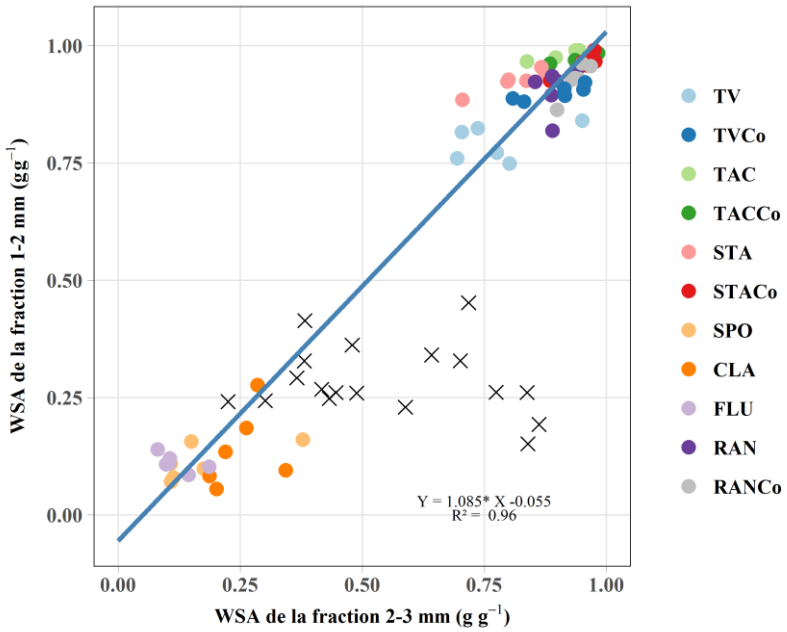


Figure 6.17 : Régression linéaire reliant la stabilité des agrégats de 1-2 mm et celle des agrégats de 2-3 mm pour toutes les modalités étudiées, sauf SPOCo, CLACo, FLUCo. Ces trois modalités sont représentées sur le graphe (symbole X) mais n'ont pas été prises en compte pour l'ajustement du modèle (p-value < 0.05)

Pour la majorité des modalités, le modèle explique 96 % de la variabilité observée et le coefficient directeur de la droite (1.085) ainsi que l'ordonnée à l'origine (-0.055) indique que le modèle est quasi linéaire (-0.055 proche de 0) et que la stabilité des deux fractions est quasi égale (1.085 proche de 1) (figure 6.17).
En ce qui concerne les modalités S3Co, S4Co, S5Co, une comparaison de moyenne (Test de Student, $\alpha = 0.05$) souligne que la stabilité de la fraction 2-3 mm (0.55 ± 0.20 g g^{-1}) est significativement plus élevée que celle de la fraction 1-2 mm (0.28 ± 0.07 g g^{-1}). De plus, la figure 6.17 montre que la stabilité de la fraction 1-2 mm, comprise entre 0.15 et 0.45 g g^{-1}, fluctue moins que celle de la fraction 2-3 mm comprise entre 0.22 et 0.86 g g^{-1}. Cela suggère que la stabilité évaluée sur la fraction 2-3 mm est plus sensible aux traitements subis et/ou à la nature des matériaux que celle évaluée sur la fraction 1-2 mm. Pour ces raisons, seule la stabilité de la fraction 2-3 mm n'est présentée dans ce chapitre (figure 6.18 et tableau 6.14).

D'après la figure 6.18, il est possible de regrouper les matériaux en deux groupes : TV, TAC, STA et RAN, qui ont une stabilité des agrégats relativement élevée (> 0.69 g g^{-1}) et SPO, CLA et FLU qui ont une stabilité des agrégats plus variable et globalement plus faible (de 0.08 à 0.86 g g^{-1}).

La stabilité des agrégats 2-3 mmde TAC et RAN ne varie globalement pas au cours du temps quel que soit le traitement considéré (tableau 6.14). Seul le traitement CHDnc (Cycles Humectation-Dessiccation, sans compost) induit une augmentation significative de la stabilité des agrégats de RAN au cours du temps (tableau 6.14), passant de 0.85 à 0.94 g g^{-1}. La stabilité des

agrégats reste très élevée pour ces deux matériaux : entre 0.84 et 0.98 g g^{-1} pour TAC et entre 0.85 et 0.97 g g^{-1} pour RAN.

TV et STA ont des stabilités des agrégats relativement élevées sous traitement de référence (Régime Hydrique Constant, sans compost : RHCnc) (> 0.69 g g^{-1}), alors que SPO, CLA et FLU ont des stabilités faibles comprises entre 0.10 (FLU à t 105 jours) et 0.38 g g^{-1} (SPO à t 40 jours). Toutefois, ces cinq matériaux réagissent de façon similaire aux différents traitements.
Le traitement de référence RHCnc entraine une diminution significative de la stabilité des agrégats au cours du temps pour TV (-22 %), SPO (-60 %) et CLA (-44 %) ou n'a pas d'influence (STA et FLU) (tableau 6.14).

L'apport de compost (Régime Hydrique Constant, avec compost : RHCCo) induit une hausse significative de la stabilité des agrégats visibles dès t 40 jours pour SPO (+121 %), CLA (+126 %) et FLU (+353 %), permettant à ces sédiments d'avoir des agrégats stables (WSA > 0.84 g g^{-1}). Cette hausse devient significative pour STA à t 75 jours (+22.5 %) et à t 105 jours pour TV (+22 %) (figure 6.18). En présence de compost et à régime hydrique constant, la stabilité des agrégats de TV augmente légèrement (+14 %), celle de SPO et de FLU diminue (-42 % et -31 %, respectivement) et celle de STA et CLA n'évolue pas, durant les 105 jours de l'expérimentation. Au bout de 105, le compost à un effet significativement positif sur l'agrégation de TV, SPO, CLA et FLU et n'a pas d'effet sur celle de STA.

L'influence de cycle d'humectation-dessiccation n'a pas d'effet sur la stabilité des agrégats de STA, CLA et FLU et induit une baisse de celle des agrégats de TV (-22 %) et de SPO (-71 %) à t 40 jours.

A t 105 jours, aucune différence significative n'est observée entre le traitement de référence (RHCnc) et CHDnc (Cycles Humectation-Dessiccation, sans compost) pour TV, STA, SPO, CLA et FLU. D'après ces résultats, les cycles n'ont aucun effet sur la stabilité des agrégats.
La combinaison du compost et des cycles (Cycles Humectation-Dessiccation, avec compost : CHDCo) favorise la stabilité des agrégats pour TV et STA de façon similaire à l'apport de compost seul (RHCCo) et permet à ces matériaux d'atteindre des stabilités très importantes (0.96 et 0.94 g g^{-1}, respectivement, à t 105 jours). Pour SPO et CLA, le traitement CHDCo n'a pas d'effet significatif sur la stabilité des agrégats par rapport au traitement de référence RHCnc, alors que pour FLU il améliore la stabilité de +49 %. Il induit cependant une baisse importante systématique du WSA par rapport au traitement compost seul (RHCCo) pour SPO (-43 %), pour CLA (-51 %) et pour FLU (-57 %). A t 105 jours, le traitement CHDCo permet d'atteindre des stabilités d'agrégats similaires à celles observées pour le traitement du compost seul (RHCCo) pour CLA et FLU, voire significativement inférieur (SPO). Les cycles humectation-dessiccation ont donc un effet nul voire défavorable sur l'agrégation des matériaux étudiés (figure 6.18).

Tableau 6.14 : Stabilité des agrégats de 2 – 3 mm formés au cours de l'expérimentation en mésocosme, en fonction des traitements subis: régime hydrique constant sans compost, régime hydrique constant avec compost, cycles d'humectation-dessiccation sans compost et cycles d'humectation-dessiccation avec compost. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les dates de mesure pour chaque traitement et pour chaque matériau (effet du temps). (ND = non disponible)

	Temps	Régime hydrique constant				Cycles Humectation-Dessiccaction			
	(jours)	Sans compost		Avec compost		Sans compost		Avec compost	
TV	40	0.95 ± 0.03	a	0.83 ± 0.01	b	0.74 ± 0.06	a	0.91 ± 0.09	a
	75	0.69 ± 0.05	b	0.81 ± 0.02	b	0.7 ± 0.08	a	0.92 ± 0.06	a
	105	0.78 ± 0.06	b	0.95 ± 0.01	a	0.8 ± 0.01	a	0.96 ± 0.01	a
TAC	40	0.95 ± 0.01	a	0.96 ± 0.01	a	0.94 ± 0.01	a	0.88 ± 0.07	a
	75	ND		0.98 ± 0.01	a	0.84 ± 0.02	b	0.97 ± 0.01	a
	105	0.94 ± 0.01	a	0.96 ± 0.01	a	0.9 ± 0.03	a	0.94 ± 0.02	a
STA	40	0.80 ± 0.09	a	0.98 ± 0.01	a	0.84 ± 0.13	a	0.89 ± 0.08	a
	75	0.80 ± 0.04	a	0.98 ± 0.01	a	0.71 ± 0.03	a	0.95 ± 0.06	a
	105	0.87 ± 0.08	a	0.96 ± 0.02	a	0.87 ± 0.04	a	0.96 ± 0.01	a
SPO	40	0.38 ± 0.11	a	0.84 ± 0.01	a	0.11 ± 0.02	a	0.48 ± 0.06	a
	75	0.18 ± 0.10	b	0.45 ± 0.06	b	0.11 ± 0.03	a	0.3 ± 0.08	ab
	105	0.15 ± 0.04	b	0.49 ± 0.02	b	0.11 ± 0.01	a	0.23 ± 0.12	b
CLA	40	0.34 ± 0.05	a	0.77 ± 0.11	a	0.26 ± 0.08	a	0.38 ± 0.02	b
	75	0.22 ± 0.05	b	0.64 ± 0.10	a	0.29 ± 0.01	a	0.72 ± 0.14	a
	105	0.19 ± 0.05	b	0.84 ± 0.03	a	0.2 ± 0.02	a	0.7 ± 0.18	a
FLU	40	0.19 ± 0.08	a	0.86 ± 0.02	a	0.11 ± 0.08	a	0.37 ± 0.08	a
	75	0.14 ± 0.10	a	0.42 ± 0.04	c	0.08 ± 0.01	a	0.38 ± 0.12	a
	105	0.10 ± 0.02	a	0.59 ± 0.07	b	0.10 ± 0.03	a	0.43 ± 0.13	a
RAN	40	0.89 ± 0.02	a	0.94 ± 0.06	a	0.85 ± 0.04	b	0.9 ± 0.07	a
	75	0.89 ± 0.02	a	0.93 ± 0.01	a	0.90 ± 0.01	ab	0.94 ± 0.05	a
	105	0.89 ± 0.01	a	0.95 ± 0.01	a	0.94 ± 0.01	a	0.97 ± 0.01	a

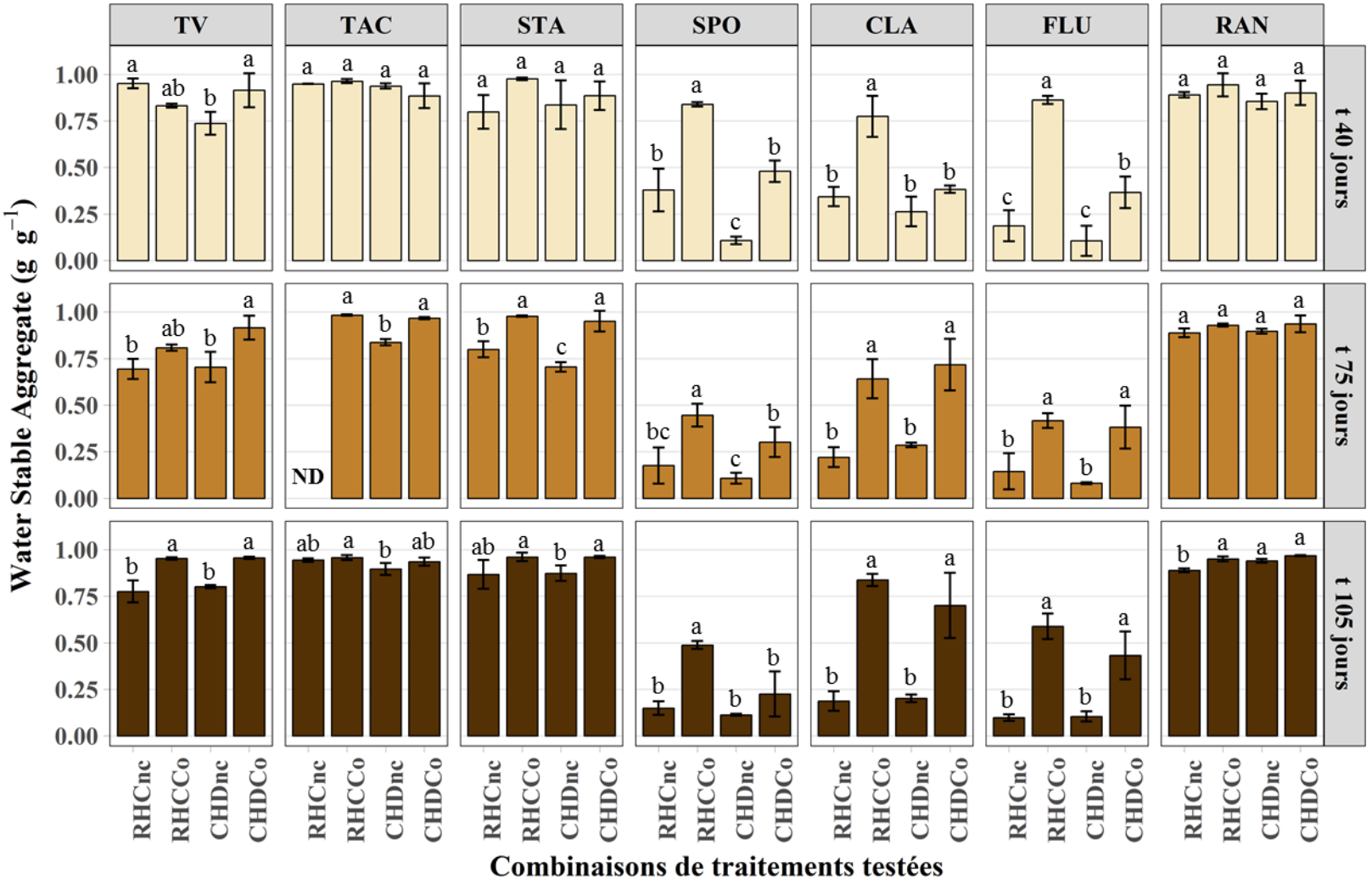


Figure 6.18 : Stabilité des agrégats de 2-3 mm formés au cours de l'expérimentation en mésocosme, en fonction des traitements subis: régime hydrique constant sans compost (RHCnc), régime hydrique constant avec compost (RHCCo), cycles d'humectation-dessiccation sans compost (CHDnc) et cycles d'humectation-dessiccation avec compost (CHDCo). Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les modalités de traitements, pour chaque matériau et à chaque date de mesure. (ND = non disponible)

Pour résumer, les macroagrégats (2-3 mm) formés au cours de l'expérimentation en mésocosme sont stables pour les sédiments TAC, STA et RAN, tout comme pour TV. En revanche, les agrégats formés dans les sédiments SPO, CLA et FLU sont plutôt instables dans les conditions de références (RHCnc). L'apport de compost améliore significativement la stabilité des agrégats dès 40 jours et permet le maintien d'une stabilité proche de 0.5 g g^{-1}, voire supérieure, au cours du temps. Les cycles d'humectation-dessiccation seuls (CHDnc) détériorent globalement la stabilité des agrégats formés. Sous influence de la combinaison compost et cycles (CHDCo), la stabilité des modalités de sols construits suit dans l'ensemble des tendances similaires à celles du compost seul.

6.2.2 Stabilité des agrégats en conditions *in situ*

6.2.2.1 Water Stable Aggregate

La stabilité des agrégats estimée à partir de la méthode de tamisage sous eau (Water Stable Aggregate : WSA) des fractions 1-2 mm et 2-3 mm des dix modalités de sol construit étudiées dans les bacs lysimétriques est présentée dans la figure 6.19 et le tableau 6.15. Les stabilités des agrégats des mélanges à t 0 mois n'ont pas été mesurées. Elles sont considérées comme identiques à celles des matériaux purs respectifs.

La figure 6.19 permet de mettre en évidence les différences entre les matériaux ainsi que l'évolution dans le temps. La stabilité des agrégats des fractions 1-2 mm et 2-3 mm de TV, TAC et STA est très élevée ($\geq$ 0.97 g g^{-1}). Pour TAC, STA et leurs mélanges, la stabilité n'évolue pas au cours du temps quelle que soit la fraction considérée. Leurs stabilités restent systématiquement très élevées. C'est pourquoi ces modalités ne sont pas représentées dans le tableau 6.15. Pour TV, la stabilité diminue de 14 % et 29 % pour les fractions 1-2 mm et 2-3 mm, respectivement, entre t 0 mois et t 6 mois. Puis elle remonte à un niveau similaire à la stabilité initiale et se maintient jusqu'à t 18 mois (WSA $\geq$ 0.95 g g^{-1}). Pour TV, l'apport de compost évite la diminution de la stabilité à t 6 mois où le WSA reste supérieur à 0.94 g g^{-1} pour les deux fractions étudiées. Par la suite, le compost n'a pas d'influence sur la stabilité de TVCo qui reste très élevée (tableau 6.15).

Pour SPO et CLA, la stabilité de la fraction 1-2mm est nettement inférieure à celles des autres matériaux à l'état initial, avec 0.19 et 0.22 g g^{-1}, respectivement. A t 6 mois, leur stabilité diminue de -61 % et -83 % et atteint des niveaux très bas de 0.07 et 0.04 g g^{-1}, respectivement. A t 12 mois, leurs stabilités sont multipliées par 5 et 4, respectivement, puis baissent à nouveau pour atteindre un niveau similaire à celui de t 0 mois pour SPO (0.12 g g^{-1}) et inférieur à celui de t 0 mois pour CLA (0.10 g g^{-1}). L'évolution de la stabilité de la fraction 2-3 mm de ces mêmes matériaux suit le même schéma.

L'apport de compost améliore significativement la stabilité à l'eau des agrégats 1-2 mm et 2-3 mm de SPO et CLA. Dès t 6 mois, le WSA est multiplié par 7 (fraction 1-2 mm) et par 12 (fraction 2-3 mm) par l'apport de compost pour SPO et par 6 et 15, respectivement, pour CLA. Bien qu'une légère fluctuation significative soit observée au cours du temps (augmentation à t 12 mois), la stabilité des fractions étudiées reste globalement stable. A t 18 mois, le WSA des SPO et CLA est de l'ordre de 0.5 g g^{-1}) (tableau 6.15).

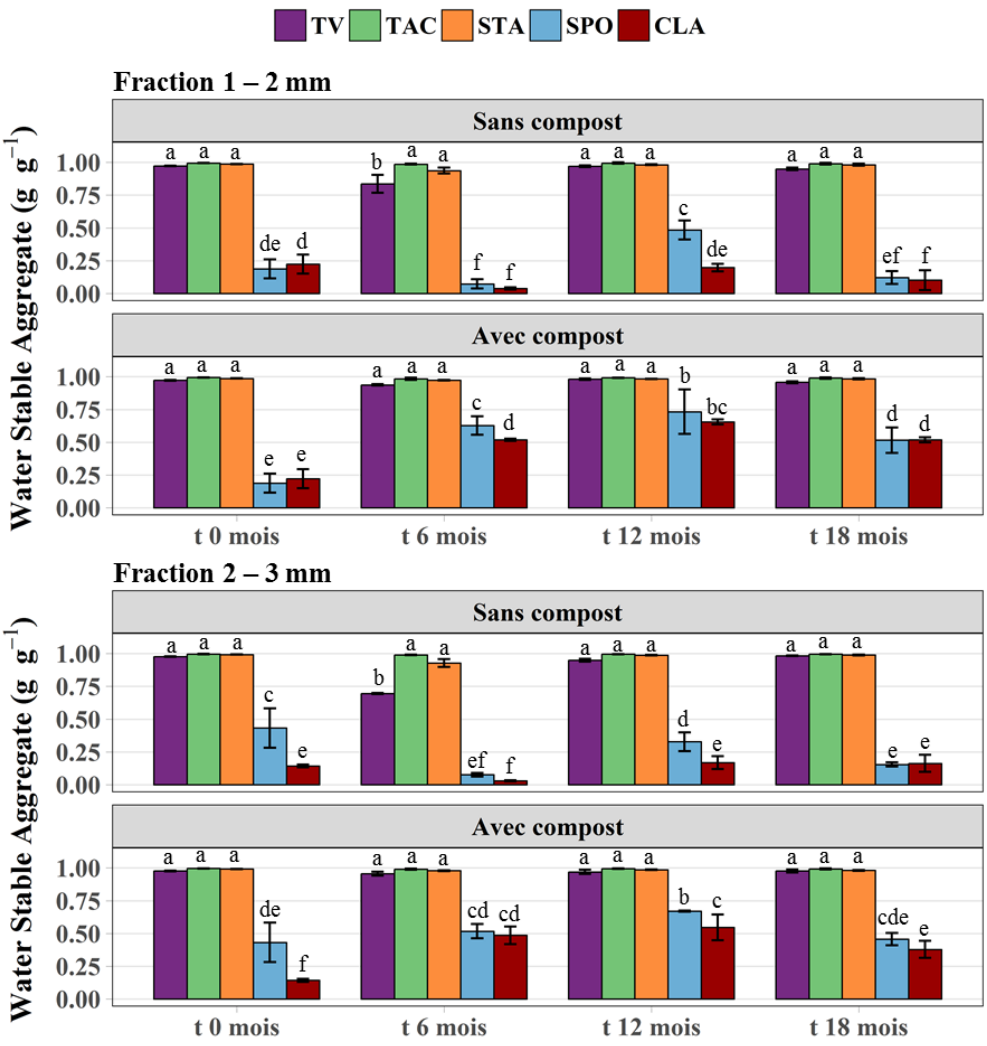


Figure 6.19 : Water Stable Aggregate (WSA) des fractions 1 – 2 mm et 2 – 3 mm des modalités en fonction du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les matériaux aux différentes dates de mesures pour les matériaux purs et pour les mélanges

Tableau 6.15 : Stabilités des agrégats mesurées par WSA sur les fractions 1-2 et 2-3 mm des dix modalités de sols construits. Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre un matériau pur et son homologue en mélange avec du compost (effet compost) à chaque date de mesure

Fraction 1-2 mm

	t 0 mois		t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co
TV	0.97 ±0.01	A	0.84 ±0.07	B	0.97 ±0.01	A	0.95 ±0.01	A
SPO	0.19 ±0.07	A	0.07 ±0.04	B	0.48 ±0.07	B	0.12 ±0.05	B
CLA	0.22 ±0.07	A	0.04 ±0.01	B	0.20 ±0.03	B	0.10 ±0.08	B
TVCo	0.97 ±0.01	A	0.94 ±0.01	A	0.98 ±0.01	A	0.96 ±0.01	A
SPOCo	0.19 ±0.07	A	0.63 ±0.07	A	0.73 ±0.17	A	0.52 ±0.10	A
CLACo	0.22 ±0.07	A	0.52 ±0.01	A	0.66 ±0.02	A	0.52 ±0.02	A

Fraction 2-3 mm

	t 0 mois		t 6 mois		t 12 mois		t 18 mois	
	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co	WSA $g\ g^{-1}$	Effet Co
TV	0.98 0.00	A	0.70 0.01	B	0.95 0.01	A	0.98 0.00	A
SPO	0.43 0.15	A	0.08 0.01	B	0.33 0.07	B	0.15 0.02	B
CLA	0.14 0.01	A	0.03 0.00	B	0.17 0.05	B	0.16 0.07	B
TVCo	0.98 0.00	A	0.96 0.01	A	0.97 0.02	A	0.98 0.01	A
SPOCo	0.43 0.15	A	0.52 0.05	A	0.67 0.00	A	0.46 0.05	A
CLACo	0.14 0.01	A	0.49 0.07	A	0.55 0.10	A	0.38 0.06	A

6.2.3 Mean Weight Diameter

La stabilité des agrégats des sols construits a été mesurée selon le protocole de Le Bissonnais et Le Souder (1995). Elle s'exprime en Mean Weigth Diameter (MWD) moyen lui-même établi à partir de trois tests distincts complémentaires : le test d'humectation rapide, le test de désagrégation mécanique et le test d'humectation lente. Les MWD moyens ainsi que les détails des trois tests sont présentés dans la figure 6.20 pour chaque modalité et à chaque date de mesure. Le Bissonnais (2000) définit des seuils de MWD permettant d'interpréter les valeurs obtenues :

- MWD < 0.4 : agrégats très instables
- 0.4 ≤ MWD < 0.8 : agrégats instables
- 0.8 ≤ MWD < 1.3 : agrégats moyennement stables
- 1.3 ≤ MWD < 2 : agrégats stables
- MWD ≥ 2 : agrégats très stables

A l'état initial (t 0 mois), les matériaux purs ont une stabilité très contrastée (figure 6.20). Les agrégats de TV sont stables (1.76 mm) alors que ceux de TAC et STA sont très stables (3.21 et 3.07 mm, respectivement) et que ceux de SPO et CLA sont très instables (0.40 et 0.27 mm, respectivement). Pour TAC et STA, il n'y a pas de différence entre les 3 tests effectués. En

revanche pour TV, le test d'humectation rapide est plus destructif que le test de désagrégation mécanique, lui-même plus destructif que le test d'humectation lente. Ce constat est cohérent avec le protocole suivi car il est conçu pour que le test d'humectation rapide soit le plus destructif et que celui d'humectation lente soit le moins destructif. SPO et CLA ne suivent pas ce schéma, car le test de désagrégation mécanique (0.72 et 0.45 mm, respectivement) est environ 2.5 fois moins destructif que les deux autres.

Au cours du temps, les différences entre matériaux purs restent globalement les mêmes, avec une stabilité des agrégats très élevée pour TAC et STA, une stabilité faible pour SPO et CLA et une stabilité intermédiaire pour TV (tableau 6.15). Toutefois, le tableau 6.15 précise que la stabilité de TAC et de STA augmente significativement entre t 0 mois et t 18 mois (+8 % et +7 %, respectivement). Pour TV, l'augmentation observée n'est pas significative à cause d'une variabilité importante des mesures pour ce matériau, mais la stabilité moyenne passe de stable à très stable en 18 mois.

Tableau 6.16 : Mean Weigth Diameter (NWD) moyen des modalités étudiées en fonction du temps. Les lettres minuscules mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) de l'évolution dans le temps d'une modalité (effet du temps). Les lettres majuscules mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre un matériau pur et son mélange avec du compost pour chaque date de mesure (effet compost). En gras, les MWD très stables (> 2 mm)

	t 0 mois			t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	MWD mm	Effet temps	Effet Co	MWD mm	Effet temps	Effet Co	MWD mm	Effet temps	Effet Co	MWD mm	Effet temps	Effet Co
TV	1.76 ± 0.53	b	A	1.55 ± 0.69	b	A	**2.81 ± 0.27**	a	A	**2.14 ± 0.60**	b	A
TAC	**3.21 ± 0.03**	c	A	**3.38 ± 0.02**	b	A	**3.47 ± 0.01**	a	A	**3.47 ± 0.03**	a	A
STA	**3.07 ± 0.07**	b	A	**2.70 ± 0.23**	c	A	**3.36 ± 0.07**	a	A	**3.29 ± 0.10**	a	A
SPO	0.40 ± 0.26	bc	A	0.19 ± 0.10	c	B	0.93 ± 0.35	a	B	0.65 ± 0.47	ab	B
CLA	0.27 ± 0.14	b	A	0.15 ± 0.03	c	B	0.74 ± 0.16	a	B	0.38 ± 0.11	b	B
TVCo	1.76 ± 0.53	b	A	1.91 ± 0.57	b	A	**2.99 ± 0.25**	a	A	**2.64 ± 0.41**	a	A
TACCo	**3.21 ± 0.03**	d	A	**3.32 ± 0.03**	c	B	**3.46 ± 0.01**	b	A	**3.48 ± 0.01**	a	A
STACo	**3.07 ± 0.07**	b	A	**2.88 ± 0.24**	c	A	**3.35 ± 0.08**	a	A	**3.20 ± 0.19**	ab	A
SPOCo	0.40 ± 0.26	c	A	0.84 ± 0.35	b	A	1.47 ± 0.27	a	A	1.28 ± 0.58	a	A
CLACo	0.27 ± 0.14	c	A	0.58 ± 0.22	b	A	1.19 ± 0.34	a	A	1.22 ± 0.43	a	A

Pour les deux autres matériaux, la stabilité moyenne n'évolue pas significativement entre ces deux dates et reste très instable, même si à t 12 mois, elle augmente par rapport à t 6 mois. La stabilité évaluée avec le test de désagrégation mécanique s'améliore au cours du temps pour TV et SPO (+65 % et +75%, respectivement).

L'apport de compost (tableau 6.15) n'a pas d'effet sur la stabilité des agrégats de TV, TAC et STA, et ce tout au long de l'expérimentation, sauf pour STA dont la stabilité est légèrement plus faible (-2 %) à t 6 mois à cause de l'apport de compost. Pour SPO et CLA, le compost améliore significativement la stabilité des agrégats dès t 6 mois (+342 % et +287 %, respectivement, par rapport à leurs homologues sans compost. Cette hausse de la stabilité se confirme dans le temps

et permet à SPO et CLA d'avoir des agrégats proches du seuil « moyennement stable » (1.3 mm) à t 18 mois (1.28 mm et 1.22 mm, respectivement).

Les deux indicateurs de stabilité des agrégats utilisés (MWD et WSA) permettent de mettre en évidence des tendances similaires et sont linéairement corrélés (p-value < 0.05) (figure 6.21). Toutefois, la régression linéaire n'explique que 84 % de la variation observée, principalement à cause de la forte variabilité du MWD (de 1.75 mm à 3.5 mm) des points ayant un WSA proche de 1 g g^{-1}. L'indicateur WSA est donc moins discriminant que l'indicateur MWD pour les agrégats « stables à très stables». L'indicateur MWD étant plus discriminant que WSA, MWD sera préférentiellement utilisé pour l'interprétation des résultats.

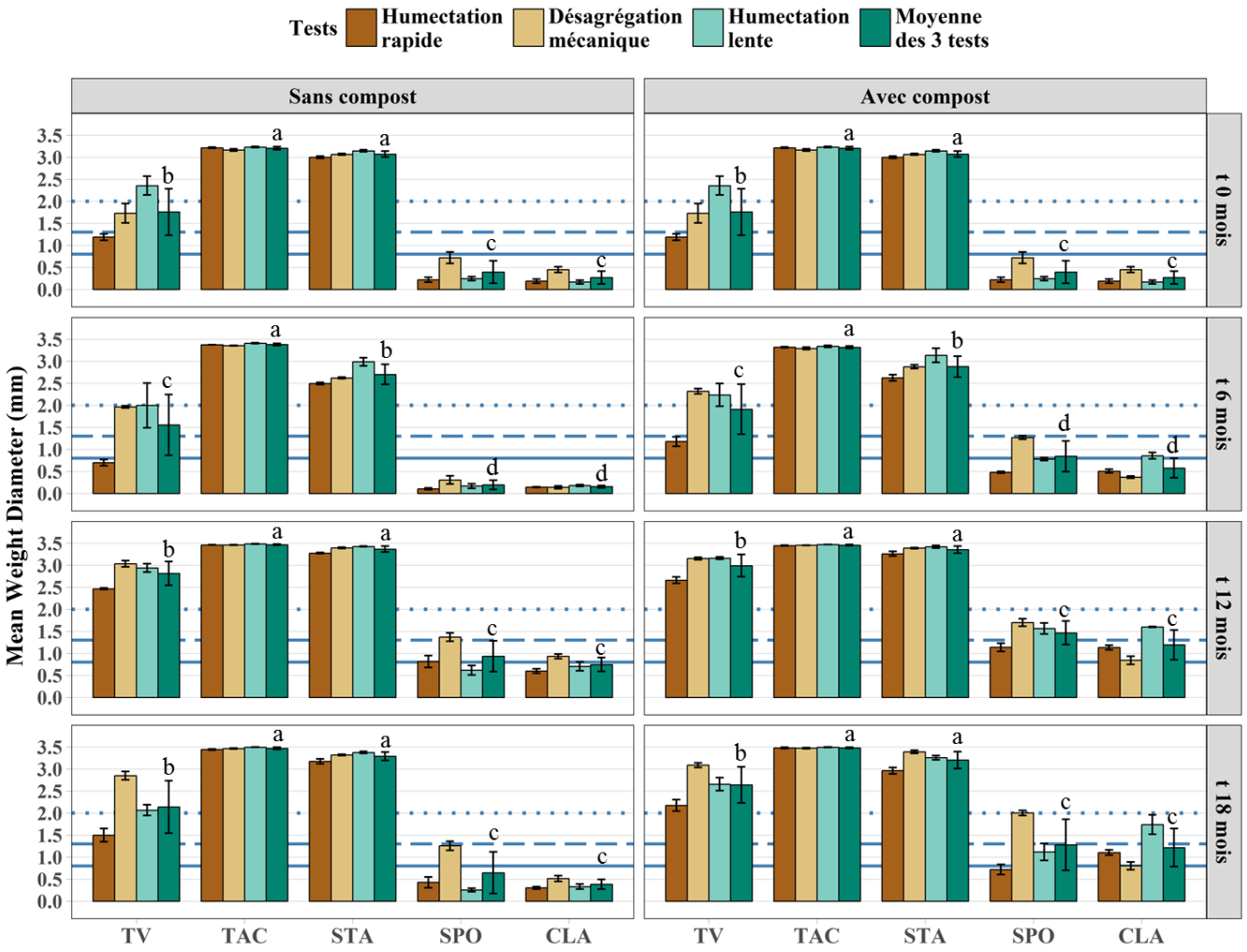


Figure 6.20 : Mean Weigth Diameters (MWD) des trois tests et de leurs moyennes pour les modalités de sol construit à chaque date de mesure. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les moyennes des tests réalisés sur les modalités avec compost et sans compost par date de mesure. Le trait plein indique le seuil de 0.8 mm en dessous duquel les agrégats sont instables, le trait en tiret indique le seuil de 1.3 mm à partir duquel les agrégats sont moyennement stables et le trait en point indique le seuil de 2 mm au-delà duquel les agrégats sont très stables (Le Bissonnais, 2016)

La stabilité des agrégats formés au sein des sédiments dépend de certaines de leurs propriétés intrinsèques. TAC et STA forment des agrégats très stables dès la mise en place du sol alors que SPO et CLA produisent des agrégats moins stables. L'apport de compost améliore la stabilité des agrégats de SPO et CLA et n'impacte pas celle de TAC et STA. L'effet positif du compost est durable (au moins 18 mois) et confirme les résultats de l'essai en mésocosme et permet de conclure que des paramètres exogènes (apport de matière organique exogène) sont capables d'impacter la stabilité des agrégats.

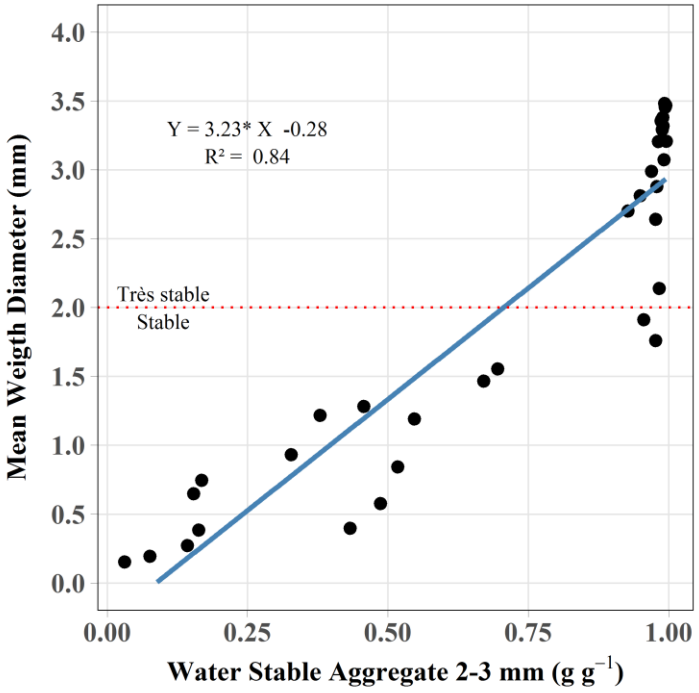


Figure 6.21 : Régression linéaire entre MWD et WSA pour les quatre dates de mesure (p-value < 0.05)

6.3 Facteurs d'agrégation

D'après les conclusions de la synthèse bibliographique une multitude de paramètres peut potentiellement influencer la formation et la stabilité des agrégats. Pour tenter d'identifier les principaux facteurs impliqués dans ces processus au sein des sols construits à partir de sédiments fins, les différents facteurs potentiels mesurés (51 facteurs listés en annexe 6.6) ont été confrontés aux variables évaluant la formation des agrégats (fraction massique d'agrégat) et leur stabilité (MWD et WSA).

La composition minéralogique des matériaux n'ayant été déterminée que sur les matériaux purs à t 0 mois, nous postulons qu'elle est constante au cours du temps pour les matériaux purs. Gersl *et al.* (2014) concluent que la composition minéralogique de six composts est variable en fonction du type de matériaux compostés mais essentiellement composé de quartz et de formes amorphes.

Pour les mélanges, nous postulons que la phase minérale du compost (571 g kg^{-1}) n'est composée que de quartz dans le but de nous focaliser sur les propriétés des sédiments. Cette hypothèse,

permet également d'améliorer la robustesse des analyses statistiques utilisées en augmentant le nombre d'individus utilisés.

6.3.1 Facteurs impliqués dans la formation des agrégats

Essai en conditions *in situ* :

Pour tenter d'identifier les paramètres impliqués dans la formation des agrégats des sols construits à partir de sédiments dans les bacs lysimétriques, deux variables à expliquer, à savoir la somme des fractions massiques des agrégats supérieurs à 2 mm ($m_{agrégats>2mm}$) à t 18 mois et la différence des fractions massiques d'agrégats supérieurs à 2 mm formés entre t 0 mois et t 18 mois ($delta_{> 2\ mm}$), ont été confrontées à chacune des variables explicatives disponibles mesurées à t 18 mois (51 facteurs évoqués précédemment (annexe 6.6)). Les données mesurées à t 18 mois ont été choisies pour prendre en compte l'effet du temps, considéré comme un facteur impliqué dans l'agrégation par Amézketa (1999), notamment en favorisant la mise en place d'interactions chimiques et physiques relativement lentes au sein des sols. L'objectif était de trouver des relations linéaires ou non linéaires significatives reliant l'une des variables à expliquer à l'une des variables explicatives. Aucune régression linéaire ou non linéaire significative (seuil de significativité : 0.05) n'a été mise en évidence parmi toutes les combinaisons testées entre les variables à expliquer, $m_{agrégats>2mm}$ et $delta_{> 2\ mm}$, et les 51 variables explicatives testées. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce résultat :

(1) les variables explicatives testées ne sont pas impliquées dans la formation des agrégats ou du moins pas suffisamment pour être mise en évidence par l'expérimentation mise en place. Ce serait donc d'autres facteurs que ceux mesurés qui seraient à l'origine de la formation des agrégats ou alors des interactions entre plusieurs facteurs.

(2) Les données collectées ne sont pas assez nombreuses (n=8) pour mettre en évidence d'éventuel lien entre les variables mesurant la formation des agrégats et celles pouvant expliquer l'agrégation.

(3) Les proportions des agrégats formées évoluant relativement peu en 18 mois, l'essentiel de la formation des agrégats supérieurs à 2 mm a eu lieu avant le t 0 mois, correspondant au début de l'expérimentation, notamment lors de la phase de déshydratation préalable des sédiments. Ce seraient donc les propriétés initiales (celles mesurées à t 0 mois) des sédiments qui expliqueraient le mieux la formation des agrégats.

Dans le but d'étayer cette troisième hypothèse, la somme des fractions massiques des agrégats supérieurs à 2 mm mesurée à t 0 mois a été confrontée aux valeurs des différentes variables mesurées à t 0 mois expliquant potentiellement la formation des agrégats. Les résultats obtenus sont présentés dans les figures 6.22 à 6.24 qui regroupent toutes les relations significatives mises en évidence. Seules les données des sédiments et de leurs mélanges ont été utilisées pour la construction des modèles (n=8) pour se focaliser sur les phénomènes d'agrégation ayant lieu dans les sédiments. Les données de TV et TVCo ont été ajoutées sur les figures pour illustrer la position des matériaux témoins par rapport aux sédiments et discuter les résultats.

La teneur en argiles granulométriques ainsi que celle en phyllosilicates de type 1:1 sont linéairement corrélées à la $m_{agrégats>2mm}$ (figures 6.22, a. et b.). Chaque modèle explique 79 % de la variabilité observée (R^2 = 0.79). Plus les teneurs en argiles granulométriques et en phyllosilicates de type 1:1 augmentent, plus la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm est importante. TV et TVCo sont bien représentés par le modèle établi à partir des argiles granulométriques, en revanche, ils ne le sont pas pour celui fait à partir des phyllosilicates de type 1:1.
Les deux autres fractions granulométriques, limons et sables, sont également corrélées à $m_{agrégats>2mm}$ (figure 6.22, c. et d.). Les modèles non linéaires établis expliquent 72 %, pour la teneur en limons, et 79 %, pour la teneur en sables, des variabilités observées. D'après les modèles établis, un maximum de proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm est obtenu pour une teneur en limons de 679 g kg^{-1} et une teneur en sables de 158 g kg^{-1}. Cela induirait une teneur en argiles granulométriques optimale de 163 g kg^{-1}, et donc une texture Limoneuse Moyenne Sableuse d'après le triangle de texture de l'Aisne. Les modèles établis semblent mal adaptés aux propriétés de TV et TVCo.

D'un point de vue chimique, peu de variables testées expliquent significativement la formation des agrégats à t 0 mois. La teneur en azote total (figure 6.23, a.) est significativement corrélée à la $m_{agrégats>2mm}$ mais seul 48 % de la variabilité observée est expliquée par le modèle établi, qui suggère qu'un maximum de $m_{agrégats>2mm}$ est atteint pour 0.67 g kg^{-1} d'azote total. La somme des cations (figure 6.23, b.) est fortement corrélée à la $m_{agrégats>2mm}$ (R^2 = 0.96) par une relation non linéaire qui indique que plus la somme des cations est importante, plus la proportion des agrégats supérieurs à 2 mm est faible. Toutefois, ce modèle a été construit sans prendre en compte le sédiment pur SPO, qui, s'il était inclus, ne permettrait pas de d'établir de modèle significatif.

SPO semble avoir un comportement proche de celui de TV et de TVCo concernant cette variable. La teneur en Fe extractible à l'EDTA est très bien corrélée à la $m_{agrégats>2mm}$ comme l'indique la figure 6.23, c. (R^2 = 0.95). Plus la teneur en Fe extractible à l'EDTA est importante plus la $m_{agrégats>2mm}$ est élevée. Enfin la teneur en carbonates de calcium est négativement corrélée à la $m_{agrégats>2mm}$ (figure 6.23, d.) (R^2 = 0.69). Bien que significatif, le modèle linéaire ajusté ne rend pas compte de la variabilité observée sur les fractions massiques d'agrégats supérieurs à 2 mm des sols construits à partir de TAC et de STA (comprises entre 43 et 64 %) et qui ont toutes une teneur en $CaCO_3$ nulle. Le modèle ne semble pas non plus expliquer, les propriétés de TV et TVCo.

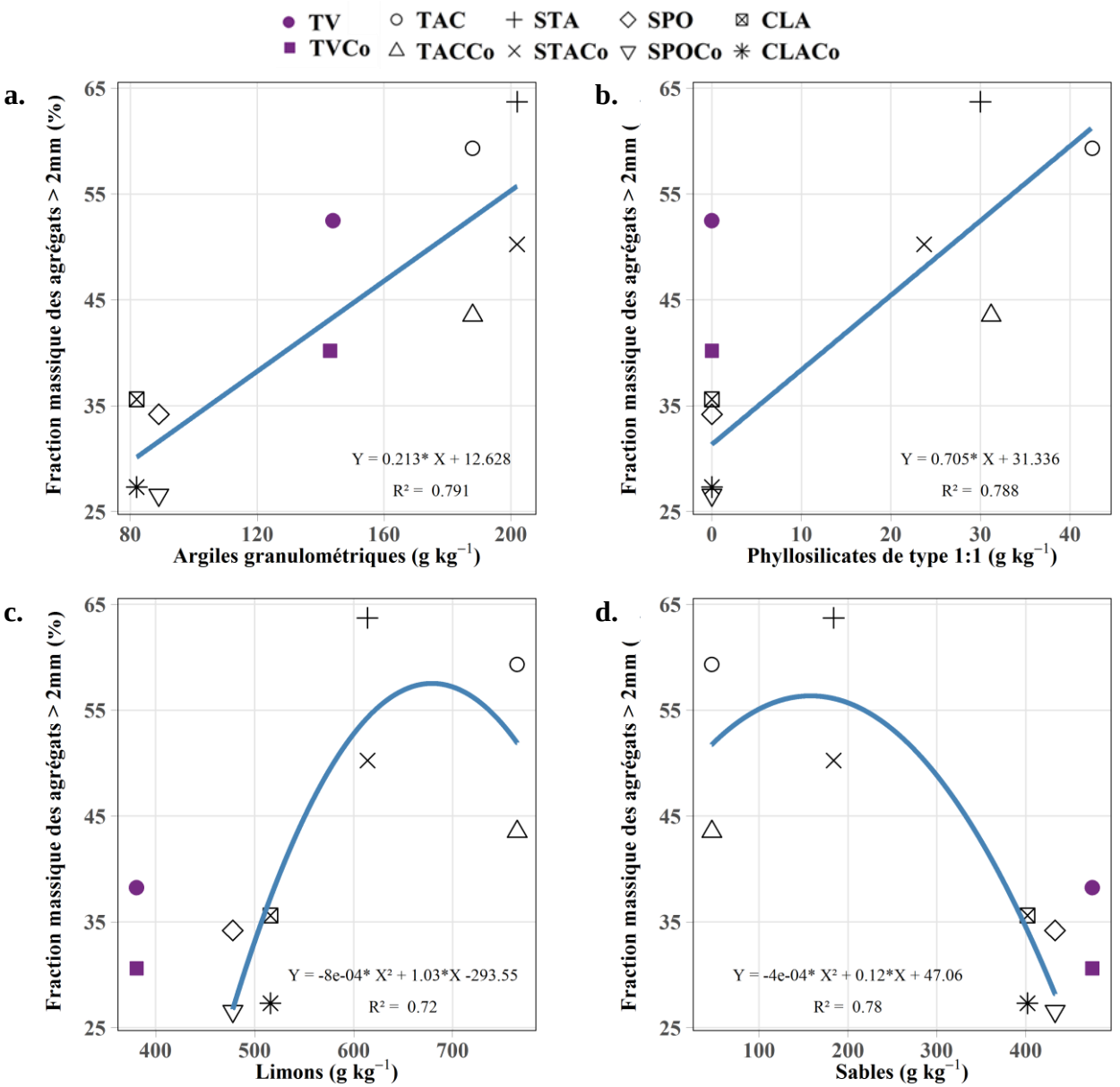


Figure 6.22 : Régressions linéaires et non linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la teneur en argiles granulométriques (a.), la teneur en phyllosilicates de type 1:1 (b.), la teneur en limons (c.) et la teneur en sables (d.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

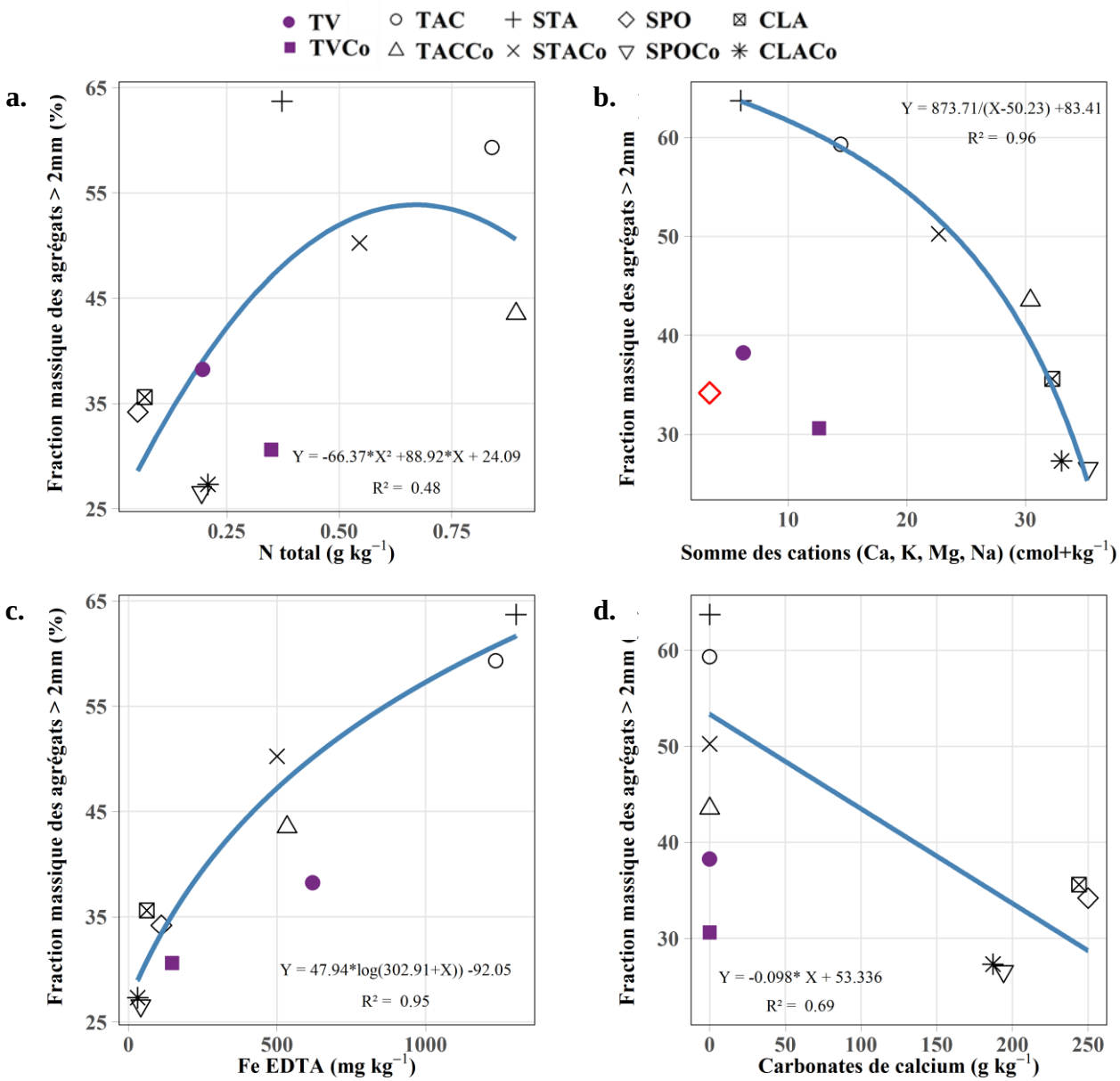


Figure 6.23 : Régressions linéaire et non linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la teneur en azote totale (a.), la somme des cations Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+} et Na^{+} (b.), la teneur Fe extractible à l'EDTA (c.) et la teneur totale en carbonates de calcium (d.) (seuil de significativité des modèles : 0.05). Le modèle b. a été réalisé sans prendre en compte la valeur de SPO (◊) qui rendait la construction d'un modèle significatif impossible

Seules deux propriétés physiques ont pu être significativement reliées à la $m_{agrégats>2mm}$: la porosité totale et la microporosité (figure 6.24, a. et b., respectivement). La porosité totale se compose de la macroporosité et de la microporosité. Or la macroporosité n'est pas corrélée à la $m_{agrégats>2mm}$. De plus, le modèle reliant la porosité totale n'explique que 51 % de la variabilité observée, alors que celui reliant la microporosité en explique 76 %. Cela suggère donc que c'est

la microporosité qui est principalement reliée à la formation des agrégats supérieurs à 2 mm. Plus la microporosité est élevée, plus la fraction d'agrégat est grande.

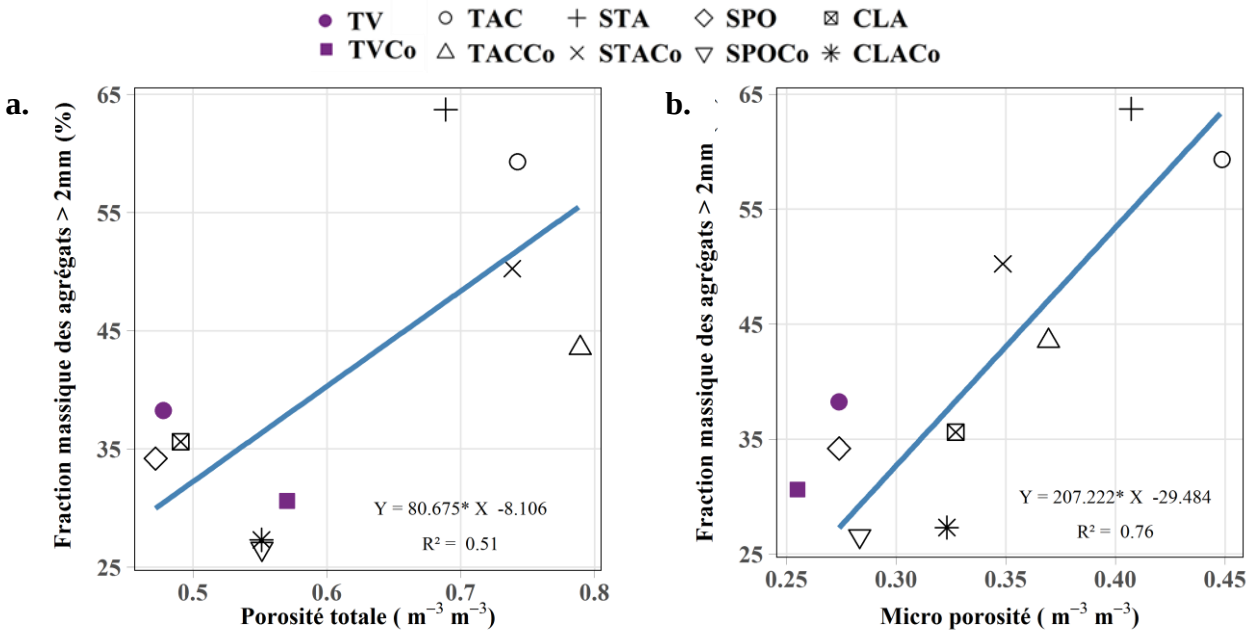


Figure 6.24 : Régressions linéaires mettant en évidence les relations entre la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm et la porosité totale (a.) et la microporosité (b.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

D'après ces résultats, la formation des agrégats mesurée par la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm n'est pas liée de façon significative aux paramètres mesurés à t 18 mois. En revanche, 9 d'entre eux (teneurs en argiles granulométriques, limons et sables, teneur en phyllosilicates de type 1:1, teneur en Fe extractible à l'EDTA, microporosité, teneur en N total, teneur en carbonates de calcium et somme des teneurs en cations) sont corrélés à la formation des agrégats supérieurs à 2 mm à t 0 mois. Il semble donc pertinent de s'intéresser de plus près au phénomène d'agrégation dans les premiers jours après la construction des sols.

Essai en conditions contrôlées :

Pour cela, les données de l'expérimentation en mésocosme ont été analysées de façon à identifier les paramètres impliqués significativement dans l'apparition d'agrégats supérieurs à 2 mm au cours des 105 premiers jours. Parmi les 51 facteurs potentiels d'agrégation, 31 ont été mesurés au cours de cette expérimentation (annexe 6.6). Pour mettre en évidence l'implication de certains facteurs, des modèles descriptifs par régression linéaire multiple ont été établis reliant la variable à expliquer ($m_{agrégats>2mm}$) et certains facteurs potentiels. L'utilisation de cette analyse statistique a été possible car le nombre de sols construits étudiés est plus important (6 sédiments purs et 6 mélanges sédiments-compost : n =12) et que le regroupement des données mesurées à t 40 et t 105 jours a été jugé possible car relativement proche temporellement, ce qui porte à 24 le nombre d'individus statistiques pour chaque régime hydrique testé. Cette analyse permet de mettre en évidence les facteurs les plus impliqués statistiquement dans la formation des agrégats mais aussi

de prendre en compte les éventuelles interactions entre ces facteurs. Un modèle a été créé par modalité de traitement portant sur les conditions hydriques (Régime Hydrique Constant (RHC) et Cycles Humectation-dessiccation (CHD)). TV et TVCo n'ont pas été utilisés dans les modèles pour focaliser les résultats sur les facteurs exclusivement impliqués dans l'agrégation des sédiments. Les modèles sont présentés dans le tableau 6.17.

Tableau 6.17 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm ($m_{agrégats>2mm}$) aux variables explicatives potentielles mesurées en mésocosme : teneur en argiles granulométriques (Argiles), teneurs en limons fins (Limons_fins) et en limons (Limons), pH eau (pH), C minéralisable (Cmax), microporosité (Microporosité), Fe extractible à l'EDTA (Fe_EDTA), conductivité électrique (CE), masse volumique apparente (MVA). Les variables ont été préalablement centrées-réduites pour s'affranchir des ordres de grandeur des unités des différentes mesures. Seuil de significativité des modèles = 0.05, seuil de significativité des coefficients = 0.06.

Formation des agrégats (n = 24)	R^2_a
RHC	
$m_{agrégats>2mm}$ = 0.58***Argiles** - 0.79***Limons_fins** + 0.98***pH** - 1.45***Cmax** + 0.87***Micro-porosité**	0.81
CHD	
$m_{agrégats>2mm}$ = 1.04***Argiles** - 1.03***Limons** - 0.95***Fe_EDTA** - 1.25***CE** + 1.24***MVA** + 1.11***Micro-porosité**	0.79

Remarque : les modèles réalisés en excluant la microporosité, macroporosité et la porosité totale ne sont pas satisfaisants

En condition de régime hydrique constant (RHC), le modèle établi explique 81 % de la variabilité observée avec 5 variables explicatives. La formation des agrégats supérieurs à 2 mm est positivement corrélée en premier lieu au pH eau (+0.98), puis à la microporosité (+0.87) et enfin à la teneur en argiles granulométriques (+0.58). Elle est négativement corrélée en premier lieu à au carbone minéralisable Cmax qui évalue la proportion de C dans le sol potentiellement minéralisable par les micro-organismes présents (-1.45) et à la teneur en limons fins (- 0.79). Lorsque les conditions hydriques changes et que les cycles humectation-dessiccation sont très marqués (CHD), le modèle construit est légèrement moins performant que le premier car il explique 79 % de la variabilité observée avec 6 variables. La microporosité et la teneur en argiles granulométriques (+1.04) sont toujours positivement corrélés à la formation des agrégats supérieurs à 2 mm. A cela s'ajoute la masse volumique apparente qui est la variable de plus grand poids (+1.24). La teneur en limons (-1.03) est également toujours négativement corrélée à $m_{agrégats>2mm}$. Cette variable à un poids intermédiaire entre la conductivité électrique (-1.25) et le Fe extractible à l'EDTA (-0.95), toutes deux négativement corrélées à $m_{agrégats>2mm}$.

L'interprétation des relations linéaires, non linéaires et des régressions linéaires multiples doit se faire en considérant deux aspects :

(1) le faible nombre d'individus statistiques disponibles empêche la réalisation de modèles prédictifs, notamment car aucune validation croisée n'est possible. Les modèles établis sont donc exclusivement descriptifs.

(2) Les relations significatives présentées n'impliquent pas nécessairement de liens de cause à effet. Une fois encore, les modèles établis ne permettent que de décrire les systèmes et seule la confrontation des résultats avec les résultats de la bibliographie permettent de conclure quant à un lien de causalité potentielle.

La teneur en argiles granulométriques semble être un facteur prépondérant dans le phénomène d'agrégation ayant lieu au sein des sédiments. Ce paramètre est significativement impliqué dans la formation des agrégats à t 0 mois et au cours des premiers jours qui suivent la construction du sol quel que soit le régime hydrique. Ceci corrobore les résultats rapportés par de multiples études (Dexter, 1988 ; Amézketa, 1999 et Bronick & Lal, 2005) qui prouvent que les argiles sont impliquées dans la formation des agrégats dans les sols. Kay (1998) précise que le type de phyllosilicates est plus important que la teneur en argile granulométrique, comme cela semble être le cas dans les sédiments où les phyllosilicates de type 1:1 sont positivement corrélés à la formation des agrégats. Malgré leur faible CEC par rapport à certains phyllosilicates de type 2:1, les phyllosilicates de type 1:1 (kaolinite exclusivement) ont de très faibles propriétés de gonflement, limitant fortement les phénomènes d'éclatement par gonflement différentiel lors de la réhumectation ce qui préserve les agrégats formés lors des phases d'humectation (Le Bissonnais, 2016). Le Fe EDTA a été identifié comme un facteur d'agrégation dans l'expérimentation *in situ*, alors qu'il semble être un frein à l'agrégation d'après les résultats de l'essai en mésocosme. Oades & Waters (1991), Calvet (2003) et Bronick & Lal (2005) précisent que le Fe complexé à la MO ainsi que les sesquioxydes de fer favorisent l'agrégation, ce qui confirme les résultats obtenus *in situ*. Il semble que la très faible teneur en Fe EDTA de RAN (61 mg kg^{-1}) fausse les résultats obtenus par la régression linéaire multiple, car ce sédiment est celui qui s'agrège le mieux principalement grâce à sa forte teneur en argiles (279 g kg^{-1}). L'azote total est positivement corrélé à la formation des agrégats.

La bibliographie n'a pas permis de mettre en évidence un rôle particulier de l'azote directement dans l'agrégation mais ce paramètre est fortement linéairement corrélé à la teneur en MO (R^2 = 0.91) et à la teneur en carbone organique total (COT) (R^2 = 0.95). Or la MO et le COT sont deux paramètres largement impliqué dans les phénomènes d'agrégation (Dexter, 1988 ; Amézketa, 1999 et Bronick & Lal, 2005). Le fait que l'azote total soit significativement relié à la formation des agrégats, plutôt que le COT ou la MO est dû principalement aux modèles et hypothèses statistiques utilisées (sélection des paramètres les plus corrélées statistiquement à la variable à expliquer tout en supprimant les variables explicatives les plus corrélées entre elles pour limiter les redondances). De plus la corrélation négative entre le carbone minéralisable (Cmax) et la formation des agrégats mises en évidence dans l'essai en mésocosme est induite par l'apport de matière organique exogène (compost) qui augmente fortement la fraction de C minéralisable (chapitre 6) mais qui limite la formation des agrégats (§ 6.1.1.). Le carbonate de calcium ainsi que les cations divalents favorisent la formation des agrégats dans les sols (Bronick & Lal, 2005).

Dans les sédiments étudiés, les plus carbonatés (SPO, CLA et FLU) sont également ceux qui ont le moins d'argiles, le moins de MO et le moins de Fe extractible, trois paramètres essentiels de l'agréation, et donc ceux qui s'agrègent le moins. Les modèles établis sont donc faussés par ces sédiments quant aux carbonates de calcium. De plus ce paramètre impacte le pH et la somme des cations (dominée par le Ca, Chapitre 5) ce qui explique les résultats obtenus, en contradiction avec les résultats de la bibliographie. Enfin la masse volumique apparente, la porosité et la microporosité sont tous les trois corrélés positivement à la formation des agrégats. Dans ce cas-là, la causalité n'est pas établie et l'augmentation de la porosité (MVA et microporosité) traduit uniquement une augmentation de l'agrégation et il semble logique que ces paramètres soient liés. Regelink et al. (2015) mettent en évidence un résultat similaire sur des sols naturels et agricoles.

6.3.2 Facteurs impliqués dans la stabilité des agrégats

Essai en conditions *in situ* :

Dans le but d'identifier les paramètres physico-chimiques impliqués dans la stabilité des agrégats des sols construits dans l'expérimentation *in situ*, la stabilité des agrégats estimée par MWD à t 18 mois a été confrontée à chacune des variables explicatives disponibles mesurées à la même date (51 facteurs évoqués précédemment (annexe 6.6)). Les données mesurées à t 18 mois ont été choisies pour prendre en compte l'effet du temps, considéré comme un facteur impliqué dans l'agrégation par Amézketa (1999), notamment en favorisant la mise en place d'interactions chimiques et physiques relativement lentes au sein des sols. Les corrélations linéaires et non linéaires significatives (p-value < 0.05) reliant le MWD et les paramètres explicatifs testés sont présentées dans les figures 6.25 à 6.30. Seuls les sols construits à partir de sédiments TAC, STA, SPO, CLA et leurs mélanges respectifs ont été utilisés pour ajuster les modèles. TV et TVCo sont présentés dans les figures pour alimenter la discussion mais n'ont pas été utilisés pour la construction des modèles afin de focaliser les résultats sur les propriétés des sédiments. Les corrélations ont donc été réalisées avec un nombre d'échantillons restreint (n = 8).

La teneur en carbone organique des sols construits à partir de sédiment est bien corrélée (R^2 = 0.96) à la stabilité de leurs agrégats (figure 2.25, a.). Plus la teneur en C organique augmente, plus la stabilité augmente. Toutefois un palier semble être atteint vers 50 g kg^{-1}, au-delà duquel l''augmentation de la teneur en C organique n'a plus beaucoup d'effet sur la stabilité. D'après Le Bissonnais (2016) les agrégats sont considérés comme très stables pour un MWD supérieur à 2 mm. D'après le modèle établi ce seuil est atteint pour une teneur en C organique de 21.3 g kg^{-1}. La stabilité des sols construits à partir de la terre végétale (TV et TVCo) semble être bien expliquée par le modèle établi à partir des données des sédiments. Le modèle de type exponentiel montrant la corrélation entre le MWD et la teneur en azote totale explique 90% de la variabilité observée (figure 6.25, b.). Le seuil des agrégats très stables (MWD = 2 mm) est atteint dès 0.23 g kg^{-1} d'azote total. Les données qui caractérisent TV et TVCo sont également bien représentées par le modèle.

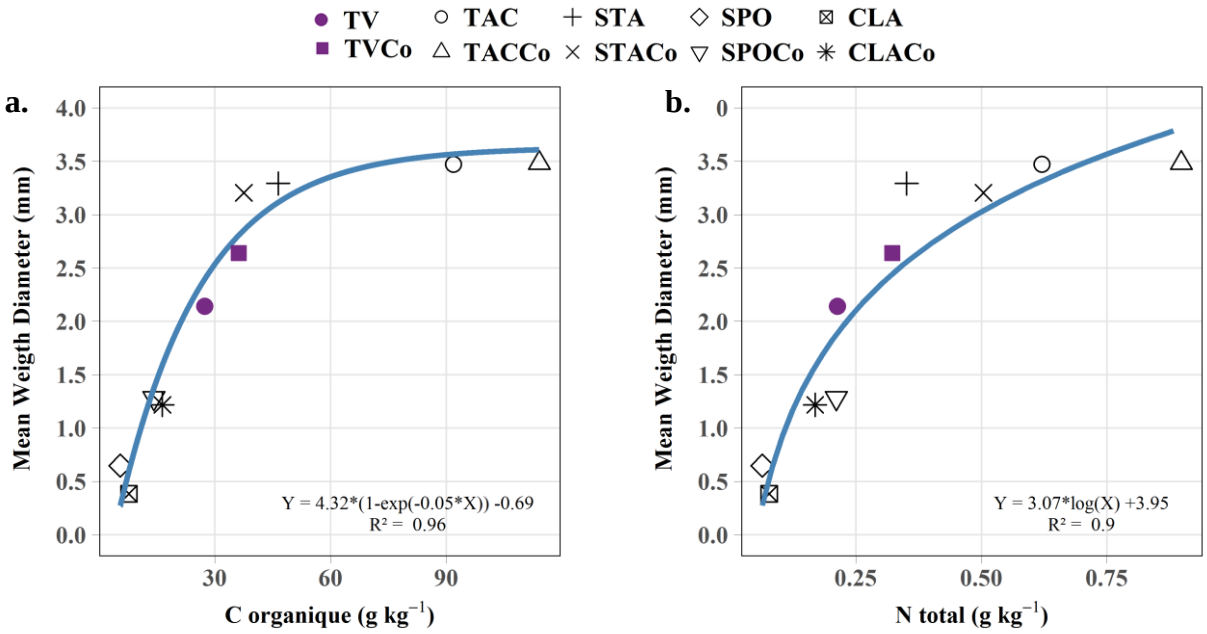


Figure 6.25 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en C organique (a.) et la teneur en N total (b.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

Du point de vue du contexte chimique, le pH et la capacité d'échange cationique (CEC) sont les deux paramètres les mieux corrélés à la stabilité des agrégats (figure 6.26). La corrélation non linéaire entre MWD et le pH (figure 6.26, a.) explique 98 % de la variabilité observée chez les sédiments et leurs mélanges. Plus le pH est basique, moins la stabilité est importante. Le modèle décroit très rapidement au-delà d'un pH de 8. Cela correspond approximativement au seuil (pH = 8.15) à partir duquel le MWD passe sous les 2 mm (agrégats moins stables). TV n'est pas bien représenté par le modèle, alors que TVCo l'est de façon satisfaisante. La CEC est corrélée à la stabilité des agrégats par une relation non linéaire de type exponentiel qui explique 94 % de la variabilité observée. Plus la CEC augmente, plus la stabilité des agrégats augmente, avec un seuil atteint entre 20 et 30 $cmol^{+}\ kg^{-1}$ au-delà duquel l'augmentation de la stabilité est ralentie. D'après le modèle, le MWD de 2 mm est atteint pour une CEC de 8.2 $cmol^{+}\ kg^{-1}$. Les données de TV et TVCo sont en accord avec le modèle établi à partir des sédiments et leurs mélanges.

La granulométrie des sols construits est également liée à la stabilité des agrégats à t 18 mois (figures 6.27 et 6.28). Plus il y a de limons, plus la stabilité est forte (figure 6.27, a.) et plus il y a de sables, moins la stabilité est élevée (figure 6.27, b.). Les deux modèles construits expliquent les variabilités observées de façon satisfaisante (R^2 = 0.80 et R^2 = 0.87 ; respectivement). Le modèle non linéaire reliant la teneur en limons à la stabilité suggère qu'un MWD de 2 mm correspond à une teneur en limons de 544 $g\ kg^{-1}$. Pour le sable ce seuil est à 335 $g\ kg^{-1}$. TV et TVCo ne sont pas bien expliqués par ces deux modèles. Cela induit qu'un sol ayant un MWD de 2 mm aurait théoriquement une teneur en argile de 121 $g\ kg^{-1}$ et serait donc un limon moyen sableux d'après le triangle de texture de l'Aisne.

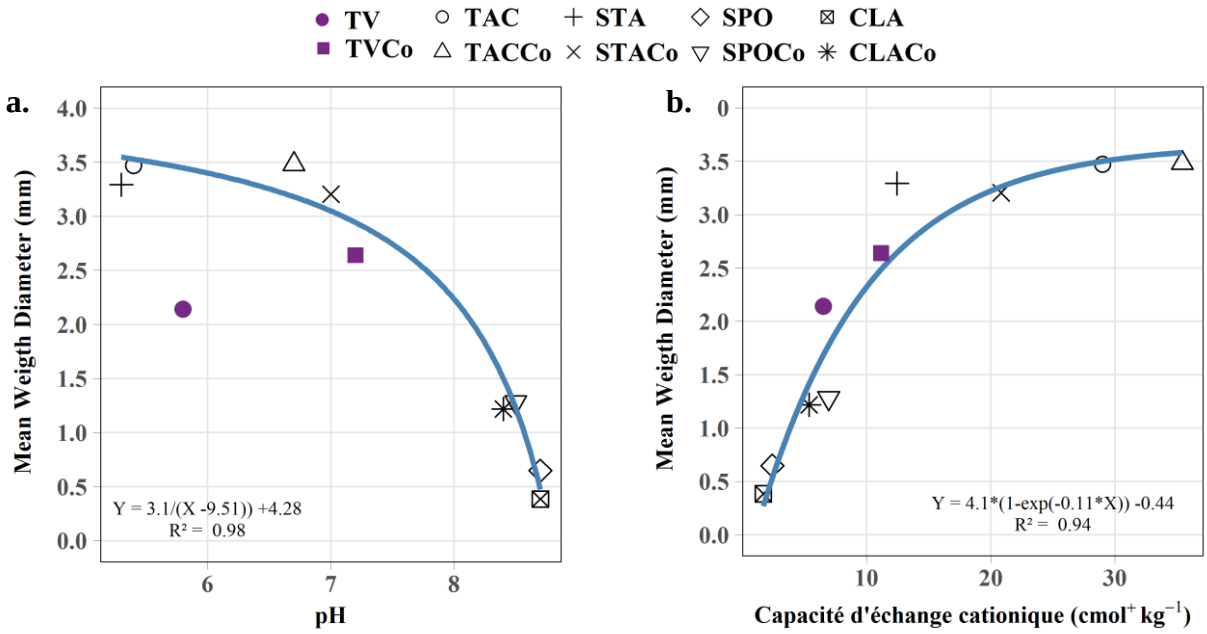


Figure 6.26 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et le pH eau du sol (a.) et la capacité d'échange cationique des sols (b.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

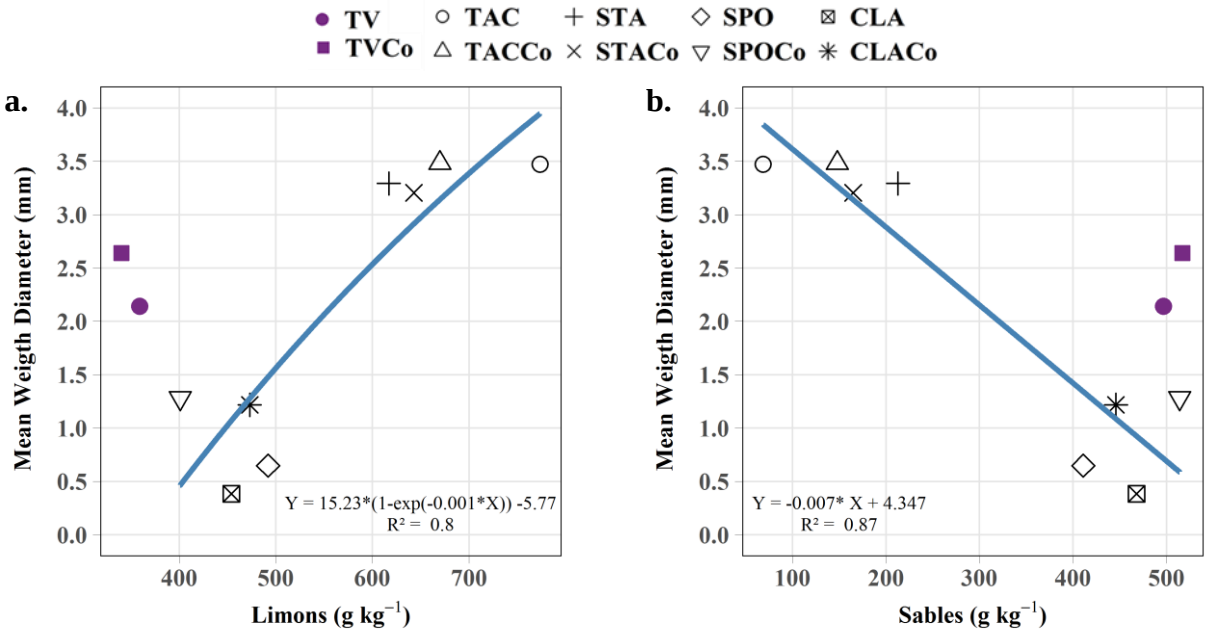


Figure 6.27 : Régressions non linéaire et linéaire mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en limons (a.) et la teneur en sables (b.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

La teneur en argiles granulométriques (figure 6.28, a.) est linéairement corrélée (R^2 = 0.88) à la stabilité des agrégats. Plus la teneur en argiles granulométriques augmente, plus la stabilité augmente. D'après le modèle, une teneur en argiles granulométriques de 125 g kg^{-1} permet la formation d'agrégats très stables (MWD = 2 mm), ce qui est cohérent avec le taux d'argile théorique (121 g kg^{-1}) déterminé ci-dessus. TV et TVCo sont bien représentés par le modèle. En

plus, des argiles granulométriques, les argiles minéralogiques sont également corrélées à la formation des agrégats (figures 6.28, b., c. et d.). Le type de phyllosilicate, 1:1 ou 2:1, influence la stabilité de façon opposée. Plus la teneur en phyllosilicates de type 1:1 (figure 6.28, b.) augmente, plus la stabilité des agrégats est élevée suivant un modèle de type exponentiel (R^2 = 0.95) qui atteint un palier entre 20 et 30 g kg^{-1} au-delà duquel la stabilité n'augmente plus de façon importante avec celle de la teneur en phyllosilicates de type 1:1. D'après ce modèle les modalités de sols construits ont des agrégats très stables à partir d'une teneur en phyllosilicates de type 1:1 de 6 g kg^{-1}.

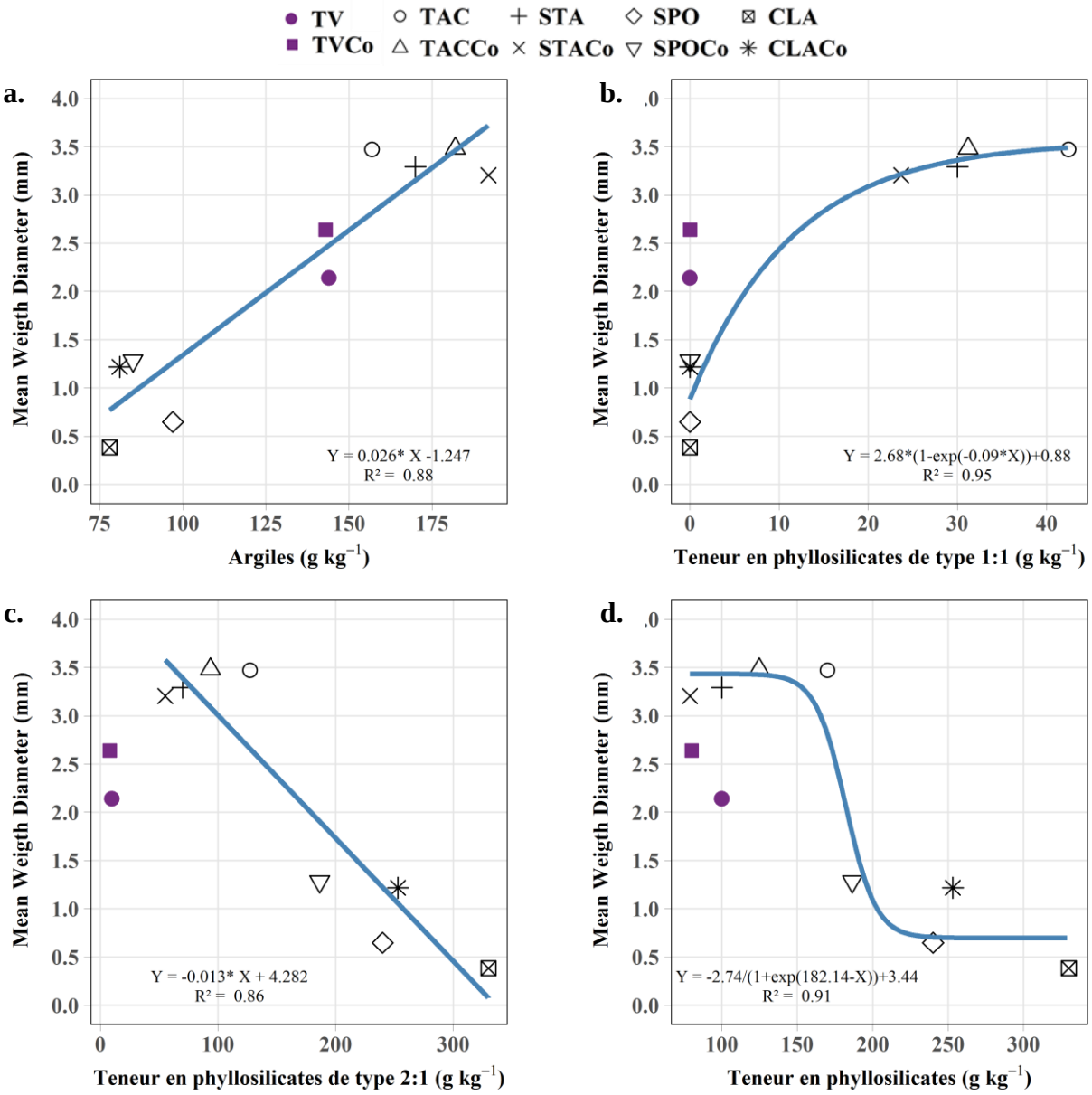


Figure 6.28 : Régressions non linéaires et linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en argiles granulométriques (a.), la teneur en phyllosilicates de types 1:1 (b.), la teneur en phyllosilicates de types 2:1 (c.) et la teneur totale en phyllosilicates (d.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

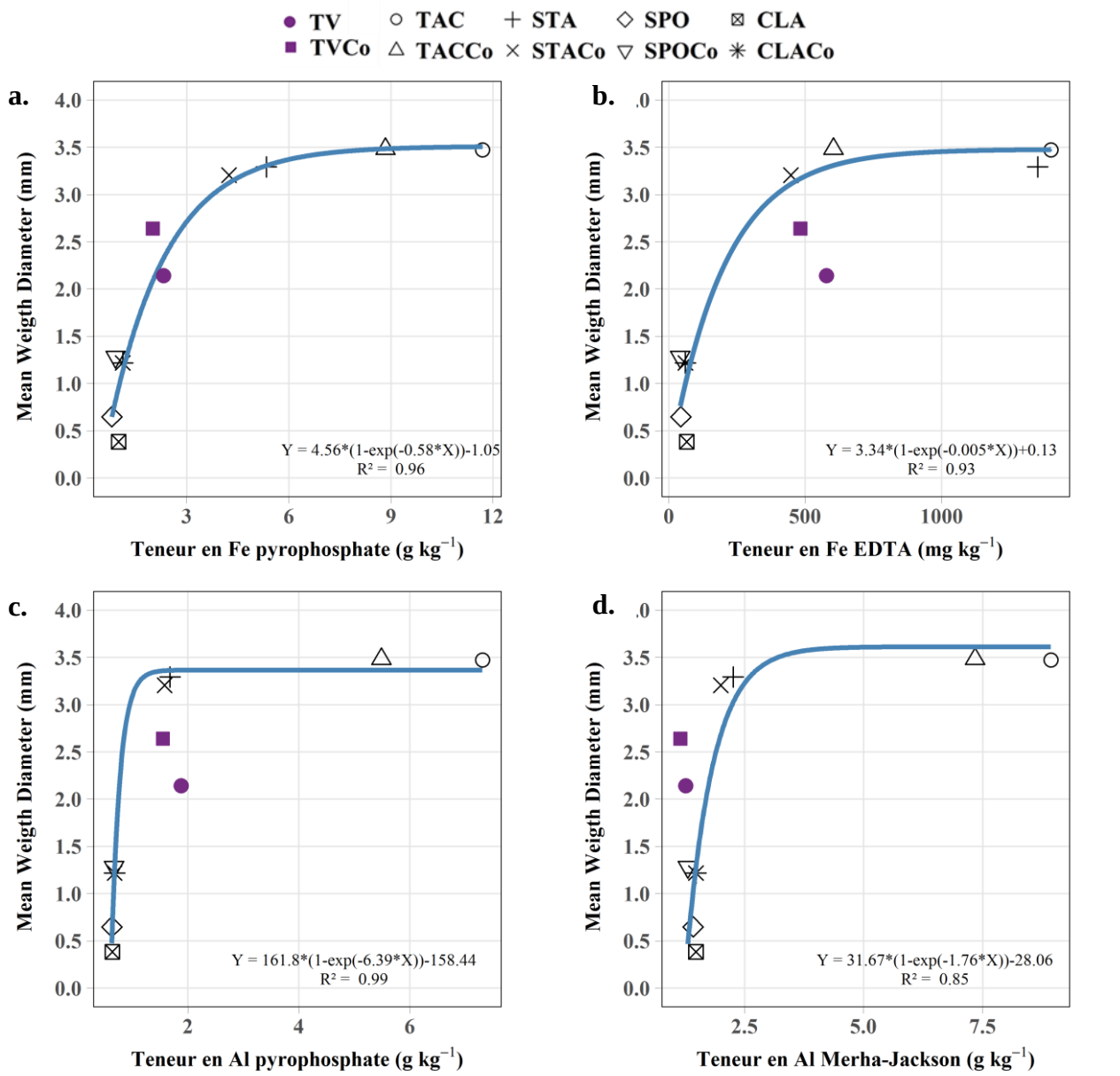


Figure 6.29 : Régressions non linéaires mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur Fe extractible au pyrophosphate (a.), la teneur en Fe extractible à l'EDTA (b.), la teneur en Al extractible au pyrophosphate (c.) et la teneur en Al extractible avec la méthode Merha-Jackson (d.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

A l'opposé, plus la teneur en phyllosilicates de type 2:1 augmente moins la stabilité des agrégats est élevée (figure 6.28, c.). D'après ce modèle linéaire qui explique 86 % de la variabilité observée, la teneur en phyllosilicates de type 2 :1 doit être inférieure à 175 g kg^{-1} pour que la stabilité des agrégats soit considérée comme très stable (MWD > 2). Le modèle de la figure 6.28, d. relie la stabilité des agrégats à la teneur totale en phyllosilicates (R^2 = 0.91). Il est la résultante des deux modèles précédemment présentés, mais l'influence des phyllosilicates de types 1:1 est écrasée par celle des phyllosilicates de type 2:1 dont les teneurs sont dix fois plus importantes par rapport à celles des types 1:1. TV et TVCo sont mal représentés par les modèles b., c. et d. car

leurs teneurs en phyllosilicates sont très faibles (10 et 8 g kg^{-1} de phyllosilicates de type 2:1, respectivement) voire nulles (0 g kg^{-1} de phyllosilicates de type 1:1). Il semble donc que d'autres facteurs soient impliqués pour la stabilité de TV et TVCo.

Certains oxy-hydroxydes de Fe et d'Al sont bien corrélés à la stabilité des agrégats (figure 6.29). Le Fe extractible au pyrophosphate et le Fe extractible à l'EDTA (figures 6.29, a. et b., respectivement) sont corrélés à la stabilité par des modèles de type exponentiel, expliquant respectivement 96 % et 93 % de la variabilité observée. Plus il y a de Fe extractibles, plus la stabilité augmente jusqu'à atteindre des paliers situés vers 6 g kg^{-1} pour l'extraction au pyrophosphate et vers 500 mg kg^{-1} pour celle à l'EDTA. D'après les modèles, les seuils à partir desquels les agrégats formés sont considérés comme très stables sont de 1.9 g kg^{-1} et de 164 mg kg^{-1}, pour les extractions au pyrophosphates et EDTA, respectivement. TV et TVCo sont bien représentés par le modèle du Fe pyrophosphate mais ils sont éloignés de celui du Fe EDTA. Pour l'Al, les extractions au pyrophosphate (figure 6.29, c.) et avec la méthode Merha-Jackson (figure 6.29, d.) sont bien corrélées à la stabilité des agrégats par des modèles de type exponentiel. Ils expliquent respectivement 99 % et 85 % de la variabilité observée. Plus le teneur en Al augmente, plus la stabilité est forte pour les deux extractions, mais des paliers sont très vite atteints : vers 1 g kg^{-1} pour l'Al pyrophosphate et vers 2.5 g kg^{-1} pour l'Al Merha-Jackson. D'après ces modèles, de faibles teneurs en Al extractibles sont nécessaires pour que les agrégats soient considérés comme très stables : 0.75 g kg^{-1} d'Al pyrophosphate et 1.7 g kg^{-1} d'Al Mehra-Jacskon.

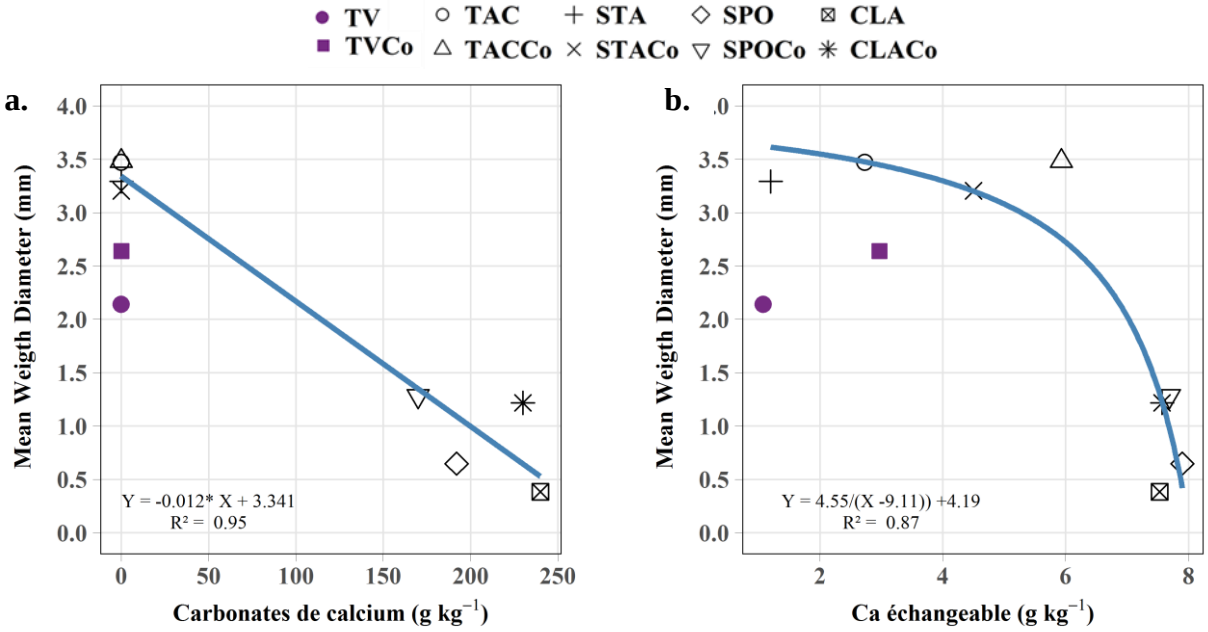


Figure 6.30 : Régressions linéaire et non linéaire mettant en évidence les relations entre MWD et la teneur en carbonates de calcium (a.) et la teneur en Ca échangeable (b.) (seuil de significativité des modèles : 0.05)

La teneur en carbonates de calcium ($CaCO_3$) est négativement corrélée à la stabilité des agrégats (figure 6.30, a.) par un modèle linéaire qui explique 95 % de la variabilité observée. D'après ce

modèle, les agrégats très stables (MWD > 2 mm) ont une teneur en $CaCO_3$ inférieures à 111.75 g kg^{-1}. La position de TV et TVCo indique que la stabilité de ces matériaux n'est pas expliquée par ce modèle. La concentration en Ca échangeable est également négativement corrélée à la stabilité des agrégats (figure 6.30, b.) par un modèle non linéaire de type exponentiel qui explique 87 % de la variabilité observée. D'après ce modèle, les faibles concentrations en Ca échangeable (< 5 g kg^{-1}) ont peu d'influence sur la stabilité alors qu'à partir de 5 g kg^{-1}, la stabilité diminue fortement avec l'augmentation de la concentration en Ca échangeable. Pour que les agrégats soient considérés comme très stables, le modèle indique que la concentration en Ca échangeable soit inférieure à 7 g kg^{-1}. TV et TVCo ne sont pas bien représentées par le modèle établi.

Essai en conditions contrôlées :

La stabilité des agrégats formés au cours de l'expérimentation *in situ* (18 mois) est bien corrélée à 16 variables explicatives. L'expérimentation en mésocosme a également permis de suivre l'évolution de la stabilité des agrégats, évaluée par WSA sur la fraction 2-3 mm, à une échelle de temps plus courte. Comme pour la formation des agrégats (§ 6.3.1.), la stabilité des agrégats a été confrontée aux 31 facteurs (annexe 6.6) mesurés à t 40 jours et à t 105 jours sur les sédiments purs (TAC, STA, SPO, CLA, FLU et RAN) ainsi que sur leurs mélanges respectifs, pour mettre en évidence les facteurs significativement impliqués dans la stabilité des agrégats des sédiments. Les modèles descriptifs obtenus par régression linéaire multiple (n=24) sont présentés dans le tableau 6.18.

Tableau 6.18 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la stabilité des agrégats de la fraction 2-3 mm (WSA) aux variables explicatives potentielles : teneur en argiles granulométriques (Argiles), teneur en limons (Limons), teneur en sables (Sables), teneur en carbonates de calcium ($CaCO_3$), biomasse microbienne (Biomasse_microbienne), microporosité (Microporosité), macroporosité (Macroporosité), masse volumique apparente (MVA), conductivité électrique (CE), Fe extractible à l'EDTA (Fe_EDTA) et la teneur en azote total (Azote_tot). Seuil de significativité des modèles = 0.05, seuil de significativité des coefficients = 0.05. Les variables ont été préalablement centrées-réduites. Les modèles en noir ont été réalisés avec l'ensemble des 31 facteurs disponibles. Les modèles en bleu ont été réalisés en excluant la microporosité, macroporosité et porosité totale

Stabilité des agrégats (n = 24)		R^2_a
RHC		
	WSA = -0.78***Limons** + 0.96***Micro-porosité** + 1.22***Macro-porosité**	0.71
	WSA = -0.52***pH** - 1.42***Limons** -0.53***Sables**	0.61
CHD		
	WSA = 0.49***Argiles** - 0.33***Sables** - 0,27***$CaCO_3$** + 0.21***Biomasse_microbienne** - 0.55***MVA** + 0.21*M**icro-porosité**	0.97
	WSA = 0.42***Argiles** - 0.21***Limons_fins** + 0.32***CE** + 0.36***Fe_EDTA** + 0.56***Azote_tot**	0.94

Sous régime hydrique constant (RHC), le modèle descriptif établi à partir de l'ensemble des facteurs n'explique que 71 % de la variabilité observée avec 3 variables significatives. WSA est positivement corrélé, en premier lieu, à la macroporosité (+1.22) puis à la microporosité (+0.96) et négativement corrélé à la teneur en limons (-0.78). Sous influence de cycles d'humectation-

dessiccation (CHD), le modèle constitué à partir de l'ensemble des facteurs explique une très grande majorité de la variabilité observée (R^2_a = 0.97) avec 6 variables significatives. Sont positivement corrélées au WSA, par ordre d'importance, la masse volumique apparente (+0.55), la teneur en argiles granulométriques (+0.49) et à égalité la biomasse microbienne (+0.21) et la microporosité (+0.21). Les teneurs en sables (-0.33) et en carbonates de calcium (-0.27), sont négativement corrélées au WSA.

D'après la bibliographie (Bronick & Lal, 2005), il n'y a pas de lien de causalité entre la stabilité des agrégats et la porosité, même si Regelink et al. (2015) précisent que la porosité est un indicateur de la structuration des sols. Il est donc logique qu'elle soit corrélée au WSA. Dans le but de mettre en évidence les facteurs impliqués dans la stabilité des agrégats, les modèles précédents ont été refaits en excluant la microporosité, la macroporosité et la porosité totale (tableau 6.18).

Sous régime hydrique constant (RHC), le modèle établi n'explique que 61 % de la variabilité observée et seuls des paramètres négativement corrélés sont significatifs (pH, Limons et Sables). Bien que statistiquement significatif, ce modèle ne semble pas pertinent. En revanche sous influence de cycles d'humectation-dessiccation (CHD), le modèle constitué explique une très grande majorité de la variance observée (R^2_a = 0.94).Les teneurs en argiles, en Fe extractible à l'EDTA et en azote total ainsi que la conductivité électrique sont positivement corrélées à la stabilité des agrégats.

Les facteurs impliqués dans la stabilité des agrégats des sols construits à partir de sédiments sont proches de ceux impliqués dans la stabilité des sols naturels et agricoles (Dexter, 1988 ; Amézketa, 1999 et Bronick & Lal, 2005).

Les argiles granulométriques et les phyllosilicates de type 1:1 semblent être des paramètres majeurs de la stabilité des agrégats comme dans les sols (Dexter, 1988 ; Kay, 1998 ; Amézketa, 1999 et Bronick & Lal, 2005). Le rôle de la matière est également prépondérant d'après nos résultats. Ce rôle est mis en évidence statistiquement par de fortes corrélations avec le C organique et l'azote total dans l'expérimentation in situ. En mésocosme, le rôle de la MO est visible à travers la corrélation de la teneur en azote totale. La capacité d'échange cationique est également corrélée à la stabilité des agrégats principalement parce que cette grandeur est directement liée aux argiles et à la MO qui comportent des charges négatives. Diverses formes du fer et de l'aluminium sont corrélées à la stabilité des agrégats. Dans les sols naturels ces facteurs sont également reconnus comme favorisant la stabilité en établissant des liaisons ioniques entre MO et argiles et conférant des charges positives à des particules inertes via le phénomène de « coating » (Oades & Waters, 1991 ; Asano et Wagai, 2014 ; Regelink et al., 2015). Les carbonates de calcium ont été identifiés comme renforçant la stabilité des agrégats dans les sols naturels (Bronick & Lal, 2005). Or d'après nos résultats, la teneur en carbonates est négativement corrélée à la stabilité des agrégats, en conditions *in situ* et en mésocosme. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les sédiments riches en carbonates (SPO, CLA et FLU) sont également ceux ayant le moins d'argile et de MO, ce qui fausserait artificiellement les modèles établis.

L'étude d'autres sédiments carbonatés riches en MO et en argile permettrait de trancher quant aux rôles des carbonates dans la stabilité des agrégats. Les conclusions concernant le pH et le Ca échangeable suivent le même raisonnement que celui de la teneur en carbonates. En effet, ces deux paramètres sont fortement liés à la teneur en carbonates (R^2 = 0.81 et R^2 = 0.69, respectivement).
La corrélation entre la stabilité des agrégats et la teneur en limons est contradictoire entre l'expérimentation in situ (corrélation positive) et l'expérimentation en mésocosme (corrélation négative). L'expérimentation in situ pourrait mettre en évidence que la fraction limoneuse des sédiments étudiés est composée minéralogiquement de particules favorables à l'agrégation. En effet Schroeder (1984) précise que les fractions granulométriques établies ne reflètent pas la minéralogie et que les limons, et plus particulièrement les limons fins, peuvent être composés d'une part importante de minéraux argileux et d'oxy-hydroxydes favorables à l'agrégation. De plus, la surface des limons inertes (constitué de quartz par exemple) peut être chargée électriquement et donc être impliquée dans l'agréation par le phénomène de « coating » qui consiste en une fixation d'oxy-hydroxydes de fer à cette surface (Regelink et al, 2015). L'expérimentation en mésocosme qui met en évidence une corrélation négative des limons dans la stabilité des agrégats pourrait quant à elle mettre en évidence que les sédiments étudiés supplémentaires (FLU et RAN) ont une fraction limoneuse inerte (composition minéralogie et/ou absence de coating de fer) ce qui modifierait les modèles. Une autre hypothèse pourrait être que le coating ferrique des limons des sédiments durant l'expérimentation en mésocosme n'a pas eu le temps de s'effectuer (150 jours) contrairement à l'essai en lysimètres (18 mois). La corrélation négative du sable avec la stabilité des agrégats s'explique essentiellement par le fait que plus un sédiment contient du sable, moins il contient d'argile et de limon favorables à l'agrégation. Enfin, l'activité biologique semble peu impliquée dans la stabilité des agrégats contrairement à ce qui est rapporté dans la bibliographie (Tisdall & Oades, 1982 ; Bornick et Lal, 2005 ; Calvet, 2003), même si la biomasse microbienne est favorable à la stabilité dans l'essai en mésocosme. Cela s'explique principalement par le faible nombre de variables biologiques mesurées (biomasse microbienne et minéralisation potentielle du C). Une étude plus poussée des paramètres biologiques aurait peut-être permis de mettre d'avantage rôle des organismes vivants dans la stabilité des agrégats (rôle des champignons (Chantigny et al., 1997 ; Cosentino et al., 2006), rôle des racines (Degens, 1997), rôles de la macrofaune (ver de terre, notamment) (Brown et al., 2000)).

7 Evolution de l'espace poral

7.1 Evolution de la porosité surfacique

L'évolution de l'espace poral a été mesurée par analyse d'images d'après le protocole décrit dans le chapitre 3. Pour des raisons pratiques et notamment de temps de polymérisation de la résine, seules les mesures réalisées à t 6 mois et t 12 mois sont présentées dans cette partie. Pour ces deux dates de mesure, l'analyse d'image a permis de déterminer la porosité surfacique totale des

modalités étudiées, la porosité surfacique par classes de pore ainsi que l'indice d'allongement des pores permettant d'avoir une information sur la forme des pores présents.

7.1.1 Porosité surfacique totale

La porosité surfacique totale se définie comme étant le pourcentage de la somme des surfaces de pores détectés sur l'image traitée par rapport à la surface totale de cette image. Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 6.31 et le tableau 6.19.

A t 6 mois, la porosité surfacique totale des matériaux purs (figure 6.31) est contrastée. Trois types de matériau peuvent être distingués. TAC et STA ont une porosité surfacique totale supérieure à celles des autres matériaux, avec 12.17 et 9.76 m^2 $100m^{-2}$, respectivement. TV a une porosité surfacique totale intermédiaire de 6.75 m^2 $100m^{-2}$ et SPO et CLA ont une porosité surfacique totale inférieure à celles des autres matériaux, avec 2.77 et 2.25 m^2 $100m^{-2}$, respectivement. A t 12 mois, la porosité totale surfacique de TV, STA et CLA n'évolue pas significativement et reste comprise, en moyenne, entre 7.45 m^2 $100m^{-2}$ (TV) et 11.18 m^2 $100m^{-2}$ (STA). Pour SPO et CLA, la porosité est multipliée par 2 et par 3, respectivement entre t 6 et t 12 mois, pour atteindre des valeurs similaires à celle de TV.

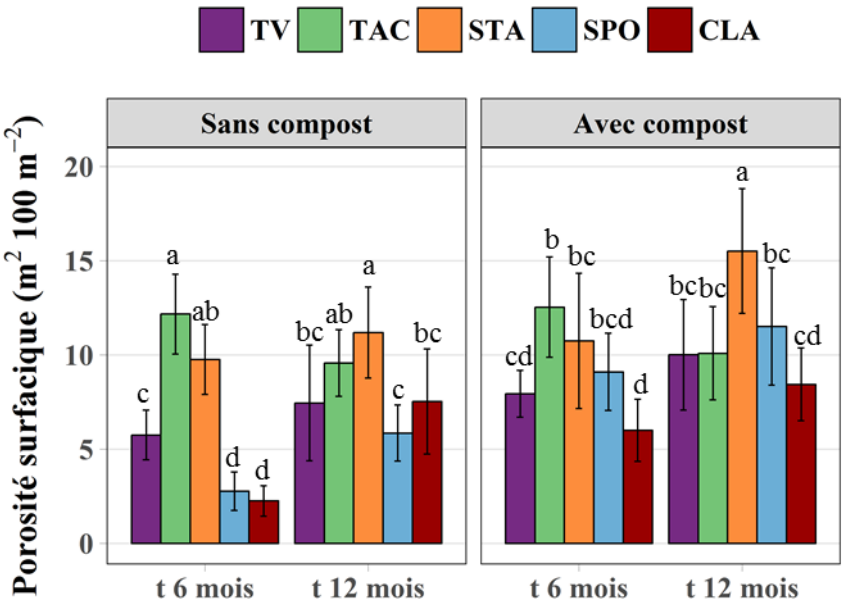


Figure 6.31 : Porosité surfacique totale des modalités de sols construits 6 mois et 12 mois après leur mise en place. Les lettres mettent en évidence (ANOVA, α = 0.05) l'effet du temps entre les modalités purs et entre les mélanges

A t 6 mois, l'apport de compost (tableau 6.19) n'a pas d'effet sur TAC et STA. Il entraine une hausse significative (+38%, +228 % et +167 %) de la porosité surfacique totale de TV, SPO et CLA, respectivement. A t 12 mois, l'apport de compost n'a toujours pas d'influence sur TAC, qui conserve une porosité surfacique totale importante (10.09 m^2 $100m^{-2}$).

Tableau 6.19 : Porosité surfacique totale des modalités de sols construits, 6 mois et 12 mois après leur mise en place. Les lettres mettent en évidence (ANOVA, α = 0.05) l'effet du compost pour chaque matériau, par date de mesure

	t 6 mois		t 12 mois	
	Porosité surfacique m^2 $100m^{-2}$	Effet Co	Porosité surfacique m^2 $100m^{-2}$	Effet Co
TV	5.75 ± 1.32	b	7.45 ± 3.07	a
TAC	12.17 ± 2.12	a	9.57 ± 1.77	a
STA	9.76 ± 1.85	a	11.18 ± 2.42	b
SPO	2.77 ± 1.02	b	5.85 ± 1.49	b
CLA	2.25 ± 0.81	b	7.54 ± 2.79	a
TVCo	7.95 ± 1.24	a	10.01 ± 2.94	a
TACCo	12.53 ± 2.66	a	10.09 ± 2.47	a
STACo	10.75 ± 3.59	a	15.51 ± 3.30	a
SPOCo	9.10 ± 2.05	a	11.51 ± 3.11	a
CLACo	6.01 ± 1.65	a	8.44 ± 1.93	a

Il ne modifie pas significativement la porosité de TV et CLA, ni par rapport à t 6 mois (figure 6.31), ni par rapport à leurs homologues sans compost (tableau 6.19). En revanche pour STACo, la porosité est améliorée de 44 % par rapport à t 6 mois et 39 % par rapport à STA à la même date. Pour SPO, l'apport de compost améliore également la porosité surfacique de 97 % à t 12 mois.

Les sédiments TAC et STA ont une porosité totale mesurée par analyse d'image supérieure à celle de SPO et CLA, ce qui corrobore les résultats obtenus en évaluant la porosité totale à partir des masses volumiques (§ 2). Les sédiments SPO et CLA ont la capacité d'augmenter leur porosité surfacique totale au cours du temps considéré (entre t6 et t 12 mois). L'apport de compost permet d'accélérer l'augmentation la porosité surfacique totale de ces deux matériaux (dès t 6 mois) et d'atteindre des niveaux similaires de porosité par rapport aux autres matériaux étudiés. Ces résultats correspondent à ceux de la porosité totale calculée à partir des masses volumiques.

Il est à noter que la variabilité parfois importante des mesures de porosité surfacique totale (malgré l'analyse de 8 répétitions par modalité) empêche de mettre en évidence significativement certaines évolutions.

7.1.2 Distribution de la porosité surfacique

La porosité surfacique totale mesurée a été décomposée en trois groupes distincts de porosité, à savoir la méso-porosité (de 30 à 50 µm), la macroporosité (de 50 à 1000 µm) et la méga-porosité (>1000 µm) (d'après Marshall *et al.* (1996) et Calvet (2003)). Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 6.32 et le tableau 6.20.

La porosité surfacique totale se repartie en méso, macro et méga-porosité en suivant globalement deux schémas en fonction des matériaux. Pour TV, SPO, CLA et leurs mélanges respectifs, la macroporosité représente la majeure partie de la porosité totale. La méso et la méga-porosité ayant des proportions similaires. Pour TAC, TACCo, STA et STACo, la meso-porosité représente la part de la porosité totale la plus faible, à t 6 et t 12 mois. Pour TAC et STA, c'est la méga-porosité qui est la plus représentée, alors que pour TACCo et STACo, la part de la méga-porosité et celle de la macroporosité sont proches.

La méso-porosité évolue peu au cours du temps (figure 6.32) et est proche d'un matériau à l'autre. L'apport de compost (tableau 6.20) induit une augmentation significative de la méso-porosité pour tous les matériaux à t 6 mois (de +32 % (STA) à +136 % (TAC) (TV : +63 %)). A t 12 mois cette augmentation n'est visible que pour TAC (+136 %), STA (+93 %) et SPO (+ 15 %). Pour TV l'apport de compost entraine une diminution de 39% de la méso-porosité.

A t 6 mois, les macroporosités de TV (3.06 m^2 $100m^{-2}$), TAC (2.67 m^2 $100m^{-2}$) et STA (3.41 m^2 $100m^{-2}$) sont similaires et significativement supérieures à celles de SPO (1.44 m^2 $100m^{-2}$) et CLA (1.35 m^2 $100m^{-2}$). Au bout de 12 mois, la macroporosité reste stable pour TV, TAC et STA mais augmente de 112 % et de 226 % pour SPO et CLA, respectivement. Cette évolution conduit à ce que tous les matériaux purs aient une macroporosité similaire à t 12 mois. L'apport de compost entraine une hausse significative de la macroporosité pour tous les matériaux à t 6 mois qui permet aux matériaux, sauf CLA, d'avoir une macroporosité similaires comprise entre 6.11 % (TV) et 6.39 % (TAC). Bien que l'augmentation soit de 133 % pour CLA, sa macroporosité reste inférieure à celle des autres matériaux à t 6 mois. Au cours du temps, la macroporosité reste stable pour TV, TAC et SPO et augmente de 70 % pour STA et de 156 % pour SPO.

La mégaporosité des matériaux purs est très contrastée à t 6 mois. Elle est similaire pour TV, SPO et CLA et reste inférieure à 1.41 m^2 $100m^{-2}$ (TV). TAC a la plus forte méga-porosité (12.31 m^2 $100m^{-2}$) et STA a une méga-porosité intermédiaire (5.82 m^2 $100m^{-2}$). Au cours du temps, seule la méga-porosité de TAC évolue significativement en étant divisée par 2. A t 12 mois, les matériaux peuvent être regroupés en deux groupes : TV, SPO et CLA, ayant une faible méga-porosité (< 2.64 m^2 $100m^{-2}$) et TAC et STA, ayant une plus forte méga-porosité (de 4.42 m^2 $100m^{-2}$ (STA) à 6.27 m^2 $100m^{-2}$ (TAC)). A t 12 mois, l'apport de compost mène à une diminution de la méga-porosité, initialement très élevée, de STA (-55 %) et induit une augmentation de celle de TV (+147 %) et de SPO (+173 %). Il n'a pas d'impact sur CLA.

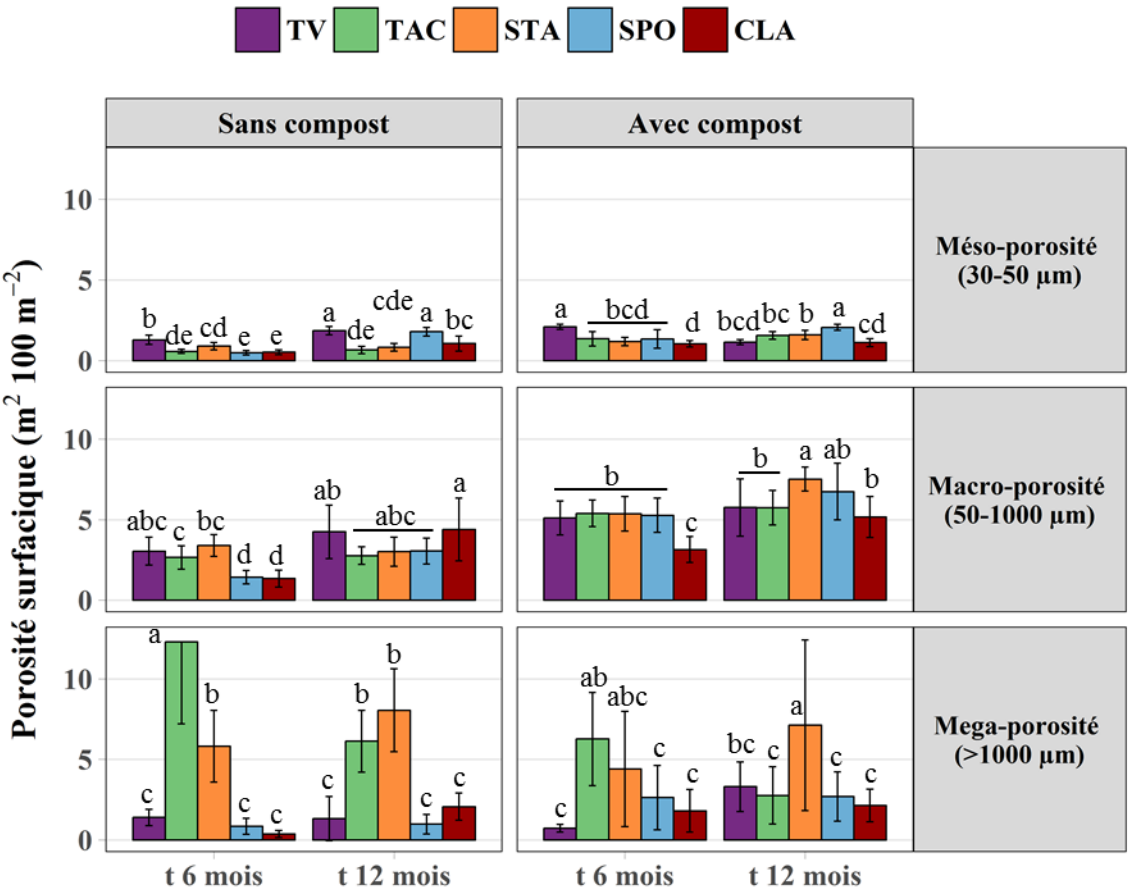


Figure 6.32 : Porosité surfacique par type de porosité (méso, macro et méga-porosité) pour chaque modalité à t 6 mois et à t 12 mois Les lettres mettent en évidence (ANOVA, α = 0.05) l'effet du temps entre les modalités purs et entre les mélanges par type de porosité

Tableau 6.20 : Porosité surfacique par type de porosité (méso, macro et méga-porosité) pour chaque modalité à t 6 mois et à t 12 mois. Les lettres mettent en évidence (ANOVA, α = 0.05) l'effet du compost pour chaque matériau, par date de mesure et par type de porosité

	Porosité surfacique m^2 $100m^{-2}$											
	t 6 mois						t 12 mois					
	Méso-porosité	Effet Co	Macro-porosité	Effet Co	Méga-porosité	Effet Co	Méso-porosité	Effet Co	Macro-porosité	Effet Co	Méga-porosité	Effet Co
TV	1.29 ± 0.28	b	3.06 ± 0.87	b	1.41 ± 0.50	**a**	1.86 ± 0.25	**a**	4.25 ± 1.66	a	1.34 ± 1.37	b
TAC	0.57 ± 0.13	b	2.67 ± 0.73	b	12.31 ± 5.09	**a**	0.66 ± 0.22	b	2.77 ± 0.55	b	6.14 ± 1.92	**a**
STA	0.90 ± 0.23	b	3.41 ± 0.68	b	5.82 ± 2.23	a	0.82 ± 0.24	b	3.02 ± 0.90	b	8.05 ± 2.58	a
SPO	0.48 ± 0.14	b	1.44 ± 0.42	b	0.85 ± 0.49	b	1.80 ± 0.27	b	3.06 ± 0.80	b	0.99 ± 0.61	b
CLA	0.52 ± 0.15	b	1.35 ± 0.53	b	0.38 ± 0.22	b	1.06 ± 0.47	a	4.40 ± 1.94	a	2.08 ± 0.84	a
TVCo	2.10 ± 0.16	**a**	5.11 ± 1.05	**a**	0.74 ± 0.24	b	1.14 ± 0.16	b	5.76 ± 1.78	a	3.31 ± 1.54	**a**
TACCo	1.36 ± 0.44	**a**	5.39 ± 0.83	**a**	6.27 ± 2.89	b	1.56 ± 0.24	**a**	5.75 ± 1.08	**a**	2.77 ± 1.78	b
STACo	1.19 ± 0.26	**a**	5.37 ± 1.07	**a**	4.42 ± 3.57	a	1.59 ± 0.28	**a**	7.52 ± 0.75	**a**	7.13 ± 5.30	a
SPOCo	1.34 ± 0.58	**a**	5.28 ± 1.06	**a**	2.64 ± 2.00	**a**	2.07 ± 0.19	**a**	6.75 ± 1.76	**a**	2.70 ± 1.53	**a**
CLACo	1.04 ± 0.20	**a**	3.15 ± 0.80	**a**	1.81 ± 1.32	**a**	1.12 ± 0.25	a	5.18 ± 4.40	a	2.14 ± 1.02	a

En résumé, la porosité surfacique des modalités étudiées est constituée d'une part mineure de mésoporosité qui évolue peu au cours du temps mais qui augmente significativement après un apport de compost de déchets verts à hauteur de 40 % (v:v).
Les différences entre les porosités totales des sols construits s'expliquent principalement par des différences de mégaporosité. Ceci est cohérent avec les valeurs de macroporosité calculées à partir des courbes de rétention. TAC et STA ont globalement une plus grande mégaporosité que SPO et CLA. Au paragraphe 5.2, l'apport de compost permet une augmentation de la macroporosité. D'après les porosités surfacique cette augmentation semble préférentiellement induite par une augmentation de la macroporosité surfacique (50 à 1000 µm) mais pas par la mégaporosité (>1000 µm) qui tend à diminuer avec l'apport de compost.

7.1.3 Porosité surfacique par classes de pore

La porosité surfacique de chaque modalité pour les deux dates de mesure a également été mesurée pour 15 classes de pore distinctes. Ces 15 classes résultent d'une discrétisation de la taille des pores, exprimée en rayon de pore équivalent (µm), établies à partir d'une suite géométrique du nombre de pixels (résolution : 25 µm) représentant les pores. Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 6.33.

A t 6 mois, TV, SPO et CLA ont des profils similaires avec des pics de porosité situés respectivement vers 138 µm, 276 µm et 138 µm. Au cours du temps, TV développe des pores de taille réduite (35 à 138 µm) et reste centré sur 138 µm. SPO et CLA ont des comportement semblables mais l'augmentation de la porosité au cours du temps se fait sur plus de taille de pore : tous les pores entre 35 et 391 µm (SPO) et tous ceux compris entre 49 et 1106 µm (CLA).

Ces sédiments ont donc la capacité des former des méso et macropores comme observés au paragraphe 7.2.1).
L'apport de compost dans TV induit tout d'abord une hausse des pores inférieurs à 195 µm à t 6 mois, puis un décalage du profil vers les pores de grande taille (> 276 µm) à t 12 mois. L'apport de compost dans SPO entraine une augmentation de la porosité surfacique de l'ensemble du profil à t 6 et t 12 mois. Pour CLA, cette augmentation significative n'est visible qu'à t 6 mois et estompe avec le temps.
Les profils de TAC et STA sont similaires. Ils sont caractérisés par la présence de pores de grande taille (macro et mégapores). Leurs profils n'évoluent pas au cours du temps. L'apport de compost a un double effet. Il limite la porosité surfacique des pores de grande taille (< 1106 µm) et augmentent celle des méso et macropores de taille comprise entre 35 et 782 µm).

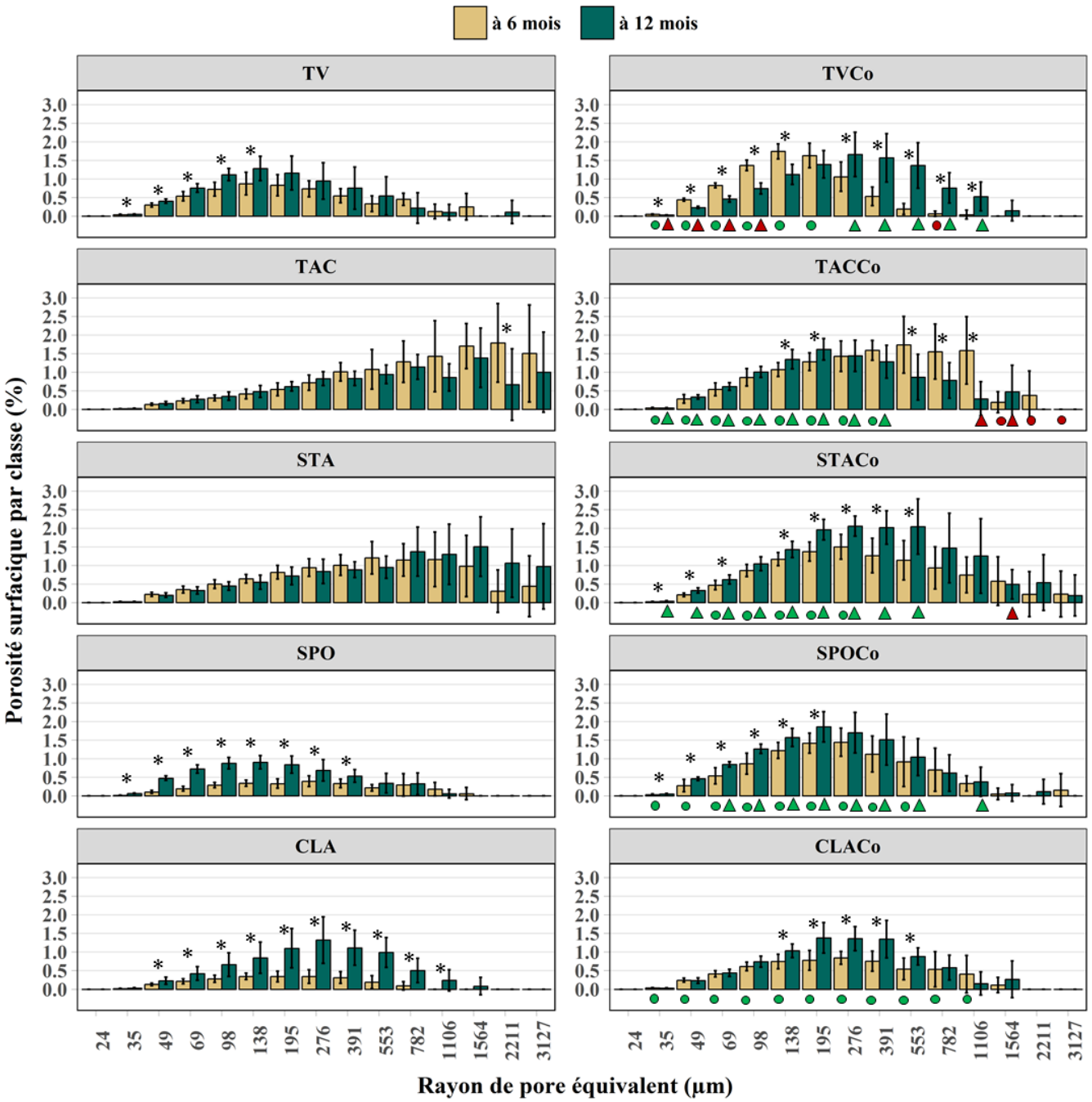


Figure 6.33 : Porosité surfacique par classe de pore des mélanges étudiés pour t 6 mois et t 12 mois. Les astérisques (*) mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre la porosité à t 6 mois et la porosité à t 12 mois d'une classe donnée pour chaque modalité. Les figures géométriques (O et Δ) mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre la porosité d'un matériau pur et celle de son homologue avec du compost à t 6 mois (O) et t 12 mois (Δ), pour une classe donnée. Si la figure géométrique est colorée en vert, l'apport de compost permet une augmentation de la porosité alors que si elle est colorée en rouge, l'apport de compost diminue la porosité, pour une classe donnée

7.2 Evolution de la forme des pores

Pour appréhender la forme des pores, l'indice d'allongement (IA) (Chapitre 3) des pores constituant la porosité des sols construits a été calculée. Les indices d'allongement calculés ont permis de regrouper les pores selon trois types :

- Pores arrondis : IA < 5
- Pores allongés : 5 ≤ IA < 15
- Pores tortueux : IA ≤ 15

Les annexes 6.7 et 6.8 permettent de visualiser, respectivement, la répartition des pores arrondis, allongés et tortueux au sein des 15 classes de pore définies précédemment (§ 7.1.3.) et au sein de la porosité totale surfacique. D'après ces résultats, la répartition des trois types de pores évolue peu au cours du temps (entre t 6 et t 12 mois). TAC et STA sont caractérisés par une porosité tortueuse élevée, alors que TV, SPO et CLA possèdent peu de pores tortueux. Les modalités ont globalement des porosités surfaciques allongées et arrondies similaires, même si l'apport de compost a tendance à accroitre la porosité allongée et induit une augmentation significative de la porosité arrondie. Le compost ne semble pas influencer la porosité tortueuse, sauf pour TACCo qui a moins de de pores tortueux que TAC.

La figure 6.34 permet de mettre en évidence les corrélations linéaires entre la porosité tortueuse surfacique et certaines variables physiques mesurées. La très forte corrélation positive ($R^2 = 0.98$) reliant les pores tortueux et la mégaporosité surfacique indique que la mégaporosité (> 1000 µm) est très majoritairement composée de pores tortueux (figure 6.34 a). Les relations exponentielles positives entre la porosité surfacique tortueuse et la porosité totale surfacique ($R^2 = 0.71$) (figure 6.34 b) et la porosité totale calculée à partir des courbes pF ($R^2 = 0.59$) (figure 6.34 c) suggèrent que les sols construits qui possèdent une forte porosité totale sont également ceux qui ont le plus de pore tortueux. Enfin, la stabilité des agrégats mesurée par MWD est également positivement corrélée à la porosité tortueuse par un modèle exponentiel ($R^2 = 0.61$) (figure 6.34 d). Ceci indique que les sols susceptibles de former des agrégats très stables (MWD > 2 mm) sont également ceux capables d'établir des pores tortueux. Les fractions massiques d'agrégats de petites tailles (inférieurs à 0.25 mm, de 0.25 à 1 mm et de 1 à 2 mm) ne sont pas corrélées à ce type de porosité. En revanche, il existe une relation linéaire significative (p-value <0.05) médiocre entre les pores tortueux la fraction d'agrégats supérieurs à 2 mm ($R^2 = 0.28$) et une relation linéaire significative satisfaisante entre ces pores et la fraction d'agrégats de 3 à 5 mm ($R^2 = 0.55$).

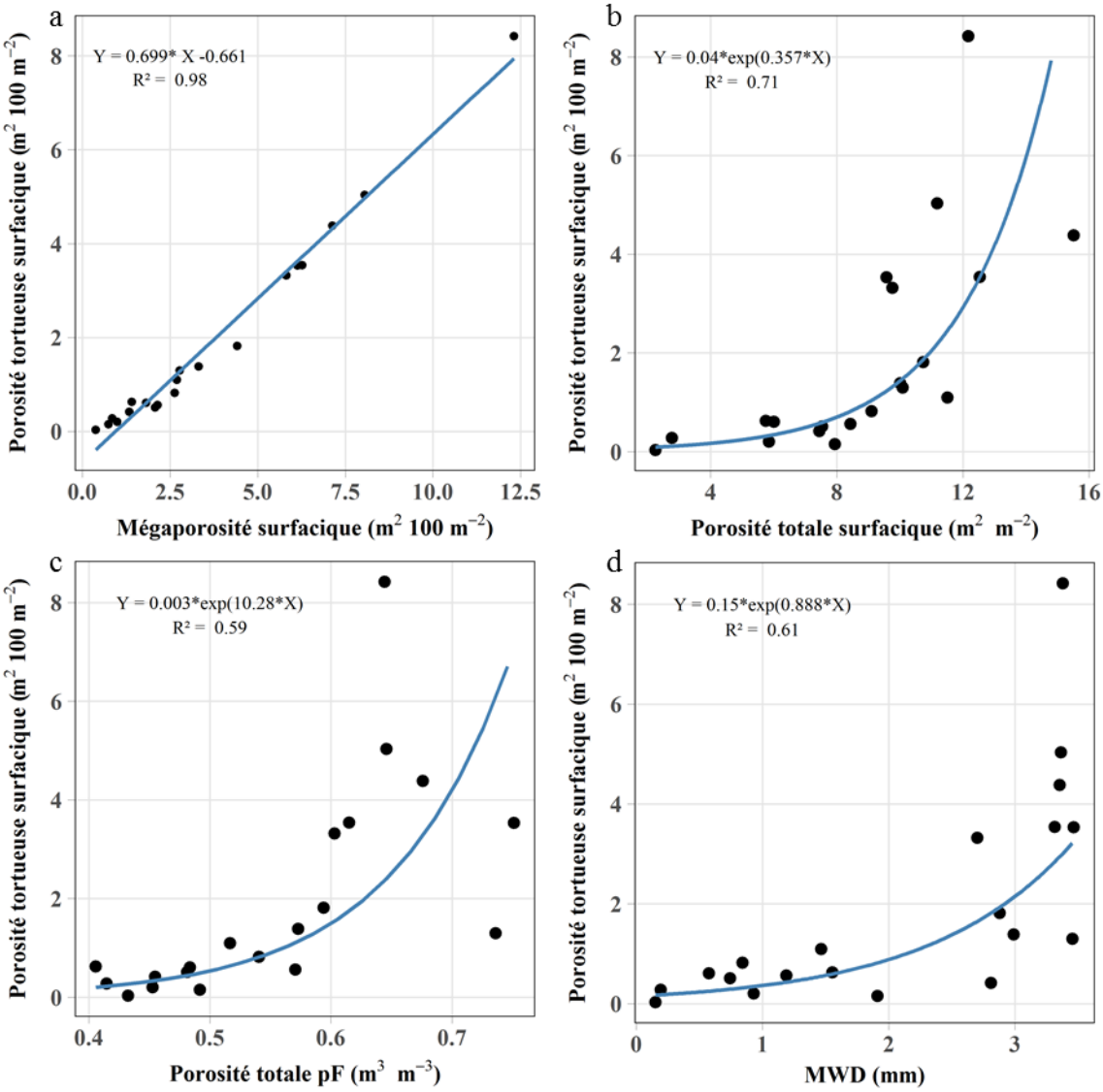


Figure 6.34 : Régressions entre la porosité surfacique tortueuse et la mégaporosité surfacique (a), la porosité totale surfacique (b), la porosité totale calculée à partir des courbes pF (c) et la stabilité des agrégats (MWD) (d), mesurées à t 6 et t 12 mois (n=20) sur les dix modalités de sols construits (seuil de significativité des modèles : 0.05)

La porosité surfaciques allongée est bien corrélée (R^2 = 0.85) à la porosité surfacique totale (figure 6.35 a) et à la porosité totale calculée (R^2 = 0.61) (figure 6.35 b), ce qui suggère qu'une partie importante de la porosité des sols construits est constituée de pores allongés. Les pores allongées sont principalement des pores de grande taille, comme l'indique les corrélations positives non linéaires reliant ce type de pores aux méga et macroporosités surfaciques (R^2 = 0.57 et 0.64, respectivement). Ce type de porosité n'est pas corrélé aux fractions massiques d'agrégats testés (R^2 < 0.10 pour les fractions). En revanche une relation linéaire significative positive a pu être établie entre les pores allongés et la stabilité des agrégats (MWD), mais il est peu performant (R^2 = 0.39), ce qui suggère que les sols ayant des agrégats stables sont les sols ayant le plus de porosité allongée.

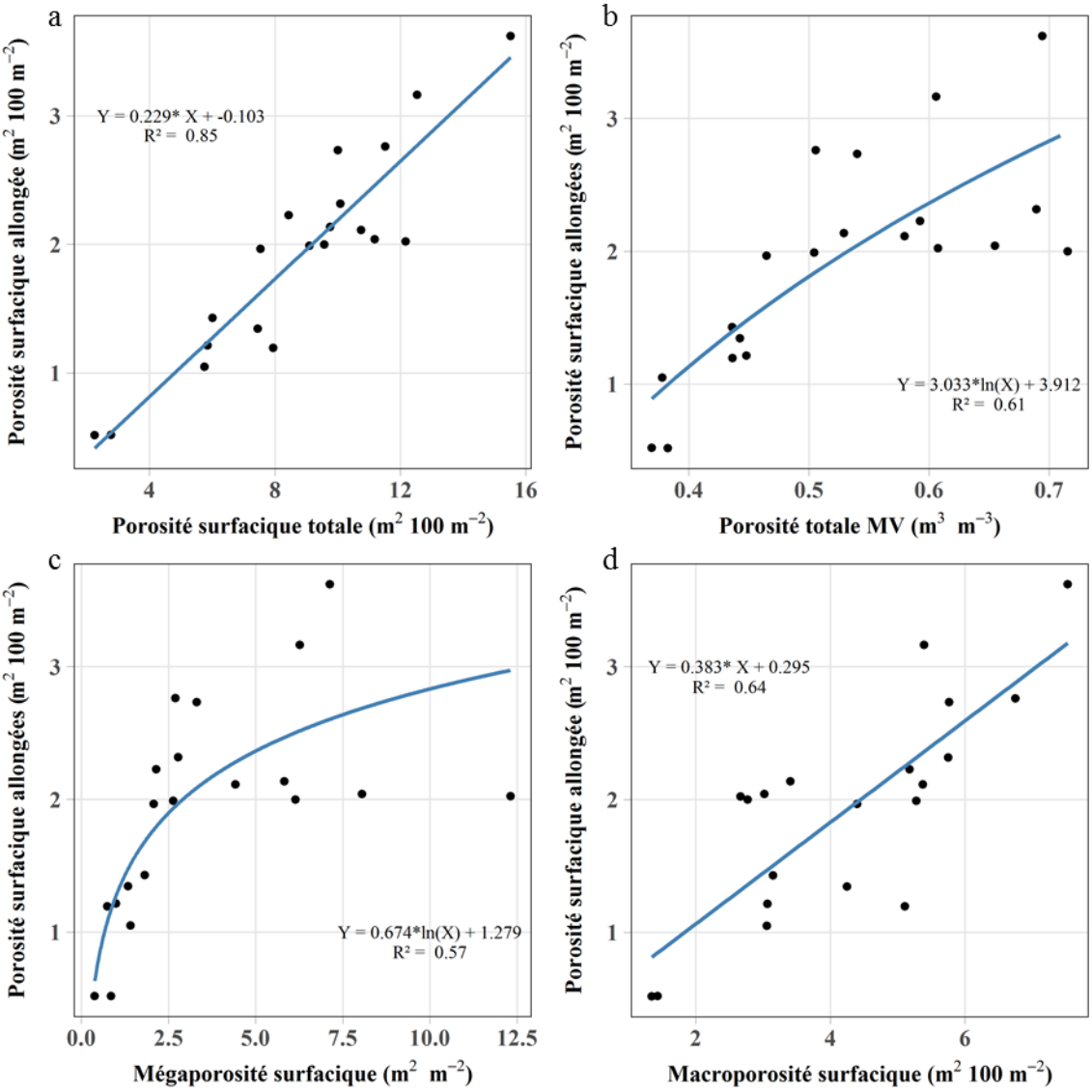


Figure 6.35 : Régressions entre la porosité surfacique allongée et la porosité totale surfacique (a), la porosité totale calculée à partir des masses volumiques (MV) (b), la mégaporosité surfacique (c) et la macroporosité surfacique (d), mesurées à t 6 et t 12 mois (n=20) sur les dix modalités de sols construits (seuil de significativité des modèles : 0.05)

La porosité arrondie est linéairement bien corrélée à la macroporosité surfacique (R^2 = 0.86) (figure 6.36 a) suggérant que les macropores (rayon compris entre 50 et 1000 µm) sont essentiellement arrondis. Ce type de pore est faiblement corrélé aux agrégats de 0.25-2 mm (R^2 =0.2) (figure 6.36 b) ce qui pourrait indiquer que ces agrégats sont à l'origine des pores plutôt arrondis. Les autres fractions n'étant pas corrélées à ce type de pore.

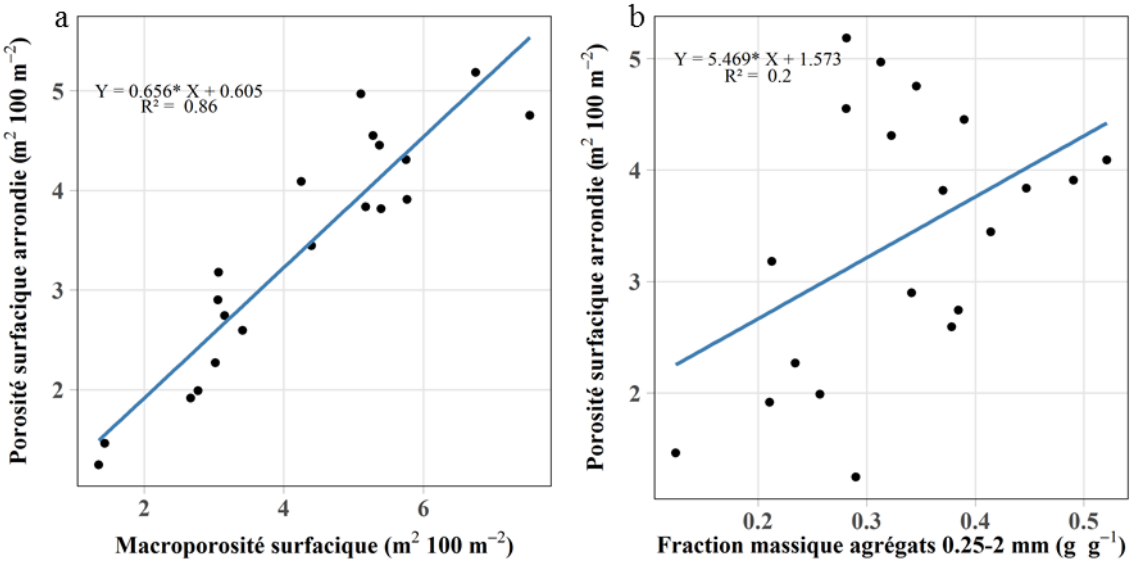


Figure 6.36 : Régressions entre la porosité surfacique arrondis et la mégaporosité surfacique (a) et la fraction massique d'agrégats de 0.25-2 mm (b), mesurées à t 6 et t 12 mois (n=20) sur les dix modalités de sols construits (seuil de significativité des modèles : 0.05)

La porosité totale volumique évaluées à partir des courbes de rétention en eau, ainsi que celle calculée à partir des masses volumiques réelles et apparentes ne sont pas bien corrélées à la porosité surfacique totale évaluée à partir de l'analyse d'image 2D (R^2 de 0.58 et de 0.65, respectivement (Régression linéaire simple, p-value < 0.05, n =20)). La porosité surfacique est systématiquement sous-estimée (coefficients directeurs des régressions : 0.238 et 0.240, respectivement) par rapport au deux autres types de mesure de porosité. Cela s'explique par le fait que l'analyse d'image, même en répétant les prises de vue (n=8) par échantillon, ne permet pas d'appréhender entièrement le volume de la porosité. Toutefois, cette technique permet de caractériser les systèmes poraux des sols en évaluant la part des mésopores (30 à 50 µm), des macropores (50 à 1000 µm) et des mégapores (> 1000 µm) et en donnant des indications quant à leur forme et leur connectivité. Ces deux paramètres sont considérés comme nécessaires pour l'évaluation de la qualité physique d'un sol (Panini et al., 1997 ; Fox et al., 2004).

TAC et STA ont une mégaporosité bien développée par rapport aux sédiments SPO et CLA qui en sont quasiment dépourvus. Cette mégaporosité est composée majoritairement de pores tortueux qui sont plus efficaces que les pores arrondies pour l'infiltration de l'eau (Miralles-Mellado et al., 2011) (loi de Poiseuille). Toutefois, la conductivité hydraulique à saturation de TAC et STA est globalement similaire à celle SPO et CLA à t 6 et t 12 mois. La macroporosité préférentiellement arrondie et allongés joue donc également un rôle dans l'infiltration de l'eau au sein de SPO et CLA. D'après les mesures de conductivité hydraulique à saturation, cette porosité est suffisante pour que ces sols aient une infiltration satisfaisante.

L'apport de matière organique exogène au sein d'un sol tend à augmenter la porosité d'un sol (Nyamangara et al., 2001 ; Celik et al., 2004 ; Barral et al., 2007). L'apport de compost au sein des sédiments induit également une augmentation globale de la porosité des sols.

Toutefois, cette augmentation concerne la macroporosité surfacique et dans une moindre mesure la mésoporosité (taille de pore concernée : de 35 à 553 µm essentiellement). Cela est cohérent avec les résultats de la macroporosité calculée à partir des courbes de rétention en eau, qui tend à augmenter avec l'apport de compost. En revanche, l'ajout de compost engendre une perte de mégaporosité chez TAC et STA et ne permet pas sa mise en place dans SPO et CLA. De plus, la microporosité calculée à partir des courbes de rétention diminue lors de l'apport de compost. Ce comportement a été observé par Marinari et al. (2000) et Grosbellet (2008) qui montrent que l'apport de matière organique exogène, sous forme de divers composts (fumier composté, compost de boue de STEP et de palette, déchets verts) entraine une augmentation du volume des pores compris entre 25 et 250 µm et 20 et 276 µm, respectivement. Le fait que dans notre cas la taille des pores concernés soit plus élevée que celles de la bibliographie pourrait s'expliquer par l'emploi de compost non criblé de granulométrie initial relativement élevée.

La figure 6.37 qui met en relation les principales grandeurs physiques mesurées sur les sols construits entre elles (+ C organique et N total) permet de récapituler toutes les corrélations déjà présentées dans cette partie. Cette matrice permet également de mettre en évidence plusieurs résultats supplémentaires :

- la conductivité hydraulique à saturation (Ksat) n'est corrélée à aucun type de porosité quelle que soit la technique de mesure. Or Panini et al. (1997) précisent que la macroporosité (> 500 µm) favorise l'infiltration de l'eau.

- la réserve utile en eau (RU) est très bien corrélée à la microporosité calculée à partir des courbes pF (R = 0.90) et anti-corrélée à la macroporosité pF (R = -0.69) et à la mégaporosité surfacique (R = -0.67) ce qui confirme les hypothèses de Marshall et al. (1996) et Greenland (1981) quant aux propriétés hydrodynamiques des micropores (stockage de l'eau) et à celles des macro et mégapores (infiltration et écoulement gravitaire).

- la fraction massique des agrégats supérieurs à 2 mm (macroagrégats) n'est pas corrélée aux grandeurs mesurées relatives à la porosité, alors que par définition la présence d'agrégats permet en creux de créer de la porosité structurale. Soit les fractions d'agrégats choisies n'ont pas de réalité physique dans les sols étudiés, auquel cas un autre fractionnement des agrégats devrait être choisi. Soit les relations agrégats-porosités des sols construits étudiés ne suivent pas les mêmes tendances entre les modalités ce qui empêche d'observer statistiquement les corrélations.

- la stabilité des agrégats (MWD et WSA 2-3 mm) est bien corrélée aux porosités totales calculées à partir des masses volumiques (R = 0.79 et 0.68), à partir des courbes pF (R = 0.80 et 0.70) et à partir de l'analyse d'image (R = 0.78 et 0.77), ainsi qu'à la mégaporosité surfacique (R = 0.72 et 0.60). Cela peut être interprété de deux manières : (i) les sols ayant des agrégats stables ont tendance à avoir une porosité plus marquée du fait de la simple présence d'agrégats, (ii) la présence de macropores et de mégapores, d'autant plus s'ils sont allongés et connectés, protègent les agrégats du phénomène de slaking lors des phase d'humectation, car ils permettent à l'air d'être expulsé hors des agrégats plus facilement en limitant ainsi l'augmentation de la pression à l'intérieur des pores qui entrainerait l'éclatement des agrégats (Papadopoulos et al. (2009).

Ces auteurs précisent que ce phénomène est plus marqué dans les sols riches en MO (> 45 g kg-1), ce qui correspond aux sédiments TAC et STA.

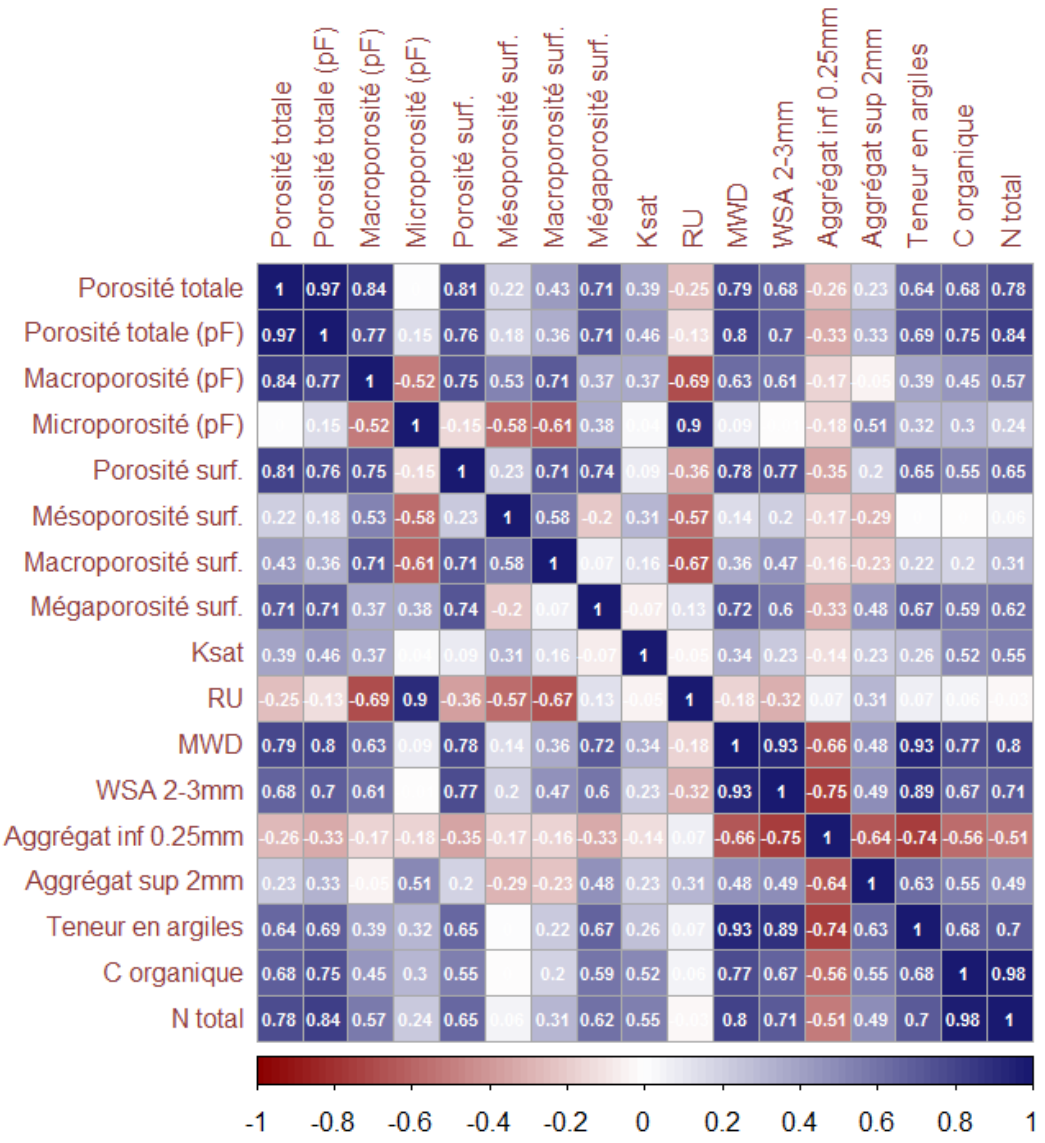


Figure 6.37 : Matrice de corrélation entre les grandeurs physiques mesurées à t 6 et t 12 mois (n= 20), la teneur en argiles granulométriques, la teneur en C organique et celle en azote total (Coefficients linéaires de Pearson). Porosité totale = porosité totale calculée à parti des masses volumiques, pF = calculé à partir des courbes de rétention en eau, surf. = calculé à partir de l'analyse d'image, Ksat = conductivité hydraulique à saturation, RU = réserve utile en eau, MWD = stabilité des agrégats, WSA 2-3 mm = stabilités des agrégats.

8 Synthèse et conclusion

La structure du sol est l'un des paramètres les plus importants de sa fertilité car elle conditionne le développement des racines, la fourniture en eau et en air pour les racines (capacité de rétention, circulation des fluides) et fournit des habitats pour la faune et la microflore du sol (Lal, 1991 ; Pagliai et Vignozzi, 2002). Or les sédiments fins immergés n'ont pas de structure pédologique

développée et ont donc, à priori, des propriétés physiques peu voire pas adaptées au support de végétation (Larsen, 1973).

Les tableaux 6.21 et 6.22 proposent une évaluation des propriétés physiques étudiées des sols construits pour estimer leurs aptitudes à remplir la fonction de support de végétation. Deux types de sédiments peuvent être distingués :

TAC, STA (et RAN) : Ils ont une porosité totale importante répartie entre micro, macro et mégaporosité. La présence d'une microporosité importante leur donne une réserve utile en eau satisfaisante. Leur forte macro et mégaporosité permet aux sols construits d'avoir des masses volumiques apparentes très favorables au développement des racines et d'avoir des capacités d'infiltration en surface adaptés au support de végétation. TAC et STA ont une capacité d'agrégation relativement faible mais les d'agrégats présents sont très stables. Cette forte stabilité confirme le risque très faible de battance estimé. RAN a une capacité de formation des agrégats élevée et produit également des agrégats très stables. Une partie importante, voire la totalité des agrégats présents au sein des sols construits à partir de TAC et STA ont pu être formés lors de la phase de déshydratation préalable aux essais. En effet cette première déshydratation des sédiments est équivalente à la première étape de ripening physique décrite par Pons & Zonneveld (1965) et qui entraine la formation d'agrégats quasi-irréversibles (Pons et Molen van Der, 1973). Pour TAC et STA, les agrégats formés durant la déshydratation initiale peuvent être qualifiés d'irréversible car une fois détruits, leur reconstitution est longue voire impossible. Pour RAN, il semble que les agrégats formés durant la première déshydratation ne soient pas irréversibles dans le sens où même détruits (préalablement à l'essai sous serre), des agrégats sont capables de se former rapidement (dès 40 jours). L'apport de compost dans ces sédiments permet d'améliorer leur masse volumique apparente et leur porosité totale mais diminue la microporosité ce qui entraine une baisse de la réserve utile en eau. Le compost n'a pas d'effet sur la stabilité des agrégats de ces matériaux, qui est initialement très élevée. En revanche il inhibe leur capacité d'agrégation. L'intérêt de l'apport de compost au sein de TAC, STA et RAN semble limité au regard des propriétés physiques des sols.

SPO, CLA (et FLU) : La porosité totale de ces matériaux est plus réduite que celle des autres sédiments, ce qui se traduit notamment par une masse volumique apparente élevée impliquant potentiellement un obstacle pour le développement des racines. Leurs systèmes poraux sont déséquilibrés car ils possèdent peu de mégaporosité. De plus, leurs relatives faibles microporosités leur confèrent des réserves utiles en eau moins importantes que les autres matériaux. Toutefois, la macroporosité de ces matériaux est suffisante pour fournir une capacité d'infiltration en eau satisfaisante pour le support de végétation. Leur capacité d'agrégation est faible et du même ordre de grandeur que celle de TAC et STA. Toutefois, les agrégats formés au sein de sédiments sont instables voire très instables. Cette faible stabilité des agrégats corrobore le risque de battance élevé estimé.

Tableau 6.21 : Synthèse de la qualité physique des sols construits à partir des 4 sédiments principaux (TAC, STA, SPO et CLA) et de TV pour la fonction de support de végétation. ++ signifie « adapté » au support de végétation, + correspond à un sol « peu adapté », - à un sol « défavorable » et – à un sol « très défavorable »

		TV	TAC	STA	SPO	CLA
Masse volumique apparente	Matériau pur	++	++	++	-	-
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Porosité totale	Matériau pur	+	++	++	-	+
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*	*positif*
Microporosité	Matériau pur	++	++	++	++	++
	Matériau amendé en Co	+	+	+	+	+
	Effet compost	*négatif*	*négatif*	*négatif*	*négatif*	*négatif*
Macroposité	Matériau pur	-	++	++	-	-
	Matériau amendé en Co	+	++	++	++	+
	Effet compost	*positif*	*sans effet*	*sans effet*	*positif*	*positif*
Mégaoposité	Matériau pur	-	++	++	-	-
	Matériau amendé en Co	-	++	++	-	-
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*
Réserve utile en eau	Matériau pur	+	+	+	-	-
	Matériau amendé en Co	-	+	-	-	+
	Effet compost	*négatif*	*sans effet*	*négatif*	*sans effet*	*positif*
Capacité d'infiltration	Matériau pur	++	++	++	++	++
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*
Indice de battance	Matériau pur	++	++	++	--	--
	Matériau amendé en Co	++	++	++	++	++
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*positif*	*positif*
Capacité de formation des agrégats	Matériau pur	+	+	+	+	+
	Matériau amendé en Co	+	-	-	-	-
	Effet compost	*sans effet*	*négatif*	*négatif*	*négatif*	*négatif*
Stabilité des agrégats	Matériau pur	++	++	++	-	-
	Matériau amendé en Co	++	++	++	+	+
	Effet compost	*sans effet*	*sans effet*	*sans effet*	*positif*	*positif*

L'apport de compost permet d'augmenter la masse volumique et la porosité totale des matériaux en améliorant la macroporosité mais limite la microporosité et donc la réserve utile en eau. Le compost n'entraine pas l'apparition de mégaporosité bien qu'il ait une granulométrie grossière. Il semble donc que la mégaporosité éventuellement induite par la granulométrie du compost soit colmatée. L'indice de battance passe de « risque systématique » à « risque très faible » avec l'ajout de compost (augmentation importante du taux de MO). Toutefois cette évolution positive du risque de battance peut être considérée comme artificielle car la MO apportée n'interagit pas forcément avec les particules de sols pour former des agrégats stables. Une croute de battance et un colmatage pourraient donc quand même avoir lieu malgré un indice de battance faible. Ceci

est confirmé par la faible stabilité des agrégats formés au sein de SPO, CLA et FLU, bien qu'elle soit améliorée par l'apport de compost. L'intérêt de l'apport de compost au sein de SPO, CLA et FLU est contrasté mais est globalement positif quant aux propriétés physiques des sols.

Au cours des 18 premiers mois d'expérimentation *in situ*, les sols construits à partir de sédiments se structurent, ce qui mène à la formation d'agrégats plus ou moins stables et à la mise en place de systèmes poraux qui confèrent aux sols construits des propriétés physiques globalement adaptées au support de végétation. La formation des agrégats dans les sols construits étudiés en conditions *in situ* suit le schéma de la théorie hiérarchique de l'agrégation proposée par Tisdall et Oades (1982). Toutefois, les comportements des sols construits diffèrent selon les modalités. La figure 6.38 récapitule les principaux facteurs impliqués dans la structuration des sédiments étudiés.

Tableau 6.22 : Synthèse de la qualité physique des sols construits à partir des sédiments FLU et RAN pour la fonction de support de végétation. ++ signifie « adapté » au support de végétation, + correspond à un sol « peu adapté », - à un sol « défavorable » et – à un sol « très défavorable »

		FLU	RAN
Masse volumique apparente	Matériau pur	+	++
	Matériau amendé en Co	++	++
	Effet compost	*positif*	*positif*
Indice de battance	Matériau pur	-	++
	Matériau amendé en Co	++	++
	Effet compost	*positif*	*sans effet*
Capacité de foramtion des agrégats	Matériau pur	+	++
	Matériau amendé en Co	-	+
	Effet compost	*négatif*	*négatif*
Stabilité des agrégats	Matériau pur	-	++
	Matériau amendé en Co	+	++
	Effet compost	*positif*	*positif*

Facteurs exogènes :

- L'apport de matière organique exogène sous forme de compost de déchets verts non criblé entraine un éloignement des particules minérales et des agrégats les uns des autres ce qui limite la formation d'agrégats à court terme (1) tout en permettant la mise en place de macropores. Cette matière organique exogène induit une augmentation de la stabilité des agrégats formés en se liant aux particules minérales et à la matière organique endogène (2 et 5).
- Les phases de dessiccation entrainent le rapprochement des particules et des agrégats lors de la perte d'eau ce qui augmente l'adhésion des particules entre elles et favorise la mise en place d'agrégats (3).

- Les phases d'humectation sont propices au piégeage de bulles d'air à l'intérieur des pores, ce qui provoque l'éclatement des agrégats dû à l'augmentation de la pression (phénomène de slaking). La présence de mégapores tortueux limite l'impact ce phénomène en facilitant l'expulsion de l'air et protège ainsi les agrégats (4)

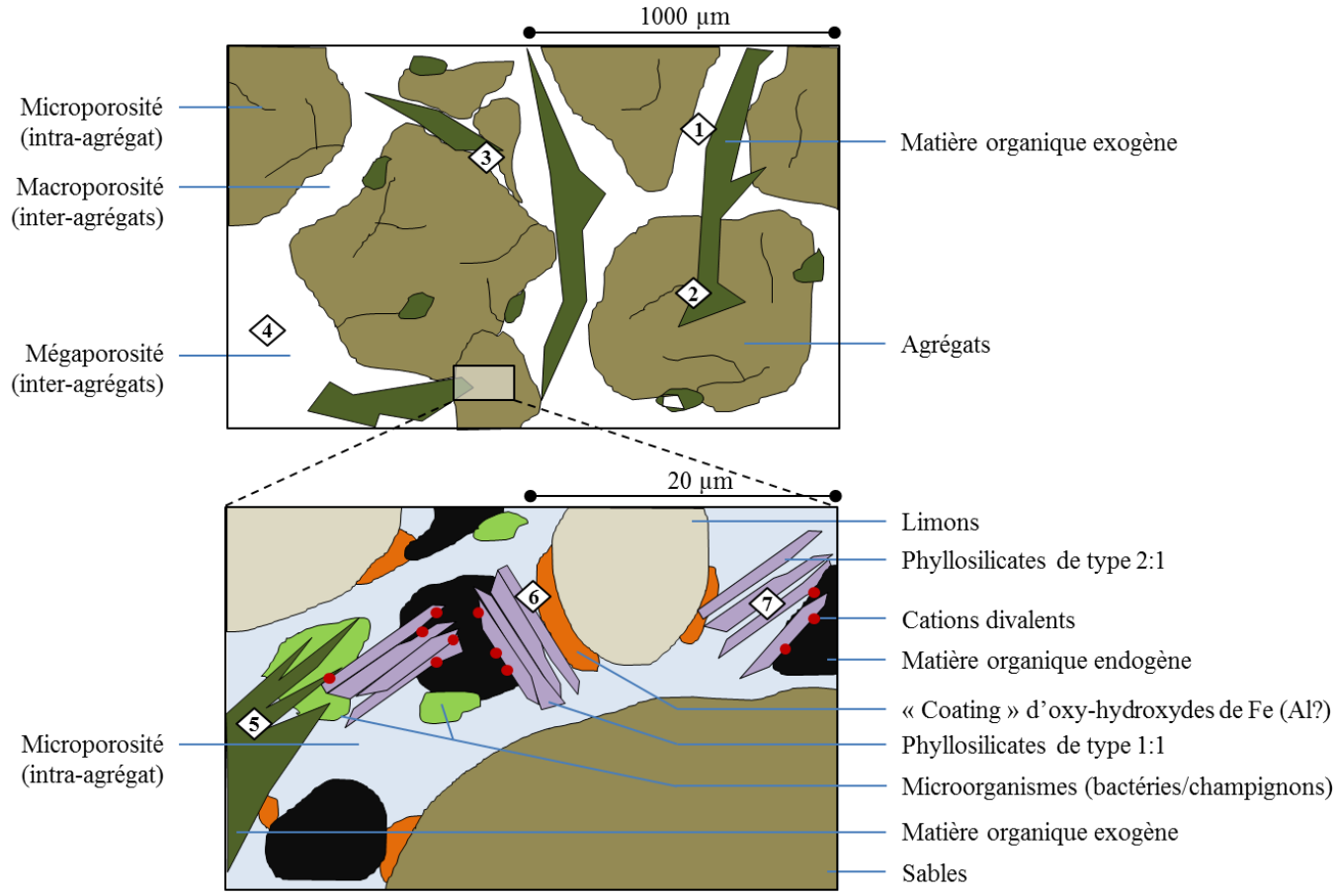


Figure 6.38 : Représentation schématique des facteurs impliqués dans l'agrégation des sols construits à partir de sédiments fins

Facteurs endogènes :

- La matière organique endogène favorise la mise en place de liaisons entre les particules minérales (4). Ces liaisons sont favorisées par la présence de cations divalents (Ca^{2+}, Mg^{2+}) ou trivalents (Fe^{3+}, Al^{3+}) et augmente la stabilité des agrégats formés.
- La matière organique exogène induit une forte hausse de la présence de microorganismes (bactéries et/ou champignons) qui ont tendance à agglomérer les particules entre elles (5)
- Les oxy-hydroxydes de Fe et d'Al, chargés positivement, servent de ponts entre les particules chargées négativement (matière organique et argiles) (5 et 6). De plus, les oxy-hydroxydes sont capables de se coller à certaines particules minérales inertes (limons, sables fins) (« coating ») ce qui les « activent » et leur permet de s'agréger à d'autres particules (6)

- Les phyllosilicates se fixent à la matière organique via des cations ou des oxy-hydroxydes de Fe et d'Al pour former des agrégats (complexes argilo-humiques) et augmenter leur stabilité (4, 6 et 7). Toutefois, les phyllosilicates de types 1:1, peu sensibles au gonflement, ont un pouvoir agrégeant plus élevé que les phyllosilicates de types 2:1, plus enclins au gonflement lors des phases d'humectation. Le gonflement au sein d'un agrégat peut entrainer son éclatement (gonflement différentiel) (7)

L'influence des paramètres biologiques (racines, faune du sol) et microbiologiques (bactéries, champignons) dans l'agrégation et la stabilité des agrégats n'a pas pu être clairement mise en évidence au cours de nos expérimentations. Pourtant ces paramètres semblent jouer un rôle primordial dans les phénomènes de structuration des sols (Tisdall et Oades, 1982 ; Bornick et Lal, 2005 ; Calvet, 2003). Il serait donc pertinent de poursuivre les investigations en les orientant sur l'influence des paramètres biologiques, notamment celle des champignons qui jouent de nombreux rôles dans l'agrégation des sols naturels : (Chantigny et al., 1997 ; Cosentino et al., 2006)

CHAPITRE 7 : Développement de la couverture végétale et qualité agronomique des sols construits

Le premier objectif de ce chapitre est d'estimer la fertilité des sols construits à partir de sédiments fins à travers l'observation et la quantification au cours du temps du développement de la couverture végétale mise en place. Le second objectif est d'identifier les principaux paramètres physico-chimiques susceptibles de conditionner le développement végétal. Enfin, le dernier objectif est de mettre en évidence l'influence de la végétation sur la structure des sols construits à partir de sédiments.

Les résultats présentés dans ce chapitre ont fait l'objet d'une valorisation sous forme d'article scientifique à comité de relecture international. L'article intitulé « Fertility of Technosols constructed with dam sediments for urban greening and land reclamamtion » est en cours de relecture (au 09/01/2018) pour être publié dans le numéro spécial SUITMA de la revue Journal of Soils and Sediments. Le numéro spécial fait suite à une présentation orale des résultats effectués au SUITMA9 congress[6] à Moscou (Russie) en mai 2017.

[6] 9ème Congrès international portant sur les "Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military, Areas" intitulé "Urbanization : a challenge and an opportunity for soil functions and ecosystem services". 22-27 mais 2017, RUDN, Moscou, Russie.

1 Développement végétal

1.1 Observations qualitatives

1.1.1 Aspect visuel

1.1.1.1 Mesures en mésocosme

Au démarrage de l'expérimentation sous serre (06/04/2016), 42 pots (14 modalités x 3 répétitions) ont été semés avec du ray-grass anglais (*Lolium perenne*) à la dose de 200 kg ha^{-1} et placés dans les mêmes conditions que les cylindres de sols construits sous régime hydrique constant. L'objectif était de suivre le développement d'une espèce végétale sur les différents sols construits.

La levée du ray-grass a été homogène sur l'ensemble des modalités et a été constatée entre 9 et 12 jours après le semis suivant les pots, ce qui corrobore les résultats des tests de germination effectués pour l'évaluation environnementale qui ont montré la non-écotoxicité des sédiments à l'état initial (Chapitre 4). Au bout de 36 jours, le témoin TV, ainsi que les sédiments TAC et STA ont une couverture végétale dense, avec un ray-grass aux feuilles larges, hautes et bien vertes, indiquant une bonne santé (figure 7.1, photo du haut).

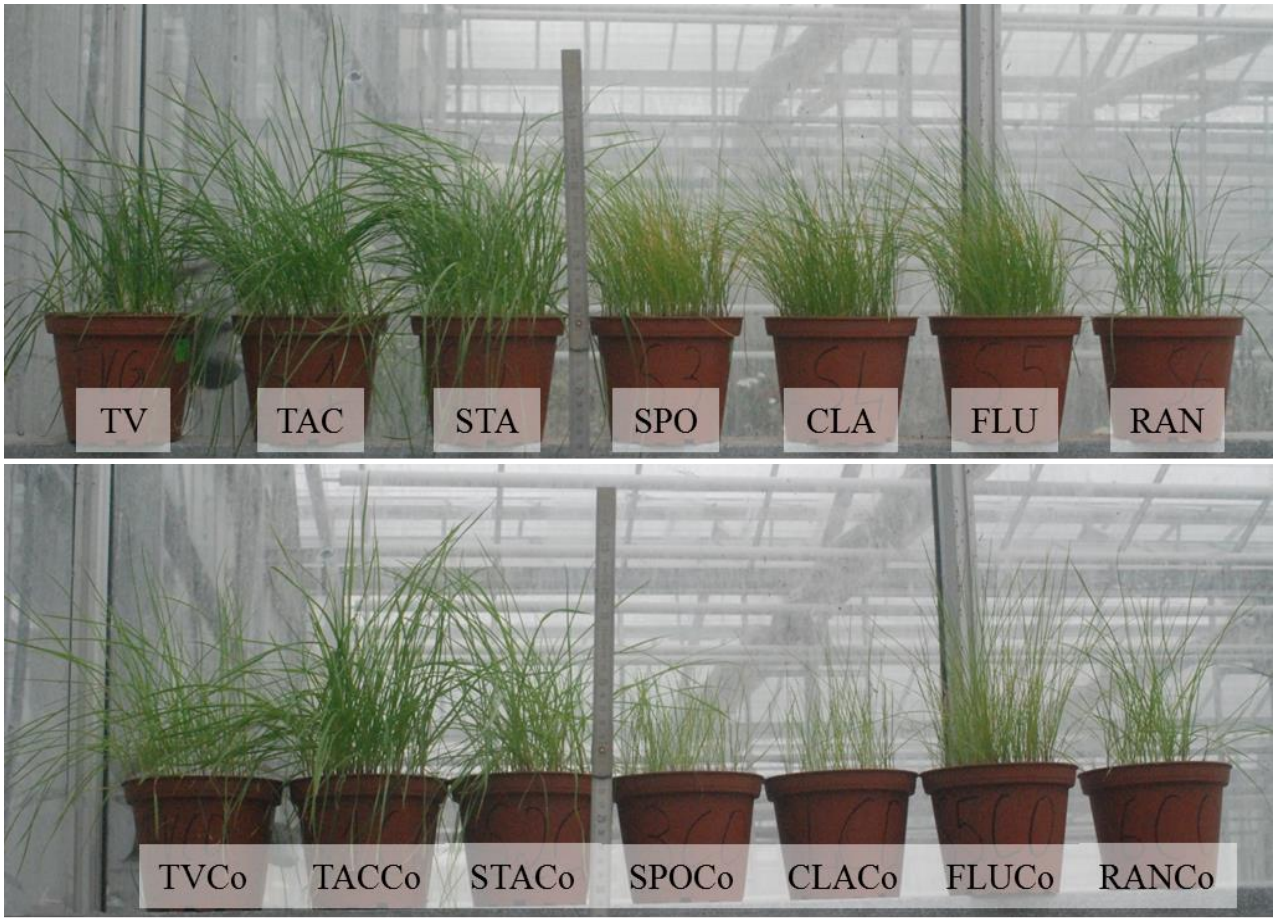
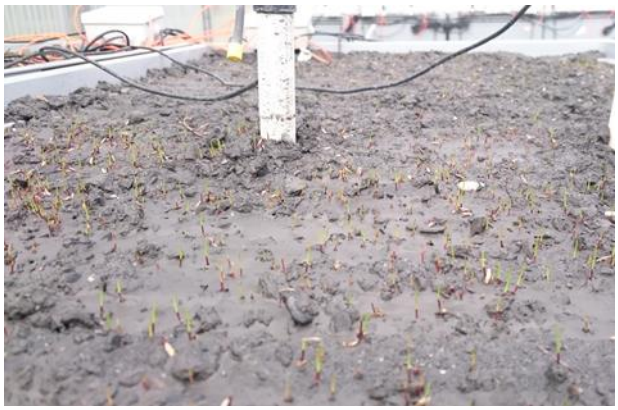


Figure 7.1 : Photographies du développement du ray-grass 36 jours après le semis (12/05/2016) sur les quatorze modalités de sols construits étudiés dans l'expérimentation sous serre (en haut sans compost, en bas avec compost)

Le ray-grass développé sur RAN a un aspect similaire mais moins dense et moins haut. Celui développé sur les trois sédiments alpins, plus minéraux, SPO, CLA et FLU est dense mais ses feuilles sont plus fines et moins hautes. Leur coloration est plus claire avec un jaunissement sur certaines pointes. Ce jaunissement est le symptôme d'une carence en azote (Arvalis, 2017a) occasionné par un déficit d'azote intrinsèque aux matériaux ou pourrait être dû à un engorgement en eau entrainant une asphyxie partielle des racines et limitant l'absorption de l'azote (Arvalis, 2017b). Il pourrait également résulter d'une chlorose ferrique induite par le calcaire actif de ces sédiments (Chapitre 5 § 1.4.2). L'apport de compost dans les matériaux purs semble globalement diminuer la densité de couverture végétale sans modifier l'aspect du ray-grass par rapport à celui des matériaux purs (figure 7.1, photo du bas). Au cours des 105 jours de l'expérimentation, l'aspect du ray-grass est resté similaire à celui observé à 36 jours après le semis.

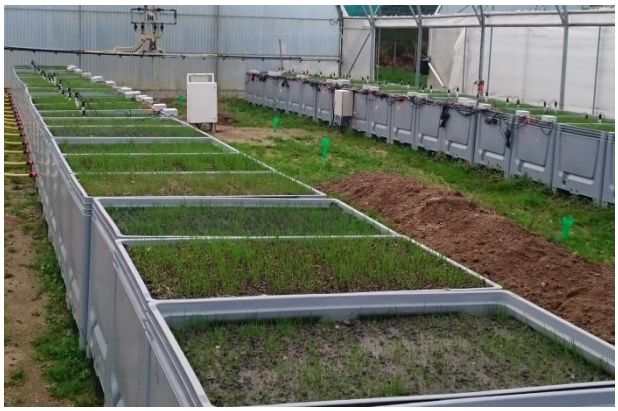
1.1.1.2 Mesures *in situ*

a.



b.

c.



d.

Figure 7.2 : Photographies du développement précoce du ray-grass semé dans les bacs lysimétriques. Développement du ray-grass sur SPO 12 jours après semis (a), développement du ray-grass sur CLA (premier plan), SPOCo (deuxième plan), puis SPOCo, TACCo, CLACo… 14 jours après semis (b), développement du ray-grass sur SPO (premier plan), STACo (deuxième plan), puis CLA, TV, TACCo…. 20 jours après semis (c) et développement du ray-grass sur TAC 32 jours après semis (d). Dimensions intérieures du bac : (L) 1110 x (l) 710 mm)

Levée :

Le ray-grass anglais (*Lolium perenne*) a été semé à la volée le 9 octobre 2015 à la même dose de 200 kg ha^{-1}. La germination a été constatée 12 jours après le semis (figure 7.2 a) sur toutes les modalités simultanément. Ceci corrobore les résultats des tests de germination effectués pour l'évaluation environnementale qui ont montré la non-écotoxicité des sédiments à l'état initial (Chapitre 4). Le développement du ray-grass s'est fait de façon visuellement homogène sur l'ensemble de modalités durant le premier mois (figure 7.2 b, c, d).

Croissance :

Dès 1 mois après le semis, des différences visuelles entre certaines modalités étaient observables (figure 7.1 + annexe 7.2). Le témoin TV, le sédiment TAC du Massif Central, le sédiment STA de Bretagne et leurs mélanges avec Co avaient une implantation dense plutôt régulière avec un ray-grass aux feuilles vertes, larges et de 5 à 10 cm de hauteur. Les sédiments alpins SPO, CLA et leurs mélanges avaient une implantation plus irrégulière avec un ray-grass moins développé (feuilles plus fines, vertes et de 2 à 5 cm de hauteur). Cette différence d'aspect visuel s'est renforcée au cours du temps entre les deux groupes de modalités, comme le montre la figure 7.4 (et l'annexe 7.2) après 90 jours de développement. Les modalités TV, TAC et STA sont couvertes d'un ray-grass dense à feuilles longues, larges et bien vertes.

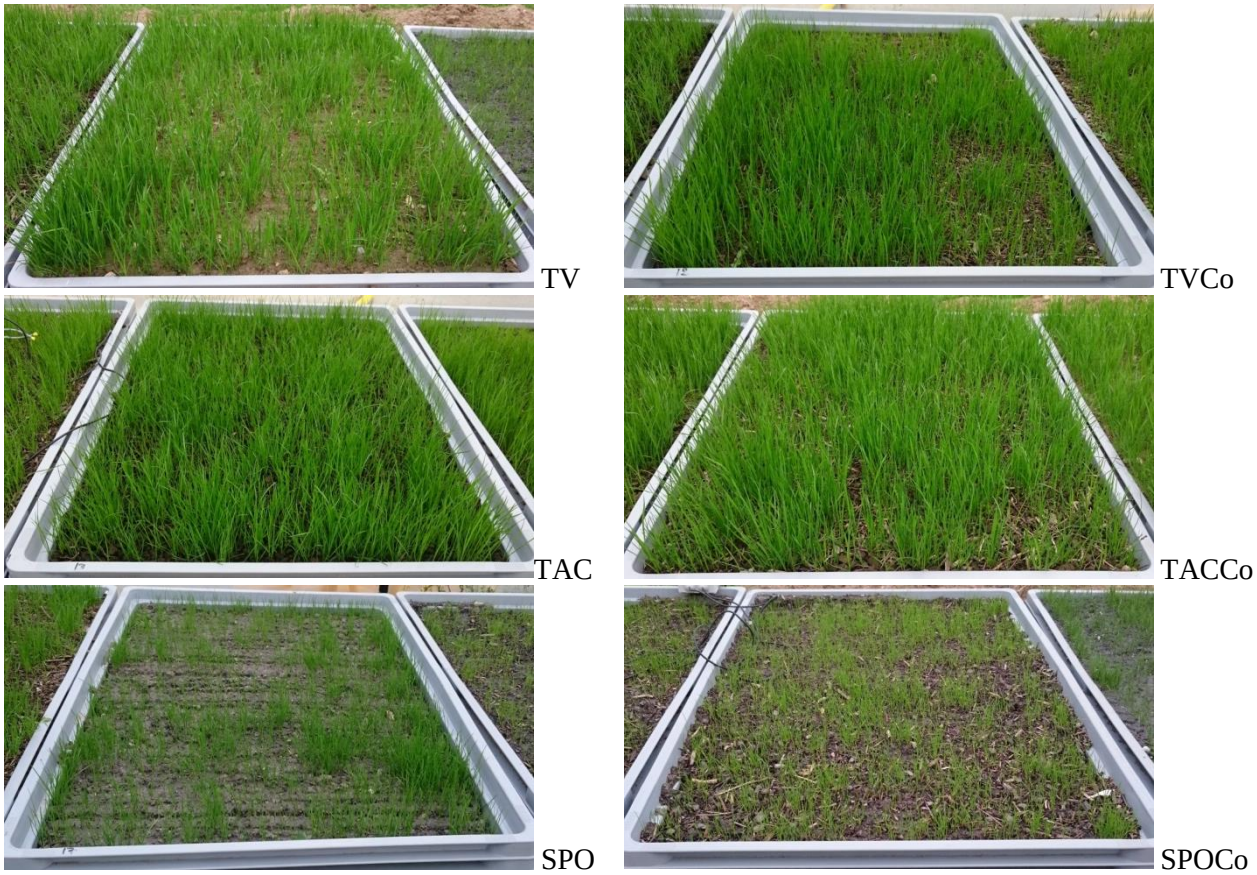


Figure 7.3 : Photographies du développement du ray-grass 32 jours après semis (10/11/2015)

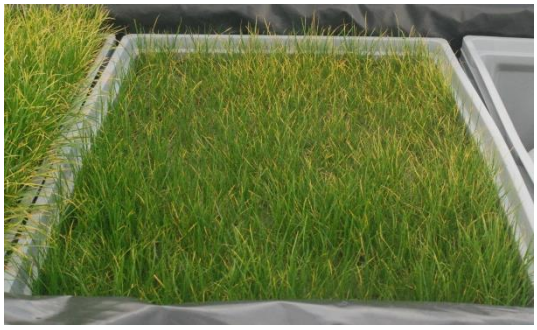
lysimètres

TV

TVCo

TAC

TACCo


SPO

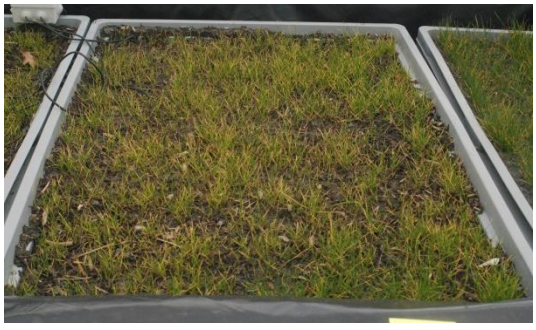

SPOCo

Figure 7.4 : Photographies du développement du ray-grass 90 jours après semis (07/01/2016)

Leurs mélanges respectifs sont également recouverts par un ray-grass dense et bien développé mais certaines des feuilles présentent une coloration vert clair à jaune. Cette coloration est d'origine pathologique car l'observation à la loupe binoculaire a permis de mettre en évidence les symptômes de l'Oïdium (*Blumeria graminis*) (duvet blanchâtre de mycélium sur la surface supérieure des feuilles et petites tâches d'aspect cotonneux blanchâtre, jaunâtre et brun). Cette

maladie est fréquente sur le ray-grass et est favorisé par une végétation dense (forte densité de semis) et haute qui crée un microclimat humide, et par un climat humide (janvier 2016) (Arvalis, 2017c).

Les sols construits à partir des sédiments alpins minéraux SPO, CLA, SPOCo et CLACo présentent une couverture végétale moins fournie, voire éparse pour les mélanges (figure 7.4). Les feuilles du ray-grass sont fines et peu hautes (10-15 cm maximum). Elles sont plutôt vertes, vertes claires à jaunes pour les matériaux purs (SPO et CLA) et vertes claires à jaunes pour les mélanges (SPOCo et CLACo).

TV

TVCo

TAC

TACCo

SPO

SPOCo

Figure 7.5 : Photographies du développement végétal 725 jours (24 mois) après semis (03/10/2017)

Le jaunissement des feuilles âgées se fait à partir de la pointe. Le relatif faible développement du ray-grass ainsi que l'aspect visuel (couleur, feuilles fines) permettent d'avancer trois hypothèses quant à l'origine de cet état. (i) une carence en azote dû à un déficit en azote du matériau ($N_{minéral}$ < 14.8 mg kg^{-1} pour SPO et CLA) et/ou à une faim d'azote occasionnée par l'apport de compost ($N_{minéral}$ < 11.3 mg kg^{-1} pour SPOCo et CLACo) (Chapitre 5 § 3.2). Cela expliquerait les symptômes plus marqués pour les mélanges (Arvalis, 2017a). (ii) un excès d'eau dû au climat

pluvieux de la période hivernale et à un drainage insuffisant qui limite l'absorption de certains éléments comme l'azote et asphyxie les racines (Arvalis, 2017b). Cette hypothèse est corroborée par la faible macroporosité de SPO et CLA (< 0.2 m^3 m^{-3}) (Chapitre 6 § 5.2). (iii) une chlorose ferrique induite par le calcaire actif des sédiments (Chapitre 5 § 1.4.2) qui limitent l'absorption du fer par le ray-grass.

Au bout de 24 mois (725 jours, octobre 2017), l'aspect visuel de la végétation développée sur les modalités de sols construits est présenté dans la figure 7.5 (et dans l'annexe 7.3). La surface des sols a été colonisée par d'autres végétaux que le ray-grass (voir paragraphe suivant 1.1.2). TV, TAC, STA et tous les mélanges ont une couverture végétale dense et haute avec des individus en bonne santé apparente. Certaines feuilles brunes et sèches s'expliquent par le stade phénologique de certaines espèces au début de l'automne (senescence). La couverture végétale sur SPO et CLA est moins dense et moins haute. Les graminées (Ray-grass essentiellement) ont des feuilles fines et de faible hauteur (10 cm maximum) majoritairement jaunes. Ce jaunissement quasi-intégral des feuilles pourrait être dû à une carence en azote mais également par un stress hydrique qui n'a cependant pas été fatal aux plantes comme le démontre la présence de jeunes feuilles vertes. Ce stress hydrique a été occasionné par une très faible pluviométrie entre juillet et août (87.4 mm dont 52.6 mm tombés en 3 jours) accompagnée de fortes chaleurs (température moyenne sur les deux mois = 20.0°C). L'irrigation régulière n'a pas permis d'empêchée le dessèchement en surface. Les dicotylédones présentes sur ces sols sont éparses mais bien développées et une bonne santé apparente.

1.1.2 Diversité floristique

En plus du *Lolium perenne* semé, d'autres espèces végétales se sont développées sur les sols construits en bacs lysimétriques (aucune espèce spontanée n'a été identifiée sur les sols construits du mésocosme en 105 jours). Ces espèces peuvent être issues d'une banque de graines présente dans les matériaux initiaux (sédiments, compost, terre végétale) et/ou de contaminations éoliennes (anémochorie) ou animales (zoochorie) extérieures lors de la déshydratation initiale en plein air des sédiments, de leur stockage ou encore après l'installation des sols. La richesse spécifique de chaque bac de sols construits (1.11 m x 0.71 m) a été évaluée à trois reprises au cours du temps : 90 jours après le semis (08/01/2015), 292 jours après le semis (27/07/2016) et 640 jours après le semis (10/07/2017). Elle est exprimée en nombre moyen d'espèces recensées (au moins 1 individu) par modalité en plus du ray-grass anglais semé (figure 7.6). L'annexe 7.4 précise l'espèce ou le genre des plantes observées au cours des relevés.

TV est le matériau qui est le plus rapidement et le plus fortement colonisé par des espèces spontanées. L'identification de 7.2 espèces spontanées dès 90 jours en moyenne après le semis en période hivernale suggère que ces espèces proviennent préférentiellement de la banque de graine initiale du matériau. Cette hypothèse est renforcée par l'origine agricole de TV et par les espèces observées qui sont principalement des adventices agricoles (*Anthoxanthum odoratum, Chenopodium album, Cirsium vulgare, Poa annua, Ranunculus repens, Rumex crispus, Senecio*

vulgaris, Stellaria media, Trifolium repens) (Infloweb, 2017) (annexe 7.4). Au cours du temps, la richesse spécifique de TV reste constante et élevée.

90 jours et 292 jours après le semis, les richesses spécifiques des sédiments et de leurs mélanges sont relativement faibles (inférieures à 2.6 espèces en moyenne (STA, 90 jours)). Les espèces observées (*Poa annua, Rumex crispus, Sonchus asper Senecio spp.*) (annexe 7.4) sont principalement des espèces ubiquistes et rudérales à dispersion éolienne (Infloweb, 2017) favorisant l'implantation dans des milieux ouverts et jeunes comme la surface de sols construits. Ces espèces peuvent être considérées comme pionnières et sont des adventices en agriculture car susceptibles de nuire au développement des cultures au regard de leur forte capacité de colonisation.

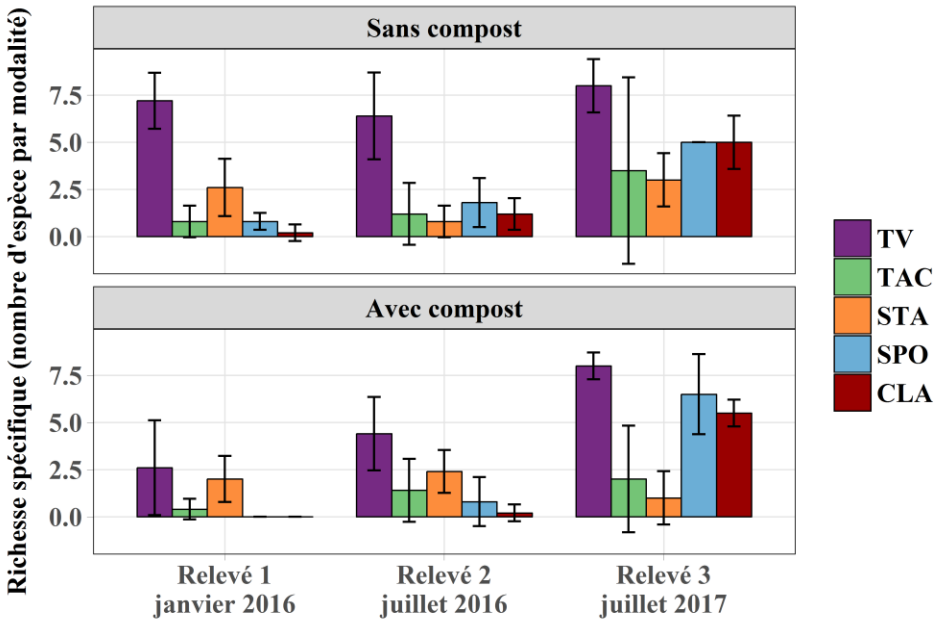


Figure 7.6 : Richesse spécifique exprimée en nombre d'espèces spontanées observées (au moins un individu) en plus du ray-grass anglais par modalité de sols construits au cours de trois relevés botaniques. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de la richesse spécifique calculé à partir de 5 bacs, 4 bacs et 3 bacs par modalité pour, respectivement, les relevés 1, 2 et 3.

La présence de ces espèces spontanées s'explique vraisemblablement par la phase de déshydratation de plusieurs semaines en plein air (printemps 2015). Il n'est pas à exclure, cependant, qu'une partie de ces espèces soit issue de la banque de graines des sédiments, provenant des bassins versants des retenues. Un tapis de bryophytes entre les plantes a également été observé à partir du deuxième relevé sur la plupart des modalités. Ces bryophytes se sont particulièrement bien développées à la surface de SPO, CLA, SPOCo et CLACo entre les plantes en places (figure 7.7). Aucune plante invasive n'a été identifiée au sein des sédiments. Une plante inféodée au milieu aquatique du genre callitriche (*Callitriche spp.*) a été observée sur STA et STACo. Elle provient donc du milieu écologique initial du sédiment. Cette plante a été observée lors des deux premiers relevés puis a disparu. Le compost ne semble pas contenir de graines comme le suggère l'absence d'espèce spontanée sur SPOCo et CLACo. Le compost a tendance à diminuer le nombre d'espèces observées vraisemblablement par dilution.

Figure 7.7 : Photographie du développement de la végétation à t 18 mois sur CLACo (29/03/2017)

Au bout de 640 jours (relevé 3), la richesse spécifique des sols construits est plus élevée ou identique en moyenne pour toutes les modalités, par rapport aux relevés précédents. Ceci est particulièrement marqué pour SPO, CLA, SPOCo et CLACo. Les espèces observées sont principalement *Agrostis stolonifera, Alopecurus pratensis, Conyza canadensis, Epilobium tetragonum, Hypochaeris radicata, Medicago stiva, Salix spp., Sonchus asper et Taraxacum spp.*. ce sont majoritairement des espèces à dispersion éolienne qui ont colonisé préférentiellement les surfaces à couverture végétale peu dense proposée par SPO, CLA, SPOCo et CLACo. Au bout de 24 mois, le ray-grass anglais ne couvre qu'une faible fraction de la surface de SPOCo et CLACo (figure 7.5). L'évolution de la couverture végétale peut s'expliquer par :

- des conditions pédologiques défavorables au ray-grass, comme un pH supérieur à 7.5 ou inférieur à 5.5 (Hannaway et al., 1999). SPO, CLA, SPOCo et CLACo qui ont un pH supérieur à 7.9 à t 18 mois et sont calcaires (Chapitre 5) Cela favoriserait le développement d'espèces ubiquistes et rudérales comme *Sonchus asper* ou calcicole comme *Alopecurus pratensis*

- des conditions trophiques défavorables au raygrass, comme un déficit en N minéral qui favoriserait le développement de plantes fixatrices d'azote atmosphérique comme *Medicago sativa*

- par un fonctionnement hydrodynamique peu adapté au ray-grass, comme dans le cas d'un engorgement en eau qui favoriserait l'implantation de plantes pionnières de zone de battance comme *Betula spp., Epilobium tetragonum* et *Salix spp.*

Ces observations suggèrent que (1) le ray-grass est une espèce moins adaptée à ces sols que certaines espèces spontanées (concurrence interspécifique) et (2) le faible développement du ray-grass sur ces sols, voire une possible mortalité dans les premiers mois ont laissé des surfaces nues favorables au développement d'espèces pionnières. De plus, les collectes trimestrielles pour le suivi quantitatif de la biomasse aérienne a pu induire une augmentation de la richesse spécifique au cours du temps en favorisant les espèces annuelles plutôt que pérennes (ray-grass), les espèces à rosette échappant à la coupe (contrairement au ray-grass qui est systématiquement atteint par la coupe) et les espèces dont les graines se dispersent facilement (Bullock et al., 2001).

Tous les sédiments testés présentent une couverture végétale à l'issue des 18 mois. Les sédiments TAC du Massif Central et STA de Bretagne semblent adaptés au support du ray-grass. Sa couverture végétale dense limite l'implantation d'espèces spontanées mais ne l'empêche pas. Des espèces originaires du bassin versant des retenues voire même de la retenue elle-même (*Callitriche spp.*) sont susceptibles d'être déplacées lors du transport des sédiments pour les applications en génie pédologique. Il est donc important de vérifier si les sédiments ne contiennent pas de plantes exotiques envahissantes pour éviter leur dissémination anthropique. Aucune plante de ce type n'a été observée sur les sols construits durant l'expérimentation. Les sédiments alpins SPO et CLA semblent peu propices au développement du ray-grass mais sont capables de supporter d'autres espèces végétales plus adaptées aux conditions trophiques et pédologiques qu'ils proposent. Le compost utilisé ne semble pas contenir de banque de graine et n'influence globalement pas l'implantation de plantes spontanées.

1.2 Suivi quantitatif de la biomasse aérienne

1.2.1 Mesure en mésocosme

La biomasse aérienne du ray-grass collectée 36, 62, 90 et 105 jours après la date du semis sur chaque modalité (3 répétitions) est présentée dans la figure 7.8. Au bout de 105 jours, TAC et STA sont les sédiments qui produisent le plus de biomasse aérienne (922 g MS m^{-2} et 832 g MS m^{-2}, respectivement). TV (641 g MS m^{-2}) produit significativement moins de biomasse que ces deux sédiments purs mais autant que RAN (628 g MS m^{-2}). SPO (229 g MS m^{-2}), CLA (272 g MS m^{-2}) et FLU (305 g MS m^{-2}) ont des productions statistiquement similaires et plus faibles que les modalités précédentes. Les différences de biomasse s'expliquent en partie par le retard de production accusé par SPO, FLU et CLA entre t 36 jours et t 90 jours. Entre t 90 et t 105 jours, les différences entre modalités pures sont moins marquées. L'apport de compost induit une diminution significative et systématique de la production de biomasse. Cette baisse est comprise entre -25 % (TAC) et -63 % (CLA) (-50 % pour TV). Pour TVCo, TACCo, STACo et RANCo la différence de production par rapport aux matériaux purs correspondants s'explique par une production moindre à toutes les dates de collectes. Pour SPOCo, CLACo et FLUCo, cette différence s'explique principalement par une très faible production de biomasse durant les premiers 90 jours. Entre t 90 jours et t 105 jours, la production de biomasse augmente, même si elle reste plus faible que celle des matériaux purs. Le compost a un effet inhibiteur sur la production de biomasse sans toutefois l'empêcher. Il semble la retarder dans le cas de SPO, CLA et FLU.

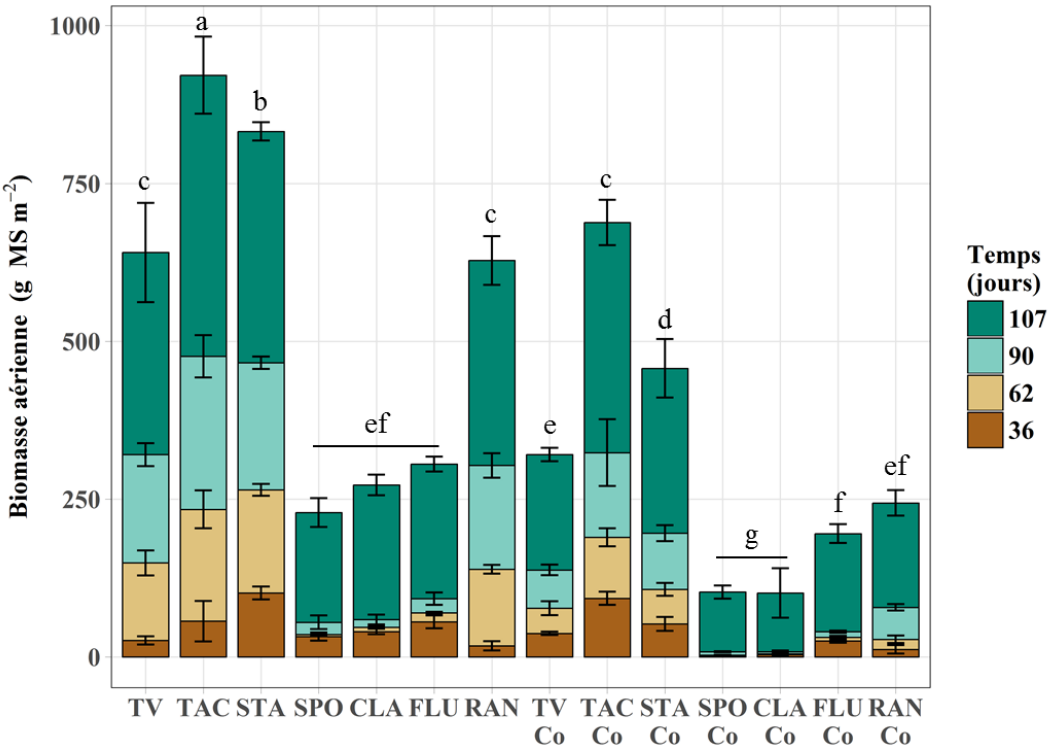


Figure 7.8 : Cumul de biomasse aérienne produite au cours des 105 jours d'expérimentation sous serre pour les 14 modalités de sols construits (4 dates de collecte de biomasse). Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les cumuls de biomasse sur 105 jours de chaque modalité

1.2.2 Mesures *in situ*

Le cumul sur 24 mois de la collecte trimestrielle de la biomasse aérienne produite par les modalités de sols construits dans l'expérimentation *in situ* est présenté dans la figure 7.9. Le témoin TV est la modalité qui produit le plus de biomasse sur 24 mois (3128 g MS m^{-2}), devant TAC et STA significativement identiques (2761 et 2786 g MS m^{-2}, respectivement). SPO et CLA produisent presque deux fois moins de biomasse sur 24 mois (1138 et 1412 g MS m^{-2}, respectivement). Le cumul sur 24 mois de production de biomasse est plus faible pour tous les mélanges par rapport à leurs homologues purs. Cette baisse significative de production est comprise entre -4 % (STACo) et -42 % (CLACo) (-8 % pour TVCo).

Durant les 9 premiers mois, TAC et STA ont produit plus de biomasse que TV, alors que TVCo, TACo et STACo ont produit des quantités similaires de biomasse. Lors de cette période SPO, CLA, SPOCo et CLACo n'ont produit que très peu de biomasse. Par la suite, ils ont produit des quantités plus importantes. Au cours des 6 derniers mois, TV (1295 g MS m^{-2}) et TAC (946 g MS m^{-2}) sont toujours en tête de la production, mais CLA (618 g MS m^{-2}) produit statistiquement autant que STA (628 g MS m^{-2}). SPO est toujours le sédiment qui produit le moins de biomasse (385 g MS m^{-2}) même s'il produit 1/3 de la biomasse produite sur 24 mois durant ces 6 mois. L'effet inhibiteur du compost est toujours observable pour TVCo (-11 %) et TACCo (-21 %). En revanche le compost a un effet positif sur la production de biomasse en augmentant la biomasse

produite de +56 % pour STACo, +13 % pour SPOCo et +17 % pour CLACo, par rapport à leurs homologues purs.

La comparaison de la production de biomasse collectée exprimée en t MS ha^{-1} an^{-1} au potentiel de production d'une prairie temporaire en zone « Sud » des Pays-de-la-Loire (zone géographique dans laquelle l'expérimentation *in situ* s'est déroulée) permet d'estimer le potentiel agronomique des modalités (tableau 7.1). En zone « Sud », la production potentielle des prairies temporaires est de 6.9 t MS ha^{-1} an^{-1} (Chambre d'Agriculture Pays-de-la-Loire, 2012). Lors de la première année TV, TAC, STA et leurs mélanges respectifs ont produits entre +67 % (STACo) et +145 % (STA) (+109 % pour TV) de biomasse par rapport à la référence. Sur la deuxième année, ce constat se vérifie à nouveau avec une production supérieure de +59 % (STA) à +146 % (TV) par rapport à la référence.

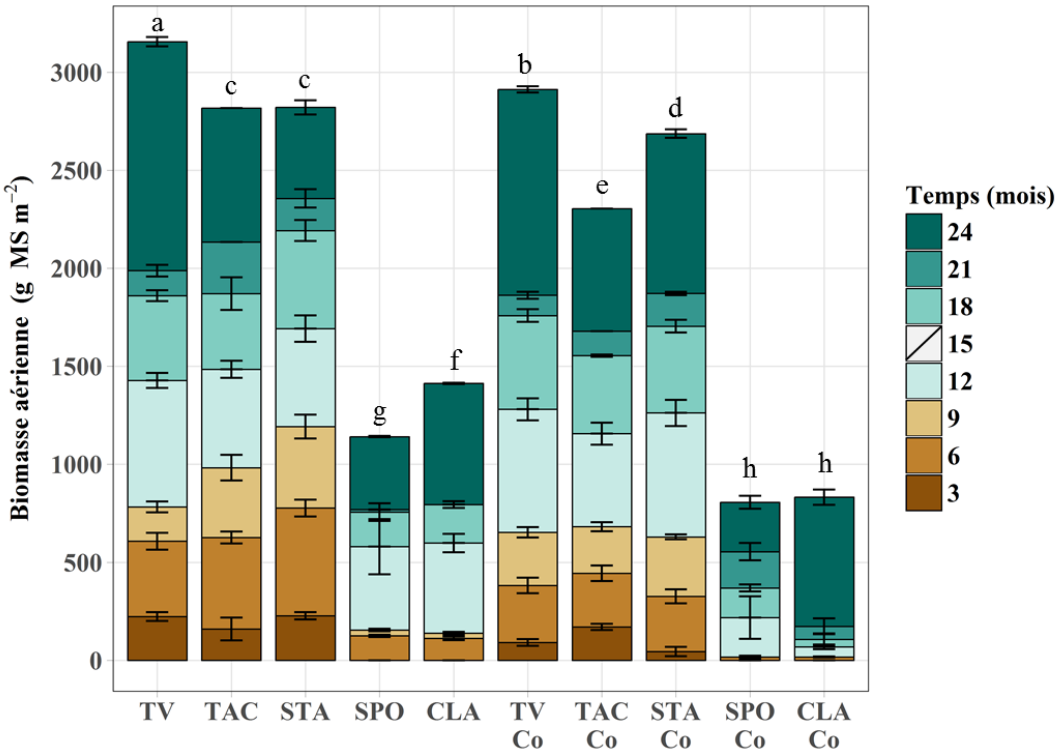


Figure 7.9 : Cumul de biomasse aérienne produite au cours des 24 mois d'expérimentation *in situ* pour les 10 modalités de sols construits (la collecte à t 15 mois n'a pas été réalisée pour ne pas pénaliser la végétation subissant de fortes chaleurs et un déficit hydrique important). Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les cumuls de biomasse sur 24 mois de chaque modalité

SPO et CLA produisent légèrement moins de biomasse aérienne que la référence la première année (-16 % et -13 %, respectivement). Lors de la deuxième année, SPO produit toujours mois de biomasse qu'attendu (-19 %) mais CLA dépasse la référence (+18 %). SPOCo et CLACo produisent nettement moins de biomasse que la référence durant les 12 premiers mois (-68 % et -90 %, respectivement). Lors des 12 derniers mois, la différence avec la référence diminue pour

SPOCo qui produit toujours moins que la référence (-20 %). Dans le même temps, la production de CLACo atteint une production similaire à la référence (+9 %).

La comparaison avec cette référence reste théorique car une irrigation a été faite sur les bacs durant la période estivale. Même si cette irrigation n'avait pas pour but d'atteindre le confort hydrique mais simplement d'empêcher la mort des végétaux qui se trouvaient dans un volume de sol limité et isolé artificiellement du sous-sol, elle a certainement favorisé la production de biomasse par rapport aux prairies non irriguées de la région. De plus, les coupes répétées (collecte trimestrielle) qui s'apparentent à du pâturage peuvent stimuler la production de biomasse (Bullock et al., 2001).

Tableau 7.1 : Cumul de biomasse aérienne produite par modalité exprimée en t MS ha^{-1} an^{-1} comparé au potentiel de production d'une prairie temporaire en zone « Sud » des Pays-de-la-Loire (Chambre d'Agriculture Pays-de-la-Loire, 2012)

	Cumul de biomasse aérienne t MS ha^{-1} an^{-1}			
	sur les 12 premiers mois	sur les 12 derniers mois	moyen sur 24 mois	Potentiel de production Pays-de-la-Loire
TV	14.3 ±0.6	17.0 ±0.2	15.6 ±0.4	6.9
TAC	14.8 ±1.3	12.8 ±0.4	13.8 ±0.7	
STA	16.9 ±0.4	10.9 ±0.4	13.9 ±0.4	
SPO	**5.8** ±0.1	**5.6** ±0.1	**5.7** ±0.1	
CLA	**6.0** ±0.1	8.1 ±0.1	7.1 ±0.1	
TVCo	12.8 ±0.7	16.1 ±0.4	14.5 ±0.3	
TACCo	11.6 ±0.5	11.2 ±0.1	11.4 ±0.3	
STACo	12.6 ±0.6	13.9 ±0.2	13.3 ±0.3	
SPOCo	**2.2** ±0.1	**5.5** ±0.3	**3.8** ±0.1	
CLACo	**0.7** ±0.1	7.5 ±0.1	**4.1** ±0.1	

1.3 Profils racinaires

Les profils racinaires des modalités ont été observés à chaque date de mesure (Annexe 7.5). Pour quantifier la colonisation des sols construits par les racines, le taux d'enracinement (absence ou présence d'au moins une racine par maille) a été déterminé sur les 10 premiers centimètres du profil, sur les 20 premiers centimètres et sur l'ensemble du profil (Tableau 7.2). Dès t 6 mois, la colonisation des profils de sols construits à partir TV, TAC, STA, SPO, TVCo, TACCo et STACo est très importante (>86 % à 10 cm, >87 % à 20 cm et >88 % sur tout le profil). Pour CLA, la colonisation est légèrement inférieure avec des taux d'enracinement de 79.3 % à 10 cm, 72.4 % à 20 cm et 67.1 % sur le profil entier. SPOCo et CLACo ont les profils de sols les moins colonisés (50.5 % et 34.3 %, respectivement, sur le profil entier). A partir de t 12 mois, tous les profils sont très colonisés par les racines (>70 % (CLACo à t12 mois)).

Tableau 7.2 : Taux d'enracinement des 10 modalités par dates de mesure sur les 10 premiers centimètres, sur les 20 premiers centimètres et sur l'ensemble du profil

	Taux d'enracinement (%)								
	t 6 mois			t 12 mois			t 18 mois		
	0-10 cm	0-20 cm	Sur le profil	0-10 cm	0-20 cm	Sur le profil	0-10 cm	0-20 cm	Sur le profil
TV	96.6	96.7	96.4	98.3	96.9	96.3	98.4	98.1	96.7
TAC	100.0	99.4	99.4	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
STA	86.5	87.4	88.3	99.0	99.4	99.5	100.0	100.0	100.0
SPO	93.5	94.2	93.9	92.4	91.1	89.9	97.5	98.6	98.7
CLA	79.3	72.4	67.1	98.2	94.6	92.7	96.0	97.1	97.0
TVCo	100.0	95.7	94.1	99.5	98.4	98.5	100.0	99.2	98.9
TACCo	98.1	97.8	98.2	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
STACo	97.7	97.9	98.1	99.5	99.5	99.6	99.5	99.7	99.4
SPOCo	78.8	59.9	50.5	99.0	92.9	89.1	93.5	92.6	91.9
CLACo	59.2	41.9	34.3	85.6	79.1	70.2	91.3	87.3	87.5

1.4 Suivi quantitatif de la biomasse racinaire

Chaque campagne de prélèvement semestrielle a été l'occasion de quantifier la biomasse racinaire produite par la végétation supportée. Les résultats ont été exprimés en g de matière sèche pour une profondeur de 30 cm et par mètre carré (figure 7.10). TV, TAC et STA ont produit sur 24 mois des quantités de racines statistiquement similaires (1136, 1210 et 1233 g MS $30cm^{-1}$ m^{-2}, respectivement), alors que SPO et CLA ont produit significativement moins de racines (en masse) (634 et 576 g MS $30cm^{-1}$ m^{-2}, respectivement). Pour les mélanges avec du compost, STACo (2218 g MS $30cm^{-1}$ m^{-2}) produit près du double de biomasse racinaire par rapport à STA (forte augmentation particulièrement marqué à t 6 mois), alors que TVCo et TACCo produisent des quantités équivalentes de racine par rapport à leurs homologues purs. SPOCo et CLACo produisent significativement moins de biomasse racinaire au cours du temps que SPO et CLA (293 et 256, g MS $30cm^{-1}$ m^{-2}, respectivement).

Ces résultats sont cohérents avec ceux observés pour la biomasse aérienne et pour l'observation des profils, même si l'apport de compost (i) n'a pas d'effet sur la production de racines de TV et TAC et (ii) a un effet positif sur celle de STA, alors qu'il semble inhiber la production de biomasse aérienne.

Une forte corrélation linéaire positive est visible entre la production de biomasse racinaire et aérienne des sols construits à partir de matériaux purs (R^2 =0.90) (figure 7.11), comme observé par Crush et al. (2010) sur quatre groupes de *Lolium perenne*. Dans les mélanges, cette corrélation est moins marquée (R^2 = 0.69) mais reste significative (p-value < 0.05). Sans STACo, cette corrélation s'améliore pour atteindre un R^2 de 0.87. L'effet du compost induit une division du coefficient directeur de la régression par 3 (de 2.05 à 0.7) suggérant que l'apport de compost entraine une plus grande production de racines en proportion par rapport aux sols sans compost.

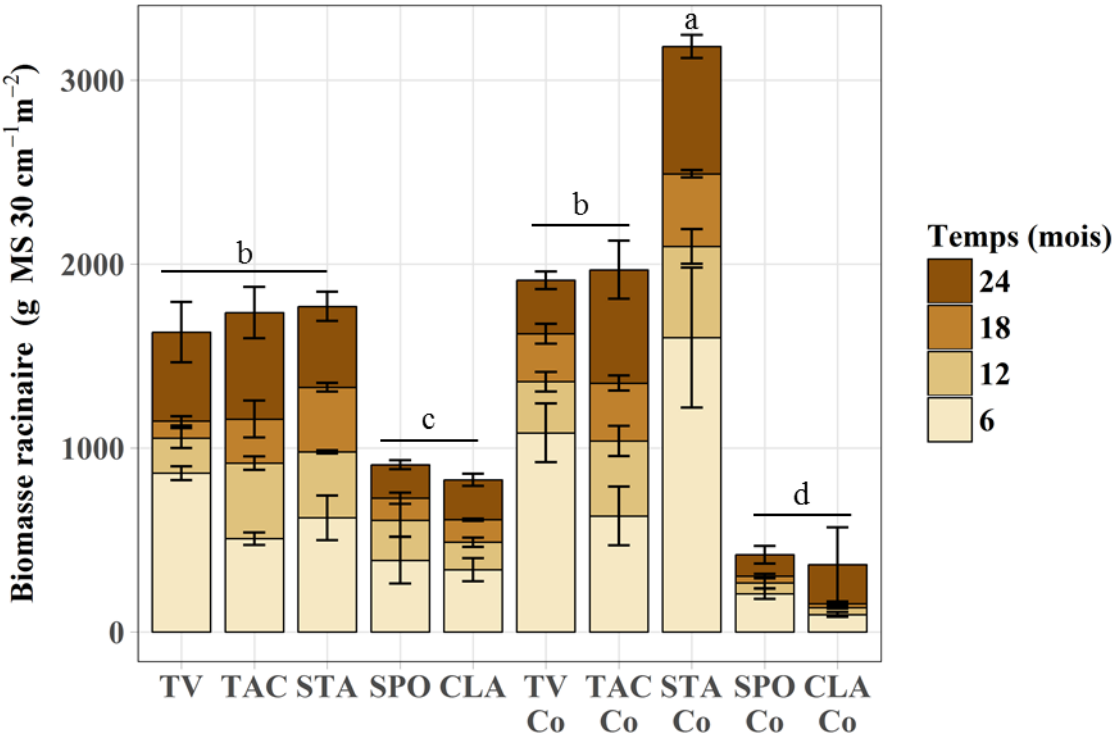


Figure 7.10 : Cumul de biomasse racinaire produite par les 10 modalités de sols construits in situ au cours du temps. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les cumuls de biomasse sur 24 mois de chaque modalité

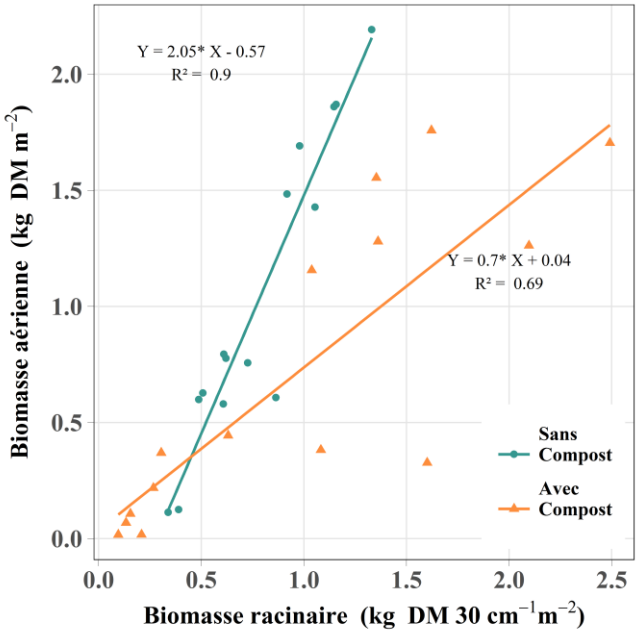


Figure 7.11 : Régressions linéaires entre la biomasse aérienne et la biomasse racinaire produite par les 5 modalités sans compost (TV, TAC, STA, SPO, CLA) (points) pour les trois dates de mesure (t 6, t 12 et t 18 mois) (n = 15) et par les 5 modalités avec compost (TVCo, TACCo, STACo, SPOCo, CLACo) (triangles) pour les trois dates de mesure (t 6, t 12 et t 18 mois) (n = 15)

Le ratio racinaire/aérien calculé pour chaque modalité aux différentes dates de mesure était compris entre 0.08 (SPOCo à t 6 mois) et 3.97 (SPOCo à t 18 mois). Ces ratios sont globalement supérieurs aux ratios mesurés par Robin et al. (2010) après 89 jours de croissance (entre 0.43 et 0.54) et par Crush et al. (2010) après 115 jours de croissance (entre 0.92 et 0.99). Cette large différence peut s'expliquer par (1) la densité de semis beaucoup plus élevée dans le cas de notre expérimentation (200 kg ha^{-1}) par rapport à celles de Crush et al. (2010) et Robin et al. (2010) (étude d'un individu seul), ce qui a pu causer une compétition pour les ressources en nutriments entre individus et stimuler la croissance racinaire comme observé par Lopez-Bucio et al. (2003). De plus, la compétition pour la lumière en surface dans le cas de notre expérimentation pourrait expliquer une plus faible production de biomasse aérienne par rapport aux expérimentations ne portant que sur un individu à la fois. (2) Le système racinaire du ray-grass se développe de façon permanente (Robin et al., 2010) ce qui induirait qu'une durée plus longue d'expérimentation conduit à une production racinaire supérieure. De plus que la méthode utilisée pour collecter les racines (tamisage après séchage à l'air) ne permet pas de distinguer les racines vivantes des racines mortes.

2 Identification des facteurs explicatifs du développement végétal

Dans un premier temps, nous allons identifier les paramètres expliquant le développement du végétal par une analyse de corrélation faite sur les essais en mésocosme (§ 2.1) et in situ (§ 2.2). Puis ces paramètres seront discutés, en distinguant les facteurs physiques (§ 2.3) et chimiques (§ 2.4).

2.1 Production en mésocosme

Les pots dédiés au suivi du développement du ray-grass au sein de l'expérimentation en mésocosme ont subi un régime hydrique constant. C'est pourquoi la production de biomasse aérienne collectée a été confrontée aux données pédologiques mesurées sous régime hydrique constant. Seulement cinq variables physico-chimiques mesurées sur les sols construits sont significativement corrélées à la production de biomasse aérienne collectée (tableau 7.3). A t 36 jours, seul le pH_{eau} est négativement corrélé à la biomasse aérienne produite. A t 105 jours, la corrélation négative avec le pH se confirme (R = -0.90). Après 105 jours, la production de biomasse est favorisée par une plus forte teneur en argiles (R = 0.62). Elle est également améliorée par une teneur en N minéral élevée (R = 0.74), qui est un élément indispensable au développement des plantes, et elle est donc logiquement pénalisée par les C/N élevés (R = -0.69). D'après cette approche purement statistique, un déficit d'azote et des pH élevés pourraient être à l'origine de la moindre production de biomasse de certains sols construits.

Si les données pédologiques mesurées sous alternance de cycles humectation-dessiccation sont comparées à la production de biomasse aérienne, des corrélations similaires sont mises en évidence (données non montrées). La seule différence concerne la stabilité des agrégats mesurée par WSA (fraction 2-3 mm) qui est significativement et positivement corrélée à la production de biomasse uniquement à 105 jours (R = 0.56, p-value < 0.05). Il semble donc que les sols

construits ayant une plus forte stabilité d'agrégats potentielle produisent plus de biomasse. Cette hypothèse se confirme pour les sols construits purs dont la stabilité des agrégats est linéairement corrélée ($R^2 = 0.90$) à la production de biomasse (figure 7.12).

Tableau 7.3 : Matrice de corrélation de Pearson entre le cumul de biomasse aérienne collectée à 36 jours et à 105 jours et les paramètres physico-chimiques mesurés aux dates correspondantes. Les paramètres présentés sont ceux qui sont significativement (p-value < 0.05) corrélés à la biomasse au moins une fois au cours du temps.* signifie que le modèle est significatif au seuil de 0.05, ** au seuil de 0.01, * au seuil de 0.001, . au seuil de 0.1 et NS signifie qu'il ne l'est pas. Les données utilisées sont celles mesurées sous régime hydrique constant.**

36 jours						
	Biomasse	Sable fin	Argile	C/N	$N_{minéral}$	pH_{eau}
Biomasse	1.00	NS	NS	NS	.	*
Sable fin	-0.45	1.00	NS	.	*	.
Argile	0.18	-0.43	1.00	**	NS	NS
C/N	-0.36	0.47	-0.76	1.00	NS	*
$N_{minéral}$	0.52	-0.61	0.19	-0.31	1.00	*
pH_{eau}	**-0.62**	0.50	-0.41	0.63	-0.64	1.00
105 jours						
Biomasse	1.00	*	*	**	**	***
Sable fin	**-0.59**	1.00	NS	*	*	.
Argile	**0.62**	-0.43	1.00	**	NS	NS
C/N	**-0.69**	0.54	-0.67	1.00	NS	*
$N_{minéral}$	**0.74**	-0.61	0.21	-0.24	1.00	**
pH_{eau}	**-0.90**	0.51	-0.43	0.54	-0.69	1.00

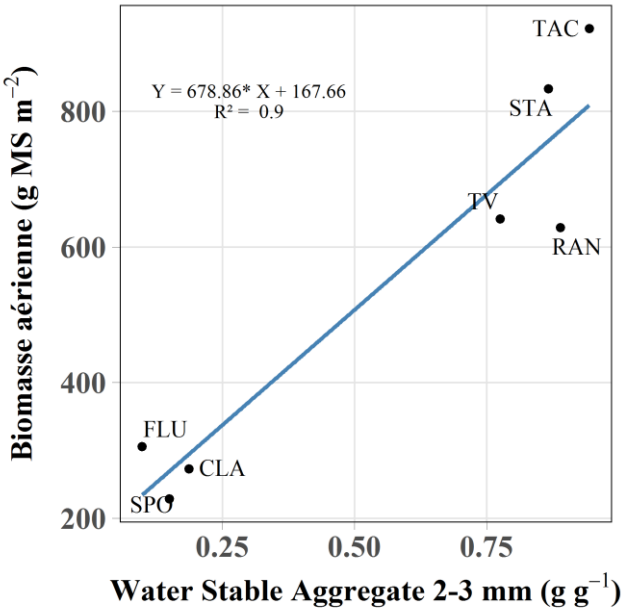


Figure 7.12 : Régression linéaire simple reliant la biomasse aérienne produite à t 105 jours et la stabilité des agrégats 2-3 mm (WSA) mesurée à 105 jours sur les matériaux purs sous régime hydrique constant (seuil de significativité : 0.05)

2.2 Production *in situ*

Les productions de biomasse aérienne des sols construits dans le dispositif *in situ* sont significativement (p-value < 0.05) corrélées à 8 variables pédologiques mesurées (tableau 7.4). La stabilité des agrégats (mesurée par MWD ou par WSA) est positivement corrélée à la production de biomasse aérienne, quelle que soit la date de mesure (R > 0.69). La teneur en argile granulométrique est systématiquement positivement corrélée à la production de biomasse aérienne (R > 0.87).

D'un point de vue chimique, les plus fortes teneurs en azote minéral sous forme ammoniacale (R > 0.69) ou sous forme de nitrate (R = 0.68 à t 6 mois, non significatif à t 12 et t 18 mois) favorisent la production de biomasse aérienne. Les plus fortes teneurs en P_{Olsen} favorisent également la production de biomasse mais uniquement celle des racines. Les teneurs en Fe $_{EDTA}$ sont positivement corrélées à la production de biomasse aérienne(R > 0.82). Enfin, les pH_{eau} élevés, tamponnés par le $CaCO_{3total}$ sont défavorables à la production de biomasse (R < -0.89, et R < -0.86, respectivement).

Les paramètres physico-chimiques corrélés à la production de biomasse aérienne de l'essai en mésocosme et à celle de celui *in situ* sont cohérents. Le contexte chimique des matériaux semble expliquer en partie la production de biomasse aérienne. Les concentrations en azote minérale, directement utilisable par les plantes, sont corrélées à la production de biomasse. Les pH élevés et les fortes teneurs en $CaCO_3$ limitent cette production. D'un point de vue physique, la structure du sol semble également expliquer une partie de la production de biomasse. En effet, plus la stabilité des agrégats augmente, plus la production de biomasse est importante. Les teneurs en argile et en Fe $_{EDTA}$ sont également corrélées à la production de biomasse. Toutefois, il n'est pas possible de savoir si ces paramètres sont directement impliqués dans la production de biomasse ou s'ils sont plutôt impliqués dans la stabilité des agrégats, comme suggéré au Chapitre 6 § 6.3.2.

Cette approche purement statistique permet d'apporter des pistes de réflexion quant aux paramètres responsables de la production de biomasse végétale et donc de la fertilité des sols construits. Cependant, ces résultats doivent être confrontés à ceux obtenus dans les chapitres 5 et 6 pour affiner les interprétations.

Tableau 7.4 : Matrice de corrélation de Pearson entre le cumul de biomasse aérienne collectée à t 6, t 12 et t 18 mois et les paramètres physico-chimiques mesurés aux dates correspondantes. Les paramètres présentés sont ceux qui sont significativement (p-value < 0.05) corrélés à la biomasse au moins une fois au cours du temps.* signifie que le modèle est significatif au seuil de 0.05, ** au seuil de 0.01, * au seuil de 0.001, . au seuil de 0.1 et NS signifie qu'il ne l'est pas. Les données utilisées sont celles mesurées sous régime hydrique constant.**

6 mois									
	Biomasse	MWD	WSA	Argile	Fe_{EDTA}	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	pH_{eau}	$CaCO_{3\ tot}$
Biomasse	1.00	*	*	***	***	*	*	***	**
MWD	**0.76**	1.00	***	***	**	.	***	**	***
WSA	**0.69**	0.92	1.00	***	*	NS	*	**	***
Argile	**0.89**	0.94	0.88	1.00	**	NS	**	***	***
Fe_{EDTA}	**0.88**	0.78	0.64	0.82	1.00	**	**	**	*
$N\text{-}NO_3^-$	**0.68**	0.55	0.47	0.54	0.78	1.00	*	*	.
$N\text{-}NH_4^+$	**0.69**	0.90	0.75	0.78	0.83	0.74	1.00	*	*
pH_{eau}	**-0.97**	-0.78	-0.79	-0.89	-0.83	-0.68	-0.67	1.00	***
$CaCO_{3\ tot}$	**-0.86**	-0.90	-0.92	-0.95	-0.69	-0.55	-0.71	0.91	1.00
12 mois									
Biomasse	1.00	**	*	**	**	NS	*	***	***
MWD	**0.87**	1.00	***	***	*	.	**	***	***
WSA	**0.75**	0.96	1.00	***	*	NS	*	**	***
Argile	**0.87**	0.99	0.92	1.00	*	*	**	***	***
Fe_{EDTA}	**0.82**	0.76	0.67	0.74	1.00	NS	*	**	*
$N\text{-}NO_3^-$	0.49	0.55	0.47	0.63	0.54	1.00	**	NS	NS
$N\text{-}NH_4^+$	**0.69**	0.80	0.68	0.84	0.72	0.87	1.00	*	*
pH_{eau}	**-0.92**	-0.91	-0.86	-0.90	-0.85	-0.48	-0.65	1.00	***
$CaCO_{3\ tot}$	**-0.91**	-0.98	-0.94	-0.96	-0.72	-0.47	-0.72	0.92	1.00
18 mois									
Biomasse	1.00	**	**	**	**	NS	**	***	***
MWD	**0.81**	1.00	***	***	**	NS	***	**	***
WSA	**0.86**	0.94	1.00	***	*	NS	**	***	***
Argile	**0.87**	0.94	0.90	1.00	*	NS	***	**	***
Fe_{EDTA}	**0.82**	0.81	0.75	0.70	1.00	.	*	***	*
$N\text{-}NO_3^-$	0.31	0.32	0.27	0.18	0.59	1.00	NS	NS	NS
$N\text{-}NH_4^+$	**0.78**	0.96	0.87	0.97	0.73	0.25	1.00	**	**
pH_{eau}	**-0.89**	-0.85	-0.88	-0.79	-0.93	-0.49	-0.79	1.00	***
$CaCO_{3\ tot}$	**-0.92**	-0.92	-0.97	-0.93	-0.75	-0.29	-0.87	0.87	1.00

2.3 Facteurs physiques

L'approche statistique précédente démontre que la stabilité des agrégats, évaluée par WSA ou MWD, explique une partie de la production de biomasse végétale. Or Arshad and Coen (1992) et Six et al. (2000) considèrent la stabilité des agrégats comme un indicateur de la structure du sol. Par conséquent, il semble pertinent de s'intéresser à d'autres paramètres physiques des sols construits susceptibles d'appréhender certains aspects de la structure du sol pour expliquer les différences de production de biomasse. D'après les résultats du chapitre 6, cinq paramètres physiques peuvent être retenus (tableau 7.5) : la masse volumique apparente, la stabilité des agrégats, l'indice de battance, la macroporosité et la réserve utile en eau.

TAC et STA possèdent des masses volumiques apparentes ($\leq$ 1.00 g cm^{-3} après 18 mois) inférieures au seuil limitant la croissance des racines proposé par Hanks et Lewandowski (2003) (1.55 g cm^{-3} pour des sols limoneux). En revanche, dès 6 mois après la construction des sols, TV, SPO et CLA ont des masses volumiques apparentes qui dépassent ce seuil (> 1.60 g cm^{-3}, selon leurs textures), ce qui a pu limiter la croissance racinaire et par voie de conséquence la production aérienne. L'apport de compost induit une diminution de la masse volumique apparente de tous les matériaux étudiés. Plusieurs études ont montré que l'apport de MO exogène dans un sol entraine une diminution de la masse volumique apparente tout en augmentant la porosité (Nyamangara et al., 2001 ; Celik et al., 2004 ; Barral et al., 2007 ; Grosbellet et al., 2011). Cela facilite la pénétration des racines et pourrait expliquer la plus forte proportion de racine produite dans les mélanges (figure 7.11). Bien que les masses volumiques de SPOCo et CLACo aient atteint des valeurs inférieures au seuil de restriction racinaire, ces sols ont produits moins de biomasse aérienne que SPO et CLA, ce qui suggère que d'autres paramètres sont impliqués dans le développement végétal.

SPO et CLA (MWD < 0.19 mm) et dans une moindre mesure SPOCo et CLACo (MWD < 0.84 mm) ont une faible stabilité des agrégats, indiquant un fort risque de battance (MWD < 0.65 mm, selon Le Bissonnais (2016)). Cela est confirmé par l'indice de battance supérieur à 2 pour SPO et CLA qui traduit un risque très élevé de battance (Rémy et Marin-Laflèche, 1974), préjudiciable pour le développement des plantes peu adaptées. Pour les autres sols construits, le MWD supérieur à 1.5 mm indique des agrégats stables à très stables et un risque de battance limité, confirmé par l'indice de battance inférieur à 1.24 (tableau 7.5).

Les sols construits pour le support de végétation doivent avoir une réserve utile en eau et une macroporosité supérieure à 1 mm cm^{-1} et à 0.2 m^3 m^{-3}, respectivement (Dexter 1988; Pagliai et Vignozzi, 2002). A l'exception de STACo et SPOCo à t 18 mois, tous les sols construits ont une réserve utile satisfaisante. Les sédiments possèdent de fortes réserves utiles à t 6 mois. La macroporisté de SPO et CLA ($\leq$ 0.7 m^3 m^{-3}) est particulièrement faible à t 6 mois, ce qui pourrait limiter la circulation de l'air et de l'eau dans les sols et occasionner des épisodes d'hypoxie voire d'anoxie des racines. Ce résultat corrobore l'hypothèse avancée par Sturgis et al. (2001) qui suggèrent que la structure massive et la masse volumique apparente importante des sédiments étudiés empêchent la bonne circulation des fluides et inhibent en partie la germination et

l'enracinement des plantes. L'effet de la pluviométrie est également à prendre en compte, comme le soulignent Daniels et al. (2007) et Koropchak et al. (2015) qui constatent que la forte capacité de rétention en eau d'un sédiment associée à une période pluvieuse (hiver 2015-2016) a entrainé une asphyxie partielle des racines provoquant une baisse de rendement de la culture (*Zea mays*). Toutefois, en cas d'année à pluviométrie limitée, la forte réserve en eau d'un sédiment peut être avantageuse et permet d'obtenir des rendements plus élevés que ceux de la moyenne régionale (Koropchak et al., 2015).

Il est donc probable que durant les 6 voire 12 premiers mois, les racines du ray-grass implantés sur les sédiments SPO et CLA aient été temporairement asphyxiées, limitant ainsi la croissance végétale et occasionnant les symptômes de jaunissement des extrémités foliaires observés. La sensibilité de l'espèce végétale implantée est également indispensable à prendre en compte. En effet, Vervaeke et al. (2001) prouvent que deux espèces végétales (*Salix triandra et Salix fragilis*) adaptées aux milieux humides se développent de façon satisfaisante même implantées dans deux mètres de sédiments saturés en eau. Le ray-grass n'est pas adapté à ce type de condition mais certaines espèces qui se sont développées spontanément sur ces sédiments (*Salix spp, Betula spp., Epilobium tetragonum*) sont capables de supporter des conditions hypoxiques.

L'apport de compost a permis de limiter le risque de battance et d'augmenter la macroporosité des sols, ce qui a globalement amélioré leurs propriétés physiques. Malgré cette amélioration, la production de biomasse sur les mélanges et plus particulièrement sur SPOCo et CLACo est restée limitée. Cela suggère que d'autres paramètres comme des paramètres chimiques sont impliqués dans la production de biomasse. Ce qui est en accord avec l'approche statistique.

Tableau 7.5 : Propriétés physiques des sols construits *in situ* 6 et 18 mois après le semis, susceptibles d'expliquer les différences de production végétale observées. Masse volumique apparente (MVA), mean weight diameter (MWD), indice de battance (IB), macroporosité (MP) et réserve utile en eau (RU). Les valeurs en gras sont celles considérées comme défavorables au support de végétation

	6 mois					18 mois				
	MVA $g\ cm^{-3}$	MWD mm	IB	MP $m^3\ m^{-3}$	RU $mm\ cm^{-1}$	MVA $g\ cm^{-3}$	MWD mm	IB	MP $m^3\ m^{-3}$	RU $mm\ cm^{-1}$
TV	**1.61**	1.55	0.61	**0.10**	1.69	1.50	2.14	0.67	**0.16**	1.37
TAC	0.93	3.38	0.58	0.22	2.14	0.84	3.47	0.60	0.37	1.54
STA	1.18	2.70	0.99	**0.15**	2.80	1.00	3.29	1.09	0.27	1.59
SPO	**1.71**	**0.19**	**2.37**	**0.07**	2.26	**1.84**	**0.65**	**2.54**	**0.13**	1.16
CLA	**1.73**	**0.15**	**2.26**	**0.05**	2.65	**1.70**	**0.38**	**2.22**	**0.16**	1.17
TVCo	1.25	1.91	0.50	**0.19**	1.44	1.16	2.64	0.47	0.24	1.07
TACCo	0.82	3.32	0.38	0.26	1.90	0.77	3.48	0.42	0.34	1.46
STACo	0.91	2.88	0.76	0.26	1.36	0.90	3.2	0.88	0.32	**0.93**
SPOCo	1.14	**0.84**	1.00	0.27	1.16	1.20	1.28	1.04	0.29	**0.88**
CLACo	1.33	**0.58**	1.14	**0.17**	1.18	1.28	1.22	1.24	0.21	1.41

2.4 Facteurs chimiques

L'approche statistique a permis d'identifier 9 paramètres chimiques significativement corrélés à la production de biomasse aérienne : teneur en argile, teneur en Fe_{EDTA}, teneur en $N_{minéral}$, en N-NO_3^- et en N-NH_4^+, rapport C/N, pH_{eau} et teneur en $CaCO_3$.
Parmi ces paramètres, les teneurs en argile et en Fe_{EDTA} ont clairement été identifiées comme impliquées dans la stabilité des agrégats dans le chapitre 6 et comme le souligne les corrélations linéaires significatives entre ces paramètres et la stabilité des agrégats MWD ($R \geq 0.94$ et $R \geq 0.76$, respectivement, tableau 7.4). Ces deux paramètres sont donc susceptibles de traduire l'effet de la structure sur la production de biomasse. Toutefois, les argiles sont en partie responsables de la CEC du sol (Morel, 1996) qui est le réservoir des éléments fertilisants cationiques et le Fe est un oligo-élément indispensable au développement végétal, ce qui suggère que ces paramètres ont également un rôle chimique dans la production de biomasse.
Les teneurs en $N_{minéral}$, en N-NO_3^-, en N-NH_4^+ et le rapport C/N traduisent l'importance de l'azote disponible et assimilable par les plantes, que l'on peut regrouper sous l'unique paramètre $N_{minéral}$. Le pH_{eau} et la teneur en $CaCO_3$ sont fortement corrélées entre eux ($R \geq 0.87$, tableau 7.4), ce qui permet de ne discuter que le pH_{eau}. Bien que le P assimilable et le K échangeable n'aient pas été identifiés comme statistiquement impliqués dans la production de biomasse, ils jouent un rôle majeur dans le développement des plantes (Craul, 1992). D'après ces observations, 4 paramètres chimiques sont susceptibles d'expliquer les différences de production de biomasse racinaire constatées (tableau 7.6).

Le pH des sols construits à t 6 mois sont proches ou inclus dans la gamme de pH optimal pour la croissance du ray-grass (5.5 à 7.5) et sont strictement inclus dans la gamme de développement du ray-grass (5.1 à 8.4) (Hannaway et al., 1999) (tableau 7.6). Mais après 18 mois, les pH de TAC et STA passent sous le seuil inférieur de la gamme de tolérance (< 5.1) constituant théoriquement un frein à la croissance du ray-grass. Toutefois, la production végétale collectée sur ces sols est similaire à celle collectée sur le témoin, n'indiquant aucun effet significatif du pH trop acide à t 18 mois. Un effet futur n'est pas à exclure. Les pH de SPO et CLA après 18 mois, sont supérieurs au seuil basique de pH optimal (> 7.5) mais reste inférieurs au seuil basique de pH toléré (< 8.4). Ces pH basiques pourraient expliquer en partie la moindre production de biomasse de ces sols et l'installation préférentielle d'espèces végétales ubiquistes comme *Rumex crispus* et *Sonchus asper*. L'apport de compost tamponne le pH trop acide ou trop basique des sols construits et le ramène dans la gamme optimale de croissance du ray-grass. Le pH ne semble donc pas expliquer les faibles productions de biomasse de SPOCo et CLACo.

L'azote minéral, directement assimilable par les plantes, semble être un facteur limitant de la production de biomasse. Cela expliquerait en partie, la moindre production de biomasse végétale pour les sols construits à partir des sédiments SPO et CLA qui ont initialement des teneurs en azote minéral inférieures à 20 mg kg^{-1} (sous forme de nitrate), seuil au-dessus duquel les sols sont considérés comme adaptés au support de végétation pour les aménagements paysagers (Koenig et

Isaman, 2010). Le compost apporté en mélange à l'état initial ne possède pas d'azote minéral, comme c'est souvent le cas dans la plupart des types de matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor) (Houot et al., 2014). Son azote, sous forme organique, n'est donc pas directement assimilable par les plantes. A t 0 mois, l'apport de compost entraine alors une diminution de l'azote minéral dans les mélanges par dilution, ce qui accentue le déficit d'azote de SPO et CLA. L'amendement d'un sol en MO facilement biodégradable ayant un C/N supérieur à 8-15, entraine un prélèvement de l'azote minéral du sol par les microorganismes pour dégrader la MO, ce qui induit une diminution transitoire de la disponibilité de l'azote pour les plantes (Houot et al., 2014). Le compost apporté dans les mélanges possède un rapport C/N élevé (17.7 à t 0 mois) et est relativement peu stable (ISMO = 76.9 %). De plus, l'apport de compost est à l'origine d'une augmentation importante de la biomasse microbienne dans les sols construits. Ces trois éléments suggèrent qu'une compétition pour l'azote entre les microorganismes du sol et les plantes ont induit une carence en azote pour les plantes (faim d'azote) dans les premiers mois après la construction. Ce phénomène expliquerait principalement les différences de production végétale entre matériaux purs et mélanges (-21 % en moyenne sur 24 mois). La faim d'azote est exacerbée pour SPOCo et CLACo qui avaient initialement peu d'azote disponible. Elle s'estompe au bout de 12 mois pour TVCo, TACCo, STACo et SPOCo et semble durer plus longtemps pour CLACo (21 mois) au regard des productions de biomasse végétale aérienne. Cette carence temporaire en azote minéral a favorisé l'implantation spontanée de plantes fixatrices d'azote atmosphérique comme *Medicago sativa.*

Tableau 7.6 : Propriétés chimiques des sols construits *in situ* 6 et 18 mois après le semis, susceptibles d'expliquer les différences de production végétale observées. Azote minéral (N_{min}), Phosphore assimilable (P_{Olsen}), potassium échangeable (K_{ech}). Les valeurs en gras sont celles considérées comme défavorables au support de végétation

	6 mois				18 mois			
	pH_{eau}	N_{min} mg kg^{-1}	P_{Olsen} g kg^{-1}	K_{ech} g kg^{-1}	pH_{eau}	N_{min} mg kg^{-1}	P_{Olsen} g kg^{-1}	K_{ech} g kg^{-1}
TV	5.95	**7.24**	0.08	**0.08**	5.07	**5.13**	0.10	**0.07**
TAC	5.47	27.40	0.08	0.18	**4.87**	**8.83**	0.08	0.12
STA	5.43	**12.54**	0.10	**0.09**	**4.64**	**7.31**	0.15	**0.09**
SPO	7.79	**1.18**	**0.02**	**0.03**	8.23	**1.79**	**0.02**	**0.03**
CLA	7.75	**1.86**	**0.02**	**0.03**	8.16	**0.73**	**0.02**	**0.02**
TVCo	6.85	**7.85**	0.12	0.45	6.71	**4.03**	0.14	0.42
TACCo	6.32	**16.90**	0.08	1.23	6.21	**9.12**	0.12	1.03
STACo	6.69	**8.38**	0.17	1.16	6.39	**8.42**	0.21	0.86
SPOCo	7.82	**2.34**	0.09	0.26	7.93	**1.83**	0.08	0.17
CLACo	7.71	**3.30**	0.08	0.29	7.87	**1.92**	0.08	0.14

Pour SPO et CLA, la faim d'azote a été associée à de faibles teneurs en P assimilable et K échangeable ($\leq$ 0.2 et 0.3 g kg^{-1}, respectivement, tableau 7.6), inférieures aux teneurs minimales

de 0.05 g kg^{-1} et 0.12 g kg^{-1} en deçà desquelles une fertilisation est recommandée par COMIFER (1995) et ARVALIS (2009). Cela a pu limiter la production de biomasse mesurée. L'apport de compost de déchets verts a cependant permis d'augmenter les teneurs en P et K pour atteindre des valeurs satisfaisantes.

3 Effet des végétaux sur l'agrégation

La structure du sol est l'un des paramètres majeurs affectant la production végétale en favorisant l'enracinement et l'exploration racinaire, en permettant le stockage de l'eau et en autorisant les mouvements des fluides (eau et air) et de la faune au sein du sol (Pagliai, 2010). De nombreuses études démontrent en parallèle que les organismes vivants influent fortement la structure des sols en favorisant l'agrégation et la stabilité des agrégats (Tisdall et Oades, 1982 ; Bornick et Lal, 2005 ; Calvet, 2003).

Au chapitre 6 (§ 6.3.1 et 6.3.2), des modèles descriptifs sous forme de régressions linéaires multiples, ont permis d'identifier des paramètres impliqués statistiquement dans la stabilité des agrégats (WSA) et leur formation (DSA) en mésocosme (essai sous serre), sous conditions contrôlés et sans couverture végétale. Si on applique ces modèles sur les données collectées dans les sols construits *in situ* ayant une couverture végétale, il est théoriquement possible de prédire leur WSA et leur DSA. La différence de stabilité et de proportion de macroagrégats formés entre les mesures réelles et prédites pourraient nous apporter des précisions sur le rôle de la végétation dans le phénomène d'agrégation.

<u>Fraction massique d'agrégats supérieurs à 2 mm (DSA) :</u>

La fraction massique d'agrégats supérieurs à 2 mm des sols construits *in situ* n'a pas pu être prédite de façon significative à partir des modèles établis sur les sols construits en mésocosme. Pour expliquer cela, plusieurs hypothèses peuvent être avancées : (i) En mésocosme, les matériaux utilisés ont été préalablement tamisés à 2 mm pour détruire les agrégats éventuellement formés durant la première phase de déshydratation des sédiments. Le modèle établi à partir de ces données traduit donc la capacité d'agrégation des sédiments subissant des facteurs pédogénétiques et non pas leur état d'agrégation réel. Or en conditions *in situ*, les matériaux n'ont pas été tamisés à 2 mm et donc la fraction massique d'agrégats supérieurs à 2 mm ne représente pas la capacité d'agrégation mais plutôt l'état d'agrégation des sols construits ayant subi la première déshydratation et des facteurs pédogénétiques. (ii) L'influence des organismes vivants (ray-grass, plantes exogènes, faune (fourmis…), microorganismes), des conditions climatiques réelles (température, phases longues de sol humide puis sec) et le temps (18 mois) ont fortement modifié l'état d'agrégation des sols construits, ce qui rend le modèle inadapté aux sols des lysimètres. (iii) les modèles établis sont purement descriptifs et ne peuvent pas être utilisés pour prédire la fraction massique d'agrégats supérieurs à 2 mm.

Stabilité des agrégats (WSA) :

La prédiction de la stabilité des agrégats de 2-3 mm à partir des modèles établis d'après les données collectées sous régime hydrique constant dans l'essai en mésocosme n'est pas significative. Ceci suggère que le régime hydrique constant n'est pas représentatif des conditions d'humidité *in situ* qui alternent entre phase humide et phase sèche au cours des saisons et des épisodes météorologiques. En revanche, les modèles établis à partir de données collectées sous alternance de cycles d'humectation-dessiccation (tableau 7.7) sont capables de prédire la stabilité des agrégats mesurée sur les sols construits en bacs lysimétriques. Ce régime hydrique paraît donc plus représentatif des conditions d'humidité *in situ*.

Le modèle établi à partir de toutes les variables explicatives potentielles disponibles (tableau 7.7, a) permet de bien prédire la stabilité des agrégats mesurée en bac lysimétrique (R^2 = 0.83) (figure 7.13). Toutefois, l'ordonnée à l'origine de la prédiction (figure 7.13, a) est significativement inférieure à 0 (-0.82), ce qui entraine une sous-estimation importante et systématique de la stabilité prédite par rapport à celle mesurée. Il semble donc que la constante de la régression linéaire multiple (tableau 7.7, a) jugée non significative (p-value > 0.05) soit nécessaire à la prédiction de la stabilité des agrégats *in situ*. Même si le modèle linéaire entre valeurs prédites et mesurées est « corrigé » en ajoutant la constante du modèle (+0.82), les valeurs de WSA prédites sont globalement sous-estimées par rapport aux valeurs mesurées (figure 7.13, b) suggérant que d'autres facteurs, non pris en compte dans le modèle, favorisent la stabilité des agrégats des sols *in situ*.

Tableau 7.7 : Modèles descriptifs (régression linéaire multiple) reliant la stabilité des agrégats de la fraction 2-3 mm (WSA) aux variables explicatives potentielles: teneur en argiles granulométriques (Argiles (g kg^{-1})), teneur en limons fins (Limons_fins (g kg^{-1})), teneur en sables (Sables (g kg^{-1})), teneur en carbonates de calcium ($CaCO_3$ (g kg^{-1})), biomasse microbienne (Biomasse_microbienne (mg C kg^{-1}), microporosité (Microporosité m^3 m^{-3}), masse volumique apparente (MVA (g cm_{-3}), conductivité électrique (CE µS cm_{-1}), Fe extractible à l'EDTA (Fe_EDTA (mg kg^{-1})) et la teneur en azote total (Azote_tot (g kg^{-1})). Seuil de significativité des modèles = 0.05, seuil de significativité des coefficients = 0.05. Le modèle en noir a été réalisé avec l'ensemble des 31 facteurs disponibles (a). Le modèle en bleu a été réalisé en excluant la microporosité, macroporosité et porosité totale (b). CHD : cycles humectation-dessiccation

Stabilité des agrégats (n = 24)	
CHD	
a.	WSA = 2.27E-03***Argiles** - 8.22E-04***Sables** - 8.14E-04***$CaCO_3$** + 1.05E-05***Biomasse_microbienne** - 6.77E-01***MVA** + 8.22E-04*M**icro-porosité**
b.	WSA = 1.96E-03***Argiles** - 7.78E-04***Limons_fins** + 1.81E-04***CE** + 2.30E-04***Fe_EDTA** + 6.45E-01***Azote_tot**

a. Sans correction de l'ordonnée à l'origine **b. Avec correction de l'ordonnée à l'origine (+0.8141)**

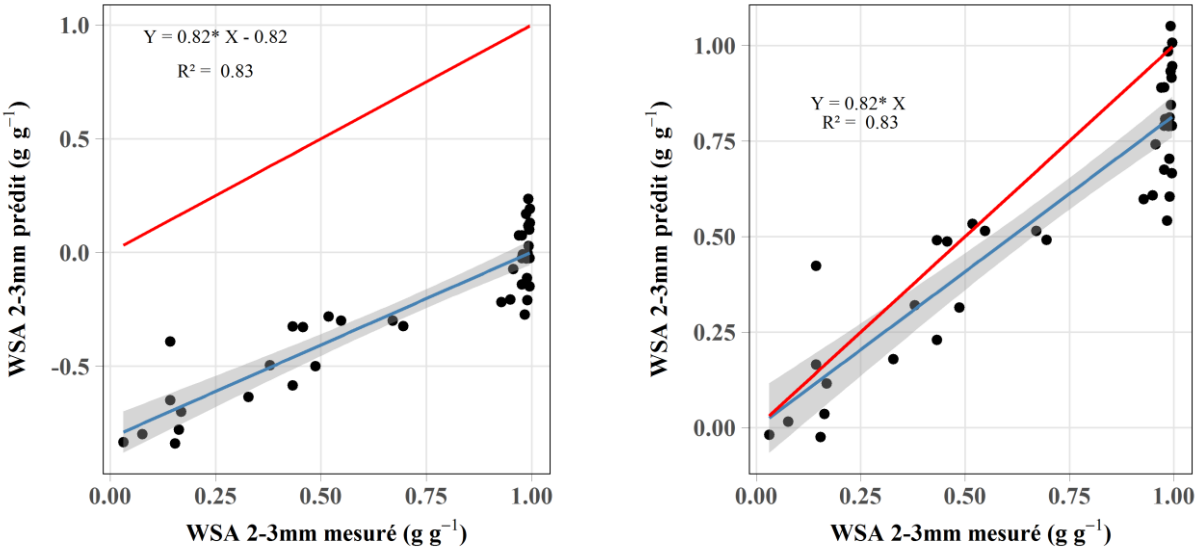


Figure 7.13 : Prédiction de la stabilité des agrégats (WSA 2-3 mm) des agrégats des sols construits en bacs lysimétriques à partir du modèle établi sur les sols construits étudiés en mésocosme avec toutes les données explicatives potentielles disponibles. Le trait bleu représente le modèle linéaire reliant les valeurs prédites aux valeurs mesurées (intervalle de confiance à 95 %, seuil de significativité du modèle : 0.05). Le trait rouge représente la droite 1:1, correspondant à un modèle linéaire parfait

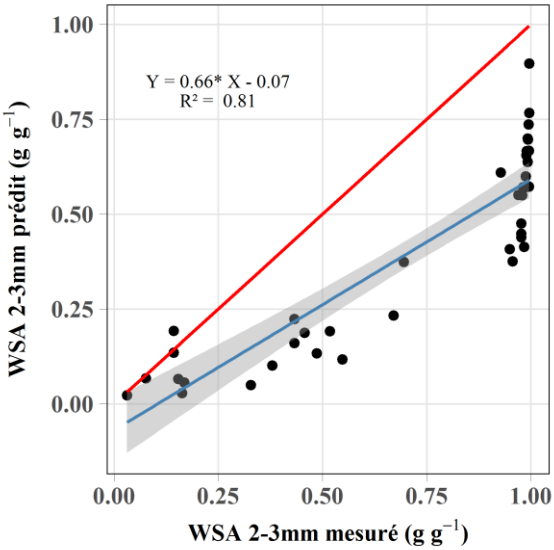


Figure 7.14 : Prédiction de la stabilité des agrégats (WSA 2-3 mm) des agrégats des sols construits en bacs lysimétriques à partir du modèle établi sur les sols construits étudiés en mésocosme avec toutes les données explicatives potentielles disponibles à l'exception de la microporosité, la macroporosité et la porosité totale. Le trait bleu représente le modèle linéaire reliant les valeurs prédites aux valeurs mesurées (intervalle de confiance à 95 %, seuil de significativité du modèle : 0.05). Le trait rouge représente la droite 1:1, correspondant à un modèle linéaire parfait

La régression linéaire multiple établie à partir des variables explicatives potentielles disponibles à l'exception de la microporosité, macroporosité et porosité totale, trois variables corrélées à la stabilité des agrégats mais potentiellement non explicatives (tableau 7.7, b) permet également de bien prédire la stabilité des agrégats mesurée *in situ* ($R^2 = 0.81$). Dans ce cas, bien que l'ordonnée à l'origine du modèle linéaire reliant les valeurs prédites et les valeurs mesurées soit négative (-0.07), elle n'est pas significativement différente de 0 (p-value > 0.05). Ce modèle, faisant intervenir les teneurs en argiles, en limon fins, en Fe EDTA et en azote total, semble donc le mieux adapté à la prédiction de la stabilité des agrégats mesurée *in situ*. Pour ce modèle aussi, les valeurs prédites sont systématiquement inférieures à celles mesurées. En moyenne, les valeurs prédites sont inférieures de 0.37 g g^{-1} pour TV, 0.18 g g^{-1} pour TAC, 0.32 g g^{-1} pour STA, 0.11 g g^{-1} pour SPO (elles sont légèrement surestimées pour CLA de 0.02 g g^{-1}), 0.40 g g^{-1} pour TVCo, 0.16 g g^{-1} pour TACCo, 0.38 g g^{-1} pour STACo, 0.24 g g^{-1} pour SPOCo et 0.17 g g^{-1} pour CLACo.

Les différences entre valeurs de WSA prédites et valeurs mesurées peuvent être attribuées :

(i) A l'influence des racines qui augmentent la stabilité des agrégats de façon directe en englobant et agglomérant les particules de sols entre elles (Degens, 1997) et de façon indirecte en relarguant dans le milieu extracellulaire des substances organiques favorables à l'agrégation des particules du sol entre elles (polysaccharides, gels, mucilages, hydrates de carbones…) (Chenu, 1995) et en favorisant le développement d'autres organismes vivants (champignons, bactéries…) au sein de la rhizosphère, eux-mêmes favorables à l'agrégation (Chantigny et al., 1997 ; Cosentino et al., 2006).

(ii) Au temps, facteur favorable à la stabilité des agrégats (Blake and Gilman, 1970, Amézketa, 1999). En plus de permettre la réalisation des différents processus physico-chimiques, parfois thermodynamiquement lents, impliqués dans la stabilisation des agrégats, le temps agit également sur les argiles en augmentant la liaison et la compaction entre les feuillets d'argiles par leur réorientation parallèle au cours du temps (Dexter et al., 1988). Enfin, le temps donne la possibilité aux organismes vivants de coloniser le milieu et d'agir sur l'agrégation.

(iii) Au tamisage à 2 mm des sédiments utilisés dans l'expérimentation sous serre qui a pu détruire des agrégats formés lors de la phase de déshydratation préalable. Or Larsen (1973) suggèrent que la première déshydratation d'un sédiment exondé entraine mécaniquement une perte de volume irréversible. Cette perte de volume pourrait conduire à la formation d'agrégats également irréversibles, c'est-à-dire impossibles à reconstituer une fois brisés, sans repasser par le stade particule sédimentaire en suspension dans l'eau et une phase de déshydratation.

En plus des facteurs physiques et chimiques identifiés dans le chapitre 6 comme impliqués dans le phénomène d'agrégation, les résultats de cette partie permettent de mettre en évidence trois facteurs supplémentaires susceptibles de l'influencer : (i) la végétation et plus globalement l'activité biologique, (ii) le temps et (iii) la première déshydratation des sédiments.
Toutefois, d'autres expérimentations sont nécessaires pour confirmer l'influence de ces facteurs sur l'agrégation. Il serait intéressant d'investiguer plus en détail le rôle de la couverture végétale et d'identifier par quels mécanismes directs elle agit sur les agrégats et de comprendre comment elle influence l'activité microbiologique, elle-même possiblement responsable d'une partie de l'agrégation des sols. L'étude précise des phénomènes physico-chimiques intervenant lors de la première déshydratation qui semblent être l'une des clés pour comprendre la pédogénèse des sédiments.

4 Typologie des sols construits étudiés

Essai sous serre :

Une analyse en composante principale (ACP) des variables identifiées comme explicatives des différences de biomasses végétales produites dans l'essai sous serre permet de distinguer six groupes de sols construits à partir de sédiments (figure 7.15) :

- TAC
- TACCo
- RAN et STA
- RANCo et STACo
- SPO, FLU et CLA
- SPOCo, CLACo et FLUCo

TV a des propriétés intermédiaires entre STA, STACo et TACCo. TVCo reste proche de TV et possède des propriétés proches de CLA et de STACo. En conditions contrôlées et en 105 jours, les sols construits à partir de SPO, CLA et FLU restent proches de leurs homologues en mélanges avec du compost. En revanche STA et RAN sont plus proches entre eux que de leurs homologues en mélanges, d'après l'ACP.

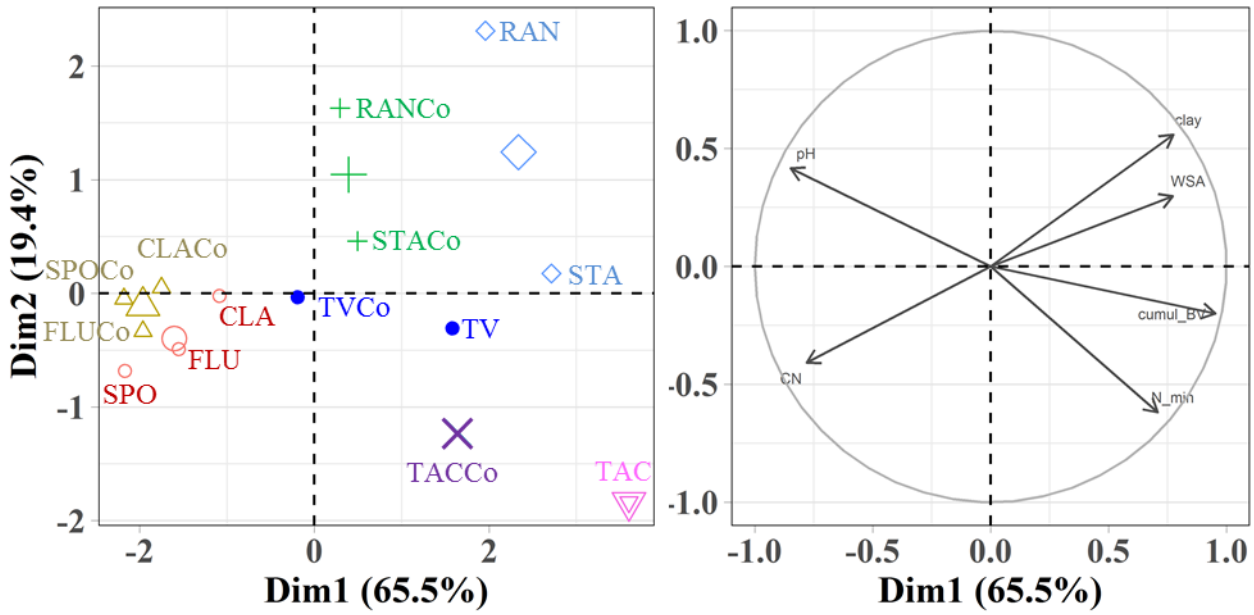


Figure 7.15 : Analyse en composantes principales (dimension 1 – dimension 2) réalisée sur les 12 modalités de sols construits à partir de sédiments (TV et TVCo sont illustratifs) avec les variables physiques et chimiques impliquées dans les différences de production de biomasse observées à t 105 jours : water stable aggregate de la fraction 2-3 mm (wsa), azote minéral (N_min), rapport C/N (CN), pH eau (pH), teneur en argile (clay) et biomasse végétale aérienne cumulée sur 105 jours (Cumul_BV). La teneur en biomasse microbienne des sols construits (BM) est une variable illustrative

Essai en bacs lysimétriques :

L'analyse en composantes principales des variables identifiées comme explicatives des différences de biomasses végétales produites sur 18 mois *in situ* permet de distinguer quatre groupes de sols construits à partir de sédiments (figure 7.16). La dimension 1 (68.9% de la variabilité observée) de l'ACP sépare préférentiellement les sols construits selon qu'ils soient basiques et carbonatés ou acides. La dimension 2 (15.0 % de la variabilité observée) distingue principalement les sols construits à partir de matériaux purs et ceux construits en mélange avec du compost de déchets verts.

La classification de l'ACP propose 4 groupes de sols construits à partir de sédiment :

- TAC et STA
- TACCo et STACo
- SPO et CLA
- SPOCo et CLACo

TV est proche du groupe TAC et STA, alors que TVCo semble plus proche du groupe TACCo et STACo. Cette classification est cohérente avec celle établie à partir de l'essai sous serre.

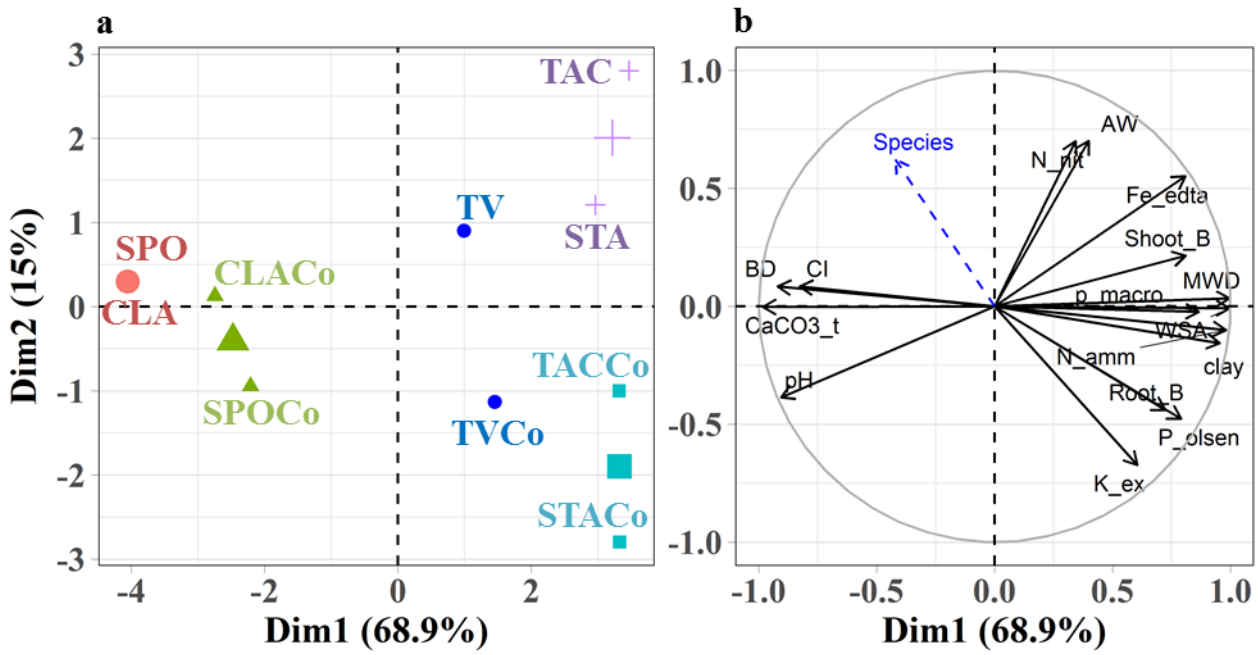


Figure 7.16 : Analyse en composantes principales (dimension 1 – dimension 2) réalisée sur les 8 modalités de sols construits à partir de sédiments (TV et TVCo sont illustratifs) avec les variables physiques et chimiques impliquées dans les différences de production de biomasse observées à t 18 mois : Mean weight diameter (mwd), water stable aggregate de la fraction 2-3 mm (wsa), réserve utile en eau (AW), teneur totale en carbonates de calcium (CaCO3_t), masse volumique apparente (BD), Indice de battance (CI), azote nitrate et azote ammoniacal (N_nit et N_amm, respectivement) Fer extractible à l'EDTA (Fe_EDTA), Phosphore Olsen (P_olsen), biomasse végétale aérienne cumulée sur 18 mois (Shoot_B), biomasse végétale racinaire à t 18 mois (root_B), macroporosité (p_macro), K éxhnageable (K_ex) La richesse spécifique végétale observée au 3ème relevé (Species) est une variable illustrative

A partir des classifications réalisées, il est possible de distinguer quatre types de sols construits en relation avec l'origine géomorphologique des sédiments qui les composent (figure 7.17).

- Les sols construits à partir de sédiments seuls provenant de zones de faible altitude (moyenne montagne, plaine, zone côtière), que l'on peut qualifier de « sédiments organiques », car ils contiennent des teneurs en MO similaires ou supérieures à une terre végétale. Ces sols sont ceux qui ont des propriétés les plus proches de celles des sols construits à partir de terre.
- Les sols construits à partir de sédiments provenant de zones de faible altitude en mélange avec 40 % (v/v) de compost de déchets verts.
- Les sols construits à partir de sédiments seuls provenant de zone de haute altitude (haute montagne) que l'on peut qualifier de « sédiments minéraux » par opposition aux « sédiments organiques ».
- Les sols construits à partir de sédiments seuls provenant de zone de haute altitude en mélange avec 40 % (v/v) de compost de déchets verts.

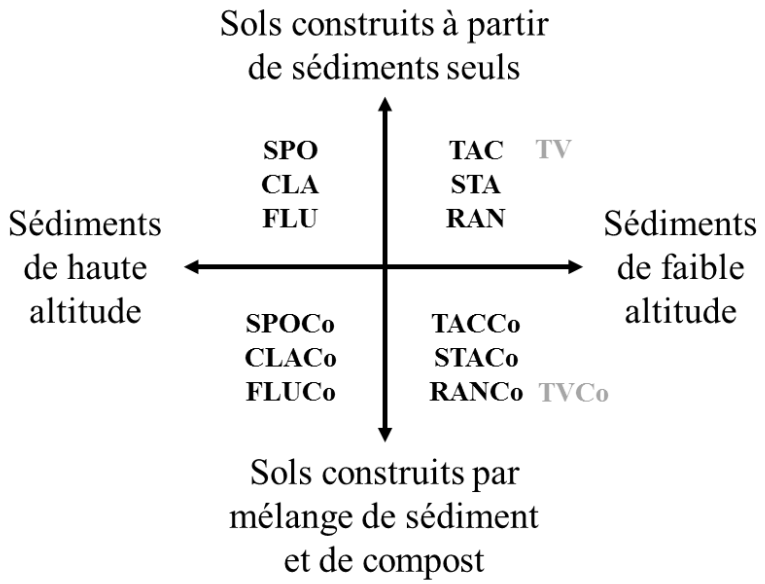


Figure 7.17 : Axes de distinction des types de sols construits à partir de sédiments fins de barrage

5 Conclusion

Les différentes observations et mesures réalisées sur la biomasse végétale qui s'est développée sur les sols construits à partir de sédiments dans l'essai sous serre et dans celui des bacs lysimétriques, démontrent que tous les sols construits étudiés sont capables d'être support de végétation.

Toutefois, les propriétés physico-chimiques des sols construits influencent significativement la dynamique, la densité et la nature de la couverture végétale supportée. La plante testée (*Lolium perenne*) est bien adaptée aux conditions pédologiques proposées par TAC et STA, sédiments de plaine ou de moyenne montagne. Il en a résulté la mise en place rapide d'une couverture végétale dense, peu propice à l'installation spontanée d'autres espèces végétales. En revanche, la structure peu développée ainsi que les carences en certains éléments nutritifs (N essentiellement) des sols construits à partir des sédiments alpins SPO et CLA montrent que ces sédiments sont peu adaptés au support du ray-grass lors des premiers mois. Les couvertures peu denses du ray-grass ont permis l'installation spontanée d'espèces végétales pionnières ubiquistes adaptées aux conditions pédologiques proposées. Les trois avantages principaux des végétaux capables de se développer pleinement sur ces sols ont été (i) de supporter des conditions racinaires hypoxiques induites par une croute de battance et une structure compacte, (ii) de supporter des pH basiques relativement élevés ainsi que des teneurs en carbonates de calcium importantes et (iii) de fixer l'azote atmosphérique pour ne pas être impacté par le déficit d'azote de ces sols.

L'apport de compost de déchets verts n'a globalement pas d'impact sur la fertilité des sols construits à partir de TAC et STA, bien qu'il améliore la structuration et apporte une nouvelle ressource en nutriments disponibles à moyen terme. L'apport de compost a eu un effet très positif, visible dès t 6 mois, sur la structure des sols SPOCo et CLACo. Il a également permis de

tamponner le pH et d'apporter des nutriments (P, K…) à ces sols en déficit. Toutefois, la faim d'azote induite par l'apport d'une quantité importante de carbone, a fortement limité le développement du ray-grass durant la première année. Cela a permis aux espèces spontanées ubiquistes, nécessitant un faible niveau trophique et/ou fixatrices d'azote atmosphérique de se développer sur ces sols construits. Dix-huit mois après le semis du ray-grass, tous les sols construits ont montré leur capacité à être support de végétation, celle-ci s'étant adaptée en fonction des propriétés pédologiques de chaque sol.

D'après nos résultats, les sédiments « organiques » de faible altitude (moyenne montagne, plaine, zone côtière) sont plus enclins à se substituer à la terre végétale en construction de sol pour des aménagements paysagers, qui nécessitent de pouvoir supporter une grande diversité d'espèces végétales à but ornemental. Dans ce cas les aménageurs souhaitent devoir prendre en compte le moins possible les propriétés agronomiques des sols pour pouvoir implanter les espèces désirées. Ces sédiments pourraient être utilisés pour des usages génériques.
Les sédiments « minéraux », de haute altitude (haute montagne) sont plus enclins au support de végétation adaptées à leurs propriétés physiques et chimiques particulières. Ils pourraient se substituer à la terre végétale en restauration écologique de zones dégradées ayant pour but la mise en place d'espèces végétales spécifiques (locales ou/et adaptées). Ces sédiments pourraient être utilisés pour des usages plus spécifiques, prenant en compte l'adéquation entre propriétés des sols construits et besoins des plantes.

CHAPITRE 8 : Génie Pédologique adapté à la construction de sols fonctionnels à partir de sédiments fins

Le premier objectif de ce chapitre est de proposer une estimation à long terme de la fertilité des sols construits à partir des données acquises précédemment et de modèles développés pour l'étude des sols naturels ou agricoles. Ces estimations seront combinées avec les résultats obtenus pour définir des critères environnementaux, chimiques et physiques adaptés à l'évaluation de l'aptitude d'un sédiment à être utilisé ou non en construction de sol. Ces critères sont présentés sous forme d'un logigramme dans le but de fournir un outil d'aide à la valorisation des sédiments en construction de sol et d'amorcer la définition de règles de génie pédologique dédiées à la construction de sols fonctionnels et supports de végétation à partir de sédiments fins.

Le second objectif est de proposer une démarche d'estimation de certains services écosystémiques rendus par les sols construits afin d'adapter au mieux leurs caractéristiques à un usage donné (mise en place d'espaces verts ou restauration écologique) et aux besoins pédologiques de la couverture végétale à implanter.

1 Prédiction de la fertilité à long terme des sols construits

La matière organique (MO) joue un rôle primordial dans la fertilité des sols construits étudiés. Elle est impliquée dans la fourniture de nutriments majeurs et d'oligo-éléments, même si l'incorporation d'une grande quantité de MO limite, du fait d'une forte activité des micro-organismes, la disponibilité de l'azote pour les plantes à court terme. La MO exogène améliore globalement le contexte chimique des matériaux initiaux (tampon du pH) et active fortement l'activité microbiologique (Chapitre 5). Elle intervient également dans la formation et la stabilité des agrégats et, lors d'un apport sous forme de compost de déchets verts, elle permet une diminution de la masse volumique apparente et une augmentation de la macroporosité (chapitre 6). D'après ces résultats, la MO est un paramètre clé de la fertilité des sols construits. C'est pourquoi, la prédiction de l'évolution de sa quantité dans le temps semble être un indicateur pertinent de la qualité future des sols construits à partir de sédiments.

1.1 Evolution de la teneur en carbone organique au cours du temps

Le carbone organique servira d'indicateur d'évolution de la matière organique. De nombreux modèles d'évolution du carbone organique total (COT) dans les sols existent (Shibu et al., 2006). La plupart de ces modèles s'intéressent aux sols agricoles, naturels ou forestiers et à notre connaissance, seule Grosbellet (2008) propose un modèle d'évolution du COT adapté aux sols construits. Toutefois, l'ensemble des données d'entrée nécessaires au paramétrage de ce modèle n'a pas été mesuré sur nos sols construits, ce qui rend son utilisation difficile. Les modèles multi-compartimentaux sont les plus répandus (Zimmermann et al., 2006 ; Grosbellet, 2008 ; Vidal-Beaudet et al., 2012), parmi lesquels le modèle RothC (Coleman et al., 1996) est très utilisé. Il a l'avantage de ne nécessiter qu'un nombre relativement faible de paramètres d'entrée (Zimmermann et al., 2006 ; Peltre, 2011). Le modèle RothC a donc été choisi pour évaluer le stock de COT dans les sols construits *in situ* à 5 ans et 20 ans après leur mise en place (pas de temps mensuel). Les paramètres choisis ainsi que les hypothèses inhérentes au fonctionnement du modèle sont présentés dans l'annexe 8.1.

Le tableau 8.1 récapitule les prédictions de teneurs en COT dans les sols à l'état initial (teneurs mesurées), 5 ans et 20 ans après la construction des sols, selon trois hypothèses concernant l'apport au sol de C issu des résidus végétaux. L'hypothèse 1 simule un apport nul de C issu de la biomasse végétale. Il s'agit d'une hypothèse théorique, où le sol resterait nu, sans couverture végétale. L'hypothèse 2 simule un apport de C provenant uniquement des racines du raygrass semé. Cela correspondrait à une gestion induisant l'export de la biomasse aérienne, comme en cas d'export des résidus de tonte d'un espace vert ou encore en cas d'export de la biomasse à but agricole (e.g. fauche). L'hypothèse 3 simule un apport de C provenant des parties racinaires et aériennes du raygrass supporté par les sols construits, qui correspondrait à un retour des résidus de tonte/fauche ou à une gestion extensive d'un espace. Les teneurs en COT ont été calculées à partir des stocks de C prédits par RothC pour une épaisseur de 30 cm de sol et pour des masses volumiques apparentes constantes des sols construits égales à celles mesurées à t 18 mois. On

suppose en effet une stabilisation des propriétés physiques du sol à partir de 18 mois, comme déjà observé par Grosbellet et al. (2011) et Cannavo et al. (2014).

Koenig et Isaman (2010) précisent qu'un sol construit pour le support de végétation urbaine doit contenir au moins 5.8 g kg^{-1} de COT (10 g kg^{-1} de MO), ce qui est le cas de tous les sols étudiés sauf pour SPO et CLA suivant l'hypothèse 1. Ces mêmes auteurs préconisent que le taux de COT doit être idéalement supérieur à 11.6 g kg^{-1}. Ce taux n'est pas atteint par SPO et CLA à l'état initial. Il se détériore au cours du temps dans le cas des hypothèses 1 et 2 mais dans le cas de l'hypothèse 3, ces sols atteignent ce seuil au bout de 5 ans pour CLA et 20 ans pour SPO. D'après l'hypothèse 1, la teneur en COT de TV, STA, TVCo, SPOCo et CLACo, passe sous le seuil idéal (tableau 8.1).

Tableau 8.1 : Résultats de la prédiction de COT dans les sols construits in situ à partir du modèle RothC selon trois hypothèses de retour de matière organique végétale au sol. Hypothèse 1 : aucune MO végétale ne retourne au sol, Hypothèse 2 : seule la MO issue des parties racinaires des végétaux retourne au sol (exportation de la biomasse aérienne), Hypothèse 3 : la MO issue des parties aérienne et racinaire retourne au sol. Les valeurs en gras sont les teneurs inférieures au seuil de COT (11.6 g kg^{-1}) que doit contenir idéalement un sol support de végétation pour les aménagements urbains (Koenig et Isaman, 2010)

g COT kg^{-1}	t 0 an	Hypothèse 1		Hypothèse 2		Hypothèse 3	
		t 5 ans	t 20 ans	t 5 ans	t 20 ans	t 5 ans	t 20 ans
TV	22.2	15.1	**10.1**	16.3	14.6	20.8	27.6
TAC	98.0	49.2	33.0	51.2	41.1	59.0	64.0
STA	28.7	16.7	**11.2**	18.4	18.1	24.9	37.2
SPO	**8.0**	**5.1**	**3.3**	**6.0**	**7.1**	**7.9**	13.6
CLA	**11.2**	**7.7**	**5.1**	**8.7**	**9.1**	11.9	19.8
TVCo	46.0	18.6	**11.1**	33.5	32.4	43.0	52.9
TACCo	137.5	43.0	26.8	65.4	59.1	79.6	89.9
STACo	70.9	20.4	11.9	39.5	39.5	51.6	65.8
SPOCo	31.3	10.9	**6.0**	25.4	26.6	33.5	45.3
CLACo	32.6	12.0	**6.8**	25.6	26.1	33.6	44.1

Sans apport de C lié à la biomasse végétale (hypothèse 1), les teneurs en COT diminuent de 54.7 % (TV) à 83.2 % (TACCo) en 20 ans, pour atteindre, pour les matériaux purs, des valeurs de COT comprises entre 3.3 g kg^{-1} (SPO) et 33.0 g kg^{-1} pour STA (10.1 g kg^{-1} pour TV) et pour les mélanges, 6.0 g kg^{-1} (SPOCo) et 26.8 g kg^{-1} (TACCo) (11.1 g kg^{-1} pour TVCo) (tableau 8.1). L'apport de compost initial ne semble plus avoir d'effet notoire sur la teneur en COT après 20 ans. L'apport de C issu des résidus racinaires de la végétation supportée par les sols (hypothèse 2) permet d'atténuer la perte de COT au cours du temps par rapport à l'hypothèse 1 mais une perte de COT comprise entre 12.1 % (SPO) et 58.1 % (TAC) est constatée. L'apport de C issu des parties racinaire et aérienne du raygrass (hypothèse 3) permet de limiter la perte de COT durant 20 ans pour TAC (-34.7 %), TACCo (-34.7 %) et STACo (-7.1 %) et d'augmenter la teneur en COT des autres sols (+15.0 % pour TVCo à +76.7 % pour CLA).

L'hypothèse 1 est une hypothèse non réaliste car si une flore se développe sur les sols (flore semée ou spontanée), du C sera apporté par les exsudats racinaires et la senescence des plantes. Elle ne sert donc que de point de comparaison. Dans le cas d'un export de la biomasse végétale aérienne (hypothèse 2), tous les sédiments possèdent une teneur en COT acceptable pour le support de végétation selon Koenig et Isaman (2010). Toutefois, pour atteindre une teneur en COT idéale, les sédiments SPO et CLA (sédiments minéraux) devraient être amendés en MO exogène à l'état initial. En revanche en cas de non export de la biomasse aérienne (hypothèse 3), la teneur en COT de SPO et CLA s'améliore au cours du temps d'après la modélisation RothC. Dans ce cas, ces sédiments ne nécessiteraient pas d'amendement initial en MO pour atteindre la teneur idéale en COT préconisée par Koenig et Isaman (2010) sur le moyen et long terme. Une gestion extensive sans export de biomasse végétale est donc à recommander pour les sols construits à partir de sédiments purs SPO et CLA.

1.2 Impacts sur la stabilité des agrégats des sols construits 20 ans après installation

Dans le chapitre 6, une corrélation non linéaire significative a été établie entre la stabilité des agrégats mesurée par MWD et la teneur en COT des sols construits *in situ* (Eq. [1]).

$$MWD = 4.32 * \left(1 - e^{(-0.05 * COT)}\right) - 0.69 \quad \text{(Eq. [1])}$$

Grâce à ce modèle, et aux prédictions des teneurs en COT réalisées avec le modèle RothC, il est possible d'estimer le MWD des sols construits (tableau 8.2) au cours du temps.

Tableau 8.2 : Prédiction de la stabilité des agrégats (MWD) des sols construits in situ, 5 et 20 ans après la mise en place, à partir des teneurs en COT prédites par le modèle RothC et de la régression non linéaire établie au § 6.3.2 du chapitre 6 entre le MWD et le COT. Les valeurs en gras noir sont celles inférieurs à 2 mm (seuil au-delà duquel les agrégats sont très stables) et les valeurs en gras rouge sont celles inférieures à 0.8 mm (seuil en-deçà duquel les agrégats sont instables) (Le Bissonnais, 2016)

mm	t 0 an	Hypothèse 1		Hypothèse 2		Hypothèse 3	
		t 5 ans	t 20 ans	t 5 ans	t 20 ans	t 5 ans	t 20 ans
TV	2.07	**1.47**	**0.90**	**1.58**	**1.42**	**1.96**	2.41
TAC	3.58	3.18	2.68	3.22	2.97	3.34	3.40
STA	2.47	**1.62**	**1.05**	**1.77**	**1.74**	2.25	2.84
SPO	**0.64**	**0.21**	**-0.08**	**0.35**	**0.50**	**0.62**	**1.31**
CLA	**1.05**	**0.59**	**0.20**	**0.73**	**0.78**	**1.13**	**1.89**
TVCo	3.11	**1.78**	**1.03**	2.70	2.65	3.03	3.25
TACCo	3.62	3.03	2.37	3.42	3.34	3.52	3.56
STACo	3.46	**1.93**	**1.13**	2.92	2.92	3.22	3.42
SPOCo	2.60	**1.01**	**0.35**	2.28	2.35	2.70	3.09
CLACo	2.66	**1.14**	**0.47**	2.29	2.33	2.71	3.06

Vingt ans après la mise en place des sols, SPO, CLA, SPOCo et CLACo présentent des agrégats très instables (MWD < 0.4 mm) suivant l'hypothèse 1. Dans ces mêmes conditions, les MWD de TV, STA, TVCo et STACo n'atteignent plus le seuil de 2 mm mesuré à t 0 an, au-delà duquel les agrégats sont très stables. Dans le cas de l'hypothèse 2, SPO et CLA conservent une stabilité des

agrégats insuffisante alors qu'en présence de compost (SPOCo, CLACo), la stabilité est améliorée. Enfin l'hypothèse 3, permet d'atteindre le seuil d'agrégats stables (MWD > 1.3 mm) pour tous les sols construits au bout de 20 ans. Suivant les hypothèses de restitution des résidus végétaux au sol, une valeur seuil de COT initial peut être calculée pour atteindre, au bout de 20 ans, un MWD égal à 2 mm, synonyme d'agrégats très stables (tableau 8.3). Les détails de la détermination des seuils sont présentés dans l'annexe 8.2.

Tableau 8.3 : Valeurs seuils de COT initial pour atteindre un MWD de 2 mm, 20 ans après la construction des sols

	Seuil de COT (g kg^{-1}) pour atteindre un MWD de 2 mm 20 ans après construction des sols
Hypothèse 1 : pas de résidus végétaux	99.7
Hypothèse 2 : résidus racinaires	28.1
Hypothèse 3 : résidus racinaires et aériens	13.7

En se basant sur l'hypothèse 2 (exportation de la biomasse végétale aérienne), TV (22.2 g kg^{-1} de COT à t 0 mois) et les sédiments SPO (8.0 g kg^{-1} de COT à t 0 mois) et CLA (11.2 g kg^{-1} de COT à t 0 mois) devraient faire l'objet d'un amendement en MO exogène sous forme de compost de déchets verts (40 % v:v) à l'état initial pour atteindre un niveau d'agrégation optimal 20 ans après la construction des sols. Toutefois, en cas de retour au sol de la biomasse aérienne produite (hypothèse 3), le même niveau d'agrégation pourrait être atteint pour ces matériaux. L'utilisation de SPO et CLA purs pour construire des sols semble donc pertinente à condition d'adapter le mode de gestion des espaces végétalisés mis en place : gestion extensive, sans fauche ni tonte, ou alors avec un retour des résidus de biomasse au sol, comme dans le cas d'une restauration écologique, ou encore d'une prairie pâturée.
Les sédiments TAC (98.0 g kg^{-1} de COT à t 0 mois) et STA (28.7 g kg^{-1} de COT à t 0 mois) n'auraient pas besoin d'amendement organique pour conserver leur niveau d'agrégation optimal. D'après ces résultats, ces deux sédiments ont un potentiel d'utilisation plus large que TV, car ils pourraient être utilisés purs en construction de sol, dans le cas de la mise en place d'espaces verts gérés de façon plus intensive (tonte et export des résidus).
Il est à noter que le seuil de 11.6 g kg^{-1} au-delà duquel la teneur en COT d'un sol est optimale pour le support de végétation proposée par Koenig et Isaman (2010) est proche du seuil trouvé de 13.7 g kg^{-1} pour atteindre une très forte stabilité des agrégats à 20 ans d'après l'hypothèse 3 (retour au sol de toute la biomasse végétale produite).

1.3 Limites de la modélisation et des résultats obtenus

La modélisation de l'évolution du stock de C dans les sols construits à 20 ans a permis (i) de mettre en évidence des diminutions de ce stock au cours du temps pouvant éventuellement limiter la stabilité des agrégats et donc impacter la structure du sol, et (ii) de proposer des seuils de COT

initiaux permettant potentiellement d'assurer une forte stabilité des agrégats et par conséquent une structure favorable au support des plantes pendant 20 ans. Toutefois, plusieurs incertitudes sur ces résultats sont à souligner.

Incertitude sur le paramétrage initial des compartiments de MO :

Bien que les différentes fractions de MO du compost de déchets verts aient déjà été étudiées pour alimenter le modèle RothC (fractionnement Van Soest) (Peltre et al., 2012), le compost de déchets verts utilisé pourrait être différent de ceux étudiés (forte variabilité saisonnière et géographique). De plus, cette technique de fractionnement de la MO n'est pas adaptée aux sédiments et aux sols étudiés. La pertinence de l'utilisation de la fraction potentiellement non minéralisable définie au chapitre 5 (§ 2.2) pour quantifier la part d'humus (compartiment HUM) des matériaux n'a pas été testée, bien qu'elle pourrait correspondre à la définition de ce compartiment de MO : « Matière organique du sol stabilisée et résistante à la dégradation » (Coleman et al., 1996). A cause du manque de données à l'état initial concernant la quantité de carbone microbien dans les sols construits, le compartiment BIO a été considéré comme nul à l'état initial. Il semble que cette hypothèse n'ait pas d'impact majeur sur les résultats obtenus car en alimentant le modèle RothC avec les données de carbone microbien mesurées à t 6 mois, les teneurs en COT des sols construits à 20 ans n'augmentent que de $4.1\ 10^{-10}$ g COT kg^{-1} (STA) à $1.5\ 10^{-8}$ g COT kg^{-1} (STACo) ($2.0\ 10^{-8}$ g COT kg^{-1} pour TV) quelle que soit l'hypothèse de retour des résidus végétaux considérée.

Incertitude sur les apports de C issus des résidus végétaux :

Il est difficile d'évaluer et donc de prédire la quantité de C de la biomasse végétale supportée qui retourne au sol. Ce retour de C dépend des espèces végétales, mais aussi du mode de gestion et du climat (Kuzyakov et Domanski, 2000 ; Boiffin et al., 1986). De plus, le modèle ne prend pas en compte le C organique originaire des biomasses animales (*e.g.* vers de terre).

Incertitude sur les résultats obtenus :

L'absence de données quant à la teneur en COT des sols construits 20 ans après leur mise en place interdit toute validation du modèle, ce qui oblige à considérer les résultats obtenus uniquement comme des prédictions.

Sur la période t 6 mois – t 18 mois, les teneurs en COT prédites et celles effectivement mesurées dans les sols construits (Annexe 8.3) ont permis de calculer le coefficient de détermination (R^2) et l'erreur type (RMSE) pour chaque modalité et pour chaque hypothèse de restitution des résidus végétaux (tableau 8.4 a et b). Les R^2 obtenus sont satisfaisants ($R^2 > 0.70$) pour toutes les modalités, sauf pour TAC et STA ($R^2 < 0.20$). Les meilleurs R^2 ont été calculés pour l'hypothèse 1 (sans aucun retour de résidus végétaux) pour la plupart des modalités. Les erreur-types les plus faibles ont été mesurées sur SPO et CLA. Elles sont satisfaisantes pour TV, TVCo, STACo, SPOCo et CLACo mais sont élevées pour TAC, STACo et TACCo. Le modèle RothC semble donc bien adapté pour la prédiction de la teneur en COT de TV, SPO, CLA et leurs mélanges et moins adapté à celle de TAC, STA et leurs mélanges. Cela pourrait s'expliquer par la nature la

MO initialement présente en relative forte concentration dans TAC et STA (98.0 et 28.7 g kg^{-1} de COT à t 0 mois, respectivement). Le modèle sous-estime systématiquement les teneurs en MO de ces matériaux, ce qui laisse penser que leur MO est plus récalcitrante que celle rencontrée habituellement dans les sols agricoles ou naturels.
Un suivi à long terme des teneurs en COT dans les sols construits à partir de sédiments permettrait de définir par retour inverse les coefficients k utilisés dans RothC afin d'adapter le modèle à ce type de Technosol. Il semble toutefois que le k dépende du sédiment.

Pas de prise en compte de l'évolution de la structure du sol :
L'évolution de la structure du sol n'a pu être prise en compte que durant les 18 premiers mois de la simulation, puis la masse volumique apparente a été considérée comme constante. Or cette hypothèse ne prend pas en compte d'éventuelle modification de la structure du sol après t 18 mois. Elle ne prend pas en compte, par exemple, les modifications structurales éventuellement occasionnées par la colonisation des sols construits par la faune du sol (e.g. vers de terre, fourmis…) qui ont un impact majeur sur la structure des sols naturels et agricoles (Bornick et al., 2005).

Tableau 8.4 : Coefficients de détermination (R^2) (a) et l'erreur-type (RMSE) (b) entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites de teneur en COT dans les sols construits sur la période t 6 mois, t 12 mois, t 18 mois (n = 3). H1, H2 et H3 correspondent respectivement aux hypothèses 1, 2 et 3 de restitution des résidus végétaux aux sols. Les valeurs en gras désignent les R^2 les plus élevés (a) et les RMSE les plus faibles (b) pour chaque sol construit parmi les trois hypothèses.

a.	R^2		
	H1	H2	H3
TV	**0.81**	0.79	0.57
TAC	**0.12**	0.11	0.09
STA	**0.18**	0.16	0.10
SPO	**0.80**	0.74	0.41
CLA	**0.83**	0.76	0.32
TVCo	0.47	0.59	**0.80**
TACCo	**0.90**	0.85	0.80
STACo	**0.99**	0.98	0.83
SPOCo	0.90	**0.97**	0.02
CLACo	**0.70**	0.24	0.01

b.	RMSE (g kg^{-1} de COT)		
	H1	H2	H3
TV	9.9	9.8	**7.9**
TAC	33.6	33.3	**30.1**
STA	16.1	15.8	**13.5**
SPO	**0.5**	0.7	1.2
CLA	**0.6**	0.7	1.7
TVCo	10.5	6.0	**2.3**
TACCo	48.0	41.0	**32.9**
STACo	5.0	**2.6**	10.1
SPOCo	**5.1**	9.6	14.2
CLACo	**5.5**	10.1	15.0

Les résultats recueillis précédemment permettent d'évaluer l'innocuité environnementale (chapitre 4) et la fertilité des sols construits à partir de sédiment durant 18 mois (chapitre 5, 6 et 7) ainsi que d'estimer leur fertilité à moyen terme (chapitre 8). Au regard de ces résultats il est possible de proposer une synthèse dédiée aux applications en génie pédologique.

2 Applications en génie pédologique

2.1 Modèle conceptuel de la construction de sol à partir de sédiments

La construction de sols supports de végétation à partir de sédiments fins de retenue hydroélectrique (Anthroposol construit) suit plusieurs étapes de pédogénèse assistée par génie pédologique (figure 8.1) qui sont relativement proches des étapes de pédogénèse naturelle observées lors de la formation de Fluviosol et de Thalassosol (figure 2.1, chapitre 2) mais qui diffèrent selon les points suivants :

- Le passage des sédiments des conditions subaquatiques aux conditions aériennes est plus rapide dans le cas de la pédogénèse assistée par génie pédologique. Toutefois, cela dépend des techniques d'extraction des sédiments (e.g. excavation, pompage-dilution) qui implique un prélèvement simultané plus ou moins important d'eau et de la quantité de sédiment extrait.
- La phase de pédogenèse naturelle (ripening) peut s'étendre sur plusieurs années à plusieurs siècles selon la texture du sédiment, l'épaisseur du dépôt sédimentaire, les capacités de drainage du milieu (hauteur de la nappe d'eau) et les conditions climatiques. L'intervention mécanique anthropique permet de réduire la durée de la phase de déshydratation, moteur principal du ripening, par différents moyens. La mise en andains ou en tas des sédiments extraits induit un drainage, une déshydratation et une oxydation accélérés par rapport au système naturel. Un éventuel brassage mécanique permet à l'oxygène d'atteindre rapidement l'ensemble du volume du sédiment et facilite la circulation de l'eau (drainage et évaporation). L'oxydation des composés réduits et la minéralisation de la MO en condition aérobie intervient alors de façon plus intense et ces processus sont susceptibles de modifier les propriétés chimiques plus brutalement que lors d'une oxydation progressive naturelle. Si le sédiment est déshydraté en lagune, la vitesse de déshydratation et d'oxydation s'approche de celle observée en milieu naturel, sauf si la lagune est suffisamment drainante pour limiter l'engorgement en eau. Enfin, plus le dépôt sédimentaire en andain ou en lagune sera épais, plus la durée de déshydratation sera importante et les efforts pour le brassage mécanique seront importants.
- L'absence de plantes installées sur le sédiment en cours de déshydratation dans le cas de la pédogénèse assistée par génie pédologique pourrait limiter la vitesse de déshydratation car les effets drainant des racines et le processus d'évapotranspiration sont absents.
- La pédogénèse assistée par génie pédologique de sédiment implique la construction de sol par la création d'au moins un horizon de croissance pour la végétation, dans un lieu géographique éventuellement différent de celui ayant servi à la déshydratation (phase de transport nécessaire). La construction de sol se fait à partir de sédiments partiellement déshydratés purs ou amendés en MO exogène. Cet amendement peut être effectué par mélange ou par dépôt surfacique pour mimer un horizon supérieur humifère.

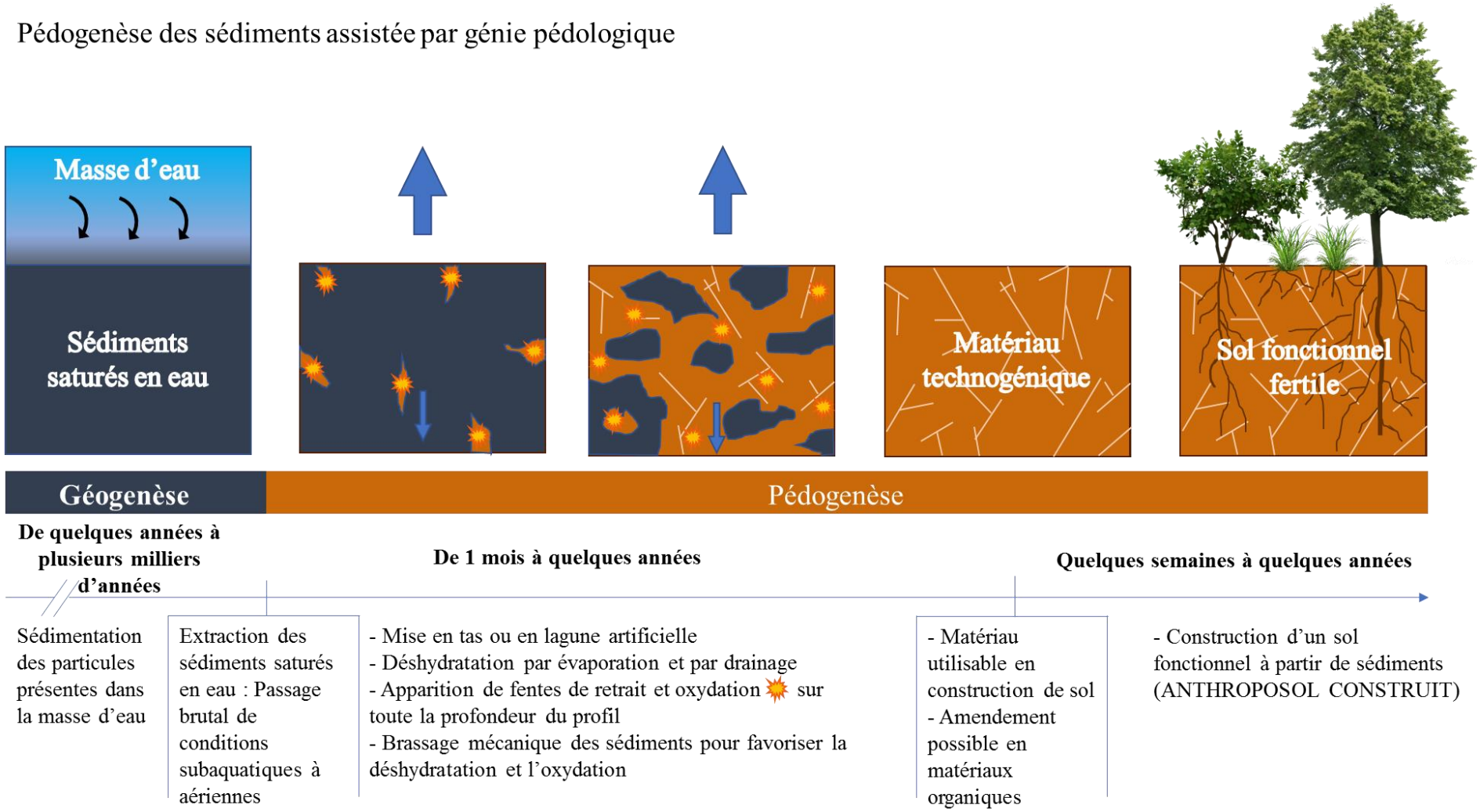


Figure 8.1 : Principales étapes de la pédogenèse des sédiments assistée par génie pédologique

2.2 Critères d'éligibilité des sédiments pour la construction de sol

La construction de sol à partir de sédiments fins de barrage nécessite d'identifier les sédiments dont les propriétés environnementales, chimiques et physiques sont en adéquation avec la fonction de support de végétation pour un usage donné. Une batterie de critères environnementaux, 12 critères chimiques et 3 critères physiques mesurés sur le sédiment déshydraté avant la mise en place, ont été sélectionnés à partir des résultats obtenus au cours de la thèse pour identifier les sédiments à priori utilisables en construction de sol support de végétation.

2.2.1 Critères environnementaux

Une première étape de sélection consiste à s'assurer de l'innocuité environnementale du futur sol construit à partir de sédiment, en éliminant de la filière de construction de sol, les sédiments contaminés. Cette étape est incontournable et s'applique quel que soit l'usage futur envisagé du sol construit. En l'absence de législation dédiée à l'utilisation des sédiments fins en construction de sol, les critères suivants ont été sélectionnés (figure 8.2):

- Pour les Eléments Traces Métalliques (ETM), les teneurs seuils stipulées dans la norme supports de culture NF U44-551 (AFNOR, 2002) semblent adaptées à l'utilisation des sédiments en construction de sol, car cette norme est dédiée à cet objectif.
- Pour les Composés Traces Organiques (CTO), il semble indispensable de proposer des teneurs seuils au minimum en 7 PBC congénères ainsi qu'en 3 HAP comme le fait la norme amendements organiques NF U44-051 (AFNOR, 2006). Cela permettrait d'écarter les sédiments éventuellement contaminés en CTO contrairement à la norme supports de culture NF U44-551 (AFNOR, 2002) qui ne prévoit pas actuellement de telle vérification pour les matériaux utilisables en construction de sol. Toutefois, ces seuils proposés par la norme amendements organiques NF U44-051 ne sont *a priori* pas adaptés aux sédiments car ils n'ont pas été définis pour un objectif de construction de sol. Dans le but d'étoffer le spectre des substances à surveiller et de minimiser le risque pour l'environnement, les seuils utilisés pour autoriser les déchets à être stockés en installation de déchets inertes (ISDI) ou ceux utilisés en technique routière pour un usage de niveau 1 semblent intéressants (Chapitre 4). Exception devrait être faite pour le carbone organique total (COT) qui est préjudiciable pour un stockage en ISDI à cause de l'évolution du matériau pouvant entrainer le dégagement de gaz (e.g. méthane) ou pour une utilisation en technique routière (baisse des performances mécaniques des sols et évolution des propriétés au cours de la minéralisation) mais qui ne pose pas de problème pour une utilisation agronomique.
- La non écotoxicité des sédiments utilisés à partir du protocole du MEEDDM HP 14 (INERIS, 2016) semble pertinente. Elle permet de juger de l'impact global du sédiment sur les organismes vivants. Ce test combiné aux teneurs d'ETM extractibles à l'EDTA (potentiellement échangeables) et extractibles au $CaCl_2$ (potentiellement biodisponibles)

permettraient d'estimer la dangerosité que représenterait une concentration en ETM supérieure aux seuils de la norme supports de culture NF U44-55, ce qui, en cas de non écotoxicité, d'ETM non biodisponibles et non échangeables, pourrait autoriser l'utilisation du sédiment en construction de sol.

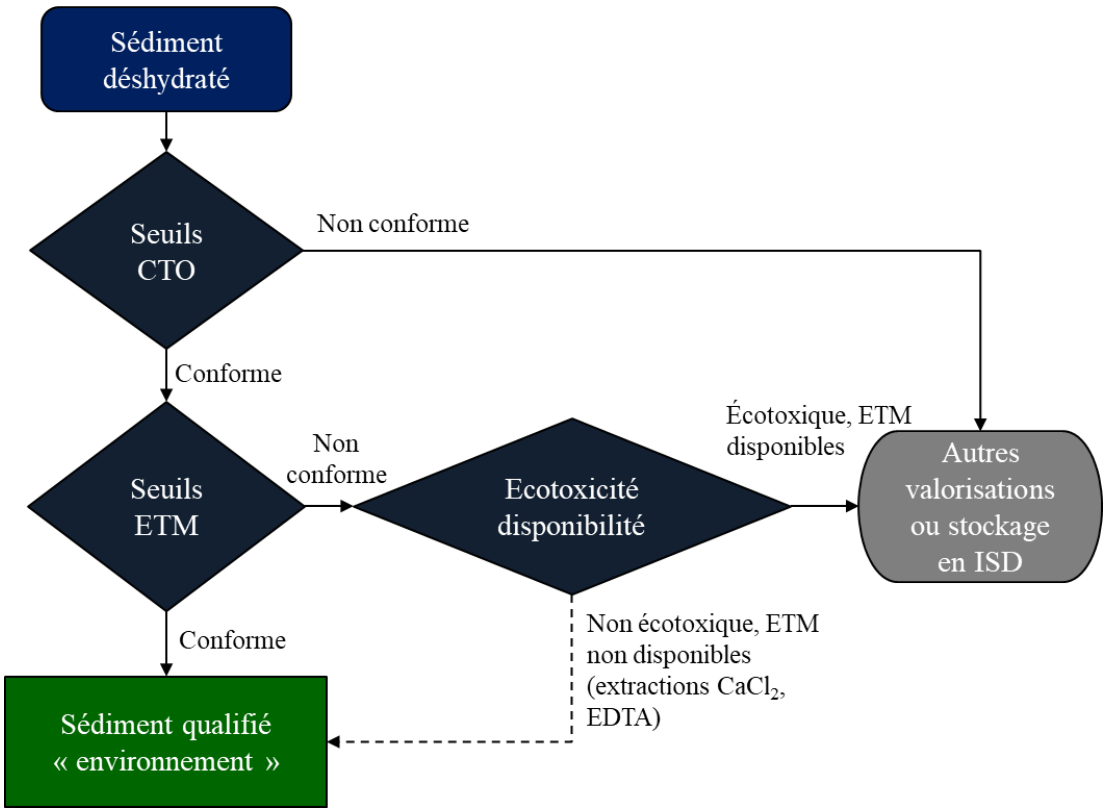


Figure 8.2 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères environnementaux

2.2.2 Critères agronomiques

Une fois le sédiment qualifié « environnement », donc apte à une utilisation en construction de sol du point de vue environnemental, le sédiment doit remplir plusieurs conditions physico-chimiques pour être effectivement utilisé (figure 8.3 et 8.4). La première étape consiste à vérifier le contexte chimique du sédiment en s'intéressant à 2 paramètres : la conductivité électrique (CE) qui ne doit pas dépasser 1500 µS cm^{-1} pour ne pas présenter de risque de phytotoxicité pour la majorité des végétaux et le pH eau qui doit être compris entre 4 et 9 pour être compatible avec le développement végétal. En cas de CE trop élevée, une phase de dessalage doit être envisagée jusqu'à atteindre une CE compatible. En cas de pH non adapté, un amendement en MO exogène est à prévoir pour tamponner le pH. Une fois que le sédiment, respecte ces 2 critères, il est qualifié « chimie 1 ».

A l'issu de cette étape, la question de l'usage du futur sol construit doit se poser. Pour un usage en aménagements paysagers ou en espace vert urbain, les propriétés du sol devront correspondre aux besoins d'une végétation artificiellement plantée à but ornemental. Ces espèces ont *a priori*

des besoins agronomiques divers, et les aménageurs ont des contraintes esthétiques, économiques, temporelles, paysagères, urbanistiques qui limitent ou empêchent la prise en compte de ces besoins pour l'implantation du couvert végétal. Les sols construits doivent alors être capables de répondre à ces besoins agronomiques, y compris pour les espèces les plus exigeantes (besoins trophiques élevés et conditions hydrodynamiques saines), au même titre qu'une terre végétale normalisée. Des exigences similaires en termes de fertilité des sols construits s'appliquent dans le cas d'un usage en agriculture visant la production de biomasse valorisable (biomasse énergie, fibres, biomasse alimentaire). Pour sélectionner les sédiments adaptés à ces usages, d'autres étapes de sélection sont nécessaires (figures 8.3 et 8.4). En revanche, si l'objectif du sol construit est la restauration écologique ou la réhabilitation par végétalisation de zones dégradées, les espèces végétales implantées pourront être choisies pour tolérer les conditions agronomiques proposées par le sédiment. Si une flore locale, c'est-à-dire provenant de la même zone géographique que celle d'origine du sédiment, elle sera *a priori* adaptée aux conditions agronomiques proposées. Il est donc conseillé d'utiliser le sédiment dans une zone géographique et pédoclimatique correspondant au bassin versant d'où il provient afin que le sédiment reflète le type de sol existant dans cet espace géographique.

Dans ce cas de figure, le sédiment qualifié « chimie 1 » pourrait directement être employé en construction de sol. La deuxième étape de sélection des sédiments pour l'usage en aménagements paysagers ou en espaces verts, consiste à se focaliser sur la capacité du sédiment à fournir les éléments nutritifs nécessaires au développement des plantes (N, P, K, Fe, Cu, Zn, Mn). En cas de déficit d'au moins un des éléments, un amendement en MO exogène est préconisé. Enfin, si la teneur en COT du sédiment est inférieure au seuil en-deçà duquel la stabilité des agrégats ne pourra pas atteindre 2 mm (Chapitre 8 § 1.2), 20 ans après la mise en place du sol, un amendement en MO exogène est préconisé. Dans le cas où le sédiment respecte tous les critères chimiques, il est qualifié « chimie 2 ».

Lorsque le sédiment est qualifié « chimie 2 », 3 indicateurs physiques (la stabilité des agrégats (MWD), la masse volumique apparente (MVA) et l'indice de battance) permettent de juger de l'état de structuration du sédiment (figure 8.4). Le sédiment est qualifié « physique 1 » si les valeurs des 3 critères respectent les seuils fixés. Dans le cas contraire un amendement en MO exogène est préconisé. Si l'amendement en MO exogène n'est pas possible ou n'est pas souhaité, malgré au moins l'un des trois critères non atteints, alors une utilisation en construction de sol est possible, sous réserve de respecter des conditions particulières d'utilisation. Dans ce cas précis, le sédiment est qualifié « physique 2 ».Pour les sédiments nécessitant un amendement en MO exogène, il est souhaitable de vérifier la CE du mélange sédiment+MO exogène pour qu'elle n'atteigne pas le seuil de 1500 µS cm^{-1}, ce qui peut arriver en cas d'incorporation de MO compostée peu mature. Une étape supplémentaire de maturation doit alors être envisagée avant que le sédiment amendé soit utilisé en construction de sol. Le type de matériau organique, la quantité apportée et le mode d'apport n'ont pas été testés dans notre étude et les préconisations proposées se basent sur un apport en mélange de 40 % en volume de compost de déchets verts non criblé relativement peu mâture (3 à 4 mois de maturation).

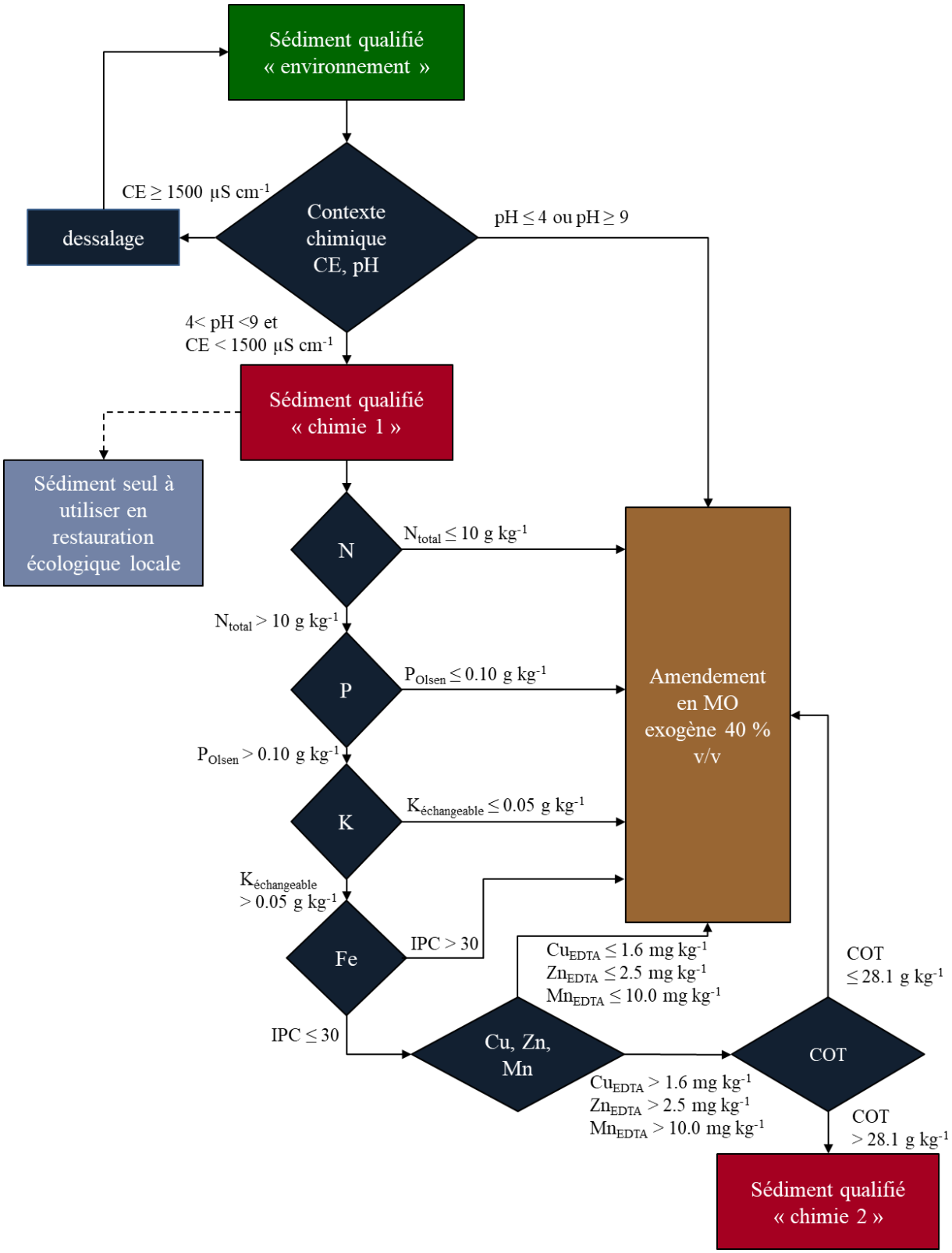


Figure 8.3 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères chimiques : IPC indice de pouvoir chlorosant qui rend compte de la disponibilité du Fe, COT : carbone organique total

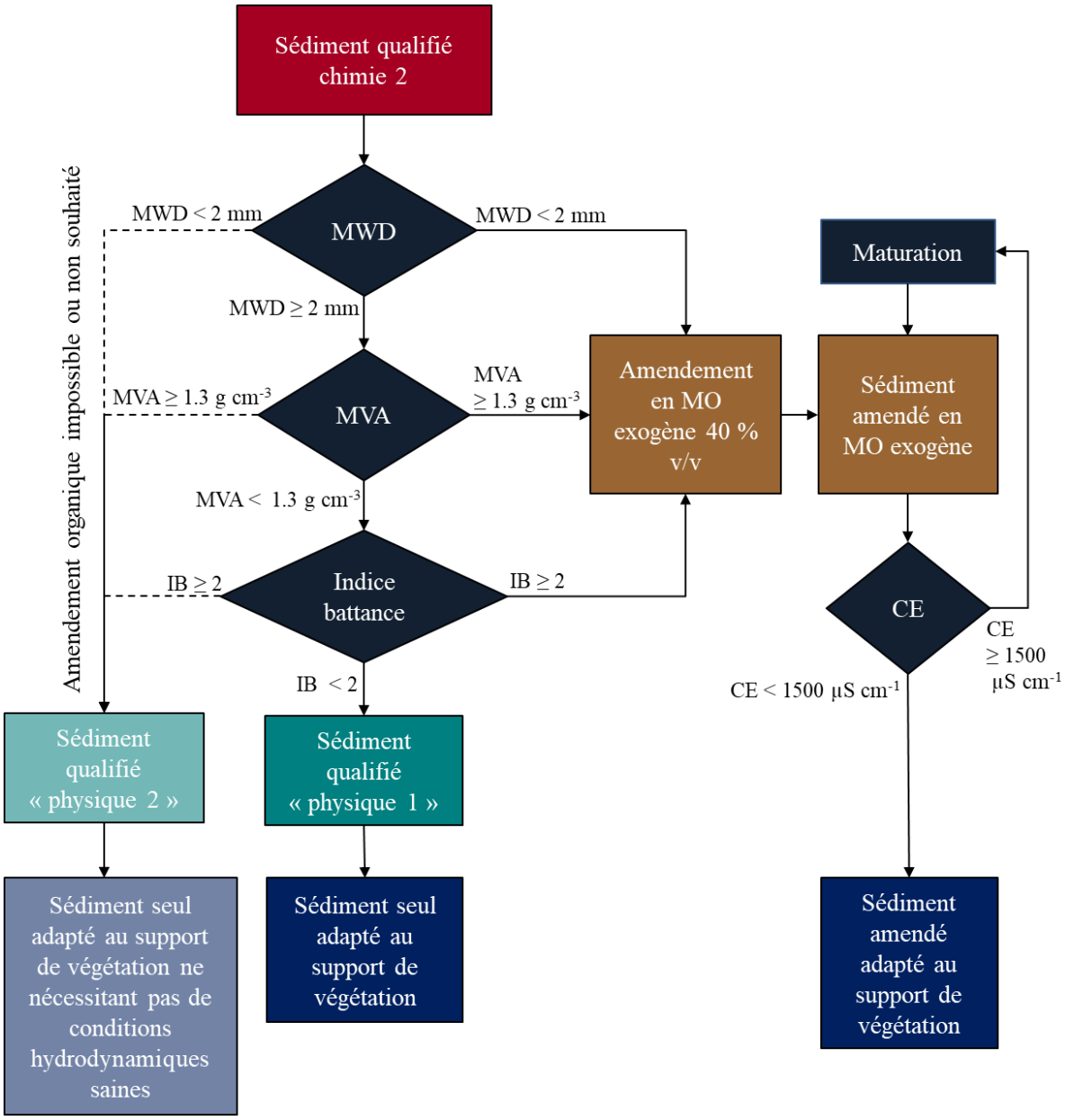


Figure 8.4 : Etapes de sélection d'un sédiment pour la construction de sol selon les critères physiques. MWD = stabilité des agrégats, MVA = masse volumique apparente, IB= indice de battance

2.2.3 Usages des sédiments sélectionnés

L'usage des sédiments seuls ou amendés en MO exogène, sélectionnés par le logigramme sont *a priori* aptes au support de végétation pour tous les usages souhaités. Toutefois pour maximiser les chances de succès d'implantation végétale, 3 critères agronomiques (teneur en $N\text{-}NO_3^-$, teneur en $CaCO_3$ et pH eau) permettent d'adapter au mieux les propriétés agronomiques des matériaux avec les exigences spécifiques de certains types de végétation (figure 8.5). Selon ces 3 critères, le sédiment sera plus adapté à une flore fixatrice d'azote atmosphérique, à une flore calcicole, à une flore basophile, à une flore acidophile ou bien à une flore sans exigence ou capacité particulière.

Ces orientations permettent de choisir l'usage le plus approprié aux sols construits : (i) construction d'aménagements paysagers et d'espaces verts urbains, (ii) restauration écologique ou (iii) usage intermédiaire suivant les propriétés des sols construits.

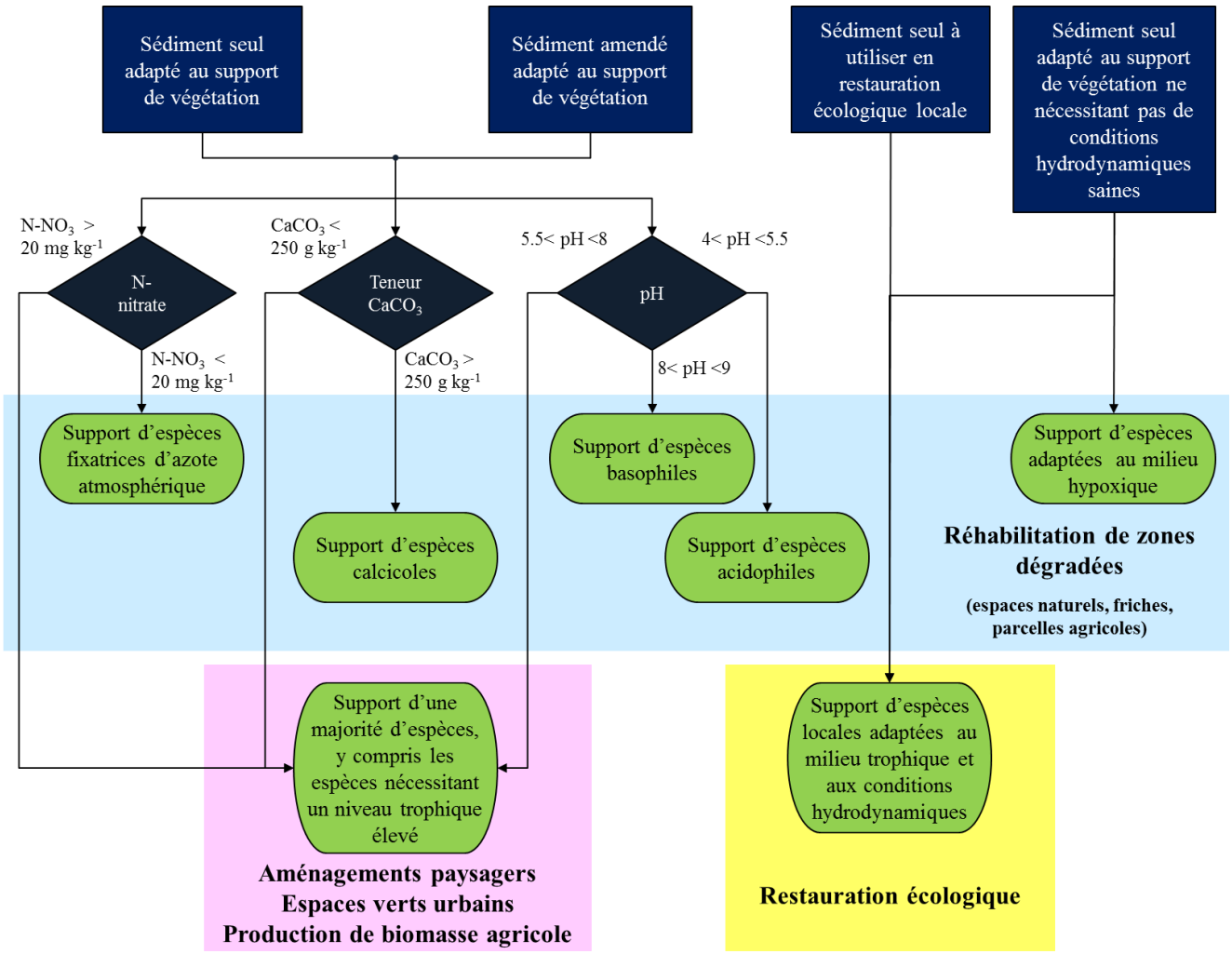


Figure 8.5 : Adéquation entre les propriétés principales des sédiments ou des mélanges sédiment-compost et les types de flore les plus adaptées

2.2.4 Limites du logigramme établi

Les choix des critères, leurs agencements et les valeurs seuils proposées ont été déterminées à partir de l'étude de 6 sédiments seulement, ce qui laisse penser que l'application de ce logigramme à d'autres types de sédiments, pourrait nécessiter de les compléter avec d'autres critères ou de modifier les seuils fixés. Par exemple, le taux de pyrite (FeS_2) restant après déshydratation pourrait être pris en compte car l'oxydation de ce minéral entraine la formation d'acide sulfurique (H_2SO_4) susceptible de faire chuter le pH après la construction du sol (Pons et Van Der Molen, 1973). Toutefois, la pyrite n'a pas été prise en compte dans le logigramme car il s'agit d'un minéral essentiellement présent dans les sédiments d'origine marine et n'était pas

présente dans le sédiment RAN, le seul sédiment d'origine marine étudié. La texture n'a également pas été prise en compte car celles des sédiments étudiés étaient relativement proches et équilibrées. Ce critère n'est donc pas apparu comme discriminant. Cependant le fort risque de battance engendré par une texture limoneuse a été pris en compte dans le logigramme. Les textures très sableuses pourraient être amendées directement en MO exogène pour améliorer les propriétés agronomiques des sédiments (réserve utile, CEC, agréation…). Néanmoins, au regard de l'importance des paramètres considérés dans ce logigramme, nous pensons qu'il est applicable à un large panel de sédiments fins de barrage hydroélectrique.

Les valeurs seuils des critères agronomiques proposées dans le logigramme ont été définies pour sélectionner les sédiments adaptés au support d'une majorité d'espèces végétales, tout comme le permettrait en théorie une terre végétale normalisée. Les sédiments sélectionnés pourraient donc être capables de supporter des espèces végétales aux besoins très contrastés, y compris celles nécessitant un niveau trophique élevé et des conditions hydrodynamiques saines. Ceci est important pour les aménageurs paysagers pour qui les impératifs ornementaux et esthétiques priment souvent sur les propriétés pédologiques du « substrat » qu'ils utilisent. Des critères moins restrictifs permettraient de sélectionner des sédiments qui ont des propriétés agronomiques propices au développement de certaines espèces végétales (e.g. si déficit en N, alors les plantes fixatrices d'N atmosphériques seront favorisées). L'usage futur des sols et donc le type de flore implantée et les modes de gestion de ces espaces définissent, en partie au moins, les valeurs seuils à fixer.

L'objectif du logigramme étant de pouvoir être utilisé directement par les gestionnaires de barrage pour savoir si un sédiment peut être valorisé ou non en construction de sol et sous quelles conditions, il est indispensable d'employer des paramètres mesurables directement sur le sédiment initial à des coûts raisonnables.
L'évaluation environnementale est incontournable et dépendra de la législation (ETM totaux, ETM disponibles, CTO, écotoxicologie). Les 12 critères chimiques retenus dans le logigramme nécessitent de mesurer 13 paramètres agronomiques.

- pH eau
- Conductivité électrique
- Teneur totale en azote
- Teneur en phosphore disponible (Méthode Olsen)
- Teneur en potassium échangeable
- Indice de Pouvoir Chlorant, calculé à partir des teneurs en Fe $_{\text{extractible}}$ et en calcaire actif
- Teneurs en Cu, Zn et Mn extractible à l'EDTA
- Teneur total en carbone organique
- Teneur en Azote nitrate
- Teneur en carbonate de calcium

Ces paramètres sont analysés en routine dans le cadre d'analyse de sol réalisée par des laboratoires privés pour des coûts relativement faibles. Ils ne constituent donc pas un obstacle à l'utilisation du logigramme.

Les 3 critères physiques sélectionnés nécessitent de mesurer 4 paramètres agronomiques :

- Stabilité des agrégats (méthode Le Bissonnais et Le Souder (1995)
- Masse volumique apparente
- Indice de battance calculé à partir de la texture 5 classes, de la teneur en matière organique et du pH eau

La texture, la teneur en MO et le pH sont analysés en routine dans le cadre d'analyse de sol réalisée par des laboratoires privés pour des coûts relativement faibles. En revanche, la stabilité des agrégats ainsi que la masse volumique apparente doivent être mesurés sur des échantillons non remaniés, difficile à transporter et donc à envoyer au laboratoire d'analyse. Ces deux critères pourraient être handicapants pour l'utilisation simple et rapide du logigramme. Pour pallier ce problème, la stabilité des agrégats pourrait être estimée à partir d'une fonction de pédotransfert telle que celle proposée dans la thèse et qui se base sur la teneur totale en carbone organique (Eq. 8.1). La masse volumique pourrait être estimée à partir d'abaque de la littérature comme celle proposée par Hanks et Lewandowski (2003) qui se basent sur la texture. Cependant l'acquisition de données supplémentaires sur d'autres types de sédiment semble indispensable pour vérifier la fiabilité des fonctions de pédotransfert ainsi que pour vérifier la pertinence de l'application d'abaques, définis initialement pour des sols agricoles, aux sols construits à partir de sédiments.

3 Evaluation des services écosystémiques rendus par les sols construits

Jusqu'à présent, la thèse s'est focalisée sur l'évaluation de la fonction de support de végétation que pourrait fournir les sols construits à partir de sédiments. Or, les sols construits peuvent être à l'origine d'autres services écosystémiques que celui d'approvisionnement en biomasse. Cette partie s'attache à estimer les principaux autres services fournis par les sols étudiés.

3.1 Outil DESTISOL

Dans le but d'évaluer les capacités des sols à remplir différents services écosystémiques, des données pédologiques mesurées à l'état initial des sols construits (TAC, STA, SPO, CLA, FLU, RAN, TV et leurs mélanges) ont permis d'alimenter l'outil DESTISOL (projet DESTISOL (2014-2017) présenté au § 4.2 du chapitre 1. Cet outil propose une méthodologie générique applicable aux zones urbaines et péri-urbaines, qui permet d'évaluer la capacité d'un sol à remplir différents services écosystémiques. Le but de cette évaluation est d'optimiser l'utilisation du sol dans un projet d'urbanisme en fonction des services qu'il peut potentiellement fournir.

Cet outil est initialement élaboré pour évaluer les services écosystémiques de sol en place. L'utilisation des données à l'état initial des matériaux étudiés permet d'utiliser l'outil avant la construction effective du sol, dans le but d'évaluer au préalable les bénéfices du procédé de

construction de sol. Le scénario d'un sol construit d'une épaisseur de 30 cm pour accueillir une végétation préférentiellement herbacée a été retenu.

Parmi les 18 services écosystémiques traités par l'outil, 6 ont été sélectionnés car ils sont susceptibles d'être directement liés aux objectifs des sols construits à partir de sédiments pour le support de végétation : (1) régulation du climat global par stockage de C, (2) régulation des aléas naturels pour lutter contre les inondations et limiter l'érosion des sols, (3) support de végétation herbacée, (4) arbustive et (5) arborée et (6) stockage de déchets. La capacité de stockage des déchets évaluée par l'outil a été paramétrée pour rendre compte de la capacité d'un sol à assimiler un dépôt de déchets (principalement organique) qui aurait lieu sur le sol. Il n'évalue pas le fait que les sols aient été construits à partir de déchets (sédiments, compost de déchets verts) et permettent d'économiser la ressource naturelle terre végétale. L'outil DESTISOL attribue des notes comprises entre 0, absence de ce service rendu par le sol, et 25 (le sol rempli pleinement le service considéré, pour chaque service écosystémique en fonction de gammes de valeurs définies. Pour faciliter la lisibilité ces notes ont été ramenées sur 10 et sont présentées dans la figure 8.6 pour chaque modalité des sols construits à partir de sédiments.

L'outil DESTISOL propose des profils de services écosystémiques relativement proches entre les sédiments purs du Massif Central et de Bretagne TAC, STA, RAN et le témoin TV. Ces matériaux semblent propices à lutter contre les inondations (forte capacité d'infiltration et de stockage en eau) et l'érosion des sols en ayant des notes élevées en régulation des aléas naturels, comprises entre 8.4/10 (RAN et TV) et 8.6/10 (TAC et STA). DESTISOL leur attribue une faible capacité à stocker le carbone (notes comprises entre 3.0/10 (RAN et TV) et 3.3/10 (TAC et STA). Ils sont jugés comme relativement peu fertiles quelle que soit la strate végétale supportée (entre 4.3/10 pour TAC et 4.5/10 pour STA et RAN (4.4/10 pour TV)). Ces matériaux purs ont une capacité à stocker des déchets satisfaisante (entre 6.8/10 pour TV et 7.6/10 pour RAN). Les sédiments alpins SPO, CLA et FLU, plus minéraux que les sédiments précédents, ont des profils semblables et ont des notes similaires à TV (6.8/10) pour le stockage de déchets mais ont des notes systématiquement inférieures à celles de TV pour les autres services (-4.7 points, -2.7 points, -1.3 points, en moyenne, pour les services de gestion de l'eau, de stockage de carbone et de fertilité, respectivement). Les profils de services écosystémiques des mélanges avec compost sont tous similaires entre eux et à celui de TVCo quel que soit le sédiment initial. Ils ont globalement des notes respectives proches de celles de TAC, STA, RAN et TV.

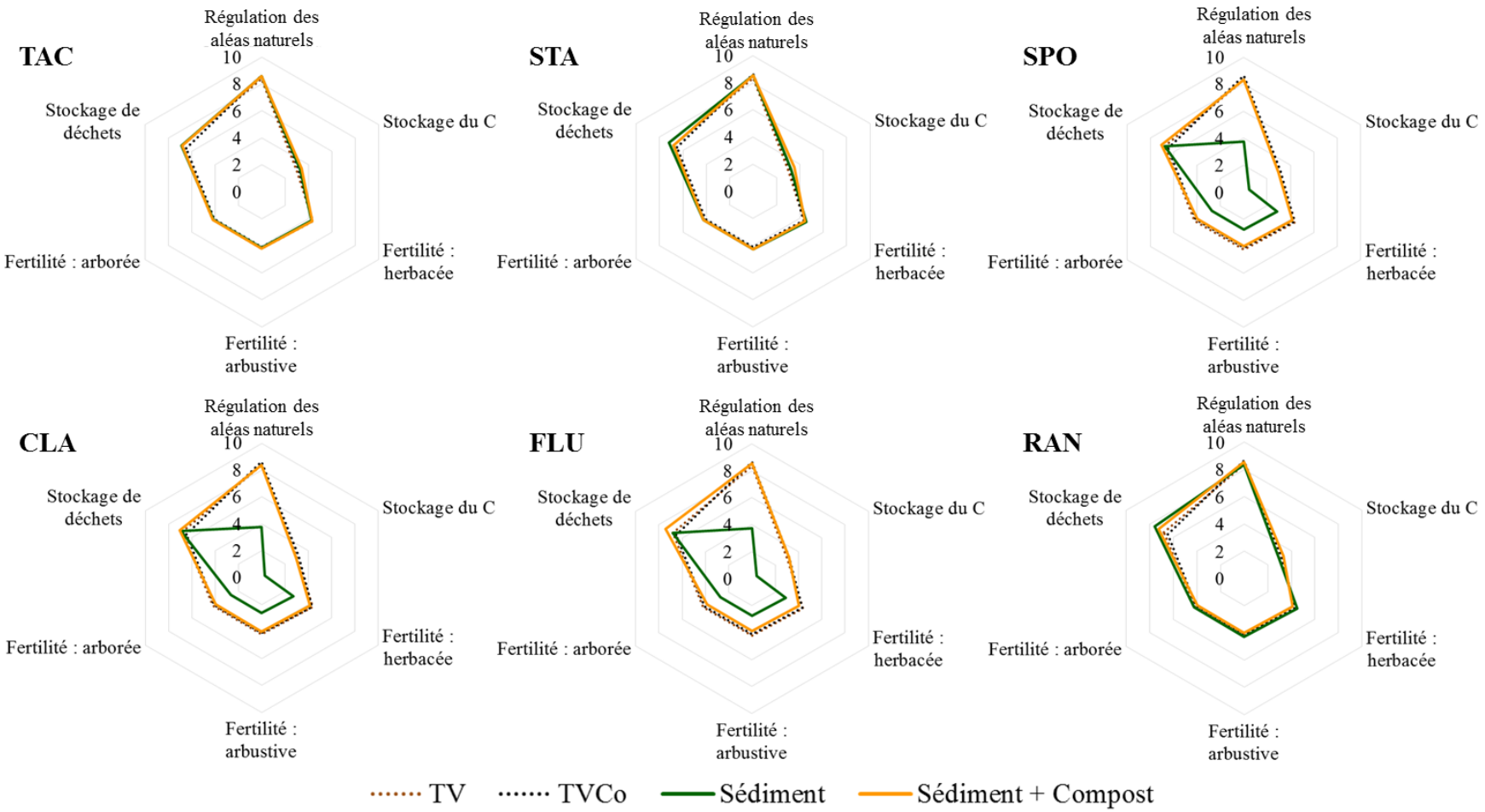


Figure 8.6 : Notation sur 10 de chacun des 6 services écosystémiques étudiés pour les sols construits, d'après l'outil DESTISOL (projet DESTISOL 2014-2017). Les données utilisées sont celles mesurées à l'état initial sur TAC, STA, SPO et CLA FLU, RAN et leurs mélanges pour une profondeur de sol de 30 cm

L'outil DESTISOL regroupe bien les matériaux étudiés comme dans la thèse en distinguant les sédiments alpins SPO, CLA et FLU par leur structure relativement peu développée ainsi que les risques importants de croûte de battance, qui limitent leur capacité de régulation des aléas naturels. L'outil met également en évidence que ces services sont améliorés lors d'un apport de compost dans les sédiments. Bien que l'outil DESTISOL mette en évidence une moindre fertilité des sédiments SPO, CLA et FLU par rapport aux autres matériaux purs, il attribue des notes relativement faibles aux sédiments du Massif central et de Bretagne produisant beaucoup de biomasse végétale (TAC, STA, RAN) ainsi qu'à la terre végétale testée (TV) par rapport aux résultats exposés au Chapitre 7. Cela pourrait s'expliquer par le fait que la fertilité évaluée par l'outil s'intéresse à la fertilité globale du sol quelle que soit l'espèce supportée, alors que la production de biomasse mesurée dans notre expérimentation dépend de l'espèce implantée : *Lolium perenne.*

3.2 Adaptation partielle de l'outil DESTISOL aux sols construits à partir de matériaux technogéniques

L'outil DESTISOL n'a pas été prévu pour estimer les services écosystémiques d'un sol préalablement à sa construction. De plus, il doit permettre d'évaluer l'ensemble des 18 services écosystémiques pris en charge pour tous les types de sols urbains et péri-urbains. Il n'est donc pas spécialisé dans l'étude des sols construits à partir de sédiments. Dans l'objectif d'adapter l'outil à l'évaluation des 6 services écosystémiques retenus des sols construits à partir de sédiments, une adaptation de l'outil est proposée.

La valorisation de sédiments en construction de sol, considérés réglementairement comme des déchets, constitue un service écosystémique à part entière. Il s'agit du service de valorisation de déchets qui implique également la préservation de la matière première habituellement utilisée en construction de sol (e.g. la terre végétale). Dans l'adaptation, ce service, nommé « Valorisation de déchets », remplace le service de « Stockage de déchets » initialement proposé. En effet ce service servait à estimer la capacité d'un sol en place à intégrer des déchets.

L'adaptation permet également d'évaluer la fertilité herbacée, arbustive et arborée de façon moins générique que l'outil DESTISOL pour se focaliser sur la fertilité des sols adaptés au support de ray-grass, qui est une espèce largement utilisée en espace végétalisé (strate herbacée). Cela permettrait aux aménageurs d'évaluer les sols construits les plus adaptés au support de végétation ornementale. De plus, l'outil DESTISOL est développé pour l'évaluation des services rendus par des sols en place à partir d'indicateurs pédologiques facilement appréhendables sur le terrain par des néophytes en pédologie. Or certains des indicateurs pédologiques choisis semblent peu adaptés à l'évaluation des services rendus par des sols construits à partir de matériaux non pédologiques (e.g. couleur) et peu adaptés au fait que le sol ne soit pas encore en place (e.g. densité racinaire et trace d'activité biologique). Certains indicateurs semblent subjectifs et difficiles à estimer qualitativement (e.g. compacité) et d'autres ne sont pas adaptés aux sédiments

(e.g. traces d'hydromorphie). L'outil adapté au contexte des sols construits à partir de sédiments support de végétation est présenté en détail dans l'annexe 8.4. Les principales modifications sont :

- La simplification de l'outil par une prise en compte de 6 services sur les 18 initiaux
- Le remplacement de l'indicateur « couleur » par l'indicateur « teneur en MO » qui existe déjà dans DESTISOL, car les couleurs proposées pénalisent automatiquement les couleurs non pédologiques et pénalisent donc les sédiments de couleurs gris-bleuté foncées (SPO, CLA et FLU).
- Les indicateurs « densité racinaire » et « trace d'activité racinaire » sont peu adaptés à l'estimation des services écosystémiques rendus par les sols avant leur mise en place et ont donc été retirés
- L'indicateur « compacité » a été remplacé par la masse volumique apparente jugée moins subjective
- L'indicateur « trace d'hydromorphie » n'est pas adapté aux sédiments car de nombreuses traces héritées d'oxydo-réduction sont visibles dans les sédiments une fois déshydratés mais elles ne traduisent pas un fonctionnement hydrodynamique particulier
- L'indicateur « stabilité des agrégats » a été ajouté pour souligner l'aptitude des sols construits à résister à l'érosion et estimer le risque d'apparition d'une croûte de battance.

Les notations des 14 sols étudiés estimées à partir de l'adaptation de l'outil initial sont présentées dans la figure 8.7. D'après cet outil, tous les sols construits ont une forte capacité à lutter contre les inondations et contre l'érosion (service de régulation des aléas naturels) (note comprises entre 6.0/10 pour SPOCo et CLACo et 8.7/10 pour TAC, STA, TACCo et STACo (7.3/10 pour TV)). Ces notes corroborent celles obtenues avec l'outil initial. SPO et CLA sont les sédiments les moins enclins à stocker le C (6.7/10) et ont une performance similaire à celle de TV (6.7/10).
Les autres matériaux ont des notes plus élevées pour ce service (jusqu'à 9.2/10 pour TAC et RAN). La fertilité des sols construits, toutes strates confondues, obtient des notes comprises entre 6.7/10 (RAN) et 8.8/10 (STA) pour les sédiments purs TAC, STA, RAN. Pour les autres sédiments la fertilité est plus faible avec des notes de 4.8/10 (SPO), 3.9/10 (CLA) et 5.8/10 (FLU), inférieures à celle de TV (7.3/10), en moyenne. L'apport de compost augmente systématiquement les notes de +0.6 points (STA) à +2.7 points (CLA) (+0.3 points pour TV) attribuées à ce service.
Le service de réutilisation de déchets ne dépend pas des propriétés des sols, à l'exception de la profondeur, car il traduit la capacité d'économie de la terre végétale et de la valorisation de déchets lors de la construction des sols. La construction de sol avec uniquement de la terre végétale confère une note de 2.5/10. L'apport de 40% (v:v) de compost de déchets verts dans la terre végétale donne au sol la note de 5.8/10. Les sols construits à partir de sédiments purs obtiennent la note de 7.5/10 qui augmente lorsque d'autres déchets interviennent dans la construction du sol (compost de déchets verts) pour atteindre 9.2/10. Les notes de ce service ont été calculées pour une profondeur de sol construit de 30 cm.

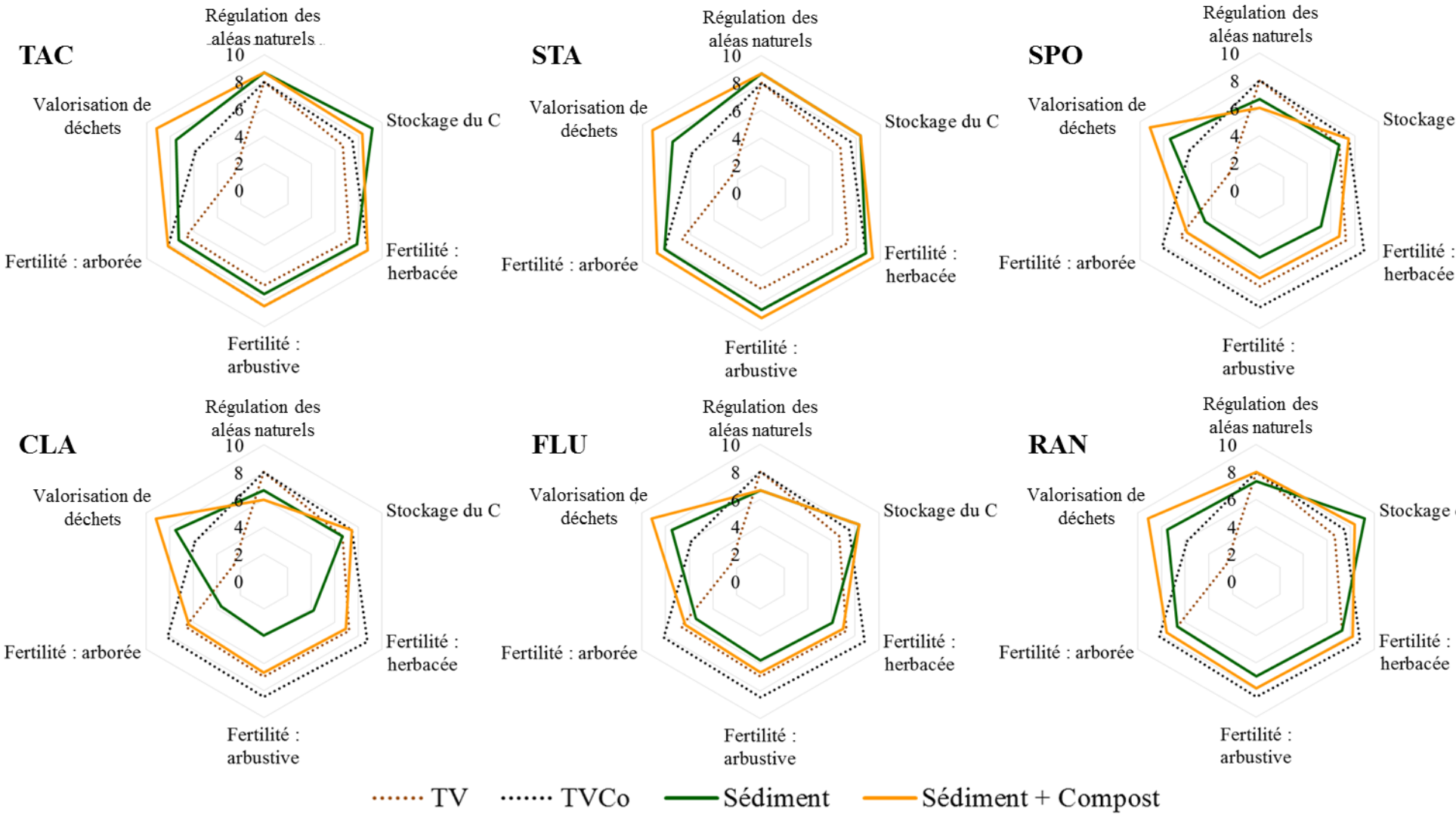


Figure 8.7 : Notation sur 10 de chacun des 6 services écosystémiques étudiés pour les sols construits, d'après l'adaptation de l'outil DESTISOL (projet DESTISOL 2014-2017). Les données utilisées sont celles mesurée à l'état initial sur TAC, STA, SPO et CLA FLU, RAN et leurs mélanges pour une profondeur de sol de 30 cm

L'évaluation de 6 services écosystémiques sélectionnés rendus par les sols construits à partir de sédiments à l'aide de l'outil DESTISOL permet d'obtenir des notations en accord avec les principales conclusions des chapitres 6 et 7. En effet, la notation permet de distinguer les sédiments les moins bien structurés (SPO, CLA, FLU) susceptibles d'être moins enclins à lutter contre les phénomènes d'inondation et d'érosion des sols. Il permet également de détecter les sols globalement moins fertiles que les autres, (SPO, CLA, FLU). Toutefois, il indique une note relativement basse pour les sédiments bien adaptés au support de ray-grass (TAC, STA et RAN), ainsi que pour le témoin TV, pourtant utilisé pour la mise en place d'espaces verts de la ville d'Angers.

L'adaptation de l'outil d'évaluation a permis d'accroitre les différences entre sédiments adaptés au support de ray-grass et sédiments peu adaptés. Elle a également conduit à une modification des indicateurs pédologiques utilisés pour être en adéquation avec les contraintes de la construction de sol à partir de sédiments. Toutefois, ces modifications d'indicateurs rendent l'utilisation de l'outil moins immédiate sur le terrain (mesures de la masse volumique apparente et de la stabilité des agrégats à effectuer au laboratoire). L'objectif du service de régulation de réutilisation de déchets a été revu pour prendre en compte l'économie de terre végétale et la valorisation de déchets pour la construction de sol.

Il serait intéressant de compléter l'adaptation de l'outil DESTISOL pour être capable d'évaluer l'ensemble des services écosystémiques fournis par les sols construits, comme notamment, le support de biodiversité, l'atténuation des îlots de chaleur, la régulation de la qualité de l'air, la purification de l'eau, la production d'aliment (Services évalués par DESTISOL), mais aussi le service de régulation de la santé humaine ou encore des services culturaux comme l'esthétisme, le bien-être, la récréation et l'archive des activités humaines.

4 Conclusion

Bien que les expérimentations menées au cours de la thèse ne permettent pas d'évaluer la fertilité des sols construits à long terme, la prédiction du stock de carbone dans les sols à partir du modèle RothC permet de l'estimer en se basant sur la teneur en carbone organique et la stabilité des agrégats qu'elle engendre. L'utilisation conjointe du modèle RothC et de la fonction de pédotransfert reliant la stabilité des agrégats à la teneur en COT a débouché sur la détermination d'un seuil (28.1 g kg^{-1}) de COT initial, en dessous duquel un sédiment ne pourrait pas atteindre une stabilité des agrégats supérieure à 2 mm à long terme (méthode de Le Bissonnais et Le Souder, 1995). La combinaison de ce seuil avec les indicateurs pédologiques directement impliqués dans la production de biomasse végétale identifiés au chapitre 7 et l'évaluation environnementale du chapitre 4, ont permis d'élaborer un logigramme présentant étape par étape, les critères de sélections à privilégier pour savoir (i) si le sédiment peut être utilisé en construction de sol d'un point de vue environnementale, (ii) si un sédiment seul est apte au support de végétation, (iii) si un amendement en MO exogène est nécessaire pour améliorer ses performances agronomiques et (iv) pour quels types de flore le sédiment (ou le mélange sédiment+MO exogène) est le plus adapté selon l'usage attendu.

L'usage recherché du sol construit va influencer le type de végétation implantée (e.g. végétation ornementale, végétation spontanée) et le mode de gestion des espaces ainsi créés (e.g. gestion extensive avec peu ou pas d'intervention humaine, gestion intensive avec export de biomasse aérienne produite). Le logigramme permet d'identifier les sédiments (ou les mélanges sédiment+compost) adaptés à 3 usages distincts (figure 8.8) :

- Aménagements paysagers et espaces verts urbains, Production de biomasse agricole : le sédiment est capable de fournir un niveau trophique élevé et des conditions hydrodynamiques saines, propices au développement d'une grande majorité d'espèces végétales.
- Restauration écologique : le sédiment répond aux besoins d'une flore locale adaptée aux conditions pédoclimatiques du bassin versant d'où il provient.
- Usage mixte - réhabilitation de zones dégradées : le sédiment ne répond qu'aux besoins d'une végétation particulière. Cela oblige l'aménageur à adapter le type de couvert végétal aux propriétés agronomiques du sédiment. Cet usage pourrait correspondre plus particulièrement à la réhabilitation de zones dégradées pour laquelle il y a, *a priori*, moins d'attente esthétiques et économiques que pour l'installation d'espaces verts, mais qui permet l'implantation d'une flore indépendante de la flore locale, contrairement à la restauration écologique.

Les sols construits à partir de sédiments semblent capables de fournir différents services écosystémiques (régulation du climat globale par stockage de carbone, régulation des aléas naturels pour lutter contre les inondations et limiter l'érosion des sols, support de végétation herbacée, arbustive et arborée et stockage de déchets) de façon plus ou moins marqués en fonction de leurs propriétés pédologiques et des modalités de construction de sol employées (pente, profondeur du sol, amendement en compost de déchets verts). L'outil DESTISOL est performant et permet une comparaison relative entre deux sols construits contrastés. Toutefois une adaptation de cet outil dédiée aux sols construits à partir de sédiments rend mieux compte du potentiel de support de végétation et du service de régulation « économie de terre végétale, protection des sols naturels, recyclage de déchets et voie de valorisation des sédiments ».

Pour que les services écosystémiques attendus soient effectifs une fois les sols en place, il faut que les prétraitements (déshydratation, mélange avec des matériaux organiques…), les conditions de manipulation et de mise en place des matériaux sélectionnées aient été adéquates. Les procédés de génie pédologique mis en œuvre permettent d'accélérer la déshydratation du sédiment par rapport à la pédogenèse naturelle, et ainsi d'établir un sol fonctionnel support de végétation dans un délai beaucoup plus court qu'en conditions naturelles (quelques semaines à quelques années, au lieu de plusieurs années à plusieurs siècles). Le procédé de génie pédologique à mettre en œuvre doit être défini et décrit avec précision sur le modèle des règles professionnelles proposées par l'Union Nationale des Entreprises du Paysage (UNEP) afin de limiter les échecs de construction de sols liés à de mauvaises pratiques

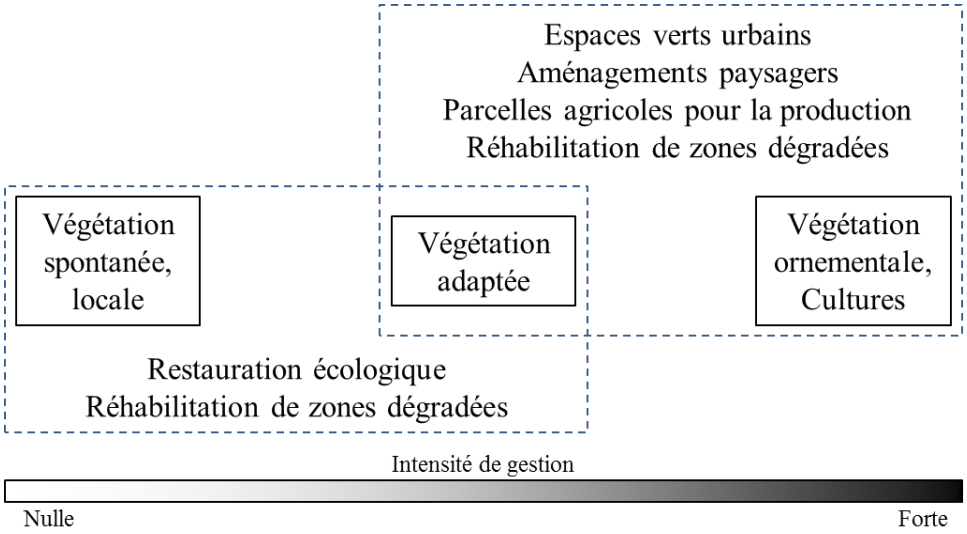


Figure 8.8 : Relations entre types de flore, usages et intensités de gestion influençant la construction de sol à partir de sédiments.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

1. Rappel des objectifs scientifiques de la thèse et méthodologie mise en œuvre

L'état de l'art et les enjeux de la thèse ont permis de fixer quatre objectifs scientifiques :

- Caractériser les sédiments fins de retenues hydroélectriques d'un point de vue agronomique pour déterminer leur utilisation potentielle en construction de sol végétalisé.
- Evaluer la fertilité physique, chimique et biologique des sols construits végétalisés à partir de sédiments fins et suivre leur évolution dans le temps.
- Observer et comprendre les interactions entre sédiments fins et matière organique exogène apportée en grande quantité lors de la mise en place du sol et mettre en évidence d'éventuels bénéfices de l'apport de matière organique exogène sur la fertilité des sols construits.
- Evaluer la durabilité du système « sol construit » en mesurant les évolutions des caractéristiques agronomiques à court terme après la mise en place du sol et en modélisant les évolutions agronomiques du système sol à moyen terme.

Pour répondre à ces objectifs, une approche expérimentale, composée de deux expérimentations complémentaires a été choisie :

- Une expérimentation en bacs lysimétriques : elle a permis l'étude environnementale et agronomique de dix modalités de sol construit, en conditions *in situ*, pendant une durée de vingt-quatre mois. Les volumes de sols construits étaient de 236 L par modalité.
- Une expérimentation sous serre : elle a permis l'étude agronomique et plus particulièrement la mise en évidence de certains facteurs influençant la structuration des sols construits. Quatorze modalités de sols construits ont été étudiées en conditions semi-contrôlées, pendant trois mois. Les volumes de sols construits étaient de 0.8 L par modalité.

2. Hypothèses de travail

La démarche entreprise dans le cadre de la thèse ainsi que les résultats obtenus permettent d'apporter des éléments de réponse à chacune des quatre hypothèses initialement posées.

■ *Hypothèse 1 : Les sédiments étudiés ne sont pas contaminés et leur valorisation en construction de sol ne présente pas de danger pour l'environnement.*

Une batterie de tests effectués sur les matériaux initiaux ainsi que le suivi quantitatif des éventuelles traces de contaminants métalliques dans les eaux de percolation des lysimètres, permettent d'affirmer que l'utilisation des sédiments étudiés en construction de sols ne présente pas de risque pour l'environnement, notamment pour les ressources en eau situées au droit des

sols construits. Les tests écotoxicologiques réalisés sur les sédiments initiaux, le développement d'une couverture végétale à la surface des sols construits et la présence de biomasses microbiennes similaires voire supérieures aux biomasses microbiennes mesurées sur des sols de pairies ou forestiers, suggèrent que les sols construits à partir de sédiments fins sont en bon état biologique et ne présentent pas de toxicité. Enfin, les quantités des éléments et substances relargués par les sols construits mesurées dans les eaux de percolation étaient proches ou inférieurs aux seuils acceptés pour l'eau potables.

■ *Hypothèse 2 : Les sédiments fins de retenues hydroélectriques peuvent être utilisés pour la construction de sol support de végétation.*

Les six sédiments fins étudiés présentaient des propriétés agronomiques contrastées. Cependant, tous les sédiments purs ont assuré la fonction de support de développement du ray-grass anglais (*Lolium perenne*) durant la totalité des expérimentations (essais sous serre et en bacs lysimétriques *in situ*). L'expérimentation *in situ*, a aussi montré une évolution de la couverture végétale au cours du temps, en termes de diversité floristique. Des espèces végétales, mieux adaptées que le ray-grass au niveau trophique et aux conditions hydrodynamiques de certains sols construits, ont spontanément colonisé la surface de ces sols. D'après les relevés botaniques effectués, les espèces colonisatrices proviendraient d'une colonisation éolienne des sols construits par des graines d'espèces anémochores ou de la banque de graines initialement présente dans les sédiments. Aucune espèce exotique envahissante n'a été observée.

■ *Hypothèse 3 : Les sédiments seuls n'ont pas une fertilité physique satisfaisante pour être utilisés en l'état pour la construction de sol végétalisé.*

D'après les observations initiales, les sédiments alors émergés ne possèdent pas de structure pédologique. Ils ont donc théoriquement une fertilité physique peu adaptée au développement de plantes. Toutefois, la réponse à cette hypothèse doit être nuancée. En effet, certains sédiments fins, ceux de plaine ou de moyenne montagne (TAC, STA, RAN) ont une forte capacité à former des macroagrégats stables dès la première déshydratation. Cela leur confère des propriétés physiques et hydrodynamiques satisfaisantes. D'un point de vue physique, ces sédiments pourraient donc clairement être utilisés seuls pour le support de végétation. D'autres sédiments plus minéraux, issus de bassins versants de haute altitude (SPO, CLA, FLU), ont une capacité limitée à former des agrégats stables au cours des premiers mois de pédogenèse. Cette faible structuration leur confère des propriétés physiques et hydrodynamiques défavorables au développement de certaines espèces végétales, mais elles sont susceptibles de satisfaire les besoins d'autres espèces plus adaptées, comme le démontre la colonisation spontanée d'espèces pionnières à plus long terme. Bien que potentiellement limitée, la fertilité physique des sédiments seuls ne constitue pas un frein à son utilisation en construction de sol support de végétation.

■ *Hypothèse 4 : Un apport de matériaux organiques exogènes est capable d'améliorer à court et à long terme les propriétés agronomiques des sédiments.*

L'incorporation de 40 % en volume de compost de déchets verts dans les sédiments permet d'améliorer leur fertilité physique en augmentant la porosité, en diminuant la masse volumique apparente et en augmentant la capacité à se structurer au cours du temps. Du point de vue chimique, l'apport de compost a un effet contrasté. A court terme (12 premiers mois environ), l'incorporation d'une forte quantité de carbone organique favorise le développement de microorganismes qui consomment l'azote minéral disponible et provoquent une carence induite en azote pour les plantes. A plus long terme, cette faim d'azote s'estompe et l'équilibre qui s'installe dans les sols permet une restitution d'une fraction d'azote minéral pour les plantes. Le compost apporte aux sédiments des éléments majeurs et des oligo-éléments qui peuvent être en quantité insuffisante dans certains sédiments. Enfin, l'apport de compost tamponne le pH des sols construits, limitant la présence de pH extrêmes (trop acides ou trop basiques).

3. Principaux résultats scientifiques

D'un point de vue pédologique, l'étude des phases précoces de la pédogenèse de sols construits à partir de sédiments fins a permis de mettre en évidence **des similitudes entre pédogénèse naturelle des sédiments** (dénommée par le terme anglais « ripening ») qui forme des Fluviosols ou des Thalassosols **et la pédogenèse des Anthroposols construits à partir de sédiments**. En milieu naturel, la déshydratation joue un rôle moteur de la pédogenèse en favorisant l'entrée de l'oxygène dans le système via la porosité libérée par l'eau. Cet oxygène oxyde une partie des composés réduits, relance l'activité microbiologique et favorise l'implantation de végétaux. Grâce à cela, une structure apparait progressivement dans le sol qui devient fonctionnel et apte au support de végétation. La déshydratation semble être le facteur limitant de la pédogénèse. L'extraction anthropique et la déshydratation en pseudo-lagune des sédiments étudiés ont permis d'accélérer leur déshydratation et donc leur pédogenèse. Dès la phase de déshydratation, les sédiments ont formé des agrégats plus ou moins stables et quelques mois après leur sortie de l'eau, tous les sédiments ont permis la germination du ray-grass et son développement, suggérant qu'ils ont acquis la capacité de support de végétation.

Les facteurs responsables de la formation et de la stabilité des agrégats dans les sols construits, sont semblables à ceux identifiés dans la littérature pour les sols naturels et agricoles. D'après les résultats de ces travaux, les argiles et plus particulièrement les phyllosilicates de type 1:1 favorisent la stabilité des agrégats. La MO endogène et exogène (i.e. initialement présente dans le sédiment et apportée lors du mélange avec du compost de déchets verts, respectivement) participe fortement à la mise en place et à la stabilité des agrégats, dès les premiers mois de pédogenèse. Les cycles humectation-dessiccation ont deux effets antagonistes sur l'agrégation. Les phases de dessiccation favorisent la formation d'agrégat, alors que les phases d'humectation ont tendance à détruire une partie des macroagrégats, vraisemblablement par un phénomène d'éclatement (« slaking »). La répétition de ces cycles au cours du temps en conditions contrôlées voit les phénomènes de destruction des agrégats dominer. En revanche, sur de plus longues périodes et en

conditions *in situ*, elles-mêmes soumises à l'alternance naturelle de cycles d'humectation-dessiccation, des agrégats stables se forment. Cela indique que d'autres facteurs sont impliqués dans la formation des agrégats, comme l'effet du système racinaire de la couverture végétale, l'influence de l'activité microbiologique et celle du temps.

4. Principaux résultats techniques

L'ensemble des résultats obtenus a permis d'apporter **des réponses techniques en faveur de la valorisation des sédiments en construction de sol**, en identifiant des paramètres pertinents pour sélectionner les sédiments les plus adaptés à la construction de sols supports de végétation. Ces paramètres sont également utilisés pour savoir si un apport de matière organique exogène sous forme de compost est à préconiser ou non. L'ensemble des paramètres environnementaux, physiques et chimiques ont été hiérarchisés et organisés pour élaborer un logigramme. Ce logigramme doit permettre au gestionnaire de sédiments de savoir :

- si le sédiment est environnementalement apte à être valorisé en construction de sol,
- si le sédiment peut être utilisé seul ou en mélange avec du compost de déchets verts pour maximiser les chances de succès d'implantation de la couverture végétale,
- pour quels types de végétation, le sol construit sera, *a priori*, le plus adapté.

Le futur usage du sol construit doit également être défini, à condition que les sédiments respectent les critères environnementaux. A ce jour trois usages sont envisagés.

<u>Usage en espaces verts, en aménagements paysagers ou en production de biomasse</u>

Cet usage est le plus contraignant car les aménageurs doivent prendre en compte des obligations esthétiques, ornementales, paysagères et économiques pour le choix des espèces implantées sur les sols construits. Les propriétés agronomiques de ces sols ne doivent alors pas être un obstacle à ce choix. Il faut donc que le sol puisse accueillir la majorité des espèces végétales ornementales ou agricoles, y compris celles qui nécessitent des niveaux trophiques élevés et des conditions hydrodynamiques saines. De plus, cet usage implique des modes de gestion qui peuvent être intensifs. La fertilité du sol construit doit donc être capable de se maintenir malgré un export de la biomasse végétale produite (taille, tonte, récolte…) qui limite voire empêche la réincorporation de matière organique dans les sols. La construction de sol pour cet usage semble réservée aux sédiments organiques (*i.e.* teneur idéale en COT supérieure à 28.1 g kg^{-1}) provenant de bassins versants de basse altitude, comme TAC, STA et RAN. Pour atteindre des niveaux élevés de fertilité, un apport de compost de déchets verts peut être préconisé, notamment en fonction de la teneur initiale des sédiments en certains éléments nutritifs.

La zone d'utilisation de ce type de sédiment dépendra principalement du coût de transport car il pourra être employé quelle que soit la zone géographique, notamment en zone urbaine, au même titre qu'une terre végétale.

Usage en restauration écologique

La restauration écologique consiste à remettre en place un écosystème fonctionnel similaire à celui qui était initialement présent sur la zone. Elle implique que des espèces locales, notamment végétales, se développent à nouveau sur la zone après une perturbation anthropique. Si la restauration nécessite la construction d'un sol, il est préférable que le matériau avec lequel il soit construit ait des propriétés agronomiques similaires aux sols initialement présents. Les sédiments provenant d'un bassin versant géographiquement proches et soumis aux mêmes conditions pédoclimatiques sont susceptibles de répondre à ces exigences. Même si leur niveau trophique et leurs propriétés hydrodynamiques semblent non adaptés à un usage en espace vert, ils pourraient supporter une flore locale, adaptée à leurs caractéristiques. Les deux types de sédiment identifiés (les sédiments organiques de basse altitude et les sédiments minéraux de haute altitude) sont potentiellement utilisables en restauration écologique si les critères géographiques et pédoclimatiques sont respectés. L'apport de matière organique exogène n'est pas préconisé, car il ne reflète pas, *a priori*, les conditions naturelles de l'écosystème. Cet usage doit être plus amplement exploré. C'est pourquoi en 2017, une étude portant sur la végétation développée spontanément sur des sédiments de retenue hydroélectriques, artificiellement exondés, a été entreprise par EDF. Deux sites pilotes ont également été mis en place dans les Alpes en 2016 et 2017, pour tester le développement de semences locales ou assimilées sur des sédiments. Ces sites localisés en haute altitude ont prouvé qu'une flore locale adaptée est capable de se développer sur les sédiments minéraux seuls ou sur des sols construits en mélange avec de la MO exogène. Le suivi à long terme de ces sites permettra d'apporter plus d'éléments.

Usage en réhabilitation de zones dégradées

Le but de la réhabilitation de zones dégradées est d'installer un écosystème fonctionnel sur une zone préalablement dégradée par des activités anthropiques, sans avoir pour objectif de recréer l'écosystème initialement en place. Si la réhabilitation nécessite la construction de nouveaux sols, les matériaux utilisés peuvent avoir des propriétés agronomiques variées, car aucune contrainte ne s'exerce *a priori* sur la flore à implanter. Ce type d'opération ne demande pas une végétalisation esthétique et immédiate comme l'usage en espace vert. Tous les sédiments, amendés en MO exogène ou non, pourraient être utilisés pour cet usage. Une temporalité plus longue est acceptable. Il faut cependant veiller à ce que les besoins de la flore implantée soient en adéquation avec les propriétés agronomiques des sols construits. Cet utilisation des sédiments n'est pas soumise aux contraintes géographiques et pédoclimatiques imposées à la restauration écologique. Comme pour l'usage en aménagement paysager, c'est principalement le coût de transport des sédiments vers le lieu d'utilisation qui déterminera la zone géographique d'implantation.Les conclusions déduites de cette thèse indiquent qu'une filière de valorisation des sédiments fins de retenue hydroélectrique est techniquement pertinente.

5. Perspectives scientifiques

Sur le plan scientifique, **les processus de pédogénèse** des sédiments fins doivent être mieux compris pour que des procédés de génie pédologique adaptés puissent être préconisés et ainsi optimiser la construction de sols adaptés au support de végétation. Il faudrait se pencher sur les modifications physico-chimiques induites par le passage de conditions anaérobies saturées en eau à des conditions aérobies désaturées en eau, qui commence dès l'extraction des sédiments de la masse d'eau et qui se poursuit tout au long de la phase de déshydratation. Les phénomènes physiques et mécaniques responsables de la formation des premiers agrégats mériteraient d'être identifiés, notamment pour sélectionner les sédiments les plus enclins à s'agréger et donc à proposer, *a priori*, des propriétés physiques et hydrodynamiques propices au support de végétation. Les phénomènes d'oxydo-réduction engendrés par le contact avec l'oxygène de l'air sont à l'origine d'une multitude de modifications des propriétés chimiques. L'étude de ces modifications en fonction du potentiel redox, donnerait des informations sur la spéciation et donc la disponibilité des contaminants, notamment métalliques, mais aussi sur la capacité de fourniture des éléments nutritifs indispensables pour le développement des plantes. Une étude fine de ce moment crucial de la pédogenèse des sédiments permettrait aussi de mieux comprendre les processus mis en jeu lors de la déshydratation, ce qui pourrait guider la mise au point de procédés de déshydratation des sédiments. Cette étape de déshydration s'avère indispensable préalablement à la valorisation agronomique, mais aussi à d'autres valorisation matière.

L'influence des organismes biologiques sur la pédogénèse des sédiments fins mérite d'être plus amplement explorée. Dans la thèse cet aspect n'a été abordé que de manière partielle. Or, les processus d'agrégation dans les sols naturels et agricoles sont directement et indirectement influencés par divers organismes (*e.g.* système racinaire des végétaux supérieurs, bactéries, champignons, vers de terre). Il est donc fortement probable que ces organismes participent aux phénomènes de structuration et plus largement à la pédogenèse des sédiments fins. De plus, seul le développement du ray-grass a été testé. La fertilité des sols construits devrait être évaluée vis-à-vis d'autres espèces, notamment arbustives et arborées comme celles utilisées en aménagements urbains.

Par la suite, le suivi pédologique et agronomique des sols construits doit être poursuivi à moyen ou long terme. EDF R&D, avec la participation d'EDF UP Alpes et CIH, DREAL Auvergne Rhône-Alpes, les agriculteurs du GAEC des Edelweiss, la Chambre d'Agriculture Savoie Mont Blanc à travers la Société d'Economie Alpestre 73 (SEA 73) et la SEM Agriculture Environnement, le conservatoire botanique alpin (CBNA) et la commune de Lanslebourg, a d'ailleurs mis en place des sites pilotes dans les Alpes pour s'intéresser à ces questions. Cela permettra d'aider à optimiser les procédés de génie pédologique à utiliser pour la construction de sol, notamment d'orienter le choix d'amender le sédiment en MO exogène ou non. En cas de préconisation d'amendement, les données pédologiques obtenues faciliteraient aussi la détermination du type de MO le plus adapté ainsi que la proportion de MO à apporter.

Du point de vue environnemental, la quantification et le suivi des contaminants éventuellement présents dans les sédiments, assimilés par les plantes qui se développent dessus, pourraient

autoriser la diversification des usages des sols construits à partir de sédiments, notamment en agriculture pour la production de biomasse alimentaire.

6. Perspectives opérationnelles

Sur le **plan opérationnel**, les techniques de **déshydratation** préalable à l'utilisation des sédiments doivent être investiguées. En effet, elles conditionnent strictement la possibilité de valorisation à terre des sédiments. Ces techniques devraient être relativement rapides, efficaces et économiquement acceptables. Une thèse menée à l'université de Caen, avec la participation d'EDF, porte actuellement sur la déshydratation mécanique des sédiments (Boullosa Allariz, soutenance prévue en 2018). Il serait intéressant de compléter cette approche mécanique par une approche biologique de la déshydratation. Le développement d'espèces végétales à la surface des sédiments accélère la déshydratation sous l'action drainante des racines et l'évapotranspiration des parties aériennes. L'implantation de ligneux comme *Salix spp.*, adaptés aux conditions anoxiques des sédiments initiaux saturés en eau, pourraient accélérer la déshydratation des sédiments dans le cas d'une lagune plantée et gérée comme un taillis à très courte rotation (TTCR). Cela permettrait en parallèle de produire de la biomasse végétale valorisable en bois énergie. La déshydration pourrait également être combinée à l'incorporation de MO exogène. Elle pourrait être réalisée sur des plateformes de compostage où les sédiments ressuyés mais encore humides seraient mélangés directement avec des déchets non compostés. Le co-compostage en andain des sédiments et de la MO permettrait de laisser le temps aux sédiments de se déshydrater complètement, tout en entamant le processus de pédogénèse des sédiments. Les interactions sédiments-MO pourraient engendrer des phénomènes de structuration qui donneraient, à la fin du processus de co-compostage, un matériau mature ayant atteint un équilibre chimique et partiellement agrégé. Cette technique pourrait éviter le problème de faim d'azote constaté après l'incorporation de compost de déchets verts et ainsi autoriser la mise en place d'un couvert végétal sain dès la mise en place des sols.

De plus, il est indispensable de **traduire les résultats de la thèse en procédés de génie pédologique adaptés à la construction de sols à partir de sédiments**. Cette traduction pourra prendre la forme d'un guide technique à destination des gestionnaires de retenue hydroélectrique et des aménageurs du territoire. Il complètera l'outil d'aide à l'orientation des sédiments POSEIDON établi à partir des recherches entreprises par l'unité Territoires et Economie Circulaire (TEC) d'EDF R&D et plus particulièrement des résultats de thèse de Anger (2014). Ce guide devrait aborder trois aspects complémentaires :

- Etablir une liste de paramètres environnementaux, chimiques et physiques permettant d'orienter un sédiment vers la valorisation en construction de sol. Ces paramètres détermineront l'usage le plus adapté pour le sédiment et s'il nécessite un amendement en MO exogène pour augmenter les chances de succès de l'application. La thèse propose déjà de tels critères. Il faut cependant les valider et vérifier leur pertinence et leur efficacité en intégrant un retour d'expérience de la pratique.

- Définir des procédés de génie pédologique à mettre en œuvre sur le modèle des règles professionnelles proposées par l'Union Nationale des Entreprises du Paysage (UNEP) afin de limiter les échecs de construction de sols liés à de mauvaises pratiques.
- Mettre en relation géographique les gisements de sédiments et les opportunités d'usage à travers le territoire, en prenant en compte les coûts de transport des différents matériaux et les contraintes opérationnelles (extraction des sédiments, déshydratation, mélange éventuel…).

Enfin, la thèse s'associe à d'autres études menées par différents organismes, comme les Chambres d'agriculture de la Charente-Maritime et de Vendée, le Cerema ou encore Cœur Emeraude… sur le sujet de la valorisation agronomique des sédiments fins de dragage. Toutes ces études et expérimentations fournissent de nouveaux arguments agronomiques en faveur d'une évolution de la réglementation pour la valorisation de sédiments de dragage en construction de sol ou en amendement agricole. Ces résultats permettent aussi d'apporter des éléments pour dresser le cadre environnemental d'une telle valorisation des sédiments. Cette évolution irait dans le sens d'une économie circulaire plus vertueuse et respectueuse de l'environnement à l'échelle d'un territoire, où des matériaux considérés réglementairement comme des déchets deviendraient une **ressource alternative à l'exploitation de ressource naturelle**.

Références bibliographiques

Abiven S, Menasseri S, Angers DA, Leterme P (2007) Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. Eur J Soil Sci 58:239–247

ADEME (2007) Audit des plates-formes de compostage de déchets organiques en France avec analyses de composts, d'eaux de ruissellement et bilan des aides ADEME au compostage des déchets verts. Angers 112 p

AFNOR (1981) Engrais – dénomination et spécifications. NF U42-001

AFNOR (1985) Matière fertilisantes – boue des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines – dénominations et spécifications. NF U44-041

AFNOR (1992) Qualité des sols – méthodes physiques – mesure de la masse volumique apparente d'un échantillon de sol non remanié – méthode par cylindre. NF X 31-501

AFNOR (1995) Qualité du sol – détermination de la teneur en carbonate – méthode volumétrique. NF ISO 10693

AFNOR (1995a) Qualité du sol - Détermination de la conductivité électrique spécifique. NF ISO 11265

AFNOR (1995b) Qualité du sol – Dosage du phosphore – dosage spectrométrique du phosphore soluble dans une solution d'hydrogénocarbonates de sodium. NF ISO 11263

AFNOR (1997) qualité du sol – détermination de la biomasse microbienne du sol – partie 2 : méthode par fumigation-extraction. NF ISO 14240-2

AFNOR (1998) Qualité du sol - Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche. NF ISO 13878

AFNOR (1998) Qualité du sol. Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique. NF ISO 14235

AFNOR (1999) Qualité des sols - Méthodes chimiques - Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles. NF X31-130

AFNOR (2000) Caractérisation des boues – détermination des éléments traces et du phosphore - méthodes d'extraction à l'eau régale. NF EN 13346

AFNOR (2000) Caractérisation des boues - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des polychlorobiphényles (PCB). XP X 33012

AFNOR (2002) Caractérisation des déchets - Lixiviation - Essai de conformité pour lixiviation des déchets fragmentés et des boues - Partie 2 : essai en bâchée unique avec un rapport liquide-solide de 10 l/kg et une granularité inférieure à 4 mm. NF EN 12457-2

AFNOR (2002) Supports de culture – dénomination, spécifications, marquage. NF U44-551

AFNOR (2003) Qualité des sols – détermination du Cu, Fe, Mn et Zn – extraction par l'acétate d'ammonium en présence d'EDTA. NF X31-120

AFNOR (2003a) Qualité du sol - Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol - Méthode à la pipette. NF X31-107

AFNOR (2003b) Qualité des sols - Détermination du cuivre, du fer, du manganèse et du zinc - Extraction par l'acétate d'ammonium en présence d'EDTA. NF X31-120

AFNOR (2005) Qualité du sol - Détermination du pH. NF ISO 10390

AFNOR (2005) Qualité du sol – Mesure de la stabilité d'agrégats de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion hydrique. NF X31-515

AFNOR (2006) Amendements organiques - dénominations, spécifications et marquage. NF U44-051

AFNOR (2007) Dosage des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans des sols bruts par extraction avec une solution de chlorure de potassium. NF ISO 14256-2

AFNOR (2007) Qualité du sol – dosage des nitrates des nitrites et de l'ammonium dans les sols bruts par extraction avec une solution de chlorure de potassium- partie 2 : méthode automatisée avec analyse en flux segmenté. NF ISO 14256-2

AFNOR (2009) Amendements minéraux basiques – dénominations et spécifications. NF U44-001

AFNOR (2009) Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. XP U 44-162

AFNOR (2009) Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote. XP U 44-163

AFNOR (2009) Qualité de l'eau – dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)

AFNOR (2009) Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Brachionus calyciflorus* en 48 h. NF ISO 20666

AFNOR (2009) Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* - Partie 3 : méthode utilisant des bactéries lyophilisées. NF EN ISO 11348-3

AFNOR (2011) Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures de C10 à C40 par chromatographie en phase gazeuse. NF EN ISO 16703

AFNOR (2012) Qualité de l'eau – détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia Straus* (*Cladocera Crustacea*) – Essai de toxicité aigüe. NF EN ISO 6341

AFNOR (2013) Qualité du sol - Détermination des effets des polluants sur la flore du sol - Partie 2 : effets des sols contaminés sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs. NF EN ISO 11269-2

AFNOR (2013) Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques et halogénés volatils et de certains éthers par chromatographie en phase gazeuse - Méthode par espace de tête statique. NF EN ISO 22155.

AFNOR (2014) Qualité des sols – détermination de la caractéristique de la rétention en eau – méthodes de laboratoire. NF ISO 11274

AFNOR (2014) Qualité du sol – détermination de la masse volumique des particules. NF ISO 11508

AFNOR (2014) Qualité du sol - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode volumétrique. NF ISO 10693

AFNOR (2016) Qualité de l'eau - Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) - Partie 2 : dosage des éléments sélectionnés y compris les isotopes d'uranium. NF EN ISO 17294-2

Agreste (2015) Utilisation du territoire. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014 : pour deux tiers sur des espaces agricoles. Enquête TerUti-Lucas. Agreste Primeur n°326 – juillet 2015 6 p

AIE (2017) Key world energy statistics. Agence Internationale de l'Energie 97 p

Alday JG, Marrs RH, Martinez-Ruiz C (2012) Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: a six-year permanent plot study. Plant Soil 353:305–320

Alloway BJ (1995) Heavy metals in soils. Blackie academic and professional edition. In Vansimaeys C (2011) Comportement à long terme de dépôts de sédiments de curage : approche mécanistique du transfert de métaux en milieu poreux non saturé. Thèse de doctorat

Amézketa E (1999) Soil aggregate stability: a review. Journal of Sustainable Agriculture 14:83-151

Amorce (2007) Les installations de stockage de déchets. Série Technique n°22

Anger (2014) Caractérisation des sédiments fins des retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. Thèse de doctorat, University of Caen 302 p

Annabi, 2005. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine : relation avec les caractéristiques de leur matière organiques. Thèse de doctorat. Institut National Agronomique Paris-Grignon

Arshad MA, Coen GM (1992) Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. Am. J. Altern. Agric 7:25-32.

Arvalis (2009) Teneurs-seuils PK par type de sol. ARVALIS : institut du végétal. https://www.arvalis-infos.fr/.../seuils_pk_regionaux_v7341752814230201015.pdf. Accessed 17/03/2009

Arvalis (2017a) Fiches accidents – Carence en azote : accidents physico-chimiques sur blé tendre, blé dur, triticale. Arvalis-infos. http://www.fiches.arvalis-infos.fr/fiche_accident/fiches_accidents.php?mode=fa&type_cul=1&type_acc=1&id_acc=56. Editée le 21/11/2017

Arvalis (2017b) Fiches accidents – Excès d'eau : accidents liés au climat sur blé tendre, blé dur, triticale. Arvalis-infos. http://www.fiches.arvalis-infos.fr/fiche_accident/fiches_accidents.php?mode=fa&type_cul=1&type_acc=5&id_acc=64. Editée le21/11/2017

Arvalis (2017c) Fiches accidents – Oïdium : maladie sur blé tendre, blé dur, triticale. Arvalis-infos. http://www.fiches.arvalis-infos.fr/fiche_accident/fiches_accidents.php?mode=fa&type_cul=1&type_acc=4&id_acc=45 Editée le 21/11/2017

Asano M, Wagai R (2014) Evidence of aggregate hierarchy at micro- to submicron scales in an allophanic Andisol. Geoderma 216:62-74

Bacholle C, Leclerc B, Coppin Y (2006) Utilisation des produits organiques en reconstitution de sol. Inventaire des pratiques en France. Etat de l'art des connaissances liées aux impacts de ces pratiques. ADEME, Angers, France

Badin AL, Méderel G, Béchet B, Borschneck D, Delolme C (2009) Study of the aggregation of the surface layer of Technosol from stormwater infiltration basins using grain size analyses with laser diffractometry, Geoderma 153:163-171

Badin AL, Monier A, Volatier L, Geremia RA, Delolme C, Bedell JP (2011) Structural stability, microbial biomass and community composition of sediments affected by the hydric dynamics of an urban stormwater infiltration basin. Microb Ecol 61:885-897

Badlock JA (2002) Chapter 3: Interactions of organic materials and microorganisms with minerals in the stabilization of soil structure. In Huang PM, Bollag JM, Senesi N. Interactions between soil particles and microorganisms: impact on the terrestrial ecosystem. Volume 8, IUPAC. John Wiley & Sons, Chichester, 571 p

Baize D (1983) Les planosols de Champagne Humide. Pédogenèse et fonctionnement. Thèse de doctorat. Nancy 278 p

Baize D (2000) Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. Courrier de l'environnement de l'INRA, n39 http://www7.inra.fr/dpenv/baizec39.htm

Baize D (2012) Les "terres d'Aubues" de Basse Bourgogne : nouvelle synthèse et bilan de matières à très long terme. Étude et Gestion des Sols 19:139-161

Baize D, Saby N, Deslais W (2007) Teneur en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. ADEME 84 p

Baize D, van Oort F (2013) Chapitre 2 : Structures et porosités - Importance pour les fonctionnements des sols - Naissance et destruction des agrégats. In: Baize D, Duval O, Richard R, (Eds) Les Sols et leurs Structures : Observations à différentes échelles. Éditions Quae, Versailles 261 p

Barral MT, Bujan E, Devesa R, Iglesias ML, Velasco-Molina M (2007) Comparison of the structural stability of pasture and cultivated soils. Science of the total environment 378:174-178

Bataillard P, Girondelot B, Guérin V, Laboudigue A, Lions J, van der Lee J (2008) Mobilité des éléments traces dans un Anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés – 1. Migration à l'échelle du profil. Etude et gestion des sols 15:7-18

Bataillard P, Guérin V, Lions J, Girondelot B, Laboudigue A, van der Lee J, Raepsaet C, Gallien JP (2010) Mobilité des éléments traces dans un Anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés – 2. Mise en évidence des associations d'éléments par techniques de spectroscopies sur lame mince. Etude et gestion des sols 17 :239-254

Bauman JM, Cochran C, Chapman J, Gilland K (2015) Plant community development following restoration treatments on a legacy reclaimed mine site. Ecological Engineering 83:521-528

Beare MH, CabreraML, Hendrix PF, Coleman DC (1994) Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:787-795

Bechet B, Carré F, Florentin L, Leyval C, Montanarella L, Morel JL, Raimbault G, Rodriguez F, Rossignol JP, Schwartz C (2009) Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains in Cheverry C, Gascuel C (Eds) (2009). Sous les pavés la terre. Omniscience, Montreuil 207 p

Becker M, Asch F (2005) Iron toxicity in rice – conditions and management concepts. Journal of Plant nutrition and soil science 168:558-573

Berthelin J, Andreux F, Tessier D (2005) Chapitre 2 : Constituants originaux du sol : réactivité et interactions. In Girard MC, Walter C, Rémy JC, Berthelin J, Morel JL (Eds) Sols et environnement. Paris. Dunod 816 p

Bidar G, Pruvot C, Garçon G, Verdin A, Shirali P, Douay F (2009) Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field. Environmental Science and Pollution Research 16:42-53

Bigar G, Garçon G, Pruvot C, Dewaele D, Cazier F, Douay F, Shirali P (2007) Behaviour of Trifolium repens and Lolium perenne growing in a heavy metal-contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. Environmental Pollution 147:546-553

Blake GR (1965) Particle density. In: Black CA (ed) Methods of soil analysis: Part 1: Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling. American Society of Agronomy, Madison, pp371- 373

Boiffin J, Zagbahi JK, Sebillote M (1986) Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonais : application du modèles de Hénin-Dupuis. Agronomie, EDP Sciences 6 :437-446

Bonneau M, Souchier B (1994) Pédologie II : Constituants et Propriétés du sol. Masson, Paris

Boulvain F (2012) Une introduction au processus sédimentaires. Université de Liège, département de Géologie, cours en ligne, http://www2.ulg.ac.be/geolsed/processus/processus.htm

Boussadia O, Steppe K, Zgallai H, Hadj SBE, Braham M, Lemeur R, Labeke MCV (2010) Effects of nitrogen deficiency on leaf photosynthesis, carbohydrate status and biomass production in two olive cultivars "Meski" and "Koroneiki." Sci Hortic 123:336–342

Boullosa Allariz (soutenance prévue en 2018) Séchage et déshydratation de sédiments marins et fluviaux : recherche de critères d'aptitude au séchage et à la déshydratation. Université de Caen

Bradshaw A (1996) Restoration of mined lands – using natural process. Ecological engineering 8:255-269

BRGM (2012) Base de données nationale d'anciens sites industriels et activités de service BASIAS. http://basias.brgm.fr

Brils J, de Boer P, Mulder J, de Boer E (2014) Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges. Journal of Soils and Sediments 14:1638-1641

Brochier V, Menu S, Gunenad Y, Le Diot C, Théry F (2016) Qualité environnementale des sédiments de retenues hydroélectriques : adéquation avec deux filières de valorisation à terre. Poster. Conférence Gestion des sites soumis à forte sédimentation, SHF, 06-07 décembre 2016, Le Havre

Bronick CJ, Lal R (2005) Soil structure and management: a review. Geoderma 124:3-22

Brookes P (2001) The soil microbial biomass: Concept, measurement and applications in soil ecosystem research. Microbes and environments 3:131-140

Brown GG, Barois I, Lavelle P (2000) Regulation of soil OM dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. European Journal of Soil Biology 36:177-198

Buji-Duval (1999) Chapitre 1 : éléments de géologie dynamique in Buji-Duval (Ed) Géologie sédimentaire : Basins, environnements de dépôts, formation du pétrole. Technip, Paris 715 p

Bullock JM, Franklin J, Stevenson MJ, Silvertown J, Coulson SJ, Gregory SJ, Tofts R (2001) A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. Journal of applied ecology 38:253-267

Bulot A, Potard K, Bureau F, Bérard A, Dutoit T (2016) Ecological restoration by soil transfert: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. Society for Restoration Ecology doi: 10.1111/rec.12424

Bulot A, Provost E, Dutoit T (2014) Transférer le sol pour restaurer des communautés végétales : quelles leçons pour mesurer la résilience des pelouses sèches ? (Plaine de La Crau, Sud-Est de la France). Acta Botanica Gallica: Botany Letters 161 :287-300

Burelle S, Beaulieu R, St-Laurent S (2005) Guide sur l'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (MRF) pour la restauration de la couverture végétale de lieux dégradés. Développement durable, environnement et parcs 35p

Cadillon M, Lacassin JC (2003) Création de sols à partir de sédiments de décantation et de matières organiques. Société du canal du midi. Journée AFES, section régionale sols/med, St Chamas, 26 novembre 2003

Calvet R (2003) Le sol: propriétés et fonctions. France Agricole, Dunod, Paris

Calvet R, Bourgeois S, Msaky J (1990) Some experiments on extraction of heavy metals present in soil. Journal of environmental analytical chemistry 39:31-45

Cannavo P, Vidal-Baudet L, Bechet B, Lassabatère L, Charpentier S (2010) Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin. Journal of soils and sediments 10:1499-1509

Cannavo P, Vidal-Beaudet L, Grosbellet C (2014) Prediction of long-term sustainability of constructed urban soil: impact of high amounts of organic matter on soil physical proerties and water transfer. Soil Use and Management 30:272-284

Capilla X, Schwartz C, Bedell JP, Sterckeman T, Perrodin Y, Morel JL (2006) Physicochemical and biological characterization of different dredged sediment deposit sites in France. Environmental pollution 143:106-116

Capriel P, Beck T, Borchert H, Härter P (1990) Relationships between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass, and soil aggregate stability. Soil Science Society of America Journal 54:415–420

Carter MR, Stewart BA (1996) Structure and organic matter storage in agricultural soils. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, USA

Celik I, Ortas I, Kilic S (2004) Effects of compost, mycchoriza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. Soil & Till Res 78:59-67

CEN (1999) EN 13040. Soil improvers and growing media. Sample preparation for chemical and physical tests, determination of dry matter content, moisture content and laboratory compacted bulk density. European Committee for Standardization, Bruxelles, Belgium

Cerema (2015) Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en techniques routière. Les matériaux de déconstruction issus du BTP. Références, 40 p

CETMEF (2015) Enquête dragage 2011 : Synthèse des données. CEREMA 39 p

Chambre d'agriculture PACA (2012) Compost de déchets verts. Matières organiques, fiche n°15, 4 p

Chambre d'Agriculture Pays-de-la-Loire (2012) Référentiel de production des prairies en Pays-de-la-Loire. Chambre d'agriculture Pays-de-la-Loire et INRA

Chantigny MH, Angers DA, Prevost D, Vezina LP, Chalifour FP (1997) Soil aggregate and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:262-267

Chaussod R, Zuvia M, Breuil M-C, Hetier J-M (1992) Biomasse microbienne et "statut organique" des sols tropicaux: exemple d'un sol vénézuélien des Llanos sous différents systèmes de culture. Cahiers ORSTOM. Sér Pédologique 27:59–67

Chen X, Duan Z, Tan M (2016) Restoration affect soil organic carbon and nutrients in different particle-size fractions. Land Degrad Dev 27:561–572

Chenu C (1995) Extracellular polysaccharides: an interface between microorganisms and soil constituents. In Huang PM (ed) Environmental impact of soil component interactions. Natural and anthropogenics organics. Lewis publishers, CRC Press, Boca Raton

CNRTL (2016) Outils et Ressources pour un Traitement Optimisé de la Langue (Ortolang). Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales. CNRS, ATIF. http://www.cnrtl.fr/ consulté le 02/02/2016

Code de l'environnement (2016) Article L. 541-4-1 modifié pour ordonnance n°2010-1579 du 17 décembre 2010 – article 4, code de l'environnement consulté le 02/02/2016

Code rural et de la pêche maritime (2016) Articles L255-4, L255-5, L255-7, L225-8, Section 2 : Mise sur le marché et utilisation des matières fertilisantes, des adjuvants pour matières fertilisantes et des supports de culture. Code rural de la pêche maritime, consulté le 02/02/2016

Coleman K, Jenkinson DS (1996) RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil. Evaluation of Soil Organic Matter Models NATO ASI Series. (éd) Powlson DS, Smith P, Smith JU. Springer Berlin Heidelberg p237‑246

Coleman K, Jenkinson DS (2014) RothC – a model for the turnover of carbon in soil. Model description and users guide. Updated June 2014. Rothamsted Research.

Collins HP, Paul EA, Paustian K, Elliott ET (1997) Characterisation of soil organic matter relative to its stability and turnover. In In: Paul EA, Paustian K, Elliott EA, Cole CV (Eds.) Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America, CRC Press, Boca Raton, pp51-72

Colombo C, Palumbo G, He JZ, Pinton R, Cesco S (2013) Review on iron availibility in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. J Soils Sediments. doi 10.1007/s11368-013-0814-z

COMIFER (1995) Aide au diagnostic et à la prescription de la fertilisation phosphatée et potassique des grandes cultures. Comifer

COMIFER (2009) Le chaulage : des bases pour le raisonner. Edition 2009/2010. COMIFER 112 p

Cordova S, Neaman A, Gonzalez I, Ginocchio R, Fine P (2011) The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. Geoderma 166:135-144

Cosentino D, Chenu C, Le Bissonnais Y (2006) Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. Soil Biology and Biochemistry 38:2053-2062

Costanza R, d'Agre R, de Groot R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260

Coster M, Chermant JL (1989) Précis d'analyse d'images. Editions du CNRS, Paris. 576p

Coulon A (2012) Rôle des sédiments organiques sur le fonctionnement hydrodynamique des bassins d'infiltration d'eaux pluviales. Thèse de doctorat. Université d'Angers 294 p

Craul PJ (1992) Soil fertility. In: Craul PJ (ed) Urban soil in landscape design. Wiley, New York 157-185

Crush JR, Nichols SN, Ouyang L (2010) Adventitious root mass distribution in progeny of four perennial ryegrass (Lolium perenne L.) groups selected for root shape. New Zealand Journal of agricultural research 53:193-200

Dabin B (1970) Analyse des matières organiques dans les sols. Laboratoire de chimie des sols et de pédologie appliquée. ORSTOM, multigraphié 17 p

Damas O (2009) Le contexte et le besoin d'une alternative à la terre végétale et aux granulats naturels. Plante & Cité, fiche de synthèse à diffusion en ligne

Damas O, Coulon A (2016) Créer des sols fertiles: du déchet à la végétalisation urbaine. Le moniteur, Antony 335 p

Daniels WL, Whittecar GR, Carter III CH (2007) Conversion of Potomac River dredge sediments to productive agricultural soils. The 2007 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation 183-199

De Boodt M, Verdonck O, Cappaert J (1974) Methods for measuring the water release curve of organic substrates. Acta Hort 37:2054-2062.

De Gryze S, Six J, Brits C, Merckx R (2005) A quantification of short-term macroaggregate dynamics: influences of wheat residue input and texture. Soil Biol Biochem 37:55-66

Degens BP (1997) Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. Australian Journal of Soil Research 35:431–459

Denef K, Six J, Bossuyt H, Frey SD, Elliott ET, Merckx R, Paustian K (2001) Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. Soil Biol Biochem 33:1599-1611

Devau N, Le Cadre E, Hinsinger P, Jaillard B, Gérard F (2009) Soil pH controls the environmental availability of phosphorus: experimental and mechanistic modelling approaches. Applied Geochemistry 24:2163-2174

Dexter AR (1988) Advances in characterization of soil structure. Soil Till Res 11:199–283

Duchaufour P (1977) Pédologie I. Pédogenèse et classification. Masson, Pairs 477 p

Durand C (2003) Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de doctorat. Poitiers, 248 p

EauFrance (2017) Le système d'information sur l'eau du bassin Rhône-Méditerranée (SIERM). http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/ consulté le 18/12/2017

Egli M, Dahms D, Norton K (2014) Soil formation rates on silicate parent material in alpine environments: different approaches—different results? Geoderma 213:320–333

FAO (2015) Les fonctions du sol. Food and Agriculture Organization of the United Nations. http://www.fao.org/3/a-ax374f.pdf

Faure A (2017) Capacité d'un sédiment à se substiutuer à la fraction argileuse de la matière première de l'industrie des liants hydrauliques. Thèse de doctorat, Université de Limoges 292 p

Ford AM, Cahoon DR, Lynch JC (1999) Restoring marsh elevation in a rapidity subsiding salt marsh by thin-layer deposition of dredged material. Ecological Engineering 12:189-205

Fox DM, Bryan RB, Fox CA (2004) Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. Geoderma 120:109-120

FranceAgriMer (2015) Valorisation des déchets verts en France. Numéro 3 : Biomasse. Mai 2015 15 p

Francou (2003) Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique Paris-Grignon

Gersl M, Marecek J, Matysek D, Vitez T, Findura P (2014) Quantitative determination of mineral phases by the X-ray power diffraction method in organo-mineral substrates (digestate, compost and ash from biomass. Acta universitatis agriculturae et silviculturae mendelianae brunensis 62:905-909

GIS Sol (2011) L'état des sols en France. Groupement d'intérêt scientifique Sol, Nancy 192 p

Glopper RJ, Minten AGM, Winkels HJ (1992) Chemical ripening of the soil in Zuidelijk Flevoland (in Dutch), Flevobericht no. 332, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Lelystad

Gobat JM, Aragno M, Matthey W (2010) Le sol vivant : bases de pédologie – biologie des sols. 3ème édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes. Italie 817 p

Greenland DJ, Hayes MHB (1981) The chemistry of soil process. John Wiley & sons, New York

Grigg JL (1953) Determination of available soil molybdenum. New Zealand Soil News 3:37-40

Grosbellet C (2008) Evolution et effets sur la structuration du sol de la matière organique apportée en grande quantité. Thèse de doctorat, Université d'Angers 237 p

Grosbellet C, Vidal-Beaudet L, Caubel V, Charpentier S (2011) Improvement of soil structure formation by fractionation of coarse organic matter. Geoderma 162:27-38

Guillet B, Jeanroy E (1985) Note sur une méthode chimique d'évaluation des substitutions alumineuses dans les oxydes et/ou hydroxydes de fer. Sc. Du Sol 1:37-40.

Hallaire V, Cointepas JP (1993) Caractérisation de la macroporosité d'un sol de verger par analyse d'image. Agronomie 13:155-164

Hanks D, Lewandowski A (2012) Protecting Urban Soil Quality: examples for landscape codes and specifications. USDA 20 p

Hannaway D, Fransen S, Cropper J, Teel M, Chaney M, Griggs T, Halse R, Hart J, Cheeke P, Hansen D, Klinger R, Lane W (1999) Perennial Ryegrass : Lolium perenne L. Oregon State University

Hati KM, Swarup A, Dwivedi AK, Misra AK, Bandyopadhyay KK (2007) Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. Agric Ecosys Environ 119:127-134

Haus NW (2011) Beneficial reuse of dredged materials in upland environments. Master of Science in crop & soil environment sciences. Virginia Polytechnic Institute 124 p

Haynes RJ, Swift RS (1990) Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. Journal of soils and sediments 41:73-83

Hollis JM, Bullock P, Gregory PJ (2001) The classification of soils in urban areas, Soils in the Urban Environment. Blackwell Scientific Publications in Séré G (2007). Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine 227 p

Houot S, Pons MN, Pradel M (2014) Rapport final de l'expertise scientifique collective (ESCo) Matières fertilisantes d'origine résiduaire. Chapitre 8 : Synthèse des principaux résultats de l'ESCo par grands types de Mafor. INRA, CNRS, IRSTEA 23 p

Hutchinson FE, Olson BE (1967) Relationship of road salt applications to sodium and chloride ion levels in the soil bordering major highways. Highway Resource Record 193:1–7

INERIS (2010) Qualité chimique des sédiments fluviaux en France: Synthèse des bases de données disponibles. Rapport d'étude n°INERIS-DRC-10-105335-04971A

INERIS (2016) Classification réglementaire des déchets. Guide d'application pour la caractérisation en dangerosité. INERIS-DRC-15-149793-06416A

Infloweb (2017) Connaitre et gérer la flore adventice. Conception et diffusion d'un index web floristique permettant l'accès aux connaissances malherbologiques et aux recommandations opérationnels de luttes contre les principales adventices des grandes cultures. Terre Inovia. http://www.infloweb.fr, 20/12/2017

InfoTerre (2017) Le visualiseur des données géoscientifiques. BRGM. http://infoterre.brgm.fr/ Consulté le 18/09/2017

Insam H, Domsch KH (1988) Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronoséquence of reclamation sites. Microbial ecology 15:177-188

ISO (1998) Qualité du sol – détermination de l'azote nitrique, de l'azote ammoniacal et de l'azote soluble total dans les sols séchés à l'air en utilisant le chlorure de calcium en solution d'extraction. ISO 14255:1998

IUSS Working Group WRB (2015) World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No 106. FAO, Rome

Jakobsen ST (1995) Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. Resources, Conservation and Recycling 13:57-71

Jamagne M (1967) Bases et techniques d'une cartographie des sols. Annales agronomiques. 18. numéro hors série. 142 p.

Jastrow JD (1995) Soil aggregation formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. Soil Biology and Biochemistry 28:665-676

Jeanroy E (1983) Diagnostic du fer dans les pédogenèses tempérées. Evaluation par les réactifs chimiques d'extraction et apports de la spectrométrie Mössbauer. Thèse de doctorat. Université de Nancy I 157 p

Jim C (1998) Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. Environ Manage 22:683-695

JOCE, 2003. Décision n° 2003/33/CE du 19/12/02 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE. Journal Officiel des Communautés Européennes L 11 du 16 janvier 2003

Joimel S, Cortet J, Jolivet CC, Saby NPA, Chenot ED, Branchu P, Consalès JN, Lefort C, Morel JL, Schwartz C (2016) Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. Sciences of the total environment 545-546:40-47

Jolivet C, Arrouays D, Boulonne L, Ratié C, Saby N (2006) Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS) : Etat d'avancement et premiers résultats. Etude et gestion des sols 13:149-164

JORF (1998) Arrêté du 08/01/1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Journal Officiel de la République Française n° 26 du 31 janvier 1998

JORF (2003) Arrêté du 5 septembre 2003 portant sur la mise en application obligatoire de normes

JORF (2006) Loi n° 2006-1772 du 30/12/06 sur l'eau et les milieux aquatiques. Journal Officiel de la République Française n° 303 du 31 décembre 2006 et rectificatif n°17 du 20 janvier 2007

JORF (2007) arrêté du 11/01/07 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. Journal Officiel de la République Française n°31 du 06 février 2007

JORF (2008) Arrêté du 30/05/08 fixant les prescriptions générales applicables aux opérations d'entretien de cours d'eau ou canaux soumis à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-6 du code de l'environnement et relevant de la rubrique 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au tableau de l'article R. 214-1 du code de l'environnement. Journal Officiel de la République Française n° 147 du 25 juin 2008

JORF (2014**)** Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516 et 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées. Journal Officiel de la République Française n°0289 du 14 décembre 2014

JORF (2015) décret n°2015-126 du du 05/02/2015 relatif à la désignation et à la délimitation des zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole. Journal Officiel de la République Française n°0032 du 07 février 2015

Juste C, Pouget R (1972) Appréciation du pouvoir chlorosant des sols par un nouvel indice faisant intervenir le calcaire actif et le fer facilement extractible. C.R. Acad. Agric 58:352-364

Kay BD (1998) Soil structure and organic carbon: a review. In: Bronick CJ, Lal R (2004) Soil structure and management: a review. Geoderma 124:3-22

Kemper WD, Rosenau RC, Dexter AR (1987) Cohesion development in disrupted soils as affected by clay and organic matter content and temperature. Soil Sci Soc of Am 51:860-866

Khaleel R, Reddy KR, Overcash MR (1981) Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. Journal of environmental quality 10:133-141

Kim DJ, Feyen J, Vereecken H (1993) Prediction of dynamic hydraulic properties in ripening soil. Geoderma, 57:231-246

Koenig R, Isaman V (2010) Topsoil quality guidelines for landscpaing. All Archived Publications 42 http://digitalcommons.usu.edu/extension_histall/42

Koropchak SC, Daniels LW, Wick A, Whittecar RG, Haus N (2015) Beneficial Use of Dredge Materials for Soil Reconstruction and Development of Dredge Screening Protocols. Journal of environmental quality, 45:62-73

Kramer PJ, Kozlowski TT (1979) Mineral nutrition and salt absorption. Physiology of woody plants 334–373

Krasil'nikov (1958) Soil microorganisms and higher plants. Academy of Sciences of the USSR

Kuzyakov Y, Domanski G (2000) Carbon input by plants into the soil: a review. J plant nutr soil sci 136:421-431

Lal R (1991) Soil structure and sustainability. Journal of sustainable agriculture 1:67-92

Larmet H (2007) Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : influence des conditions hydrodynamiques. Thèse de doctorat. ENTPE 364 p

Larsen PA (1973) Initial development (ripening) of some reclaimed Gyttja soils in Kolindsund, Denmark. Catena 5:285-304

Lashermes G, Nicolardot B, Parnaudeau V, Thuriès L, Chaussod R, Guillotin ML, Linères M, Mary B, Metzger L, Morvan T, Tricaud A, Vilette C, Houot S (2010) Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. Bioresource technology 101:157-164

Le Bisonnais (2016) Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European J of Soil Sci 67:1-20

Le Bissonnais Y, Cros-Cayot S, Gascuel-Odoux C (2002) Topographic variation of aggregate stability at field scale: effect on runoff and erosion. Agronomie, 22:489-501

Le Bissonnais Y, Le Souder C (1995) Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. Etude et Gestion des Sols 2:43–55

Lê S, Josse J, Husson F (2008) FactoMineR: an R package for multivariate analysis. J Stat Softw 25:1-18

Lei H, Peng Z, Yigang H, Yang Z (2016) Vegetation and soil restoration in refuse dumps from open pit coal mines. Ecol Eng 94:638–646

Levy GJ, Torrento JR (1995) Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. Soil Sci 160:352-35

Local Agriculture Department (2012) Référentiel de production des prairies en Pays-de-la-Loire. Chambre d'agriculture Pays-de-la-Loire et INRA

Lopez-Bucio J, Cruz-Ramirez A, Herrera-Estrella L (2003) The role of nutrient availability in regulating root architecture. Current opinion in plant biology 6:280-287

MacDonald DD, Carr RS, Calder FD, Long ER, Ingersoll CG (1996) Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. Ecotoxicology 5:253–278

MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of environmental contamination and toxicity 39:20-31

Macia P, Fernandez-Costas C, Rodriguez E, Sieiro P, Pazos M, Sanroman MA (2014) Technosols as a novel valorization strategy for an ecological of dredged marine sediments. Ecological Engineering, 67:182-189

Malik AA, Chowdhury S, Sclager V, Oliver A, Puissant J, Vazquez PGM, Jehmlich N, Von Berger M, Criffiths RI, Gleixner G (2016) Soil Fungal:Bacteria ratios are linked to altered carbon cycling, Frontiers in Microbiology 7:1247

Marinari S, Masciandaro G, Ceccanti B, Grego S (2000) Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. Bioresource technology 72:9-17

Marshall TJ, Holms JW, Rose CW (1996) Soil physics. Cambridge University. https://doi.org/10.1017/CBO9781139170673

McHergui C (2014) Restauration écologique dans un système estuarien fortement anthropisé : applications au compartiment sol des écotones rivulaires et aux marais alluvionnaires de la basse Vallée de Seine. Thèse de doctorat, Université de Rouen 270 p

McHergui C, Aubert M, Buatois B, Akpa-Vinceslas M, Langlois E, Bertolone C, Lafite R, Samson S, Bureau F (2014) Use of dredged sediments for soil creation in the Seine estuary (France): Importance of a soil functioning survey to assess the success of wetland restoration in floodplains. Ecological Engineering 71:628-638

McIntosh RP (1967) An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48:392-404

McPhearson T (2011) Toward a sustainable New York city: greening through urban forest restoration. In: Slavin MI (ed) Sustainability in America's cities: creating the green metropolis. Island,Washington,DC

MEEM (2017) Artificialisation : de la mesure à l'action. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, en charge des relations internationales sur le climat. Rapport Théma analyse 46 p

MineralInfo (2017a) Le portail français des ressources minérales non énergétiques. Site internet consulté le 14/12/2017 http://www.mineralinfo.fr/page/mines-0

MineralInfo (2017b) Le portail français des ressources minérales non énergétiques. Site internet consulté le 14/12/2017 http://www.mineralinfo.fr/page/carrieres-0

Miralles-Mellado I, Canton Y, Solé-Benet A (2011) Two-dimentional porosity of crusted silty soils: indicators of soil quality in semiarid rangelands. Soil Sei. Soc. Am. J. 75:1330-1342

Morel JL, Chenu C, Lorenz K (2015) Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). Journal of soils and sediments 15:1659-1666

Morel R (1996) Les sols cultivés, Lavoisier/TEC et DOC, Paris

Morlat R, Courbe C (1981) Caractérisation de quelques composantes du potentiel chlorosant des différents milieux carbonatés dans le vignioble du Val de Loire. Connaiss. Vigne et Vin 15:229-246

Mouvet C (2013) Test du protocole d'écotoxicologie (critère H14) pour l'évaluation du caractère dangereux de sédiments destinés à une gestion à terre. Rapport final. BRGM/RP-61420-FR 51 p http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-61420-FR.pdf

Musy A, Soutter M (1991) Physique du sol. Collection gérer l'environnement. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes 348 p

Norland MR, Veith DL (1995) Revegetation of coarse taconite iron ore tailing using municipal solid waste compost. Journal of hazardous materials 41:123-134

Nyamangara J, Gotosa J, Mpofu SE (2001) Cattle manure effects on structural stability and water retention of a granitic sandy soil in zimbabwe. Soil & Tillage Research 62:157-162

Oades JM, Waters AG (1991) Aggregate hierarchy in soils. Australian Journal of Soil Research 29:815-828

OJEC (2000) Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of the 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, n° 327

OJEU (2008) Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council the 19th November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal of the European Union, n° L 327

Oliveira BRF, Smit MPJ, van Paassen LA, Grotenhuis T, Rijnaarts HHM (2016) Functional properties of soils formed from biochemical ripening of dredged sediments – subsidence mitigation in delta areas. Journal of Soils and Sediments 17:567-577

Oliveira BRF, van Laarhoven K, Smit MPJ, Rijnaarts HHM, Grotenhuis T (2017) Impact of compost and manure on the ripening of dredged sediments. J. Soils Sediments 17:567-577

ONU (2011) World population prospects. The 2010 revision. Department of economic and social affairs, Population division

ONU (2017) Centre d'actualités de l'ONU. Service d'information de l'ONU. http://www.un.org/apps/newsFr/storyF.asp?NewsID=39703

Oster JD, Sposito G (1980) The Gapon coefficient and the exchangeable sodium percentage-sodium adsorption ratio relation. Soil Science Society of America Journal 44:258-260

Page F, De Kimpe CR (1987) Nature des composés ferrugineux et alumineux dans les horizons B podzoliques de sols du Québec en relation avec la présence d'une nappe phréatique. Sc. Du Sol 25:145-159

Pagliai M, Vignozzi N (2002) Soil pore system as an indicator of soil quality. In: Pagliai M, Jones R (eds) Sustainable soil management for environmental protection. Soil physics aspects. Catena, Reiskirchen 71–82

Panini T, Torri D, Pellegrini S, Pagliai M, Salavador Sanchis MP (1997) A theoretical approach to soil porosity and sealing development using simulated rainstorms. Catena 31:199-218

Pansu et Gautheyrou, 2006. Handbook of soil analysis: Mineralogical, organic and inorganic methods. Chap. 6. Mineralogical separation by selective dissolution. Springer 167 – 215

Papadopoulos A, Bird NRA, Whitmore AP, Mooney SJ (2009) Investigating the effects of organic and conventional management on soil aggregate stability using X-ray computed tomography. European journal of soil science 60:360-368

Patrick WH, Gambrell RP, Faulkner SP (1996) Redox measurements of soils. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Bartels JM (Eds.) Methods of Soil Analysis, Part 3. Soil Science Society of America, Madison, Chemical Methods-SSSA Book Series 5:1255–1273

Peltre C (2011) Potential carbon storage in soil after exogenous organic matter applications. Thèse de doctorat. INRA/AgroParisTech

Peltre C, Christensen BT, Dragon S, Icard C, Kätterer T, Houot S (2012) RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. Soil biology & biochemistry **52**:49-60

Plante & Cité, 2011. Référentiel de gestion écologique des espaces verts. Edition du 15/06/2011

Pons LJ, Van der Molen WH (1973) Soil genesis under dewatering regimes during 1000 years of polder development. Agricultural university, Wageningen, Soil Science, vol. 116, n°8

Pons LJ, Zonneveld IS (1965) Soil ripening and soil classification. Initial soil formation in alluvial deposits and a classification of the resulting soils, Publication 13, International Institute for Land Reclamation and Improvement

Quirk JP, Schofield RK (1955) The effect of electrolyte concentration on soil permeability. J Soil Sci 6:165-178

R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. http://www.R-project.org.

Regelink IC, Stoof CR, Rousseva S, Weng L, Lair GJ, Kram P, Nikolaidis N, Kercheva P, Banwart M, Comans S, Comans RNJ (2015) Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. Geoderma 248:24–37

Rémy JC, Marin-Laflèche A (1974) L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. Ann Agron 25:607-632

Richards LA (1947) Pressure membrane apparatus: construction and use. Agricultural Engineering 28:451-454

Rijniersce K (1983) Een Model Voor de Simulatie van Het Fysische Rijpingsproces van Gronden in de IJsselmeerpolders. PhD thesis. Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands. in Vermeulen J, van Dijk SG, Grotenhuis JTC, Rulkens WH (2003) Quantification of physical properties of dredged sediments during physical ripening. Geoderma 129:147-166

Rijtema PE, Groenendijk P, Kroes JG (1999): Environmental impact of land use in rural regions, the development, validation and application of model tools for management and policy analysis. Imperial College Press, London

Ringrose-Voarse AJ (1996) Measurement of soil macropore geometry by image analysis of sections through impregnated soil. Plant and Soil 183:27-47

Robert M, Chenu C (1992) Interactions between microorganisms and soil minerals. In: Stotzky G, Bollag JM (eds.) Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York

Robert S, Ajmone-Marsan F, Ambrosi JP, Biasioli M, Cormier C, Criquet S, Keller C, Lambert-Habib ML, Rabot A (2012) Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine – application du bassin minier de Provence. ADEME, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, GESSOL rapport final 99 p

Roberts J, Jackson N, Smith M (2006) Urban soils for amenity trees. In: Tree Roots in the Built Environment. TSO, Department for Communities and Local Government, Center for Ecology and Hydrology 76-123

Robin AHK, Matthew C, Crush JR (2010) Time course of root initiation and development in perennial ryegrass – a new perspective. Proceedings of the New Zealand grassland Association 72:233-240

RPF (2008) Référentiel Pédologique Français. Association Française pour l'étude du sol. Editions Quae 405 p

RTE (2017) Bilan électrique 2016. Réseau de Transport d'Electricité

Scharenbroch BC, Catania M (2012) Quality Attributes as Indicators of Urban Tree Performance. Arboric Urban For 38:214–228

Schumacher BA, Shines KC, Burton JV, Papp ML (1991) A comparison of soil sample homogenization techniques (chapter 4) In Simmons MS (ed), Hazardous waste measurements. Lewis publishers Inc, Chelsea 53-68

Schvartz C, Muller JC, Decroux J (2005) Guide de la fertilisation raisonnée. In: La France Agricole (Ed.) 414 p

Sedilab (2016) New solutions for sediments. Cd2e, consulté le 17/06/2016 http://www.cd2e.com/nos-projets/sedimateriaux

Sédimatériaux (2014a) Valorisation des sédiments de dragage en technique routière : Guide méthodologique. Version septembre 2014 66 p

Sédimatériaux (2014b) Valorisation des sédiments de dragage béton : Guide méthodologique. Version avril 2014 37 p

SER (2004) Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International

Séré G (2007) Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine 227 p

Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat JC, Morel JL (2008) Soil construction: a step for ecological reclamation of derelict lands. J Soils Sediments 8:130–136

Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat JC, Watteau F, Villemin G, Morel JL (2010) Early pedogenic evolution of constructed Technosols. J Soils Sediments 10:1246-1254

SETRA (2011) Acceptabilité des matériaux alternatifs en techniques routière : évaluation environnementale. Guide méthodologique 32 p

Sheehan C, Harrington J, Murphy JD (2010) A technical assessment of topsoil production from dredged material. Resour Conserv Recycl 54:1377–1385

Shibu ME, Leffelaar PA, Van Keulen H, Aggarwal PK (2006) Quantitative description of soil organic matter dynamics – a review of approaches with reference to rice-based cropping systems. Geoderma 137:1-18

Singh SP, Ma QL, Tack F, Verloo M (2000) Trace metal leachability of land-disposed dredged sediments. Journal of environmental quality 29:1124:1132

Six J, Paustian K, Elliott ET, Combrick C (2000) Soil structure and organic matter: I. Distribution aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Sci Soc Am J. 64:681-689

Stephens SR, Alloway BJ, Parker A, Carter JE, Hodson ME (2001) Changes in the leachability of metals from dredge canal sediments during drying oxidation. Environmental pollution 114:407-413

Sturgis TC, Lee CR, Banks HC (2001a) Evaluation of Toledo Harbor for manufactured soil. US Army Corps of Engineers, environmental laboratory

Sturgis TC, Lee CR, Banks HC, Burchell MR, Johnson K (2001b) Evaluation of manufactured soil using dredged material from New York/New Jersey Harbor Newton Creek site. US Army Corps of Engineers, environmental laboratory

Swartz RC (1999) Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. Environ Toxicol Chem 18:780–787

Tack FM, Callewaert OWJJ, Verloo MG (1995) Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation. Environmental pollution 91:199-208

Tisdale SL, Nelson WL, Beaton JD, Havlin JL (1993) Elements required in plant nutrition. In: Soil Fertility and Fertilizers, 5th edn Macmillan Publishing Company, Corey, PF pp 45–80

Tisdall JM, Oades JM (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of soil science 33:141-163

UNEP (1999) Le sol support de nos plantations, in Livre Blanc, Union Nationale des Entreprises du Paysage

UNEP (2012) Travaux des sols, supports de paysage, Caractérisation, amélioration, valorisation et reconstitution. UNEP, AITF, FFP, HORTIS. Règles professionnels n° P.C.1-RO, décembre 2012 57 p

Utomo WH, Dexter AR (1982) Changes in soil aggregate water stability induced by wetting and drying cycles in non-saturated soil. J of Soil Sci 33:623-637

Van Genuchten (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. The Soil Science Society 44:892-898

Vance ED, Brookes PC, Jenkison DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol Biochem 19:703-707

Vangronsveld, Colpaert, Van Tichelen (1996) Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: Physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. Environmental Pollution 94:131-140

Vansimaeys C (2011) Comportement à long terme de dépôt de sédiments de curage : approche mécanistique du transfert de métaux en milieux poreux non saturé. Thèse de doctorat, Université des sciences et technologies de Lille I 195 p

Vermeulen J, van Dijk SG, Grotenhuis JTC, Rulkens WH (2003) Quantification of physical properties of dredged sediments during physical ripening. Geoderma 129:147-166

Vervaeke P, Luyssaert S, Mertens J, De Vos B, Speleers L, Lust N (2001) Dredged sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique. Biomass and Bioenergy 21:81-90

Vidal-Beaudet L, Charpentier S (1998) Mechanical behaviour of silty clay loam/peat mixtures: cyclic compression-release tests and effects of initial water content. Agronomie 18:261-274

Vidal-Beaudet L, Forget-Caubel V, Grosbellet C (2012) Favour street tree root development with high additions of organic matter induces changes in urban soil properties. Acta Horticulturae, doi: 10.17660/ActaHortic.2015.1099.120

Vidal-Beaudet L, Grosbellet C, Forget-Caubel V, Charpentier S (2012) Modelling long-term carbon dynamics in soils reconstituted with high quantities of organic matter. European Journal of Soil Science, 63:787–797

Vidal-Beaudet L, Rokia S, Nehls T, Schwartz C (2016) Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. J Soils Sediments DOI 10.1007/s11368-016-1469-3

Vizier F (1988) La toxocité ferreuse dans les sols de rizières : importance du problème, causes et mécanismes mis en jeu, conséquences pour l'utilisation des sols. Antenne ORSTOM auprès du CEA. Cadarache

Wallenstein MD, McNulty S, Fernandez IJ, Boggs J, Schlesinger WH (2006) Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. Forest Ecology and Management 222:459-468

Walter C, Bispo A, Langlais A, Schwartz C, Chenu C (2015) Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. Cahier - Club Demeter 15:51-68.

Watson GW, Hewitt AM, Custic M, Lo M (2014) The management of tree root systems in urban and suburban settings: a review of soil influence on root growth. Arboriculture and urban forestry 40:193-217

Wiki Auréa (2017) Portail agronomique du Laboratoire Auréa https://wiki.aurea.eu/index.php/Accueil

WRB (2014) World Reference Base for soil resources: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, update 2015. Food and Agriculture Organization of the United Nations 192 p

Yang X, Li P, Zhang S, Sun B, KXinping C (2011) Long-term fertilization effects on soil organic carbon, physical properties, and wheat yield of a loess soil. J Plant Nutr Soil Sci 174:775-784

Zhang R. D (1997) Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltromètre. Soil Science Society of America Journal 61:1024-1030

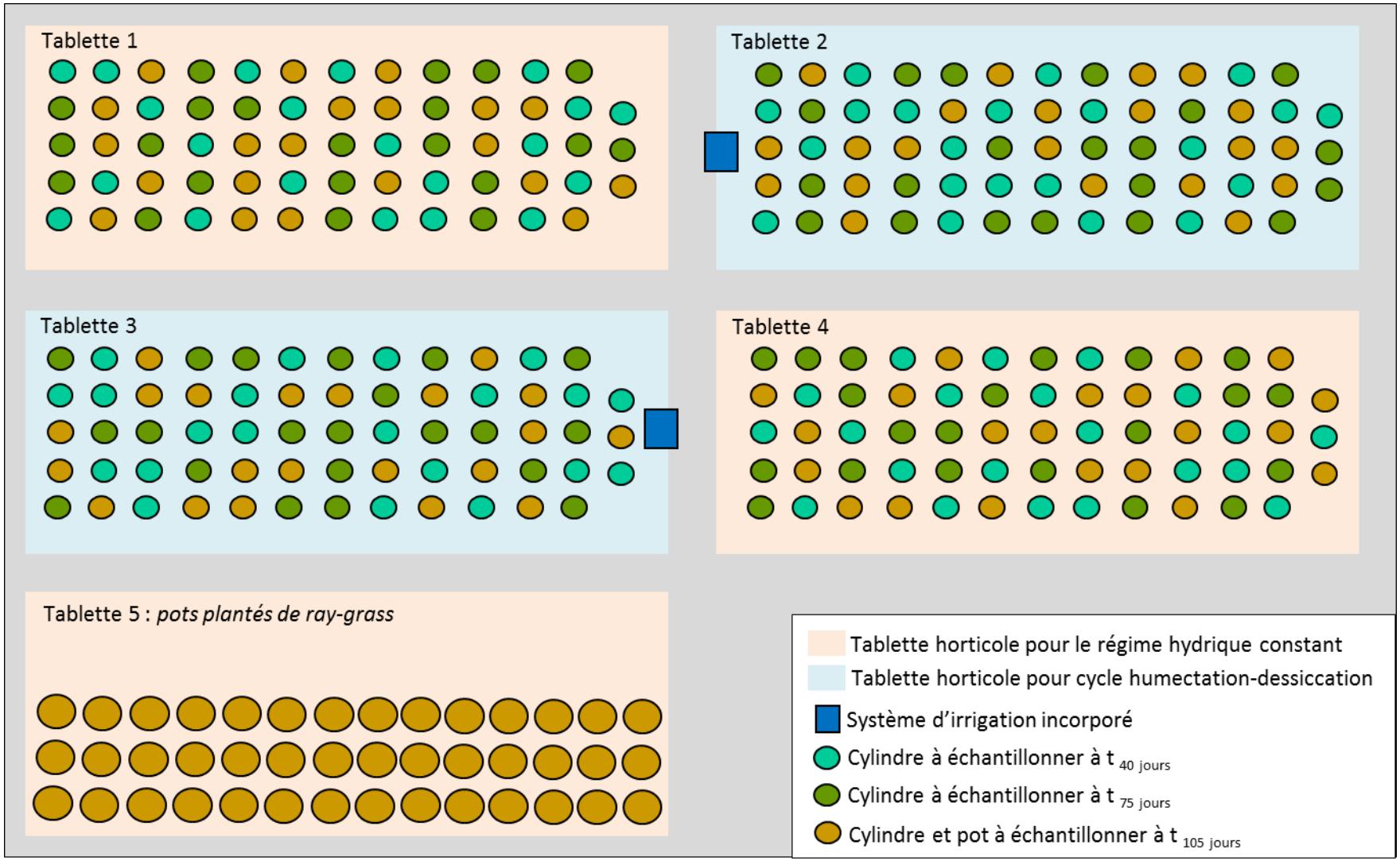
Zimmermann M, leifeld J, Schmidt MWI, Smith P, Fuhrer J (2006) Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. European Journal of Soil science. doi: 10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x

Annexes

ANNEXE 1.1 : Liste des services écosystémiques d'un sol évalué par l'outil DESTISOL (Projet DESTISOL (2014-2017)

Catégorie de service	**Service évalué**		
Régulation	Régulation de la qualité de l'air		S1
	Régulation du climat	Climat local	S2
		Climat global	S3
	Régulation des aléas naturels	Inondations	S4
		Erosion	S5
	Stockage des déchets		S6
	Purification de l'eau		S7
Approvisionnement	Habitat pour la biodiversité		S8
	Aliments		S9
	Ressources ornementales	Herbacées / Fleurs	S10
		Arbustes	S11
		Arbres	S12
	Energie	Production de biomasse	S13
	Support physique d'infra / superstructures	Voirie légère / stationnement	S14
		Voirie lourde	S15
		Bâtiment	S16
		Réseaux VRD	S17
	Support d'activités humaines	Activités sensibles	S18

ANNEXE 3.1 : Schéma de l'organisation du compartiment de serre utilisé pour l'expérimentation sous serre. Les cylindres à échantillonner aux trois différentes dates sont répartis de façon aléatoire sur les tablettes



ANNEXE 4.1 : Teneurs en composés traces organiques (CTO) des cinq matériaux purs (a.) et des cinq mélanges avec du compost de déchets verts utilisés pour la construction des sols du dispositif in situ

a.

mg kg^{-1}	Méthode d'analyse	TV	TAC	STA	SPO	CLA
COT	NF EN 13137	29400	97900	24400	4160	6350
Indice Hydrocarbures (C10-C40)	NF EN ISO 16703	50.1	186	134	18	<15.0
HCT (nC10 - nC16)		5.7	8.42	9.22	0.74	-
HCT (>nC16 - nC22)		4.21	13.8	15.3	1.22	-
HCT (>nC22 - nC30)		20.7	72.3	52.9	4.46	-
HCT (>nC30 - nC40)		19.5	91.8	56.1	11.5	-
Naphtalène	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0.0052	0.015	0.012	0.0037	<0.0024
Acénaphthylène		0.0034	0.0052	0.016	0.0031	<0.0024
Acénaphtène		0.0042	0.019	0.071	<0.0024	<0.0024
Fluorène		0.0079	0.035	0.053	0.0038	<0.0024
Phénanthrène		0.015	0.048	0.7	0.013	0.0032
Anthracène		0.0058	0.012	0.14	0.0057	<0.0024
Fluoranthène		0.036	0.032	1.6	0.023	0.0026
Pyrène		0.029	0.023	1.2	0.021	<0.0024
Benzo(a)anthracène		0.017	0.0092	0.74	0.014	<0.0024
Chrysène		0.024	0.022	0.92	0.025	<0.0024
Benzo(b)fluoranthène		0.018	0.021	1.1	0.011	<0.0024
Benzo(k)fluoranthène		0.011	0.012	0.46	0.0072	<0.0024
Benzo(a)pyrène		0.018	0.0096	0.89	0.0096	<0.0024
Dibenzo(a,h)anthracène		<0.0025	<0.0026	0.11	<0.0024	<0.0024
Benzo(ghi)Pérylène		0.0064	0.0082	0.31	0.003	<0.0024
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène		0.0074	0.0073	0.5	<0.0024	<0.0024
Σ 16 HAP		0.208<x<0.211	0.278<x<0.281	8.8	0.143<x<0.15	0.006<x<0.039
PCB 28	NF EN 16167 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 52		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 101		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 118		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 138		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 153		<0.001	<0.001	0.0011	<0.001	<0.001
PCB 180		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Σ 7 PCB		<0.007	<0.007	0.001<x<0.007	<0.007	<0.007
Benzène	NF EN ISO 22155 (sol)	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Toluène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Ethylbenzène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
o-Xylène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
m+p-Xylène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Σ BTEX		<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900

b.

mg kg^{-1}	Méthode d'analyse	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
COT	NF EN 13137	50500	119000	49700	12800	13500
Indice Hydrocarbures (C10-C40)	NF EN ISO 16703	164	384	206	177	145
HCT (nC10 - nC16)		6.16	4.73	3.52	2.79	7.31
HCT (>nC16 - nC22)		15.1	23.6	21.6	15.9	18.3
HCT (>nC22 - nC30)		46.7	106	73.3	40.9	33.6
HCT (>nC30 - nC40)		96.1	250	108	117	86.3
Naphtalène	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0.0067	0.012	0.017	0.0043	0.0037
Acénaphthylène		0.008	0.0064	0.016	0.0034	<0.002
Acénaphtène		0.003	0.015	0.065	0.004	0.0062
Fluorène		0.0065	0.02	0.064	0.0075	0.0094
Phénanthrène		0.021	0.041	0.59	0.014	0.034
Anthracène		0.0054	0.011	0.12	0.0057	0.0045
Fluoranthène		0.05	0.092	1.6	0.036	0.032
Pyrène		0.04	0.07	1.7	0.023	0.021
Benzo(a)anthracène		0.017	0.038	1.4	0.0094	<0.0024
Chrysène		0.031	0.061	1.1	0.019	<0.0049
Benzo(b)fluoranthène		0.027	0.055	1.1	0.0097	<0.003
Benzo(k)fluoranthène		0.017	0.038	0.4	0.0064	<0.0024
Benzo(a)pyrène		0.025	0.027	0.91	0.0093	<0.0024
Dibenzo(a,h)anthracène		0.0036	0.0068	0.11	<0.0024	<0.0024
Benzo(ghi)Pérylène		0.011	0.021	0.3	<0.0024	<0.0024
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène		0.0094	0.022	0.52	0.0025	<0.0024
Σ 16 HAP		0.28	0.54	10	0.154<x<0.159	0.111<x<0.135
PCB 28	NF EN 16167 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 52		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 101		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 118		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 138		<0.001	0.0012	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 153		<0.001	0.0012	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 180		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Σ 7 PCB		<0.007	0.002<x<0.007	<0.007	<0.007	<0.007
Benzène	NF EN ISO 22155 (sol)	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Toluène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Ethylbenzène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
o-Xylène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
m+p-Xylène		<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Σ BTEX		<0.900	<0.900	<0.900	<0.900	<0.900

ANNEXE 4.2 : teneurs en ETM totaux, ETM extractibles à l'EDTA et au $CaCl_2$ de TV, TAC, STA, SPO, CLA et leurs mélanges avec le compost de déchets verts

mg kg^{-1}		TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo
ETM totaux	Cd	<0.11	0.43	0.52	0.66	<0.11	0.04	0.41	0.48	0.55	0.03
	Cr	16.50	54.00	26.10	23.50	24.70	14.79	43.30	23.27	19.66	20.28
	Cu	3.20	25.50	17.50	205.00	36.10	5.62	25.82	19.02	162.01	30.29
	Hg	<0.11	<0.11	<0.11	0.41	<0.11	<0.11	<0.11	<0.11	0.32	<0.11
	Ni	4.70	39.00	22.10	15.10	52.40	4.60	30.58	18.86	12.48	40.91
	Pb	18.80	21.70	45.70	72.10	19.60	18.10	23.00	41.24	58.73	17.62
	Zn	20.50	152.00	138.00	550.00	86.00	31.37	146.30	134.34	440.64	78.66
ETM EDTA	Cd	0.08	0.38	0.70	0.10	0.05	0.09	0.42	0.59	0.10	0.07
	Cr	0.45	0.09	0.28	< 0.03	<0.03	0.41	0.09	0.10	<0.03	<0.03
	Cu	0.71	5.10	3.90	7.40	4.40	0.99	4.20	3.50	5.10	3.20
	Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.40	2.66	6.36	0.40	0.64	0.46	2.24	3.52	0.43	0.58
	Pb	4.61	1.92	12.00	7.31	2.99	5.77	4.38	9.91	6.08	3.17
	Zn	1.60	22.30	44.80	2.80	1.40	8.20	32.70	47.10	7.70	5.60
ETM CaCl2	Cd	0.03	0.05	0.31	0.00	<0.025	0.01	0.03	0.03	0.00	<0.0025
	Cr	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
	Cu	0.05	0.02	0.03	0.02	0.01	0.04	0.04	0.05	0.13	0.09
	Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Ni	0.08	0.24	1.71	<0.0015	<0.0015	0.02	0.03	0.08	0.02	0.02
	Pb	0.38	<0.025	0.05	<0.025	<0.025	0.02	0.01	0.01	0.00	<0.0025
	Zn	0.55	0.97	17.35	<0.005	<0.005	0.36	1.22	1.41	0.02	<0.005

ANNEXE 4.3 : L'évaluation de la dangerosité au regard de la propriété écotoxique d'un sédiment est réalisée via une démarche graduée.

Etape 1 : Si les teneurs des onze paramètres présents dans le tableau A1 sont toutes inférieures aux valeurs seuils de ce même tableau alors, le sédiment est considéré non dangereux au regard de la propriété HP14 (écotoxicité). Si l'un au moins des paramètres est supérieur à la teneur seuil, alors des essais biologiques sont réalisés.

Etape 2 : Les différents essais biologiques présentés sur la figure A1 sont réalisés. Si les trois tests sont concluants, alors le sédiment est considéré comme non écotoxique

Tableau A1 : Seuils de référence pour l'évaluation de la propriété HP14 des sédiments. *uniquement sur sédiments marins

Paramètres	Teneurs seuils (mg kg^{-1})
As	30
Cd	2
Cr	150
Cu	100
Hg	1
Ni	50
Pb	100
Zn	300
Σ 16 HAP congénères	22.8
Σ 7 PCB congénères	0.68
Tributylétain *	0.1

Des essais écotoxicologiques sont réalisés sur le sédiment après centrifugation : deux tests sont réalisés sur l'éluat obtenu par lixiviation et un test sur la matrice solide.

A. Tests sur les éluats des sédiments :

• Préparation des éluats: les éluats sont obtenus suivant le protocole de lixiviation EN 12457-2 indice de classement X 30 402-2.

•Essai de toxicité aiguë : test d'inhibition de la luminescence de bactéries marines – Vibrio fischeri, NF EN ISO 11 348-3, 2009 ou norme équivalente (Valeur seuil: CE50 30 min< 10%).

•Essai de toxicité chronique: détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de Brachionus calyciflorusen 48h – Essai d'inhibition de la croissance de la population, NF ISO 20 666, 2009 ou norme équivalente (Valeur seuil: CE20 < 1 %).

B. Test sur les sédiments centrifugés (la centrifugation est effectuée à au moins 8150 g pendant 30 minutes)

•Essai d'inhibition de l'émergence et de la croissance de semences par une matrice potentiellement polluée –NF EN ISO 11269-2, 2013 uniquement pour l'avoine – Avena sativa ou norme équivalente

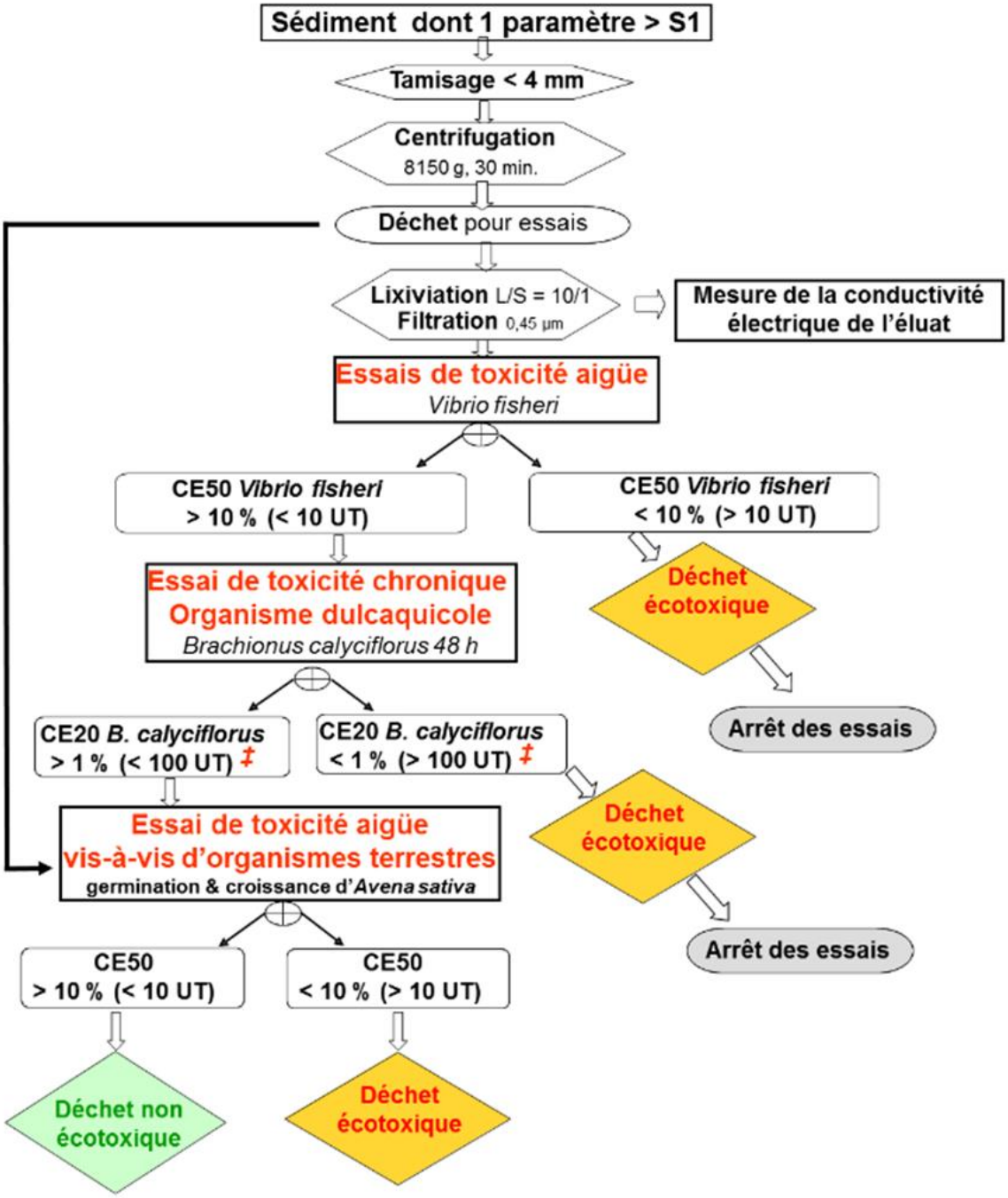
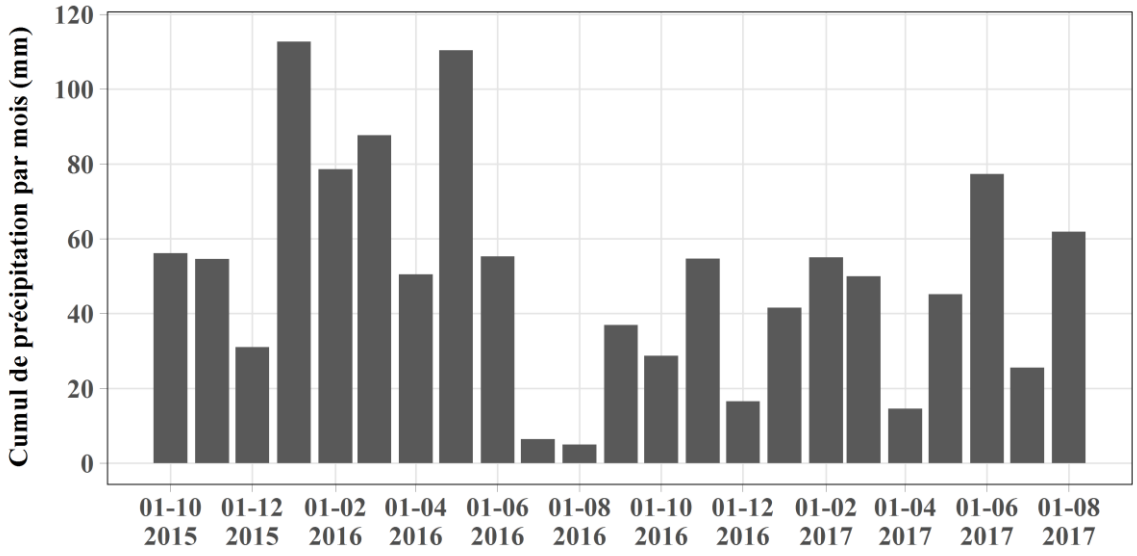


Figure A1 : Protocole d'évaluation de la propriété de danger HP14 pour les sédiments (INERIS, 2016)

ANNEXE 4.4 : Concentrations en 12 ETM dans les percolats des dix modalités de sols construits de t 6 à t 18 mois. Les concentrations sont comparées aux seuils « eau potable » et « eau brute » de l'arrêté du 11/01/2007 (JORF, 2007)

Temps (mois)	µg L^{-1}	TV	TAC	STA	SPO	CLA	TVCo	TACCo	STACo	SPOCo	CLACo	Seuil "eau potable" arrêté du 11/01/2007	Seuil "eau brute" arrêté du 11/01/2007
t 6 - t 12	As	3	<1	<1	<1	<1	4	1	3	2	1	10	100
	Cd	0.12	0.1	0.19	0.03	0.19	0.14	0.22	0.18	0.04	0.07	5	5
	Cr	7	<1	<1	<1	<1	4	<1	<1	<1	<1	50	50
	Cu	11	6	26	2	2	11	9	16	4	4	2000	ND
	Hg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1	1
	Ni	7	3	2	1	2	7	5	11	2	2	20	ND
	Pb	3	<1	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1	<1	10	50
	Zn	330	1200	530	39	230	210	76	64	100	240	ND	5000
	Sb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5	ND
	Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	700	1000
	Mo	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Se	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10	10
t 12 -t 15	As	3	<1	<1	<1	<1	4	1	3	2	1	10	100
	Cd	0.12	0.1	0.19	0.03	0.19	0.14	0.22	0.18	0.04	0.07	5	5
	Cr	7	<1	<1	<1	<1	4	<1	<1	<1	<1	50	50
	Cu	11	6	26	2	2	11	9	16	4	4	2000	ND
	Hg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1	1
	Ni	7	3	2	1	2	7	5	11	2	2	20	ND
	Pb	3	<1	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1	<1	10	50
	Zn	330	1200	530	39	230	210	76	64	100	240	ND	5000
	Sb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5	ND
	Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	700	1000
	Mo	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Se	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10	10
t 15 - t 18	As	2.7	<0.5	0.5	0.5	<0.5	5.8	1.1	3.6	2.7	1.4	10	100
	Cd	<0.05	<0.05	0.18	<0.05	<0.05	0.08	0.1	0.12	<0.05	<0.05	5	5
	Cr	8.6	<1	<1	<1	<1	7.5	1.3	2	<1	<1	50	50
	Cu	9.9	2.8	4.9	2.2	1.8	22	8.8	19	10	4.1	2000	ND
	Hg	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1	1
	Ni	6.8	1.2	9.2	<1	1.1	9.8	5.1	13	3.3	1.9	20	ND
	Pb	2.6	<1	<1	<1	<1	2.2	<1	<1	<1	<1	10	50
	Zn	53	67	94	23	20	40	130	51	19	52	ND	5000
	Sb	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1.9	1.2	<1	<1	5	ND
	Ba	59	63	40	53	91	83	120	130	87	85	700	1000
	Mo	<1	<1	<1	<1	<1	2	1	1	3	2	ND	ND
	Se	<1	<1	<1	<1	<1	1.2	<1	<1	<1	<1	10	10

ANNEXE 4.5 : Cumuls mensuels des précipitations sur la période de l'expérimentation relevé à la station MétéoFrance de Beaucouzé (49)



ANNEXE 5.1: Composition géochimique des six sédiments purs étudiés dans la thèse (TV n'a pas été caractérisée)

% massique	TAC	STA	SPO	CLA	FLU	RAN
Perte au feu	27.2	10.0	16.6	17.7	16.2	19.4
SiO_2	41.7	67.9	44.4	44.1	42.2	44.8
Al_2O_3	14.9	11.6	11.3	13.9	15.6	12.0
Fe_2O_3	7.2	4.4	4.5	5.4	5.4	5.7
CaO	2.0	1.5	15.4	13.5	13.0	11.0
MgO	1.2	0.7	3.6	1.8	2.9	2.0
TiO_2	1.5	0.9	0.5	0.7	0.7	0.7
MnO	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1
P_2O_5	0.6	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2
Cr_2O_3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SrO	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1
Na_2O	1.8	0.5	0.9	0.6	0.9	1.4
K_2O	1.8	2.0	2.3	1.9	2.9	1.6
SO_3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.6

ANNEXE 5.2 : Potentiel de minéralisation du C exprimé en g C-CO_2 kg^{-1} COT à t 6 mois (a.) et à t 12 mois (b. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre modalité (Kruskal-Wallis, $\alpha = 0.05$) environ 10 jours, 50 jours, 100 jours et 150 jours après le début de l'incubation.

a.

g C-CO_2 kg^{-1} COT	C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé	
Modalité	après 8 jours		après 45 jours		après 100 jours		après 140 jours	
TV	5.5 ±0.8	f	19.5 ±1.1	h	35.3 ±1.8	g	44.9 ±2.6	h
TAC	5.0 ±0.4	f	23.4 ±0.8	g	42.8 ±1.0	f	54.6 ±1.0	f
STA	8.2 ±0.4	e	26.2 ±0.3	f	43.2 ±0.4	f	52.6 ±0.5	fg
SPO	19.1 ±2.3	c	54.1 ±2.1	e	74.6 ±0.5	e	92.2 ±2.1	e
CLA	13.4 ±0.9	d	27.5 ±3.6	f	42.3 ±7.9	f	50.3 ±9.0	gh
TVCo	19.9 ±2.3	c	85.3 ±9.3	d	134.1 ±14.9	cd	164.4 ±17.5	cd
TACCo	13.4 ±1.7	d	51.3 ±5.8	e	81.8 ±7.4	de	99.6 ±8.9	de
STACo	37.9 ±1.8	b	149.9 ±5.7	c	230.6 ±11.2	bc	272.9 ±15.2	bc
SPOCo	56.1 ±3.7	a	289.3 ±9.5	a	514.5 ±15.9	a	653.6 ±21.2	a
CLACo	40.8 ±5.2	b	193.0 ±20.1	b	328.4 ±20.7	ab	427.9 ±22.5	ab

b.

g C-CO_2 kg^{-1} COT	C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé		C minéralisé	
Modalité	après 13 jours		après 52 jours		après 90 jours		après 148 jours	
TV	8.2 ±3.2	f	19.3 ±3.6	f	32.4 ±2.7	e	43.8 ±2.6	e
TAC	10.5 ±0.7	f	29.5 ±1.0	e	45.1 ±1.4	d	64.1 ±1.5	d
STA	14.8 ±1.6	e	35.1 ±2.5	d	49.0 ±3.1	d	64.8 ±5.5	d
SPO	39.5 ±3.2	cd	70.5 ±3.2	c	89.3 ±9.1	c	111.1 ±19.0	c
CLA	15.4 ±4.8	e	29.0 ±5.4	e	41.0 ±8.1	d	51.1 ±8.5	e
TVCo	18.0 ±5.1	e	60.7 ±7.5	c	83.8 ±9.9	c	109.9 ±8.9	c
TACCo	35.6 ±2.5	d	131.7 ±10.6	b	199.4 ±16.5	b	267.1 ±21.4	b
STACo	58.8 ±6.2	bc	143.8 ±10.3	b	195.8 ±21.6	b	246.3 ±30.4	b
SPOCo	73.0 ±1.3	ab	275.2 ±6.9	a	398.0 ±8.1	a	530.4 ±23.4	a
CLACo	85.3 ±1.3	a	263.6 ±8.5	a	407.9 ±15.8	a	566.7 ±22.2	a

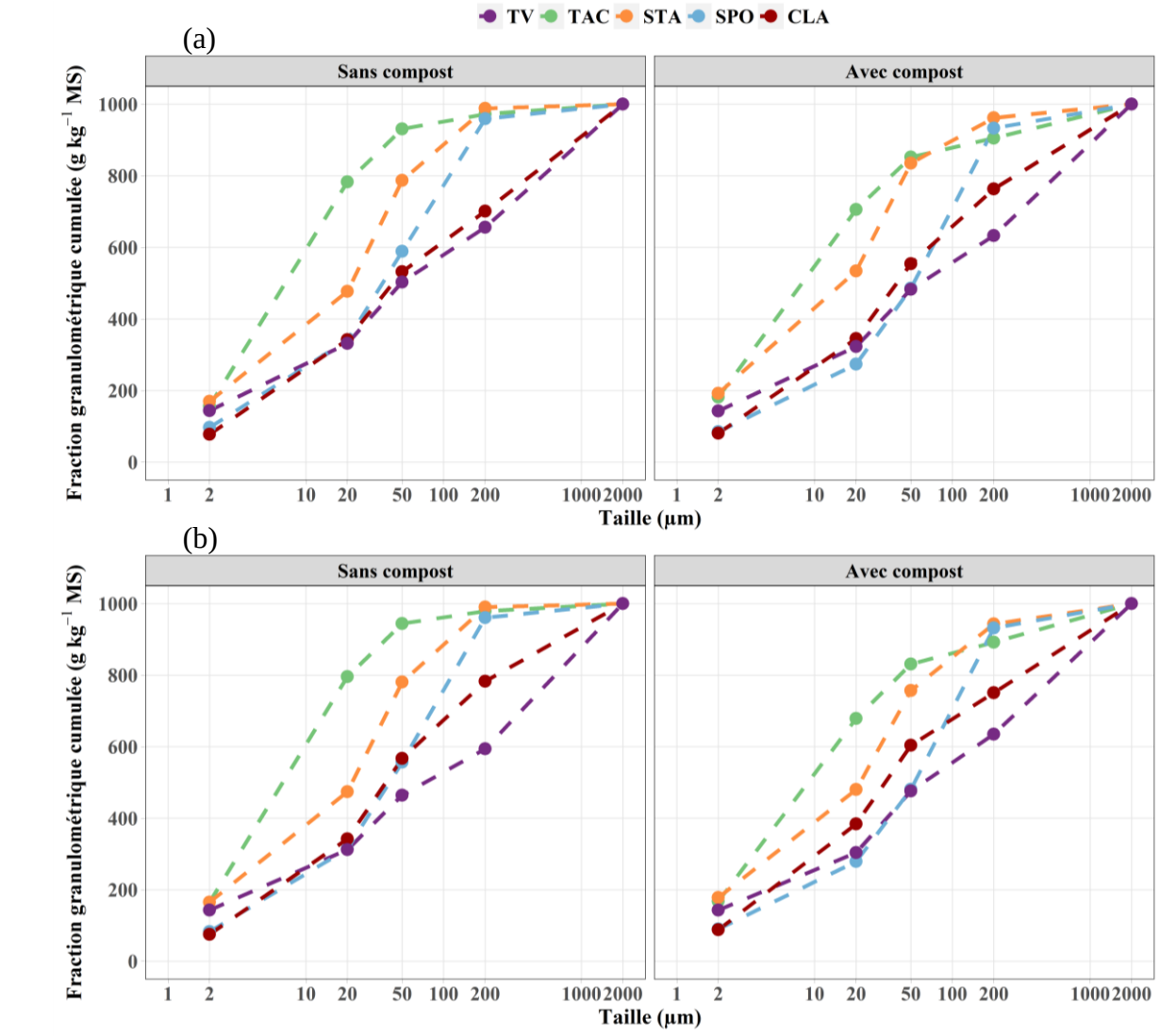
ANNEXE 5.3 : Taux spécifique de minéralisation k

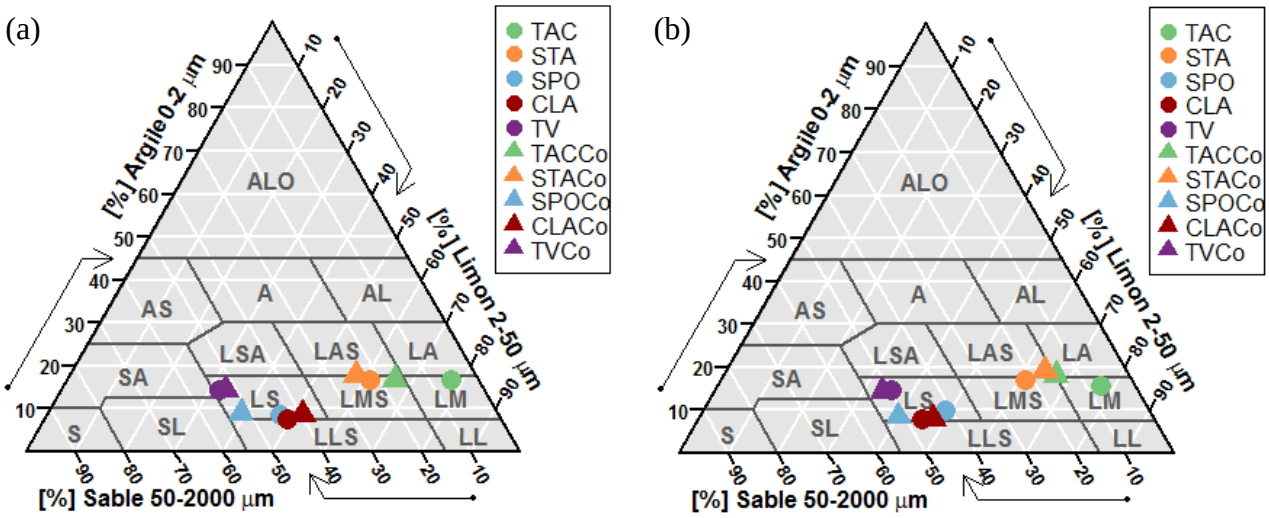
Les taux spécifiques de minéralisation de la MO (k) des modalités de sols construits sont présentés dans cette annexe à t 0 mois et à t 18 mois. A t 0 mois, les k de TV, TAC et CLA sont similaires. STA a un k inférieur à ces trois matériaux alors que SPO en a un supérieur. Les mélanges ont quant à eux des k proches à t 0 mois, même si SPOCo a un k significativement inférieur aux autres. Les mélanges ont un k supérieur (TVCo, TACCo, STACo et CLACo) ou similaire (SPOCo) par rapport à leurs homologues purs. Le taux de spécifique de minéralisation reste constant au cours du temps pour TV, STA et SPO. Il augmente pour CLA et baisse pour SPO et tous les mélanges.

Evolution au cours du temps du taux spécifique de minéralisation (k) des dix modalités de sols construits. Les lettres en minuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre les k mesurés à t 0 et t 18 mois (comparaison temporelle) pour chaque modalité. Les lettres en majuscule mettent en évidence les différences significatives (Kruskal-Wallis, α = 0.05) entre modalités à chaque date de mesure (comparaison modalité)

jour^{-1}	t 0 mois				t 18 mois			
	k		Comparaion temporelle	Comparaion modalité	k		Comparaion temporelle	Comparaion modalité
TV	8.76E-03	± 2.49E-03	a	CD	1.18E-02	± 4.85E-03	a	BC
TAC	8.52E-03	± 2.85E-03	**a**	CD	4.92E-03	± 1.84E-03	b	EF
STA	4.41E-03	± 1.20E-03	a	D	4.75E-03	± 3.86E-04	a	F
SPO	1.93E-02	± 1.00E-02	a	AB	8.72E-03	± 4.52E-03	a	CDE
CLA	1.07E-02	± 2.14E-03	b	CD	2.58E-02	± 4.47E-03	**a**	A
TVCo	1.85E-02	± 1.92E-03	**a**	AB	6.63E-03	± 7.66E-04	b	DEF
TACCo	2.07E-02	± 1.58E-03	**a**	A	1.51E-02	± 3.64E-04	b	AB
STACo	1.91E-02	± 1.49E-03	**a**	AB	1.05E-02	± 4.68E-04	b	BCD
SPOCo	1.40E-02	± 6.73E-04	**a**	BC	9.67E-03	± 1.04E-03	b	BCD
CLACo	2.05E-02	± 1.31E-03	**a**	A	5.51E-03	± 2.54E-03	b	EF

ANNEXE 6.1 : Distributions et classes granulométriques des modalités de sol construit à t 12 mois (a) et t 18 mois (b)





ANNEXE 6.2 : Courbes de rétention en eau des modalités de sols construits au cours du temps et analyse des résultats.

L'évolution temporelle des courbes de rétention en eau des matériaux purs est présenté dans la figure A6.2.1 et celle concernant les mélanges avec du compost dans la figure A6.2.2. Les teneurs en eau proches de la saturation (-0.1 kPa) ne sont pas commentées dans cette partie. Elles correspondent aux valeurs de porosité totale présentées dans la partie 2 du chapitre 6. Les comparaisons effectuées dans cette partie pour mettre en évidence d'éventuelles différences entre dates de mesure ou entre modalité ont toutes été réalisées par ANOVA ($\alpha = 0.05$) ou à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$).

Pour TV, les teneurs en eau aux potentiels hydriques de -1 kPa et -1600 kPa évoluent peu au cours du temps. Au bout de 6 mois, les teneurs en eau aux potentiels -5 kPa et -10 kPa diminuent significativement de 6 et 8 %, respectivement. Pour les autres potentiels, aucune évolution n'est observée. A t 12 mois, les teneurs en eau aux potentiels hydriques -5 kPa, -10 kPa, -32 kPa et -100 kPa, sont significativement inférieures à celles mesurées aux autres dates. Cette forte diminution est de l'ordre de 23 % à -5 kPa et -10 kPa et de 35 % à -32 kPa et -100 kPa. Les points mesurés à t 18 mois sont similaires à ceux de t 6 mois, avec une diminution de 10 % aux potentiels -5 kPa et -10 kPa, par rapport à t 0 mois.

Pour TAC et STA, seule la teneur en eau à -5 kPa diminue significativement lors des 6 premiers mois passant de 0.67 et 0.61 m m^{-3} à 0.55 et 0.58 m m^{-3}, respectivement. A t 12 mois, les teneurs en eau des potentiels -1 kPa, -5 kPa, -10kPa, -32 kPa et -100 kPa diminuent de 15 à 34 % par rapport à t 6 mois et de 23 à 30 % pour les potentiels -1 kPa, -5 kPa, -10kPa et -32 kPa par rapport à t 0 mois. Aucune évolution significative n'est observée au potentiel hydrique de -1600 kPa. A t 18 mois, les points de mesures de TAC aux forts potentiels (-32 kPa, -100 kPa et -1600 kPa) sont significativement inférieurs à ceux des dates précédentes, alors que pour STA, aucune évolution n'est constatée entre t 12 et t 18 mois.

Pour SPO, les teneurs en eau aux différents potentiels hydriques n'évoluent pas de façon significative au cours du temps.
Pour CLA, les teneurs en eau aux potentiels hydriques les plus faibles (-1 kPa, -5 kPa, -10kPa) n'évoluent pas au cours du temps. En revanche pour les potentiels -32 kPa et -100 kPa, une diminution significative des teneurs en eau, de 39 et 46 %, respectivement, est observée entre t 6 et t 12 mois.

Pour TVCo, les teneurs en eau aux potentiels 32 kPa et -100 kPa augmentent de 20 et 31 %, respectivement, entre t 0 mois et t 6 mois. A t 12 mois, toutes les teneurs en eaux mesurées diminuent par rapport aux dates précédentes. Cette diminution systématique (sauf pour -1600 kPa) est de l'ordre de 28 à 34 %. A t 18 mois, les teneurs en eau redeviennent toutes similaires à celles mesurées à t 6 mois.

Pour TACCo, les teneurs en eau aux plus forts potentiels (-100 kPa et -1600 kPa) n'évoluent pas au cours du temps. En revanche pour les potentiels -1 kPa, -5 kPa et -10kPa, des diminutions progressives et significatives sont observées entre t 0 mois et t 6 mois (-10 à -13 %), puis entre 6 mois et t 12 mois (-16 %). A t 18 mois, les teneurs en eau mesurées à ces mêmes potentiels augmentent par rapport à t 12 mois, pour atteindre des teneurs similaires à celles observées à t 6 mois. En revanche à -100 kPa, la teneur en eau diminue de 20 % entre t 6 et t12 mois et reste à ce niveau à t 18 mois.

Pour STACo, les teneurs en eau aux plus forts potentiels (-32 kPa, -100 kPa et -1600 kPa) n'évoluent pas significativement au cours du temps. Pour les potentiels plus faibles (-1 kPa, -5 kPa et -10kPa), seules les teneurs mesurées à t 18 mois sont significativement inférieures à celles mesurées à t 0 mois (de -25 à -27 %)

Les teneurs en eaux des potentiels -32 kPa et -100 kPa de SPOCo n'évoluent pas au cours du temps sauf pour t 12 mois, où elles sont significativement plus faibles que pour les autres dates de 56 et 61 % respectivement. Aucune évolution n'est observée pour le potentiel de -1600 kPa. Pour les potentiels -5 kPa et -10kPa, les teneurs en eau mesurées diminuent significativement entre t 0 et t6 mois (de 11 et 17 % respectivement), puis entre t 6 et t12 mois (de 20 et 23 % respectivement). A t18 mois, les teneurs en eau retrouvent des niveaux similaires à celles observées à t 6 mois.

Pour CLACo, il n'y a pas d'évolution entre t 0 et t 6 mois pour -1 kPa, -32 kPa, -100 kPa et -1600 kPa. Pour -5 kPa et -10kPa, une diminution de 18 % des teneurs en eau entre t 0 et t6 mois est observée. Cette diminution se poursuit à t 12 mois (-19 et -21 % par rapport à t 6 mois) et devient significative pour tous les autres potentiels testés (-14 % pour -1 kPa, -57 % pour -32 kPa et -100 kPa et -20 % pour -1600 kPa). A t 18 mois, les teneurs en eau retrouvent des valeurs similaires à celles mesurées à t 6 mois.

D'après les résultats précédents, il est possible de distinguer globalement quatre comportements au cours du temps parmi les modalités étudiées :

- Les modalités dont les teneurs en eaux des faibles potentiels (-1 kPa, -5 kPa, -10kPa, voire (-32 kPa)) tendent à diminuer au cours du temps : TAC, STA, TVCo, TACCo et STACo
- Les modalités dont les teneurs en eaux des forts potentiels ((-32 kPa), -100 kPa, -1600 kPa) tendent à diminuer au cours du temps : TV et CLA
- Les modalités dont les teneurs en eaux tendent à diminuer au cours du temps pour l'ensemble des potentiels hydriques testés : SPOCo et CLACo
- Les modalités dont les teneurs en eau aux potentiels hydriques testés n'évoluent pas au cours du temps : SPO

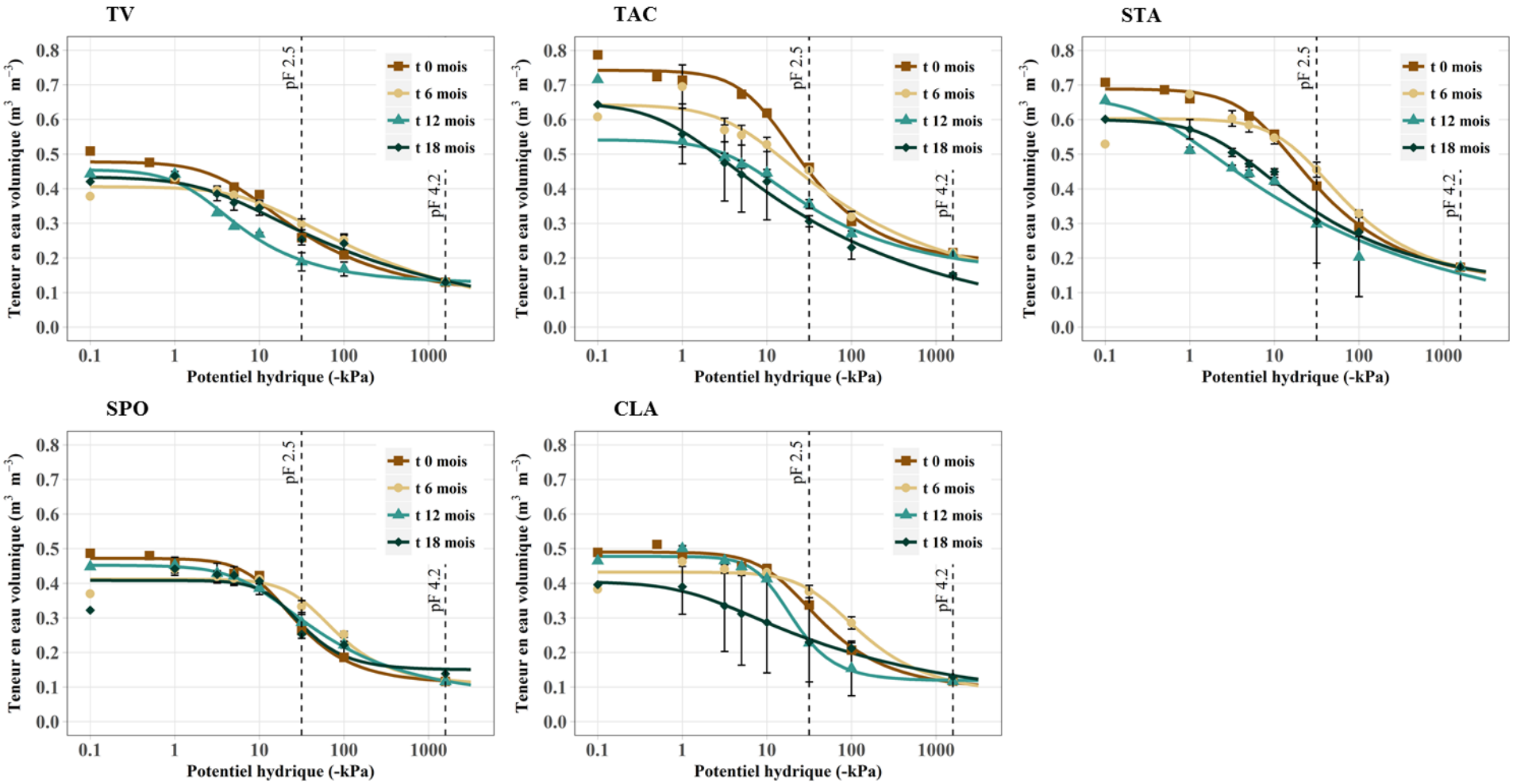


Figure A6.2.1 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique (points) et modèles de Van Genuchten simple porosité (courbes) correspondants, pour les matériaux purs à chaque date de mesure

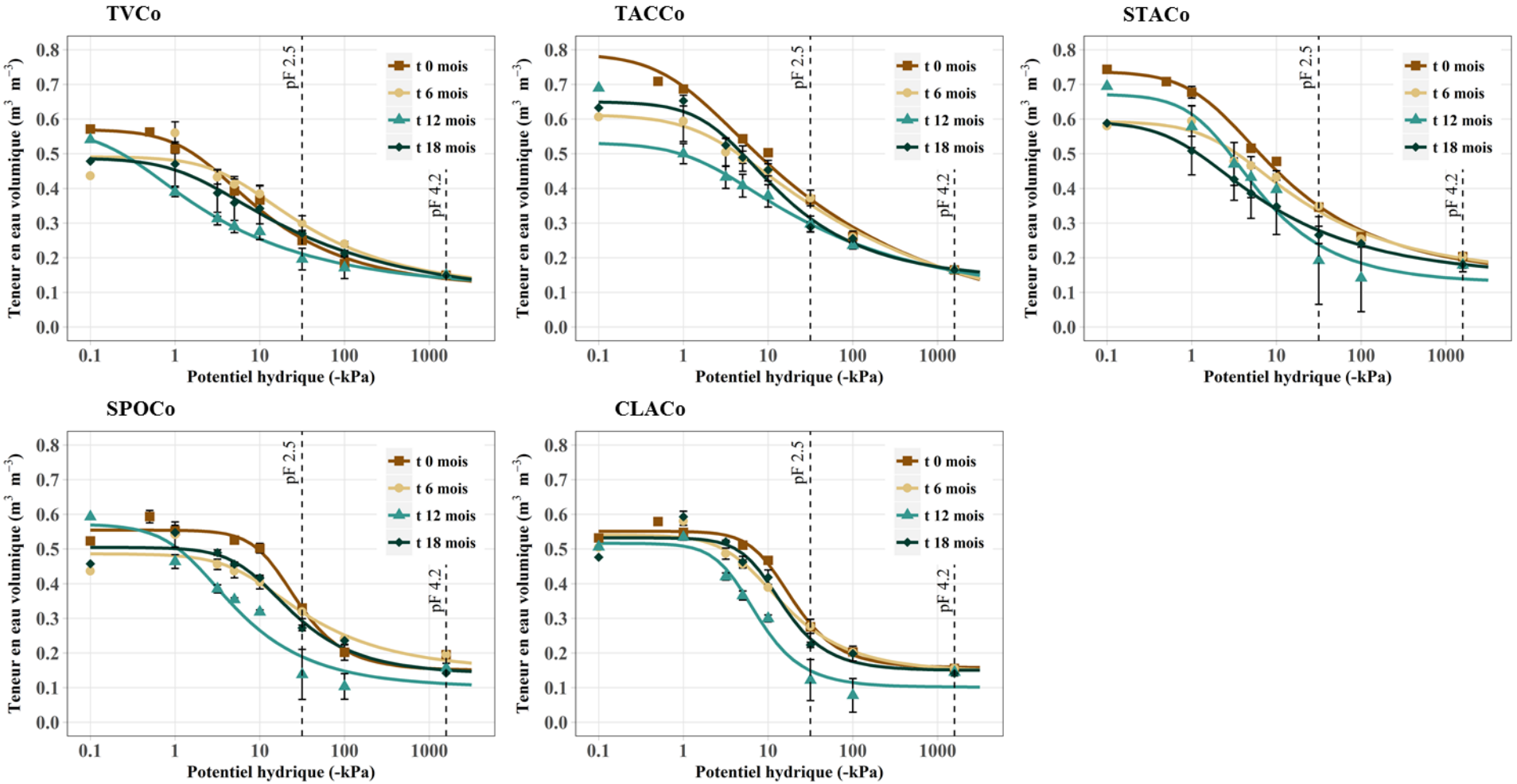


Figure A6.2.2 : Mesures expérimentales des couples potentiel hydrique/humidité volumique (points) et modèles de Van Genuchten simple porosité (courbes) correspondants, pour les matériaux en mélange avec du compost de déchets verts à chaque date de mesure

ANNEXE 6.3 : Résultats de la modélisation des courbes de rétention en eau de chaque modalité pour les quatre dates de mesure par le modèle de Van Genuchten simple porosité. Le tableau présente les paramètres ainsi que les performances de modélisation des modèles établis

Date de mesure	Modalité	θs (m^3 m^{-3})	θr (m^3 m^{-3})	α (m^{-1})	n (-)	m (-)	R^2	RMSE (10^{-3} m^3 m^{-3})
t 0 mois	TV	0.48	0.09	0.02	1.39	0.28	0.987	0.481
	TAC	0.74	0.18	0.01	1.60	0.37	0.994	0.503
	STA	0.69	0.12	0.01	1.46	0.31	0.998	0.134
	SPO	0.47	0.11	0.01	1.83	0.45	0.995	0.199
	CLA	0.49	0.09	0.01	1.65	0.39	0.996	0.169
	TVCo	0.57	0.11	0.05	1.42	0.30	0.996	0.235
	TACCo	0.79	0.00	0.10	1.22	0.18	0.995	0.470
	STACo	0.74	0.15	0.05	1.38	0.27	0.998	0.194
	SPOCo	0.55	0.16	0.01	2.11	0.53	0.996	0.220
	CLACo	0.55	0.15	0.01	2.06	0.51	0.989	0.643
	Moyenne						**0.99 ± 0.003**	**0.32 ± 0.18**
t 6 mois	TV	0.41	0.00	0.01	1.22	0.18	0.986	0.269
	TAC	0.64	0.10	0.02	1.28	0.22	0.977	1.114
	STA	0.60	0.13	0.00	1.52	0.34	0.971	1.543
	SPO	0.41	0.11	0.00	1.86	0.46	0.980	0.488
	CLA	0.43	0.08	0.00	1.63	0.39	0.980	0.519
	TVCo	0.49	0.11	0.02	1.37	0.27	0.957	1.404
	TACCo	0.61	0.00	0.05	1.20	0.17	0.995	0.227
	STACo	0.59	0.15	0.04	1.34	0.26	0.990	0.384
	SPOCo	0.54	0.15	0.02	1.67	0.40	0.989	0.525
	CLACo	0.49	0.15	0.01	1.46	0.32	0.965	0.944
	Moyenne						**0.98 ± 0.012**	**0.74 ± 0.47**
t 12 mois	TV	0.45	0.13	0.05	1.57	0.36	0.994	0.180
	TAC	0.54	0.15	0.02	1.36	0.26	0.996	0.102
	STA	0.66	0.00	0.24	1.18	0.15	0.982	0.915
	SPO	0.45	0.07	0.01	1.41	0.29	0.999	0.026
	CLA	0.48	0.12	0.01	2.26	0.56	0.997	0.138
	TVCo	0.57	0.11	0.43	1.31	0.24	0.996	0.125
	TACCo	0.53	0.08	0.06	1.26	0.20	0.998	0.045
	STACo	0.67	0.13	0.05	1.57	0.36	0.979	1.667
	SPOCo	0.52	0.10	0.02	2.13	0.53	0.984	0.975
	CLACo	0.57	0.10	0.06	1.55	0.36	0.970	1.760
	Moyenne						**0.99 ± 0.010**	**0.59 ± 0.68**
t 18 mois	TV	0.43	0.01	0.03	1.20	0.16	0.990	0.215
	TAC	0.65	0.00	0.12	1.20	0.17	0.996	0.212
	STA	0.60	0.11	0.04	1.31	0.24	0.995	0.237
	SPO	0.41	0.15	0.00	2.16	0.54	0.932	1.698
	CLA	0.40	0.05	0.07	1.21	0.17	0.996	0.073
	TVCo	0.49	0.09	0.06	1.27	0.21	0.996	0.120
	TACCo	0.65	0.14	0.03	1.45	0.31	0.992	0.519
	STACo	0.59	0.14	0.12	1.34	0.25	0.999	0.043
	SPOCo	0.53	0.15	0.01	2.14	0.53	0.977	1.269
	CLACo	0.50	0.14	0.01	1.67	0.40	0.980	0.792
	Moyenne						**0.98 ± 0.020**	**0.52 ± 0.56**

ANNEXE 6.4 : Proportions massiques de six fractions d'agrégats (< 0.25 mm, 0.25-1 mm, 1-2 mm, 2-3 mm, 3-5 mm et > 5 mm) des 14 modalités de sols construits étudiés en mésocosme.

L'évolution dans le temps des proportions massiques de six fractions d'agrégats pour chaque modalité de sols construits sous un régime hydrique constant et sous alternance de phases d'humectation et de dessiccation est visible dans les figure A6.4.1 et figure A6.4.2, respectivement. La variabilité parfois importante entre les trois répétitions mesurées rend l'interprétation statistique difficile. Toutefois des tendances sont à souligner.

Sous régime hydrique constant, des agrégats des fractions supérieures à 2 mm (2-3 mm, 3-5 mm et > 5mm) apparaissent au cours du temps chez toutes les modalités étudiées (figure A6.4.1). Les proportions d'agrégats formés sont cependant très variables selon les modalités.
Pour TV, les agrégats supérieurs à 2 mm n'apparaissent qu'au bout de 75 jours. Ils sont essentiellement composés d'agrégats supérieurs à 5 mm (11.5 % à t 105 jours). Ils semblent se former au détriment des fractions les plus fines (< 0.25 mm et 1-0.25 mm) qui perdent respectivement 5.2 points et 7.4 points en 105 jours. Les mêmes tendances sont visibles pour TVCo dont les fractions supérieures à 2 mm sont composées principalement d'agrégats supérieurs 5 mm à t 105 jours (19.4 %). L'apparition d'agrégats supérieurs à 2 mm n'est significative qu'à t 75 jours et se fait au détriment des deux fractions d'agrégats inférieures à 1 mm. La part de la fraction 1-2 mm augmente de 25 points en 105 jours.
Le sédiment RAN se comporte de façon similaire à TV mais de façon plus rapide (présence de 38.3 % d'agrégats 3-5 mm dès t 45 jours) et plus marquée. En effet, la proportion d'agrégats supérieurs à 5 mm à t 105 jours atteint 60.3 %. L'apport de compost semble induire une diminution de la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm (7.9 % à t 105 jours) pour RANCo.
La formation d'agrégats supérieurs à 2 mm pour TAC est très faible (0.48 % de 2-3 mm, 0.29 % de 3-5 mm et 0.29 % de > 5 mm, à t 105 jours) mais significative. Les proportions d'agrégats de taille inférieure n'évoluent pas significativement au cours du temps à part une hausse significative de 50 % de la fraction inférieures à 0.25 mm entre t 0 et t 45 jours. L'apport de compost ne modifie pas le comportement de ce sédiment mais permet d'atteindre des proportions d'agrégats supérieurs à 2 mm plus importantes (4.3 % de 2-3 mm, 1.3 % de 3-5 mm et 4.3 % de > 5 mm, à t 105 jours).
Les autres sédiments (STA, SPO, CLA, FLU) évoluent globalement de façon similaire. L'apparition d'agrégats supérieurs à 2 mm se fait principalement à partir de t 75 jours. Ils se composent presque exclusivement d'agrégats supérieurs à 5 mm qui représentent des proportions relativement faibles au bout de 105 jours (1.5 %, 5.2 % 4.6 % et 17.5 %, respectivement). Il est à noter que la part des agrégats inférieurs à 0.25 mm est plus faible pour STA (39.6 % que pour les sédiments SPO (60.8 %), CLA (51.7 %) et FLU (52.8 %), à t 105 jours. L'apport de compost ne modifie pas l'agrégation des mélanges de façon importante, mais induit des proportions d'agrégats > 5 mm en moyenne plus faibles à t 105 jours pour SPO (1.8 %), CLA (1.7%) et FLU (2.4 %) et plus élevée pour STA (4.65 %).

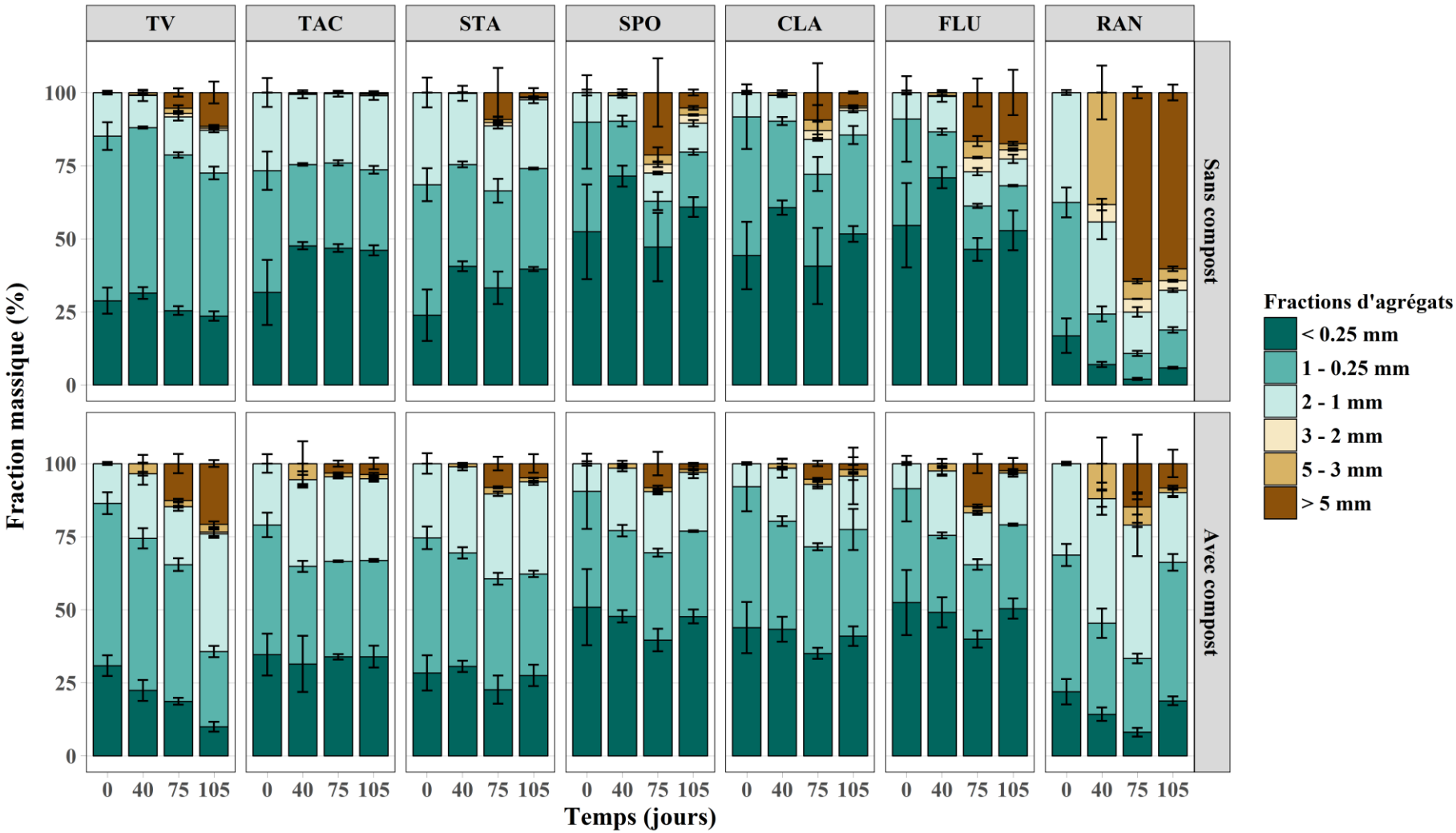


Figure A6.4.2 : Evolution temporelle des proportions de six fractions massiques d'agrégats des quatorze modalités de sol construit sous régime hydrique constant

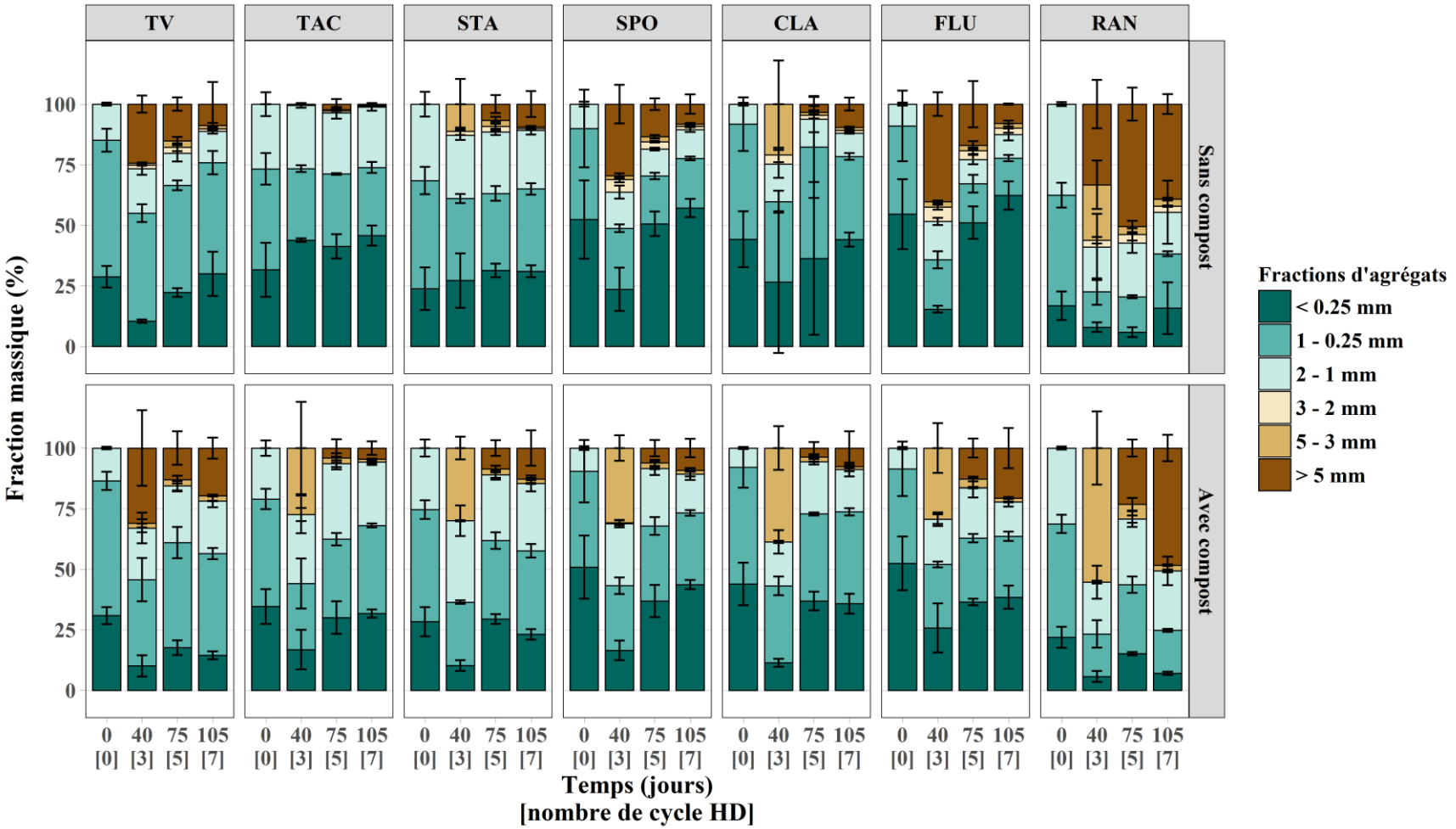


Figure A6.4.2 : Evolution temporelle des proportions de six fractions massiques d'agrégats des quatorze modalités de sol construit sous alternance de phases d'humectation et de dessiccation (cycle Humectation-Dessiccation (HD)).

Sous alternance de cycles d'humectation-dessiccation, des agrégats supérieurs à 2 mm apparaissent dès 40 jours (3 cycles d'humectation-dessiccation) pour toutes les modalités de façon significative (figure A6.4.2). Pour TV les agrégats supérieurs à 2 mm sont essentiellement des agrégats de taille supérieure à 5 mm (24.3 % à t 40 jours). Au cours du temps, la proportion d'agrégats supérieurs à 2 mm baisse significativement de 64 % jusqu'à t 105 jours (7 cycles d'humectation-dessiccation). SPO et FLU se comportent de façon similaire, avec des fractions d'agrégats supérieurs à 5 mm diminuant de 72 % et 80 % entre t 40 et t 105 mois, respectivement, passant de 29.6 à 8.2 % pour SPO et de 10.3 à 8.0 % pour FLU. Pour TAC, STA et CLA, l'évolution au cours du temps n'est pas claire et non significative. Pour STA et CLA, la fraction supérieure à 2 mm dominante à t 40 jours n'est pas la fraction supérieure à 5 mm, comme pour les autres matériaux purs, mais la fraction 3-5 mm, comme pour la plupart des mélanges. Mise à part, cette modification, l'apport de compost ne semble pas avoir d'impact sur les proportions massiques d'agrégats des matériaux.

ANNEXE 6.5 : Evolution au cours du temps des six fractions massiques d'agrégats des sols construits *in situ*.

La part de la fraction <0.25 mm des modalités évolue de trois façons différentes au cours du temps (figure A6.5.1). Pour TAC, TACCo et CLA, elle reste constante au cours des 18 mois de l'expérimentation. Pour TV, TVCo, SPO, SPOCo et CLACo cette fraction diminue significativement entre t 0 et t 18 mois mais la diminution reste faible pour TV et TVCo (-4 et -3 points en 18 mois) alors qu'elle est plus marquée pour les sédiments et leurs mélanges (-14 points pour SPO et CLACo, et -19 points pour SPOCo). Pour STA et STACo, la part de la fraction < 0.25 mm augmente significativement au cours du temps, avec une augmentation de +4 et +9 points, respectivement.

Pour TAC, TVCo et CLACo, la part de la fraction 1 – 0.25 mm n'évolue pas au cours du temps. En revanche, elle augmente significativement pour TACCo, STA, STACo, SPOCo et CLA (+12, +6, +23, +13 et +8 points, respectivement) entre t 0 et t 18 mois. Et elle baisse de 9 et 4 points pour TV et SPO, respectivement.La part de la fraction 2 – 1 mm n'évolue pas pour les matériaux purs. En revanche elle augmente significativement pour tous les mélanges de +4 points TVCo et STACo à +10 points pour CLACo entre t 0 et t 18 mois. Enfin, la part de la fraction >5 mm reste constante pour TVCo, TAC, CLA et CLACo au cours du temps. Elle augmente pour TV et SPO de +9 et +19 points, respectivement et diminue pour les autres modalités (TACCo : -16 points, STA : -13 points, STACo : -17 points et SPOCo : -6 poins.

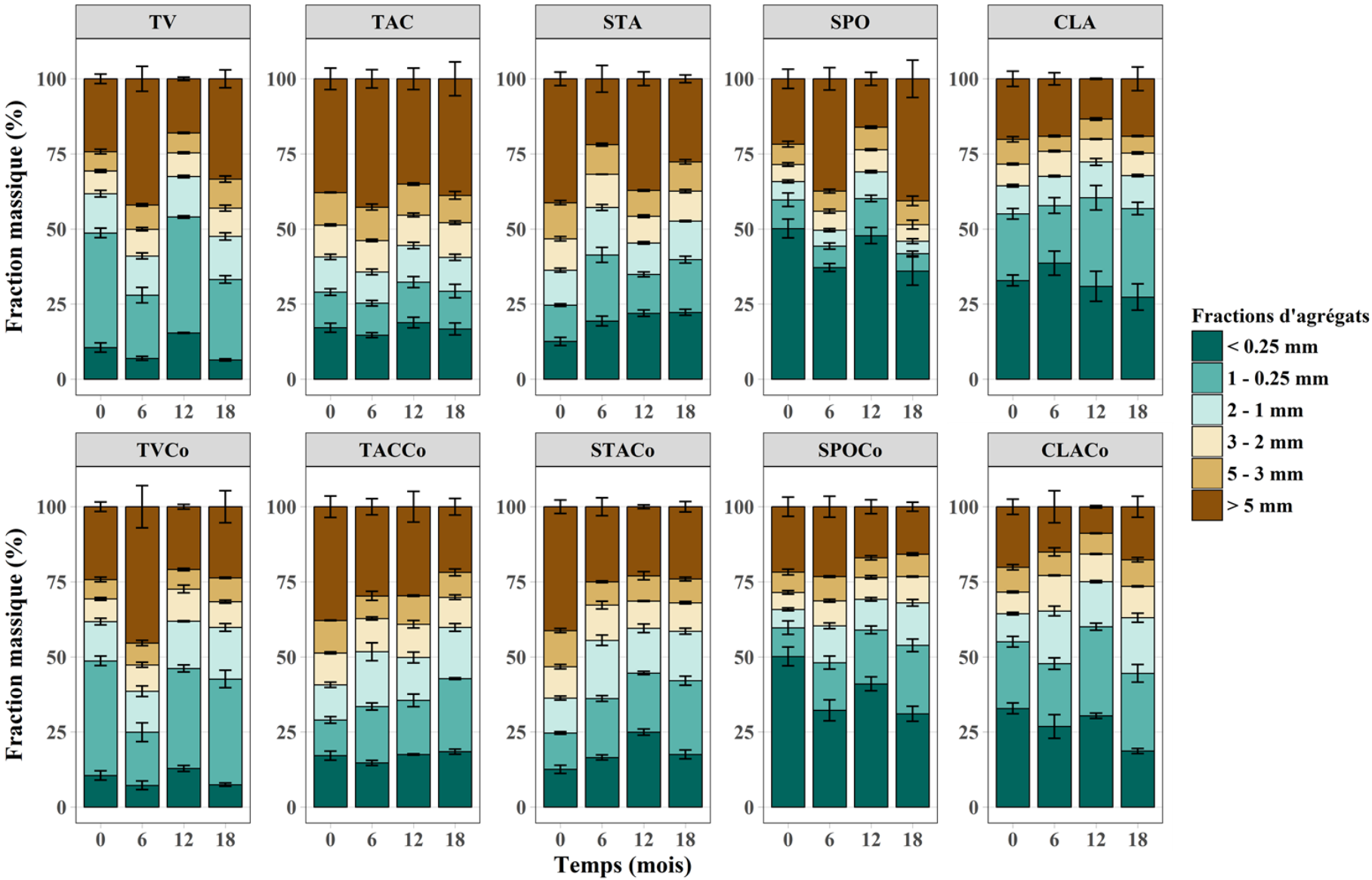


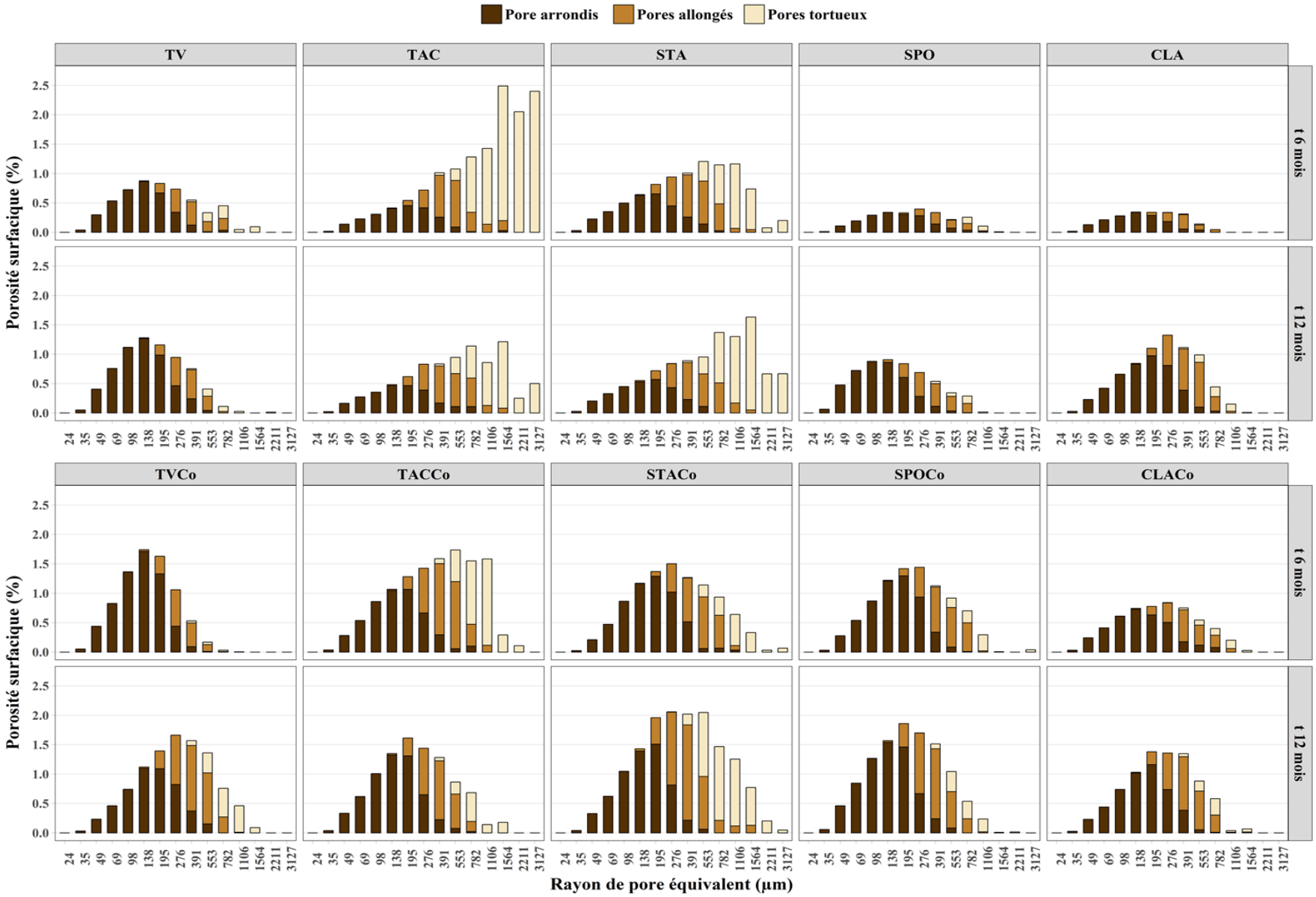
Figure A6.5.1 : Proportion de six fractions massiques d'agrégats mesurées sur les dix modalités de sol construit à chaque date de mesur

ANNEXE 6.6 : liste des facteurs potentiellement corrélés à la stabilité des agrégats ou à leur formation

C total *	g kg^{-1}	Teneur en CaCO3 totale *	g kg^{-1}
C organique *	g kg^{-1}	Teneur en CaCO3 actif	g kg^{-1}
Teneur en MO *	g kg^{-1}	Teneur en calcite *	g kg^{-1}
C/N *		Teneur en dolomite *	g kg^{-1}
N-NO3-	mg kg^{-1}	Teneur en feldspath *	g kg^{-1}
N-NH4+	mg kg^{-1}	Teneur en mica *	g kg^{-1}
N minéral	mg kg^{-1}	Teneur en phyllosilicates *	g kg^{-1}
N total *	g kg^{-1}	Teneur en phyllosilicates de type 1:1*	g kg^{-1}
pH eau *		Teneur en phyllosilicates de type 2:1*	g kg^{-1}
Capacité d'échange cationique (CEC)	$cmol^{+}$ kg^{-1}	Teneur en argiles granulométriques *	g kg^{-1}
Taux de saturation de la CEC	%	Teneur en limons fins *	g kg^{-1}
Somme des cations	$cmol^{+}$ kg^{-1}	Teneur en limons grossiers *	g kg^{-1}
Conductivité électrique *	µS cm-1	Teneur en limons *	g kg^{-1}
K échangeable	g kg^{-1}	Teneurs en sables fins *	g kg^{-1}
Mg échangeable	g kg^{-1}	Teneur en sables grossiers *	g kg^{-1}
Ca échangeable	g kg^{-1}	Teneur en sables *	g kg^{-1}
Na échangeable	g kg^{-1}	Masse volumique apparente *	g cm^{-3}
Ca total	g kg^{-1}	Masse volumique réelle *	g cm^{-3}
Mg total	g kg^{-1}	Porosité totale *	m^3 m^{-3}
Fe total	g kg^{-1}	Macro porosité *	m^3 m^{-3}
Fe extractible à l'EDTA *	mg kg^{-1}	Micro porosité *	m^3 m^{-3}
Fe extractible à la méthode Tamm	g kg^{-1}	Constante Cmax de minéralisation *	mg kg^{-1}
Al extractible à la méthode Tamm	g kg^{-1}	Constante k de minéralisation *	$jour^{-1}$
Fe extractible à la méthode Merha-Jackson	g kg^{-1}	Biomasse microbienne *	mg kg^{-1}
Al extractible à la méthode Merha-Jackson	g kg^{-1}		
Fe extractible au pyrophosphate	g kg^{-1}		
Al extractible au pyrophosphate	g kg^{-1}		

* facteurs également mesurés dans l'expérimentation en mésocosme

ANNEXE 6.7 : Répartition des trois types de pore (arrondis, allongés et tortueux) au sein des 15 classes de pore définies pour les 10 modalités de sols construits à t 6 mois et à t 12 mois



ANNEXE 6.8 : Répartition des trois types de pore (arrondis, allongés et tortueux) au sein de la porosité surfacique totale définie pour les 10 modalités de sols construits à t 6 mois et à t 12 mois

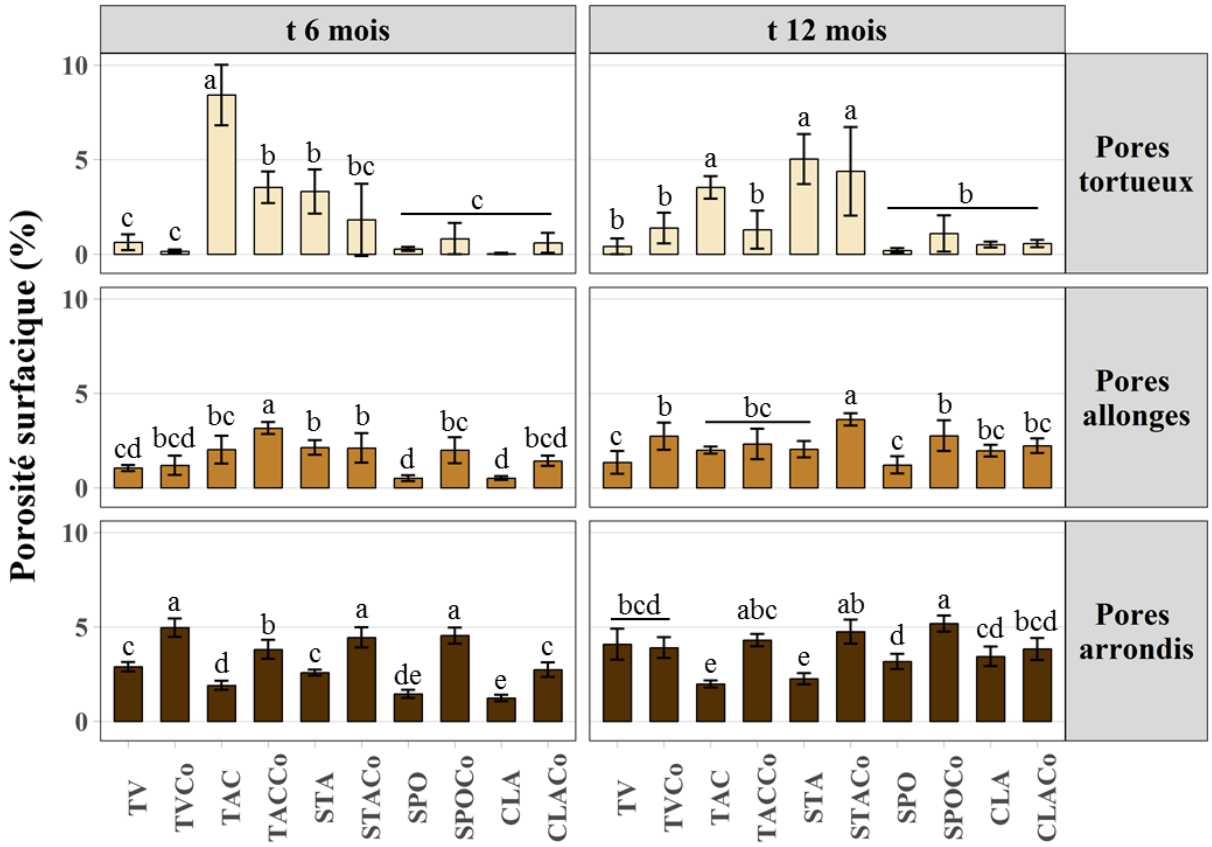


Figure A6.8 : Porosité surfacique attribuée aux pores arrondis, allongés et tortueux pour chaque modalité étudiée à t 6 mois et t 12 mois. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les modalités, pour chaque date de mesure et par chaque type de pore

TV, SPO et CLA et leurs mélanges respectifs ont des profils similaires (figure A6.8). Ils ont peu de pores tortueux (< 1.38 % pour TVCo à t 12 mois) et cela n'évolue globalement pas au cours du temps (tableau A6.8). L'apport de compost n'a pas d'effet significatif. Ces matériaux possèdent une plus grande proportion de pores allongés qui a tendance à augmenter au cours du temps. L'apport de compost entraine la hausse de la porosité surfacique des pores allongés à t 12 mois pour TV et dès t 6 mois pour SPO et CLA. La majeure partie de la porosité surfacique de ces matériaux est composée de pores arrondis qui croit avec le temps. L'apport de compost augmente la porosité surfacique arrondie dès t 6 mois. Cet effet s'estompe à t 12 mois pour TV et CLA mais reste important pour SPO.

TAC, STA et leurs mélanges possèdent une plus grande porosité surfacique tortueuse que les autres matériaux qui reste constante dans le temps pour STA et STACo mais diminue pour TAC et TACCo (tableau A6.8). L'apport de compost a un effet négatif sur ce type de porosité pour TAC mais pas pour STA (figure A6.8). La porosité surfacique allongée reste globalement stable

au cours du temps et l'apport de compost l'impact peu (figure A6.8). En revanche, la porosité arrondie est proche de celle de TV pour TAC et STA à t 6 mois et n'évolue pas au cours du temps. L'apport de compost entraine une nette augmentation des pores arrondis dès t 6 mois. Cet effet est toujours visible à t 12 mois.

Tableau A6.8 : Porosité surfacique attribuée aux pores arrondis, allongés et tortueux pour chaque modalité étudiée à t 6 mois et t 12 mois. Les lettres mettent en évidence les différences significatives (ANOVA, α = 0.05) entre les mesures réalisées à t 6 mois et celles réalisées à t 12 mois (effet temps), pour chaque modalité et par chaque type de pore

	Porosité surfacique (%)											
	Pores arrondis				Pores allongés				Pores tortueux			
	t 6 mois		t 12 mois		t 6 mois		t 12 mois		t 6 mois		t 12 mois	
TV	2.90 ± 0.25	b	4.09 ± 0.83	**a**	1.05 ± 0.16	a	1.34 ± 0.61	a	0.62 ± 0.42	a	0.41 ± 0.42	a
TAC	1.92 ± 0.25	a	1.99 ± 0.19	a	2.02 ± 0.74	a	2.00 ±0.18	a	8.42 ± 1.60	**a**	3.53 ± 0.59	b
STA	2.59 ± 0.16	a	2.27 ± 0.30	a	2.14 ± 0.38	a	2.04 ± 0.43	a	3.32 ± 1.17	a	5.03 ± 1.32	a
SPO	1.46 ± 0.22	b	3.18 ± 0.41	**a**	0.52 ± 0.16	b	1.21 ± 0.46	**a**	0.28 ± 0.11	a	0.20 ± 0.11	a
CLA	1.24 ± 0.17	b	3.45 ± 0.52	**a**	0.52 ± 0.10	b	2.23 ± 0.39	**a**	0.03 ± 0.04	b	0.51 ± 0.15	**a**
TVCo	4.97 ± 0.49	**a**	3.91 ± 0.55	b	1.19 ± 0.52	b	2.73 ± 0.72	**a**	0.15 ± 0.08	b	1.38 ± 0.81	**a**
TACCo	3.82 ± 0.50	a	4.31 ± 0.33	a	3.16 ± 0.32	a	2.32 ±0.8	a	3.54 ± 0.83	**a**	1.30 ± 1.01	b
STACo	4.45 ± 0.53	a	4.75 ± 0.63	a	2.11 ± 0.78	b	3.62 ±0.33	**a**	1.82 ± 1.91	a	4.38 ± 2.34	a
SPOCo	4.55 ± 0.42	a	5.19 ± 0.42	a	1.99 ± 0.69	a	2.76 ± 0.81	a	0.82 ± 0.83	a	1.10 ± 0.96	a
CLACo	2.74 ± 0.38	b	3.84 ± 0.58	**a**	1.43 ± 0.27	b	1.21 ± 0.46	**a**	0.60 ± 0.53	a	0.56 ± 0.19	a

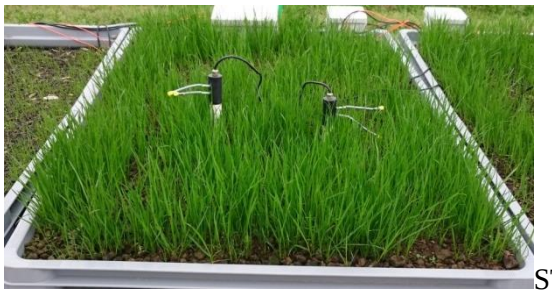
ANNEXE 7.1 : Photos du développement aérien du ray-grass 32 jours après le semis (10/11/2015)

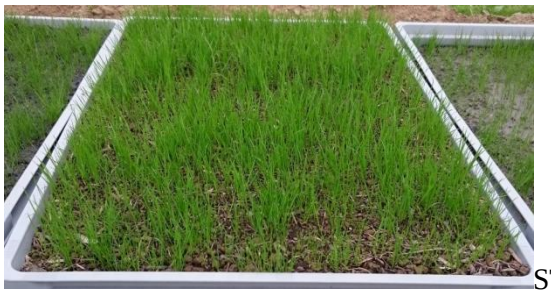
TV

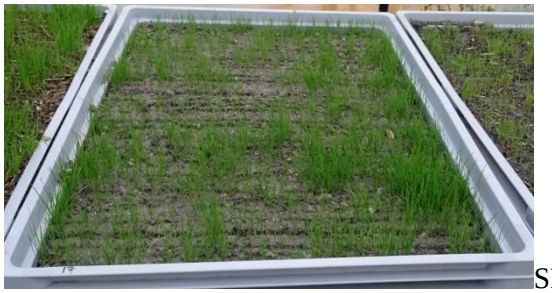
TVCo

TAC

TACCo


STA


STACo


SPO

SPOCo

CLA

CLACo

ANNEXE 7.2 : Photos du développement aérien du ray-grass 90 jours après le semis (07/01/2016)

TV

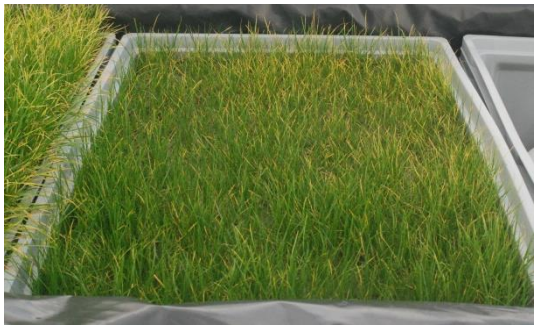
TVCo

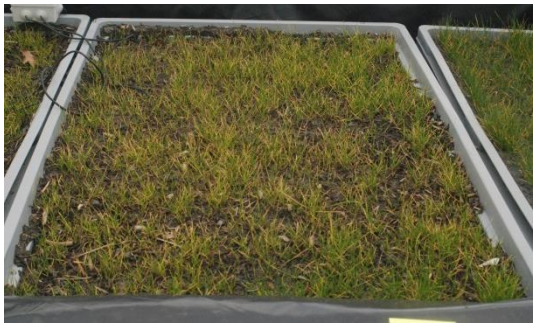
TAC

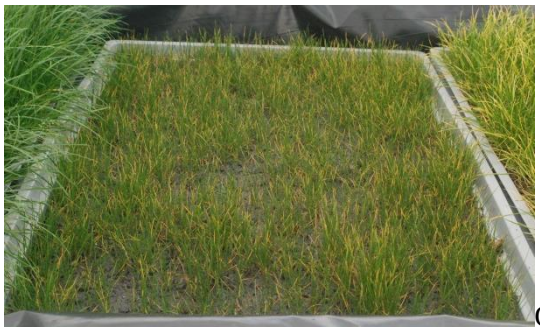
TACCo

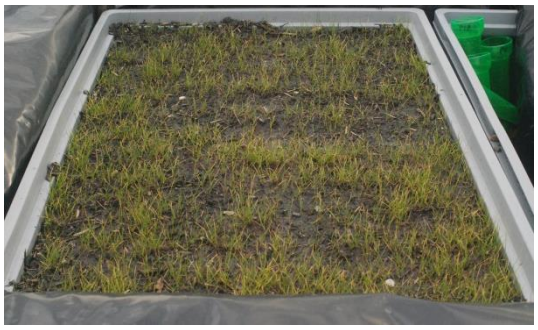
STA

STACo


SPO


SPOCo


CLA


CLACo

ANNEXE 7.3 : Photos du développement aérien du ray-grass 725 jours (24 mois) après le semis (03/10/2017)

TV

TVCo

TAC

TACCo

STA

STACo

SPO

SPOCo

CLA

CLACo

ANNEXE 7.4 : liste des espèces (ou genres) végétales observées sur les bacs lysimétriques. Le « 1 » signifie que l'espèce correspondante a été observée lors du premier relevé botanique (08/01/2016) , le « 2 » signifie qu'elle a été vue lors du deuxième relevé (27/07/2016) et le « 3 » indique que l'espèce a été vue lors du troisième relevé (10/07/2017

n° du bac	1	11	21	31	41	2	12	22	32	42	3	13	23	33	43	4	14	24	34	44	5	15	25	35	45	6	16	26	36	46	7	17	27	37	47	8	18	28	38	48	9	19	29	39	49	10	20	30	40	50
Espèces/genres identifiés	**TV**					**TVCo**					**TAC**					**TACCo**					**STA**					**STACo**					**SPO**					**SPOCo**					**CLA**					**CLACo**				
Agrostis				3	3					3																									3																
Alopecurus (vulpin)			2				2	2										2	2	2			2				2	2	2	2		2	2		2						2		2	2						
Anthoxanthum odoratum (Flouve odorante)				3																																													
Aspéracée (Chardon)			1, 2																																														
Aspéracée -Senecio sp. (Sénéçon)					1									1, 2	3					1																			2												
Asteracée (Crépis)					3																																													3
Asteracée (picris)																																							3										
Asteracée (Pissenlit)															3																							3	3									
Asteracés (picris)																									1																									
Betula (Boulot)																																																	
Bromus hordeaceus (Brome mou)																													2																				
Bryophyte (Funaria hygrometrica)															2																																		
Bryophyte : non identifiée																																			2														
Callitriche															2								1	1	1	1, 2			1	1, 2																				
Cerastium (Céraiste)																						1							1																				
Chenopodium album (chénopode blanc)		1	1		1				1																																							
Cirsium vulgare (Crise commun)		2	2																																													
Conyza canadensis (Vergerette du Canada)					3				3						3										3										3				3	3									3
Doncus carote (Carotte)																				3																														
Epilobium hirsutum (Epilobe à grandes fleurs)															2, 3			2		3																			3	3					3	3			3	3

Suite ANNEXE 7.4

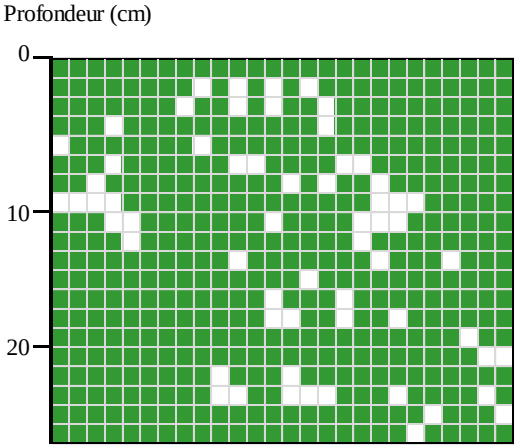
n° du bac	1	11	21	31	41	2	12	22	32	42	3	13	23	33	43	4	14	24	34	44	5	15	25	35	45	6	16	26	36	46	7	17	27	37	47	8	18	28	38	48	9	19	29	39	49	10	20	30	40	50
Espèces/genres identifiés	TV					TVCo					TAC					TACCo					STA					STACo					SPO					SPOCo					CLA					CLACo				
Epilobium tetragonum (Epilobe)							2							2	3			2		3				2	3								3							2, 3			2		3	3				3	
Geranium rotundifolium (géranium à feuille ronde)	1, 2	1	1		1				1						3																																			
Holcus lanatus (Houlque laineuse)		2	2	2, 3	2, 3		2	2	2, 3	2, 3																																								
Hypochaeris radicata																								3	3		2		3					3	3								3				3		
Lotus corniculatus (Lotier corniculé)																											2																						
Malva sylvestris (Grande Mauve)					3																																												
Medicago Sativa (luzerne)																																		3	3				3	3								3	3
Onagracée - Epilobium sp.				1, 2																																													
Plantago lanceolata (plantin lancéolé)				2, 3																																													
Poa annua (Pâturin annuel)	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2		1, 2	1, 2	1, 2	1, 2										2		1, 2	1	1, 2	1				1																						
Polygonacée (rumex)		1, 2	1	1, 2, 3	1, 3				1					1				1, 2				1							1								2	1, 2							2				
Ranunculus acris (renoncule âcre)		1, 2	1, 2	1, 2, 3	1, 2	1, 2	2	1, 2	1	2																																							
Ranunculus repens (renoncule rampante)	1, 2			1, 2, 3																																														
Salix (saule)																																		3					3										
Sonchus asper (laiterons)							1, 2			1, 2			1		1, 3					3			1	3	1, 3	1, 2	1, 2	1	3	1, 2	1, 2	1, 2	1	3	2, 3			2, 3	2, 3			1, 2	3	3				3	3
Stellaria media (mouron des oiseaux)	1, 2	1	1	1, 2	1				1					2										1																				2	3					
Trifolium pratense (trèfle des près)				2, 3					2																																								
Trifolium repens (trèfle blanc)	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	2	2	1	2, 3																																						3	
Tripleurospermum inodorum (camomille)			1																																														

ANNEXE 7.5 : Exemples de profils racinaires des sols construits observés et de profils racinaires de présence/absence. Photographies des profils racinaires de STA (a) et SPOCo (b) à t 6 mois et profils racinaires de présence/absence de racine (maille carrée 1.2 cm de côté) correspondants (STA (c) et SPOCo (d))

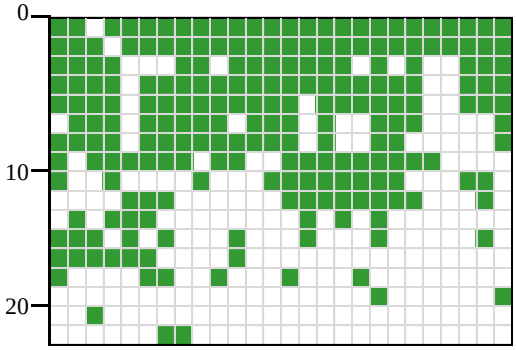
a.

b.

c.



d.



ANNEXE 8.1 : Paramètres choisis et hypothèses inhérentes à l'application du modèle RothC pour l'évaluation du stock de carbone organique total dans les sols construits *in situ*.

A l'état initial, les stocks de COT dans les cinq compartiments de la matière organique du modèle ont été déterminés pour des sols sans éléments grossiers, d'une masse volumique égale à celle mesurée à l'état initial et d'une profondeur de 30 cm, comme suit (exprimé en tC ha^{-1}) :

DPM (Degradable Plant Material) : fraction de la MO apportée par la biomasse végétale facilement dégradable

- Pour les sols construits à partir de matériaux purs :
  DPM = 0
- Pour les sols construits en mélange avec du compost :
  $DPM = DPM_{sediment} + DPM_{compost}$
  Avec $DPM_{sediment} = 0$ et $DPM_{compost} = COT_{compost} * f_{DPM}$
  Et $f_{DPM} = -1.254*ISMO+115.922$ (Peltre et al., 2012) (figure A1.1)

RPM (Recalcitrant Plant Material) : fraction de la MO apportée par la biomasse végétale récalcitrante

- Pour les sols construits à partir de matériaux purs :
  RPM = 0
- Pour les sols construits en mélange avec du compost :
  $RPM = RPM_{sediment} + RPM_{compost}$
  Avec $RPM_{sediment} = 0$ et $RPM_{compost} = COT_{compost} * f_{RPM}$
  Et $f_{RPM} = 0.979*ISMO-8.928$ (Peltre et al., 2012) (figure A1.1)

BIO (Biomass) : fraction de la MO constituante de la biomasse microbienne

BIO = 0

à l'état initial quels que soit les sols construits car ce paramètre n'a pas été mesuré à l'état initial et est susceptible d'évoluer rapidement

HUM (Humus) : fraction de la MO stable du sol et résistante à la dégradation

- Pour les sols construits à partir de matériaux purs :
  $HUM = COT_{sediment} - C_{max}$
  Avec C_{max} le maximum de C potentiellement minéralisable mesuré à l'aide d'une incubation à 180 jours (Chapitre 5, § 2)
- Pour les sols construits en mélange avec du compost :
  $HUM = HUM_{sediment} + HUM_{compost}$
  Avec $HUM_{sediment} = COT_{sediment} - C_{max}$ et $HUM_{compost} = COT_{compost} * f_{HUM}$
  Et $f_{HUM} = 1-(f_{DPM} + f_{RPM})$ (Peltre et al., 2012) (figure A1.1)

IOM (Inert Organic Matter) : fraction de la MO inerte et très peu dégradable

IOM = 0

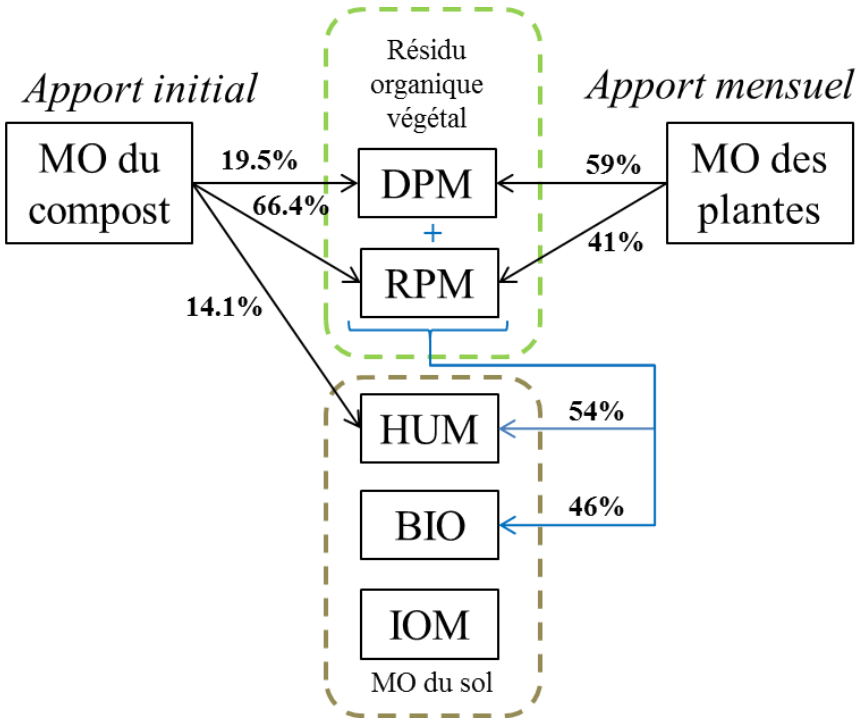


Figure A8.1.1 : Taux de répartition du COT provenant du compost (apport uniquement à l'état initial), provenant du retour au sol des résidus aériens et racinaires de la végétation supportée par le sol (apport mensuel) et provenant du compartiment « résidu organique végétal » vers HUM et BIO (itération mensuelle) (d'après Peltre et al., 2012 ; Coleman et Jenkinson, 2014). Ce schéma n'illustre pas les pertes de C dues à sa minéralisation partielle en CO_2

Au cours du temps (pas de temps mensuel), le COT de chaque compartiment évolue selon une cinétique suivant une relation de premier ordre :

$$C_i(t) = C_{0i} * \exp(-k_i t)$$

Avec $C_i(t)$, le stock de carbone du compartiment i à l'instant t, C_{0i}, le stock de carbone du compartiment i à l'état initial et k_i, une constante de temps du compartiment i.

A chaque itération mensuelle, le carbone apporté par les résidus des plantes supportées par le sol rejoint à hauteur de 59% le compartiment DPM et à hauteur de 41% le compartiment RPM (figure A1) (Coleman et Jenkinson, 2014). De plus, la somme DPM+RPM se décompose en CO_2 et en HUM et BIO. La part de C minéralisé en CO2 est dépendante de la teneur en argile (Coleman et Jenkinson, 2014) et le C restant est réparti dans les compartiments HUM et BIO à hauteur de 54% et 46%, respectivement.

Les résidus de plante sont difficiles à estimer. Pour cette raison, 3 hypothèses ont été faites :

- Hyp 1 : l'apport de COT issu des résidus végétaux est nul

- Hyp 2 : l'apport de COT issu des résidus végétaux est occasionné uniquement par l'apport racinaire (exportation de la biomasse aérienne). Il a été évalué à 1.25 tC ha^{-1} an^{-1} qui est la moyenne des apports (entre 0.84 et 1.66 tC ha^{-1} an^{-1}) constaté par Kuzyakov et Domanski (2000) sur des prairies semées de *Lolium perenne*.
- Hyp 3 : l'apport de COT issu des résidus végétaux est occasionné par l'apport racinaire de 1.25 tC ha^{-1} an^{-1} constaté par Kuzyakov et Domanski (2000) et de l'apport aérien de 3.105 tC ha^{-1} an^{-1} correspondant à la production moyenne d'une prairie temporaire en région Pays-de-la-Loire (Chambre d'Agriculture Pays-de-la-Loire, 2012) et une teneur en C de la biomasse sèche produite de 45% (Boiffin et al., 1986). Soit un apport de 4.355 tC ha^{-1} an^{-1}.

Les apports annuels ont été répartis équitablement au sein des 12 mois de l'année.

Les données de température, de précipitation et d'évapotranspiration potentielle mensuelles nécessaires au paramétrage du modèle sont issues de MétéoFrance (entre 2001 et 2010 pour la région Pays-de-la-Loire).

ANNEXE 8.2 : Détails de l'estimation des seuils initiaux en COT des sols construits pour atteindre une valeur de MWD égale à 2 mm, 20 ans après la mise en place des seuils

Pour chaque hypothèse de retour de résidus végétaux aux sols, les valeurs prédites de MWD à 20 ans sont confrontées aux valeurs initiales de COT des sols construits. Une corrélation linéaire (R^2 =0.81) pour l'hypothèse 1 et des corrélations non linéaires (R^2 = 0.97 et R^2 = 0.98) pour les hypothèses 2 et 3, respectivement ont été établies (figure A2.1). La teneur en COT initiale correspondant à un MWD de 2 mm est alors calculée à partir des modèles établis.

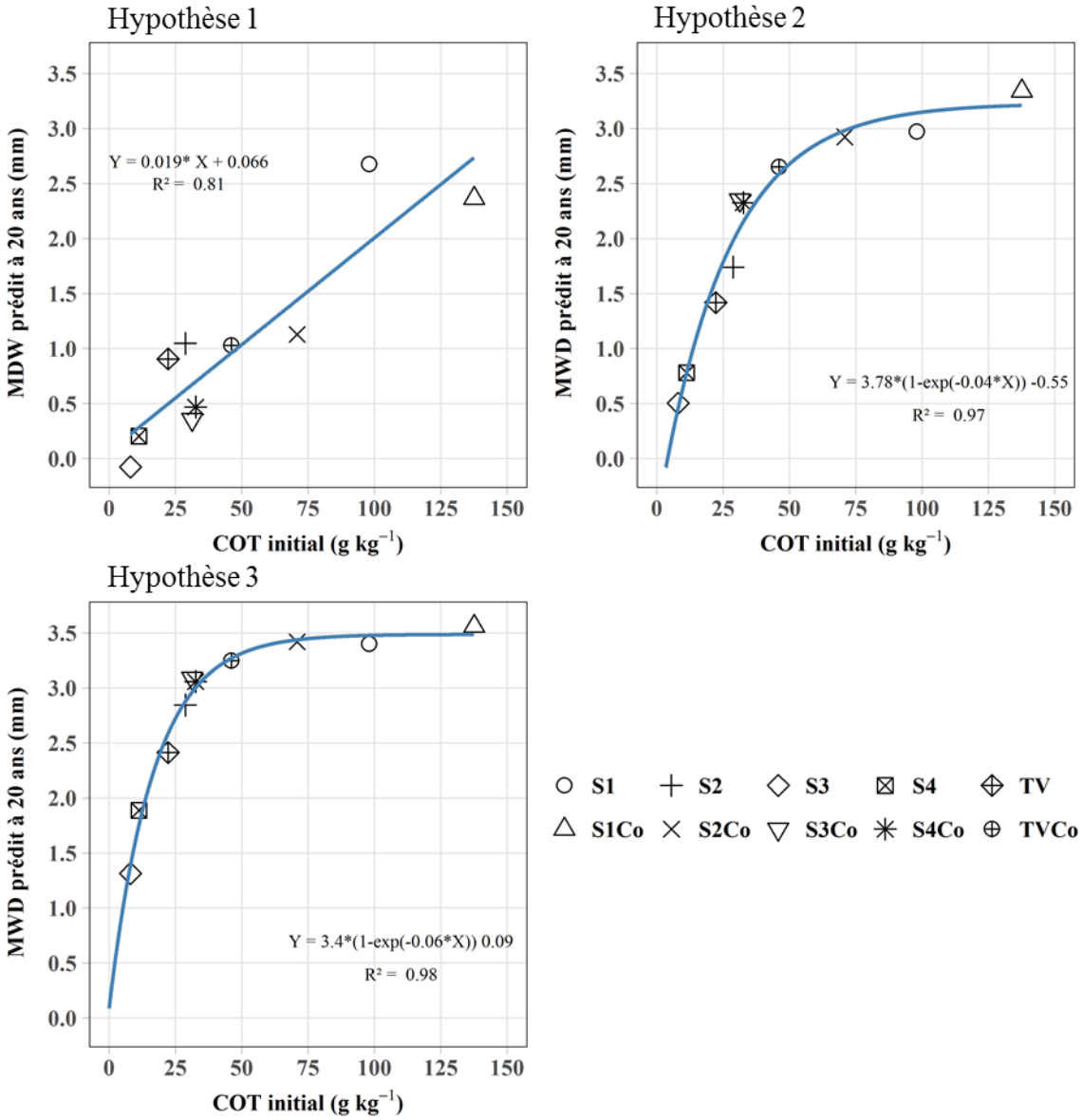
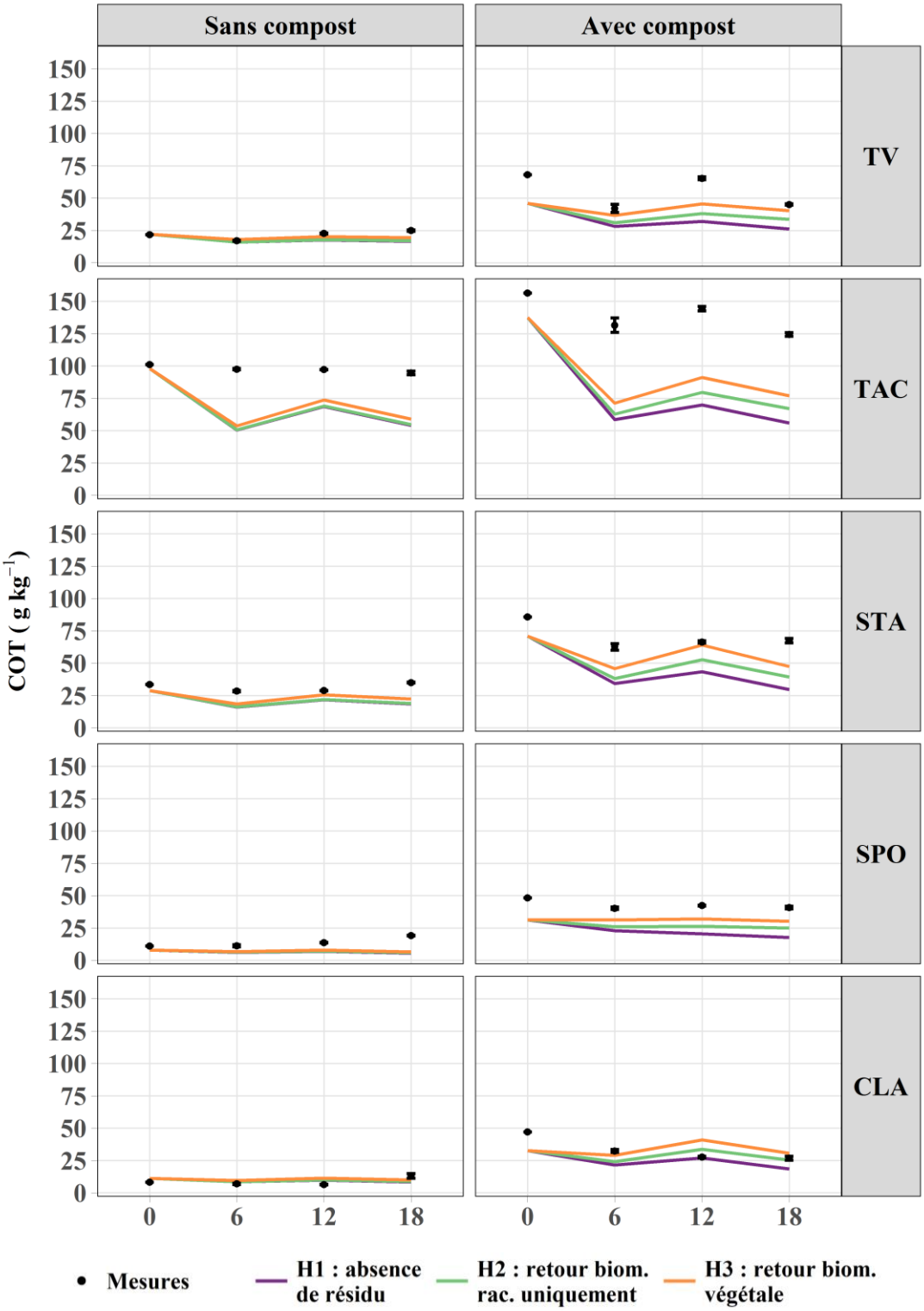


Figure A8.2.1 : Régressions simples entre le MWD prédit à 20 ans et la teneur initiale en COT pour chacune des trois hypothèses de retour au sol des résidus végétaux (Seuil de significativité des modèles : 0.05)

ANNEXE 8.3 : Evolution des teneurs mesurées (points) et prédites à l'aide du modèle RothC (lignes) en COT dans les sols construits à partir de sédiments fins.



ANNEXE 8.4 : Adaptation de l'outil DESTISOL pour les sols construits à partir de sédiment
Règles de notation

Gestion de l'eau							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
infiltration : Ksat	m s^{-1}	0	<		1.00E-06	trop faible	ECOPLUIES (2009)
		1	entre	1.10E-06	2.00E-05	faible	
		2	>	1.00E-02		trop élevé, risque de pollution	
		3	entre	2.00E-05	1.00E-02	idéal	
pente	%	0	>	40			DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	5	40		
		2	entre	2	5		
		3	<		2		
profondeur du sol	*cm*	0	<		19	profondeur "circulation"	DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	20	39		
		2	entre	40			
		3	>	80			
stockage : RU	mm cm^{-1}	0	<		0.5		SITERRE (2010-2015)
		1	entre	0.5	1		
		2	entre	1	1.5		
		3	>	1.5			
stabilité des agrégats : MWD	mm	0	<		0.4		Le Bissonnais 2016
		1	entre	0.4	1.3		
		2	entre	1.3	2		
		3	>	2			

Régulation du climat (stockage de C)							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
MO	$g.kg^{-1}$	0	<		10		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	10	30		
		2	entre	31	100		
		3	>	100			
profondeur du sol	*cm*	0	<		5		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	5	30		
		2	entre	30	50		
		3	>	50			
Masse volumique apparente	$kg\ m^{-3}$	0	>		1700		SITERRE (2010-2015)
		1	entre	1500	1700		
		2	entre	1200	1500		
		3	<	1200			
% volumique éléments grossiers	*%*	0	entre	70	100		-
		1	entre	40	70		
		2	entre	10	40		
		3	<		10		

Support de plante/biodiversité : HERBACEES							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
profondeur du sol	*cm*	0	<		5		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	5	10		
		2	entre	11	20		
		3	>	20			
Masse volumique apparente	$kg\ m^{-3}$	0	>		1700		SITERRE (2010-2015)
		1	entre	1500	1700		
		2	entre	1200	1500		
		3	<	1200			
stockage : RU	$mm\ cm^{-1}$	0	<		0.5		SITERRE (2010-2015)
		1	entre	0.5	1		
		1	entre	1	1.5		
		1	>	1.5			
stabilité des agrégats : MWD	mm	1	<		0.4		Le Bissonnais 2016
		1	entre	0.4	1.3		
		1	entre	1.3	2		
		1	>	2			
macroporosité	$m^3\ m^{-3}$	1	<		0.05		SITERRE (2010-2015)
		1	entre	0.05	0.1		
		1	entre	0.1	0.2		
		1	>	0.2			
MO	$g.kg^{-1}$	1	<		10		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	10	30		
		1	entre	31	100		
		1	>	100			
pH	-	1	< >	5.0	8.5		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	5.0	6.0		
		1	entre	7.6	8.5		
		1	entre	6.1	7.5		
Ntot	$g.kg^{-1}$	1	<		2		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	2	10		
		1	>	20			
		1	entre	11	20		
Polsen	$g.kg^{-1}$	1	<		0.04		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	0.04	0.08		
		1	entre	0.08	0.12		
		1	>	0.12			
CaCO3	$g.kg^{-1}$	1	>	500			DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	101	500		
		1	entre	50	100		
		1	<		50		
C/N	-	1	>		20		DESTISOL (2014-2017)
		1	<	8			
		1	entre	12	20		
		1	entre	8	12		

Support de plante/biodiversité : ARBUSTIVE							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
profondeur du sol	*cm*	0	<		15		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	15	29		
		2	entre	30	50		
		3	>	50			

+ les autres indicateurs de support de plante : HERBACEE

Support de plante/biodiversité : ARBOREES							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
profondeur du sol	*cm*	0	<		30		DESTISOL (2014-2017)
		1	entre	30	59		
		2	entre	60	90		
		3	>	90			

+ les autres indicateurs de support de plante : HERBACEE

Stockage de déchets							
indicateur	unité	note	règle	inf	sup	remarques	référence
profondeur du sol	cm	0	=	0			-
		1	entre	0	5		
		2	entre	5	15		
		3	>	15			
% volumique de terre végétale	% vol	0	=	100			-
		1	entre	30	100		
		2	entre	0	30		
		3	=	0			
% volumique de sédiment	% vol	0	=	0			-
		1	entre	0	50		
		2	entre	50	100		
		3	=	100			
% volumique de compost	% vol	0	=	0			-
		1	entre	0	10		
		2	entre	10	20		
		3	>	30			

Une fois les notes déterminées pour chaque indicateurs de chaque service, une moyenne des notes de tous les indicateurs de chaque services est calculée (note/3) puis ramenée à une note/10.

Résumé : Les sédiments fins qui s'accumulent naturellement en amont des ouvrages hydroélectriques sont parfois amenées à être gérés à terre, pour des raisons techniques ou environnementales. L'une des voies de valorisation envisagée pour les gérer est la construction de sols fertiles pour l'aménagement d'espaces végétalisés ou encore pour la réhabilitation de zones dégradées. Cet usage des sédiments en tant que matériaux alternatifs pour construire des sols contribue à préserver la ressource en terre végétale et nécessite de prouver la valeur agronomique et l'innocuité environnementale des sédiments. Une approche expérimentale (essai sous serre de 3 mois et essai *in situ* en bacs lysimétriques de 24 mois) a permis d'évaluer les composantes physiques, chimiques et biologiques de la fertilité de sols construits à partir de 6 sédiments, seuls ou mélangés avec 40 % (v:v) de compost de déchets verts. Les résultats de l'étude ont mis en évidence que la capacité d'agrégation des sédiments est un facteur clé de leur fertilité. Le suivi du développement de la couverture végétale des sols construits a démontré la capacité de tous les sédiments étudiés à être support de végétation. Les sédiments riches en matière organique (MO) (>30 g kg^{-1}) sont adaptés aux végétaux des espaces végétalisés ayant potentiellement des exigences hydriques et trophiques élevées. Les sédiments pauvres en MO (<30 g kg^{-1}), semblent davantage adaptés à une utilisation pour des opérations de restauration où les exigences des végétaux sont généralement moindres. Ce travail aboutit à la proposition de critères environnementaux et agronomiques qui permettent d'orienter les sédiments vers la construction de sol et de proposer des usages adaptés.

Mots clés : Génie pédologique, qualité agronomique, structure du sol, ray grass, compost, construction de sol, restauration, espace vert, terre végétale, Technosol

Abstract: Fine sediments naturally accumulate upstream of hydropower facilities. For technical or environmental reasons, they occasionally have to be dredged and land managed. Using dredged sediment to construct fertile soils and set up green spaces or rehabilitate degraded land is one the ways dredged sediment can be valorized. This use of sediment as an alternative soil-building material helps preserve the topsoil resource, but its agronomical value and environmental safety first has to be demonstrated. We used an experimental approach (a 3-month greenhouse trial and a 24-month *in situ* lysimeter test) to assess the physical, chemical, and biological parameters of soil fertility from 6 sediments that were either pure or mixed with 40 % (v:v) of green waste compost. The results showed that sediment aggregation capacity is a key factor of their fertility. The monitoring of vegetation cover development on the constructed soil demonstrated that all six sediments could support vegetation. High organic matter (OM) content sediments (> 30 g kg^{-1}) are suitable to grow plants with potentially high water and nutrient requirements. Low OM content sediments (< 30 g kg^{-1}) appear to be more suitable for use in restoration operations where plant requirements are generally lower. This work leads to the proposal of environmental and agronomical criteria for directing sediments towards soil construction and propose adapted uses.

Keywords: Soil engineering, agronomical quality, soil structure, ryegrass, green waste compost, soil construction, land reclamation, green space, topsoil, Technosol, technogenic material

RÉSUMÉ *ABSTRACT*

Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthroposols fertiles

Les sédiments fins qui s'accumulent naturellement en amont des ouvrages hydroélectriques sont parfois amenées à être gérés à terre, pour des raisons techniques ou environnementales. L'une des voies de valorisation envisagée pour les gérer est la construction de sols fertiles pour l'aménagement d'espaces végétalisés ou encore pour la réhabilitation de zones dégradées. Cet usage des sédiments en tant que matériaux alternatifs pour construire des sols contribue à préserver la ressource en terre végétale et nécessite de prouver la valeur agronomique et l'innocuité environnementale des sédiments. Une approche expérimentale (essai sous serre de 3 mois et essai in situ en bacs lysimétriques de 24 mois) a permis d'évaluer les composantes physiques, chimiques et biologiques de la fertilité de sols construits à partir de 6 sédiments, seuls ou mélangés avec 40 % (v:v) de compost de déchets verts. Les résultats de l'étude ont mis en évidence que la capacité d'agrégation des sédiments est un facteur clé de leur fertilité. Le suivi du développement de la couverture végétale des sols construits a démontré la capacité de tous les sédiments étudiés à être support de végétation. Les sédiments riches en matière organique (MO) (>30 $g.kg^{-1}$) sont adaptés aux végétaux des espaces végétalisés ayant potentiellement des exigences hydriques et trophiques élevées. Les sédiments pauvres en MO (<30 $g.kg^{-1}$), semblent davantage adaptés à une utilisation pour des opérations de restauration où les exigences des végétaux sont généralement moindres. Ce travail aboutit à la proposition de critères environnementaux et agronomiques qui permettent d'orienter les sédiments vers la construction de sol et de proposer des usages adaptés.

Mots-clefs : génie pédologique, qualité agronomique, structure du sol, ray grass, compost, construction de sol, restauration, espace vert, terre végétale, Technosol

Agronomic use of fine dam sediments to construct fertile Technosols

Fine sediments naturally accumulate upstream of hydropower facilities. For technical or environmental reasons, they occasionally have to be dredged and land managed. Using dredged sediment to construct fertile soils and set up green spaces or rehabilitate degraded land is one the ways dredged sediment can be valorized. This use of sediment as an alternative soil-building material helps preserve the topsoil resource, but its agronomical value and environmental safety first has to be demonstrated. We used an experimental approach (a 3-month greenhouse trial and a 24-month in situ lysimeter test) to assess the physical, chemical, and biological parameters of soil fertility from 6 sediments that were either pure or mixed with 40 % (v:v) of green waste compost. The results showed that sediment aggregation capacity is a key factor of their fertility. The monitoring of vegetation cover development on the constructed soil demonstrated that all six sediments could support vegetation. High organic matter (OM) content sediments (> 30 $g.kg^{-1}$) are suitable to grow plants with potentially high water and nutrient requirements. Low OM content sediments (< 30 $g.kg^{-1}$) appear to be more suitable for use in restoration operations where plant requirements are generally lower. This work leads to the proposal of environmental and agronomical criteria for directing sediments towards soil construction and propose adapted uses.

Keywords: *Soil engineering, agronomical quality, soil structure, ryegrass, green waste compost, soil construction, land reclamation, green space, topsoil, Technosol, technogenic material*

AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr