



HAL
open science

Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol

Geoffroy Séré

► **To cite this version:**

Geoffroy Séré. Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. Sciences de la Terre. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2007. Français. NNT : 2007INPL033N . tel-01752950

HAL Id: tel-01752950

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01752950>

Submitted on 29 Mar 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE
Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires
Ecole Doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement
Laboratoire Sols et Environnement INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120

THESE

Présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'INPL

Spécialité : Sciences Agronomiques

**Fonctionnement et évolution pédogénétique
de Technosols issus d'un procédé de construction de sol**

par

Geoffroy SÉRÉ

Soutenue Publiquement le **22 Juin 2007** devant le jury composé de :

Antonio BISPO, Ingénieur, ADEME
Jean Louis MOREL, Professeur, INPL(ENSAIA)
Jean-Christophe RENAT, Directeur Technique, Groupe TVD
Guy RICHARD, Directeur de Recherche, INRA
Jean-Pierre ROSSIGNOL, Maître de Conférences, INH
David ROSSITER, University Lecturer, ITC
Christophe SCHWARTZ, Maître de Conférences INPL(ENSAIA)
Marie-Odile SIMONNOT, Professeur, INPL(EEIGM)

Examineur
Directeur de thèse
Examineur
Rapporteur
Examineur
Rapporteur
Co-directeur de thèse
Présidente du jury

Remerciements

Je tiens à exprimer ma très vive reconnaissance à Jean Louis Morel, directeur du laboratoire Sols et Environnement, non seulement pour avoir guidé mes pas tout au long de mon apprentissage de la recherche, mais surtout pour avoir suscité en moi l'envie profonde de m'y engager. La confiance qu'il m'a témoignée, tout en encourageant mes efforts pour aller toujours plus loin, le sentiment qu'il a su me communiquer de me trouver au bon endroit au bon moment m'ont régulièrement soutenu dès l'origine de ce projet.

Christophe Schwartz, en tant que co-directeur de thèse a réussi à me faire partager son exigence de rigueur scientifique et (un peu de) son sens de l'organisation. Il m'a surtout donné à percevoir la recherche comme un espace d'expression et d'épanouissement sans limite. Notre complicité et le soutien fidèle qu'il m'a témoigné tout au long de ces 5 années ont été déterminants et pour tout cela, je tiens à le remercier très profondément.

Je suis tout particulièrement reconnaissant à Jean-Christophe Renat, directeur technique de la société TVD, de m'avoir donné l'opportunité de réaliser cette thèse dans des conditions propices aussi bien à la conduite de mon effort de recherche qu'au développement et à l'application de ces travaux. Pour exprimer simplement ce que j'ai ressenti en travaillant avec lui, je peux juste dire que c'est en voyant son égale implication aussi bien dans l'appréhension de questions scientifiques que dans la résolution de problèmes techniques que j'ai eu envie de travailler à TVD.

J'exprime toute ma gratitude à Guy Richard et à David Rossiter pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse. L'intérêt sincère et profond qu'ils ont porté à ce travail ont permis d'initier de nombreuses pistes de réflexion et d'amélioration de ma démarche.

A Marie-Odile Simonnot, pour avoir accepté de présider mon jury, pour avoir porté une attention toute particulière à la relecture de ce manuscrit et puis bien sûr pour m'avoir accompagné avec beaucoup de bienveillance durant ces années, je tiens à témoigner toute ma reconnaissance chaleureuse.

J'adresse mes sincères remerciements à Antonio Bispo et Jean Pierre Rossignol pour avoir accepté d'être membres de mon jury de thèse, mais au-delà, pour les conseils prodigués, les réponses formalisées et les nombreuses interpellations sur le sens et la portée de mon travail

Je voudrais remercier vivement Stéphanie Ouvrard, pour avoir non seulement été une cheville ouvrière essentielle de tout ce travail, mais également, à travers nos nombreuses réunions et toute l'attention témoignée, avoir contribué significativement à la construction de mon esprit scientifique.

Les contributions techniques et scientifiques d'Adeline Bouchard, de Stéphane Colin et d'Alain Rakoto à ce travail ont été décisives. Mais, je tiens aussi à dire que leur soutien bienveillant, leur convivialité et leur amitié m'ont été extrêmement précieux.

La chance m'a été donné de pouvoir encadrer et travailler avec plusieurs étudiant(e)s au cours de ma thèse. Florent Ferrari, Clémence Lefort, Jérémie Piolet, Aurore Pottier et Claire Sauvage, comme vous pourrez le constater à la lecture de ce mémoire, l'implication de chacun a beaucoup contribué à cette thèse. Je peux aussi souligner que cette expérience de travail en commun a été pour moi très enrichissante à de nombreux égards et particulièrement agréable. Pour toutes ces raisons, je leur suis infiniment reconnaissant.

Je souhaite rendre hommage à Louis Florentin et à Michel Gury. Non seulement les campagnes de terrain et nos nombreuses discussions ont constitué les matériaux parents de cette thèse, mais surtout ces échanges et ces apprentissages ont été pour moi de vrais moments de bonheur scientifique !

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Geneviève Villemin et Françoise Watteau pour avoir contribué significativement à ces travaux, mais également pour avoir pris le temps de me sensibiliser à ce vaste et complexe domaine qu'est le fonctionnement biologique des sols.

Tous mes remerciements vont à Isabelle Bihannic (LEM) et Eric Lefèvre (LAEGO) pour le temps qu'ils m'ont consacré dans la réalisation des analyses et l'aide qu'ils m'ont apporté dans leurs interprétations.

Pour leurs conseils, les enseignements qu'ils m'ont donnés et donc toutes les pistes qu'ils ont ébauchés pour moi, je tiens à remercier François Bartoli, Denis Vein, Michel Schiavon et Jérôme Cortet.

Cécile Payet, même si ses projets l'ont conduit sur d'autres rivages et qu'elle n'a pas pu assister au dénouement de ce travail, son soutien et son attention m'ont été très précieux.

Tout au long de ces trois (3 ?) années de thèse, certaines personnes au laboratoire et à TVD ont bien voulu me consacrer de leur temps, m'apporter leur aide et leur ingéniosité. Je remercie donc chaleureusement Noele Raoult, Isabelle Rusier, Jean-Claude Bégin, Bernard Colin et Marc Weiler.

Je suis particulièrement reconnaissant à Liliane Laurent de son attention constante, de son savoir-faire infaillible et de sa joie de vivre communicative. Elle est évidemment pour moi bien plus que la secrétaire du laboratoire et presque autant qu'une seconde mère !

Pour m'avoir accueilli à TVD, témoignant ainsi de la confiance qu'il a accordé à ce projet, je remercie profondément Jean-Louis Chemin.

Je souhaite également souligner l'amicale attention de tous mes camarades doctorant(e)s. Pour tous les beaux moments studieux mais surtout amicaux passés avec Sandrine et Abdul-Jabbar, dans notre petite cellule douillette. Pour leurs conseils éclairés, leur présence chaleureuse et même (si, si) pour leur amitié, merci à Sophie G., Samira et Sophie M. Je pense forcément aussi beaucoup à Olivier, Jérôme, Marie-France, Benoît, Christophe, Nicolas, Richard, Arnaud, Vanessa, Valérie et tant d'autres dont j'ai eu la chance de croiser la route.

Je pense avec reconnaissance à tous mes amis qui pendant ces années m'ont régulièrement demandé « au fait, c'est sur quoi ta thèse ? » et qui, sans le savoir, m'ont amené petit à petit à affûter ma réponse et partant de là, à me rapprocher de l'essence de mon travail !

Merci beaucoup à la « fille aux cheveux bleus » d'avoir été un espace de liberté, de partage et d'amitié.

Des pensées très très fortes et chaleureuses aussi pour la Bryant-Lamarque family...

Il n'est jamais aisé de remercier ses parents parce qu'il y a tellement de choses dont on leur est redevable... Mais... les gages de leur amour, de leur soutien et de leur confiance ont été les fondements de mon avancée tout au long de mon parcours.

Que Marie, qui m'a accompagné durant tous ces instants où se sont succédé mes élans, mes doutes, mes espoirs, qui a tout partagé avec moi avec sensibilité et délicatesse, trouve ici l'expression de ma gratitude profonde.

pour Claire et Jeannot

Table des matières

TABLE DES MATIERES	3
LISTE DES FIGURES.....	9
LISTE DES TABLEAUX	11
REMERCIEMENTS.....	3
GLOSSAIRE	12
INTRODUCTION.....	13
1. CONTEXTE	13
2. OBJECTIFS	13
3. STRUCTURE DE LA THESE.....	14
4. DEROULEMENT DE LA THESE	15
CHAPITRE 1 - SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE : GÈNESE, PROPRIÉTÉS ET ÉVOLUTION DES SOLS TRÈS ANTHROPISES	16
1. INTRODUCTION	16
2. L'ANTHROPISE DES SOLS AU SEIN DU CYCLE DÉGRADATION - RESTAURATION	16
2.1. <i>Superficies concernées.....</i>	16
2.2. <i>Processus de dégradation de la qualité des sols.....</i>	18
2.3. <i>Propriétés des sols de sites dégradés.....</i>	19
2.4. <i>Conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes des sites dégradés.....</i>	22
2.5. <i>Approche classique de la restauration écologique des sites dégradés.....</i>	22
2.6. <i>Utilisation de déchets et sous-produits pour la remise en état de sites dégradés.....</i>	25
2.7. <i>Requalification des sites dégradés.....</i>	29
2.8. <i>Approche des sols très anthropisés.....</i>	31
3. CLASSIFICATION DES SOLS TRÈS ANTHROPISES	31
3.1. <i>Définitions du sol.....</i>	31
3.2. <i>La classification française des sols très anthropisés.....</i>	32
3.3. <i>La classification internationale des sols fortement anthropisés.....</i>	33
3.4. <i>Proposition de définition du sol.....</i>	33
4. ÉVOLUTION PÉDOGÉNÉTIQUE DES SOLS TRÈS ANTHROPISES	33
4.1. <i>Définition de la pédogenèse.....</i>	33
4.2. <i>Paramètres de la pédogenèse des sols très anthropisés.....</i>	34
4.3. <i>Processus pédogénétiques dans les sols fortement anthropisés.....</i>	37
4.4. <i>Chronoséquence des sols très anthropisés.....</i>	39
5. PREDICTION, SIMULATION ET MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION PÉDOGÉNÉTIQUE	41
5.1. <i>Pédologie prédictive.....</i>	41
5.2. <i>Accélération de l'évolution pédogénétique en conditions contrôlées.....</i>	41
5.3. <i>Modélisation de la pédogenèse.....</i>	43
6. SYNTHÈSE ET PROBLÉMATIQUES	45
PREAMBULE : TRAVAUX PRÉLIMINAIRES SUR SITES HISTORIQUES	48
1. REPOSE DES SOLS TRÈS ANTHROPISES ÉTUDIÉS EN TERME DE FONCTIONS ÉLÉMENTAIRES	48
2. FACTEURS ET PROCESSUS DE LA PÉDOGÈNESE DES TECHNOSOLS ÉTUDIÉS	48
3. ACQUIS EN TERME DE GÉNIE PÉDOLOGIQUE.....	49
4. FONDÉMENTS DE LA DÉMARCHE DE LA THÈSE.....	50
CHAPITRE 2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES	51
1. INTRODUCTION	51
2. MATÉRIELS.....	51
2.1. <i>Présentation des matériaux parents.....</i>	51
2.2. <i>Présentation des substrats industriels.....</i>	52
2.3. <i>Présentation des espèces végétales.....</i>	52
3. MODALITÉS DE CONSTRUCTION DE SOLS	53
3.1. <i>Modalité « Témoin ».....</i>	53

3.2. Modalité « Profil élémentaire »	53
3.3. Modalité « Eponge végétale »	53
3.4. Modalité « Confinement »	53
4. EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS REELLES IN SITU	54
4.1. Réalisation d'un dispositif pilote de parcelles lysimétriques	54
4.2. Itinéraire technique	57
4.3. Données climatiques	57
5. EXPERIMENTATIONS EN CONDITIONS CONTROLEES AU LABORATOIRE ET EN SERRE	57
5.1. Expériences de chromatographie éluto-frontale	57
5.2. Expériences en réacteurs fermés parfaitement agités (batch)	58
5.3. Culture en vases de végétations	59
6. DESCRIPTION DES PROFILS DE SOLS CONSTRUITS	60
6.1. Réalisation des fosses pédologiques	60
6.2. Description pédologique	61
6.3. Mesure de paramètres physico-chimiques in situ	61
6.4. Développement végétal	61
7. ECHANTILLONNAGE	62
7.1. Matériaux parents	62
7.2. Echantillons in situ	62
7.3. Eau de pluie	62
7.4. Collecte des percolats sur le dispositif de parcelles lysimétriques	62
7.5. Collecte des lixiviats sur le dispositif de chromatographie éluto-frontale	62
7.6. Collecte des végétaux sur le dispositif de parcelles lysimétriques	62
8. ANALYSES	63
8.1. Matrices solides (matériaux parents, échantillons in situ)	63
8.2. Matrices liquides (percolats, eau de pluie, lixiviats)	68
8.3. Matrices végétales	69
8.4. Bilan des caractérisations effectuées	70
CHAPITRE 3 – CARACTERISATION INITIALE ET FORMULATION DES MATERIAUX PARENTS	71
1. INTRODUCTION	71
2. PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DES MATERIAUX PARENTS	71
2.1. Descriptions structurale et ultra-structurale	71
2.2. Analyses physiques	74
2.4. Composition	75
2.5. Minéralogie	76
2.6. Dosage d'éléments géochimiques	78
2.7. Discussion	80
3. QUALITE ENVIRONNEMENTALE	82
3.1. Teneur en polluants	82
3.2. Evaluation des teneurs en polluants par rapport à la réglementation	83
3.3. Écotoxicité	84
3.4. Discussion	85
4. FORMULATION DE MATERIAUX PARENTS	86
4.1. Principes	86
4.2. Propriétés physico-chimiques	87
4.3. Impact environnemental du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée	90
4.4. Propriétés du sous-produit papetier chaulé	90
4.5. Discussion	90
5. CONCLUSION PARTIELLE	91
CHAPITRE 4 – FONCTIONNEMENT DES SOLS CONSTRUITS	92
1. INTRODUCTION	92
2. FONCTIONNEMENT HYDRIQUE	92
2.1. Mesures in situ	92
2.2. Mesures en conditions contrôlées (coefficient de perméabilité)	97
2.3. Discussion	98
3. FONCTION SUPPORT DE VEGETATION	100
3.1. Mesures in situ	100
3.2. Mesures en conditions contrôlées (essai en vases de végétation)	103

3.3. Discussion.....	106
4. TRANSFERT DE POLLUANTS DANS LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SYSTEME.....	108
4.1. Mesures <i>in situ</i>	108
4.2. Mesures en conditions contrôlées (colonne).....	114
4.3. Transferts de métaux vers les différents compartiments du système.....	120
4.3. Discussion.....	121
5. ÉCOTOXICITE ET ACTIVITE BIOLOGIQUE.....	124
5.1. Mesures d'écotoxicité <i>in situ</i>	124
5.2. Observation de méso/macro/méga-faune <i>in situ</i>	125
5.3. Discussion.....	125
6. CONCLUSION PARTIELLE.....	126
6.1. Fonction support de végétation.....	126
6.2. Fonction échange/filtre.....	127
6.3. Support de la diversité biologique.....	128
CHAPITRE 5 - PEDOGENESE DES SOLS CONSTRUITS.....	129
1. INTRODUCTION.....	129
2. ÉVOLUTION DES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES.....	129
2.1. Morphologie <i>in situ</i>	129
2.2. Etude de l'évolution de la structuration et de l'agrégation <i>in situ</i>	135
2.3. Conditions de pH et de potentiel d'oxydo-réduction <i>in situ</i>	143
2.4. Discussion.....	146
3. DYNAMIQUE DES MATIERES ORGANIQUES.....	149
3.1. Mesures <i>in situ</i>	149
3.2. Mesures en conditions contrôlées (colonne).....	153
3.3. Discussion.....	155
4. ÉVOLUTION MINERALOGIQUE.....	157
4.1. Mesures en conditions contrôlées (colonne) : extrapolation à partir de la caractérisation des lixiviats.....	157
4.2. Mesures <i>in situ</i>	160
4.3. Modélisation / simulation colonne - parcelles.....	163
4.4. Mise en évidence des mécanismes et discussion.....	173
5. CONCLUSION PARTIELLE.....	175
CHAPITRE 6 - DISCUSSION GENERALE.....	178
1. INTRODUCTION.....	178
2. PREMIERS STADES DU FONCTIONNEMENT ET DE L'ÉVOLUTION PEDOGENETIQUE DES SOLS CONSTRUITS.....	178
2.1. Hypothèses initiales.....	178
2.2. Résultats marquants.....	178
2.3. Limites et perspectives.....	180
2.4. Applications.....	181
3. ÉVOLUTION PEDOGENETIQUE A MOYEN ET LONG TERME DES SOLS CONSTRUITS.....	181
3.1. Formalisation d'un modèle de sol construit.....	181
3.2. Hypothèses d'évolution des sols construits.....	183
3.3. Conséquences en terme de classification.....	187
3.4. Outils de prédiction, simulation et modélisation de l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés.....	189
4. ACQUIS ET DEVELOPPEMENT DE LA DEMARCHE DE CONSTRUCTION DE SOL ET DE GENIE PEDOLOGIQUE.....	189
4.1. Problématique.....	189
4.2. Choix et conception d'un outil d'aide à la décision.....	190
4.3. Réalisation d'un modèle conceptuel.....	191
4.4. Conception de modules usage/fertilité/formulation.....	192
CONCLUSION.....	195
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	199
ANNEXES.....	209
ANNEXE 1 - TRAVAUX PRELIMINAIRES : ETUDE D'ANALOGUES HISTORIQUES.....	209
<i>Méthodologie</i>	209
<i>Résultats</i>	209
ANNEXE 2. DISPOSITION DES VASES DE VEGETATION DANS LA SERRE.....	218
ANNEXE 3. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES RATIOS DE MELANGE TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE / SOUS-PRODUIT PAPIER 219	219

ANNEXE 4. COMPARAISON DE LA DISSOLUTION MESUREE ET MODELISEE DE SULFATES DANS LES MELANGES.....	220
ANNEXE 5. PRINCIPE DU FORMALISME DE LA MODELISATION COLONNE / PARCELLE	221
<i>Paramètres mesurés sur les dispositifs</i>	221
<i>Paramètres calculés à partir des paramètres parcelles et colonne</i>	221
<i>Analogies colonne/parcelle</i>	222
RESUME	227
ABSTRACT	227

Liste des figures

Figure 1 : Artificialisation des sols en France (Naizot, 2005)	17
Figure 2 : Différentes trajectoires de la restauration écologique (d'après Bradshaw, 1984 ; Décamps, 2002).....	23
Figure 3 : Equation générale représentant le système d'évolution de la fraction minérale dans les conditions superficielles (Pedro, 1994)	34
Figure 4 : Schémas d'écoulement dans trois scénarii contrastés de sols très anthropisés	37
Figure 5 : Cycle dégradation / restauration de l'anthropisation des sols.....	45
Figure 6 : Schéma d'intention du procédé de construction de sol.....	47
Figure 7 : Relations et mise en place des processus pédogénétiques	49
Figure 8 : Modalités de construction de sol.....	54
Figure 9 : Mise en place du dispositif pilote de construction de sol en parcelles lysimétriques a) terrassement des bassins ; b) mélange des matériaux parents ; c) et d) mise en place des couches	55
Figure 10 : Dispositif pilote de parcelles lysimétriques de sols construits a) vue de haut ; b) vue de profil	56
Figure 11 : Dispositif expérimental utilisé pour les tests de percolation	57
Figure 12 : Principe de l'expérimentation en réacteurs fermés parfaitement agités (Lefort, 2005).....	59
Figure 13 : Disposition des fosses pédologiques sur les parcelles lysimétriques	60
Figure 14 : Principe du plan d'échantillonnage des végétaux des parcelles lysimétriques (Sauvage, 2006)	63
Figure 15 : Dispositif de mesure de la perméabilité à saturation (Pottier, 2006).....	68
Figure 16 : Observations du compost de déchets verts en MET	72
Figure 17 : Observations du sous-produit papetier a), b) à la loupe binoculaire ; c) en microscopie optique ; d) en MET	73
Figure 18 : Observations des phases minérales de la terre industrielle traitée a), b) et c) à la loupe binoculaire ; d), e) et f) en stéréomicroscopie ; g) et h) en MET	74
Figure 19 : Diffractogramme X du compost de déchets verts après destruction des matières organiques et décarbonatation	77
Figure 20 : Diffractogramme X du sous-produit papetier après destruction des matières organiques et décarbonatation.....	77
Figure 21 : Diffractogramme X de la terre industrielle traitée après destruction des matières organiques et décarbonatation	78
Figure 22 : Comparaison des concentrations en éléments en traces dans les matériaux parents de sols construits par rapport à la norme VDSS	84
Figure 23 : Toxicité aigue des matériaux parents de sols construits mesurée par Microtox®	85
Figure 24 : Observations du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée a) et b) à la loupe binoculaire et c), d) et e) en MET.....	87
Figure 25 : Diffractogramme X du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée après destruction des matières organiques et décarbonatation.....	89
Figure 26 : Bilan hydrique in situ cumulé sur 3 ans a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV).....	93
Figure 27 : Teneur en eau des profils in situ a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV).....	94
Figure 28 : Mesure de réserve d'eau utile pour les plantes sur les profils in situ a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV).....	95
Figure 29 : Variations de la réserve en eau utile en fonction du temps pour les trois modalités in situ	96
Figure 30 : Variabilité de l'eau utile en fonction a) de la densité apparente ; b) de la teneur en C _{org}	97
Figure 31 : Evolution de la végétation spontanée au cours du temps a) t ₀ ; b) t _{5mois} ; c) t _{6mois} ; d) t _{7mois} ; e) t _{9mois} ; f) t _{11 mois} ..	100
Figure 32 : Profils racinaires des trois modalités de sol construit in situ	101
Figure 33 : Biomasse produite sur les trois modalités de sol construit	102
Figure 34 : Taux de germination de la luzerne et du ray-grass sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP)	103
Figure 35 : Développement du ray-grass et de la luzerne sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP) a) hauteur ; b) biomasse sèche aérienne	104

Figure 36 : Développement du miscanthus sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP) a) hauteur ; b) biomasse sèche aérienne	105
Figure 37 : Comparaison du développement du ray-grass, de la luzerne et du miscanthus sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP).....	106
Figure 38 : Evolution in situ des teneurs en a) Cr ; b) Cu ; c) Ni ; d) Pb ; e) Zn dans les percolats et f) des 5 éléments en traces dans l'eau de pluie, en fonction du volume de percolats collectés.....	110
Figure 39 : Teneurs en a) Zn ; b) Ni dans les végétaux des modalités de sols construits in situ.....	111
Figure 40 : Bilan des flux de métaux dans les différents compartiments (pluie, profil de sol, plantes, percolats) comparé à la valeur mesurée après 3 ans de suivi en g.m ⁻² : a) Zn, modalité I ; b) Zn, modalité III ; c) Cu, modalité I ; d) Zn, modalité III ; e) Ni, modalité I ; f) Ni, modalité III	114
Figure 41 : Evolution en conditions contrôlées des teneurs en a) Cr ; b) Cu ; c) Ni ; d) Pb ; e) Zn dans les lixiviats en fonction du nombre de volumes de lits	116
Figure 42 : Rapport d'extraction du a) Cd ; b) Pb ; c) Zn par différentes solutions modèles ou percolats collectés sous des sols construits, sans contrôle de pH.....	118
Figure 43 : Rapport d'extraction du Zn par différentes solutions modèles et des percolats collectés sous des sols construits, avec contrôle de pH, en fonction a) du pH et b) du C _{org} ; du Pb en fonction a) du pH et b) du C _{org}	119
Figure 44 : Compartiments de l'écosystème étudiés pour évaluer le fonctionnement du sol construit	123
Figure 45 : Evolution de la toxicité aiguë avec Microtox ® des percolats collectés in situ	124
Figure 46 : Evolution morphologique du profil "témoin"	131
Figure 47 : Evolution morphologique du profil "éponge végétale".....	133
Figure 48 : Evolution morphologique du profil ("profil élémentaire" + "confinement")	134
Figure 49 : Evolution in situ de a) la densité apparente ; b) la porosité totale du profil de la modalité I	136
Figure 50 : Evolution in situ de a) la densité apparente ; b) la porosité totale du profil de la modalité III	137
Figure 51 : Evolution in situ de a) la densité apparente ; b) la porosité totale du profil de la modalité (II + IV).....	138
Figure 52 : Evolution de la texture des sols construits en fonction de la profondeur à la mise en place et après 30 mois d'évolution a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)	139
Figure 53 : Evolution de la répartition des fractions granulométriques stables à l'eau des horizons fertiles en fonction du temps à 2 profondeurs a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)	140
Figure 54 : Variation des indices de stabilité des horizons fertiles des 3 modalités en fonction du temps et de la profondeur	141
Figure 55 : Observations de compost de déchets verts (modalité III) en MET après 18 mois d'évolution.....	142
Figure 56 : Observations de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (modalité III) en MET après 18 mois d'évolution	143
Figure 57 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité I	144
Figure 58 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité III	145
Figure 59 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité (II + IV)	146
Figure 60 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité I a) Teneur en C _{org} ; b) teneur en N _{total} ; c) rapport C/N	149
Figure 61 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité III a) Teneur en C _{org} ; b) teneur en N _{total} ; c) rapport C/N	150
Figure 62 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité (II + IV) a) Teneur en C _{org} ; b) teneur en N _{total} ; c) rapport C/N	151
Figure 63 : Transfert in situ de C _{org} en solution dans les percolats des 3 modalités de sols construits	152
Figure 64 : Bilan des flux de matières organiques (en kg.m ⁻²) dans le système sol construit modalité "témoin"	153
Figure 65 : Courbes de percée du C _{org} particulaire, colloïdal et en solution lors de tests en colonne avec alimentation par un extrait de compost de déchets verts sur a) la terre industrielle traitée ; b) le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée	155
Figure 66 : Composition en éléments majeurs des lixiviats a) compost de déchets verts ; b) sous-produit papetier ; c) terre industrielle traitée ; d) mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée.....	160
Figure 67 : Composition en éléments majeurs des percolats a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)	162
Figure 68 : Evolution in situ de la teneur en CaCO ₃ dans les profils de sol construit a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV).....	163
Figure 69 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « témoin » a) Ca ²⁺ ; b) HCO ₃ ⁻ ; c) SO ₄ ²⁻ ; d) Na ⁺	165
Figure 70 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « éponge végétale » a) Ca ²⁺ ; b) HCO ₃ ⁻ ; c) SO ₄ ²⁻ ; d) Mg ²⁺	167
Figure 71 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « profil élémentaire + confinement » a) Ca ²⁺ ; b) HCO ₃ ⁻ ; c) SO ₄ ²⁻ ; d) Mg ²⁺	168
Figure 72 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « témoin » a) Al ; b) Fe ; c) Si	170
Figure 73 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « éponge végétale » a) Al ; b) Fe ; c) Si	171
Figure 74 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « profil élémentaire + confinement » a) Al ; b) Fe ; c) Si....	172

Figure 75 : Evolution figurée des sols construits après 30 mois : a) modalité « témoin » ; b) modalité « éponge végétale » ; c) modalité « profil élémentaire + confinement »	176
Figure 76 : Processus pédogénétiques observés et envisagés du sol construit « éponge végétale »	186
Figure 77 : Composantes d'un modèle multi-attributs (Bohanec, 2003)	190
Figure 78 : Schéma conceptuel du modèle décisionnel	192
Figure 79 : Vues du site 1 : a) zone 1 ; b) et c) interface zone 2 / zone 1 ; d) plan du site	210
Figure 80 : Vue du site 2	210
Figure 81 : Vue du site 3	211
Figure 82 : Site 1 a) profil 1 (zone 2) ; b) profil 2 (zone 1).....	214
Figure 83 : Site 2, profil 3	214
Figure 84 : Site 3, profil 4	215
Figure 85 : Teneur en eau en fonction de la profondeur des profils 1 et 2.....	217
Figure 86 : Comparaison de la dissolution de sulfates mesurées et modélisées (Mod) à l'aide du code de calcul IMPACT dans les ratios de mélange terre industrielle traitée / sous-produit papetier	220
Figure 87 : Définition des systèmes parcelle et colonne	222
Figure 88 : Etat initial du système colonne.....	223
Figure 89 : Changement d'échelle colonne terrain.....	223
Figure 90 : Principe de fonctionnement de la simulation colonne / terrain.....	225

Liste des tableaux

Tableau 1: Exemples d'utilisation d'amendements organiques ou minéraux associée à des traitements bio-physico-chimiques pour le traitement des sites dégradés	25
Tableau 2 : Quantités de déchets et sous-produits pouvant être mis en œuvre	27
Tableau 3 : Caractéristiques physico-chimiques des substrats industriels	52
Tableau 4 : Superficies des parcelles lysimétriques	56
Tableau 5 : Bilan des paramètres mesurés sur l'ensemble des matrices étudiées	70
Tableau 6 : Densité réelle des matériaux parents.....	74
Tableau 7 : Couleur des matériaux parents	75
Tableau 8 : Caractérisation agronomique des matériaux parents.....	76
Tableau 9 : Concentrations en Si, Al, Fe libre (CBD) et total dans les matériaux parents de sols construits (en g.kg ⁻¹).....	79
Tableau 10 : Concentrations usuelles en Si, Al, Fe libre (CBD) et total dans les sols (en g.kg ⁻¹) (Jeanroy, 1983 ; Mathieu et Pieltain, 2003 ; Lefort et al., 2006)	80
Tableau 11 : Teneur en éléments en traces et HAP des matériaux parents de sols construits (en mg.kg ⁻¹)	83
Tableau 12 : Couleur du mélange	88
Tableau 13 : Densité réelle du mélange.....	88
Tableau 14 : Caractérisation agronomique du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée	89
Tableau 15 : Mesure de coefficient de perméabilité à saturation sur sous-produit papetier en conditions contrôlées	97
Tableau 16 : Contribution des espèces végétales spontanées à la biomasse totale sur les trois modalités de sol construit.....	103
Tableau 17 : Concentrations moyennes en éléments en traces dans les percolats in situ	109
Tableau 18 : Concentrations en éléments en traces et HAP des différents horizons des profils de sol in situ	112
Tableau 19 : Evolution des couleurs des horizons de sols construits in situ.....	135
Tableau 20 : Identification, caractéristiques et fréquence des espèces présentes sur le site 1.....	212

Glossaire

Agrégat : au sein d'un sol, association organo-minérale stable témoignant de différentes forces de liaison qui peuvent être évaluées par différentes mesures (agitation dans l'eau, agitation avec eau + résine, passage aux ultra-sons) (Oades, 1993)

Association organo-minérale : au sein d'un sol, complexation ou association de composants organiques et/ou minéraux dans une matrice solide (Oades, 1993)

Ectopique : terme issu de la pédologie traditionnelle qualifiant un solum qui n'est pas situé dans la zone climatique d'existence habituelle de la Référence à laquelle il a été rattaché (Baize et Girard, 1995) ; par extension, permet de décrire une réaction ou un processus intervenant dans un sol très anthropisé qui n'existe pas habituellement dans la zone pédoclimatique où il est situé

Fonctionnalités d'un sol : niveau de réponse aux fonctions élémentaires assurées par un sol

Fonctionnement d'un sol : résultante des propriétés et des états du sol et de ses composants ; il recouvre l'ensemble des flux d'eau et de solutés, d'énergie, de matière végétale, ainsi que l'activité biologique

Horizon de confinement : terme utilisé en génie pédologique pour décrire la couche inférieure d'un sol construit, imperméable, permettant de confiner un substrat contenant des pollutions résiduelles

Horizon de croissance : terme utilisé en génie pédologique pour décrire la couche supérieure d'un sol construit destiné à accueillir le lit de semences

Horizon de développement : terme utilisé en génie pédologique pour décrire la couche intermédiaire d'un sol construit destiné à favoriser l'implantation des racines et le développement des végétaux

Horizon hydrique : terme utilisé en génie pédologique pour décrire la couche inférieure d'un sol construit destiné à assurer des réserves en eau utile pour les plantes et l'activité biologique en général

Matériau parent : matériau constitutif d'un sol et d'origine géologique, pédologique ou technique

Matériau technique : tout matériau constitutif d'un sol, transporté mécaniquement par l'Homme, composé de 20% ou plus (en volume) de matrice solide ou liquide créée ou altérée par des procédés anthropiques, à l'exclusion de matériaux de scellement, de stériles miniers et de morts-terrains de surface (Lehmann, 2006 ; IUSS, 2006)

Reconversion : transformation d'une industrie, d'une production, d'une installation, d'une technique, retour à une activité antérieure

Réhabilitation : création d'un écosystème identique (en terme de structures et de fonctions) à celui qui était présent avant perturbation, avec la possibilité d'introduire des éléments différents, mais capable d'assurer les mêmes fonctions

Remise en état : mise en place d'un état favorable d'un point de vue écologique, mais différent de l'original en termes de structure et de fonctions

Requalification : acquisition d'une qualification nouvelle

Résilience écologique : capacité d'un écosystème, d'un habitat, d'une population ou d'une espèce à retrouver un fonctionnement et un développement normal après avoir subi une perturbation importante (Holling, 1973)

Restauration : retour fidèle de l'écosystème à l'état initial

Introduction

1. Contexte

L'action de l'Homme sur la couverture pédologique est croissante en terme d'intensité et de superficie. L'agriculture, l'urbanisation et l'industrie modifient profondément la nature et les propriétés des sols, notamment en altérant leurs fonctions élémentaires (support de végétation, rôle d'échange et de filtre, support de la diversité biologique). L'abaissement parfois drastique de leur qualité peut même provoquer des dysfonctionnements des écosystèmes et conduire à l'apparition de sites dégradés. La requalification de ces zones en friche est porteuse d'enjeux économiques, mais aussi d'enjeux de société, qui ne sont pas sans rapport avec l'apparition des thématiques du développement durable.

Ainsi, les technologies permettant de restaurer ou de remettre en état les sites et sols dégradés sont en plein développement et demandent encore à être optimisées. La pression nouvelle qui s'exerce sur l'Homme et donc la question qui s'adresse directement au pédologue est la reconquête de ces territoires (Douillet *et al.*, 1994). Afin d'envisager leur requalification de manière efficace et pérenne, dans le respect de l'environnement, il est nécessaire d'étudier le fonctionnement et l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés. C'est le propos du génie pédologique qui recouvre le savoir-faire lié à la gestion durable des sols dégradés (Schwartz, 2006). Comme l'une des premières ouvertures à cette approche nouvelle, la présente thèse prend appui sur la confluence de deux problématiques environnementales majeures : la requalification de sites dégradés et le développement de voies alternatives de valorisation et de recyclage des déchets et sous-produits.

2. Objectifs

Les constats précédents débouchent sur l'émergence d'un double questionnement scientifique et technologique. Il s'agit d'abord de contribuer à la compréhension du fonctionnement et de la pédogenèse des sols très anthropisés. Ceci passe par une définition des analogies entre pédologie des sols naturels et des sols très anthropisés, par la caractérisation de leur comportement grâce au suivi d'indicateurs pertinents et par le développement d'une approche de modélisation conceptuelle et expérimentale.

Il s'agit ensuite d'identifier et de structurer les connaissances en génie pédologique, en l'occurrence, par le développement et la promotion de pratiques de requalification de sites dégradés qui favorise l'économie de matériaux naturels et la valorisation de déchets et sous-produits. Dans ce travail, nous avons mis au point et testé un procédé de remise en état de sols dégradés qui repose sur la mise en œuvre (formulation, superposition, traitement) de matériaux d'origine urbaine et industrielle (sous-produit papetier, compost de déchets verts, terre industrielle traitée). La construction de sol vise la restauration des fonctions élémentaires de la couverture pédologique et l'obtention d'un niveau de fonctionnalités satisfaisant permettant de répondre à un usage attendu (*e.g.* végétalisation extensive, production de biomasse végétale) pour le site. Ces sols construits constituent nos modèles d'étude des sols très anthropisés.

3. Structure de la thèse

Nous avons mobilisé plusieurs approches complémentaires : bibliographique, expérimentale, conceptuelle et relevant de l'ingénierie.

La synthèse bibliographique s'attache à définir à la fois les mécanismes, les processus et les facteurs de l'anthropisation des sols au sein du cycle de dégradation, mais aussi de remise en état de leur qualité. L'approche historique de la classification des sols très anthropisés y est logiquement prise en compte. Nous abordons alors l'état des connaissances actuelles sur la pédogenèse des sols artificialisés à travers les études portant directement sur ce sujet, mais également par analogie avec les sols naturels. Nous décrivons à la suite différentes méthodes qui ont été développées afin de prédire, de simuler et de modéliser l'évolution des sols sont décrites. Ce développement débouche sur l'exposé des problématiques liées à la fois aux pratiques de remise en état des sols dégradés, à l'évolution ultérieure des sols restaurés et à la mise en évidence des principaux verrous qui subsistent dans ces domaines.

Dans une partie consacrée aux matériels et méthodes, nous présentons les matériaux parents et la constitution des sols construits avec lesquels nous avons travaillé. Les méthodes que nous avons mises en œuvre *in situ*, en conditions réelles et au laboratoire, en conditions contrôlées sont exposées, ainsi que l'ensemble des observations et analyses réalisées sur les matrices solides, liquides et végétales.

La caractérisation des matériaux parents et l'exposé des tenants et aboutissants de leur formulation constituent une étape indispensable. Elle permet non seulement d'évaluer les fonctionnalités potentielles des sols construits et leur réactivité, mais suggère plus globalement une réflexion sur le niveau d'adaptabilité des outils de la pédologie traditionnelle à l'étude de matériaux techniques.

Nous nous sommes ensuite intéressés à la manière dont les sols construits sont capables de remplir des fonctions essentielles. A partir de l'étude des différents aspects de leur fonctionnement (cycle de l'eau, développement végétal, transferts de polluants et activité biologique), nous pouvons évaluer leur capacité à assurer la remise en état pédologique d'un site dégradé.

Les premiers stades de l'évolution pédogénétique des sols construits sont envisagés de la manière la plus exhaustive possible dans le cadre de ce travail, partant du fait que nous ne pouvons négliger aucun facteur ou paramètre en l'absence de connaissances sur leur hiérarchisation. Nous avons donc fait le choix d'aborder un ensemble large de mécanismes impliqués dans la pédogenèse (agrégation, évolution des matières organiques, altération, lixiviation, lessivage), tout en ayant pris le parti d'insister sur certains processus qui nous sont apparus primordiaux.

La discussion générale permet en premier lieu de présenter les théories générales qui se dégagent de nos travaux sur la caractérisation du fonctionnement et de l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés. Ensuite, à partir d'une proposition de modèle formel permettant de décrire la pédogenèse d'un sol construit, des hypothèses sont émises sur l'évolution de leurs compositions et de leurs propriétés, ainsi que sur les processus pédogénétiques futurs. Comme corollaire à ces propositions, une réflexion sur la capacité des classifications à

rendre compte de la nature et de l'évolution des sols très anthropisés est menée. Enfin, ce travail de thèse produit des résultats scientifiques qui ont pour objectif appliqué de mieux comprendre, de définir et d'optimiser un procédé industriel. C'est en effet à partir des connaissances acquises sur le fonctionnement et les mécanismes d'évolution des sols construits qu'il sera possible d'ébaucher les bases d'un modèle d'aide à la décision en génie pédologique.

4. Déroulement de la thèse

Ce travail est le fruit d'une collaboration entre le Laboratoire Sols et Environnement (INPL(ENSAIA)/INRA, UMR 1120) et la société TVD qui ont été les initiateurs et les porteurs du programme de recherche « Construction de sol sur sites dégradés à l'aide de déchets et sous-produits ». Ces activités de recherche et de développement ont eu pour cadre le GISFI (Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles, www.gisfi.prd.fr) et sa station expérimentale, qui ont été le lieu des multiples collaborations et échanges dont s'est enrichi ce projet. Les partenaires économiques et techniques du programme ont été les moteurs indispensables à la réalisation de nos travaux en particulier l'ADEME et son service « Gestion Biologique des Sols », ainsi que l'ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique), le Conseil Régional de Lorraine, l'EPFL (Etablissement Foncier de Lorraine) et la Société Arcelor Real Estate.

Chapitre 1 - Synthèse bibliographique : Genèse, propriétés et évolution des sols très anthropisés

1. Introduction

L'anthropisation des sols peut être décrite au sein d'un cycle de dégradation - essentiellement à travers les activités urbaines et industrielles qui conduisent à une altération de la qualité et du fonctionnement des sols et des écosystèmes - et de restauration - lors de la mise en œuvre de technologies de remise en état -. Nous essayons dans ce chapitre de comprendre quels sont les mécanismes, les processus et les facteurs de cette double anthropisation.

Les sols anthropisés qui en résultent ont une composition et des propriétés qui diffèrent de celles des sols naturels. C'est la raison pour laquelle il a été nécessaire, après les avoir définis en tant que milieu « sol », de les intégrer dans les classifications nationales et internationales. Comme les sols naturels, ces sols qui sont qualifiés notamment d'Anthrosols (Baize et Rossignol, 1995) ou de Technosols (Rossiter, 2004 ; Lehmann, 2006), sont soumis à une évolution pédogénétique, sous l'influence des facteurs environnementaux (climat, végétation, activité biologique, topographie). En se basant sur les études qui ont été menées sur ce sujet et par transposition des connaissances sur les sols naturels, nous ébauchons la description de la pédogenèse des sols très anthropisés.

Enfin, pour appréhender quelle sera véritablement l'évolution de ces sols, dont il n'existe aucun analogue historique à l'échelle des temps pédologiques (variant dans l'approche classique entre 1000 et 1 million d'années), nous passons en revue les méthodes qui ont été développées afin de prédire, simuler ou modéliser l'évolution pédogénétique.

2. L'anthropisation des sols au sein du cycle dégradation - restauration

2.1. Superficies concernées

L'impact des activités humaines sur la Terre est substantiel et en pleine augmentation. De 40 à 50 % de la superficie des terres émergées sont touchées par une anthropisation plus ou moins intense (transformation ou dégradation) (Vitousek *et al.*, 1997).

2.1.1. EVOLUTION DE L'ANTHROPISATION DES SOLS

Les récentes études, s'appuyant sur des bases de données géographiques décrivant l'occupation du sol, ont mis en évidence le fait que les territoires anthropisés (zones urbanisées, zones industrielles, réseaux de communication, mines, décharges, chantiers, espaces verts artificialisés non agricoles) représentaient 27 198 km² en France, en 2004 (Naizot, 2005). De plus, l'anthropisation des sols progresse rapidement - + 4,8 % en 10 ans - en particulier au niveau des infrastructures de transports (+ 10 %) et des zones interurbaines (+ 12 %) (Figure 1) (Luginbühl, 2002 ; Naizot, 2005). Outre une action de fragmentation des territoires naturels et

agricoles, l'anthropisation des sols conduit désormais à la création de « couloirs » artificialisés entre grandes agglomérations (Luginbühl, 2002).

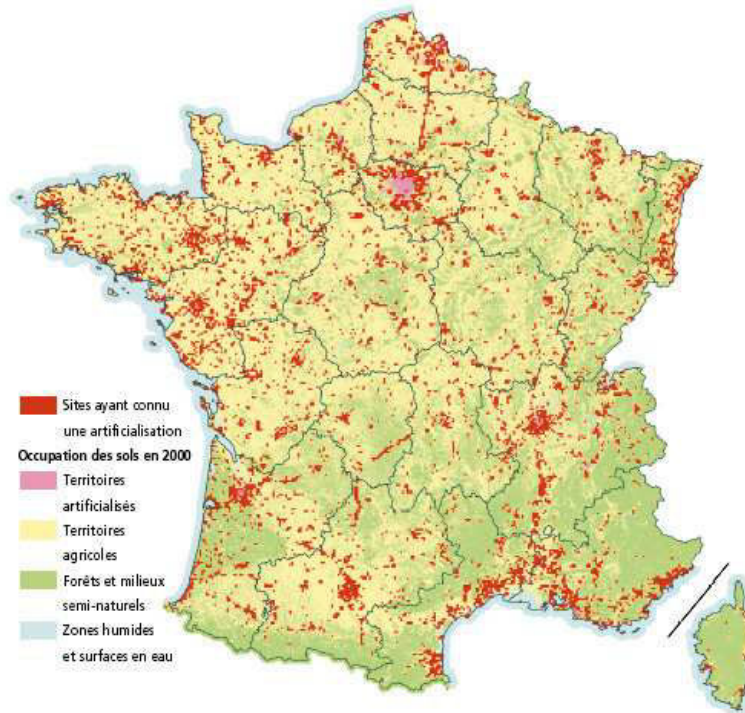


Figure 1 : Artificialisation des sols en France (Naizot, 2005)

2.1.2. TYPOLOGIE DES SITES DEGRADÉS ET IMPORTANCE DANS LE TERRITOIRE

Une zone géographique est considérée comme site dégradé, lorsqu'elle présente une surface de sol avec une carence à supporter la végétation à la suite d'actions humaines (Burelle *et al.*, 2005). Par extension, un site dégradé se caractérise par des dysfonctionnements de son écosystème.

Il est possible de proposer une typologie de ces sites :

Les pistes de ski qui représentent une superficie de 25 000 ha, les talus ferroviaires qui couvraient 32 729 ha en 2003 et les bordures routières et autoroutières (superficie difficile à estimer) (Bacholle *et al.*, 2005) constituent une première classe de type « zones remaniées à pente raide présentant un déficit de végétation ».

Trois cent vingt six installations identifiées comme des centres de stockage de déchets ou comme décharges classées ont été recensées en 2002 (Bacholle *et al.*, 2005). Ce sont des « zones de stockage permanent nécessitant des opérations adaptées de couverture et de végétalisation ».

Enfin, les anciens sites industriels constituent la dernière classe de type « zones remaniées présentant un déficit de végétation et éventuellement un risque pour l'environnement ». Parmi eux, un premier gradient d'anthropisation peut être défini depuis les carrières et gravières (superficie française : 89 800 ha) jusqu'aux sites miniers. Dans ces cas, même si les actions humaines sont nettement visibles, le milieu est généralement peu chargé en éléments indésirables (exception faite des mines d'exploitation de métaux non ferreux ou d'extraction nécessitant des procédés faisant intervenir des composés polluants), ces activités résultant directement de l'exploitation de la roche mère (Bacholle *et al.*, 2005). La situation extrême est représentée par les friches

industrielles qui sont souvent des milieux fortement dégradés. Ce sont des terrains sur lesquels subsistent des installations industrielles à l'abandon (JO du 16/12/98) et par extension, des zones où les installations ont été démantelées mais qui n'ont pas fait l'objet d'une reconversion. Il n'existe pas actuellement en France d'évaluation précise des surfaces concernées au niveau national ; ce recensement a cependant été conduit en Région Lorraine qui comptait 6000 ha en 2001 (0,25 % de la superficie régionale) (GELFI, 1996 ; Schwartz *et al.*, 2001). Ce travail a également été mené en Suisse où les surfaces occupées par des friches industrielles représentent 1700 ha (0,04 % du territoire) (Valda et Westermann, 2004).

Plusieurs facteurs concourent à l'apparition de friches industrielles dans des aires urbaines : la disparition de branches entières de l'industrie, les fusions et les ventes d'entreprises ou encore l'augmentation des rendements de production sur des surfaces plus petites (Valda et Westermann, 2004). La problématique liée aux friches industrielles, outre les questions environnementales, est avant tout liée à leurs emplacements géographiques. En effet, elles se retrouvent essentiellement au niveau des grands centres urbains, où elles peuvent même représenter 27% de la superficie totale, de manière très morcelée et il existe de ce fait une forte pression foncière sur ces terrains (Douillet *et al.*, 1994 ; Valda et Westermann, 2004).

2.2. Processus de dégradation de la qualité des sols

Les différentes facettes de l'activité industrielle et de l'occupation urbaine induisent des modifications dans la composition et les propriétés des sols. La qualité des sols est définie comme « *la capacité d'un certain type de sol à fonctionner, au sein d'écosystèmes naturels ou aménagés, pour supporter une culture ou une production animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et assurer la santé humaine et l'habitat* » (Société Américaine de Science du Sol, 1995 in Walter, 2002). S'il est difficile d'envisager de lister toutes les actions directes ou indirectes de l'Homme sur le sol, des processus et des mécanismes prépondérants se dégagent.

2.2.1. VOIES DIRECTES

L'occupation humaine entraîne tout d'abord, de manière directe, une suppression partielle ou totale de la couverture végétale ainsi qu'une diminution drastique de l'activité biologique. Les mouvements de sols sont également fréquents : arasement, nivellement, excavation, remblaiement, remaniement. L'implantation de bâtiments, de voies de circulation ou de plates-formes, induit la mise en place de scellements en surface ou en profondeur (fondations) (Blume, 1989 ; Morel *et al.*, 2005), ainsi que le recours à la compaction des sols sur de larges zones. De plus, l'incorporation aux sols de matériaux terreux d'origine pédologique, géologique ou anthropique est courante, autant que l'implantation de réseaux souterrains (électricité, gaz, liquide, matériaux pâteux) en profondeur. Les sites exploités peuvent faire l'objet de collecte des pluies et des eaux de ruissellement qui s'accompagnent également de zones d'infiltration localisées.

L'activité du site, via notamment le passage d'engins lourds, engendre par la suite un tassement des sols (Bradshaw, 1983 ; Baumgartl, 1998). Enfin, la contamination des sols est très fréquemment observée du fait de dépôts aériens, de stockages prolongés ou de rejets accidentels de fumées, de matériaux solides ou liquides contenant des pollutions.

2.2.2. VOIES INDIRECTES

Les mécanismes de dégradation directe de la qualité des sols induisent de manière indirecte d'autres facteurs d'altération. En effet, l'absence de couvert végétal, l'alternance de zones scellées et de zones d'infiltration favorisent fortement l'érosion hydrique et éolienne. Cette particularité représente de plus un facteur de risque pour les autres compartiments de l'écosystème et l'Homme (Bradshaw, 2000), via le transfert de polluants dans l'environnement du site, en particulier vers les eaux superficielles ou souterraines (Vegter *et al.*, 2004).

2.3. Propriétés des sols de sites dégradés

Le résultat des activités humaines est en tout premier lieu observable sur les sols en place, provoquant de fortes modifications de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Cette perte de qualité s'accompagne également d'une incapacité partielle ou complète à remplir leurs fonctions élémentaires : i) support de végétation (production agricole et habitat pour les végétaux naturels) ii) rôle de filtre et d'échange (cycles de l'eau et des nutriments) iii) support de la biodiversité (substrat indispensable au développement des organismes vivants) (IUSS – Division 4, 2003 ; Robert et Ruellan, 2003 ; Van-Camp *et al.*, 2004).

Malgré l'apparente diversité des types de sols dégradés, des caractéristiques communes peuvent être mises en évidence (Craul, 1992 ; Schwartz, 1993 ; Burghardt, 1994 ; Schwartz *et al.*, 2001 ; Morel *et al.*, 2005), qui les différencient significativement des sols naturels. Il en est ainsi, en tout premier lieu, de leurs périodes d'évolution qui sont inférieures ou égales à la centaine d'années, c'est-à-dire des délais très courts à l'échelle des temps pédologiques communément admis pour les sols naturels (Duchaufour, 1983 ; Baumgartl, 1998).

2.3.1. PARAMETRES TOPOGRAPHIQUES

Les sols dégradés présentent fréquemment des contraintes topographiques sévères. Les terrils, les talus routiers ou encore les surfaces dégradées en altitude (par exemple les pistes de ski) présentent des pentes fortes, souvent instables et sensibles à l'érosion superficielle sous l'action du ruissellement (Dinger, 1997 ; Scholtus, 2003). Par opposition, l'arasement ou le nivellement de zones entières aboutit à des conditions planes présentant une absence totale de relief.

A une échelle plus restreinte, il est courant d'observer la présence de micro-reliefs, c'est-à-dire d'une micro-hétérogénéité à la surface du substrat (Jocteur-Monrozier, 1973)

2.3.2. PARAMETRES PHYSIQUES

Les valeurs de densité apparente rencontrées dans les sols fortement anthropisés sont extrêmes (moins de 0,5 jusqu'à plus de 2) (Morel *et al.*, 2005 ; Lorenz & Kandler, 2005). Comme cela a été évoqué, il n'est pas rare de rencontrer des zones de scellement (béton, matériaux compactés) en surface ou en profondeur (Baumgartl, 1998 ; Schleuß *et al.*, 1998). La structure de ces sols est fortement dégradée d'un point de vue pédologique. Les structures massives ou au contraire particulières dominant et plus globalement ces sols présentent un déficit fort d'agrégation (Baumgartl, 1998). Ils se caractérisent également par une forte hétérogénéité de constitution aussi bien verticale qu'horizontale, qui est associée à la présence très fréquente d'éléments grossiers généralement

d'origine technique et de natures variées (Baumgartl, 1998). Globalement, l'étude de la texture de ces sols montre qu'ils présentent à la fois des teneurs faibles en argiles et fortes en sable, par comparaison avec les sols naturels (Lefort *et al.*, 2006).

Dans les cas extrêmes, les sites dégradés peuvent présenter une absence de sol, d'un point de vue pédologique ou biologique, lorsque le substrat géologique a été mis à nu par exemple (Bradshaw, 1983).

Tout ceci entraîne de fait, de fortes perturbations du cycle de l'eau. En effet, le déficit de structure et l'hétérogénéité structurale peuvent mener à deux extrêmes : i) une grande porosité et un réseau de macropores bien établi, avec comme conséquences une forte conductivité hydraulique et une capacité de rétention en eau faible (Hiller, 2000) ou ii) un volume poreux réduit et une absence de continuité entre les macropores menant à l'hydromorphie (Evans *et al.*, 1986) ou au ruissellement sur des sols en pente. De telles caractéristiques provoquent des problèmes de sécheresse en été ou au contraire d'engorgement et d'anaérobiose en hiver (Scholtus, 2003).

Enfin, les propriétés précédemment décrites conditionnent à leur tour le régime des températures et de l'albédo des sols dégradés. En effet, l'absence de végétation, les irrégularités de surface, la présence éventuelle de scellement ont pour conséquence de modifier fortement les flux d'énergie de surface, souvent dans le sens d'une augmentation (Farouki, 1986 ; Small, 2006). De plus, ces paramètres peuvent être influencés significativement par la couleur des horizons de surface anthropiques. En effet ils se caractérisent non seulement par une gamme de couleurs plus étendue, mais également par des couleurs plus contrastées que les sols naturels (exemple des dépôts salins, blancs en surface (Jocteur-Monrozier, 1973)). Ceci est vrai en particulier pour les zones urbaines, mais également pour les friches industrielles.

2.3.3. PARAMETRES CHIMIQUES

Les propriétés chimiques des sols très anthropisés sont conditionnées par leur usage. Ainsi, les sols industriels et les sols de type pistes de ski présentent très fréquemment un déficit en éléments majeurs azote (N), phosphore (P) et potassium (K) (Bradshaw, 1983 ; Vetterlein et Hüttil, 1999 ; Tordoff *et al.*, 2000). Ce phénomène est de plus exacerbé par de faibles teneurs en argiles et en matières organiques. Les déficits en autres éléments nutritifs sont moins fréquents, mais dépendent à la fois de la teneur en matières organiques et de la capacité d'échange cationique (CEC) qui reflètent le potentiel d'un sol à fixer les cations échangeables (Bradshaw, 1983). Par opposition, les sols urbains et en particulier les sols de jardins ont des teneurs très élevées aussi bien en matières organiques qu'en nutriments et constituent des milieux eutrophes, suite à des pratiques culturales intenses (Schwartz, 1993).

Les valeurs extrêmes de pH sont une autre caractéristique majeure observée sur les sites dégradés. L'acidité de sols sur d'anciens sites miniers par exemple, peut réduire la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes (Bradshaw, 1983), en particulier l'N (Palmer, 1992). Inversement, les pH alcalins fréquemment rencontrés sur les sols urbains (Lemaire et Rossignol, 1999 ; Morel *et al.*, 2005) conduisent notamment à la précipitation du P qui n'est alors plus assimilable par les plantes (Korcak, 1987 *in* Jim, 1998).

2.3.4. PRESENCE DE POLLUANTS

Il est possible de distinguer trois principales causes de contamination dans l'ère industrielle : i) la production d'énergie, ii) les activités de l'industrie chimique, iii) les activités agricoles. Par voie de conséquence, des teneurs élevées en polluants d'origines organiques et/ou minérales sont un fait récurrent dans les sols très anthropisés (Morel *et al.*, 2005).

Le gradient de pollution suit le gradient d'anthropisation depuis les sols agricoles jusqu'aux sols industriels, en passant par les sols périurbains et urbains (Schwartz *et al.*, 2001). Les pollutions peuvent être diffuses et concerner d'importantes surfaces, en particulier dans les secteurs agricoles ou péri-urbains. Elles proviennent alors essentiellement, soit de l'épandage de produits liquides et solides (engrais, pesticides, déchets urbains ou industriels éventuellement compostés) présentant de faibles niveaux de contamination, soit de retombées atmosphériques (trafic routier, fumées d'usines) (Darmendrail, 1998). Les pollutions peuvent également être ponctuelles et aiguës, concernant donc des superficies limitées dans les secteurs urbains et industriels. Dans ces zones, se concentrent des activités industrielles (par exemple : extraction minière, production d'énergie, fonderie de métaux, pigments de peintures, tanneries de cuir) et des activités urbaines sources de pollution (par exemple : production de déchets, trafic routier) (Schwartz, 1997 ; Darmendrail, 1998).

2.3.5. PARAMETRES BIOLOGIQUES

Les paramètres biologiques que sont le développement de la végétation et l'activité des organismes du sol, sont étroitement corrélés avec leur qualités physique et chimique, ce qui explique l'utilisation croissante de bio-indicateurs de la qualité des sols (Cortet *et al.*, 1999).

De manière générale, les sites dégradés se caractérisent en premier lieu par un défaut plus ou moins prononcé de végétation (Vetterlein et Hüttil, 1999). En effet, des contraintes de différents ordres existent, dictées par les conditions édaphiques, hydriques et la topographie du site. Il est ainsi possible de distinguer :

- des phénomènes de carence traduisant les déficits en éléments nutritifs (Marschner, 1995),
- des syndromes de toxicité causés par des conditions défavorables : forte salinité (Flowers et Hajibagheri, 2001), pH acide (Chichester et Hauser, 1991 ; Oliphant et Harper, 1995) ou présence d'éléments polluants (Severson et Gough, 1983),
- des difficultés d'ancrage ou de pénétration des racines dans le substrat (topographie accidentée, texture grossière ou structure massive) (Toy et Shay, 1987 ; Scholtus, 2003),
- des problèmes au niveau du fonctionnement hydrique, le stress hydrique et l'hydromorphie étant les deux extrêmes néfastes pour le développement de la plante (Evans *et al.*, 1986).

Du fait de la sensibilité du compartiment biologique (bactéries, micro-, méso- et macro-faune) des sols, des modifications dans la nature et la densité des populations sont directement et indirectement induites par les activités humaines (Nahmani et Rossi, 2003). Les contraintes physico-chimiques à l'activité des invertébrés du sol sont à la fois clairement identifiées et fréquemment rencontrées dans les sols très anthropisés : faibles teneurs en matières organiques et nutriments (ressources alimentaires), faible volume de sol explorable,

conditions pédoclimatiques extrêmes et défavorables (régimes d'humidité et de températures) (Lavelle et Spain, 2001). De même, des effets léthaux et subléthaux des polluants ont été mesurés dans plusieurs situations *in situ* (Loreau *et al.*, 2001 ; Nahmani *et al.*, 2003) ou au laboratoire (Wieczorek-Olchawa *et al.* 2003 ; Fernandez *et al.*, 2006). Dans les deux cas, ces conditions conduisent à la fois à des baisses de la biodiversité et de la densité pour les différentes catégories d'organismes vivants du sol (Harris, 1991).

2.4. Conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes des sites dégradés

Les activités industrielles ou urbaines sont synonymes de facteurs externes de stress pour les composants biotiques et abiotiques des écosystèmes (Society for Ecological Restoration, 2004). Dans le cas des sites dégradés, ces facteurs de perturbation ont été supérieurs à la résistance de l'écosystème, c'est-à-dire à sa capacité à maintenir ses attributs fonctionnels et structurels. Selon le gradient d'anthropisation, des mécanismes de dégradation (altération sensible et graduelle qui perturbe l'intégrité et la santé de l'écosystème), d'avarie (altération aiguë et radicale qui modifie le fonctionnement de l'écosystème) ou de destruction (disparition de toute forme de vie macroscopique et altération irréversible de l'environnement physique) de l'écosystème peuvent intervenir (Society for Ecological Restoration, 2004). Ceci a pour conséquence de modifier la dynamique naturelle d'évolution des écosystèmes, c'est-à-dire leur trajectoire écologique (Bradshaw, 1983 ; Wali, 1999). Ce sont les attributs dynamiques des écosystèmes qui sont directement altérés, c'est à dire les processus (pollinisation, colonisation des graines, contrôle micro-climatique) et les fonctions écologiques (métabolisme, séquestration et transformation de l'énergie, des nutriments et de l'eau).

Les conditions inhabituelles et hostiles qui règnent dans les sols des sites dégradés entraînent donc par voie de conséquence une altération des cycles biogéochimiques majeurs et un mauvais fonctionnement global des écosystèmes. (Vitousek *et al.*, 1997; Loreau *et al.*, 2001). Les dysfonctionnements interviennent en particulier au niveau des cycles de l'N (Palmer 1992), du C, de l'eau et des nutriments (Fierro *et al.*, 1999) et concernent l'ensemble des compartiments de l'écosystème : sol, macro-, méso-, micro-faune, bactéries, champignons, plante, eau du sol.

2.5. Approche classique de la restauration écologique des sites dégradés

Il est admis, d'un point de vue global, que l'artificialisation est dans la plupart des cas une transformation irréversible des sols et que leur reconquête par l'agriculture ou la végétation naturelle est très marginale (Naizot, 2005). Cependant, ce constat ne doit pas masquer les réussites en terme de réhabilitation de sites dégradés qui s'appuient sur des méthodes éprouvées et sur des objectifs aussi bien environnementaux, économiques que sociaux.

2.5.1. DEFINITIONS

Il existe une confusion relative dans l'utilisation des termes « réhabilitation », « restauration » et « remise en état ». Au sens strict, réhabilitation signifie rétablissement dans le premier état (XMLittré v1.3.) ; le terme restauration exprime l'action de remettre en bon état un système dégradé en respectant l'état initial (Trésor de la

Langue Française); enfin une remise en état correspond à la réparation d'un système dégradé (Trésor de la Langue Française).

Cependant, la communauté scientifique propose une autre terminologie. Les définitions suivantes sont communément admises pour décrire les différents type d'actions qui sont menées dans le cadre de la restauration écologique de sites dégradés (Wade & Chambers, 1992 ; Harrington, 1999 ; Bradshaw, 1997 ; Décamps, 2002 ; Society for Ecological Restoration, 2004) (Figure 2) :

- la « restauration » (en anglais *restoration*) décrit un retour fidèle de l'écosystème à l'état initial ;
- la « réhabilitation » (en anglais *rehabilitation*) représente la création d'un écosystème identique (en terme de structures et de fonctions) à celui qui était présent avant perturbation, avec la possibilité d'introduire des éléments différents, mais capable d'assurer les mêmes fonctions ;
- enfin la « remise en état » (en anglais *reclamation*) est la mise en place d'un état favorable d'un point de vue écologique, mais différent en terme de structure et de fonction de l'original.

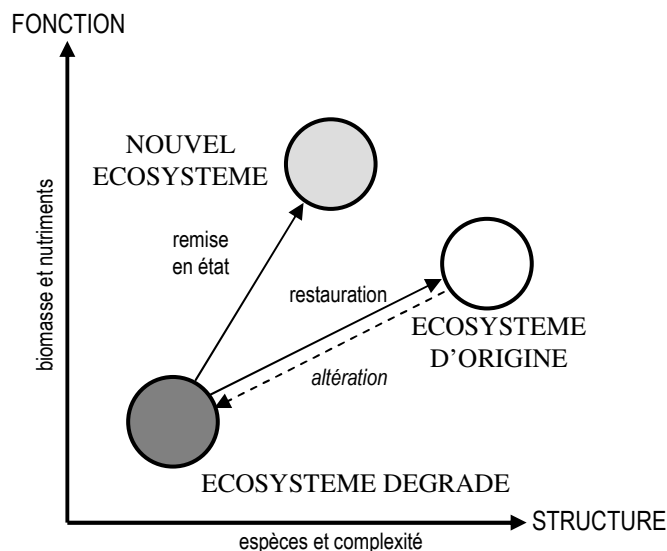


Figure 2 : Différentes trajectoires de la restauration écologique (d'après Bradshaw, 1984 ; Décamps, 2002)

2.5.2. PRINCIPES

La restauration écologique a été définie comme “une aide au rétablissement et à l'aménagement de l'intégrité écologique, cette intégrité s'appuyant sur des conditions de biodiversité, de structure et de processus écologiques, sur un contexte régional et historique, sur des pratiques culturelles viables” (Décamps, 2002).

Du point de vue de nombreux auteurs, la condition élémentaire majeure pour entreprendre la réhabilitation de l'écosystème d'un site est d'assurer la re-fonctionnalisation des sols dégradés (Bradshaw, 1997 ; Šourková *et al.*, 2005 ; Wali, 1999). En effet, la restauration pédologique est considérée comme une étape préliminaire indispensable avant d'envisager la recolonisation par la végétation, l'augmentation de l'activité biologique et plus globalement le développement de la faune et de la flore (Doran and Parkin, 1994 in Madejón *et al.*, 2006). Le sol

est ainsi restauré dans ses fonctions élémentaires. Cette remise en état du sol passe par la reconstitution ou la reconstruction de ses propriétés (par exemple stockage d'eau, sorption de nutriments, accumulation de matières organiques) (Šourková *et al.*, 2005).

Ainsi, la plupart des technologies de restauration écologique de sites dégradés sont fondées sur l'optimisation des processus naturels d'évolution écologique (Dickinson, 2000) et sont destinées à refunctionaliser le sol.

2.5.3. APPORT DE TERRE VEGETALE

Une des méthodes pour favoriser l'installation de plantes sur un site dégradé consiste alors à apporter en surface une couche de « terre végétale » afin qu'elle agisse comme un inoculum (Bradshaw, 2000 ; Taylor et Schuman, 1988). L'appellation terre végétale (principalement utilisée en génie civil et qui n'a pas de réel sens pédologique) correspond au matériau constitutif de l'horizon supérieur de sol naturel ou agricole, riche en nutriments et en matières organiques. Ce type de matériau provient soit des horizons de surface décapés sur site avant perturbation, soit éventuellement de terre de surface issue de parcelles agricoles (Scholtus, 2003). Outre les difficultés liées à la préservation de la qualité et des propriétés de la terre végétale lors des opérations de stockage (Dinger, 1997), l'utilisation de ce matériau non renouvelable pose d'autres problèmes. En effet, la terre végétale n'est pas toujours disponible à proximité du site et les coûts économiques et environnementaux de sa mise en œuvre sont dans ce cas particulièrement élevés (Bradshaw, 2000), d'autant plus que les surfaces concernées sont vastes (chap. I.1.1.2.)

2.5.4. APPROCHES TRADITIONNELLES DU TRAITEMENT DES SITES DEGRADES

De nombreuses technologies de réhabilitation ont recours à l'utilisation d'améliorants ou de stabilisants. En fonction des problèmes physiques ou chimiques rencontrés sur les sols dégradés, des réponses peuvent être apportées par des pratiques d'incorporation d'amendements organiques et/ou minéraux combinées à des traitements physiques (Bradshaw, 1983 ; Chopecta et Adriano, 1997 ; Scholtus, 1999) (Tableau 1).

Tableau 1: Exemples d'utilisation d'amendements organiques ou minéraux associée à des traitements bio-physico-chimiques pour le traitement des sites dégradés

Nature du problème		Traitement
Physique		
Texture	grossière	apport de matières organiques, fines
	fine	apport de matières organiques
Structure	compacte	traitement par labour ou scarification
	particulaire	apport de matières organiques, argiles
Stabilité	instable	apport de stabilisant plantation d'espèces végétales couvrantes
	hydromorphie	traitement par drainage
Humidité	sec	apport de mulch traitement par irrigation
	Nutrition	
Carence	macro-nutriments	apport de fertilisants, chaux
	micro-nutriments	apport de fertilisants
Toxicité		
pH	acide	apport de chaux
	basique	apport de déchets pyritiques, matières organiques
Salinité	élevée	traitement par désagrégation, irrigation apport de matières organiques, zéolite, bentonite
	éléments en traces	plantation d'espèces végétales tolérantes traitement par lavage, tri granulométrique
Pollution	polluants organiques	implantation d'espèces végétales tolérantes, micro-organismes dégradants traitement thermique, landfarming, oxydation

Cependant, compte tenu à la fois de l'étendue des surfaces concernées par l'héritage laissé notamment par les mutations industrielles et des difficultés économiques provoquées par cet état de fait, les moyens financiers attribués à la remise en état de ces sites sont bien souvent limités (Bradshaw, 1997). De ce fait, ce type de techniques onéreuses ne semble pas constituer une solution pérenne et réaliste au problème de réhabilitation des sites dégradés.

2.6. Utilisation de déchets et sous-produits pour la remise en état de sites dégradés

En partant de ces premiers constats, l'utilisation de sources de matières organiques exogènes et de sous-produits industriels a reçu un intérêt grandissant pour répondre à ces problématiques (Vetterlein et Hütthl, 1999). Ceci est dû, non seulement aux effets positifs sur les sols de ces matériaux (dont les propriétés peuvent être équivalentes aux améliorants précédemment évoqués qui sont classiquement utilisés), mais également à leur disponibilité à de faibles coûts.

2.6.1. ETAT DES FILIERES DE VALORISATION DE DECHETS ET SOUS-PRODUITS

L'évolution de la réglementation française sur les déchets, notamment l'arrêt de la mise en décharge et l'augmentation des quantités produites (en France, plus de 600 millions de tonnes de matières brutes, dont 9

millions de tonnes de boues de station d'épuration et 10 millions de tonnes de déchets verts (ADEME, 2005), nécessite de développer de nouvelles voies de valorisation (OTV, 1997). En effet, si pour les déchets de certaines filières comme l'agriculture, la majeure partie (déjections animales) est valorisée au sein des exploitations productrices par retour au sol (ADEME, 2005), ce n'est pas une généralité. En 2002, les déchets organiques des collectivités et des ménages étaient répartis entre les filières de mise en décharge (20–25 %), le traitement thermique (15-20 %) et l'épandage en agriculture (50-60 %) (Degrémont, 2005). Le constat est similaire pour les déchets industriels banals, qui sont certes valorisés à 80 % (65 % en valorisation matière et 15 % en valorisation énergétique) (ADEME, 2005), mais en privilégiant également le retour au sol pour les matières organiques exogènes. Or, la filière agricole d'épandage des déchets semble avoir atteint sa capacité maximale d'absorption (OTV, 1997 ; Vetterlein et Hüttl, 1999) et le contexte est globalement à la saturation des filières. De ce fait, le devenir des déchets devient à la fois une priorité environnementale et économique nationale. Ceci se traduit dans les faits par l'augmentation continue des dépenses des acteurs économiques français qui ont consacré plus de 10 milliards d'euros à la gestion des déchets en 2003 selon les données de l'IFEN (ADEME, 2005).

2.6.2. OBJECTIFS

Dans ce contexte, il est aisé de comprendre que la valorisation de déchets et sous-produits en réhabilitation de sites dégradés pourrait permettre d'une part d'apporter des solutions aux collectivités locales, aux industriels et aux gestionnaires de sites (Sopper, 1991) et, d'autre part, de favoriser le retour au sol de matières organiques exogènes, c'est à dire le stockage à moyen terme de carbone (Arrouays *et al.*, 2002).

2.6.3. PRINCIPES D'UTILISATION

Les déchets et sous-produits sont épandus sur le sol et font éventuellement l'objet d'un enfouissement (< 15 cm de profondeur). Dans la plupart des cas, les doses apportées sont peu importantes (de 50 à 200 t MS.ha⁻¹), sensiblement supérieures à un épandage agricole. Quelques exceptions existent cependant avec des tonnages supérieurs à 500 t MS.ha⁻¹ (Metcalfé et Lavin, 1991 ; Kost *et al.*, 1997 ; Martel *et al.*, 2005) mais toujours sur de faibles épaisseurs (Tableau 2).

Tableau 2 : Quantités de déchets et sous-produits pouvant être mis en œuvre

Nature du ou des déchets	Quantités (en t MS.ha ⁻¹)	Références bibliographiques
sous-produits papetiers	56 - 224	Feagley <i>et al.</i> , 1994
sous-produits papetiers	48 - 97	Feldkirchner <i>et al.</i> , 2003
sous-produits papetiers	105	Fierro <i>et al.</i> , 2000
sous-produits papetiers	860 - 3450	Kost <i>et al.</i> , 1997
sous-produits papetiers	200	Pearce et Boone, 1998
boues de STEP - compost de sous-produits papetiers	112 - 224	Pichtel <i>et al.</i> , 1994
compost de boues de STEP – boues de STEP déshydraté	11 - 184	Sopper, 1991
compost de boues de STEP	1280	Martel <i>et al.</i> , 2005
boues de STEP	100	Byron & Bradshaw, 1991
boues de STEP	692	Metcalf & Lavin, 1991
boues de STEP	20	Pulford, 1991
boues de STEP	120	Werner <i>et al.</i> , 1991

STEP : station d'épuration des eaux usées urbaines

2.6.4. INTERETS AGRONOMIQUES

D'un point de vue pratique, les déchets et sous-produits constituent un apport de matières organiques résiduelles et de nutriments (Clement *et al.*, 1978 ; Byron & Bradshaw, 1991 ; Pulford, 1991 ; Fierro *et al.*, 2000 ; Charest et Beauchamp, 2002 ; Boni *et al.*, 2004), permettant une libération plus lente des éléments nutritifs que des fertilisants minéraux, donc plus efficace pour subvenir aux besoins des plantes (Bradshaw, 1983 ; Blondon *et al.*, 1997 ; Vetterlein *et al.*, 1999a ; Vetterlein *et al.*, 1999b ; Fierro *et al.*, 2000). Les matières organiques ainsi apportées contribuent notamment à la formation d'humus stable (Chantigny *et al.*, 2000b) ou augmentent significativement le potentiel d'humification des sols dégradés (Werner *et al.*, 1991 ; Pichtel *et al.*, 1994).

Les sous-produits papetiers, utilisés couramment en épandage agricole et de plus en plus fréquemment en réhabilitation de sites en Allemagne ou en Amérique du Nord ont un effet tampon significatif et permettent d'assurer une neutralisation du pH (Pichtel *et al.*, 1994 ; Beyer *et al.*, 1997 ; Vetterlein *et al.*, 1999).

D'autre part, ces matières résiduelles, en participant à l'agrégation et à la structuration du sol, conduisent à l'amélioration des propriétés physiques (stabilité structurale, densité, porosité) et chimiques (conductivité hydraulique, capacité d'échange) de sols altérés (Morel et Guckert, 1981 ; Ludeke 1973 *in* Bradshaw, 1983 ; Werner *et al.*, 1991 ; Phillips *et al.*, 1997 ; Pearce et Boone, 1998 ; Nemati *et al.*, 2000).

2.6.5. INTERETS BIOLOGIQUES

Les déchets organiques constituent un substrat particulièrement bien adapté au développement microbien et, plus globalement, favorisent l'activité biologique des sols. Une stimulation globale de l'activité microbienne est systématiquement constatée dans les sols amendés par les boues de STEP (Sopper, 1991 ; Werner *et al.*, 1991). Par ailleurs, le développement d'une forte diversité de souches de bactéries a pu être mesuré sur des substrats de sous-produits papetiers purs (Kostov, 1996) et de manière générale une augmentation de l'activité

enzymatique est enregistrée sur les sols agricoles amendés (Chantigny *et al.*, 2000a). Des effets positifs ont également été constatés sur l'abondance de la méso-faune et de la macro-faune du sol, après un apport massif de sous-produits papetiers (Pearce & Boone, 1998). L'apport de boues de STEP a permis de limiter fortement les effets phytotoxiques sur des sols ayant subi des feux de forêts (Villar *et al.*, 1998), notamment en favorisant l'activité biologique. Les boues de papeterie apportées en mélange ont un effet positif sur la faune du sol : augmentation de la diversité faunistique (notamment les populations lombriciennes (Pearce et Boone, 1998) et augmentation de la biomasse totale (Fierro *et al.*, 1999).

2.6.6. AUTRES EFFETS

D'autres effets positifs ont également été observés en fonction de la nature des sous-produits utilisés. Des essais de réhabilitation de sols de houillères utilisant directement des boues de STEP ont permis de limiter fortement l'oxydation de la pyrite (Pulford, 1991 ; Pichtel *et al.*, 1994 ; Vetterlein *et al.*, 1999a). Il est démontré que la toxicité due à la présence d'éléments en traces peut être réduite par l'ajout de matériaux fixateurs tels que le compost (Vangronsveld *et al.* 1995a; Vangronsveld *et al.* 1995b) et que la mobilité des métaux était réduite par l'ajout de sous-produits papetiers (Tisch *et al.*, 1999 ; Abbott *et al.*, 2001 ; Calace *et al.*, 2005). Enfin, les mêmes boues de papeterie sont également utilisées en couverture étanche de décharge (Moo-Young & Zimmie, 1997 ; réalisations Groupe TVD) après compactage et / ou chaulage.

2.6.7. RETOURS D'EXPERIENCES

Globalement, l'évaluation des pratiques qui ont été évoquées fait ressortir de nombreux résultats positifs en terme de ré-initiation des fonctions du sol et de restauration écologique. Sur la problématique de réhabilitation de pistes de ski, l'utilisation de déchets et produits dérivés (compost, boues solides et liquides), les résultats sont favorables autant au niveau de l'activité biologique des sols que de la recolonisation végétale (Blondon, 1993 ; Blondon *et al.*, 1997 ; Dinger *et al.*, 1999). De même, les propriétés d'un sol de carrière de sable ont été fortement améliorées, en terme de structuration physique et de qualité chimique par l'apport de sous-produits papetiers, assurant ainsi la revégétalisation du site (Fierro *et al.*, 1999). La comparaison entre l'utilisation de déchets et d'améliorants classiques montrent que les résultats sont semblables (Pichtel *et al.*, 1994).

2.6.8. LIMITES / POINTS NEGATIFS

Il existe cependant des limites à ce type de pratiques qui sont de deux ordres : i) efficacité limitée dans le temps des techniques mises en œuvre et ii) risque environnemental (transferts de polluants, en particulier d'éléments en traces et effets toxiques sur l'activité biologique) (Calace *et al.*, 2005). Ainsi, la question de la pérennité des pratiques de remise en état de sites dégradés est fréquemment discutée (Pulford, 1991 ; Villar *et al.*, 1998 ; Nemati *et al.*, 2000 ; Bacholle *et al.*, 2005). L'apport d'une fine couche de matières organiques peut ainsi limiter la bonne implantation des végétaux par un mauvais ancrage des racines qui les rend sensibles à l'arrachage par le vent (Tordoff *et al.*, 2000 ; Feldkirchner *et al.*, 2003). De par la nature de la matière organique contenue dans certains sous-produits organiques utilisés, leur cinétique de minéralisation rapide peut réduire les effets positifs de l'apport dans le temps (Vetterlein et Hüttil, 1999).

Par ailleurs, la mise en œuvre de ces matériaux peut entraîner des impacts sur l'environnement. Il en est ainsi des risques de lixiviation d'azote ou d'éléments en traces (Bacholle *et al.*, 2005), ainsi que du transfert éventuel de polluants vers les végétaux. Des effets toxiques directs sur la biosphère ont également été constatés sur des sites où des déchets et sous-produits avaient été apportés (Villar *et al.*, 1998).

D'autre part, le recyclage de matières résiduelles organiques pose la question du passage d'un matériau initialement qualifié de déchet à un produit valorisable voire commercialisable (Damien, 2004). Enfin, la question de l'acceptation sociale de l'utilisation de ces sous-produits pour réhabiliter des sites dégradés se pose de manière aiguë (Byron et Bradshaw, 1991).

2.7. Requalification des sites dégradés

2.7.1. DEFINITIONS

D'un point de vue terminologique il existe plusieurs termes recouvrant les actions consistant à redonner un usage et une fonction à un site remis en état. Les définitions suivantes existent, « reconversion » : transformation d'une industrie, d'une production, d'une installation, d'une technique, retour à une activité antérieure (Trésor de la Langue Française) et « requalification » : acquisition d'une qualification nouvelle (Trésor de la Langue Française). Le terme requalification sera alors préféré, sachant qu'il décrit plus précisément le développement d'un nouvel usage, reconversion étant plus large.

2.7.2. PRINCIPES

Après la mise en œuvre de procédés de restauration, réhabilitation ou remise en état, la requalification de sites dégradés peut être de nature économique (retour de zones d'activités ou de zones résidentielles), sociale (implantation de centres culturels) (Bordage et Grombeer, 2001 ; Pidoux, 2003) ou encore paysagère (mise en place de parcs extensifs ou de zones forestières). Nous nous intéresserons en particulier à ce dernier point, en envisageant également une nouvelle voie d'utilisation et de valorisation des espaces réhabilités : la production de biomasse. Dans les cas abordés, la dernière étape de la requalification passe par l'implantation d'espèces végétales herbacées ou arborées adaptées aux conditions écologiques du milieu (Bradshaw, 1983; Rawlinson *et al.*, 2004).

La première approche pour aborder la requalification de sites dégradés est de s'appuyer sur des processus de réinstallation d'un couvert végétal sur le site. Ainsi, les anciennes exploitations de kaolinite du Sud Ouest de l'Angleterre, malgré la faible fertilité du matériau initial, ont pu être recolonisées en une centaine d'années. Grâce à l'implantation de Fabacées la teneur en azote des sols a atteint 1 t.ha⁻¹, niveau jugé satisfaisant pour une autosuffisance du milieu (Bradshaw, 2000). Néanmoins, il est évident que le processus de reconquête d'un milieu par des plantes peut être très long, voire inexistant quand certains paramètres physico-chimiques sont trop défavorables. C'est pourquoi, dans certains cas, une intervention de l'homme est jugée nécessaire (Bradshaw, 2000).

2.7.3. INTEGRATION PAYSAGERE

Dans le cas d'une végétalisation en parc extensif, l'objectif est de parvenir à une insertion paysagère de l'espace revégétalisé et dans certains cas à une stabilisation du sol. Les espèces végétales choisies doivent présenter une bonne capacité d'implantation et si possible une multiplication naturelle suffisante pour couvrir rapidement le terrain (Dinger *et al.*, 1999). Dans la plupart des cas, la solution la plus simple est de favoriser la réimplantation des espèces végétales présentes avant la dégradation d'un site (Bradshaw, 1983). Cependant, le maintien durable d'une végétation demandant peu d'entretien nécessite un sol assurant une libération progressive des éléments nutritifs (Huinink, 1998).

Pour augmenter les chances de réussite de l'implantation des espèces herbacées, il est recommandé d'utiliser un mélange de Poacées qui assurera une prairie d'installation rapide, résistante et facile d'entretien (Sauvage, 2006). Une Fabacée, dont la propriété est de pouvoir fixer l'azote atmosphérique, est très fréquemment associée à ce mélange (Dinger *et al.*, 1999 ; Halofsky et McCormick, 2005). Il est donc courant d'utiliser des mélanges fétuque (*Festuca*)/fléole (*Phleum*)/ray-grass Anglais (*Lolium perenne*)/trèfle (*Trifolium*) (Dinger *et al.*, 1999) ou luzerne (*Medicago*) (Pietz *et al.*, 1989) Plus de 97% des mélanges utilisés en revégétalisation sont constitués à partir de seulement 6 espèces : ray-grass anglais, fétuque rouge, fétuque élevée, pâturin des prés, fétuque ovine, agrostide (Sauvage, 2006). Par la suite, la végétation implantée se fragilise avec les années par la disparition de certaines de ses espèces, en particulier le ray-grass anglais. Cette disparition est un phénomène favorable à l'arrivée des espèces autochtones (Dinger, 1999).

2.7.4. PRODUCTION DE BIOMASSE

D'un point de vue sociétal et sanitaire, certaines fonctions telle que la production agricole à vocation alimentaire ne sont plus « envisageables » après la restauration d'un sol pollué (Bacholle *et al.*, 2005). Cependant, la valorisation économique des sols restaurés reste par exemple une solution potentielle pour la production de biomasse à vocation énergétique (Sauvage, 2006). Ceci présente, d'une part la possibilité de répondre aux préoccupations actuelles sur une plus grande autosuffisance énergétique (Bungart et Hüttl, 2001) et, d'autre part, l'avantage de ne pas faire entrer en compétition la production de biomasse avec les surfaces agricoles destinées aux productions alimentaires (Berndes et Wirsenius, 1996 ; Hoogwijk *et al.*, 2003). Le déficit attendu de production par rapport à un sol agricole (Burelle *et al.*, 2005) est en ce sens contrebalancé par la valorisation du site.

Une étude réalisée sur la production de biomasse par l'installation de taillis à courte rotation sur d'anciens sites miniers montre que le rendement est satisfaisant, bien que plus faible que celui attendu sur un site favorable. Les auteurs concluent ainsi que cette voie de réhabilitation et de valorisation d'un site dégradé présente un grand potentiel (Bungart et Hüttl, 2001).

Dans le cadre de l'utilisation d'une espèce sur un site dégradé, la priorité peut être donnée aux plantes lignocellulosiques et effectuant leur photosynthèse en C4, ce qui permet un meilleur rendement, une utilisation

plus efficace des réserves nutritives et une utilisation d'énergie réduite lors de la photosynthèse (PNRB, 2005 ; Lewandowski, 1998).

2.8. Approche des sols très anthropisés

Nous avons vu que les sols très anthropisés – les sols dégradés comme les sols restaurés – constituent une part significative et croissante de la couverture pédologique. A ce titre, leur classification et l'étude de leur évolution pédogénétique se justifient pleinement.

3. Classification des sols très anthropisés

3.1. Définitions du sol

La définition attribuée à l'objet sol a évolué dans le temps.

Dokoutchaiev, 1870-1903 (in Krasil'nikov, 1958) : « 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 multifformes interviennent sous l'effet de facteurs de formation comme le climat, la végétation, l'action des organismes vivants, le relief et l'âge »

Hilgard, 1914 (in Jenny, 1941) : « Matériau plus ou moins désagrégé et friable dans lequel, grâce à leurs racines, les plantes peuvent trouver un support et des nutriments permettant d'assurer leur croissance » ;

Ramann, 1928 (in Jenny, 1941) : « Couche supérieure altérée de la croûte terrestre » ;

Joffe, 1936 (in Jenny, 1941) : « Corps naturel, différencié en horizons composés de constituants minéraux et organiques, habituellement non consolidé, de profondeur variable, qui diffère du matériau parent sous-jacent par sa morphologie, ses propriétés physiques et chimiques, sa composition et ses caractéristiques biologiques » ;

Aubert et Boulaine, 1972 : « Produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent. »

Duchaufour, 1977 : « Milieu évoluant sous l'influence de facteurs actifs (climat et végétation) aux dépens d'un matériau minéral pour aboutir à un état d'équilibre stable avec la végétation naturelle ; le sol d'abord superficiel s'approfondit progressivement ; peu à peu se différencient des strates successives de couleur, de texture et de structure différentes appelées horizons ; l'ensemble des horizons constituent le 'profil' »

Isermann, 1983 : « Milieu vivant complexe qui évolue et se différencie en horizons au carrefour de l'atmosphère, de la biosphère et de la lithosphère » ;

Hollis, 2001 : « Tout matériau non consolidé à la surface de la Terre ayant le potentiel d'être support de végétation » ;

Rossiter, 2004 : « Matériau non consolidé ou consolidé par une pédogenèse récente, situé soit sur une surface continue de roche dure dont il est distinct, soit en dessous d'une surface quasi-continue de roche dure d'origine technique (scellement) ou d'eau, dans les 2 premiers mètres de la surface terrestre » ;

Nachtergaele, 2005 : « Epiderme de la Terre » ;

IUSS, 2006 : « Tout matériau situé dans les 2 premiers mètres de la surface terrestre qui est en contact avec l'atmosphère, à l'exception des organismes vivants, des surfaces entièrement gelées non couvertes par d'autres matériaux et des surfaces recouvertes d'eau ».

Les déclinaisons de la définition du sol par les pédologues sont certes en tout premier lieu éclairantes sur les progrès dans la compréhension des propriétés et du fonctionnement du sol, puis dans le positionnement du sol dans l'environnement et en interaction avec lui, mais elles traduisent également la volonté d'élargir constamment la nature de leur objet d'étude aux systèmes influencés par l'Homme. En effet, d'une approche purement naturaliste, la science du sol a commencé peu à peu à intégrer les actions anthropiques sur la couverture pédologique naturelle, puis à englober également les sols comme produits directs des activités urbaines et industrielles. Ainsi, la notion de matériaux parents d'origine anthropique a désormais une signification pédologique. Par voie de conséquences, les différentes classifications nationales et internationales prennent désormais de plus en plus en compte les sols entièrement fabriqués par l'Homme et constitués de matériaux terrigènes, mais également de matériaux artificiels (Schwartz, 2006).

3.2. La classification française des sols très anthropisés

Les sols très anthropisés sont définis comme des Anthrosols dans le Référentiel Pédologique Français (Baize et Rossignol, 1995). Le vocable d'Anthrosols regroupe les sols d'origine naturelle tellement transformés par des processus anthropo-génétiques que le solum originel n'est plus reconnaissable ou bien a acquis de nouvelles morphologies et propriétés qui ne permettent plus son rattachement à d'autres références (Anthrosols transformés) et des sols au sens plus large entièrement fabriqués par l'homme, suite à des apports de matériaux terreux (Anthrosols reconstitués) ou artificiels (Anthrosols artificiels) (Baize et Rossignol, 1995). Un ensemble de qualificatifs relatifs à l'anthropisation sont utilisés pour préciser et compléter les trois références ainsi distinguées. Les Anthrosols hortiques sont par exemple des sols très anthropisés qui sont le support de productions végétales à vocation alimentaire (Schwartz, 1993). Dans la classification française, le critère d'acceptabilité d'un matériau en tant que sol est déterminé par sa capacité ou son potentiel à être support de végétation. De ce fait, les substrats présentant un obstacle physique (scellement par exemple) ou chimique (teneurs trop élevées en polluants par exemple) au développement des plantes sont considérés comme des non sols.

Dans une nouvelle édition à paraître, le Référentiel Pédologique va évoluer et devrait englober notamment la notion d'« Anthrosol construit » par l'Homme, à partir de matériaux techniques (Schwartz, communication personnelle).

3.3. La classification internationale des sols fortement anthropisés

En ce sens, la WRBSR (World reference base for soil resources) (IUSS, 2006) propose une vision plus large à travers les Anthrosols et surtout la création d'un nouveau groupe de référence, les Technosols (Rossiter, 2004 ; Rossiter, 2005 ; Lehmann, 2006). Cette proposition a émergé de plusieurs travaux mettant en évidence, d'une part la nécessité de prendre en considération les surfaces fortement modifiées par l'Homme, d'autre part la position privilégiée des pédologues pour étudier ces objets dont le fonctionnement, les propriétés et l'évolution sont proches des sols. Les Technosols sont des sols dont les propriétés et la pédogenèse sont dominées par leur origine technique, c'est à dire anthropique. Ils se caractérisent soit par de fortes quantités de matériaux artificiels (définis comme des artefacts) soit par un scellement anthropique en surface ou en profondeur (IUSS, 2006). Pour la première fois, des couches de matériaux présents sur des surfaces occupées par des décharges, des terrils miniers, des stockages de déchets ou sous-produits et des voies de communication sont appréhendées comme des sols.

3.4. Proposition de définition du sol

Dans le contexte de cette thèse, la définition du sol que nous nous proposons d'adopter est la suivante : L'interface entre l'atmosphère, la biosphère et la lithosphère capable d'assurer les fonctions essentielles de support de végétation, échange/filtre et support de biodiversité et soumise à des processus d'évolution pédologique.

4. Evolution pédogénétique des sols très anthropisés

4.1. Définition de la pédogenèse

Les trois processus fondamentaux de la pédogenèse des sols naturels sont l'altération des roches, l'incorporation de matières organiques et les mouvements de matière intervenant à l'état soluble, pseudosoluble ou à l'état de suspensions (Duchaufour, 1983). Des adaptations de la définition d'altération - en particulier - sont cependant nécessaires, depuis l'origine du terme « weathering » qui décrivait les premiers stades de l'évolution des roches et leur passage d'un état massif à un état clastique sous l'effet du climat (Polynov, 1937), pour pouvoir englober également les phénomènes de dissolution/altération des minéraux. En ce sens la définition, plus générale, de la pédogenèse donnée par Simonson (1959), qui décrit l'évolution pédogénétique comme un ensemble de processus d'additions, de pertes, de transformations ou de translocations subi par un matériau *in situ*, décrit mieux la réalité plus contrastée que recouvrent actuellement les objets d'étude de la Science du Sol.

A l'origine de la formation d'un sol, le substrat en place n'est la plupart du temps pas en équilibre avec les conditions qui règnent dans le milieu superficiel. Le matériau parent évolue donc obligatoirement en donnant naissance à un nouveau matériau, une nouvelle interface : le sol. La nature de la pédogenèse dépend de trois éléments (Robert, 1970 ; Pedro, 1994) :

- la nature du substrat de départ (conditions *lithologiques*)

- la nature des réactifs d'attaque : composition, état de dissociation ionique, pH, concentrations (conditions *physico-chimiques*)
- la valeur des paramètres réglant l'équilibre thermodynamique : température, pression, vitesse de circulation des solutions selon le débit (pluviosité) et/ou la granulométrie... (conditions *thermohydriques*)

Ce système d'évolution caractéristique des sols peut ainsi s'écrire sous la forme d'une équation, ici adaptée à la phase minérale (Figure 3).

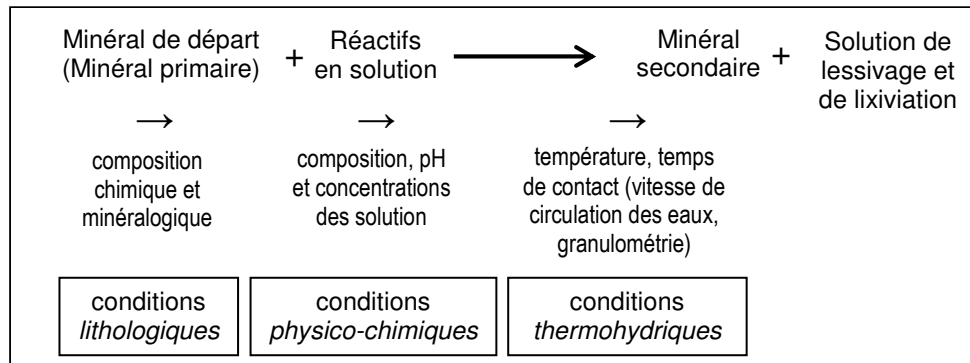


Figure 3 : Equation générale représentant le système d'évolution de la fraction minérale dans les conditions superficielles (Pedro, 1994)

L'ensemble des processus pédogénétiques aboutit progressivement à la différenciation d'horizons, correspondant à l'appauvrissement ou l'accumulation relative de composants comme la matière organique, les argiles, les carbonates ou les oxydes (Scholtus, 2003). Ces processus sont eux-mêmes déterminés par les facteurs écologiques. Ceci peut s'exprimer par la trilogie :

écologie → processus pédogénétiques → caractères du profil (Duchaufour, 1983)

Compte tenu de l'évolution permanente des facteurs écologiques, ces mécanismes réactionnels sont bien entendus dynamiques (Mathieu et Pieltain, 1998). Leurs cinétiques dépendent directement de l'équilibre entre le sol et son environnement (climat, végétation, faune, micro-organismes) appelé climax (Buol *et al.*, 1989).

4.2. Paramètres de la pédogenèse des sols très anthropisés

Considérant, comme nous l'avons évoqué (chap. 1.2.4.), que les sols très anthropisés sont des systèmes situés à l'interface des autres compartiments de l'écosystème et que leur fonctionnement est comparable aux sols naturels, des interactions se créent avec la biosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère qui engendrent leur évolution. La nature des sols fortement anthropisés doit être étudiée afin de déterminer le champ des analogies et des différences entre les connaissances de la pédologie classique et celle adaptée aux sols artificiels.

4.2.1. FACTEURS DE FORMATION

De fait, les principales différences entre sols naturels et sols artificiels sont à chercher dans la nature, les propriétés bio-physico-chimiques et la disposition, soit des matériaux parents techniques (potentiellement différents des substrats géologiques), soit des sols naturels modifiés de manière drastique à la suite d'actions de

l'Homme (chap. 1.2.). Les différences entre sols très anthropisés et sols naturels se situeraient donc essentiellement dans ce que Jenny (1941) a appelé les facteurs passifs de formation des sols. Ils sont représentés par les constituants du système et les conditions qui l'affectent, comme la nature des matériaux parents, la topographie et l'âge du système. Par opposition, la nature des facteurs actifs de formation des sols qui fournissent l'énergie au système et constituent les initiateurs des processus pédogénétiques peut être considérée comme identique dans les deux cas, même si leur intensité peut varier en fonction du niveau d'anthropisation du système. Ce sont les éléments des autres compartiments de l'écosystème : la biosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère.

En d'autres termes, alors que les moteurs de l'évolution (facteurs écologiques) sont en première approximation les mêmes, les conditions lithologiques, physico-chimiques et thermo-hydriques peuvent présenter des caractères originaux ou extrêmes jamais rencontrés dans les substrats et les sols naturels.

4.2.2. CONDITIONS LITHOLOGIQUES

De par la nature et la diversité des activités anthropiques en liaison directe ou indirecte avec le sol, la nature des matériaux parents ou des artefacts d'origine technique est très variable. Il est ainsi possible d'identifier les différentes classes de matériaux parmi les plus représentatifs de ces sols (Hiller, 2000 ; Panhwar, 2000 ; Payet, 2001 ; Séré *et al.*, 2003 ; Lorenz et Kandler, 2005 ; Lefort *et al.*, 2006) :

- matériaux de construction (*e.g.* gravier ou sable transportés, roches taillées ou broyées, brique, béton, ciment),
- produits et sous-produits industriels (*e.g.* charbon, charbon de bois, poussière de charbon, coke, cendres, mâchefers, résidus de combustion ou de pyrolyse de matières organiques et/ou de matières fossiles, stériles),
- déchets urbains (*e.g.* plastiques, déchets ménagers, déchets verts, boues d'épuration),
- déchets agricoles (*e.g.* résidus d'élevage),
- matériaux divers (*e.g.* débris métalliques, sédiments, boues de curage).

De manière générique, il a déjà été souligné que les sols fortement anthropisés présentent fréquemment des pH élevés (Lefort, 2006) traduisant souvent leur nature carbonatée, en particulier dans le cas des matériaux de construction (Lemaire et Rossignol, 1999). Les minéraux du groupe de la calcite (CaCO_3), de la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) mais également du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) se retrouvent ainsi dans les matériaux anthropiques sous un état peu ou pas altéré. La même logique laisse à penser que les sols fortement anthropisés peuvent contenir des minéraux issus de procédés anthropiques, rarement rencontrés dans les sols naturels.

Par ailleurs, il ressort également que ces matériaux contiennent des quantités ponctuellement importantes de carbone organique, présentant des niveaux d'aromaticité en moyenne plus élevés que la matière organique des sols naturels (Beyer *et al.*, 1996 ; Lorenz et Kandler, 2005).

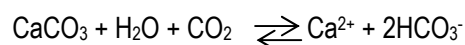
4.2.3. CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES

Les conditions physico-chimiques de l'altération et de la pédogenèse dépendent avant tout des réactifs présents dans les solutions aqueuses d'origine pluviale qui arrivent au contact des roches. Ces réactifs peuvent être ainsi, soit d'origine atmosphérique (par exemple : O₂, CO₂) soit d'origine lithosphérique résultant de la dissolution de constituants solubles (par exemple : NaCl, CaCO₃, CaSO₄) ou des réactions d'altération (par exemple : SiO₂, cations basiques), soit enfin d'origine biosphérique (en milieu aérobie principalement le gaz carbonique et les acides organiques hydrosolubles) (Pedro, 1964).

Des caractères lithologiques, associés à des conditions chimiques extrêmes (notamment le pH ou le potentiel d'oxydo-réduction) propres aux sols très anthropisés peuvent induire l'apparition de réactifs agressifs. Par ailleurs, ces sols présentent fréquemment de fortes variabilités horizontales et verticales, engendrées par des superpositions de matériaux aux propriétés contrastées, qui induisent des interactions particulières entre les réactifs issus des horizons ou couches supérieures et les matériaux constitutifs des horizons ou couches inférieures.

A l'opposé, la présence fréquente de minéraux de la famille de la calcite, de la dolomie et du gypse constitue un élément fort de compétition entre réactions chimiques. En effet, ces minéraux ont des structures alternant les cations comme Ca²⁺ ou Mg²⁺ avec des complexes anioniques comme SO₄²⁻ ou CO₃²⁻. Les liaisons entre les cations et les anions sont majoritairement ioniques. Pour cette raison, ces minéraux sont parmi les moins durs et les plus solubles des constituants minéraux des sols. Ils s'altèrent facilement par des facteurs physiques ou chimiques (Dixon et Weed, 1989). Ils ont par exemple une solubilité forte à modérée à H₂O qui leur permet de s'altérer facilement (Équation 1) et de reprécipiter à d'autres endroits et éventuellement sous d'autres formes.

Équation 1 : Réaction de décarbonatation



A cet égard, la présence de calcaire actif au sein d'un profil est en effet un frein vis à vis des processus d'altération, le calcium empêchant la libération du fer ou du manganèse et favorisant la floculation des argiles (Dutil, 1994). De plus, les processus d'humification sont également ralentis par l'action du carbonate de calcium, comme cela est observé dans les milieux carbonatés naturels (Duchaufour, 1983).

4.2.4. CONDITIONS THERMOHYDRIQUES

En ce qui concerne les conditions de pression et de température dans les sols très anthropisés, peu d'éléments permettent, dans les conditions actuelles, d'évaluer aussi bien les gammes de valeur qu'elles peuvent prendre que l'influence qu'elles pourraient avoir sur les processus d'évolution. En effet, même si nous avons pu souligner une tendance à l'augmentation des régimes de température et d'albédo (chap 1.2.3.2.), ce domaine n'a pour l'instant que très peu fait l'objet de recherches (Latacz, communication personnelle).

Par contre, la vitesse de circulation des solutés dans les sols fortement anthropisés est un paramètre qui a fait l'objet de nombreuses études et qui conditionne fortement la nature et la cinétique des processus. De par leurs

valeurs extrêmes de densité apparente (Morel *et al.*, 2005), du fait de l'existence de structures particulières (finement divisée, particulaire, massive ou imperméable) (Baumgartl, 1998 ; Schleuß *et al.*, 1998), mais également, encore une fois, à cause des hétérogénéités de constitution au sein d'un même profil de sol, les écoulements au sein des sols fortement anthropisés diffèrent de la norme des sols naturels. Considérant essentiellement les transferts verticaux, trois scénarii contrastés et schématiques peuvent être envisagés : i) un sol à texture grossière, particulièrement filtrant, au sein duquel la surface d'échange sera importante, avec des temps de contact faibles ii) un sol partiellement scellé en surface au sein duquel les écoulements seront extrêmement limités (Nehls *et al.*, 2007) iii) un horizon de sol présentant une alternance de couche(s) filtrante(s) et de couche(s) scellée(s), dans ce cas, le sol présentera en quasi permanence une nappe perchée (Figure 4).

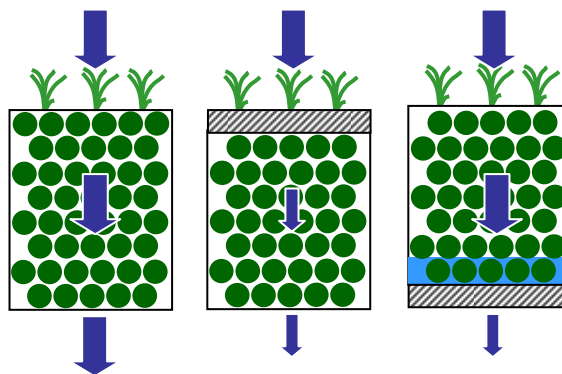


Figure 4: Schémas d'écoulement dans trois scénarii contrastés de sols très anthropisés

Le constat qui en découle est que, bien plus encore que dans les sols naturels, la prise en compte du mode d'écoulement des solutés dans les sols fortement anthropisés est un paramètre essentiel dans la compréhension de leur évolution. En effet, comme le font remarquer Schwartz *et al.* (2005) la présence de scellement en surface ou en profondeur va tellement influencer le fonctionnement du sol que ce critère domine presque tous les autres. Ceci justifie que ce paramètre soit le premier à prendre en compte dans l'étude des sols fortement anthropisés, d'autant qu'il aura un impact important sur la nature des mécanismes réactionnels. Les réactions à cinétique rapide seront favorisées dans les sols où l'eau circule facilement ; des conditions réductrices pourront apparaître dans les sols présentant un horizon à faible perméabilité en profondeur ; la réactivité chimique des sols scellés en surface sera globalement très faible (Burghart *et al.*, 2004).

4.3. Processus pédogénétiques dans les sols fortement anthropisés

La formation d'un profil résulte de la différenciation morphologique et analytique de strates à partir d'un matériau d'origine placé dans des conditions écologiques données (Jenny, 1941). En ce sens, il apparaît que malgré l'origine artificielle des matériaux parents des sols fortement anthropisés, ils subissent également des évolutions aboutissant à la formation de profils différenciés (Jocteur-Monrozier, 1973 ; Payet, 2001 ; Séré *et al.*, 2003), même si certains sont initialement constitués de couches d'origine et de nature différentes (par exemple les bassins de décantation) (Schwartz *et al.*, 2001). L'analogie avec les sols naturels est de ce point de vue évidente.

4.3.1. NATURE DES PROCESSUS

A notre connaissance, les processus impliqués dans la formation et l'évolution des sols très anthropisés n'ont pas encore été abordés de manière spécifique au sein de la communauté de Science du Sol. D'après la connaissance acquise par ailleurs sur la composition des sols très anthropisés, il semble que la nature des processus soit dans une large mesure comparable aux sols naturels. Cependant, les conséquences de la présence de matériaux purement techniques (e.g. plastiques, mâchefers ou déchets ménagers), sur l'évolution des sols et la nature des processus restent à explorer (El Khalil *et al.*, 2006).

4.3.2. HIERARCHISATION DES PROCESSUS

Yaalon (1971, *in* Chadwick et Chorover, 2001) propose la hiérarchisation suivante des mécanismes en fonction de leur rapidité pour les sols naturels :

- évolution rapide (1 à 10^2 ans) de propriétés qui répondent à des forces externes comme la teneur en matières organiques, la redistribution des sels, des argiles et des sesquioxydes au sein du profil,
- évolution lente (10^2 à 10^3 ans) de propriétés comme la formation d'horizon d'accumulation d'argiles, de fer ou de carbonates,
- évolution sur de longues périodes de temps (10^4 à 10^6 ans) entraînant l'apparition et l'accumulation importante de phases secondaires ou d'altération profonde de minéraux solubles laissant la place à un résidu presque inerte constitué largement d'oxydes de fer et de kaolinite.

4.3.3. CINÉTIQUE DES PROCESSUS

En ce qui concerne la cinétique de l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés, il apparaît que deux forces s'opposent. La présence, voire la prédominance de minéraux carbonatés dans ces sols constitue un frein à certains processus comme l'évolution de la matière organique ou l'altération des autres minéraux. Dans le même temps, il a été mis en évidence que les fortes discontinuités au sein des profils de sol ainsi que les caractéristiques des matériaux parents anthropiques et des artefacts constitutifs de ces sols - surface spécifique importante, éléments aux propriétés physico-chimiques extrêmes et très peu altérés – contribuaient à une réactivité très forte. En effet, compte tenu du caractère anthropique des matériaux constitutifs, ils se trouvent en situation de déséquilibre marqué avec le milieu naturel. De ce fait, la réponse chimique interne aux facteurs d'évolution environnementaux (Chadwick et Chorover, 2001) de ces sols connaît forcément une intensité remarquable.

Ce déséquilibre initial entre les matériaux constitutifs du sol et l'environnement semble être le paramètre dominant dans le contrôle de la cinétique des mécanismes réactionnels qui interviennent dans les sols. Ainsi, l'état d'énergie élevé de ces systèmes constitués de phases minérales et organiques en déséquilibre fort avec les conditions environnementales globales engendre une évolution plus rapide des systèmes artificiels par rapport aux sols naturels.

4.3.4. BILAN

En théorie, si la vitesse d'évolution générale des sols très anthropisés est accélérée par la nature et l'agencement même de ses constituants et par le forçage naturel imposé par les conditions environnementales sur ces systèmes, rien ne laisse cependant penser que la hiérarchisation des réactions élémentaires soit différente. La spécificité de ces sols semble donc devoir s'inscrire, non pas, par exemple, dans l'ordre d'altération des différentes phases minérales constitutives (sels > carbonates > oxydes métalliques > alumino-silicates) analogue aux sols naturels, que dans la vitesse, particulièrement rapide, à laquelle ces réactions interviennent. Cependant, la présence de matériaux d'origine purement anthropique, éventuellement présents dans ces sols peut modifier cet ordre de manière imprévisible. Ces aspects n'ont pour l'instant jamais été étudiés à notre connaissance.

4.4. Chronoséquence des sols très anthropisés

Ainsi, il apparaît que le déséquilibre fort entre facteurs de formation actifs et passifs engendre une cinétique rapide d'évolution. Comment définir, dans ces conditions, la nature de l'état d'équilibre prévisible entre les sols très anthropisés et leur environnement ?

4.4.1. DEFINITION D'UN ETAT D'EQUILIBRE ?

La double trajectoire entre l'évolution pédologique du matériau parent et la succession phytosociologique aboutit à un équilibre stable caractérisant aussi bien la végétation que le sol, désigné par le terme climax (Duchaufour, 1983). Cette évolution vers l'équilibre qui est progressive, se traduit par des équilibres provisoires successifs et s'exprime par la différenciation en horizons du sol et la colonisation végétale par différentes espèces.

De ce point de vue, le cas des matériaux pédologiques ou géologiques exposés de manière très rapide ou inhabituelle naturellement (roches volcaniques, éboulis, moraines) ou suite à des activités humaines (exploitation minière, carrière) est éclairant. Ainsi, les substrats minéraux bruts non évolués (classe des Regosols) (IUSS, 2006), faisant l'objet de végétalisation, peuvent constituer des analogues intéressants des sols très anthropisés. En effet, leur état initial est loin de représenter un climax et ces substrats frais sont susceptibles de connaître une évolution rapide (Severson et Gough, 1983). Ces matériaux géologiques « frais », non altérés, qui étaient au préalable confinés à un environnement réducteur, biologiquement peu actif et sans circulation d'eau ou presque, se trouvent en fort déséquilibre avec les conditions de surface lors de leur excavation ou de leur remaniement (Scholtus, 2003). De ce fait, il est observé de fortes modifications de leur propriétés physiques et chimiques sur un laps de temps court (Roberts *et al.*, 1988 ; Severson et Gough, 1983).

Des matériaux d'origine géologique, pédologique ou anthropique placés dans un environnement différent de leurs conditions de formation subissent une transformation rapide, qui dans les premiers temps ne semble pas passer par des états d'équilibres successifs. Il est alors à considérer que le climax n'est pas un état qui puisse être décrit dans les premières phases de l'évolution des sols très anthropisés.

4.4.2. EXEMPLES DE CHRONOSEQUENCES DE SOLS ANTHROPISES OU TRES ANTHROPISES

Ainsi, l'étude d'un ancien site minier ayant fait l'objet d'une réhabilitation montre sur une chronoséquence de 50 ans, la nette différenciation d'un horizon A et le développement d'une structuration du sol (Schafer *et al.*, 1979). Par exemple, la construction de terrasses (terrassement, apport d'amendements) en montagne a des conséquences fortes non seulement sur la nature de la végétation mais également sur le sol (Scalenghe *et al.*, 2002). Les processus pédogénétiques sont en quelque sorte réinitialisés sans qu'un retour à un état d'équilibre – même différent de l'état initial - soit constaté durant les quelques années de suivi. Une acidification provoquée par l'évolution de la matière organique dans la partie supérieure du profil a, en particulier, engendré des phénomènes de transformation de la matière organique, de décarbonatation et de dissolution des minéraux magnésiens (Scalenghe *et al.*, 2002). L'exemple de l'évolution d'anciennes voies romaines constitue un autre exemple marquant. Dans l'étude du secteur d'Ecurey (Meuse), il a été mis en évidence une évolution bicyclique d'un Brunisol luvique sur lequel avait été installée, pendant la période gallo-romaine, une voie romaine constituée de pavés calcaires (Séré *et al.*, 2003). L'abandon de cette voie de communication il y a plusieurs centaines d'années et l'effet du couvert forestier environnant ont conduit à l'altération des pavés calcaires et au développement d'un sol superficiel (20 cm), de type Rendosol calcarique. Des évolutions similaires ont été constatées sur des sols de massifs forestiers lorrains situés en « zone rouge », particulièrement affectés par les combats durant la première Guerre Mondiale (Schwartz *et al.*, 2003). Les actions guerrières ont conduit à des déplacements, des mélanges et des superpositions de matériaux d'origine pédologique et géologique. Ceci a en particulier provoqué des phénomènes de recarbonatation des Calcisols locaux. Le re-développement d'un horizon organo-minéral de type mull carbonaté a été constaté et même, à certains endroits a bloqué l'évolution des sols à un stade proche d'un Rendosol. Enfin, dans un tout autre contexte la caractérisation d'un stockage de boues d'épuration urbaines végétalisées a pu mettre en évidence l'amorçage de processus d'évolution des boues après un à deux ans (Payet, 2001). L'action physique et chimique des végétaux (prélèvement d'eau, pénétration des racines, exsudation) et les évènements climatiques (alternance gel – dégel, évaporation, cycles humectation - dessiccation), en particulier, contribuent à la différenciation des profils de boues urbaines. L'apparition de différents horizons est mise en évidence par la variabilité de composition et de propriétés physico-chimiques qui démontrent des processus de minéralisation des matières organiques et de structuration de ces matériaux organiques, c'est à dire les premiers stades d'une pédogenèse.

De manière plus prospective, des travaux ont été menés sur la végétalisation de matériaux géologiques excavés (argilites du callovo-oxfordien) (Scholtus, 2003) et sur des résidus de production de soude en lagune (Jocteur-Monrozier, 1972). Dans les deux cas, ces études concluaient non seulement à une évolution initiale très rapide des matériaux parents, mais suggéraient également une certaine convergence de la pédogenèse de ces sols fortement anthropisés vers des chronoséquences de type sols naturels. Les argilites devant s'inscrire à terme dans une séquence évolutive « sols carbonatés – sols brunifiés » (Scholtus, 2003) et les boues résiduaire de soude s'approchant, dans un délai d'évolution court, d'une évolution de type sol de colluvium crayeux (Jocteur-Monrozier, 1973).

5. Prédiction, simulation et modélisation de l'évolution pédogénétique

5.1. Pédologie prédictive

La démarche de pédologie prédictive repose sur l'hypothèse de l'existence d'analogies fortes entre des sols évolués à partir de matériaux parents identiques sous des conditions bioclimatiques similaires. C'est ce qu'exprimait Jenny (1941) en indiquant que pour une combinaison donnée « climat / nature des organismes vivants / topographie / matériau parent / durée d'évolution », il n'existe qu'un seul type de sol. Cette approche permet de proposer des scénarii d'évolution future possible de sols ou de matériaux parents. Cet outil issu de la pédologie fondamentale a pour l'instant été appliqué à l'étude de l'évolution de la fertilité de matériaux géologiques excavés végétalisés (Scholtus, 2003) et à la prédiction de la dynamique d'éléments radioactifs dans des sols calcaires lors d'un refroidissement climatique (Maillant, 2005).

La méthodologie adoptée pour des études de pédologie prédictive est la suivante (Scholtus, 2003 ; Maillant, 2005) :

- identification des propriétés initiales du matériau parent ou du sol d'étude,
- identification des conditions environnementales (climat, biologie, topographie) initiales et des conditions visées par l'étude,
- recherche de sols naturels analogues (propriétés similaires) situés dans les conditions bioclimatiques visées,
- identification des propriétés des analogues retenus,
- proposition de scénarii d'évolution pédogénétique potentielle du matériau parent ou du sol d'étude, en considérant que son évolution pourrait suivre celle des analogues,
- formalisation des hypothèses d'étude et mise en évidence des limites de la démarche.

Les limites globales de cette approche sont principalement inhérentes à la difficulté de trouver des sols analogues ayant évolué suffisamment longtemps sous les conditions bioclimatiques visées par l'étude. Par ailleurs, la pédogenèse reste un processus dynamique et les scénarii proposés ne correspondent qu'à des stades d'évolution temporaires au sein d'une chronoséquence (Scholtus, 2003) sans pouvoir évidemment prendre en compte l'effet d'une anthropisation brutale.

5.2. Accélération de l'évolution pédogénétique en conditions contrôlées

5.2.1. NAISSANCE DE LA PEDOLOGIE EXPERIMENTALE

La prédiction des conditions d'évolution pédogénétique des sols sur de longues périodes de temps est un gageur de la Science du Sol. Ce type d'approche a été développé par les travaux de Pédologie Expérimentale qui, en raison de la lenteur des phénomènes chimiques et minéralogiques en conditions naturelles, avaient fait le choix de développer des dispositifs en conditions contrôlées au laboratoire (Hénin et Bertremieux, 1948 ; Pedro, 1964). La Pédologie Expérimentale s'était donc fixée comme objectif d'être capable *in vitro* et à partir de substrats géologiques naturels de simuler, en l'accélégrant, l'altération des minéraux, en utilisant des modèles

expérimentaux reproduisant le cycle de l'eau dans la nature (considéré comme facteur majeur d'évolution). Le problème posé par l'accélération des phénomènes est essentiellement constitué par le fait que l'intensité des différents facteurs mis en œuvre soit pour le moins inhabituelle dans des conditions climatiques naturelles. Cette difficulté a été partiellement surmontée par la comparaison des sols artificiellement évolués avec des sols naturels. En effet, l'existence d'analogues naturels ayant évolués en conditions réelles à partir de matériaux parents géologiques similaires constituait la meilleure évaluation de la justesse des résultats obtenus.

5.2.2. DEVELOPPEMENT DE LA PEDOLOGIE EXPERIMENTALE

Cette démarche a donc été appliquée sur des substrats granitiques, micacés et calcaires (Pedro, 1964 ; Robert, 1970 ; Durand et Dutil, 1971). Une complexité croissante a été progressivement prise en compte en jouant tout d'abord uniquement sur les conditions hydrodynamiques et thermiques (Pedro, 1964), puis sur l'utilisation mesurée de cations et de protons en solution (Robert, 1970), avant d'aller même jusqu'à tester l'effet de composés organiques modèles (Razzaghe-Karimi, 1974 ; Scholtus, 2003) et enfin en intégrant des alternances humectation / dessiccation (Jocteur-Monrozier, 1973). Les résultats de cette série d'expérimentations ont permis de mieux appréhender, en décomposant et en intégrant un aspect dynamique, la contribution de différentes réactions à l'évolution minéralogique des sols.

5.2.3. APPLICATION DES PRINCIPES DE LA PEDOLOGIE EXPERIMENTALE A UN SUBSTRAT ARTIFICIEL

S'inspirant de cette démarche expérimentale, Jocteur-Monrozier (1973) a, pour la première fois, étudié la capacité d'évolution de matériaux anthropiques (boues de soudière) sans analogue historique. Cette étude menée en parallèle en conditions contrôlées et en conditions réelles a permis de mettre en évidence les transformations qui caractérisent les premiers stades de l'évolution de ces résidus de l'industrie de la soude. Les principaux mécanismes d'altération mis en évidence sont la dissolution des sels, une lente décarbonatation et une stabilité géochimique des minéraux alumino-silicatés et des oxydes métalliques, qui s'accompagne néanmoins d'un changement d'état du fer.

Ces travaux, qui demanderaient à être confirmés sur d'autres types de substrats artificiels, a permis, d'une part, d'évaluer, au laboratoire et *in situ*, la rapidité des cinétiques des réactions et, d'autre part, de confirmer les analogies dans la hiérarchisation des mécanismes d'altération entre sols naturels et sols très anthropisés.

5.2.4. TRAVAUX ACTUELS SUR L'EVOLUTION PEDOGENETIQUE EN CONDITIONS CONTROLEES

Depuis, des travaux ont été conduits sur des dispositifs de même échelle, en conditions contrôlées, avec des objectifs plus appliqués. Ainsi, l'efficacité de fertilisants calciques et leurs effets sur l'équilibre des phases minérales présentes sur des sols forestiers reconstitués en colonnes a été évaluée (Ponette *et al.*, 1996). De la même manière, la qualité des percolats d'un ensemble de sols calcaires et calciques a pu être estimée à partir de tests en colonne et la dissolution des carbonates des sols, mesurée (Tatâr *et al.*, 2004). Citons également les recherches menées en conditions contrôlées au laboratoire, portant sur les conséquences de l'acidification des sols sur la minéralogie des sols (Dubiková *et al.*, 2002). Enfin, Scholtus (2003) a mené une étude sur un dispositif de chromatographie éluvo-frontale (Roussel, 2001) sur des argilites afin de simuler l'altération subie par un

substrat géologique excavé, puis végétalisé. Utilisant notamment des exsudats racinaires synthétiques pour mimer l'action chimique des plantes, il a pu, grâce à ce dispositif expérimental, s'attacher au mieux à la compréhension de la dynamique de fonctionnement des milieux végétalisés. La première conclusion importante est, comme cela a déjà été évoqué, le fait que le faible degré d'altération de matériaux sédimentaires excavés ou remaniés confère à ceux-ci une forte réactivité lorsqu'on les place dans le contexte de la végétalisation. Par ailleurs, et bien que la nature carbonatée limite fortement la dissolution des silicates et des oxydes métalliques, des comparaisons avec des sols naturels analogues montrent également la rapidité de l'évolution prévisible de ce substrat en conditions réelles.

Les différentes recherches présentées illustrent la pertinence, toujours actuelle, de l'approche expérimentale qui consiste à accélérer en conditions contrôlées l'altération de matériaux parents et d'effectuer en parallèle l'aller-retour avec la réalité de l'évolution en conditions réelles. Cette démarche constitue de plus un puissant outil pour identifier et quantifier les processus physico-chimiques qui sont responsables de cette évolution. En ce sens, ils peuvent constituer un premier pas vers la modélisation de la pédogenèse.

5.3. Modélisation de la pédogenèse

Jenny (1941) a été le premier à proposer le développement d'une approche de modélisation de la pédogenèse. Son modèle quantitatif, basé sur une approche empirique de description de terrain, aborde l'évolution des sols comme une fonction de facteurs d'état indépendants : climat, organismes vivants, topographie, matériaux parents et temps. Cette démarche a abouti à des systèmes d'équations permettant de décrire l'évolution de chacun de ces facteurs de formation pris séparément, les autres étant constants. Ce travail, innovant à l'époque, qui se présentait comme une alternative systémique à l'approche de classification des sols, présente de fait des limites de résolution numérique des équations que son auteur espérait pourtant voir soulever avec les progrès de la science (Hoosbeek et Bryant, 1992).

Depuis, dans un souci de simplification, deux grands types de modèles ont été développés intégrant une complexité plus ou moins grande, en terme de processus pédogénétiques pris en compte, à des échelles de temps et d'unité pédologique différentes, pour finalement répondre à des problématiques différentes.

5.3.1. TRANSPORT REACTIF

Pour répondre à certaines questions environnementales, des modèles de transport réactif sont appliqués afin de prévoir, par exemple, le transfert d'éléments sensibles ou polluants depuis le sol vers le milieu environnant (Hormann et Kirchner, 2002 ; Belot *et al.*, 2005). Ce type d'approche, en couplant des modèles de flux hydrique avec des codes géochimiques, permet d'appréhender l'évolution d'un système sol à l'échelle du profil, en une dimension et sur des périodes de temps courtes (< 100 ans).

Ces outils sont progressivement adaptés à l'étude de la pédogenèse (Hoosbeek et Bryant, 1994 in Minasny *et al.*, 2006 ; Jacques *et al.*, 2006). Ils présentent en effet l'intérêt d'intégrer une beaucoup plus grande complexité dans la prise en compte des processus pédogénétiques actifs. Fonctionnant sur le principe d'ajout progressif de

modules - tels que la dissolution de minéraux, l'échange d'ions, l'adsorption, la spéciation, la complexation, la précipitation, la décomposition de la matière organique, les mouvements d'eau et de solutés, le transport de gaz et de chaleur ou encore la bioturbation – à des structures de modèle existants, ils peuvent permettre de rendre compte de l'évolution des sols (Scholtus, 2003 ; Brantley et Ketchum, 2006 ; Jacques *et al.*, 2006 ; Minasny *et al.*, 2006).

Le succès du couplage de modèles de transfert de solutés et de codes géochimiques se trouve cependant aujourd'hui contraint par les limites mathématiques qui ne permettent de valider cette approche qu'en une seule dimension. De plus, le développement et l'amélioration progressifs des modules constitutifs sont nécessaires pour progresser. Plus fondamentalement, si ces démarches permettent de prédire le comportement dynamique des éléments constitutifs d'un profil de sol – à condition qu'il soit décrit initialement de manière très précise -, elles ne sont toutefois pas plus capables de modéliser la pédogenèse d'un sol depuis un matériau parent, que d'expliquer la différenciation d'horizons distincts au sein d'un sol au cours de son évolution.

5.3.2. BILANS DE MATIERE / GEOMORPHOLOGIE

Dans le champ d'étude de la géologie et en particulier de la géomorphologie, des modèles mécanistes basés sur des bilans de matière ont été développés (Minasny *et al.*, 2006). Ils s'attachent à l'étude des sols, à l'échelle de la toposéquence, pour décrire l'évolution de paysages sur de longues durées (échelle de temps pédologique). Pour parvenir à résoudre les équations complexes décrivant la pédogenèse, le système est souvent simplifié pour ne prendre en compte que trois processus majeurs : i) formation de sol à partir de l'altération physique de la roche mère, ii) perte de matériaux par altération chimique et iii) transport de particules par érosion (Brimhall, 1985 ; Himsath *et al.*, 1997 ; Minasny et McBratney, 1999 ; Minasny et McBratney, 2001 ; Minasny *et al.*, 2006). Cette simplification permet donc de proposer des modèles d'évolution en deux ou trois dimensions du relief de bassins versants entiers. Ces méthodes sont basées sur les valeurs d'altération physique et chimique mesurées par ailleurs sur des gammes de différents matériaux parents, pondérées notamment par l'épaisseur du sol en place et sur des équations de transport et d'érosivité des sols. Les paramètres d'entrée de ce type de modèle peuvent donc être (Minasny et McBratney, 1999) :

- l'épaisseur du sol à un temps t ,
- la diffusivité à l'intérieur du sol,
- la densité du sol,
- la densité du matériau parent,
- l'altérabilité du matériau parent.

Des outils plus détaillés sont en développement, qui font le choix de restreindre leur champ d'application. C'est le cas du modèle développé par Salvador-Blanes *et al.* (2006) qui permet de prendre en compte des processus comme la bioturbation et l'évolution de la fraction granulométrique, de la minéralogie et de la porosité des sols, mais en une seule dimension, selon l'axe vertical. Un effort est porté dans le sens de l'intégration d'une plus grande complexité à l'échelle du paysage par les travaux de Sommer (2006) pour intégrer les transports en phase solide, liquide et gazeuse.

6. Synthèse et problématiques

Les sols fortement modifiés par l'Homme ont une place de plus en plus importante, tant au niveau des superficies concernées que par le rôle qu'ils jouent dans notre environnement direct en tant que support privilégié des activités humaines (Morel *et al.*, 2005 ; Schwartz, 2006). Par voie de conséquence, ils constituent un champ d'étude nouveau pour la Science du Sol, vaste et largement inexploré (Burghardt, 1994). Par ailleurs, la prise de conscience de la vulnérabilité des sols (Robert et Ruellan, 2003) aboutit à des efforts de préservation ou de restauration de leur qualité. Par conséquent, l'anthropisation qui affecte les sols se décline aujourd'hui selon un cycle de dégradation de leur qualité, puis de remise en état de leurs fonctions fondamentales. Il est apparu de cette synthèse bibliographique que les mécanismes et les actions élémentaires à l'origine de l'altération de la qualité des sols, ainsi que leurs conséquences immédiates sur leurs propriétés et leur fonctionnement font l'objet de nombreuses recherches. Par ailleurs, de nombreuses avancées technologiques, basées sur le génie écologique et le génie environnemental, ont permis l'émergence de techniques et de procédés capables d'assurer la dépollution et l'augmentation de la fertilité des sols, tout en encourageant la revégétalisation. Néanmoins, ces techniques présentent, d'une part, un certain nombre de limites qui appellent le développement d'une approche plus centrée sur la qualité du sol et, d'autre part, l'évolution de ces sols restaurés a été très peu étudiée. Pourtant le succès durable des technologies de réhabilitation et de remise en état des sols dégradés passe par une connaissance approfondie des processus d'évolution de ces systèmes très anthropisés dans la perspective d'assurer la remise en état de l'écosystème sol (Figure 5).

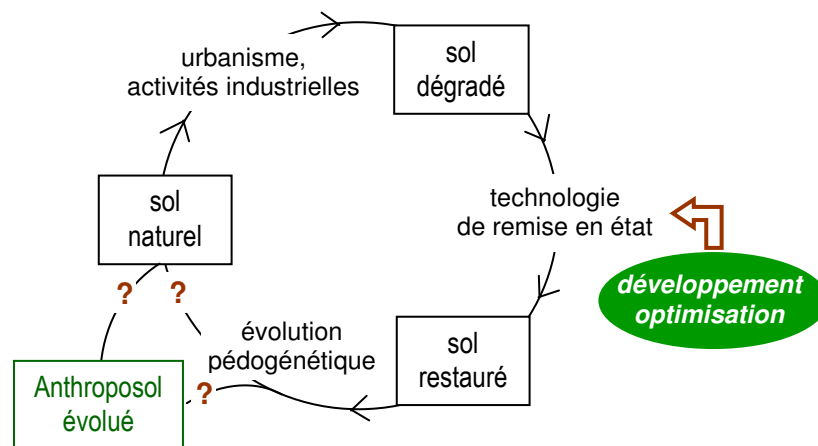


Figure 5 : Cycle dégradation / restauration de l'anthropisation des sols

Le développement et l'optimisation d'outils et de méthodes pour appréhender les sols restaurés, en particulier leur fonctionnement et leur pédogenèse, doivent être promus, autant pour leur description présente, que pour la prévision de leur comportement futur.

Pour cela, notre point de départ est la question de la transposabilité des méthodes et des connaissances de la pédologie des sols naturels à l'étude des sols très anthropisés. A partir de l'analyse du champ des

ressemblances et des différences entre sols naturels et sols artificiels, une première ébauche théorique de principes fondamentaux s'appliquant à ces sols peut être esquissée. Il apparaît ainsi qu'il existe des similarités fortes entre les constituants des matériaux parents géologiques et des matériaux parents artificiels – nonobstant l'existence de composants n'existant que dans les matériaux techniques –, alors que les différences sont à chercher en particulier dans les conditions thermo-hydriques et dans une moindre mesure physico-chimiques extrêmes des sols très anthropisés. Une hypothèse - à vérifier - consiste donc à énoncer le fait que la nature des processus pédogénétiques est dans une large mesure identique – ce qui veut bien dire que ce n'est pas systématique - dans les deux types de système, alors que la cinétique des réactions est en général plus élevée dans les sols très anthropisés.

Différents types d'approches contrastées sont utilisées pour prédire, simuler ou modéliser la pédogenèse des sols. Reposant sur des concepts et des outils différents, elles permettent de faire ressortir les grandes tendances de la pédogenèse d'un matériau parent ou d'un sol et d'appréhender finement les différents processus pédogénétiques. La mise en œuvre de ces démarches, en interrogeant cependant leur validité et leur pertinence, est indispensable pour appréhender l'évolution des sols très anthropisés, dont il n'existe pas de réels analogues historiques (à l'échelle des temps pédologiques).

Ce travail se propose d'aborder la problématique du fonctionnement et de l'évolution de sols très anthropisés par l'étude de l'exemple concret des sols construits comme modèle expérimental. Ceci se traduit par un ensemble d'objectifs et d'actions à mener qui vont structurer notre démarche :

- Utiliser les sols construits comme modèle pour l'étude des premiers stades de la pédogenèse de sols très anthropisés ;
- Développer et évaluer des outils permettant de simuler et/ou d'accélérer le fonctionnement et l'évolution de sols construits ;
- Définir un domaine de validité des protocoles analytiques, des méthodes de description et des grilles d'interprétation développés et utilisés sur les sols naturels pour les sols très anthropisés ;
- Développer un procédé de remise en état de sites dégradés centré sur la qualité du sol dans une optique de développement durable, c'est-à-dire poser les fondements d'une démarche de génie pédologique ;
- Évaluer l'efficacité de la remise en état d'un sol dégradé par construction de sol, à travers l'étude du fonctionnement et des fonctionnalités des sols construits ;
- Renseigner et alimenter le schéma d'intention du procédé de construction de sol à l'aide de déchets et sous-produits pour la remise en état de sols et sites dégradés (Figure 6) ;

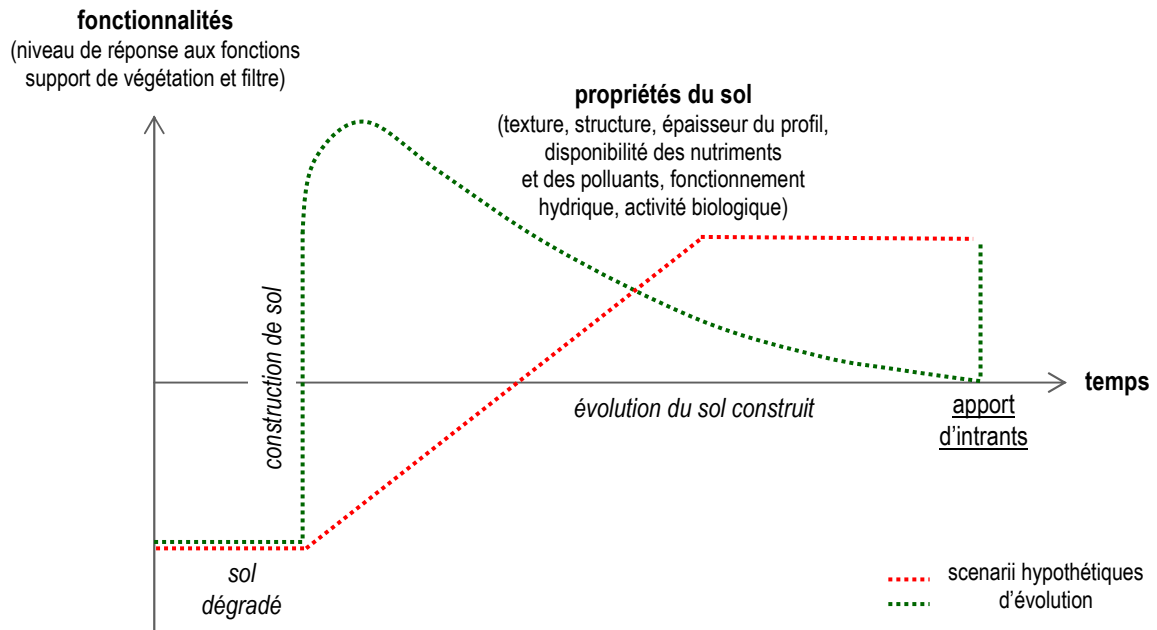


Figure 6 : Schéma d'intention du procédé de construction de sol

- Contribuer à la formalisation et à l'optimisation du procédé de construction de sol à l'aide de déchets et de sous-produits pour la remise en état de sites dégradés.

Préambule : travaux préliminaires sur sites historiques

Suivant la démarche de pédologie prédictive (chap 1.5.1) (Scholtus, 2003 ; Maillant, 2005), nous avons recherché des analogues historiques permettant, d'une part, d'orienter la composition des sols construits et, d'autre part, de proposer des scénarii d'évolution de matériaux parents techniques en conditions réelles.

Pour cela, trois sites de stockage de sous-produits papetiers ont été étudiés (Annexe 1). Une analyse de la colonisation végétale des sites et l'étude de différents profils sur les produits entreposés ont été effectuées. Les boues proviennent de la même station d'épuration et les configurations de stockage sont différentes sur les trois sites. Par conséquent, l'influence de plusieurs facteurs (durée et mode de stockage, topographie, présence ou absence de végétation) a pu être évaluée.

1. Réponse des sols très anthropisés étudiés en terme de fonctions élémentaires

Les observations et mesures effectuées sur des stockages de sous-produits papetiers montrent que ces matériaux sont aptes à assurer la plupart des fonctions d'un sol :

- milieu de croissance et de développement pour des végétaux,
- support d'ancrage des racines,
- sources d'éléments nutritifs,
- milieu de vie de la faune et de la flore.

Cependant, les questions relatives à la capacité des sous-produits papetiers à assurer d'autres types de fonctions subsistent. Ainsi, leur relative instabilité géomécanique est incompatible avec l'installation de constructions (bâtiments, routes, ponts). De plus, sur ces sites de stockage, des zones d'accumulation d'eau sont visibles et les profils de boue présentent, pour la plupart, des caractères d'hydromorphie. Il semble donc légitime de s'interroger sur l'aptitude de sols constitués de boue pure à assurer correctement le cycle de l'eau.

2. Facteurs et processus de la pédogenèse des Technosols étudiés

A la suite de ce travail, une réflexion a été menée sur la hiérarchisation dans le temps et en intensité des processus pédogénétiques qui interviennent au cours des premiers stades de la pédogenèse de matériaux techniques sous l'effet des facteurs environnementaux (Séré *et al.*, 2005).

De l'observation des différents sites de stockage présentés, certaines hypothèses sur les mécanismes d'évolution pédogénétique des sous-produits papetiers se dégagent (Figure 7) :

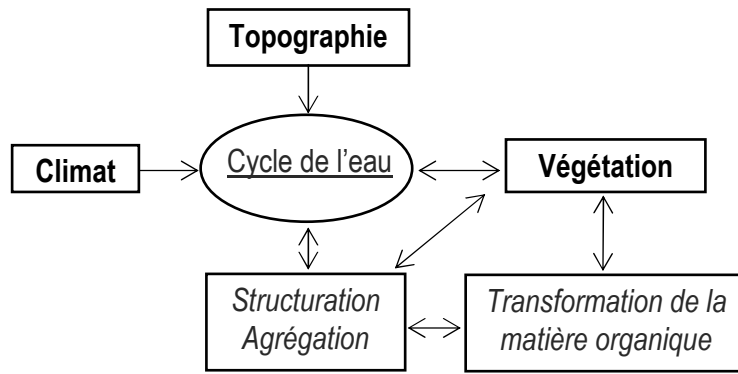


Figure 7 : Relations et mise en place des processus pédogénétiques

La topographie influence le cycle de l'eau sur les sites observés qui présentent un relief souvent accidenté (présence de points bas lieux d'accumulation d'eau, par exemple). Au sein des profils, ceci se traduit par des humidités variables, à profondeur égale, en différents points d'un même site.

Le facteur climat joue évidemment fortement sur le cycle de l'eau via la percolation d'eau de pluie. Cependant, la comparaison entre les stockages en plein air et le stockage confiné a également permis de mettre clairement en évidence un effet direct sur la structuration des sols à travers les cycles dessiccation / réhumectation et le contact des matériaux avec l'atmosphère.

La teneur en eau des sous-produits conditionne très clairement la colonisation végétale des sites, les végétaux ne pouvant pas se développer dans des matériaux trop saturés en eau. De plus, la présence de végétation, grâce au prélèvement de l'eau contenue dans les sous-produits, conditionne en retour le cycle de l'eau.

L'eau semble donc être un facteur majeur d'évolution des sous-produits papetiers sur ces stockages. En effet, les degrés d'évolution et de différenciation des horizons observés sont directement corrélés avec la siccité des sous-produits du profil. Les profils les plus évolués – en terme de structure surtout - sont situés dans les zones les moins hydromorphes (points hauts, zones bien drainées).

Au-delà de l'effet du prélèvement d'eau, les végétaux semblent accélérer la structuration et l'agrégation des sous-produits par l'effet physique de croissance des racines, l'exsudation de composés organiques (sucres, acides organiques, acides aminés) mais aussi par la stimulation de l'activité biologique qui favorisent la minéralisation de la matière organique contenue dans les sous-produits papetiers.

De manière globale, ces observations des premiers stades de l'évolution des sous-produits papetiers *in situ* semblent avoir mis en évidence des processus qui sont en premier lieu d'ordre physique (assèchement, structuration, augmentation de la porosité, agrégation) et dans une moindre mesure biochimique (transformation de la matière organique).

3. Acquis en terme de génie pédologique

En terme d'ingénierie, cette étude préliminaire a permis de mieux définir la capacité des sous-produits papetiers à être utilisés en construction de sol. Les résultats obtenus en terme d'analyse de la colonisation végétale des boues de papeterie démontre la fertilité de ces matériaux et leur aptitude à la végétalisation, qu'ils soient purs ou

en mélange. La forte proportion de matière organique minéralisable contenue dans le sous-produit papetier permettrait d'augmenter la fertilité de sols construits. Leur très forte capacité de rétention en eau (Séré, 2002b) assurerait des réserves en eau disponible pour les plantes. Les observations semblent enfin mettre en évidence la stabilité physico-chimique des sous-produits papetiers, même sur une période de 10 ans.

4. Fondements de la démarche de la thèse

L'ensemble de ce travail a débuté par l'observation de terrain, fidèle dans l'esprit à la démarche du pédologue, fruit de la recherche d'analogues historiques de matériaux techniques évolués en conditions réelles. En retour, ces acquis préliminaires ont constitué les bases qui nous ont permis d'avancer méthodologiquement, autant dans la validation des outils et des approches permettant d'étudier au mieux ces systèmes très anthropisés, que dans la constitution de sols construits fonctionnels ou dans la compréhension des stades précoces de l'évolution pédogénétique de matériaux techniques en conditions réelles.

Chapitre 2 - Matériels et Méthodes

1. Introduction

Afin de répondre aux questions posées, il apparaît que la première étape indispensable est la caractérisation de la composition et des propriétés des matériaux parents de sols construits. Ensuite, nous avons choisi de confronter des données obtenues en conditions réelles *in situ* et d'autres acquises en conditions contrôlées ou provenant de la comparaison avec des analogues naturels. C'est pourquoi, les expérimentations réalisées reposent aussi bien sur un dispositif pilote en conditions climatiques réelles que sur des tests en laboratoire permettant de simuler et d'accélérer l'évolution de sols construits.

2. Matériels

2.1. Présentation des matériaux parents

2.1.1. COMPOST DE DECHETS VERTS

Le compost utilisé est issu du compostage de déchets verts (par exemple : résidus de taille d'arbre, de tonte). Le compostage est un procédé de fermentation aérobie à haute température des déchets organiques, puis de maturation à basse température dans des conditions contrôlées. Le produit fini est un matériau stabilisé, hygiénisé et riche en humus. Le compost de déchets verts que nous avons utilisé est un produit normalisé NF 44-051, provenant de la plate-forme de compostage Barisien de Briey (54).

2.1.2. SOUS-PRODUIT PAPETIER

C'est un sous-produit d'épuration issu du recyclage du papier. Sa composition est d'ailleurs très proche du papier : i) une phase organique constituée essentiellement de cellulose et de lignine, ii) des agents de collage, comme l'alun (sulfate d'alumine) ou la colophane, iii) des charges minérales destinées à améliorer les qualités du papier, dont le carbonate de calcium, le kaolin, le talc, des sulfates. Les boues que nous avons utilisées sont des boues mixtes issues à la fois de traitements primaire (physique ou physico-chimique simple) et secondaire (biologique), provenant de la papeterie Matussière et Forest de Rambervillers (88). Aussi appelés boues de papeterie, les sous-produits papetiers sont classés dans la catégorie des déchets provenant de la production et de la transformation de papier, de carton et de pâte à papier (n° 03 03 05) (ADEME, 2002) et ne font pas partie de la catégorie des déchets dangereux.

2.1.3. TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

La terre industrielle provenant d'une ancienne cokerie, initialement polluée aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), a été criblée (< 5-10 cm) puis traitée par un procédé de désorption thermique basse température. Le procédé consiste en un chauffage à une température comprise entre 400 et 600°C qui permet la dégradation des polluants organiques, les fumées étant ensuite filtrées. Le matériau qui a été utilisé provenait du site de Homécourt (54) après traitement par la société Deepgreen. La terre industrielle traitée est classée dans la

catégorie des déchets provenant de la décontamination des sols et des eaux souterraines (n°19 13) par le Décret n°2002-540 du 18/04/2002 de l'Union Européenne (ADEME, 2002).

2.2. Présentation des substrats industriels

Quatre terres, prélevées dans les horizons de surface de sites industriels, ont été choisies pour leurs propriétés contrastées. Issues d'usages divers, ces terres ont des compositions différentes, mais présentent des pollutions métalliques semblables : cadmium (Cd), plomb (Pb) et zinc (Zn). Toutes ont été séchées et tamisées à 2 mm et ont fait l'objet d'une caractérisation (Tableau 3).

La terre M1 provient d'une mine polymétallique du sud de la France, fermée depuis 1972, où le Pb et le Zn étaient exploités ; des îlots de végétation, en particulier métalophytes, se sont développés (Reeves *et al.*, 2001). Le site est situé dans une zone à climat méditerranéen. La terre M2 est issue d'une mine polymétallique, encore en activité sous climat semi-aride, au Maroc où est exploité l'argent (Ag), le cuivre (Cu), le Pb et le Zn (Boularbah *et al.*, 2006a ; Boularbah *et al.*, 2006b). Le site ne possède plus qu'une végétation très clairsemée. La terre F est issue d'une fonderie de plomb, localisée dans le sud de la France, dans une région à climat océanique (Schwartz, 1993.). La végétation y forme des plaques, laissant des zones de sol nu. La terre B est issue d'un bassin de décantation de résidus d'une usine sidérurgique ayant produit différents types d'aciers spéciaux (Muller, 2005). Le site est localisé dans l'est de la France, en climat océanique à tendances continentales. Une végétation arbustive naturelle s'est développée sur la majorité du site, mais quelques zones restent très clairsemées.

Tableau 3 : Caractéristiques physico-chimiques des substrats industriels

Propriétés	Substrats industriels			
	terre M1	terre M2	terre F	terre B
pH _{eau}	6,4	4,1	5,3	8,5
CEC (cmol.kg ⁻¹)	4,3	n.d.	4,1	56,8
C _{organique} (g.kg ⁻¹)	20,5	0,8	19,4	37,3
CaCO ₃ total (g.kg ⁻¹)	664,5	n.d.	0,0	189,0
Cd _{total} (mg.kg ⁻¹)	61,8	57,0	7,1	187,0
Pb _{total} (mg.kg ⁻¹)	4840	7525	43309	32500
Zn _{total} (mg.kg ⁻¹)	10555	27000	130	63750

n.d. = non déterminé

2.3. Présentation des espèces végétales

Un mélange *Lolium perenne* var. Tove (ray-grass) et *Medicago sativa* var. Europe (luzerne) a été choisi. Ces espèces correspondent au mélange Poacées/Fabacées traditionnellement utilisé en revégétalisation.

Par ailleurs, la plante modèle *Miscanthus X giganteus* a également été étudiée. *Miscanthus* fait sa photosynthèse en C4, et est utilisée pour la production de biomasse à valorisation énergétique. Cette plante présente de forts potentiels de rendements (Lewandowski, 1998) évalués en France à 20 t MS.ha⁻¹ (ADEME, ITCF, 1998). Dans le cadre du programme national de recherche sur les bioénergies, *Miscanthus X giganteus* a été retenue comme l'espèce modèle parmi les cultures pérennes herbacées récoltées annuellement (PNRB, 2005).

3. Modalités de construction de sols

Quatre types de modalités de construction de sol sont testées (Figure 8) qui utilisent à la fois une matrice minérale, en l'occurrence un matériau produit ou présent sur site (terre industrielle traitée) et des matrices sources de matières organiques exogènes (compost de déchets verts, sous-produits papetiers). Les sols construits sont le résultat de la formulation de ces matériaux, de leur agencement en horizons superposés et de leur mise en place (Séré *et al.*, 2007). L'ensemble des sols présentés sont déposés sur le substrat en place (par exemple : roche mère, terre de remblais, fondations).

3.1. Modalité « Témoin »

La modalité I constitue un témoin de référence composé d'une couche de terre industrielle traitée de 0,60 m surmontée de 0,15 m compost. Cette technique reflète une pratique fréquente de reconstitution de sol et constitue une évolution simple par rapport aux pratiques de remblaiement/terrassement (Bacholle *et al.*, 2005).

3.2. Modalité « Profil élémentaire »

La modalité II est le profil élémentaire de sol construit et dont il représente une formulation de base. Il est constitué d'un horizon de croissance composé de compost (0,15 m) et d'un horizon de développement de mélange 50/50 en volume de sous-produit papetier et terre industrielle traitée (0,60 m).

3.3. Modalité « Eponge végétale »

La modalité III est un profil de sol construit avec une réserve en eau pour les végétaux ou « éponge végétale ». En effet, il est constitué de compost (0,15 m) comme horizon de croissance, de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (0,60 m) comme horizon de développement et enfin d'un « horizon hydrique » de sous-produit papetier pur (0,30 m).

Cette formulation se base sur les remarquables propriétés de rétention d'eau des sous-produits papetiers. Ce profil serait ainsi adapté aux substrats indurés (type dalle de béton ou matériaux compactés) ou au contraire filtrants (sables, formations karstiques par exemple).

3.4. Modalité « Confinement »

La modalité IV est un profil de sol construit avec une option « confinement ». Il est constitué de compost (0,15 m) comme horizon de croissance, de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (0,60 m) comme

horizon de développement et enfin d'un horizon de confinement de sous-produit papetier chaulé (5% en volume) et compacté (0,25 m).

Cette formulation permettrait de limiter les transferts d'eau vers les aquifères via les matériaux industriels en place présentant éventuellement des pollutions résiduelles.

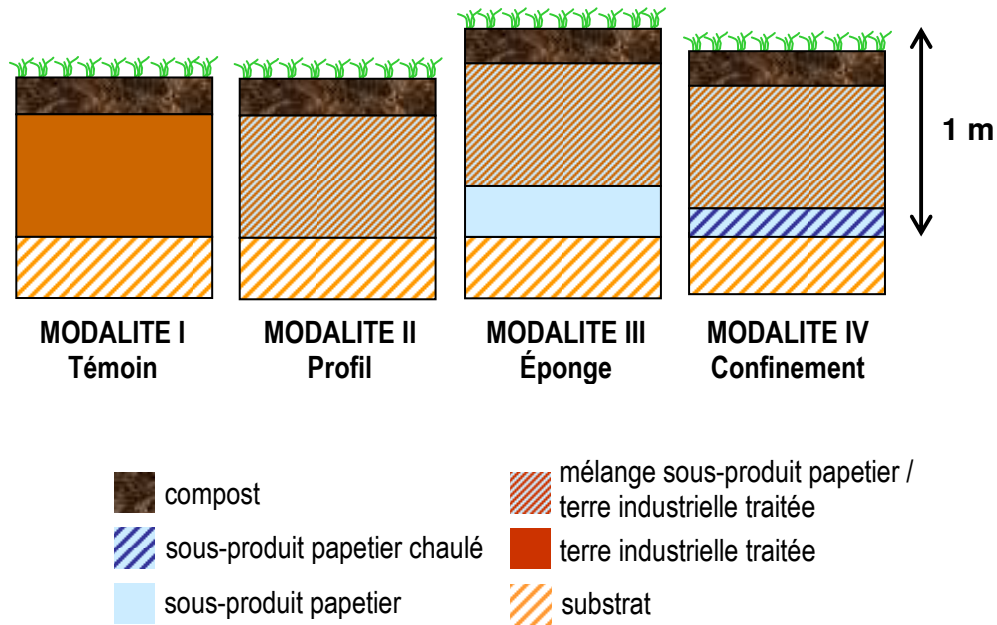


Figure 8 : Modalités de construction de sol

4. Expérimentations en conditions réelles in situ

4.1. Réalisation d'un dispositif pilote de parcelles lysimétriques

4.1.1. IMPLANTATION

Après un premier repérage sur la station expérimentale du GISFI à Homécourt (54), il a été décidé d'installer les parcelles lysimétriques au nord-est du site, dans une zone dépourvue de fondations enterrées et considérée comme faiblement polluée.

4.1.2. PREPARATION DES MATERIAUX PARENTS

Le compost de déchets verts et les sous-produits papetiers ont été transportés sur le site. La terre industrielle traitée provient directement d'un lot de terre du site prélevé juste après son traitement par désorption thermique.

Le mélange entre les sous-produits papetiers et la terre industrielle traitée a été fait à la pelle mécanique en deux phases : i) la constitution des proportions à partir des tas de matériaux purs ii) le mélange homogène par reprises successives des matrices.

Le chaulage des sous-produits papetiers s'est fait par incorporation progressive de chaux vive et mélange à l'aide la pelle mécanique.

4.1.3. CONSTRUCTION DES PARCELLES LYSIMETRIQUES

Trois parcelles lysimétriques ont été construites en décembre 2003 par réalisation de bassins à la pelle mécanique qui ont ensuite été isolés avec une couverture étanche (géomembranes en PEHD). Des réseaux de drainage (graviers + drains agricoles de 125 mm en PVC) ont été disposés au fond de chacun des bassins. Les différents matériaux purs ou en mélange ont ensuite été apportés par dépôts successifs à la pelle mécanique, avec un compactage léger à l'aide du godet de la pelle et d'une plaque vibrante. La couche de sous-produits papetiers chaulés a été fortement compactée à l'aide de la plaque vibrante et qu'un second réseau de drains a été installé à ce niveau. Enfin les réseaux de drainage ont été connectés à des collecteurs qui déversent les percolats dans des cuves en inox, préalablement installées dans une fosse de collecte et de prélèvement (Figure 9 et Figure 10).

Ainsi, les trois parcelles lysimétriques représentent les quatre modalités de sol construit, en considérant que le réseau de drainage supérieur de la parcelle 3, placé au dessus de la couche de sous-produits papetiers chaulés et compactés, correspond au profil élémentaire –(modalité II) (Figure 10).



Figure 9 : Mise en place du dispositif pilote de construction de sol en parcelles lysimétriques
a) terrassement des bassins ; b) mélange des matériaux parents ;
c) et d) mise en place des couches

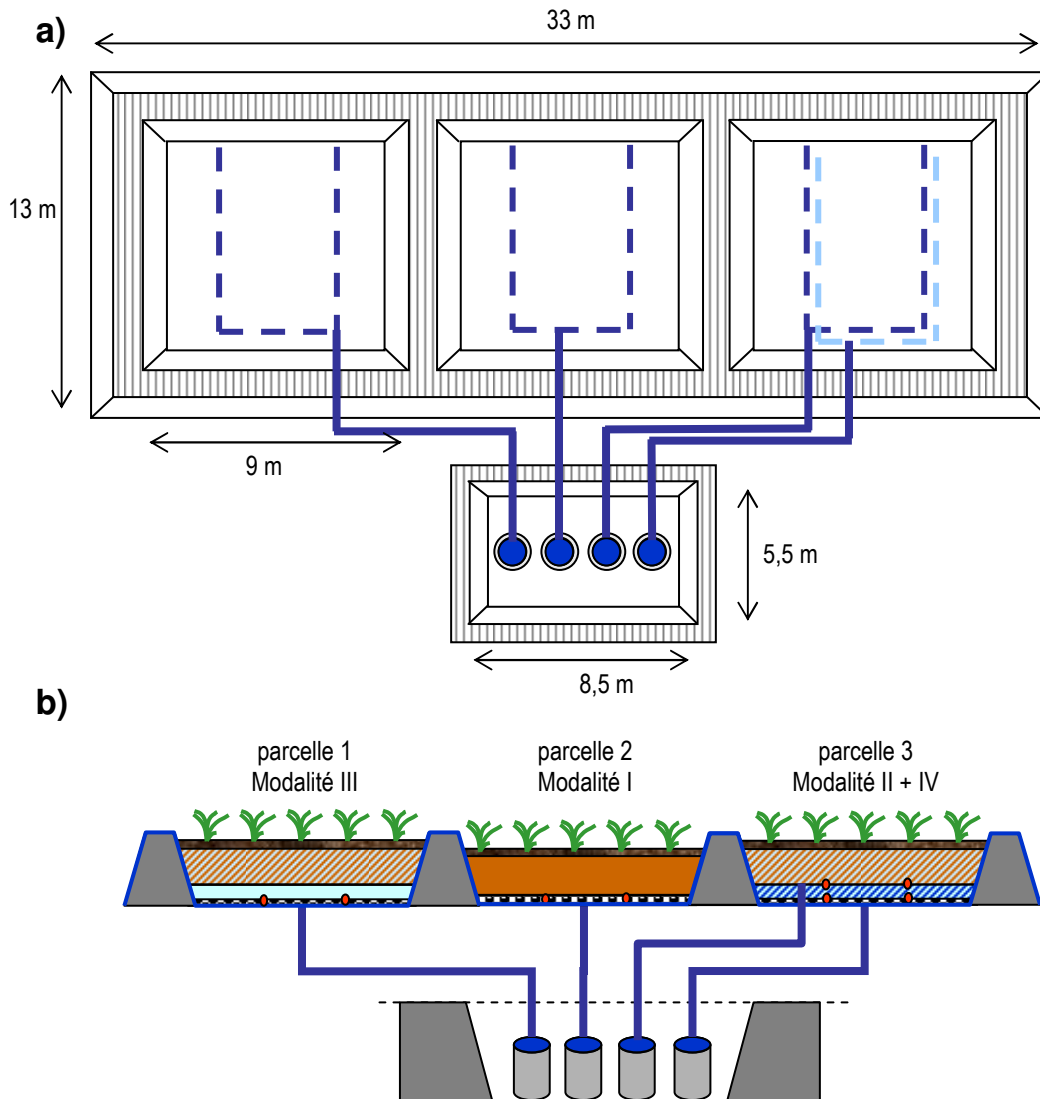


Figure 10 : Dispositif pilote de parcelles lysimétriques de sols construits a) vue de haut ; b) vue de profil

4.1.4. DIMENSIONS DES PARCELLES LYSIMÉTRIQUES

Du fait des techniques mises en œuvre pour la construction des réceptacles des parcelles lysimétriques et des nombreux artefacts présents dans le sol, les dimensions de ces parcelles ne sont pas toutes identiques. Deux types de valeurs sont considérées : i) la superficie au sol correspondant à la surface de sol construit, ii) la superficie de collecte correspondant à la surface de sol plus la surface recouverte par la géomembrane et assurant la collecte des précipitations vers le sol (Tableau 4).

Tableau 4 : Superficies des parcelles lysimétriques

	Superficie au sol (m ²)	Superficie de collecte (m ²)
Parcelle 1 / Modalité III	88,9	114,3
Parcelle 2 / Modalité I	68,7	105,1
Parcelle 3 / Modalité (II + IV)	82,8	94,1

4.2. Itinéraire technique

Pendant 18 mois, les parcelles ont été laissées nues, sans végétation, afin de favoriser la percolation d'eau dans les profils et ne pas accumuler les facteurs d'évolution des sols. Deux traitements avec un désherbant total (Glyphosate 24 L.ha⁻¹) (04/2004 et 05/2004) et deux désherbages manuels (07/2004 et 10/2004) ont été effectués afin d'éliminer toute la végétation spontanée. Dans tous les cas, la biomasse est restée en place pour assurer une restitution des éléments prélevés par les plantes au sol.

En mai 2005, le ray-grass et la luzerne ont été semés à des densités respectives de 240 kg.ha⁻¹ et 200 kg.ha⁻¹. Des tontes annuelles ont ensuite été réalisées (09/2005 et 09/2006).

4.3. Données climatiques

Plusieurs sources ont permis d'obtenir les données climatiques. Un pluviomètre a été installé à proximité immédiate des parcelles lysimétriques assurant un relevé mensuel ou bimensuel. Par ailleurs, les relevés pluviométriques quotidiens de la STEP de Joeuf ont été collectés avant l'installation (à 150 m de distance des parcelles) sur la plate-forme expérimentale du GISFI d'une station météo délivrant les relevés pluviométriques ainsi que les données concernant l'évapo-transpiration en septembre 2005.

5. Expérimentations en conditions contrôlées au laboratoire et en serre

5.1. Expériences de chromatographie éluoto-frontale

5.1.1. DESCRIPTION

Le dispositif expérimental de chromatographie éluoto-frontale (Roussel, 2001 ; Scholtus, 2003) est schématisé Figure 11.

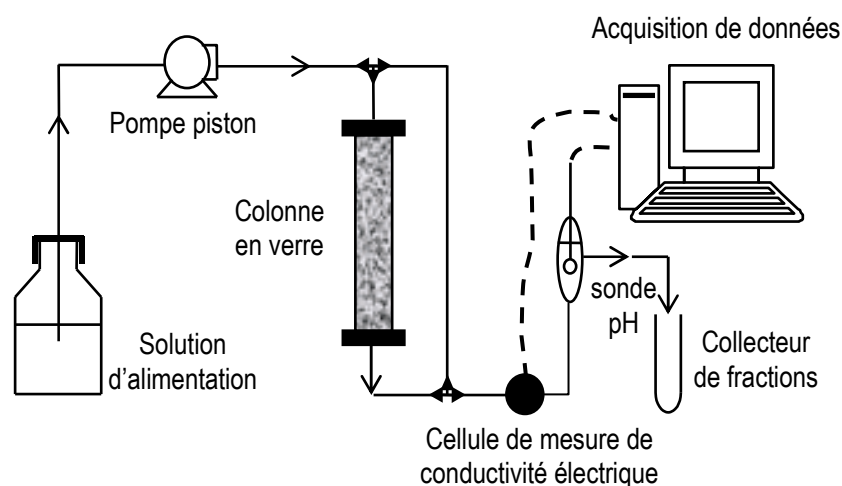


Figure 11 : Dispositif expérimental utilisé pour les tests de percolation

Il comprend :

- une pompe piston permettant de délivrer un débit continu de 1 à 400 mL.h⁻¹,
- une colonne en verre borosilicaté de 50 mm de diamètre et 300 mm de longueur,

- un conductimètre avec cellule de conductimétrie en ligne,
- une électrode de pH en ligne reliée à un pH-mètre,
- un collecteur de fractions pour analyses.

5.1.2. TESTS DE LIXIVIATION

Les tests de lixiviation sont conduits sur l'ensemble des matrices pures ou en mélange selon un protocole inspiré de tests normalisés (ISO/TC 190 qualité des sols, 2003 ; prEN 14405 caractérisation des déchets, 2002), afin d'évaluer la qualité environnementale des produits et d'appréhender leur réactivité au fil du temps. Ils sont conduits par lixiviation ascendante de chlorure de calcium (CaCl_2) 10^{-3} M.

Les échantillons à tester sont broyés et tamisés afin d'obtenir un matériau percolant (0,1–2 mm) et apportés à sec dans la colonne. La mise en eau se fait avec la solution de lixiviation. Un équilibrage de 24 h est appliquée avant de débiter l'expérimentation au débit d'alimentation de 15 mL.h^{-1} . L'expérimentation est conduite jusqu'à atteindre un ratio massique liquide sur solide de 10.

5.1.3. SIMULATION D'UNE SUPERPOSITION D'HORIZONS

Un dispositif a été mis en place où la solution d'alimentation est constituée d'extrait à l'eau de compost de déchets verts, qui réagit avec d'autres matériaux parents (Lefort, 2005). Ceci permet de simuler la superposition d'horizons de sols construits. Les simulations de superposition d'horizons ont été appliquées sur la terre traitée seule et sur le mélange sous-produits papetiers / terre traitée.

Un extrait de compost est réalisé par percolation gravitaire d'eau distillée sur du compost frais, dans un rapport 3 g d'eau pour 1 g de compost sur filtre à $10 \mu\text{m}$ (Wattman n°1). Les solutions obtenues sont ensuite centrifugées à 4000 rotations par min (rpm) pendant 20 min. Le surnageant est récupéré pour l'expérimentation et régulièrement échantillonné pour analyse. Les échantillons à tester sont broyés et tamisés afin d'obtenir un matériau percolant (0,1 – 2 mm) et apportés à sec dans la colonne. La mise en eau se fait avec l'extrait de compost. Un équilibrage de 24 h est appliqué avant de débiter l'expérimentation au débit d'alimentation de 53 mL.h^{-1} .

5.1.4. EXPRESSION DES RESULTATS

Tous les résultats présentés sont exprimés en volumes de lit lixiviés dans la colonne :

$$\text{Nombre de volumes de lit} = (\text{volume de solution})/(\text{volume de matrices dans la colonne}).$$

5.2. Expériences en réacteurs fermés parfaitement agités (batch)

5.2.1. PROTOCOLE GENERAL

Les expérimentations en réacteurs fermés parfaitement agités s'inspirent des tests de lixiviation normalisés qui sont couramment appliqués pour évaluer le potentiel de relargage de polluants d'un sol ou d'un déchet.

Les expérimentations ont été réalisées avec 20 g de substrat industriel et 100 mL de solution mélangés dans des flacons Nalgène® de 250 mL, soit un rapport solide / liquide de 1/5 (Lefort, 2005). Les flacons sont d'abord agités

à la main pendant 30 secondes, puis placés dans un agitateur à 13 rotations par minute (rpm). Après 24 h d'agitation, la suspension de sol est centrifugée 10 min à 8000 rpm. Les surnageants sont récupérés puis filtrés à 0,45 µm sur membrane de cellulose pour analyse (Figure 12).

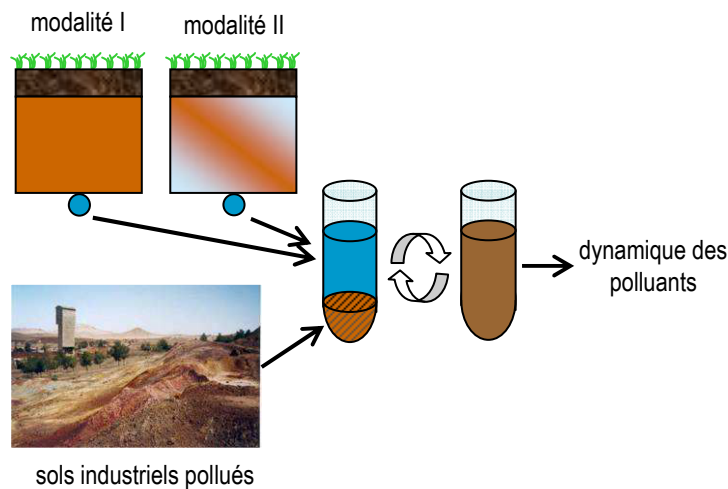


Figure 12 : Principe de l'expérimentation en réacteurs fermés parfaitement agités
(Lefort, 2005)

5.2.2. SOLUTIONS D'EXTRACTION

Quatre solutions d'extraction sont utilisées : de l'eau déionisée (10 MΩ), du chlorure de calcium (CaCl_2 10^{-2} M), ainsi que des percolats issus du dispositif de parcelles lysimétriques et correspondants aux modalités I et II. Ces percolats ont été récoltés le 26 janvier 2005. Les solutions ont été conservées dans des flacons de verre fumé en chambre froide (4°C).

5.2.3. EFFET DU PH

Une première série d'expérimentations a été conduite avec les quatre terres industrielles et les quatre solutions sans contrôle de pH. Une seconde série a été réalisée afin d'évaluer l'effet du pH. Les quatre solutions ont été testées uniquement sur la terre F (Tableau 3), et le pH des suspensions a été modifié, dans une gamme prédéfinie (de 4,5 à 9), par ajout de chaux éteinte ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) ou d'acide nitrique (HNO_3).

5.3. Culture en vases de végétations

5.3.1. MODALITES

Il a été choisi de travailler sur 7 ratios de mélanges composés respectivement de terre traitée et de sous-produits papetiers (% en volume) (Sauvage, 2006) :

100/0 ; 80/20 ; 65/35 ; 50/50 ; 35/65 ; 20/80 ; 0/100

5.3.2. PREPARATION DES MELANGES

Les matériaux parents ont été tamisés *in situ* à 5 mm et les mélanges ont été préparés à l'aide de béciers de volumes connus. Les matériaux ont ensuite été mélangés manuellement pendant 5 min.

5.3.3. REPETITIONS

Cinq répétitions par modalité en pots de 1 L ont été mises en place. Il est en effet utile d'augmenter les répétitions pour la culture de *Miscanthus* car les rhizomes – même calibrés, comme dans notre cas - présentent une plus grande variabilité que les plants issus de semences (Clifton-Brown et Lewandowski, 2000).

5.3.4. ITINERAIRE CULTURAL

Les semis effectués étaient respectivement de 17 et 14 graines par pot pour le ray-grass et la luzerne, quantité choisie en relation avec la densité de semis *in situ*. Les plants de *Miscanthus* ont été cultivés à partir de rhizomes fournis par le Département Génie Biologique (laboratoire Ecotoxicité, Santé Environnementale) de l'Institut Universitaire Technologique de Thionville, à raison d'un rhizome – sélectionné par la présence d'un œil de croissance – par pot.

Le temps de culture a été évalué à environ 60 jours. Différentes expériences de culture en pot de *Miscanthus X giganteus* montrent qu'en deux mois de culture, la hauteur atteinte permet de faire apparaître des différences significatives entre les plants (Clifton-Brown et Lewandowski, 2000 ; Lewandowski *et al.*, 2000). Les plants ont été arrosés à l'eau distillée par pesée à 80% de l'humidité à la capacité au champ. Les pots ont été installés en serre. L'essai installé est un dispositif en blocs randomisés (Annexe 2).

6. Description des profils de sols construits

Les outils de la pédologie classique constituent une référence robuste - validée en milieu naturel - qui avec quelques adaptations, nous ont servi à décrire les sols construits.

6.1. Réalisation des fosses pédologiques

Afin de suivre l'évolution des profils, il est procédé à l'ouverture et la description annuelle d'une fosse pédologique par parcelle (Figure 13). (05/04, 05/05, 05/06). Les matériaux sont excavés horizon par horizon, placés sur des bâches et remis ensuite suivant le même ordre.

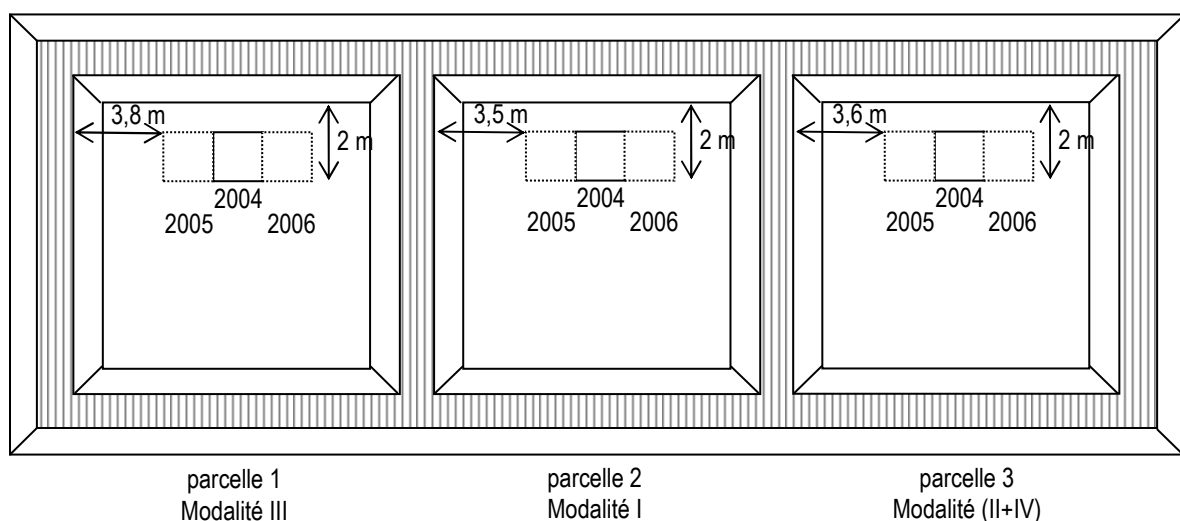


Figure 13 : Disposition des fosses pédologiques sur les parcelles lysimétriques

6.2. Description pédologique

Les descriptions de profils sont réalisées grâce à des fiches de description mises au point à partir des tables DONESOL (INRA, 2001) et adaptées à l'étude des sols très anthropisés.

Les premières étapes sont la description des conditions climatiques, de l'état d'humidité globale des profils et de la qualité du drainage de l'eau.

Les différents horizons sont ensuite décrits et différenciés en fonction de leurs propriétés morphologiques et physiques. Les caractères des différents paramètres (structure, plasticité, dureté, texture) sont explicités par analogie avec les sols naturels et en se basant sur l'expérience acquise au LSE sur les sols très anthropisés. Les traces d'activité biologique (terriers, présence d'organismes vivants et de racines) sont notées de manière systématique.

La couleur des horizons est mesurée au laboratoire sur échantillons séchés (afin de s'affranchir des variations climatiques) à l'aide du Code Munsell.

6.3. Mesure de paramètres physico-chimiques in situ

6.3.1. DENSITE APPARENTE

Au cours de la réalisation des fosses pédologiques, les matériaux issus de chaque horizon sont entièrement pesés et le volume excavé mesuré afin de calculer les valeurs de densité apparente. Cette technique permet d'intégrer les variations inhérentes à cette valeur du fait de la présence forte d'hétérogénéités dans les sols anthropisés.

6.3.2. MESURE DE PH ET DE POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION

Des mesures de pH et de potentiel d'oxydo-réduction sont réalisées sur toute la profondeur des profils, à différentes épaisseurs, à l'aide d'électrodes de mesure.

6.4. Développement végétal

6.4.1. INVENTAIRE FLORISTIQUE

Une identification des espèces végétales présentes a été réalisée sur les trois parcelles en juin 2006 (Sauvage, 2006).

6.4.2. PROFILS RACINAIRES

Des profils racinaires ont été réalisés en mai 2006 à l'aide d'une grille quadrillée (de maille 2 x 2 cm) (Sauvage, 2006). Au niveau de chaque quadrillage a été notée la présence ou l'absence de racines jusqu'à atteindre la profondeur maximale d'enracinement. Les résultats ont ensuite été consignés dans une grille informatique sur laquelle les quadrillages ont été colorés en cas de présence de racines.

7. Echantillonnage

7.1. Matériaux parents

Après l'apport sur site des matériaux parents, les tas ont été échantillonnés selon un protocole inspiré par la norme ISO 10381 et en particulier la partie 5 sur les lignes directrices relatives à l'investigation des sols pollués en sites urbains et industriels. Dans les faits, le protocole d'échantillonnage a consisté en une douzaine de prélèvements élémentaires au hasard sur chaque lot de matrice, réalisés à différentes profondeurs à l'aide d'une bêche. La constitution d'un échantillon global a été faite au laboratoire par étalement puis mélange de l'ensemble des prélèvements élémentaires.

7.2. Echantillons in situ

Lors de l'ouverture de fosses, des échantillons sont systématiquement prélevés sur les profils, au sein de chaque couche ou horizon identifié. Deux types d'échantillons sont constitués : i) un échantillonnage moyen représentatif de l'ensemble de l'horizon ou du sous-horizon identifié ii) un échantillonnage localisé à une profondeur donnée.

7.3. Eau de pluie

Un pluviomètre a été installé sur le site assurant la collecte d'échantillons d'eau de pluie. Des échantillons sont prélevés régulièrement avec une fréquence mensuelle à bimensuelle en fonction des événements climatiques. Les volumes de précipitations sont rapportés systématiquement à la surface de collecte correspondant à chacune des parcelles lysimétriques et sont exprimés en L.m⁻².

7.4. Collecte des percolats sur le dispositif de parcelles lysimétriques

Les volumes de percolats collectés sont mesurés et des échantillons sont prélevés régulièrement avec une fréquence mensuelle à bimensuelle en fonction des événements climatiques. Les volumes de percolats sont rapportés systématiquement à la surface au sol correspondant à chacune des parcelles lysimétriques et sont exprimés en L.m⁻².

7.5. Collecte des lixiviats sur le dispositif de chromatographie éluto-frontale

Au cours des expériences de tests de lixiviation et de simulation de superposition d'horizons, des échantillons de lixiviats sont collectés à l'aide d'un collecteur de fractions. La fréquence de collecte, élevée au début des expériences décroît régulièrement.

7.6. Collecte des végétaux sur le dispositif de parcelles lysimétriques

Le principe de l'échantillonnage est basé sur le protocole utilisé pour les mesures de végétalisation en prairies (Amiaud, communication personnelle). Il s'agit de récolter environ 10% de la surface effective à étudier, en supprimant les effets de bordure (Sauvage, 2006). Une maille carrée de 16 m² a été définie à partir du centre de

chaque parcelle. Afin de prélever environ 10% de la surface effective, une surface de 2 m² a été choisie. Chacune des parcelles a alors été divisée en quadrats de 50*50 cm soit 0,25 m². Huit quadrats par parcelle ont été tirés au sort et les parties aériennes de leur végétation intégralement prélevée (Figure 14).

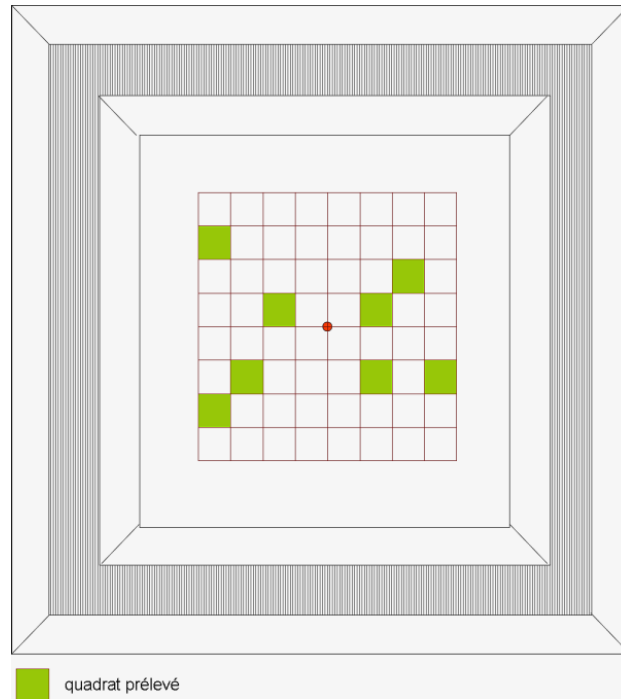


Figure 14 : Principe du plan d'échantillonnage des végétaux des parcelles lysimétriques
(Sauvage, 2006)

8. Analyses

8.1. Matrices solides (matériaux parents, échantillons in situ)

8.1.1. OBSERVATIONS EN MICROSCOPIE

Des observations ont été menées sur l'ensemble des matrices à la loupe binoculaire et en stéréomicroscopie, sur des dispositifs pourvus d'équipements de prise d'image (Piolet, 2004 ; Sauvage, 2006). Dans tous les cas, les échantillons étaient séchés à 105°C et tamisés à 2 mm. Une séparation magnétique a été réalisée sur certains échantillons afin d'isoler les échantillons contenant du fer.

Avant le passage en microscopie optique, les échantillons ont été enrobés avant d'obtenir des clichés de l'intérieur des particules. Ces enrobages en résine ont été réalisés à froid. Par la suite, un polissage progressif et l'utilisation de filtre ont été testés afin d'obtenir les informations attendues.

8.1.2.. OBSERVATION D'ÉCHANTILLONS SOLIDES EN MICROSCOPIE ÉLECTRONIQUE À TRANSMISSION

Des observations au microscope électronique à transmission ont été réalisées par G. Villemin et F. Watteau, selon une méthode validée (Villemin *et al.*, en cours de publication). Après avoir identifié les principales phases présentes dans l'échantillon à la loupe binoculaire, une préparation est appliquée. Cette méthode consiste à

soumettre l'échantillon à une fixation chimique au tétr oxyde d'osmium (Villemin et al., 1995), avant de l'inclure dans une résine Epoxy, afin de réaliser des coupes ultra-fines de 100 nm d'épaisseur à l'aide d'un ultramicrotome Leica UltracutS. Les coupes sont ensuite observées à l'aide d'un microscope électronique Philips CM12 et analysées à l'aide d'un microscope électronique Philips CM20 équipé d'un système de micro-analyse EDX (Energy Dispersive Xrays Spectroscopy) Synergy 4 pour les éléments de numéro atomique supérieur à 12 et d'un spectromètre EELS (Electron Energy Loss Spectroscopy) GATAN détectant les éléments légers comme C et N.

8.1.3. ANALYSES CHIMIQUES

Les mesures des paramètres agronomiques des matériaux ont été réalisées au Laboratoire d'Analyse des Sols (INRA) et au LSE selon les protocoles suivants :

- Azote (N) total (NF 13878) : la teneur en azote (organique et minéral) de l'échantillon a été déterminée en le chauffant à 1000°C en présence d'oxygène. Les produits de combustion ou décomposition ont été réduits à l'état d'azote moléculaire (N₂). Les quantités de N₂ formées ont été quantifiées après séparation chromatographique.
- N minéral (NO₃⁻, NH₄⁺) (méth. INRA) : Après déplacement des ions NH₄⁺ par le chlorure de potassium et réduction des nitrates en ammoniac, les ions ont été dosés par distillation par entraînement à la vapeur.
- Matière organique (MO) carbone organique (C_{org}) (NF ISO 10694) : le carbonate a été éliminé et le carbone organique présent dans le sol a été oxydé en dioxyde de carbone par chauffage à une température d'au moins 900°C. La quantité de CO₂ dégagée a ensuite été mesurée par chromatographie.
- Phosphore assimilable (P_{ass}) (méthode Olsen, NF ISO 11263) : une solution d'hydrogénocarbonate de sodium a permis de faire précipiter les ions calcium, aluminium et fer (III), solubilisant ainsi des ions phosphates. La teneur en phosphore a alors été mesurée par spectrométrie à 825nm.
- Cations échangeables, calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K), sodium (Na) (acétate d'ammonium) : les cations du sol ont été extraits par une solution d'acétate d'ammonium à pH 7 et ont ensuite été dosés par spectrométrie d'émission atomique.
- pHeau (NF ISO 10390), pHKCl (NF ISO 10390) : une suspension de sol a été préparée dans cinq fois son volume d'eau ou de KCl. Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH mètre préalablement étalonné.
- Capacité d'échange cationique (CEC) (NF X 31-130) : une solution d'acétate d'ammonium a été mise en contact avec la solution de sol. Cette solution a permis la percolation des ions ammonium en solution, qui ont alors remplacé les cations initialement présents sur la CEC. L'excès d'ammonium a été éliminé, puis les ions ammonium fixés ont été extraits par agitation, mélangés à de la soude et dosés à l'acide sulfurique.
- Calcaire total (CaCO₃) (NF ISO 10693) : de l'acide chlorhydrique a été ajouté à un échantillon de sol pour décomposer tous les carbonates présents, permettant ainsi la formation de CO₂. Le volume de gaz

dégagé a été ensuite mesuré à l'aide d'un appareil Scheibler. La teneur en carbonates est ensuite déterminée par soustraction entre le dégagement de gaz avant et après ajout d'acide.

- Calcaire actif (CaCO_3 actif) (NF X 31-106) : une solution de terre a été placée en contact avec de l'oxalate d'ammonium, qui a permis la précipitation des ions calcium « non actifs ». Après ajout de soude, l'oxalate d'ammonium n'ayant pas réagi a été dosé avec une solution de permanganate de potassium.
- Teneurs en aluminium (Al), P, K, Ca, Mg et fer (Fe) total (méth. INRA).
- Teneurs en silicium (Si), Al, Fe extractible (Méthode Mehra-Jackson) : extraction au réactif CBD de Mehra-Jackson (citrate – bicarbonate – dithionite de sodium) (Rouiller et al., 1994). Cette méthode permet d'évaluer le fer échangeable, le fer lié à la matière organique, les oxydes mal cristallisés organiques, le fer amorphe minéral, les oxydes mal cristallisés minéraux et le fer des oxydes bien cristallisés, par contre elle ne donne pas accès au fer des réseaux des silicates. Elle permet d'évaluer l'aluminium échangeable, l'aluminium amorphe organique et minéral, l'aluminium allophanique et « substitué », par contre elle ne donne pas accès à l'aluminium des oxydes (gibbsite) ou des silicates primaires et des argiles (Jeanroy, 1983 in Mathieu et Pieltain, 2003).

8.1.4. ANALYSES PHYSIQUES

Les mesures de paramètres physiques ont été réalisées au Laboratoire d'Analyse des Sols (INRA), au Laboratoire Environnement, Géomécanique et Ouvrages (INPL(ENSG)/INRS) et au LSE selon les protocoles suivants :

- Granulo-densimétrie (Watteau *et al.*, 2005) : la quantification des différentes fractions granulométriques (de 0 à 2 mm de diamètre) des matériaux a été réalisée, après mise en suspension dans l'eau et agitation pour disperser les particules.
- Granulométrie sans décarbonatation (NF X 31-107) : la quantification des différentes fractions granulométriques (de 0 à 2 mm de diamètre) des matériaux a été réalisée, après destruction de la matière organique par réaction avec H_2O_2 , par séparation gravitaire.
- Indice de stabilité (Watteau *et al.*, 2005) : afin de proposer une valeur indicatrice des forces de liaison au sein d'un sol, il est proposé de calculer cet indice qui se base ici sur le rapport entre la fraction fine mesurée par l'analyse granulométrique et celle mesurée par l'analyse granulo-densimétrique ; il permet d'estimer la proportion d'argiles impliquées dans des agrégats stables.
- Eau utile et réserve en eau utile (Bruand *et al.*, 1996 ; Mathieu et Pieltain, 1998) : la mesure consiste à saturer en eau les échantillons de matériaux frais et non tamisés (mais exempts de particules grossières > 5 mm) puis à les soumettre à une pression déterminée dans une chambre fermée d'où l'eau peut être évacuée par une membrane poreuse. Les humidités caractéristiques ont été mesurées à pF 2 (capacité au champ, 0,10 bars) et pF 4,2 (point de flétrissement permanent, 15 bars). L'eau disponible pour la plante (ou eau utile) a été déterminée par soustraction de la quantité d'eau à la capacité de rétention et

la quantité d'eau au point de flétrissement permanent. Le calcul de la réserve en eau utile se fait ensuite en intégrant la profondeur de chaque horizon du sol, ainsi que leur densité apparente.

- Pourcentage d'humidité : le pourcentage d'humidité des matériaux a été déterminé après un passage de 16 heures à l'étuve à 105°C.
- Densité réelle : les mesures de la masse volumique des constituants solides des matériaux parents ont été réalisées au moyen d'un pycnomètre à hélium.
- Porosité totale (Mathieu et Pieltain, 1998) : la mesure de la porosité totale se fait de manière indirecte, par la mesure des densités apparente et réelle.

8.1.5. TENEURS EN POLLUANTS

Les analyses de teneurs en polluants dans les matrices solides ont été réalisées Laboratoire d'Analyse des Sols (INRA) selon les protocoles suivants :

- Dosage d'éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) total (NF ISO 11047) : l'analyse est conduite par fusion HF puis passage au spectromètre ICP-AES.
- Dosage des 16 HAP (NF ISO 13877) : l'analyse est conduite par extraction à l'éthanol puis analyse en chromatographie HPLC.

8.1.6. BIOTEST MICROTOX® SOLIDE

La toxicité aiguë a été mesurée sur les fractions solides. Le test est conduit d'après la norme NF EN ISO 11348-3 et il est basé sur la mise en contact de bactéries *Vibrio fischeri* avec l'échantillon solide. La matrice, tamisée à 1 mm, est placée dans une solution saline de NaCl (0,6 M.L⁻¹). Un témoin est également réalisé uniquement constitué de solution saline. Les bactéries sont introduites dans différents niveaux de dilution des suspensions à tester préparés dans des tubes. Les tubes sont agités, puis incubés pendant 20 min avant filtration (filtre séparateur de sérum adapté). Une première série de mesure est réalisée par lecture de la bioluminescence dans le luminomètre, qui constitue le t_0 . Ensuite les mesures sont répétées à 5 min, 15 min et 30 min.

Les résultats sont exprimés en unités toxiques ou UT (100/CE50) et sont comparées aux valeurs seuils définies par Coleman et Qureshi (1985 in Pandey *et al.*, 2002).

Il semble que les résultats du test Microtox soient aisément corrélables avec les tests reposant sur des poissons et des invertébrés, mais que ce test présente une sensibilité moins grande aux métaux que d'autres comme le test Daphnie par exemple (Bitton et Koopman, 1992). La toxicité détectée est provoquée par des conditions défavorables pour le développement de l'organisme test dont nous devons étudier la sensibilité pour définir la ou les causes à l'origine de ces conditions néfastes. La bioluminescence mesurée sur *Vibrio fischeri* est produite par une branche du système de transport d'électrons de cette bactérie marine et est conditionnée par une enzyme spécifique. Il a été prouvé que des substances chimiques toxiques pouvaient altérer la production de cette enzyme et donc réduire la luminescence produite (Bitton et Koopman, 1992). Parmi les éléments polluants qui sont avérés avoir une toxicité aiguë mesurable par le test Microtox®, notons les métaux (Brohon *et al.*, 2001 ; Pandey *et al.*, 2002), les HAP (O'Connell *et al.*, 1997 ; Bispo *et al.*, 1999 ; Sabaliūnas *et al.*, 2000 ; Saison *et al.*,

2004) ou encore les PCB (O'Connel *et al.*, 1997). Ce test permet aussi d'évaluer la biodisponibilité des polluants (Saison *et al.*, 2004 ; Loureiro *et al.*, 2005) ou de mettre en évidence des synergies entre polluants (Bitton et Koopman, 1992 ; Sabaliūnas *et al.*, 2000). Il rend aussi possible la détection de composés complexant les métaux dans des milieux naturels (Morel *et al.* 1988). Cependant, d'autres éléments provoquent une toxicité mesurée par ce biotest : les sulfures (Sabaliūnas *et al.*, 2000), l'ammonium et le chloroforme (Ribo et Kaiser, 1987), une certaine sensibilité vis à vis des molécules organiques du sol de type lipides (Bispo *et al.*, 1999) les acides résineux et dérivés (Blaise *et al.*, 1987) ou encore les colorants organique ou minéraux (Vasseur *et al.*, 1984). Enfin certains paramètres physico-chimiques comme le pH (Loureiro *et al.*, 2005) ou la turbidité et la couleur (Ribo et Kaiser, 1987 ; Campisi *et al.*, 2005) ont un effet significatif sur la bioluminescence émise par la bactérie.

8.1.7. CARACTERISATION MINERALOGIQUE

Des analyses minéralogiques ont été réalisées, utilisant deux techniques différentes. Tout d'abord une analyse des réseaux cristallins des minéraux présents dans les matrices solides a été conduite par Diffraction des Rayons X (DRX) (collaboration avec le Laboratoire Environnement et Minéralurgie INPL(ENSG)). En parallèle, des mesures ont été réalisées par des observations effectuées avec un Microscope électronique à balayage (MEB) couplées à des analyses faites à l'aide d'un spectromètre de rayons X à dispersion d'énergie (sonde EDX) qui permettent, d'une part, des observations de texture microscopique et d'état de surface des constituants et, d'autre part, des analyses élémentaires de particules (collaboration avec le service de la Halle des Matériaux INPL(EIIGM)).

8.1.8. MESURE DE PERMEABILITE

La méthode développée est inspirée de la méthode des cubes Vergières appliquée sur les sols agricoles (Bourrier, 1965) et permet d'obtenir une mesure du coefficient de perméabilité à saturation par application de la loi de Darcy (Pottier, 2006).

Un dispositif expérimental a été élaboré afin d'effectuer ces mesures (Figure 15). Il est constitué d'un cylindre de 30 cm de hauteur et de 19,5 cm de diamètre. L'échantillon est compacté à l'aide d'une masse de 2,5 kg installée sur une tige en métal. Une alimentation continue en eau est effectuée à débit constant. Deux sorties d'eau sont prévues sur le cylindre : une première pour le trop-plein, afin de maintenir une hauteur d'eau constante, une seconde à la base du cylindre qui permet de mesurer le débit de sortie et de calculer le coefficient de perméabilité (Équation 2).

Équation 2 : Détermination du coefficient de perméabilité

$$K_s = \frac{Q}{H} \times \frac{l}{S}$$

Avec :

- l : hauteur d'échantillon dans le cylindre (cm)
- H : charge d'eau au-dessus du massif filtrant (cm)
- Q : débit de sortie (cm³.s⁻¹)
- S : section du cylindre (cm²)

- K_s : coefficient de perméabilité à saturation (cm.s^{-1})

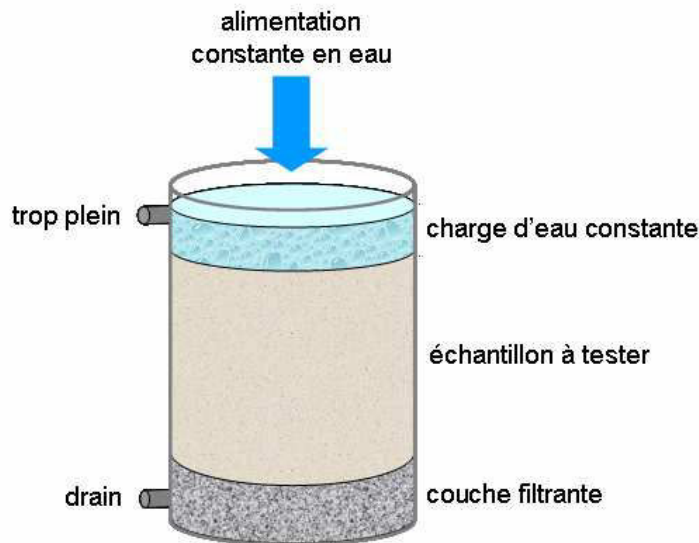


Figure 15 : Dispositif de mesure de la perméabilité à saturation (Pottier, 2006)

8.2. Matrices liquides (percolats, eau de pluie, lixiviats)

8.2.1. CARACTERISATION PHYSIQUE

Les matières en suspensions ont été quantifiées sur les percolats issus des parcelles lysimétriques. Le protocole est adaptée des normes en vigueur (NF T 90-105-2) et consiste en une séparation des phases solide et liquide par centrifugation à 3840 g, puis un séchage à 105°C du culot avant pesée.

8.2.2. CARACTERISATION CHIMIQUE

Au cours des expériences de tests de lixiviation et de simulation de superposition d'horizons, des mesures de pH et de conductivité sont enregistrées en continu par acquisition informatique de données. Le pH des percolats est mesuré à l'aide d'une sonde pH au laboratoire.

Par ailleurs, différentes analyses sont réalisées au Laboratoire d'Analyse des Sols (INRA), au Laboratoire Agronomie et Environnement (INPL(ENSAIA)/INRA) et au LSE sur les percolats et les lixiviats, selon les protocoles suivants :

- Dosage des anions et cations majeurs (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+ et Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) en solution : les matrices liquides ont été filtrées à 0,45 μm puis analysées par chromatographie ionique (IC 25, Dionex).
- Dosage d'éléments géochimiques (Al, Fe, Mn, Si) en solution : les matrices liquides ont été filtrées à 0,45 μm , acidifiées (10% HNO_3), puis analysées par spectromètre ICP-AES (ICP séquentiel AES Liberty RL, Varian).
- Dosage du carbone organique (C_{org}) en solution : l'absorbance à 400, 465 et 665 nm des matrices liquides a été déterminé par spectrophotométrie (DU 70 Spectrophotometer, Beckman). Les mesures ont été faites avant et après filtration à 0,45 μm permettant ainsi de différencier partiellement l'évolution

du C_{org} à l'état dissous et colloïdal (absorbance des échantillons filtrés) du C_{org} à l'état particulaire (absorbance des échantillons non filtrés - absorbance des échantillons filtrés) ; par ailleurs des mesures ont également été faites à l'aide d'un analyseur de carbone (Total Organic Carbon Analyser, Shimadzu).

8.2.3. TENEURS EN POLLUANTS

Les éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) sont dosés en solution au Laboratoire d'Analyse des Sols (INRA) et au LSE. Les matrices liquides ont été filtrées à 0,45 μm , acidifiées (10% HNO_3), puis analysées par spectromètre ICP-AES (ICP sequential AES Liberty RL, Varian). Par ailleurs, compte tenu des teneurs totales faibles dans les matrices solides et de la nature du dispositif expérimental (géomembrane en PEHD, drains en PVC), il ne nous a pas semblé pertinent de suivre l'évolution des HAP dans le système, autrement que par des analyses en phase solide.

8.2.4. BIOTEST MICROTOX® LIQUIDE

La toxicité aiguë des percolats collectés sur les parcelles lysimétriques a été mesurée. Le test est conduit d'après la norme NF EN ISO 11348-3 et il est basé sur la mise en contact de bactéries *Vibrio fischeri* avec l'échantillon liquide. Vingt grammes par litre de NaCl sont ajoutés à l'ensemble des échantillons à tester. Un témoin est également réalisé uniquement constitué de solution saline. Les bactéries sont placées en incubation dans une solution de croissance appropriée, les tubes sont agités, puis laissés à incuber pendant 15 min. Une première série de mesure est réalisée par lecture de la bioluminescence dans le luminomètre, qui constitue le t_0 . Huit cent μL d'échantillons purs et à différents niveaux de dilution. Les mesures de luminescence sont effectuées à 5 min, 15 min et 30 min.

Les résultats sont exprimés en unités toxiques ou UT (100/CE50) et sont comparés aux valeurs seuils définies par Coleman et Qureshi (1985 in Pandey et al., 2002).

8.3. Matrices végétales

8.3.1. BIOMASSE FRAICHE ET SECHE

Les échantillons récoltés sur les parcelles lysimétrique et ceux provenant de l'essai en vases de végétation sont triés par espèce puis pesés frais et passés pendant 48 heures à 75°C afin de déterminer la matière sèche.

8.3.2. TENEURS EN ELEMENTS EN TRACES

La mesure des teneurs en éléments en traces des végétaux sur les parcelles est réalisée uniquement sur les végétaux semés, c'est-à-dire le ray-grass et la luzerne. Après séchage, les échantillons sont broyés et minéralisés par mise en contact avec de l'acide nitrique et un détergent (H_2O_2). La teneur en Zn est analysée par spectrométrie d'émission atomique ICP-AES, alors que la teneur en Ni est mesurée par spectrométrie d'absorption atomique. En ce qui concerne le suivi dans les parties aériennes des plantes, nous avons choisis de nous focaliser sur deux éléments : le Zn et le Ni. Ces deux métaux présentent des comportements contrastés dans le système sol - eau du sol et ils ont des modes de prélèvement différents par les plantes (Collins, 1981 ; Hutchinson, 1981 ; Bourrellet et Berthelin, 1998).

8.4. Bilan des caractérisations effectuées

L'ensemble des paramètres mesurés sur les échantillons solides, liquides et végétaux étudiés sont rappelés dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Bilan des paramètres mesurés sur l'ensemble des matrices étudiées

Type d'approche	<u>caractérisation initiale</u>	<u>conditions réelles</u>			<u>conditions contrôlées</u>			
<i>Expérimentations</i>	<i>matériaux parents</i>	<i>parcelles lysimétriques</i>			<i>vases de végétations</i>		<i>colonne et batch</i>	
Matrices	matrices solides	matrices solides	percolats	végétaux	matrices solides	végétaux	lixiviats	solutions d'extraction
Paramètres agronomiques	X	X	X	X	X	X	X	X
Teneur en polluants	X	X	X	X			X	X
Paramètres physico-chimiques	X	X	X		X		X	X
Ecotoxicité	X	X	X					
Paramètres pédologiques	X	X			X			
Minéralogie	X	X						

X	paramètre mesuré
	paramètre non mesuré
	paramètre non mesurable

Chapitre 3 – Caractérisation initiale et formulation des matériaux parents

1. Introduction

La caractérisation exhaustive des matériaux parents répond à un double objectif : i) orienter leur formulation et évaluer les fonctionnalités des sols construits, ii) acquérir une bonne connaissance de la structure, de la composition et de la réactivité des sols construits afin d'appréhender au mieux les mécanismes et les processus de leur évolution pédogénétique.

De plus, les travaux de caractérisation constituent une étape indispensable dans l'évaluation et l'adaptation de protocoles analytiques développés en pédologie traditionnelle pour les sols fortement anthropisés. Par extension, ils permettent de mieux cerner le champ des analogies et des différences entre sols naturels et sols artificiels.

Les résultats qui sont présentés ici sont issus de la caractérisation des matrices présentées au chap.II.2.1., échantillonnées selon le mode opératoire décrit au chap.II.7.1. et analysées selon les protocoles évoqués chap.II.8.1.

2. Propriétés physico-chimiques des matériaux parents

2.1. Descriptions structurale et ultra-structurale

Les matériaux parents ont fait l'objet d'observations et de descriptions fines de leurs différentes fractions granulométriques à la loupe binoculaire, au stéréomicroscope et au microscope électronique à transmission.

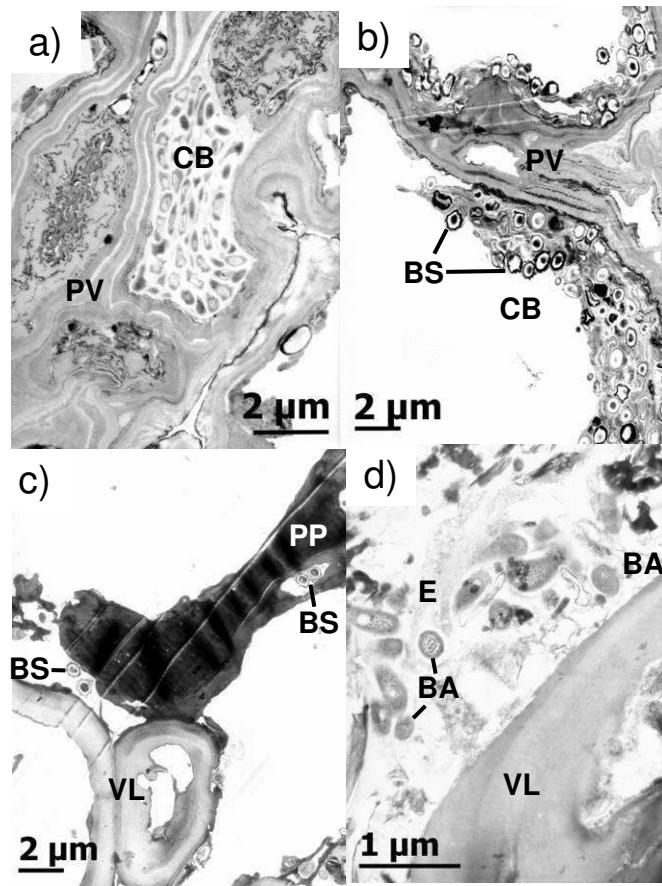
2.1.1. COMPOST DE DECHETS VERTS

Le compost de déchets verts était un matériau particulière, hétérogène en terme de taille des éléments (10 à 20 % en masse d'une fraction grossière > 2 mm) et de nature (phases organiques diverses, quelques éléments minéraux comme des cailloux ou des mottes argileuses).

La fraction grossière était constituée d'éléments organiques reconnaissables à l'œil : morceaux d'écorces, de branches et de copeaux. En fait, les observations en MET ont montré que ces matériaux contenaient une proportion élevée de micro-organismes physiologiquement viables qui pouvaient se présenter sous la forme de colonie bactérienne (Figure 16a) et de bactéries sporulées (Figure 16b) (forme de résistance à la montée en température liée au compostage).

La fraction fine (< 1 à 2 mm) comportait des matières organiques humifiées, organisées en micro-agrégats organiques et constituées de restes foliaires dégradés (vaisseaux ligneux, plages polyphénoliques, restes de chloroplastes) (Figure 16c). Les bactéries étaient présentes sous différentes formes (sporulée, en colonie, étroitement liée à la phase organique). Une production d'exopolymère bactérien a été observée (Figure 16d), qui peut être interprétée comme un mécanisme de protection ou d'attache à la fraction solide de la part des bactéries. La présence de quelques champignons a pu être notée.

Le compost de déchets verts était donc un matériau essentiellement organique au sein duquel il n'a pas été possible de visualiser d'associations organo-minérales et témoignant d'un potentiel bactérien élevé.



PV : paroi végétale VL : vaisseaux ligneux
 CB : colonie bactérienne BA : bactérie active
 BS : bactérie sporulée E : exopolymère

Figure 16 : Observations du compost de déchets verts en MET

2.1.2. SOUS-PRODUIT PAPETIER

Humide, le sous-produit papetier se présentait sous la forme d'un matériau pâteux. Après séchage, il se révélait comme un matériau particulaire constitué de boulettes, dont la taille était comprise entre 1 et 2 mm, à l'aspect grumeleux (Figure 17a). Nous faisons ici le choix de dénommer cette structure « pseudo-grumeleuse » par analogie avec la nomenclature pédologique et avec le souci de différencier une structure innée, d'une structure acquise à la suite d'une pédogenèse.

Les observations en loupe binoculaire ont montré que ces boulettes étaient composées d'une association de fibres de papier emprisonnées dans un ciment calcaire. Leur couleur était globalement homogène, bien que la présence de particules de couleur orange, rouge ou bleue de grosse taille (2 mm) ait été notée (probablement des résidus d'emballages) (Figure 17b).

Plus finement, à l'échelle microscopique, la même structure s'est retrouvée au sein d'associations organo-minérales unitaires de quelques microns de diamètre témoignant d'une étroite association entre les phases organiques et minérales (Figure 17c). Une observation en MET a par ailleurs mis en évidence la structure des ces longues fibres cellulosiques, partiellement dégradée par des champignons (Figure 17d).

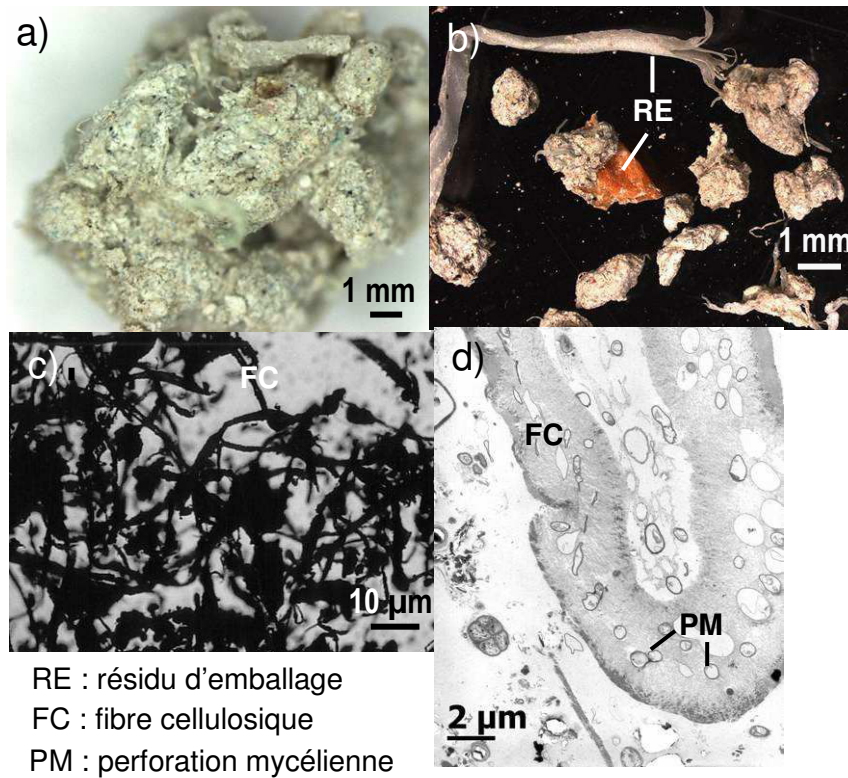


Figure 17 : Observations du sous-produit papetier

a), b) à la loupe binoculaire ; c) en microscopie optique ; d) en MET

2.1.3. TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

La terre industrielle traitée était un matériau particulaire, de couleur sombre, constitué d'une fraction pondérale de 20 % d'éléments grossiers > 2 mm (galets, cailloux et ponctuellement laitiers).

Suite à des observations en loupe binoculaire de la fraction < 2 mm, une hétérogénéité de couleur a été mise en évidence qui traduisait la présence de différents types d'éléments essentiellement minéraux :

- des particules translucides et blanchâtres (Figure 18a) se caractérisant soit par des angles tranchants qui ont été identifiées comme du quartz (observation en microscopie sur lame polie : Figure 18d), soit par une forme sphérique qui ont été identifiées comme une phase siliceuse amorphe (observation en MET : Figure 18g) ;
- des petits galets polis de couleur sombre (Figure 18b et e), fortement attirés par un aimant, qui ont été identifiés comme des oxydes de Fe ;
- des particules (1 – 10 µm) aux angles polis, de couleur brune à brun rougeâtre (Figure 18c) qui sont attirées par un aimant ; les observations en microscopie sur lame polie et en MET ont mis en évidence le fait que ces éléments étaient en fait constitués de particules élémentaires minérales (oxydes, gypse, verre) fortement agrégées (Figure 18f et h).

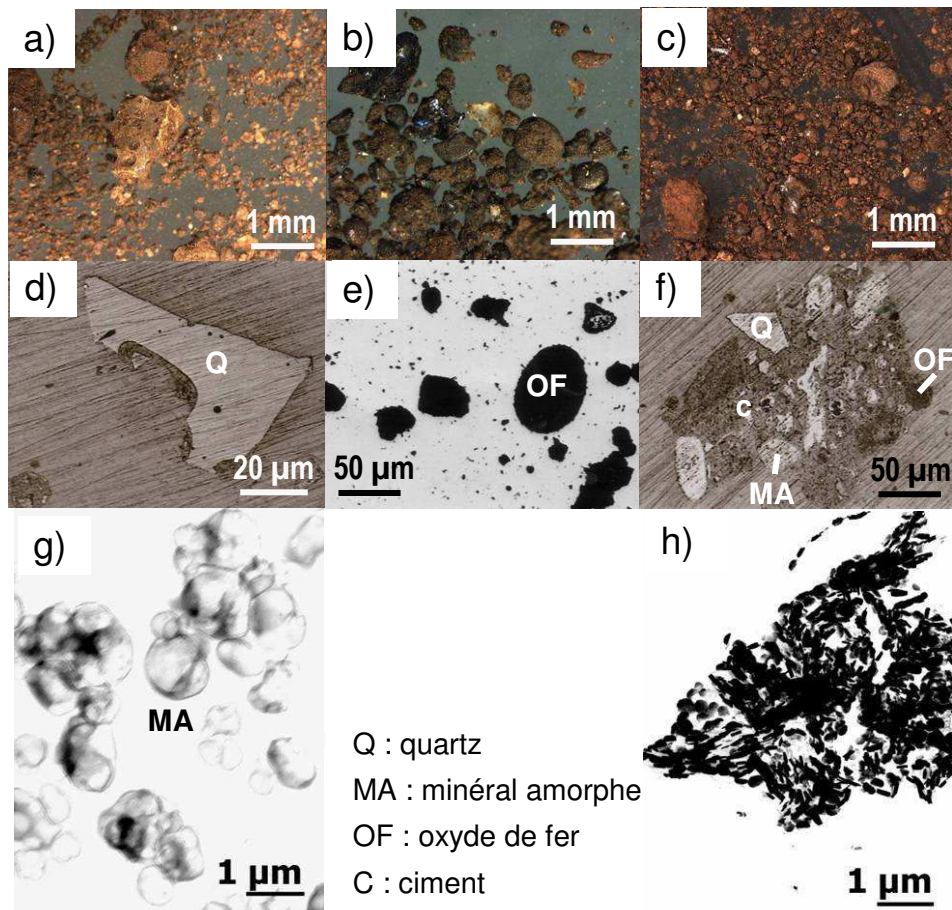


Figure 18 : Observations des phases minérales de la terre industrielle traitée
a), b) et c) à la loupe binoculaire ; d), e) et f) en stéréomicroscopie ; g) et h) en MET

2.2. Analyses physiques

2.2.1. TENEUR EN EAU

L'analyse de la teneur en eau sur les matériaux frais lors de la mise en œuvre *in situ* a mis en évidence une large gamme de valeurs (Tableau 8). L'humidité du sous-produit papetier était élevée (64 %), moyenne pour le compost de déchets verts (35 %) et relativement faible pour la terre industrielle traitée (10 %).

2.2.2. DENSITE REELLE

Les densités réelles ont traduit un contraste marqué entre les matériaux (Tableau 6). Le compost et le sous-produit papetier avaient une densité solide très faible (2,1 – 2,2) liée à la contribution forte de la phase organique. A l'opposé, la densité réelle de la terre industrielle traitée était particulièrement élevée (3,7).

Tableau 6 : Densité réelle des matériaux parents

Matrices	Densité
compost de déchets verts	2,1
sous-produit papetier	2,2
terre industrielle traitée	3,7

2.2.3. COULEUR

Les couleurs des matériaux parents secs étaient très contrastées (Tableau 7) :

- particulièrement foncées pour le compost de déchets verts (brun rougeâtre très foncé) et la terre industrielle traitée (noir rougeâtre) ;
- bleu-gris très clair pour le sous-produit papetier.

Tableau 7 : Couleur des matériaux parents

Matrices	Couleur Code Munsell
compost de déchets verts	7.5YR 2/2
sous-produit papetier	N 8/0
terre industrielle traitée	7.5YR 2/1

2.2.4. TEXTURE

L'analyse granulométrique sans décarbonatation a mis en évidence la texture équilibrée de la phase minérale du compost, limono-argileuse du sous-produit papetier et sablo-limoneuse de la terre industrielle traitée (Tableau 8).

2.4. Composition

2.4.1. PH ET TENEUR EN CARBONATES

Les trois matrices étaient neutres à basiques ($\text{pH} > 7,99$), ce qui a pu être relié au fait qu'elles étaient toutes fortement carbonatées ($[\text{CaCO}_3] > 11\%$) (Tableau 8). De plus, la différence entre le pH_{eau} et le pH_{KCl} était proche de 0,5 pour la terre industrielle traitée et le compost, indiquant une acidité titrable moyenne faible égale à 0,1 unité pour le sous-produit papetier.

2.4.2. CARACTERISTIQUES DES MATIERES ORGANIQUES

Le compost et le sous-produit papetier étaient bien pourvus en matières organiques (respectivement 38 % et 27 % de la matière sèche), mais comportaient également une charge minérale élevée, malgré leur origine organique (Tableau 8). Au contraire, la terre industrielle traitée contenait encore près de 10 % de matières organiques, malgré le traitement thermique. L'azote était présent en quantités importantes dans le compost de déchets verts (11 g.kg^{-1}), moindres dans le sous-produit papetier (5 g.kg^{-1}) et faibles dans la terre traitée (1 g.kg^{-1}). La même répartition a été observée en ce qui concerne l'azote nitrique et ammoniacal. Les rapports C/N du compost de déchets verts et de la boue de papeterie étaient compris entre 20 et 30. Le C/N de la terre de désorption était très élevé (63), du fait des teneurs très faibles en azote.

2.4.3. DISPONIBILITE DES NUTRIMENTS MAJEURS

La concentration en phosphore extractible Olsen était beaucoup plus forte dans le compost ($0,67 \text{ g.kg}^{-1}$) que dans le sous-produit ($0,01 \text{ g.kg}^{-1}$) ou la terre ($0,05 \text{ g.kg}^{-1}$) (Tableau 8).

La CEC était élevée pour le compost (42 cmol.kg⁻¹), en relation théorique avec un complexe argilo-humique très présent. Les valeurs de capacité d'échange du sous-produit papetier et de la terre industrielle traitée étaient plus faibles (entre 5 et 7 cmol.kg⁻¹). Les valeurs mesurées de cations échangeables ont mis en évidence un taux de saturation (somme des cations échangeables / CEC) supérieur à 100 % pour le sous-produits papetier (1000 %) et la terre industrielle traitée (700 %) et égal à 100 % pour le compost. Nous garderons donc essentiellement de cette mesure la quantité forte de K échangeable (entre 5,2 cmol.kg⁻¹) et dans une moindre mesure de Na échangeable (1,5 cmol.kg⁻¹) contenu dans le compost par rapport aux valeurs obtenues sur les deux autres matrices. Le taux de saturation (somme des cations échangeables / CEC) est supérieur à 100 % pour le sous-produit papetier (1000 %) et la terre industrielle traitée (700 %) et égal à 100 % pour le compost. Les trois matériaux étaient très nettement calciques (rapport Ca²⁺/Mg²⁺ >> 5).

Tableau 8 : Caractérisation agronomique des matériaux parents

Paramètres analytiques	unités	compost	déchets verts	sous-produit papetier	terre industrielle traitée
argile		254	244	49	
limon fin		197	410	59	
limon grossier	g.kg ⁻¹	114	277	72	
sable fin		90	65	177	
sable grossier		345	4	643	
humidité		35	64	10	
pH _{eau}	-	8,61	7,99	8,97	
pH _{KCl}	-	8,22	7,88	8,31	
CaCO ₃ total		115	478	245	
C total	g.kg ⁻¹	231	202	84	
C organique		217	145	55	
matières organiques		376	251	94	
rapport C/N	-	20,4	27,5	63,1	
N total		10,7	5,3	0,9	
NO ₃ extractible	g.kg ⁻¹	0,118	0,006	0,002	
NH ₄ extractible		0,033	0,039	0,001	
P _{Olsen}		0,671	0,013	0,049	
CEC Metson		42,3	4,6	6,7	
Ca échangeable		34,5	40,5	45,0	
Mg échangeable	cmol.kg ⁻¹	1,6	1,1	1,0	
K échangeable		5,2	0,5	0,5	
Na échangeable		1,5	0,8	0,1	

2.5. Minéralogie

Nous avons effectué une première série d'analyses de la minéralogie des échantillons sur les matrices solides non traitées. Afin d'améliorer la qualité de l'analyse, nous avons réalisé une nouvelle série, après un pré-traitement de destruction des matières organiques et de décarbonatation.

Du quartz (SiO_2), de la calcite (CaCO_3), des feldspaths ($\text{K,NaSi}_3\text{AlO}_8\text{K}$), des traces d'halite (NaCl), ainsi qu'une phase argileuse composée de kaolinite ($\text{Si}_4\text{O}_{10}\text{Al}_4(\text{OH})_8$) et de minéraux phyllosilicatés 2/1 de type illite ($\text{K}_x\text{Al}[\text{Si}_{4-x}\text{Al}_x\text{O}_{10}](\text{OH})_2$) ont été identifiés dans le compost de déchets verts (Figure 19).

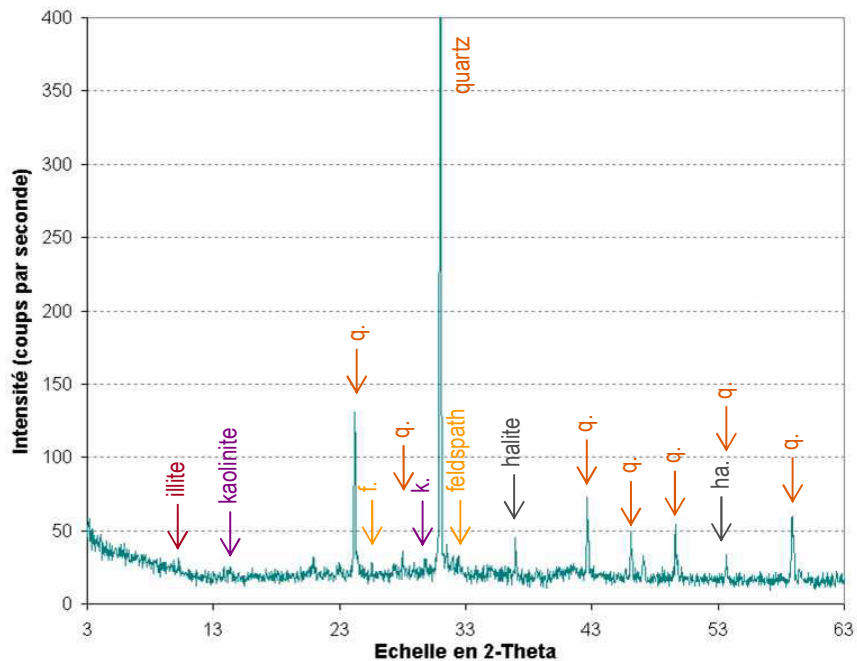


Figure 19 : Diffractogramme X du compost de déchets verts après destruction des matières organiques et décarbonatation

Le sous-produit papetier contient outre de la calcite, du kaolin, du talc ($\text{Si}_4\text{O}_{10}\text{Mg}_3(\text{OH})_2$) et des traces de quartz et de dolomite ($\text{Mg,Ca}(\text{CO}_3)_2$) (Figure 20). Le diffractogramme de la phase argileuse seule était très proche de celui de l'ensemble des fractions.

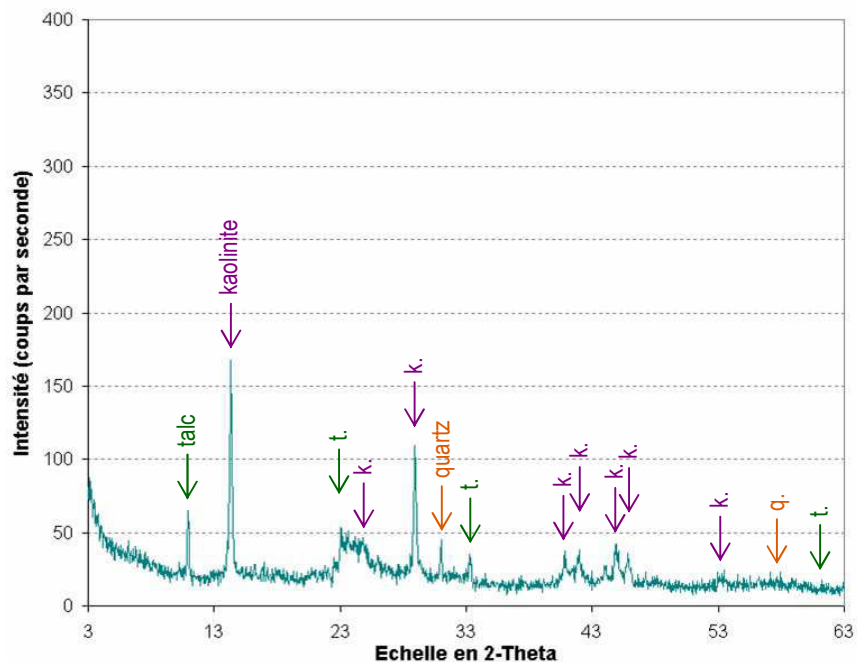


Figure 20 : Diffractogramme X du sous-produit papetier après destruction des matières organiques et décarbonatation

Enfin, la terre industrielle traitée est composée de calcite, de quartz, d'oxydes de fer : magnétite (Fe_3O_4) et hématite (Fe_2O_3), (Figure 21) de gypse (CaSO_4) et d'une autre phase difficilement identifiable qui pourrait être de la portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)

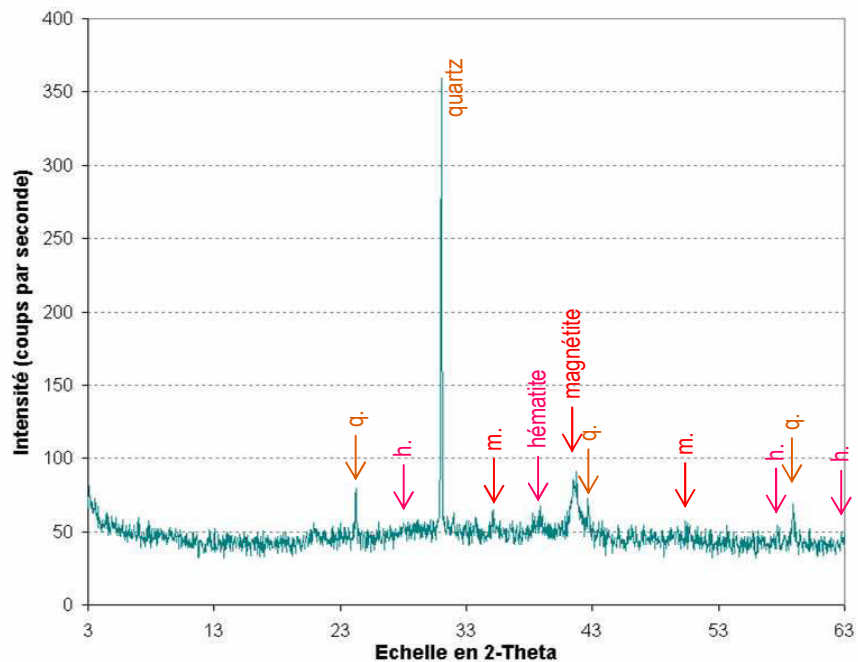


Figure 21 : Diffractogramme X de la terre industrielle traitée après destruction des matières organiques et décarbonatation

2.6. Dosage d'éléments géochimiques

Le dosage des teneurs totales et extractibles d'éléments géochimiques (Al, Fe et Si), constituants minéralogiques majoritaires, a permis d'obtenir indirectement des indications complémentaires sur la nature des phases minérales mal cristallisées présentes dans les trois matrices (Tableau 9).

En ce qui concerne le compost, il apparaît tout d'abord que l'aluminium était essentiellement sous forme bien cristallisée (oxydes, feldspaths ou argiles), la portion d'Al extractible étant faible (moins de 5 %). Ces mesures se situent dans la gamme des valeurs habituelles des sols naturels (Tableau 10) et sont cohérentes avec le résultat de l'analyse minéralogique. Le Fe était présent pour moitié sous forme extractible (depuis Fe associé à la matière organique jusqu'aux oxydes) et l'autre moitié dans des réseaux silicatés (essentiellement silicates ferromagnésiens). Compte tenu de l'origine du compost, l'hypothèse la plus vraisemblable concernant la nature du Si libre est qu'il correspondait à une phase de type phytolithes. Ce sont les produits de la polymérisation de la silice au sein des tissus végétaux (Bartoli, 1981 ; Bartoli, 1986) et ils sont donc naturellement présents dans les constituants du compost. Cette forme d'opale est sensible à l'extraction Mehra-Jackson et il est estimé que 10 % des phytolithes totales peuvent être dissoutes lors de cette mesure (Bartoli, communication personnelle). Par conséquent, le Si libre dosé ($3,3 \text{ g.kg}^{-1}$) correspondrait à une quantité de phytolithes (silice hydratée : 70 à 80 % de SiO_2 , 2 à 11 % d'eau, de faibles traces de Mg, Ca, Na, K, Mn, Fe et Al (Bartoli, 1981)) qui peut être estimée à 75 g.kg^{-1} MS. La silice est également présente au sein de la phase de quartz.

Le sous-produit papetier présentait des concentrations en Al libre (15,9 g.kg⁻¹) et surtout total (66,5 g.kg⁻¹) élevées (Tableau 9). L'Al libre provenait certainement du sulfate d'alumine (Al₂(SO₄)₃) utilisé lors du process d'épuration. Ceci n'explique pourtant pas les quantités très importantes d'Al non extrait, qui était présent *a priori* sous des formes bien cristallisées. Ces concentrations sont particulièrement élevées (Tableau 10). Le sulfate d'alumine (Al₂(SO₄)₃) sert d'agent de collage du papier et il est également utilisé lors du procédé d'épuration comme réactif coagulant. Mais ceci n'explique pourtant pas les quantités d'Al non extrait, présent *a priori* sous des formes bien cristallisées, qui ne peuvent pas être complètement expliquées par la présence de kaolin. Etant donnée la nature du sous-produit papetier, les quantités de Si libre étaient élevées (1,1 g.kg⁻¹). L'hypothèse la plus vraisemblable est que l'extraction a pu détruire partiellement les feuillets d'argile de type 1/1 mal cristallisés, telle que la kaolinite (identifiée en DRX). En ce sens, Mestdagh et al. (1982) ont mis en évidence le fait que pour certains types de kaolinites, les teneurs croissantes en Fe structural de l'argile sont corrélées avec une augmentation de défauts structuraux. Ceci est cohérent avec les teneurs significatives en Si extractible associées par conséquent à du Fe en faibles quantités qui traduirait la présence de kaolin mal cristallisé.

La mesure de Fe libre dans la terre industrielle traitée a mis en évidence une concentration très élevée (88,9 g.kg⁻¹) rarement rencontrée dans les sols naturels (Tableau 10). Ceci est à relier à l'usage passé du sol (cokerie) qui a laissé de nombreux résidus métalliques, en particulier ferreux. Cependant, le traitement subi par la terre a pu modifier la forme de ce fer présent ici sous forme d'oxydes qui ont été vus en DRX, sans avoir pu être identifiés. Le traitement thermique, conduisant aussi à une augmentation de pH, il est probable que la cristallisation d'oxy-hydroxydes de Fe ait été favorisée (Scholtus, 2003) qui n'ait pas été identifiés en DRX. La valeur d'Al extractible indiquait une phase d'Al échangeable et amorphe largement présente (8,9 g.kg⁻¹) et il en était de même pour le Si (12,2 g.kg⁻¹). La question du Si libre est particulièrement marquante. En effet, la concentration mesurée se situe largement au dessus des teneurs rencontrées dans les sols naturels (Tableau 10). Cette silice amorphe ou mal cristallisée provient très certainement d'une phase de verre siliceux sensible à l'extraction Mehra-Jackson qui se serait formée lors du traitement thermique. Ce comportement peut être rapproché de l'instabilité de certaines phases non cristallisées qui se trouvent dans les andosols (Jeanroy, 1983).

Tableau 9 : Concentrations en Si, Al, Fe libre (CBD) et total dans les matériaux parents de sols construits (en g.kg⁻¹)

Paramètres analytiques	compost déchets verts	sous-produit papetier	terre industrielle traitée
Si extractible	3,3	1,1	12,2
Al total	27,8	66,5	n.a.
Al extractible	1,1	15,9	8,9
Fe total	18,5	2,2	n.a.
Fe extractible	10,5	0,5	88,9

n.a. : non analysé

Tableau 10 : Concentrations usuelles en Si, Al, Fe libre (CBD) et total dans les sols (en g.kg⁻¹)

(Jeanroy, 1983 ; Mathieu et Pieltain, 2003 ; Lefort et al., 2006)

Paramètres analytiques	Gamme de valeurs couramment rencontrées dans les sols naturels	Gamme de valeurs extrêmes rencontrées dans les sols naturels
Si extractible	0,1 – 1,5	2,0 – 5,0
Al total	0,2 – 20,0	n.r.
Al extractible	0,2 – 10,0	15,0 – 25,0
Fe total	1,5 – 30,0	40,0 – 110,0
Fe extractible	1,0- 15,0	30,0 – 70,0

n.r. : non renseigné

2.7. Discussion

Méthodologiquement, nous nous basons sur les connaissances acquises sur les sols naturels pour évaluer les caractéristiques et les propriétés des matériaux techniques. Nous essayons de juger également les limites d'une telle approche.

Une première remarque générale consiste à mettre en évidence la variabilité des paramètres analytiques des 3 matériaux parents, non seulement entre eux, mais surtout par rapport aux matériaux naturels. C'est, par exemple, le cas de la teneur en eau, de la densité réelle et de la couleur. Ces trois paramètres traduisent directement l'originalité de la composition des matériaux techniques (forte présence de matière organique végétale pour le compost et de fibres cellulosiques pour la boue de papeterie) ou de leur genèse (la terre industrielle traitée a été fortement modifiée par le procédé de désorption thermique). Pour aller plus loin, comparées aux valeurs de densité réelle habituellement rencontrées dans les sols naturels (2,3 - 2,9), les mesures que nous avons faites sur les 3 matrices les rapprochent plutôt de leurs constituants minéraux (calcite = 2,7 ; magnétite = 5,2) ou organiques (cellulose = 1,5 ; lignine = 1,8). D'autres propriétés sont plus homogènes entre les matériaux parents, comme leur nature fortement carbonatée et des valeurs de pH neutres à basiques. D'ailleurs, les concentrations mesurées de cations échangeables se rapprochent des sols carbonatés, avec des taux de saturation supérieurs ou égaux à 100 %.

Comme nous l'avons évoqué dans le chapitre I, la fertilité chimique des matériaux techniques est très variable et fréquemment extrême. C'est le cas ici puisque les teneurs en matières organiques, en N et en éléments majeurs du compost de déchets verts en font un amendement organique au sens agronomique. A l'opposé, la terre de désorption se caractérise par sa faible fertilité, traduite par des teneurs en nutriments faibles associées à un pH élevé et une charge saline significative. Le sous-produit papetier est intermédiaire, mais présente des teneurs élevées en matières organiques et en Ca, ainsi qu'un fort pouvoir tampon. Le paramètre C/N est fréquemment utilisé en science du sol et en agronomie pour caractériser le potentiel de dégradation des matières organiques et de minéralisation de l'N organique d'un sol. Les valeurs de C/N du compost et du sous-produit papetier sont comparables à celles rencontrées dans les humus naturels (entre 10 et 30) (Duchaufour, 1983), inférieures à celles de litières fraîches (entre 40 et 100) (Vedy, 1973) et supérieures à celles d'horizons inférieurs de sols naturels (entre 6 et 16) (Mathieu et Pieltain, 2003). Par analogie, ces valeurs sont censées traduire une vitesse

de minéralisation moyenne à lente (Rémy et Lafèche, 1974). Le C/N de la terre de désorption est anormalement élevé, la minéralisation devrait par conséquent être très lente. Ceci est d'ailleurs en partie confirmé par les très faibles concentrations en N minéral. La texture est, dans 2 matériaux sur 3 (le sous-produit papetier et la terre industrielle traitée), peu équilibrée avec une prédominance des fractions fines ou grossières. Faisant écho à ce que nous avons évoqué dans la synthèse bibliographique, nous constatons que le compost et la terre de désorption sont des matériaux à structure particulière, sans associations organo-minérales. Par contre, une structure pseudo-grumeleuse préexiste au sein du sous-produit papetier. La présence de véritables agrégats stables est dans ce cas la conséquence directe du procédé industriel de confection du papier, puis du procédé d'épuration. Enfin, notons une activité biologique ou plutôt un potentiel d'activité significatif, voir même très élevé dans le cas du compost. Les conditions de stockage en tas et les retournements ont certainement favorisé l'oxygénation donc le développement de micro-organismes et de champignons.

La plupart des éléments que nous avons évoqués ici (pH, texture, couleur) sont concordants avec les données de la bibliographie (Lemaire et Rossignol, 1999 ; Morel *et al.*, 2005), illustrant par là le fait que ces matériaux sont représentatifs de sols très anthropisés tout en présentant des contrastes significatifs dans leurs propriétés et dans leur réactivité. En effet, nous avons pu mettre en évidence les phases majeures des constituants et évaluer leur réactivité. Ainsi certaines phases seront très réactives (gypse, halite, argiles, cellulose), d'autres seront sensibles (calcite, dolomite, silice amorphe, oxydes mal cristallisés, C_{org} chauffé) et certaines enfin seront très résistantes (quartz, oxydes de Fe). Nous démontrons ici que ces trois matériaux parents sont des matrices complexes, résultant de genèses anthropiques et donc de facteurs de formation sans strict équivalent pour les substrats géologiques. Néanmoins, il est possible d'appréhender et de caractériser ces matériaux de manière suffisamment précise pour pouvoir décrire leur agencement, leur potentiel agronomique ou encore leur réactivité grâce aux outils analytiques disponibles.

La question de la transposition aux matériaux techniques des méthodes développées sur les sols naturels se pose de manière double. Nous pouvons tout d'abord nous interroger sur le niveau d'adaptation des protocoles des analyses à l'originalité des matrices étudiées, sans tenir compte des problèmes liés à l'échantillonnage de matériaux fréquemment hétérogènes. C'est le cas par exemple pour l'analyse texturale qui impose une destruction complète des matières organiques et éventuellement des ciments calcaires. Or, les objets que nous étudions sont très largement composés de ces deux phases et la question de l'efficacité de leur destruction pour réaliser l'analyse se pose de manière aiguë. Dans le même esprit, les concentrations mesurées de cations échangeables, compte tenu du pH des matériaux, de leur constitution et du protocole employé (utilisation d'acétate d'ammonium à pH 7) sont à juger avec précaution. En effet, une partie des minéraux de la famille de la calcite sont dissous et ses éléments solubles, principalement le Ca, sont comptabilisés lors de la mesure et donc surévalués (Mathieu et Pieltain, 2003). L'autre versant de la question est de savoir s'il est possible d'utiliser les grilles d'interprétations des résultats préconisées pour les sols naturels sur les sols très anthropisés. Pour reprendre l'exemple de la texture, la valeur d'une analyse texturale véritable (destruction de la matière organique et des carbonates) n'est certainement pas la même quand elle concerne moins de 75 à 90 % de la phase solide comme dans le cas du sous-produit papetier. Cette constatation nous amènera notamment à relativiser, puis à

abandonner progressivement l'évaluation qui peut être faite de la texture de ce type de matériaux au terrain. Par ailleurs, contrairement à une gamme de sols naturels, la nature même de la matière organique contenue dans des matériaux techniques peut être extrêmement variable. Depuis les fibres celluloseuses du sous-produit papetier qui sont étroitement liées au ciment calcaire, jusqu'aux phases organiques – hypothétiquement – très condensées de la terre industrielle traitée, en passant par les matières organiques largement humifiées du compost, leurs compositions sont très différentes. C'est la raison pour laquelle nous ne pouvons pas, à ce stade de connaissances, nous prononcer sur la comparaison des matériaux à partir de cet indice et définir une trajectoire d'évolution unique. Ceci pourrait signifier que, compte tenu de la forte variabilité des matériaux techniques, il n'est possible d'interpréter les valeurs de C/N qu'en relatif, pour mettre en évidence l'évolution d'un même matériau.

3. Qualité environnementale

3.1. Teneur en polluants

Les concentrations en éléments en traces métalliques et en hydrocarbures ont été analysées dans les trois matériaux parents (Tableau 11). Les concentrations en Pb et en Cr dans la terre industrielle traitée étaient élevées, respectivement de 200 et 60 mg.kg⁻¹. Par ailleurs, les concentrations en Cu, Ni et Zn étaient significatives dans l'une des trois matrices. Les teneurs en Cd, Hg et Se étaient très faibles ou inférieures aux seuils de détection.

Les concentrations des 16 HAP analysés étaient globalement faibles ou très faibles (Tableau 11).

*Tableau 11 : Teneur en éléments en traces et HAP des matériaux parents
de sols construits (en mg.kg-1)*

Paramètres analytiques	compost déchets verts	sous-produit papetier	terre industrielle traitée
Cd _{total}	< 0,5	< 0,5	0,9
Cr _{total}	46,1	17,2	126,3
Cu _{total}	60,4	47,8	37,7
Hg _{total}	0,17	0,02	0,34
Ni _{total}	14,7	10,3	76,5
Pb _{total}	64,1	10,1	496,0
Se _{total}	< 5,2	< 5,12	< 0,1
Zn _{total}	287,0	41,1	760,2
naphtalène	< 0,2	< 0,2	0,8
acénaphthylène	< 0,3	< 0,3	0,5
acénaphène	0,05	0,02	1,82
fluorène	0,09	0,09	1,84
phénanthrène	0,65	0,35	7,52
anthracène	< 0,05	< 0,05	1,10
fluoranthène	0,91	< 0,10	7,82
pyrène	0,73	0,58	5,58
benzo(a)anthracène	0,34	0,17	3,07
chrysène	0,76	0,61	3,54
benzo(b)fluoranthène	0,58	< 0,10	3,97
benzo(k)fluoranthène	0,25	< 0,05	1,35
benzo(a)pyrène	0,34	< 0,10	2,03
dibenzo(ah)anthracène	< 0,21	< 0,21	0,84
benzo(ghi)pérylène	0,64	< 0,51	2,64
indénopyrène	0,36	< 0,10	1,67
16 HAP	5,73	1,82	46,07

3.2. Evaluation des teneurs en polluants par rapport à la réglementation

Les normes permettant d'évaluer le risque potentiel en terme de pollution d'un matériau solide sont exprimées en teneurs totales. Les concentrations en éléments en traces métalliques et en hydrocarbures sont dans la plupart des cas en dessous des valeurs de définition de source-sol (VDSS) (BRGM, 2002), choisies comme norme de référence dans les sols (Figure 22). Les teneurs significatives dans l'une ou l'autre des matrices de Cr, Cu, Ni, Pb et Zn expliquent le fait que ces 5 éléments en traces ont été suivis en priorité pour la suite de notre travail.

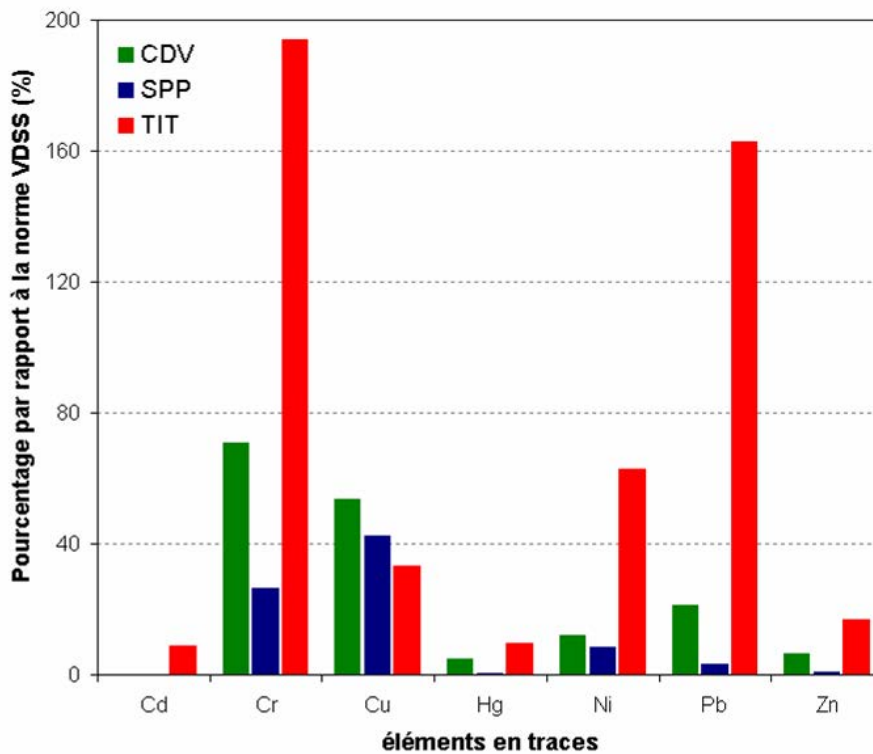


Figure 22 : Comparaison des concentrations en éléments en traces dans les matériaux parents de sols construits par rapport à la norme VDSS

3.3. Écotoxicité

La toxicité aiguë des matériaux parents était très variable (Figure 23). Alors que le sous-produit papetier ne présentait aucun signe de toxicité détectable (au contraire, la bioluminescence mesurée était supérieure aux témoins et croissante dans le temps), le compost était modérément toxique (2 unités toxiques [UT]) et la terre industrielle traitée exprimait une très forte toxicité vis-à-vis de *Vibrio fischeri* (70 UT). De plus, il est à noter que la toxicité mesurée sur la terre traitée était nettement croissante dans le temps.

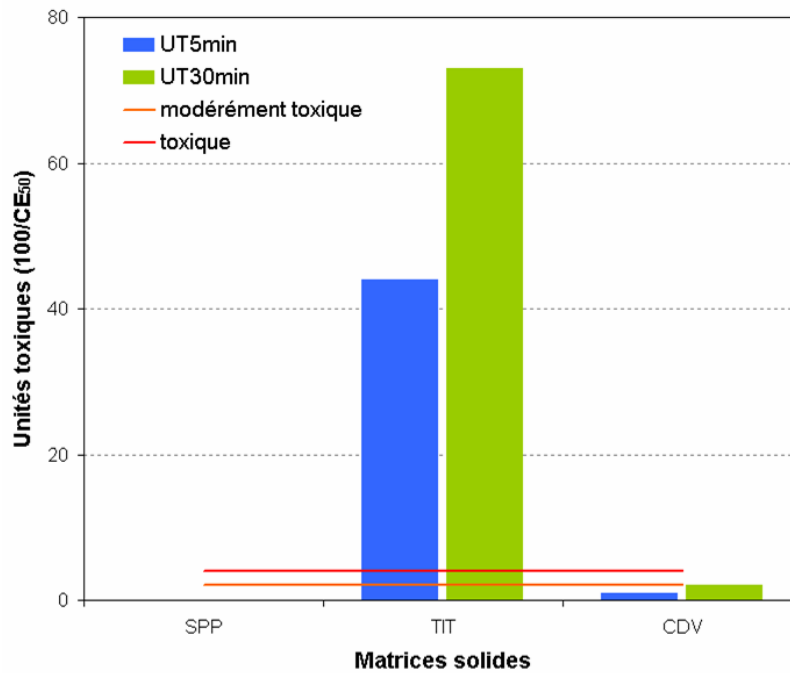


Figure 23 : Toxicité aigue des matériaux parents de sols construits mesurée par Microtox®

3.4. Discussion

La qualité environnementale des matériaux parents utilisés est la conséquence directe de leur source anthropique qui est à l'origine de la nature et de l'intensité de leurs pollutions ou de leur toxicité éventuelles. Des concentrations significatives en polluants ont été notées en particulier pour la terre industrielle traitée. La pollution peut avoir deux origines : le fond géochimique et l'activité industrielle passée. En examinant les données du fond géochimique aux alentours du site d'Homécourt (Chaussidon, 1992), il apparaît que Cd, Cr, Cu, Hg et Ni sont présents en teneurs comparables ou supérieures dans les sols naturels des environs par rapport à la terre de désorption. Par contre, en ce qui concerne le Pb, le Zn et les HAP, ils sont présents à des concentrations supérieures ou légèrement supérieures à ce référentiel géochimique et ils figurent parmi les polluants attribués traditionnellement à l'activité de cokerie (BRGM, 1995). Dans le cas du compost de déchets verts, les concentrations en métaux pourraient avoir pour origine principale les dépôts atmosphériques sur les composés avant compostage (Villemin *et al.*, en préparation).

Nous avons également noté une toxicité provoquée par la terre industrielle traitée et dans une moindre mesure par le compost. Pour tenter de comprendre la forte toxicité de la terre traitée, des comparaisons peuvent être envisagées. Ainsi une terre de cokerie avant et après traitement soumise au test par Harkey et Pradan (1998) présentait de forts niveaux de toxicité, contrairement à une boue de bauxite (pH élevé, contenant pour partie du gypse) sur laquelle des mesures ont également été effectuées (Brunori *et al.*, 2005). Par ailleurs, la baisse continue de la bioluminescence observée peut constituer une piste de réflexion. En effet, Bispo (1998) a pu montrer que la durée de contact lors du test Microtox® avait une influence sur la toxicité mesurée, provoquée par des éléments en traces. Deux types de comportements ont pu être mis en évidence : le Pb où la toxicité mesurée est globalement très élevée (200 à 800 UT) croissante jusqu'à atteindre un seuil aux environs de 30 min et le Cr où la toxicité est nettement plus faible (2 à 16 UT), mais croît de manière continue avec le temps. Dans ce cas,

en liaison avec les résultats analytiques des teneurs totales en éléments en traces, suggérons qu'une interaction entre les polluants métalliques (notamment Cr, Pb et Ni présents en quantités significatives) soit à l'origine de cette toxicité. Il est cependant difficile de définir ici précisément de quelle nature est l'interaction entre les polluants (synergie, antagonisme, addition) et s'ils sont seuls responsables de cette mesure.

La mesure des concentrations en polluants extractibles dans les différents matériaux eût constitué un élément intéressant et fiable pour l'évaluation du risque. De même, il aurait pu être pertinent de réaliser d'autres tests écotoxicologiques complémentaires qui nous auraient permis d'intégrer l'ensemble de la chaîne trophique. Cependant, les mesures ultérieures de flux de polluants et le suivi de la colonisation par les organismes vivants vont permettre de répondre plus directement à ces questions.

Les informations importantes à retenir des résultats que nous avons obtenus ici sont que les procédés dont sont issus les matériaux parents utilisés conditionnent fortement leur qualité environnementale et peut aboutir à la présence de concentrations significatives en polluants (terre industrielle traitée) ou à une toxicité (compost de déchets verts, terre industrielle traitée).

4. Formulation de matériaux parents

4.1. Principes

Le génie pédologique repose sur l'association de matériaux parents au sein d'un profil de sol pour atteindre un certain niveau de fonctionnalités, permettant d'assurer un usage déterminé. L'usage choisi (intégration paysagère, production de biomasse, confinement) implique des potentialités agronomiques, hydriques et géomécaniques spécifiques. Le mode de mise en œuvre ou de formulation des matériaux parents se base sur les caractéristiques des matériaux parents, en identifiant leurs lacunes et leurs potentiels du point de vue physique, chimique ou mécanique. Les matrices solides peuvent ainsi être superposées, mélangées, pré-traitées ou compactées afin d'obtenir un profil de « sol idéal » pour l'usage défini.

Dans notre cas, l'objectif premier de requalification visé est la végétalisation pérenne du site, c'est-à-dire l'implantation d'un mélange d'espèces Poacées capable d'assurer la couverture végétale et nécessitant un entretien limité. Les fonctionnalités du sol idéal pour répondre à cet usage intéressent la fertilité physique et chimique, le comportement hydrique et la stabilité du sol. Compte tenu des matériaux parents utilisés, des gisements disponibles et de contraintes économiques inhérentes aux pratiques de réhabilitation plusieurs modalités de sols construits ont été mises en place dans ce travail (chap. II.3.).

Les modalités testées comprennent en particulier la formulation de sous-produit papetier avec la terre industrielle traitée, dans un mélange 50/50 en volume de chacun des matériaux parents. La proportion de chacune des matrices solides s'appuyait, au moment de leur mise en œuvre, plus sur des données empiriques relatives aux propriétés agronomiques et à la structure de chacun d'eux, que d'une analyse des besoins des végétaux. Plus tard dans ce travail, nous reprendrons ces aspects d'orientation de la formulation (chap. VI.4.) et une première caractérisation du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée a été effectuée.

Enfin, l'un des sols construits est constitué d'une couche de sous-produit papetier chaulé et compacté qui fait suite à des travaux réalisés par le Groupe TVD sur des problématiques de constitution de couverture imperméable (LERM, 2004).

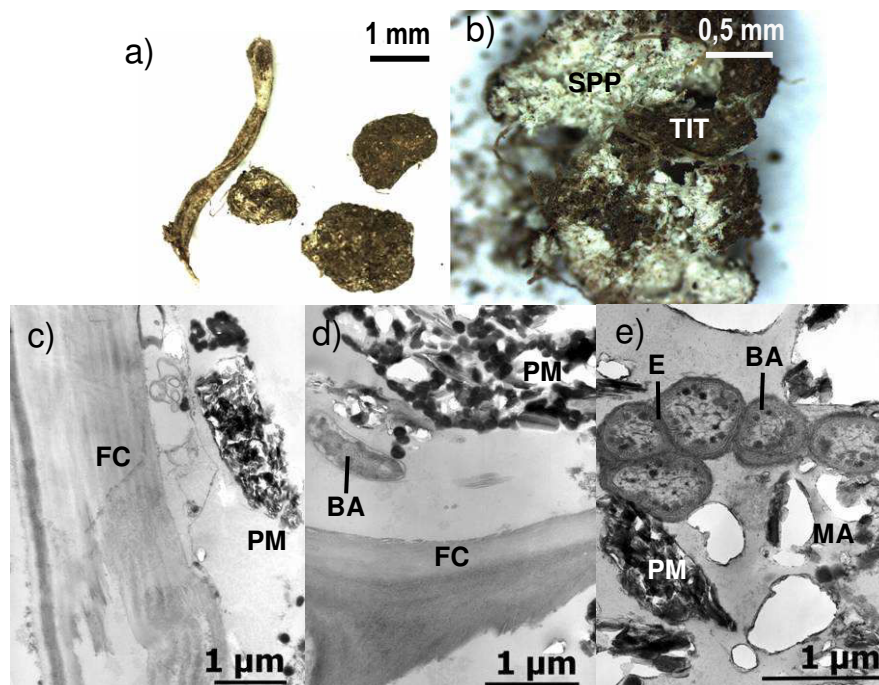
4.2. Propriétés physico-chimiques

4.2.1. DESCRIPTION STRUCTURALE ET ULTRASTRUCTURALE DU MELANGE SOUS-PRODUIT PAPETIER / TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

Le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée était un matériau particulaire, constitué majoritairement de boulettes de 1 à 2 mm, présentant des plages de différentes couleurs : noir, brun et bleu.

Les observations en loupe binoculaire ont permis de distinguer des particules de terre industrielle traitée adhérant aux particules de sous-produit papetier (au niveau des boulettes, voire même des fibres elles mêmes) (Figure 24a). A l'intérieur de ces associations organo-minérales, il est bien apparu que la terre se situait à la périphérie, le cœur étant uniquement constitué de sous-produit papetier (Figure 24b).

Il en est résulté des associations organo-minérales entre la phase organique (fibres cellulosiques) et les phases minérales (particules minérales, ciment calcaire) visualisées en MET (Figure 24c et d). Une activité biologique significative a été mise en évidence qui se traduisait par une production d'exopolymère (Figure 24f) conduisant notamment à des associations bactériennes.



SPP : sous-produit papetier FC : fibre cellulosique BA : bactérie active
TIT : terre industrielle traitée PM : particules minérales MA : minéral amorphe

Figure 24 : Observations du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée
a) et b) à la loupe binoculaire et c), d) et e) en MET

4.2.2. ANALYSES PHYSIQUES DU MELANGE SOUS-PRODUIT PAPETIER / TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

La couleur du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée était brun foncé (Tableau 12).

Tableau 12 : Couleur du mélange

Matrices	Couleur Code Munsell
Mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée	2.5Y 3/1

La densité solide du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (2,7) était un reflet fidèle du ratio de chacun des matériaux parents.

Tableau 13 : Densité réelle du mélange

Matrices	Densité
Mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée	2,7

4.2.3. COMPOSITION DU MELANGE SOUS-PRODUIT PAPETIER / TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

Compte tenu des conditions de mélange au terrain des deux matériaux parents, le matériau résultant connaît une variation de composition. D'après nos estimations, il était composé de 25 à 32 % en masse de sous-produit papetier et donc de 68 à 75 % en masse de terre industrielle traitée. Les analyses qui sont présentées par la suite ont été faites sur un lot calibré très précisément et constitué de 31 % en masse de sous-produit papetier et 69 % de terre industrielle traitée.

Le mélange avait un pHeau (8,36) intermédiaire entre le sous-produit papetier (7,99) et la terre industrielle traitée (8,97) (Tableau 14). Son acidité titrable, différence entre le pHeau et le pHKCl, était très faible (< 0,1). Le mélange était également fortement carbonaté (333 g.kg⁻¹).

Sa teneur en matières organiques était de 121 g.kg⁻¹ et sa concentration en azote était faible (1,8 g.kg⁻¹), ce qui aboutit à une valeur de C/N très élevée de 39,7.

Sa capacité d'échange (CEC = 7,3 cmol.kg⁻¹) était supérieure aussi bien au sous-produit papetier qu'à la terre industrielle traitée. Les valeurs de cations échangeables étaient tout à fait similaires aux mesures réalisées sur les deux matériaux parents purs : Ca échangeable très élevé, Mg, K et Na échangeables très faibles (< 0,3).

Tableau 14 : Caractérisation agronomique du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

Paramètres analytiques	unités	mélange sous-produit papetier – terre industrielle traitée
pH _{eau}	-	8,36
pH _{KCl}	-	8,28
CaCO ₃ total		333
C organique	g.kg ⁻¹	69,8
matière organique		121
rapport C/N	-	39,7
N total	g.kg ⁻¹	1,8
CEC Metson		7,3
Ca échangeable		43,6
Mg échangeable	cmol.kg ⁻¹	1,0
K échangeable		0,5
Na échangeable		0,3

4.2.4. MINÉRALOGIE DU MÉLANGE SOUS-PRODUIT PAPIETIER / TERRE INDUSTRIELLE TRAITÉE

Le diffractogramme du mélange après décarbonatation et destruction des matières organiques fait essentiellement ressortir la contribution minérale de la terre traitée : quartz et oxydes de Fe et dans une moindre mesure celle de la boue de papeterie puisque seule la kaolinite a pu être identifiée.

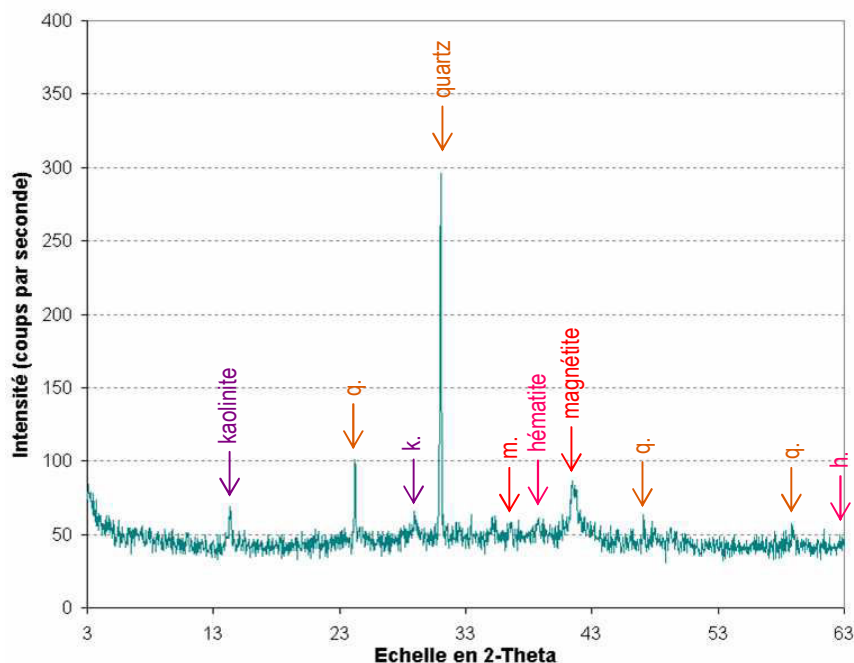


Figure 25 : Diffractogramme X du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée après destruction des matières organiques et décarbonatation

4.3. Impact environnemental du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

Il est intéressant de noter que le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée ne présentait pas de toxicité détectable par Microtox® ($1/CE_{50} = 0$), ce qui signifie que la toxicité provoquée par la terre a été masquée par l'apport de sous-produit papetier.

4.4. Propriétés du sous-produit papetier chaulé

Ce mélange n'a pas pu faire l'objet d'une caractérisation exhaustive, comme les autres matériaux parents. La chaux utilisée était une chaux vive magnésienne, elle a été apportée à hauteur de 5 à 6 % au sous-produit papetier. Elle était constituée de 40 % de CaO et de 60 % de MgO et se présentait sous forme de granules d'une taille comprise entre celle de sable fin et de limon. L'addition de chaux a eu pour effet d'augmenter le pH du sous-produit qui s'est trouvé porté à une valeur supérieure à 8,5. La couleur gris clair, tendant vers le jaune (7.5Y 8/2) de ce matériau était également différente de la boue pure.

4.5. Discussion

Nous constatons en tout premier lieu que si un certain nombre de paramètres sont le résultat simple de la pondération des teneurs de chacun des matériaux parents constitutifs du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée, ceci n'est pas une généralité. En effet, il est intéressant de noter que la formulation entraîne une interaction entre les deux matrices qui se traduit par exemple sur les teneurs en éléments échangeables, la couleur ou encore la structure du mélange qui diffère des deux matériaux constitutifs. Ceci est encore plus évident et marquant en ce qui concerne l'absence de toxicité mesurée par le test Microtox®. Le mélange permet en effet d'améliorer les caractéristiques agronomiques et écotoxicologiques du sous-produit papetier et de la terre industrielle traitée (réduction de la toxicité aiguë, augmentation de la fertilité physico-chimique). L'aspect général du produit est modifié, donnant un matériau visuellement proche d'un sol agricole ou forestier. Alors que l'origine anthropique des matériaux constitutifs est évidente, l'apparence du mélange est beaucoup moins tranchée. Des associations organo-minérales apparaissent qui peuvent certainement être considérées comme un premier stade d'agrégation. Le mélange est aussi plus équilibré au plan chimique puisqu'il ne présente pas de carence sévère.

Cette réflexion est valide en ce qui concerne le mélange de chaux avec le sous-produit papetier. En effet, l'apport de chaux magnésienne au sous-produit papetier, outre son effet sur la structuration et sur l'humidité (le chaulage est une réaction exothermique), entraîne également une augmentation des teneurs totales et échangeables en Ca et Mg, modifiant ainsi significativement les propriétés du futur horizon, en comparaison avec celui constitué de sous-produit papetier pur.

Si, comme nous l'avons vu, la démarche de formulation de matériaux permet d'augmenter les fonctionnalités du matériau résultant, il est en contrepartie plus difficile d'évaluer leur réactivité. En effet, l'état actuel de nos connaissances ne nous permet pas vraiment d'appréhender l'ensemble des interactions qui interviennent par exemple au moment du mélange, puis ultérieurement au cours de son évolution. En ce sens le nouveau matériau

constitué présente, de manière encore plus appuyée que pour les autres matériaux techniques, théoriquement un niveau d'entropie élevé. Il est par conséquent en fort déséquilibre avec son environnement et présente de ce fait un potentiel d'évolution élevée

5. Conclusion partielle

La genèse et les conditions de formation des matériaux parents sont fortement marquées par leur caractère anthropique. Les caractérisations que nous avons menées font d'ailleurs ressortir leur forte originalité par rapport aux sols naturels en ce qui concerne certains paramètres (par exemple : densité, couleur, teneurs en éléments géochimiques, comportement géomécanique). Plus largement, les résultats de nos observations et de nos analyses sont concordants avec les données de la bibliographie sur la nature des matériaux techniques. En l'occurrence, les matériaux parents que nous étudions ont des textures spécifiques où prédominent les fractions grossières ou fines, des pH élevés ; ils sont fortement carbonatés et présentent enfin des pollutions caractéristiques de leurs origines (urbaine ou industrielle). Ce sont des éléments importants car les conditions physico-chimiques au sein des sols construits (découlant de la mise en œuvre de ces matériaux) vont fortement conditionner la disponibilité des matières organiques, des éléments minéraux et des polluants.

Les potentialités agronomiques des matrices solides sont contrastées et présentent chacune une fertilité chimique ou physique propre. La formulation qui a été réalisée a permis d'obtenir deux matériaux (le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée et le sous-produit papetier chaulé) qui semblent devoir présenter des niveaux de fonctionnalités augmentés par rapport à leurs composants. L'étude de ses différentes propriétés nous a amené à proposer la mise en œuvre des 4 modalités de sols construits telles qu'elles sont présentées ci-dessus (chap II.3.), en superposant les matériaux pour constituer des horizons de croissance, de développement, hydrique et de confinement fonctionnels.

En ce qui concerne l'évolution supposée de la réactivité des sols construits, elle amène plusieurs hypothèses et questions. En particulier, un contraste très fort existe dans la manière d'aborder l'étude de l'évolution de ces matériaux techniques par rapport à celle des roches mères géologiques massives qui constituent les substrats classiques des sols naturels. En effet, les matériaux parents des sols construits se caractérisent en tout premier lieu par leur caractère finement divisé (texture extrême, absence de structure) et la présence de phases réactives (matières organiques très biodégradables, phases minérales fragiles). Aussi, les sols construits seront en fort déséquilibre avec leur environnement et devraient connaître des cinétiques d'évolution rapides.

Chapitre 4 – Fonctionnement des sols construits

1. Introduction

Le fonctionnement d'un sol, notamment d'un sol construit, entraîne un certain niveau de fonctionnalités qui lui permettent de répondre à un usage donné. Ce fonctionnement est lui-même la conséquence des propriétés et des états du sol et de ses constituants ; il recouvre l'ensemble des flux d'eau et de solutés, des flux d'énergie, des flux de matière végétale, ainsi que l'activité biologique (INRA, 2007).

Nous allons ainsi étudier un ensemble de paramètres permettant de décrire le fonctionnement des sols construits en conditions réelles *in situ* (dont le dispositif est décrit chap.II.4.), ainsi que certaines de ses potentialités via des expérimentations en conditions contrôlées (chap.II.5.). Les protocoles mis en œuvre sont décrits au sein du chap.II.8. Le but est de permettre une évaluation de la manière dont les différentes modalités de sols construits remplissent leurs fonctions élémentaires, c'est-à-dire comment elles permettent d'assurer la remise en état du couvert pédologique d'un site dégradé.

2. Fonctionnement hydrique

2.1. Mesures in situ

2.1.1. BILAN HYDRIQUE

Le bilan hydrique confronte les données de la pluviométrie avec les quantités de percolats recueillies au cours du temps pour les trois parcelles lysimétriques (Figure 26). Les quantités significatives de percolats collectées sur les trois dispositifs ont montré, d'une part, que les réseaux de drains ont fonctionné correctement et, d'autre part, que les trois sols construits étaient filtrants. La seconde information majeure est que l'option confinement a rempli ses objectifs, car les drains situés à la base du profil de la modalité (II + IV) n'ont jamais coulé. Par conséquent, les résultats présentés sur le bilan hydrique correspondent aux modalités I (« témoin »), II (« profil élémentaire ») et III (« éponge végétale »).

Pour la modalité « témoin », deux phases distinctes sont identifiables (Figure 26a). De 0 à 400 L.m⁻² (correspondant aux 6 premiers mois d'expérimentation), le système était en phase d'équilibrage. Ceci s'est traduit par un retard de l'écoulement de percolats par rapport aux volumes de précipitations. Aucun fonctionnement clair ne s'est dégagé pendant cette période. Ensuite, de 400 à 3000 L.m⁻² (plus de 2 ans d'expérimentation), le système avait atteint un état stable, puisque les volumes de percolats recueillis correspondaient à 10 % des eaux météoriques arrivées au sol.

Un schéma identique se dégage pour les modalités II et III (Figure 26b et c). Le bilan hydrique a débuté par une phase de stabilisation, similaire à la modalité I, de 0 à 300-400 L.m⁻². Ensuite, une phase d'équilibre (de 400 à 1100 L.m⁻² pour la modalité II ; de 300 à 1300 L.m⁻² pour la modalité III ; ceci correspond à une période d'un an, de juin 2004 à mai-juin 2005) lui a succédé où le système a semblé stable avec 10 à 11 % d'eaux de pluie

percolant à travers les deux profils. Après cette période, un équilibre différent s'est installé durant lequel les quantités de percolats ont considérablement diminué (de 1,5 à 5 % du volume des précipitations).

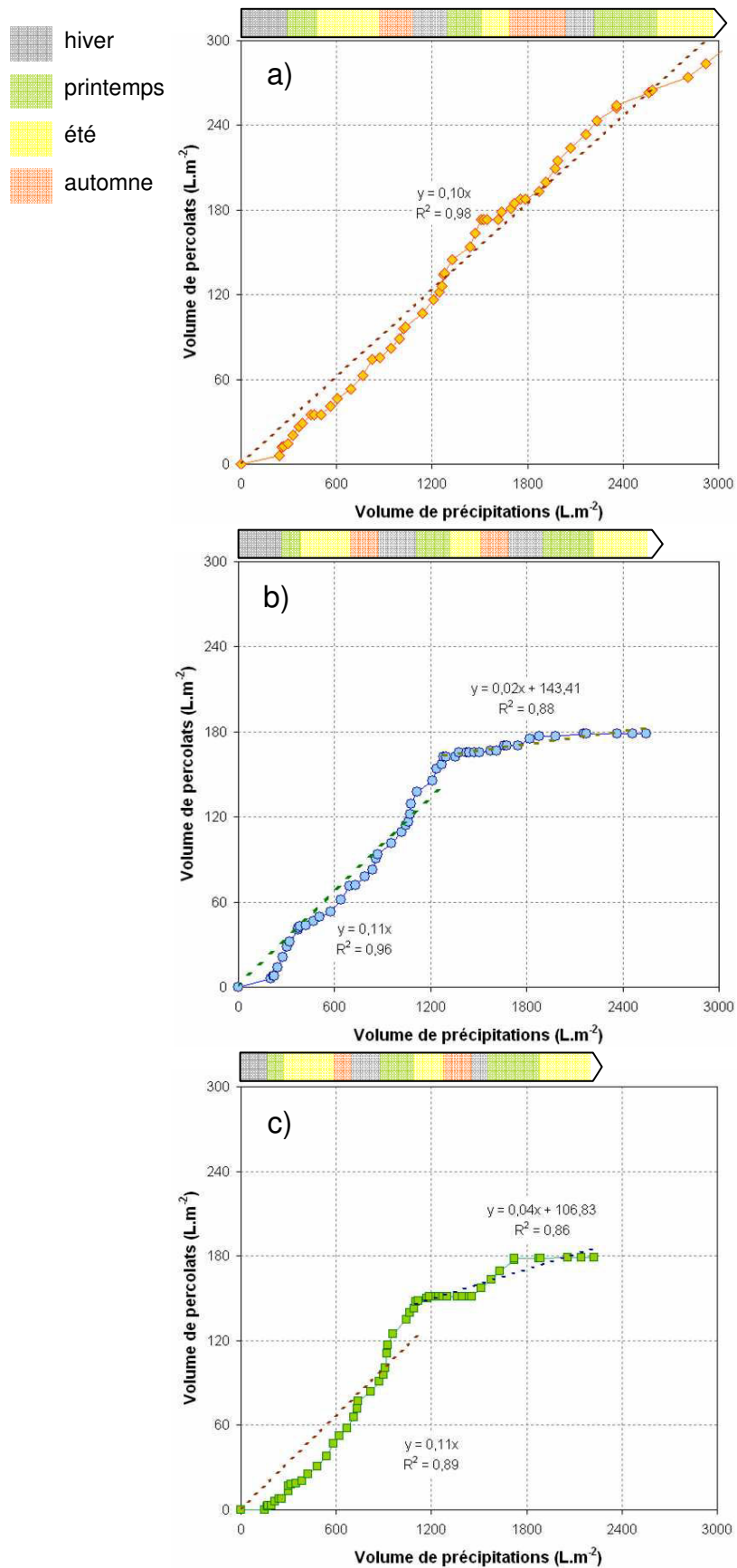


Figure 26 : Bilan hydrique *in situ* cumulé sur 3 ans a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

2.1.2. HUMIDITE DES PROFILS

La teneur en eau mesurée ponctuellement – sans prendre en compte les conditions climatiques au moment de l'ouverture des fosses – a augmenté globalement de $t_{6\text{mois}}$ à $t_{30\text{mois}}$ pour les trois profils et les différents horizons (de 10 à 65% d'augmentation en fonction des horizons) (Figure 27).

La variabilité de composition et de propriétés hydriques des matériaux constitutifs des différents horizons a ainsi été indirectement mise en évidence. La teneur en eau de l'horizon de compost a varié fortement au cours du temps (de 15 à 71 %). Celle de la terre industrielle traitée était beaucoup plus stable (de 17 à 21 %), le mélange, quant à lui, a eu un comportement intermédiaire (de 35 à 60 %). L'humidité des horizons contenant du sous-produit papetier était très élevée et moins clairement croissante dans le temps (de 84 à 160 % d'eau).

Des différences entre les profils sont ressorties également. Le profil « témoin » était très nettement le plus sec (humidité < 35 %), y compris en ce qui concerne son horizon de compost qui était le moins humide des trois horizons de surface. En ce qui concerne les profils contenant des sous-produits papetiers, leur comportement était relativement proche. Notons cependant que la couche de boue chaulée et compactée avait une teneur en eau, après 6 mois, beaucoup plus faible que son équivalent dans la modalité « éponge végétale » (respectivement 85 et 142 %). Ceci s'explique par la consommation d'eau liée au sous-produit papetier lors de la réaction avec la chaux. A ce moment, l'humidité à la capacité au champ n'était pas encore atteinte dans cet horizon comme le démontre l'augmentation qui s'en est suivie.

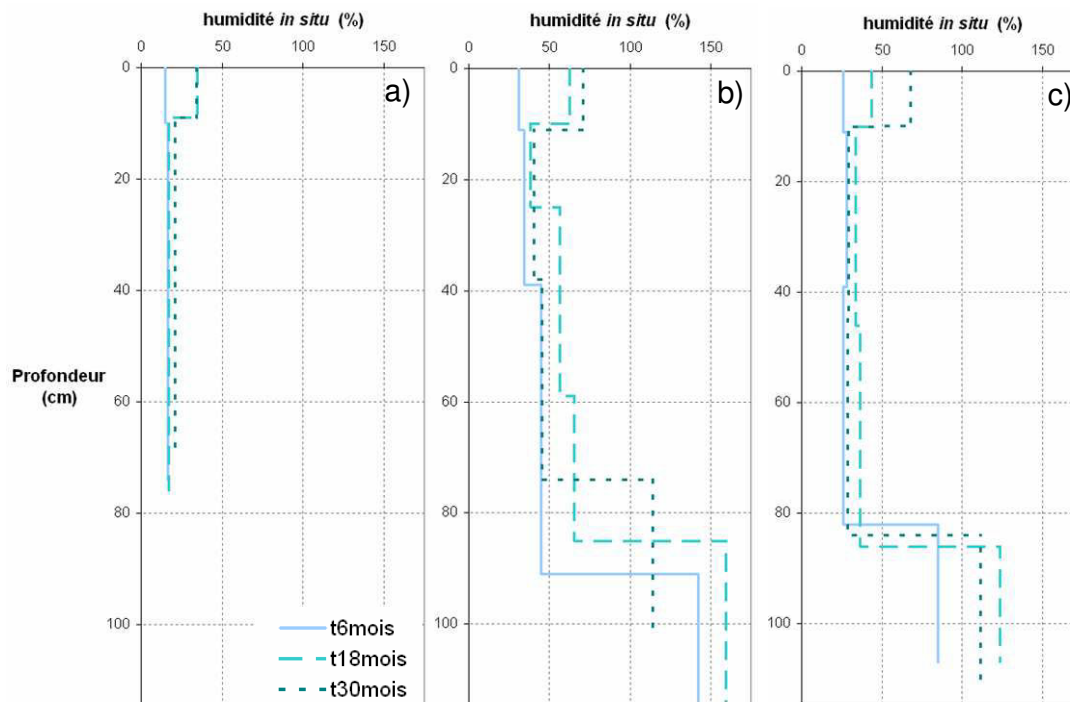


Figure 27 : Teneur en eau des profils in situ

a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

2.1.3. MESURE D'EAU UTILE PAR HORIZON

Des mesures d'eau utile ont été conduites sur des échantillons prélevés sur l'ensemble des trois profils lors des trois ouvertures de fosses (Figure 28). L'eau utile correspond au volume d'eau susceptible d'être prélevé par les

végétaux. Les propriétés différentes des matériaux constitutifs des différents horizons aboutissent à des valeurs contrastées d'eau utile pour les plantes entre les trois modalités et au sein même des profils de sols construits. Il en est ainsi de la modalité I « témoin » entre l'horizon de compost, dont la teneur en eau utile était de l'ordre de 34 % et l'horizon de terre industrielle traitée, avec une valeur proche de 15 %. L'évolution de ces deux valeurs a été faible, mais significativement décroissante (de 35 à 33 % pour l'horizon supérieur et de 18 à 12 % dans l'horizon inférieur). Les profils d'eau utile des modalités III « éponge végétale » et (II + IV) « profil élémentaire + confinement » étaient relativement similaires. Les horizons supérieurs de compost avaient des teneurs en eau utile comprises entre 30 et 40 % ; les horizons de mélange avaient des valeurs d'eau utile comprises entre 17 et 30 % et enfin celle des couches de sous-produit papetier pur ou chaulé prenait des valeurs entre 56 et 60 %. Il est à noter que si l'eau utile dans l'horizon de sous-produit papetier chaulé et compacté était sensiblement plus faible (56 %), que dans la boue pure (60 %), la différence était faible et ne reflétait pas la différence de traitement. Le chaulage et le compactage n'ont pas semblé modifier cette propriété des sous-produits papetiers, même si ces traitements ont tout de même modifié le comportement hydrique du matériau. En effet, les valeurs d'humidité (θ) étaient différentes : sous-produit papetier pur – $\theta_{pF2} = 146 \%$, $\theta_{pF4,2} = 89 \%$ - ; sous-produit papetier chaulé et compacté – $\theta_{pF2} = 91 \%$, $\theta_{pF4,2} = 46 \%$ -. Dans ces deux cas de figure, si les mesures sur les couches de compost et de sous-produit papetier sont restées constantes dans le temps, l'évolution était significative dans l'horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée. Une diminution de l'ordre de 40 % a été mesurée entre $t_{6\text{mois}}$ et $t_{18\text{mois}}$, dans les deux cas, avant stabilisation entre $t_{18\text{mois}}$ et $t_{30\text{mois}}$.

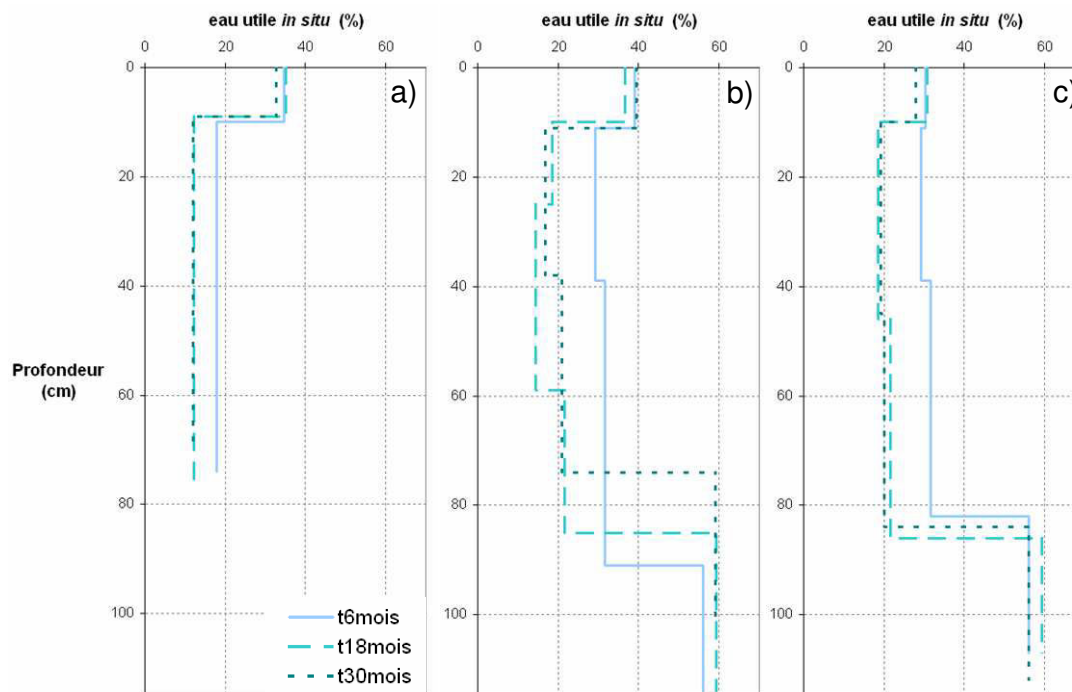


Figure 28 : Mesure de réserve d'eau utile pour les plantes sur les profils in situ
 a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

2.1.4. RESERVE EN EAU UTILE

Afin de comparer les trois modalités entre elles, le calcul de la réserve en eau utile a été effectué sur les trois profils (Figure 29). Comme nous avons pu le constater précédemment (Figure 28), l'eau utile des horizons de mélange et surtout de sous-produit papetier pur ou chaulé et compacté était plus élevée ou beaucoup plus élevée que celle de la terre traitée seule. En effet, les sous-produits papetiers seuls ont fourni de fortes quantités d'eau utilisable pour les plantes. Par ailleurs, le mélange de boue de papeterie avec la terre industrielle traitée a permis également d'augmenter de manière sensible la quantité d'eau utile (de 25 à 40 % en fonction de la modalité et de l'évolution dans le temps). La réserve en eau utile de la modalité I a varié autour d'une valeur de $1,2 \text{ mm.cm}^{-1}$. Pour les modalités III et (II + IV), les réserves sont très fortes (entre 2,6 et $2,1 \text{ mm.cm}^{-1}$) et ceci s'ajoute au fait que la profondeur des profils III et (II + IV) ait été plus élevée que celle du profil I.

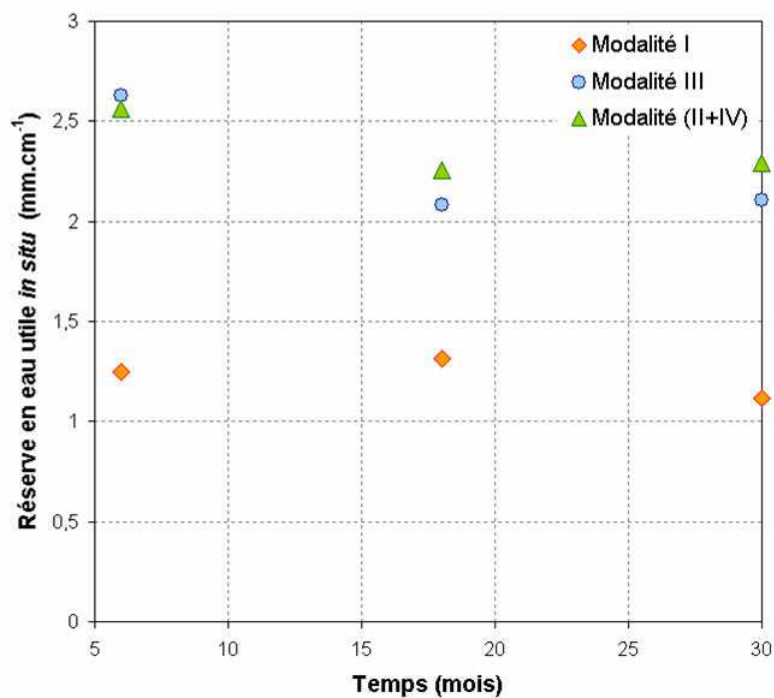


Figure 29 : Variations de la réserve en eau utile en fonction du temps pour les trois modalités in situ

2.1.5. FACTEURS DE VARIATIONS DES VALEURS D'EAU UTILE

En représentant les valeurs d'eau utile en fonction d'autres propriétés des sols construits, il est possible de mettre en évidence le fait que des paramètres structuraux comme la densité apparente (Figure 30a), mais également des paramètres de composition comme la teneur en C_{org} (Figure 30b) permettaient d'expliquer les variations observées.

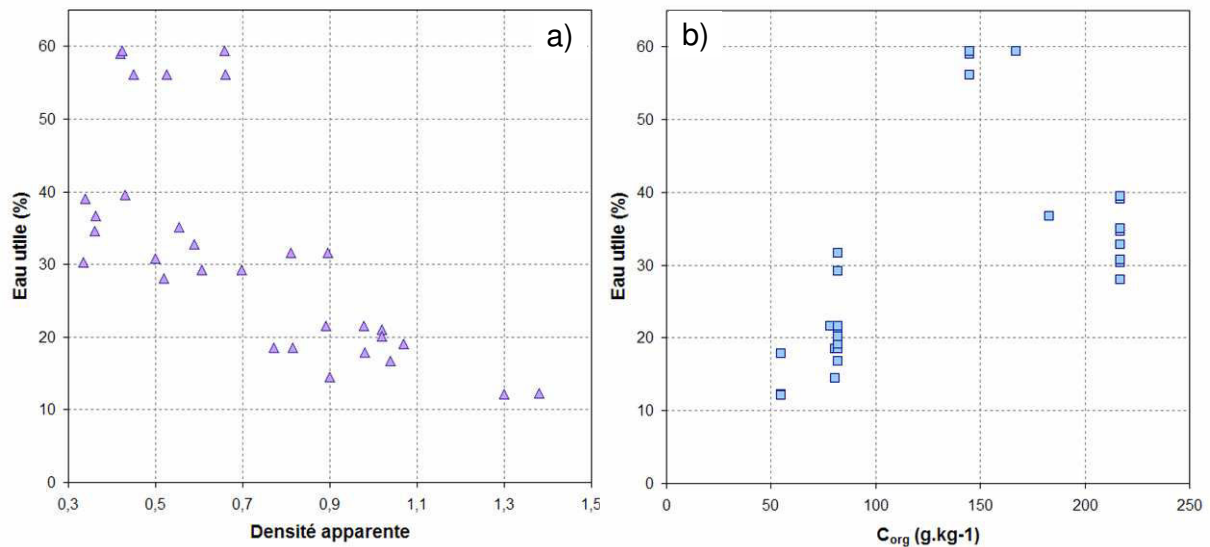


Figure 30 : Variabilité de l'eau utile en fonction
a) de la densité apparente ; b) de la teneur en C_{org}

2.2. Mesures en conditions contrôlées (coefficient de perméabilité)

Deux séries de mesure de perméabilité ont été conduites sur un dispositif expérimental (chap. II.7.1.7.) sur un échantillon de sous-produit papetier pur légèrement compacté et sur un sous-produit papetier mélangé à 5 % de chaux et compacté. Les valeurs des coefficients de perméabilité à saturation mesurés ont décru significativement durant les premiers temps de l'expérimentation et ont atteint un état de quasi-équilibre à l'issue du test (Tableau 15). Ainsi, la perméabilité du sous-produit papetier pur était de $5,3 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ et celle du même matériau chaulé et compacté était de $1,2 \cdot 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$.

Tableau 15 : Mesure de coefficient de perméabilité à saturation
sur sous-produit papetier en conditions contrôlées

Temps (min)	Coefficient de perméabilité K _s (m.s ⁻¹)	
	sous-produit papetier pur	sous-produit papetier chaulé et compacté
5	$6,27 \cdot 10^{-5}$	$7,44 \cdot 10^{-8}$
50	$5,67 \cdot 10^{-5}$	$1,18 \cdot 10^{-7}$
500	$5,31 \cdot 10^{-5}$	$1,19 \cdot 10^{-7}$

La valeur de coefficient de perméabilité à saturation obtenue sur notre dispositif expérimental peut également être comparée à une mesure réalisée par un laboratoire agréé sur une boue de papeterie d'origine et de composition proches, mélangée également à 5 % de chaux qui donnait une valeur de $8,4 \cdot 10^{-11} \text{ m.s}^{-1}$ (LERM, 2004).

2.3. Discussion

La majorité des résultats qui sont présentés ici ont été obtenus sur les parcelles lysimétriques pilotes. Ces dispositifs expérimentaux ont pour fonction première de permettre la collecte des échantillons d'eau et leur analyse. Ils permettent d'évaluer les flux hydriques, même si cette mesure est en général peu précise (Bourrié et Lelong, 1994). Par conséquent, les résultats obtenus permettent d'appréhender de manière sûre le comportement hydrique général des sols construits et des matériaux sans qu'il soit possible pour autant de s'appuyer totalement sur les données chiffrées des bilans hydriques.

Le fonctionnement hydrique des sols naturels est lié en grande partie aux paramètres physiques comme la texture et la structure. Ainsi, la teneur en eau utile dépend en premier lieu de la porosité totale, c'est-à-dire de la densité apparente (Bruand *et al.*, 1996 ; Mathieu & Pieltain, 1998). Par extension, elle est souvent exprimée en fonction de la texture du sol (Musy et Soutter, 1991 ; Mathieu et Pieltain, 1998). Certains paramètres de composition des matériaux rentrent néanmoins aussi en ligne de compte, comme la teneur en C_{org} (Philips *et al.*, 1997 ; Sharma et Bhushan, 2001). Il en va de même pour le coefficient de perméabilité à saturation qui est fortement lié à la porosité du sol et est lui aussi exprimé en fonction de la texture (Richard *et al.*, 2001) ; cependant les sols naturels très organiques (tourbes) se classent à part (Musy et Soutter, 1991).

Dans le cas des sols construits, la texture et la structure des matériaux parents sont des paramètres difficiles à comparer directement avec les sols naturels, du fait i) de teneurs élevées en matière organique qui conditionne fortement la structure des matrices, ii) de la présence massive de ciment calcaire qui joue également un rôle primordial dans la structuration. C'est la raison pour laquelle, dans un premier temps, nous comparons les valeurs mesurées aux valeurs de la bibliographie sur les sols naturels. Le coefficient de perméabilité sur le sous-produit papetier pur correspond alors à des valeurs observées sur des tourbes, traduisant un milieu semi-perméable (écoulement de 4 m.jour⁻¹) (Musy et Soutter, 1991). Ce paramètre pour le sous-produit papetier chaulé et compacté est comparable à celui de sols imperméables (définis à partir de $K > 1,2 \cdot 10^{-7}$ m.s⁻¹ ; Guennelon, 1994), et se rapproche même de celui d'une couche d'argile (LERM, 2004). La réserve utile du profil de sol « témoin » correspond à un sol sablo-limoneux d'après Mathieu et Pieltain (1998). Tandis que celle des deux profils de sol construit contenant des sous-produits papetiers varient entre 2,6 et 2,1 mm.cm⁻¹, valeurs supérieures à celles rencontrées dans la littérature sur les sols naturels (< 2 mm.cm⁻¹) (Bruand *et al.*, 1996 ; Mathieu et Pieltain, 1998).

Pendant les six mois suivant la construction des sols, un équilibrage des matériaux parents par rapport à leur environnement, notamment climatique, est observé dans tous les cas. En effet, l'eau s'accumule dans les profils pour atteindre les niveaux d'humidité à la capacité au champ des différents constituants. Ce processus est perceptible à travers les mesures ponctuelles d'humidité réalisées sur les profils de sols construits *in situ*, lors de l'ouverture des fosses pédologiques. Prenant en compte également la structuration initiale des sols construits, il est aisé de comprendre pourquoi le fonctionnement hydrique des trois modalités ne suit tout d'abord aucune logique identifiable. Par la suite, nous pouvons déduire des résultats et des comparaisons avec les valeurs standards que les 3 sols construits présentent 3 fonctionnements hydriques très différents. La modalité

« témoin » est un sol filtrant au sein duquel l'eau s'écoule rapidement et qui présente une faible capacité de stockage d'eau. C'est la raison pour laquelle le bilan hydrique de cette modalité est constant dans le temps, que, durant les périodes sèches, aucun percolat n'est collecté et que dans l'ensemble il est plus sec que les 2 autres modalités. La modalité « éponge végétale », outre une réserve en eau utile très élevée, se caractérise également par un écoulement hydrique beaucoup plus lent. De ce fait, les écoulements ont été dans un premier temps plus continus dans le temps que pour la modalité I, le sol jouant un rôle de tampon, puis, après la forte implantation de la végétation, les écoulements ont progressivement stoppé au profit du prélèvement racinaire et de l'évapo-transpiration. La matière organique cellulosique apportée par le sous-produit papetier explique en grande partie l'originalité marquée du sol construit par rapport aux sols naturels. Enfin, dans le cas de la modalité « profil élémentaire + confinement », l'écoulement, le prélèvement et l'évapo-transpiration sont similaires à la modalité précédente dans la partie supérieure du profil, puis l'horizon de sous-produit papetier chaulé et compacté joue son rôle de barrière imperméable. Une partie de l'eau est tout de même stockée dans cet horizon (qui joue dans ce cas également un rôle de réserve en eau utile) et le reste est évacué par le réseau de drains situé à l'interface.

Nous pouvons nous étonner de la différence flagrante entre les trois profils qui intervient brutalement en mai-juin 2005, avec la rupture de pente pour les modalités III et (II + IV). Un ensemble de raisons et d'hypothèses permettent d'expliquer cette différence. Cet événement correspond à la période directement postérieure aux semis des végétaux qui se sont développés de manière préférentielle sur ces deux sols construits (chap IV.3.1.). Nous avons montré que les réserves en eau utile des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » étaient beaucoup plus élevées que pour la modalité « témoin » ce qui signifie que des quantités d'eau beaucoup plus importantes peuvent être stockées dans ces profils. De plus, compte tenu de la configuration des parcelles lysimétriques, rappelons nous que les surfaces de collecte des précipitations et les surfaces au sol sont différentes (chap. II.3.4.). En effet, les rapports surface au sol / surface de collecte sont respectivement pour la modalité I de 0,65, pour la modalité III de 0,78 et pour la modalité (II + IV) de 0,88. Par conséquent, les quantités d'eau évapo-transpirées au niveau du sol, rapportées au volume de précipitations collectées sont logiquement plus importantes pour les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » que pour le sol « témoin ». La mesure de l'évapo-transpiration n'a pas pu être effectuée en continu dans les conditions de l'expérimentation et ce paramètre mériterait d'être suivi pour mieux appréhender le fonctionnement hydrique.

Nous avons mis en évidence le fait que le cycle de l'eau se faisait correctement dans les sols construits. Il apparaît possible de contrôler le fonctionnement hydrique (vitesse d'écoulement, réserve en eau utile, réalisation de barrière imperméable) en orientant la composition et la mise en œuvre de sols construits, conformément à ce qui était souhaité. Enfin, il est nécessaire d'élargir la vision communément développée en pédologie traditionnelle pour l'étude des sols très anthropisés. Les paramètres texture et structure ne sont pas à même d'expliquer complètement le comportement hydrique d'un matériau et la nature même de la phase solide doit être prise en compte. Ainsi les teneurs élevées en matières organiques et la forte quantité de carbonates conditionnent

fortement les comportements hydriques de ces sols, beaucoup plus que dans les sols naturels, du fait même de cette abondance.

3. Fonction support de végétation

3.1. Mesures in situ

3.1.1. DEVELOPPEMENT SPONTANE

Quelques mois après la mise en place des parcelles lysimétriques de sol construit, une végétation spontanée s'était développée sur les trois parcelles (Figure 31). La densité végétale n'a pas été mesurée, mais les observations ont mis en évidence un développement croissant au fil du temps, malgré les désherbages chimiques et manuels. Un inventaire végétal a mis en évidence que les chénopodes (*Chenopodium album*) étaient largement majoritaires et que d'autres espèces comme le pissenlit commun (*Taraxacum officinale*) ou le chardon commun (*Cirsium vulgare*) étaient également présentes.

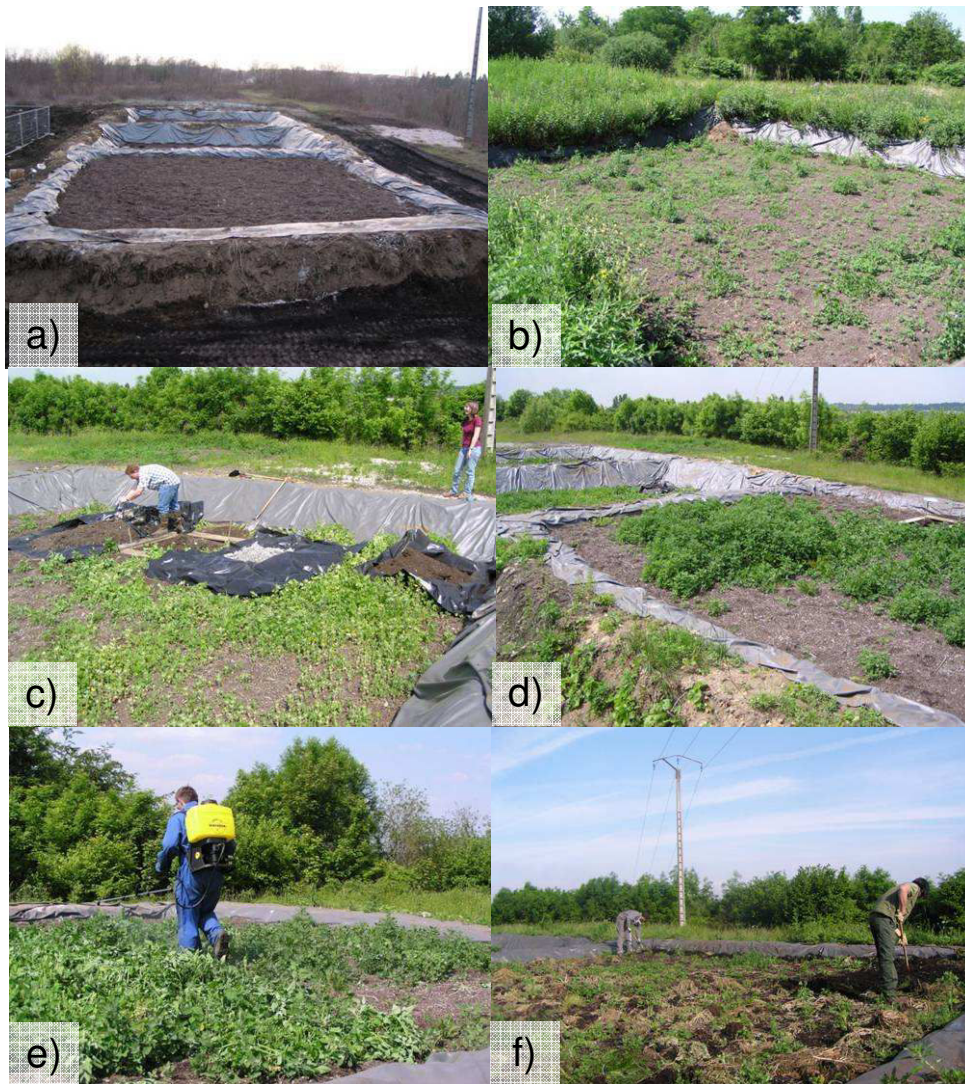


Figure 31 : Evolution de la végétation spontanée au cours du temps

a) t_0 ; b) $t_{5\text{mois}}$; c) $t_{6\text{mois}}$; d) $t_{7\text{mois}}$; e) $t_{9\text{mois}}$; f) $t_{11\text{mois}}$

3.1.2. PROFILS RACINAIRES

Lors de l'ouverture des fosses pédologiques en 2006, des profils racinaires ont été réalisés afin d'évaluer la qualité du développement végétal en terme de pénétrabilité des racines dans les sols (Figure 32).

Sur le profil de la modalité I, les racines étaient très denses dans les 20 premiers cm et totalement absentes à partir de 30 cm. Les racines étaient présentes dans 28 % de l'espace de sol, dans les 70 premiers cm du profil.

Le profil racinaire réalisé sur la modalité III a montré une répartition homogène des racines jusqu'à 40 cm de profondeur et leur présence significative jusqu'à 70 cm. Le même calcul sur l'occupation des racines dans ces 70 premiers centimètres a donné le chiffre de 47 %.

Enfin, l'occupation des racines sur la modalité (II + IV) était similaire au profil précédent : une occupation dense et uniformément répartie de 0 à 40 cm et la présence de racines jusqu'à 72 cm de profondeur. Le taux d'occupation des racines de 0 à 70 cm était de 48 %.

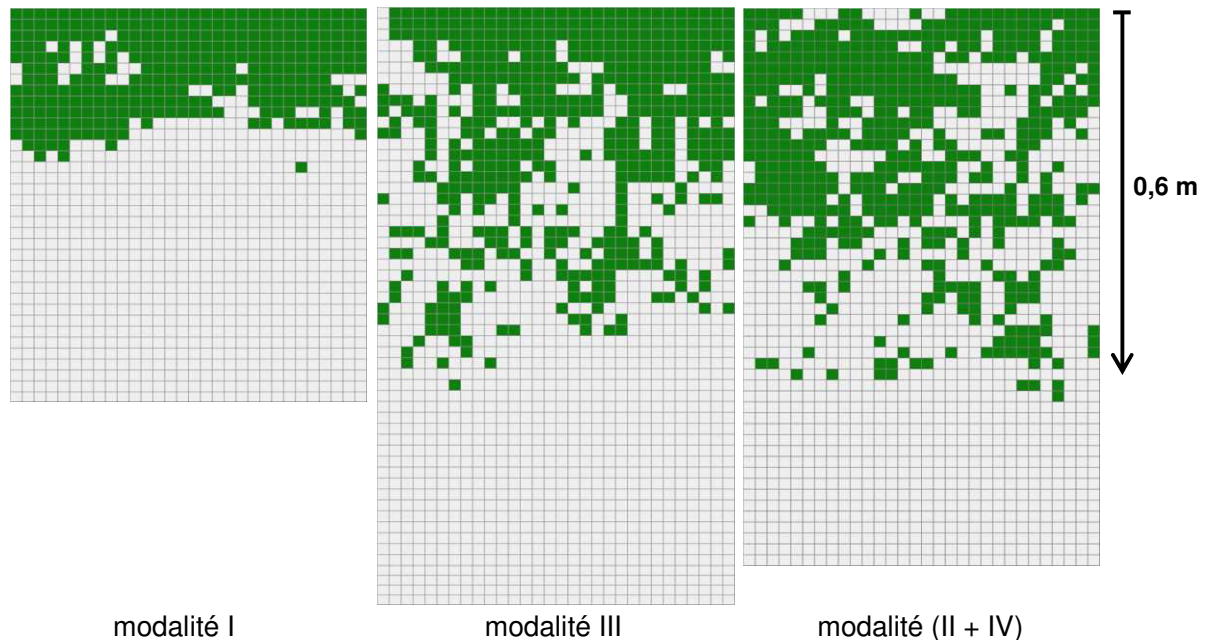


Figure 32 : Profils racinaires des trois modalités de sol construit in situ

3.1.3. MESURE DE BIOMASSE ET DIVERSITE VEGETALE

Une année après le semis de ray-grass et de luzerne sur les trois parcelles, un suivi du développement végétal a été réalisé (Figure 33). Il a été observé dans tous les cas, outre la croissance attendue des plantes semées, un nouveau développement spontané de végétaux, appelés espèces indigènes.

Sur la modalité « témoin », le ray-grass s'était moins bien développé que la luzerne (respectivement 0,17 et 0,39 kg.m⁻²). La biomasse mesurée d'espèces indigènes était faible (0,03 kg.m⁻²). La production totale de biomasse a donc été estimée à 0,59 kg.m⁻².

Sur la parcelle "éponge végétale", les biomasses de ray-grass et de luzerne étaient plus équilibrées et plus fortes (respectivement 0,33 et 0,42 kg.m⁻²), de même que les espèces indigènes (0,16 kg.m⁻²). La biomasse totale mesurée sur cette modalité était de 0,92 kg.m⁻².

Enfin, le ray-grass était bien plus abondant que la luzerne sur la modalité (II + IV) (respectivement 0,53 et 0,07 kg.m⁻²). Des espèces indigènes étaient également présentes (0,07 kg.m⁻²) amenant la valeur de biomasse totale de la parcelle à 0,66 kg.m⁻².

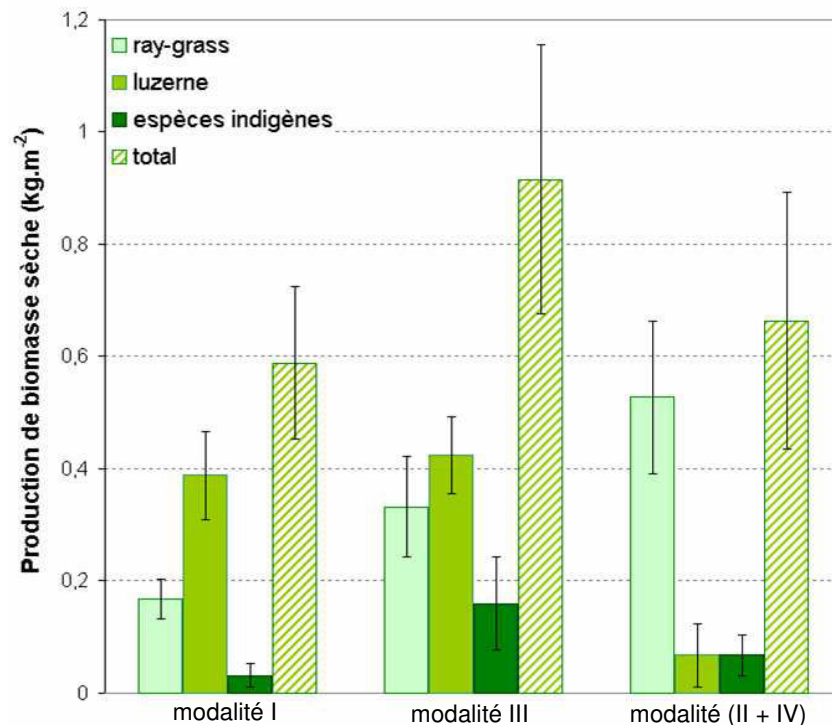


Figure 33 : Biomasse produite sur les trois modalités de sol construit

En ce qui concerne le développement spontané, cette fois la comparaison avec la végétation environnante a illustré clairement le fait qu'il y a eu dissémination des espèces provenant des alentours. Les principales espèces étaient identiques sur les trois parcelles (Tableau 16). Il s'agit du chardon (*Carduus spp*), de la laitue scarole (*Lactuca serriola*), du séneçon vulgaire (*Senecio vulgaris*) et de la stellaire (*Stellaria minima*). Toutes ces espèces sont pionnières et couramment retrouvées sur des friches en milieu tempéré. Néanmoins, la stellaire, qui est une plante couvre sol, n'était pas présente sur la parcelle «témoin», alors qu'on la retrouvait régulièrement au niveau du sol sur les deux autres parcelles. Diverses espèces de Poacées ont été observées en quantité infime sur les parcelles, ainsi qu'un plant de trèfle (*Trifolium spp*). Le chardon s'est développé particulièrement bien sur la modalité « éponge végétale » (13,8 % de la biomasse totale) et était fréquent également sur les deux autres parcelles. Le séneçon était également récurrent sur toutes les parcelles, ainsi que la laitue, un peu moins présente. Dans l'ensemble, le développement des plantes indigènes a été plus important pour les modalités de sols construits (II + IV) et surtout III, que pour la modalité « témoin ».

Tableau 16 : Contribution des espèces végétales spontanées à la biomasse totale sur les trois modalités de sol construit

	% de biomasse sèche par rapport à la biomasse totale			
	<i>Carduus spp</i>	<i>Lactuca serriola</i>	<i>Senecio vulgaris</i>	<i>Stellaria uliginosa</i>
modalité I	2,0	0,8	2,3	0,0
modalité III	13,8	1,2	1,5	0,7
modalité (II + IV)	3,2	1,7	3,8	1,6

3.2. Mesures en conditions contrôlées (essai en vases de végétation)

3.2.1. GERMINATION

Les pourcentages de germination ne sont significativement différents ni pour le ray-grass ni pour la luzerne. Cependant des tendances se dégagent. Le taux de germination du ray-grass a augmenté depuis la terre industrielle traitée pure (54 %) jusqu'au mélange 65/35 (74 %). Après cet optimum il a décliné jusqu'à 53 % sur le sous-produit papetier seul (Figure 34). Le taux de germination de la luzerne était similaire sur la terre industrielle traitée et les différents ratios de mélange (en moyenne 78 %), et sensiblement plus faible sur le sous-produit papetier pur (71 %).

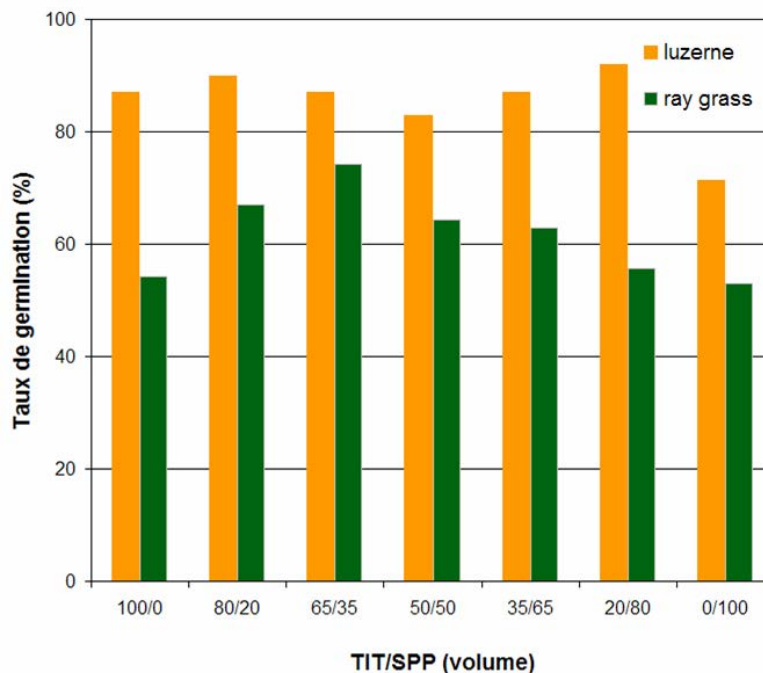


Figure 34 : Taux de germination de la luzerne et du ray-grass sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP)

3.2.2. DEVELOPPEMENT DU RAY-GRASS ET DE LA LUZERNE

Le ratio optimal de matériaux parents pour le développement du ray-grass était le mélange 20/80 (biomasse sèche : 0,44 g ; hauteur moyenne : 29,4 cm) (Figure 35a). La biomasse sèche et la hauteur ont ensuite diminué régulièrement avec les mélanges lorsque la proportion de terre industrielle traitée augmentait. Par contre, sur les

matrices pures, les résultats étaient beaucoup plus tranchés. Ainsi, le développement du ray-grass a été très faible sur la boue (biomasse sèche : 0,07 g ; hauteur moyenne : 7,8 cm) et moyen sur la terre industrielle traitée seule (biomasse sèche : 0,23 g ; hauteur moyenne : 16,9 cm).

Les résultats sur la luzerne ont été différents (Figure 35b). Cette fois, très peu de différences ont été constatées, en terme de biomasse et de hauteur, depuis le ratio 100/0 jusqu'à 35/65 (biomasse sèche : 0,42 ; hauteur moyenne : 14 cm). Ensuite ces paramètres ont décliné rapidement pour le mélange 20/80 et 0/100 (biomasse sèche : 0,06 g ; hauteur moyenne : 3,1 cm).

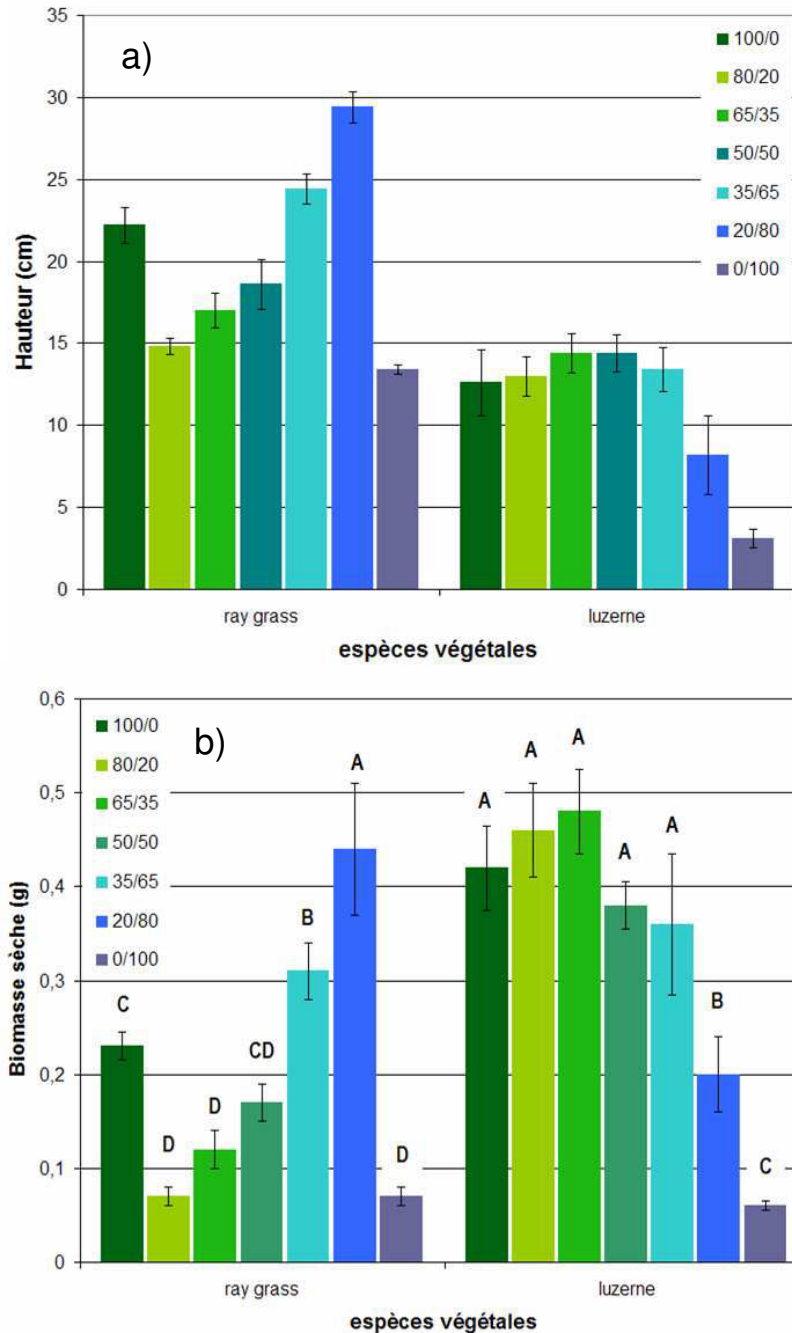


Figure 35 : Développement du ray-grass et de la luzerne sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP) a) hauteur ; b) biomasse sèche aérienne

3.2.3. DEVELOPPEMENT DU MISCANTHUS

Notons tout d'abord que la variabilité intra-modalité a été très forte, du fait de la nature (rhizome) même de l'espèce végétale étudiée et n'a pas permis de faire de statistiques sur les résultats obtenus. Cependant, la tendance générale qui s'est dégagée est que la hauteur moyenne des plantes et la biomasse aérienne sèche ont augmenté, lorsque la proportion de sous-produit papetier augmentait (Figure 36). En effet, c'est sur la terre industrielle traitée seule que le développement a été le plus faible (biomasse sèche : 1,67 g ; hauteur moyenne : 63,4 cm) et sur la boue pure qu'il a été le plus fort (biomasse sèche : 4,69 g ; hauteur moyenne : 128,2 cm).

Ce résultat est à nuancer par le fait que, si c'est sur le sous-produit papetier pur que la croissance a été la plus forte durant la période de culture (2 mois), la stabilité de l'enracinement des plants de miscanthus n'était pas optimale et les tiges étaient sensibles à la verse.

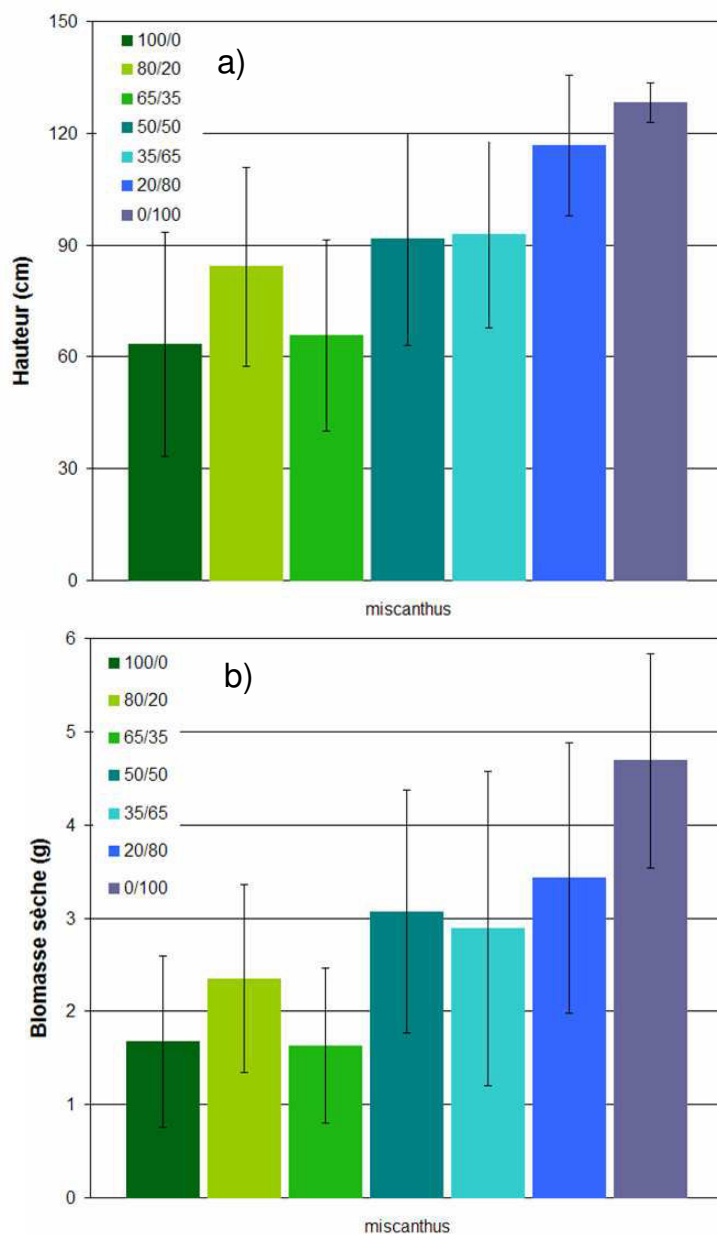


Figure 36 : Développement du miscanthus sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP) a) hauteur ; b) biomasse sèche aérienne

3.2.4. COMPARAISON DES NIVEAUX DE CROISSANCE DES TROIS ESPECES

Afin de comparer le niveau de réponse des 3 végétaux, la biomasse sèche moyenne la plus élevée a été rapportée à 100 et les autres valeurs ont été pondérées en fonction de cette base 100 (Figure 37). Deux grands types de réponse ressortent. Tout d'abord, un groupe constitué des deux Poacées que sont le ray-grass et miscanthus pour lesquelles l'augmentation du ratio de sous-produit papetier s'est traduite par un meilleur développement. Ce schéma est vrai pour le ray-grass à l'exception de la modalité constituée de boue pure. A l'opposé, le développement de la Fabacée a été encouragé, jusqu'au seuil de 65 %, par l'augmentation du ratio de terre industrielle traitée.

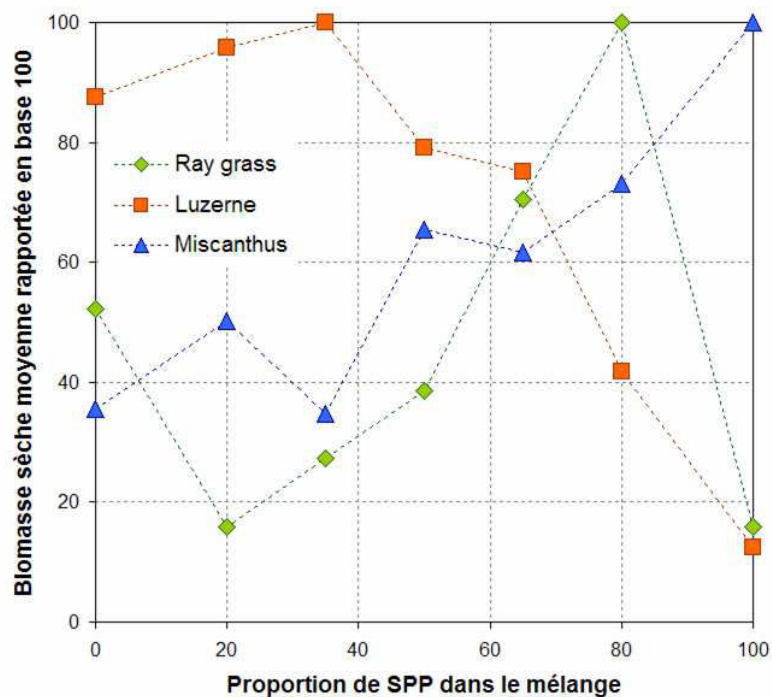


Figure 37 : Comparaison du développement du ray-grass, de la luzerne et du miscanthus sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée (TIT) / sous-produit papetier (SPP)

3.3. Discussion

Certains pré-requis permettent de mieux appréhender les résultats observés. Ainsi, il semble que le compost de déchets verts soit une source non négligeable de graines, de manière tout à fait similaire à ce qui a pu être observé sur des sites de stockage de boues urbaines (Payet, 2001). Par ailleurs, la variabilité de répartition et d'abondance des espèces peut être liée aux exigences des plantes. La luzerne est une plante préférant les sols sains à sec à pH neutre, alors que le ray-grass peut se développer sur des sols frais à humides, riches en matières organiques (Bonnier et de Layens, 1986).

Le premier développement spontané de végétaux, durant les 18 premiers mois d'expérimentations, peut avoir deux origines : une dissémination par la végétation environnante ou la croissance de graines contenues dans les constituants des sols construits. Compte tenu du type d'espèces rencontrées, il semble que la seconde voie soit largement majoritaire. Nous devons cependant considérer que dans notre expérimentation le désherbage

chimique a pu constituer un biais qui a entraîné une sélection des espèces. Les résultats ultérieurs témoignent ensuite d'un phénomène de dissémination par la végétation présente sur la friche ou dans l'environnement du site.

En premier lieu, la biomasse totale mesurée sur la modalité « éponge végétale » est significativement supérieure aux deux autres qui sont comparables, bien que les quantités de végétaux recueillies sur la modalité « profil élémentaire + confinement » soient tout de même supérieures à la modalité « témoin ». Détaillons les facteurs qui peuvent expliquer ces différences. Notons tout d'abord l'effet global positif d'un horizon de croissance composé de compost de déchets verts sur le développement des végétaux. Les données des profils racinaires et les mesures globales de biomasse au terrain et au laboratoire concordent pour prouver que l'horizon de compost est non seulement un lieu d'implantation privilégié des racines des plantes (la densité racinaire est nettement supérieure entre 0 et 10 cm de profondeur), mais que la fertilité qu'il apporte se ressent très significativement sur la production végétale. Même s'il est délicat de comparer les résultats obtenus au terrain (avec compost) et au laboratoire (sans compost), dans des conditions très différentes, la productivité est 10 à 20 fois supérieure *in situ*. La nature des horizons fertile, hydrique et de confinement et le ratio de terre industrielle traitée et de sous-produit papetier expliquent ensuite les différences de fertilité physique et chimique qui conduisent à des différences de répartition des espèces et de production de biomasse. Les propriétés – en particulier les conditions d'humidité et les teneurs en nutriments - des matériaux parents et des sols expliquent largement ces différences de répartition des espèces semées. Ainsi, il semble logique que la luzerne se soit développée préférentiellement sur le sol le plus filtrant et le plus sec (mélanges bien pourvus en terre industrielle traitée et modalité « témoin »), alors que le ray-grass s'est mieux développé sur les sols plus humides et mieux pourvus en matières organiques (mélanges à dominante en sous-produit papetier et modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement »). La pénétrabilité des racines au sein de l'horizon fertile contribue aussi à expliquer les différences de biomasses totales. Au terrain, les racines explorent plus profondément le profil dans les modalités III et (II + IV) que dans la modalité I, en raison de différences de tassement (chap.V.2.2.1.). Ceci a cependant des limites, comme nous avons pu le voir au cours de la culture de miscanthus sur des sous-produits papetiers purs qui ne peuvent pas constituer un lieu d'ancrage suffisamment stable pour cette espèce. Nous pouvons suggérer que le mélange des deux matériaux parents, la terre industrielle traitée et le sous-produit papetier, aboutit à une amélioration très sensible de la fertilité (physique et chimique) par rapport aux matériaux purs. Un effet de synergie permet globalement d'arriver à des quantités de nutriments disponibles équilibrées (Annexe 3). D'après les tests en laboratoire, l'optimum se situe dans des proportions variant entre 50 et 80 % de boue de papeterie.

Plusieurs points émergent de ces travaux sur le développement de végétaux sur les trois modalités de sols construits et les matériaux parents techniques testés. Tout d'abord, l'aptitude de ces sols très anthropisés à remplir correctement leur fonction de support de végétation est démontrée. Si les paramètres qualitatifs et quantitatifs de développement varient en fonction des modalités testées, les végétaux semés se sont systématiquement développés. Les phénomènes de dissémination à partir du milieu environnant qui ont été observés *in situ* impliquent une adaptabilité des espèces présentes localement aux conditions et au niveau de fertilité des sols construits. Ceci signifie une perspective d'installation durable des végétaux.

De même que pour le fonctionnement hydrique, il apparaît que les méthodes du génie pédologique permettent de contrôler et d'orienter directement la fertilité et la nature de la végétation. Les horizons fertiles des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » présentent des conditions plus favorables que celui de la modalité « témoin ». Les travaux en conditions contrôlées ont montré qu'il était possible d'optimiser plus encore le développement végétal à travers le choix de ratio de chacun des matériaux parents. De manière plus appliquée, il apparaît que le profil « éponge végétale » remplit sa fonction de support privilégié pour les plantes, étant donné que la biomasse produite y est la plus élevée et la diversité végétale la plus forte.

4. Transfert de polluants dans les différents compartiments du système

4.1. Mesures in situ

4.1.1. TRANSFERTS D'ÉLÉMENTS EN TRACES DANS LES PERCOLATS

Teneurs en éléments en traces

Les concentrations en éléments en traces dans les percolats ont été globalement basses ou très basses en comparaison des valeurs réglementaires (Tableau 17). Ainsi, les eaux de drainage de la modalité « témoin » contenaient très peu de Cu ($19,7 \mu\text{g.L}^{-1}$), de Ni ($1,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), de Pb ($0,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) et de Zn ($38,6 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les teneurs en Cr ($7,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) étaient légèrement plus élevées, en prenant comme référence la norme eau potable ou les normes de qualité des eaux VCI (Valeur Constat d'Impact) (BRGM, 1998). Le Ni était plus présent dans les eaux de percolation de la modalité « profil élémentaire » ($42,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) ; pour le reste, les teneurs moyennes étaient tout à fait comparables à celles de la modalité précédente. Cependant, comme le traduit l'amplitude de certains écarts-types, des variations fortes de concentrations ont été observées au cours du temps sur cette modalité. Les concentrations en Zn ont varié ainsi de 8 à $824 \mu\text{g.L}^{-1}$ et les concentrations en Cu et en Ni entre 110 et $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figure 39). A l'opposé, dans la modalité « éponge végétale », les concentrations ont été plus faibles que dans les autres modalités. C'est notamment le cas de certains éléments comme le Cr ($0,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) ou le Cu ($7,0 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les eaux de pluie ont également été analysées pour leurs concentrations en éléments en traces. Aucune trace de Cr n'a pu être détectée. Par contre, d'autres métaux étaient présents soit en concentrations extrêmement faibles (Ni, Pb), soit en concentrations comparables ou même supérieures à celles mesurées sur les eaux de drainage (Cu $7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et Zn $48,3 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Tableau 17 : Concentrations moyennes en éléments en traces dans les percolats in situ

		Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		µg.L ⁻¹				
modalité I	moyenne	7,2	19,7	1,4	0,7	38,6
	écart-type	2,5	10,0	1,4	1,2	30,9
modalité II	moyenne	7,8	17,3	42,5	1,2	59,4
	écart-type	4,4	25,6	20,6	1,0	92,4
modalité III	moyenne	0,7	7,0	11,2	0,9	35,0
	écart-type	1,6	6,2	4,7	0,7	25,4
eau de pluie	moyenne	n.d.	7,5	0,5	0,8	48,3
	écart-type	-	11,8	1,2	0,7	29,9

n.d. : inférieur au seuil de détection

Comportement et évolution temporelle de la dynamique des éléments en traces

Trois comportements distincts ont pu être identifiés en fonction de la dynamique des éléments dans les trois modalités (Figure 38) :

- le Cr et le Cu - Leur concentration dans les eaux de drainage du « profil élémentaire » était globalement décroissante dans le temps, de manière continue, à l'exception de plusieurs pics (juste après la mise en place, entre 40 et 50 L.m⁻² et entre 150 et 160 L.m⁻²). Pour la modalité « éponge végétale », les valeurs étaient systématiquement basses (proches des seuils de détection pour le Cr). En ce qui concerne les percolats provenant du profil « témoin », les teneurs en Cr et en Cu oscillaient autour de 10 µg.L⁻¹. Cependant, plusieurs pics d'intensité variables étaient visibles, en particulier entre 50 et 75 L.m⁻² pour le Cu. Pour ces deux éléments les concentrations dans les eaux de drainage des trois modalités étaient significativement supérieures à la composition de l'eau de pluie.
- le Pb et le Zn - Dans ces deux cas, il n'existe pas de différence significative entre les trois modalités, à l'exception de pics (au début pour la modalité II, entre 50 et 75 L.m⁻² pour la modalité I). De plus ces valeurs mesurées étaient comparables à celles analysées dans l'eau de pluie, voire même inférieures.
- le Ni - Directement après la mise en place du sol construit « profil élémentaire + confinement », une teneur élevée en Ni a été analysée dans le premier échantillon de percolat collecté (110 µg.L⁻¹). Ensuite les teneurs ont été quasi-constantes autour d'une valeur relativement élevée de 50 µg.L⁻¹. La concentration a peu évolué dans les percolats de la modalité III, oscillant autour de 11 µg.L⁻¹, à l'exception de quelques pics mineurs. La concentration en Ni dans l'ensemble des eaux de drainage de la modalité I était constante et proche du seuil de détection, comme dans l'eau de pluie.

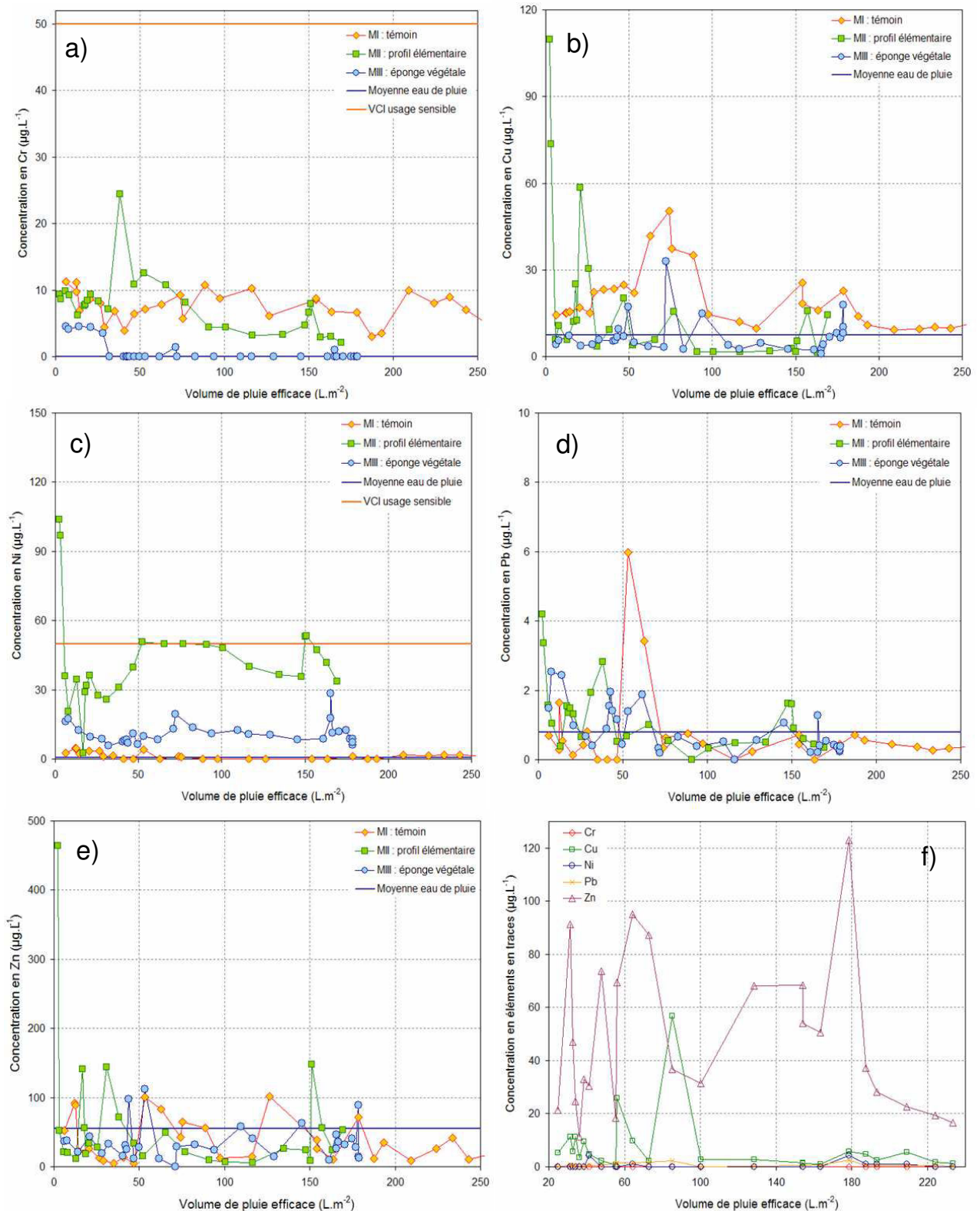


Figure 38 : Evolution in situ des teneurs en a) Cr ; b) Cu ; c) Ni ; d) Pb ; e) Zn dans les percolats et f) des 5 éléments en traces dans l'eau de pluie, en fonction du volume de percolats collectés

4.1.2. TRANSFERT D'ÉLÉMENTS EN TRACES DANS LES PLANTES

Les résultats des analyses de Ni et de Zn dans les parties aériennes des plantes (Figure 39) indiquent globalement un prélèvement sensiblement plus faible de métaux par la luzerne que par le ray-grass quelle que

soit la modalité considérée. Aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les concentrations analysées avec les tissus végétaux sur les trois parcelles. Le Zn était cependant présent en quantités plus faibles sur la modalité I (luzerne : 13,6 mg.kg⁻¹ MS ; ray-grass : 19,7 mg.kg⁻¹ MS) que sur les deux autres modalités (luzerne : 19,6 – 25,6 mg.kg⁻¹ MS; ray-grass : 25,2 – 25,7 mg.kg⁻¹ MS). Cette tendance était inverse dans le cas du Ni qui était en plus faible concentration dans les modalités III et (II + IV) (luzerne : 0,4 – 0,5 mg.kg⁻¹ MS; ray-grass : 0,6 mg.kg⁻¹ MS) que sur la parcelle « témoin » (luzerne : 0,5 mg.kg⁻¹ MS ; ray-grass : 0,8 mg.kg⁻¹ MS).

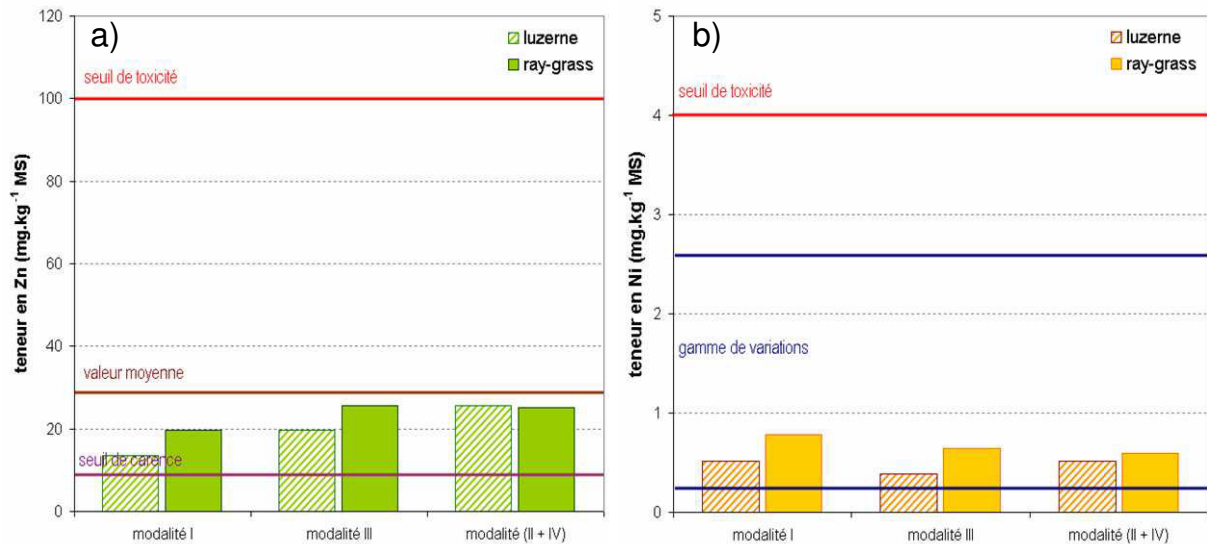


Figure 39 : Teneurs en a) Zn ; b) Ni dans les végétaux des modalités de sols construits in situ

4.1.3. EVOLUTION DES TENEURS EN POLLUANTS DANS LES SOLS CONSTRUIITS *IN SITU*

L'évolution des concentrations en polluants totaux en phase solide traduit à la fois les éventuels transferts et les pertes de masse (par minéralisation des matières organiques et altération/lixiviation des minéraux). Une première observation globale des mesures faites en 2006 par rapport à celles réalisées au moment de la mise en place a révélé une très forte variabilité (Tableau 18). Ceci peut s'expliquer en partie par des variations de masse des matériaux constitutifs des différents horizons ; l'évolution des masses de chacun des constituants n'a pas pu être évaluée. Certaines concentrations ont doublé (le Cu dans le compost, le Cd, le Cu, les HAPtotaux dans la terre traitée) ou plus (le Pb dans toutes les matrices) ; dans d'autres cas, des décroissances très significatives ont été observées (le Ni et le Zn dans la terre traitée).

Cependant, l'évolution des concentrations a varié en fonction de l'horizon. C'est ainsi qu'une augmentation très sensible (jusqu'à plus de 100 %) des concentrations en polluants a pu être mesurée en tout premier lieu sur les horizons de surface de compost des trois modalités. A l'opposé, les horizons de sous-produit papetier ont présenté des concentrations constantes au cours du temps. Entre les deux, les horizons de terre industrielle traitée et de mélange ont connu des évolutions de leurs concentrations en polluants variables en fonction des éléments considérés. L'augmentation a été assez nette pour l'horizon de terre de la modalité « témoin », en Cd, Cu, Pb et 16 HAP, alors que les teneurs en Ni et en Zn ont diminué. Dans tous les cas, il faut noter que les teneurs étaient plus élevées dans la partie supérieure de l'horizon que dans la partie inférieure (à l'exception des

HAP). Ceci pourrait traduire une contamination de surface par dépôts atmosphériques, sans que cela s'accompagne de transferts verticaux significatifs pour les métaux, alors que ce transfert a été très net pour les hydrocarbures étudiés. Les contrastes étaient moins marqués dans le cas des 2 horizons de mélange, hormis pour le Pb. En terme de répartition des polluants, notons ici que pour plusieurs éléments (Cu, Ni, Zn) un schéma s'est dégagé où les teneurs étaient plus élevées dans les zones supérieures et inférieures des horizons et plus faibles dans les zones intermédiaires.

Tableau 18 : Concentrations en éléments en traces et HAP des différents horizons des profils de sol in situ

Modalité	Profondeur (m)	Nature	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	16 HAP
			µg.L ⁻¹						
to		CDV	< 0,5	46,1	60,4	14,7	64,1	287,2	5,7
		SPP	< 0,5	17,2	47,8	10,3	10,1	41,1	1,8
		Mélange	0,6	92,3	40,8	56,0	345,4	537,1	32,3
		TIT	0,9	126,0	37,7	76,5	495,8	759,7	46,1
I	0,05	CDV	0,5	56,4	111,0	23,6	175	314	10,1
	0,32	TIT	1,7	87,7	100,0	44,1	764	549	54,8
	0,63	TIT	1,9	84,8	47,6	42,0	605	531	106,2
III	0,06	CDV	0,5	50,6	86,4	22,4	128	340	3,9
	0,30	Mélange	0,8	72,7	54,0	39,4	695	457	23,0
	0,52	Mélange	0,8	79,6	47,0	38,3	659	437	22,4
	0,72	Mélange	0,8	70,2	60,3	39,4	622	475	21,2
	0,97	SPP	0,1	18,0	41,0	10,0	31	39	0,6
(II + IV)	0,06	CDV	0,5	53,8	77,8	25,2	130	349	8,8
	0,19	Mélange	0,8	106,0	38,6	61,4	467	629	44,7
	0,49	Mélange	0,8	104,0	39,4	60,6	431	633	40,4
	0,69	Mélange	0,9	106,0	42,5	62,5	649	676	37,8
	1,04	SPPc	0,2	17,5	27,8	10,6	33	95	0,2

CDV : compost de déchets verts

SPP : sous-produit papetier

SPPc : sous-produit papetier chaulé et compacté

TIT : terre industrielle traitée

Mélange : mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

4.1.4. BILANS

Certains éléments du bilan ressortent clairement et de manière fiable. Il s'avère par exemple que la contribution des eaux de précipitations a été très significative en terme d'apport de polluants pour certains éléments (jusqu'à 36 % d'apport en plus), comme ici le Zn et le Cu (Figure 40). Ces résultats sont d'ailleurs concordants avec une des rares études menées sur la composition en éléments en traces d'eaux de pluie qui a été conduite dans le Massif Central (Roy et Négrel, 2001). Ceci ajouté au fait que les sorties d'éléments en traces en solution par les eaux de percolation ont été globalement faibles (< 3 %) nous amène à considérer que les sols construits

peuvent, pendant une certaine période, agir comme des filtres à métaux. En effet, les termes du bilan montrent bien qu'il y a eu très peu de transferts de métaux vers les compartiments étudiés (plantes, eaux superficielles ou souterraines). Nous pouvons cependant noter que les exportations ont varié en fonction de l'élément et de la modalité considérée. Ainsi, quel que soit le profil de sol construit, le Cr, le Pb et le Zn ont été très peu exportés (< 1 %). Les comportements du Cu et du Ni ont été inverses. C'est en effet sur la modalité « témoin » que les transferts ont été les plus élevés pour le Cu (3 %, contre 0,8 % pour l'autre modalité), alors que le phénomène inverse a été observé pour le Ni (2,1 % exporté depuis la modalité « éponge végétale », contre 0,1 % pour la modalité I).

Du fait de l'utilisation du dispositif expérimental de parcelles lysimétriques, comme de toutes les expérimentations de terrain, certains paramètres peuvent être évalués uniquement d'un point de vue qualitatif. Ceci est apparu lors de la confrontation des bilans « analyse des sols à t0 + analyse des flux pendant 3 ans » avec « analyse des sols après 3 ans ». La variabilité intrinsèque des mesures s'explique par l'hétérogénéité des échantillons solides, l'estimation des volumes de matériaux parents mis en œuvre et des volumes percolés, la perte globale de masse du système ainsi que l'absence de suivi sur certains compartiments comme les fractions particulières dans les percolats. En effet, les transferts mesurés ne sont pas systématiquement confirmés par les mesures de concentration faites à l'issue de la période de suivi. C'est le cas du Zn et du Ni pour lesquels l'analyse met en évidence des diminutions drastiques, alors que le bilan semble indiquer l'inverse (jusqu'à 54 % de défaut de bilan dans le cas du Ni sur la modalité I) (Figure 40a, b, e et f). Par contre, l'augmentation de concentrations en Cu a pu être confirmée dans les 2 profils par l'ensemble de nos mesures (Figure 40c et d). Par exemple, la teneur à t0 dans la modalité éponge végétale était de 36,6 g.m⁻², alors qu'elle était de 41,1 g.m⁻² après 3 ans. Des tendances similaires concordantes ont pu être trouvées pour le Cd ou le Pb (résultats non présentés).

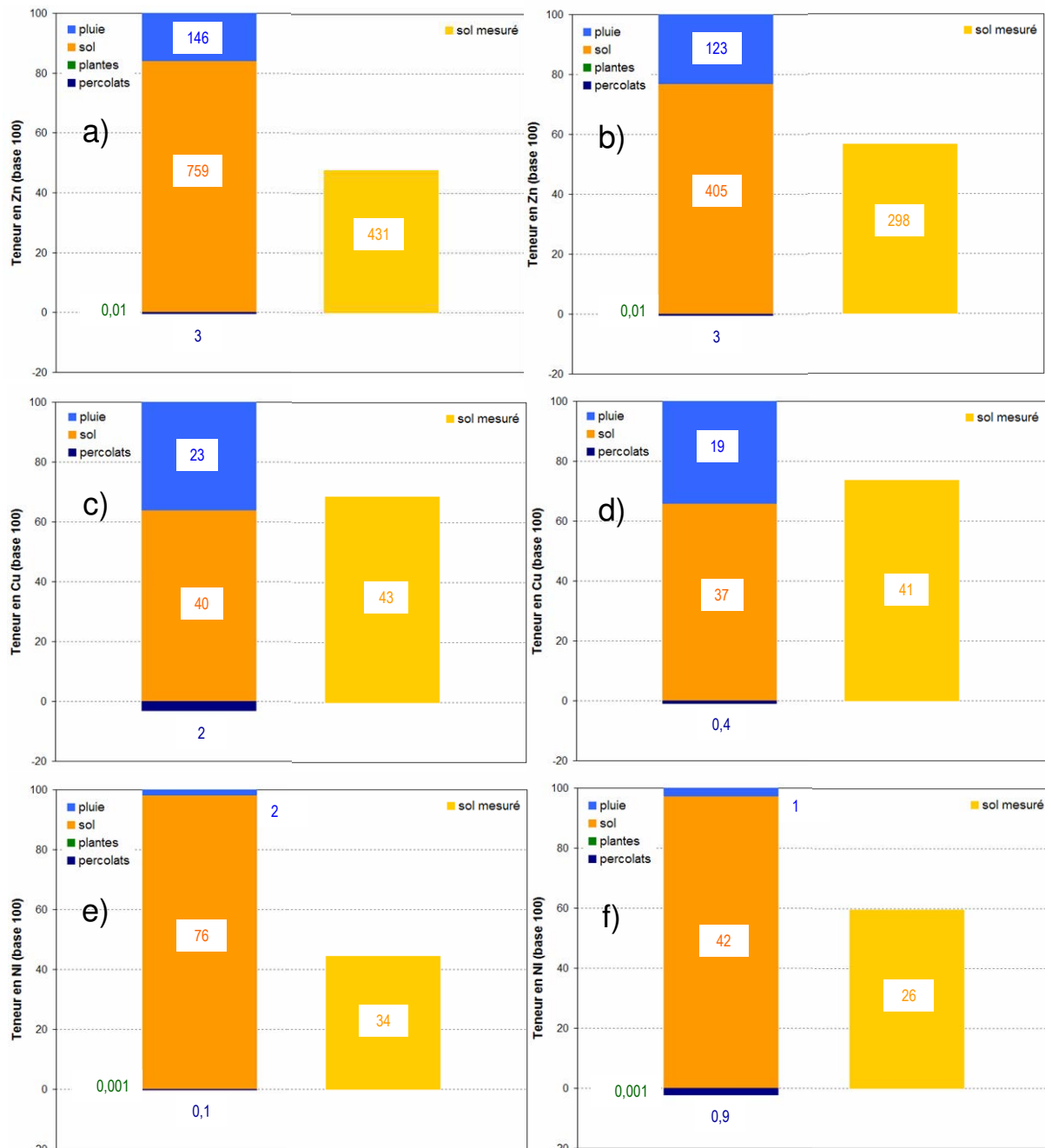


Figure 40 : Bilan des flux de métaux dans les différents compartiments (pluie, profil de sol, plantes, percolats) comparé à la valeur mesurée après 3 ans de suivi en $g.m^{-2}$: a) Zn, modalité I ; b) Zn, modalité III ; c) Cu, modalité I ; d) Zn, modalité III ; e) Ni, modalité I ; f) Ni, modalité III

4.2. Mesures en conditions contrôlées (colonne)

4.2.1. SIMULATION DU TRANSFERT D'ÉLÉMENTS EN TRACES DANS LES LIXIVIATS

La dynamique des éléments en traces en conditions contrôlées a été analysée avec pour double objectif d'étudier l'évolution du potentiel de relargage de métaux de chacun des matériaux parents tout en comparant les concentrations observées avec les gammes mesurées *in situ* (Figure 41).

En ce qui concerne le Cr, il a été fortement lixivié du compost et la concentration dans ses lixiviats a décliné régulièrement au cours de l'expérimentation de 34,6 à 5,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Pour les 3 autres matériaux parents, les concentrations étaient beaucoup plus faibles ($< 10 \mu\text{g.L}^{-1}$) et étaient décroissantes, jusqu'à devenir inférieures au seuil de détection (2 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Dans l'ensemble, les valeurs qui ont été mesurées se situent dans la même gamme que celles observées au terrain (de 0 à 25,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et sont toutes inférieures à la norme VCI « usage sensible » (50 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Le Cu a été très fortement mobilisé au cours du test sur le compost de déchets verts et les concentrations mesurées de 0 à 0,25 volume de lit étaient élevées ($> 600 \mu\text{g.L}^{-1}$). Par la suite, la teneur en Cu des lixiviats a baissé rapidement jusqu'à 28,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ au 4^{ème} volume de lit. Un schéma très similaire se retrouve pour les 3 autres matrices, puisque les concentrations mesurées sont comparables et toujours faibles ($> 60 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le mélange et $> 14 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour la terre et la boue), avec une décroissance continue au cours du temps. Il est cependant à noter que la teneur en Cu des lixiviats du mélange est globalement plus élevée que celles de ses deux constituants. Dans ce cas, les concentrations lixiviées en colonne sont globalement plus élevées qu'*in situ* (entre 120 et 0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, avec une moyenne proche de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Les niveaux de Ni lixiviés ont été à peu près comparables dans les 4 matrices, bien que les lixiviats du compost aient été les plus concentrés ($> 80 \mu\text{g.L}^{-1}$ jusqu'à 1,3 volumes de lit). Les concentrations ont varié au début de l'expérimentation entre 25 et 90 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et ont atteint au final des valeurs proches ou inférieures au seuil de détection (2 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Cette gamme de valeurs est comparable à ce qui a été mesuré dans les percolats et du même ordre de grandeur que la norme VCI usage sensible.

Les lixiviats du compost sont très nettement les plus concentrés en Pb ($> 130 \mu\text{g.L}^{-1}$ jusqu'à 1,3 volumes de lit). La décroissance a toutefois été plus lente et moins marquée que pour les autres éléments. Alors que des quantités limitées de Pb ont été lixiviées de la terre industrielle traitée ($< 11 \mu\text{g.L}^{-1}$) et du sous-produit papetier ($< 0,9 \mu\text{g.L}^{-1}$), les concentrations dans les lixiviats du mélange étaient plus élevées (jusqu'à 64,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Cet élément en trace est celui qui a été le plus surestimé dans cette expérimentation en conditions contrôlées par rapport aux teneurs faibles qui avaient été mesurées sur les percolats provenant des 3 modalités de sols construits *in situ* ($< 6 \mu\text{g.L}^{-1}$). Par conséquent, certaines des concentrations sont largement supérieures à la norme VCI usage sensible (50 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Enfin, le cas du Zn est très proche de celui du Cr ou du Pb. Les quantités lixiviées depuis le compost sont très significativement supérieures à celles des autres matériaux parents. En effet, les concentrations maximales sont de l'ordre de 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et elles ne décroissent que jusqu'à 57,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Dans les mêmes conditions, les teneurs mesurées dans les autres matrices – qui sont maximales pour le sous-produit papetier (jusqu'à 45,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$) – sont 10 fois moins élevées. Les teneurs mesurées *in situ* étaient plus faibles (80 % en moyenne), cependant les concentrations des lixiviats restent très largement inférieures à la norme VCI usage sensible (5000 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

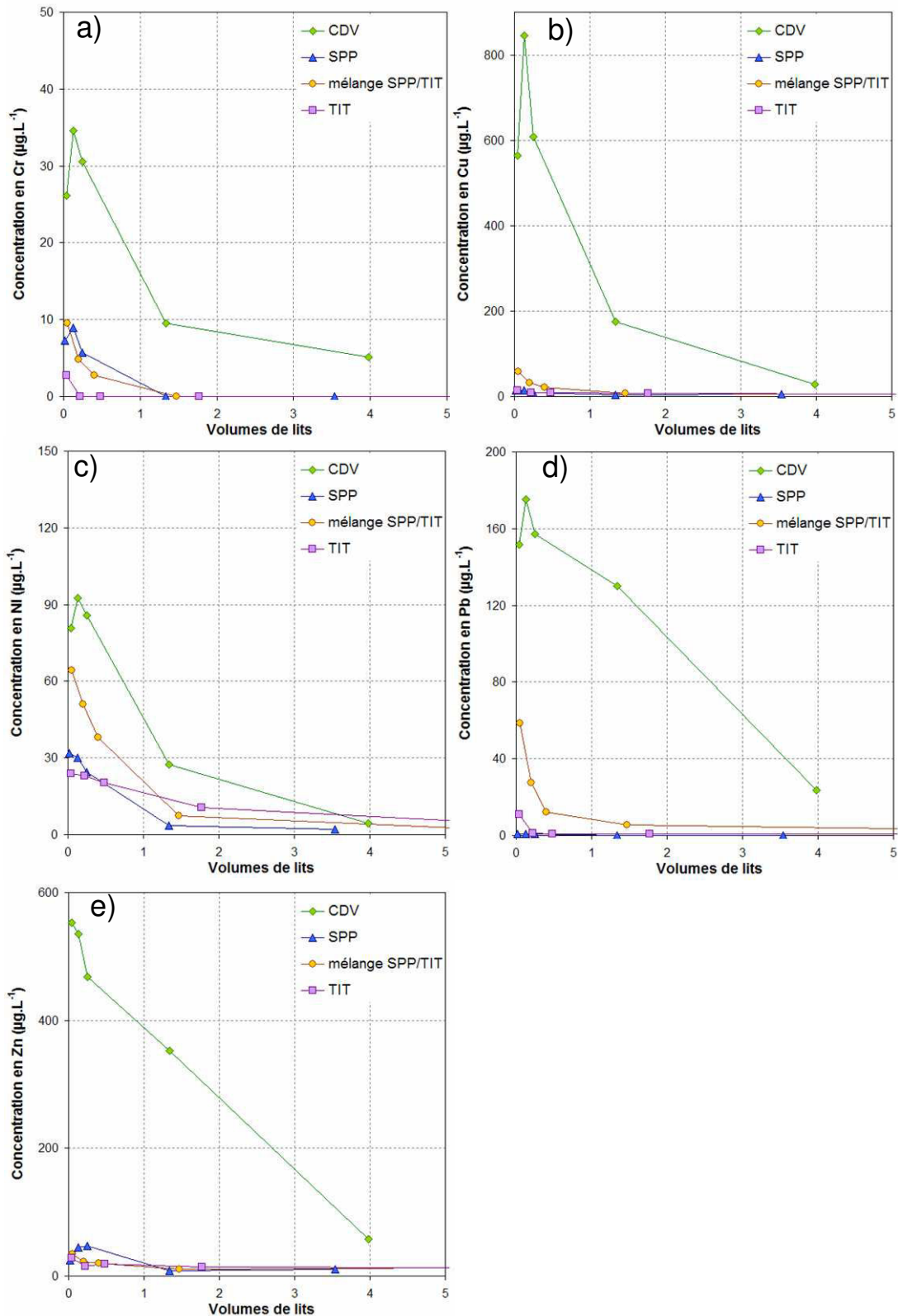


Figure 41 : Evolution en conditions contrôlées des teneurs

en a) Cr ; b) Cu ; c) Ni ; d) Pb ; e) Zn dans les lixiviats en fonction du nombre de volumes de lits

4.2.2. SIMULATION DU TRANSFERT D'ÉLÉMENTS DEPUIS DES SUBSTRATS

Des expérimentations ont été menées avec quatre terres industrielles contrastées sans contrôle de pH. Elles représentent un scénario de construction de sol sur un substrat industriel contenant des pollutions résiduelles.

Elles testent le potentiel de re-mobilisation de polluants contenus dans le substrat par les percolats de sols construits, principal vecteur entre les 2 systèmes.

Les quantités de Cd extractible ont tout d'abord varié en fonction du substrat considéré entre 0,1 et 9 % du Cd total (Figure 42). Ces quantités n'étaient pas proportionnelles à la teneur totale en élément en traces des terres industrielles et la tendance était même inverse (Cd extrait sol F > Cd extrait sol M1 = Cd extrait sol M2 > Cd extrait sol B). Ensuite, il a pu être mis en évidence le fait que les trois premières solutions (eau, CaCl₂ et percolat issu de la modalité I) ont mobilisé une quantité de Cd statistiquement très supérieure (de 75 à 93 % plus) à celle libérée par le percolat issu de la modalité II pour 3 des substrats industriels testés sur 4 (M1, M2 et F). Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les différents traitements pour le substrat B.

Les résultats ont été similaires en ce qui concerne l'extractibilité du Zn (0,2 à 8,9 % de métal extrait en fonction des modalités). Le percolat de la modalité II a mobilisé de faibles quantités de Zn (de 0,2 à 3,0 % du métal total) des substrats M1, M2 et F, en comparaison de l'eau (0,3 à 7,9 %), du CaCl₂ (0,3 à 8,9 %) et du percolat de la modalité I (0,3 à 6,0). Les différences ont été un peu moins marquées (de 38 à 88 % moins de métal mis en solution par le percolat II que par les autres solutions). Aucune tendance nette ne s'est dégagée sur le substrat B.

Enfin, les résultats ont été plus contrastés pour le Pb. Les quantités solubilisées sont plus faibles, de 0,1 à 6,0 % du Pb total présent dans les substrats a pu être extrait par les 4 réactifs. Il est apparu que l'eau et le percolat I ont mobilisé des quantités plus élevées de Pb des substrats M1, F et B (de 30 à 82 % plus) que le CaCl₂ et le percolat II. Aucune différence significative n'a été mise en évidence en ce qui concerne le substrat M2.

En complément à ces extractions, des mesures de pH ont été conduites sur les suspensions substrat/solution. Il en est ressorti que le pH des suspensions contenant de l'eau, du CaCl₂ ou le percolat provenant de la modalité I avaient des valeurs de pH proches de celles des sols (M1 : 6,8 – 7,3 ; M2 : 3,8 – 3,9 ; F : 5,7 – 6,6 ; B : 7,7 – 7,8). Par contre, un effet tampon sur le pH a pu être très nettement mis en évidence après mise en contact des sols avec le percolat de la modalité II (M1 : 8,0 ; M2 : 7,7 ; F : 8,1 ; B : 8,2). C'est la raison pour laquelle nous avons souhaité nous affranchir de l'effet du pH sur la disponibilité des éléments en traces en fixant le pH de la suspension pour chacune des solutions.

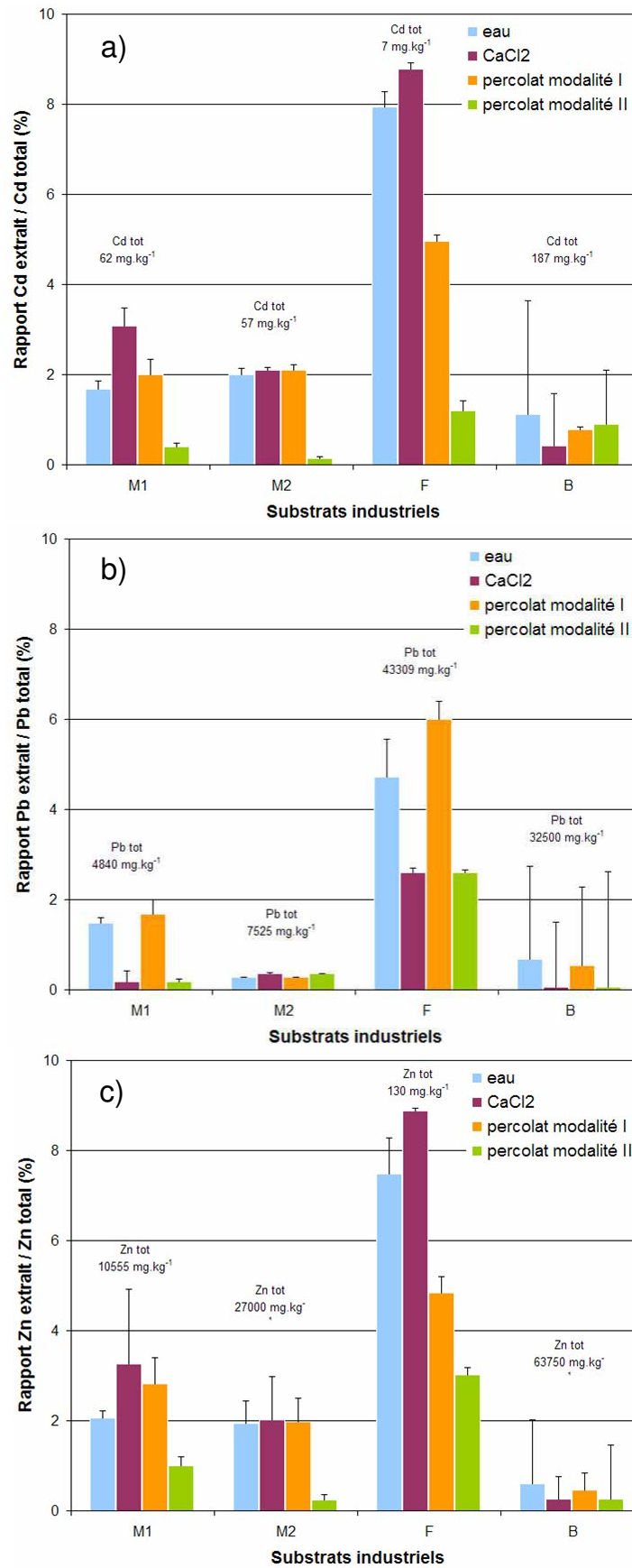


Figure 42 : Rapport d'extraction du a) Cd ; b) Pb ; c) Zn par différentes solutions modèles ou percolats collectés sous des sols construits, sans contrôle de pH

Le substrat F a été utilisé pour réaliser la série d'extraction à pH fixé. Il est tout d'abord ressorti de cette expérimentation que le Cd et le Zn avaient des comportements très proches, distincts du Pb. Par ailleurs, dans le cas du Cd et du Zn, il est apparu que le pH était bien le facteur principal expliquant la disponibilité de ces éléments lors des extractions (Figure 43a). C'est la raison pour laquelle les variations de concentrations en C_{org} en solution – engendrées par l'utilisation des différents réactifs - n'ont pas provoqué d'évolution significative de leur mobilité (Figure 43b). A l'opposé, la dynamique du Pb est très peu expliquée par les variations de pH (Figure 43c). Par contre, une tendance s'est dégagée, reliant les concentrations en C_{org} et en Pb en solution (Figure 43d).

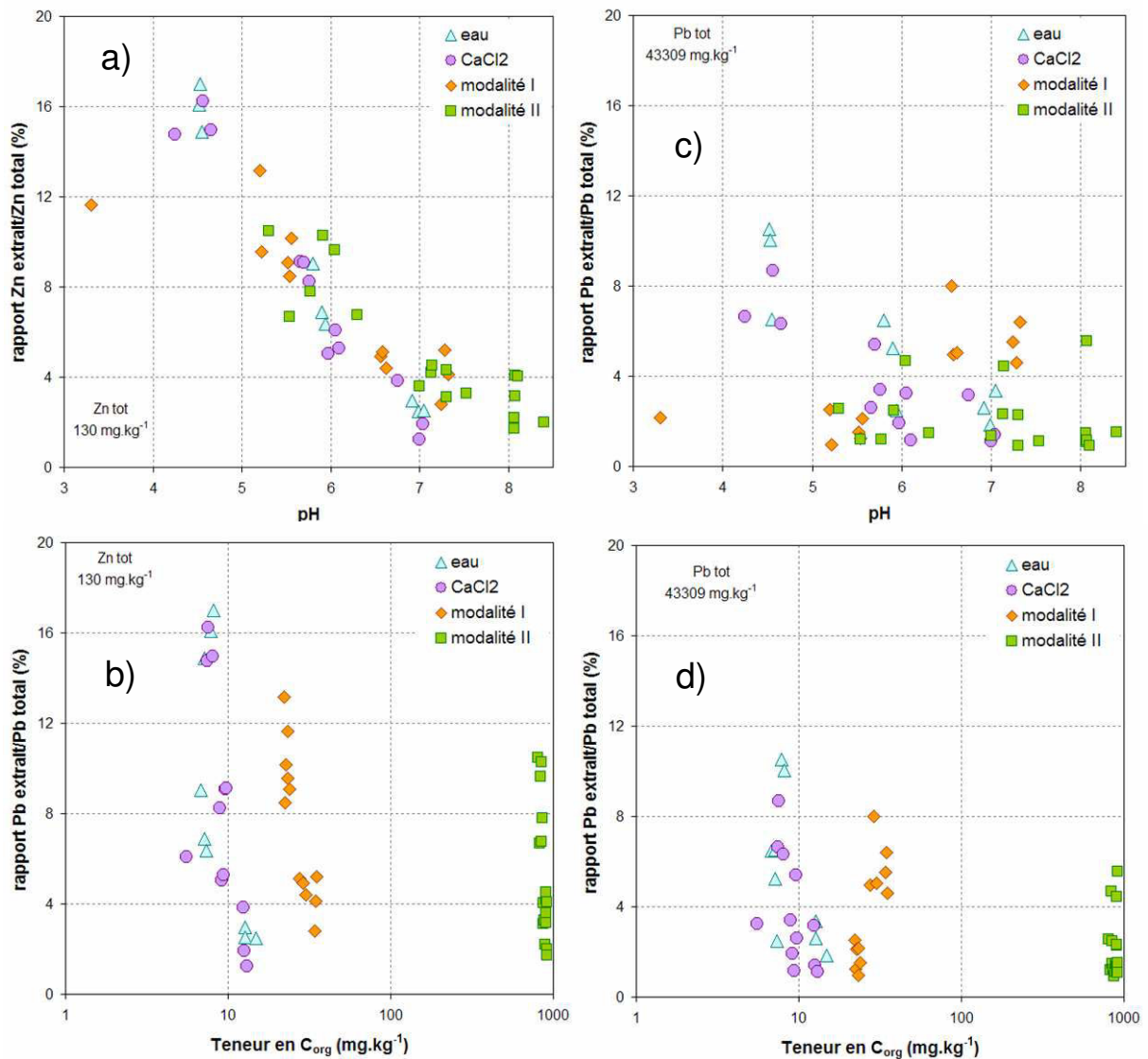


Figure 43 : Rapport d'extraction du Zn par différentes solutions modèles et des percolats collectés sous des sols construits, avec contrôle de pH, en fonction a) du pH et b) du C_{org} ; du Pb en fonction a) du pH et b) du C_{org}

4.3. Transferts de métaux vers les différents compartiments du système

4.3.1. TRANSFERTS EAUX DE PRECIPITATIONS – SOL

Compte tenu des concentrations moyennes analysées dans les eaux de pluie, en particulier en Cu, Pb et Zn, rapportées aux volumes de précipitations, elles constituent un apport significatif en éléments en traces dans les sols construits (Cu : 3,1 g.m⁻² ; Pb : 0,4 g.m⁻²; Zn : 25,3 g.m⁻² sur 3 ans).

4.3.2. TRANSFERTS SOL – SOLUTION DU SOL

Même si aucune analyse de la solution du sol n'a pu être directement réalisée, les concentrations mesurées sur les matrices solides au bout de 3 ans d'évolution et les expériences en colonne ont montré que les transferts étaient différents en fonction de la modalité, de l'horizon et de l'élément considérés. Le compost semble être un contributeur très significatif d'éléments en traces en solution. En effet, malgré les teneurs totales en éléments en traces moyennes du compost, ils semblent très mobiles. La terre industrielle traitée, de par ses valeurs de pH très élevées ne semble ni alimenter la solution du sol en métaux, ni favoriser leur transfert vertical, en conditions stables. Le mélange sous-produits papetier / terre industrielle traitée semble au contraire favoriser le relargage de certains éléments (Ni et Pb en particulier). En effet, les quantités lixiviées à partir du mélange sont supérieures à celles mesurées pour ses deux matériaux parents. Ceci est associé, d'une part, à une baisse sensible du pH par rapport à la terre traitée seule provoquée par le mélange avec le sous-produit papetier (8,0 < pH < 8,5) et, d'autre part, à des phénomènes de lixiviation et lessivage de matières organiques solubles apportées par le sous-produit papetier. Le sous-produit papetier, chaulé ou non, ne contient pas de polluants et de plus il semble plutôt constituer une barrière au transfert de polluants comme le montre l'accumulation relative de métaux au niveau de l'interface mélange/sous-produit papetier.

4.3.3. TRANSFERTS SOL – EAUX DE DRAINAGE

En ce qui concerne les transferts depuis les matériaux parents et les sols construits vers les eaux de drainage, les résultats obtenus *in situ* ont mis en évidence des transferts de faible intensité et limités dans le temps. En effet, les concentrations ont globalement été décroissantes ou légèrement décroissantes dans le temps et du même ordre de grandeur que les teneurs mesurées dans les eaux de pluie. Ce n'est cependant pas le cas pour le Ni et de manière moins marquée pour le Cr. En effet, leurs concentrations dans les percolats sont beaucoup plus élevées que dans l'eau de pluie et elles se rapprochent ou dépassent les normes de qualité des eaux. Par ailleurs, il est à noter que les teneurs sont très souvent les plus élevées dans les percolats de la modalité (II + IV).

Les expérimentations conduites en colonne permettent de simuler l'évolution de la dynamique des métaux au sein des profils et sur une période de temps beaucoup plus large (même si les conditions s'éloignent pour partie de la réalité). Ainsi, le rôle de filtre de la couche de sous-produit papetier est mis en évidence en comparant les percolats de la modalité III et (II + IV) avec les lixiviats des colonnes de mélange et de sous-produit papetier. Par ailleurs, un certain nombre de pics de concentration peuvent raisonnablement être attribués à des écoulements préférentiels de percolats ayant traversé le compost.

Plus globalement, il est important de noter que dans tous les cas (tous les métaux et tous les matériaux parents), une décroissance – plus ou moins rapide – des concentrations est observée en conditions contrôlées et en conditions réelles. Nous pouvons supposer qu'à moyen terme les concentrations vont continuer à baisser ou se stabiliser. Cependant, les stocks initiaux, bien que faibles, ont peu diminué et leur devenir à long terme reste à déterminer.

4.3.3. TRANSFERTS SOL - PLANTE

La comparaison des valeurs mesurées avec les seuils de carence et de toxicité, ainsi qu'avec les valeurs moyennes rencontrées (ADEME, 1995) met très clairement en évidence le fait que le ray-grass et la luzerne qui se sont développés sur les 3 modalités de sol construit se situent dans une fourchette basse en terme de teneur en Zn et Ni dans leurs parties aériennes.

4.3.4. TRANSFERTS SOL – EAU DU SOL – SUBSTRAT EN PLACE

Cette partie du travail a pour objectif d'intégrer le sol construit dans l'ensemble de son système en étudiant l'effet de la construction de sol sur le transfert éventuel de polluants résiduels contenus dans un substrat support vers un aquifère cible. Pour cela, outre les extractants modèles que sont l'eau et le CaCl_2 , les percolats des modalités I et II ont été utilisés. Il en ressort que le pouvoir tampon et la charge élevée en matières organiques du percolat de la modalité II permettent de limiter fortement la mobilisation d'éléments en traces métalliques résiduels contenus dans 3 des 4 substrats industriels contrastés.

4.3. Discussion

La mobilité des éléments en traces métalliques dans les sols est conditionnée par trois paramètres principaux : la teneur totale en éléments polluants, la spéciation de ces éléments sur la phase solide, la nature de la solution du sol. Ils peuvent être fixés sur des phases minérales (oxydes de Fe ou d'Al, argiles) (Zachara *et al.*, 1994 ; McBride *et al.*, 1997) et nous savons que les carbonates en particulier peuvent jouer un rôle de piège pour les métaux (Plassard *et al.*, 2000). Nous savons aussi que la solubilité et donc la mobilité des éléments en traces est fortement conditionnée par le pH, puis dans une moindre mesure le potentiel redox, la CEC et la teneur en matières organiques (Charlot, 1983 ; McBride, 1989). La composition et les propriétés physico-chimiques de la solution du sol sont aussi des facteurs primordiaux qui conditionnent la dynamique de nombreux métaux. La nature de la matière organique soluble est en ce sens déterminante, puisque les acides fulviques en particulier, ont la capacité, à pH élevé, de désorber les éléments en traces fixés sur les oxydes de Fe et d'Al (Zachara *et al.*, 1994). Ils ont aussi une affinité suffisante avec le Pb pour le désorber de minéraux argileux (McBride *et al.*, 1997).

Les expérimentations en colonne au laboratoire nous ont permis d'estimer le comportement des différents matériaux parents et les risques de transferts de métaux depuis ces matrices. Bien que faiblement pourvu en éléments en traces métalliques (concentrations totales faibles), le compost constitue la source d'alimentation privilégiée en métaux de la solution du sol au sein des profils. Etant donné sa nature très organique, il est probable qu'une partie des métaux soient fixés sur la matière organique soluble ou qu'à ces valeurs de pH

élevées ($7,5 < \text{pH} < 8,5$) la matière organique soit capable de désorber des éléments fixés sur les phases minérales. Par opposition, malgré ses teneurs totales ponctuellement élevées en éléments en traces, la terre industrielle traitée relargue très peu de polluants. Ceci s'explique par l'alcalinité forte aussi bien de la terre (9,0) que des lixiviats ($9,0 < \text{pH} < 10,0$) qui limite très fortement la solubilité de la plupart des métaux. En ce qui concerne le sous-produit papetier, outre les faibles teneurs, la présence de minéraux tels que la calcite ou la dolomite diminue, de fait, fortement leur disponibilité. Par contre, les conditions pH et la présence de matière organique soluble peuvent conduire à une mobilisation significative d'une fraction des polluants contenus dans le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée. Ainsi, l'abaissement du pH provoqué par la formulation de la terre industrielle traitée (source de métaux lourds) avec le sous-produit papetier permet d'expliquer les phénomènes de relargage initial observés. Ajoutons à cela que des composés organiques provenant du sous-produit papetier ont pu être responsables d'une partie de leur mobilisation.

Ensuite, à travers des mesures en conditions réelles *in situ* et des simulations en conditions contrôlées, la dynamique des éléments en traces dans le système « eaux de précipitation - sol construit – eau du sol – plante – substrat en place » a pu être suivie ou estimée. Si certains matériaux parents présentaient des concentrations en certains éléments en traces supérieures ou proches des normes de définition de pollution (Cr, Ni, Pb), les transferts vers les autres compartiments de l'écosystème ont été limités. De plus, les expérimentations conduites sur une gamme de substrats industriels semblent indiquer que certaines propriétés chimiques des sols construits contenant des sous-produits papetiers permettent d'abaisser le risque de solubilisation de pollutions résiduelles métalliques. Cet effet trouve son origine dans le fort pouvoir tampon de la boue de papeterie (pure ou en mélange) qui est provoqué par une charge élevée en calcite, au contraire de la terre industrielle traitée seule. Ceci constitue un aspect intéressant des potentialités des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » que ne présente pas la modalité « témoin ». Nos mesures ont également fait ressortir que les eaux de précipitations constituent une source significative d'enrichissement en éléments en traces des systèmes.

Les limites de ces résultats s'attachent en premier lieu à la nature du dispositif expérimental. Sur de tels dispositifs de grande taille (en moyenne, chaque parcelle contient de 80 à 100 tonnes de matière sèche) il n'est pas possible de proposer une lecture quantitative de l'évolution de tous les paramètres. De plus, tous les éléments n'ont pas encore été suivis dans les parties aériennes des plantes et d'autres compartiments n'ont pas été étudiés (retombées atmosphériques, solution du sol, fractions colloïdales et particulaires des eaux de drainage, faune du sol). En ce qui concerne les résultats eux-mêmes, si les concentrations en métaux sont globalement faibles sur l'ensemble de la période de suivi, il ressort tout de même que la période initiale d'équilibrage s'accompagne d'un relargage de polluants qui doit être considéré. Par ailleurs, si nous avons pu démontrer que les sols construits jouaient un rôle de filtre en accumulant certains éléments en traces métalliques, nous pouvons légitimement nous demander, d'une part quelle est la capacité de stockage des sols, et d'autre part, quelles conséquences pourraient avoir des modifications de conditions physico-chimiques à long terme (évolution des sols) ou résultant d'événements accidentels sur les métaux présents. Nous pensons en particulier à un phénomène d'acidification résultant de l'activité biologique ou d'un accident. Nous pouvons suggérer qu'il serait particulièrement sensible sur l'horizon de terre industrielle traitée de la modalité « témoin ». En effet, nous

avons vu que le pouvoir tampon de ce matériau était très faible et que par ailleurs, il contient des teneurs élevées en métaux, susceptibles d'être mobilisés. En ce sens, la présence de sous-produit papetier permet de tamponner fortement le système et de réduire très significativement ce risque pendant un délai qui reste à déterminer.

Bien que le bilan et l'étude des flux entre compartiments que nous avons réalisés doivent encore être complétés (Figure 44), le travail accompli nous offre un regard global sur les 3 systèmes de sols construits. Il apparaît bien que la mise en œuvre du procédé de construction de sol n'engendre pas d'impact négatif sur les composantes de l'environnement, en terme de flux de polluants. Parallèlement aux mesures en conditions réelles, nous avons essayé de développer une méthode expérimentale capable de prévoir la dynamique de relargage des métaux depuis les différents matériaux parents. Cette démarche doit permettre de mieux cerner le risque, c'est-à-dire l'intensité de mobilisation des métaux et son potentiel d'évolution dans le temps. Les résultats sont tout à fait encourageants dans la plupart des situations. Ils permettent d'encadrer le risque réel en le surestimant légèrement (de 5 à 20 %). Cependant, cette comparaison n'est pas toujours valide comme dans le cas du Pb qui a été très largement surestimé par le test en colonne par rapport aux mesures in situ (100 fois supérieure). Une autre limite de cet outil est qu'il permet difficilement de prendre en compte de manière réaliste les interactions entre les percolats provenant d'un horizon et la phase solide de l'horizon inférieur lors d'écoulements verticaux (ce point sera discuté ultérieurement au chap. VI).

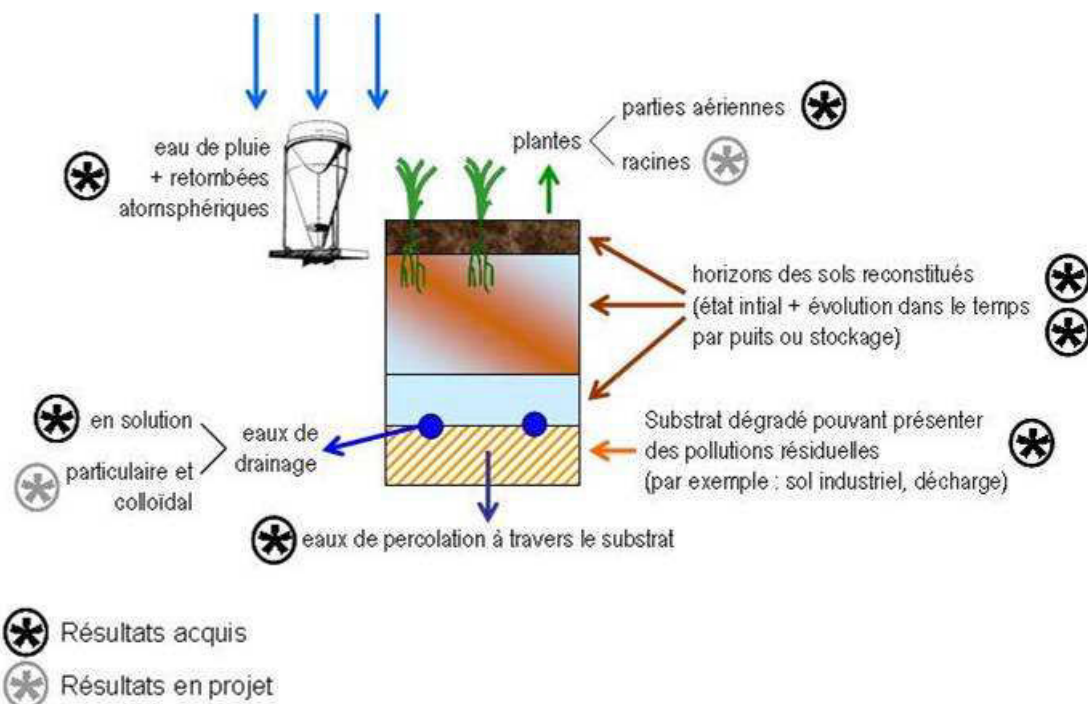


Figure 44 : Compartiments de l'écosystème étudiés pour évaluer le fonctionnement du sol construit

Les perspectives s'inscrivent dans plusieurs directions. Tout d'abord l'amélioration de la précision du suivi en élargissant la gamme des polluants suivis et en complétant les compartiments qui n'ont pas encore été étudiés. Cet aspect pourrait être utilement complété par des études menées toujours au terrain, mais sur d'autres dispositifs expérimentaux (par exemple : parcelle expérimentale et lysimètres équipés). L'intégration de l'hétérogénéité des matériaux pouvant de plus être mieux intégrée et contrôlée par la confrontation des

dispositifs. Ensuite, en étudiant des scénarii de modifications de conditions physico-chimiques au sein des sols construits. La nécessité d'intégrer les modifications engendrées par l'évolution dans le temps des sols ou bien les conséquences d'un événement accidentel pour savoir si la fonction de filtre qu'ils assurent sera pérenne.

Nous avons étudié les polluants, dont nous avons jugé qu'ils étaient les plus sensibles, au sein des sols construits et de leur environnement. Dans les conditions de l'étude, les 3 sols construits ont joué un rôle de filtre de polluants, garantissant la bonne qualité des autres compartiments de l'écosystème. La formulation de matériaux parents permet même potentiellement de favoriser la stabilisation de polluants résiduels dans des substrats industriels. Par ailleurs, nous avons confirmé que les tests de lixiviation en colonne pouvaient constituer un outil d'analyse de risque pertinent pour évaluer la mobilité des éléments en traces.

5. Écotoxicité et activité biologique

5.1. Mesures d'écotoxicité in situ

5.1.1. ECOTOXICITE DES PERCOLATS DE SOLS CONSTRUITS

Aucune toxicité aiguë n'a été mesurée à l'aide du test Microtox® sur les percolats provenant du profil « témoin », tout au long de l'expérimentation (Figure 45). Le cas des percolats correspondant aux eaux de drainage de la modalité du « profil élémentaire » est plus variable. En effet, ils étaient modérément toxiques durant les premiers temps suivant la mise en place (de 0 à 30 L.m⁻²), puis, à l'exception d'un pic sur un échantillon (à 91 L.m⁻²), la toxicité était limitée (< 1,5 UT) voire non détectable. Enfin, les percolats provenant de la modalité « éponge végétale » présentaient une toxicité élevée (entre 5 et 10 UT) pendant les 8 premiers mois d'expérimentation (de 0 à 61 L.m⁻²), ensuite plus aucune toxicité n'a été détectée.

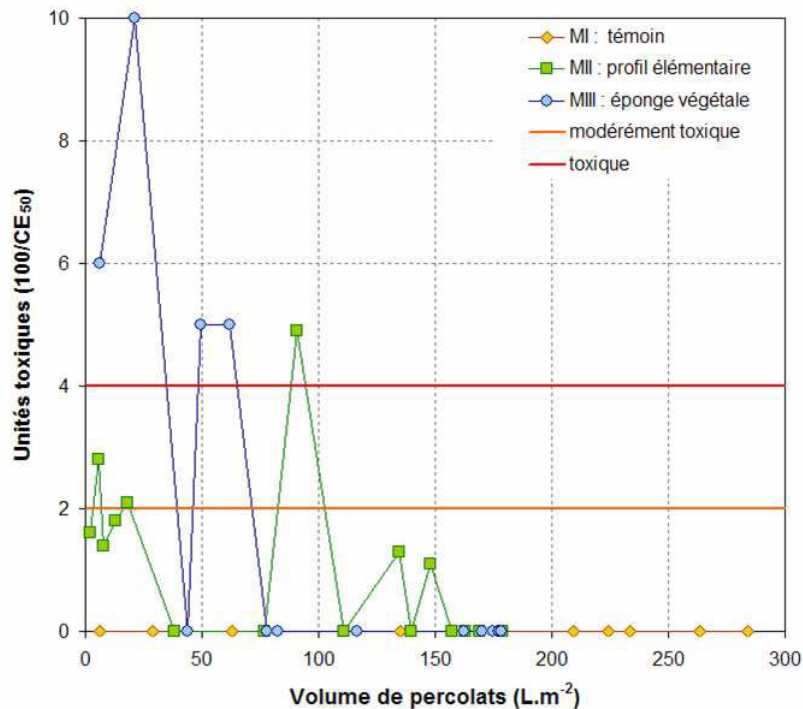


Figure 45 : Evolution de la toxicité aiguë avec Microtox® des percolats collectés in situ

5.1.2. ECOTOXICITE DES MATRICES SOLIDES DE SOLS CONSTRUITS

La toxicité des matrices prélevées *in situ*, mesurée par le test Microtox® solide, a sensiblement évolué par rapport aux mesures faites initialement sur les matériaux parents. Les échantillons provenant des horizons de sous-produit papetier pur (modalité III) et sous-produit papetier chaulé et compacté (modalité (II + IV)), ainsi que ceux prélevés sur les horizons de mélange boue /terre des deux mêmes profils ne présentaient toujours aucune toxicité détectable. Aucune toxicité n'a été détectée sur les trois horizons de compost, contrairement aux analyses sur le matériau parent. En ce qui concerne l'horizon de terre industrielle traitée pure, de la modalité « témoin », sa toxicité a baissé, mais reste significative (3 UT) et traduisait le caractère modérément toxique de l'échantillon.

5.2. Observation de méso/macro/méga-faune in situ

Les mesures qui ont débuté pour évaluer la colonisation et le développement de méso-faune et de macro-faune ne sont pas achevées. Par conséquent, nous indiquerons simplement ici les observations qui ont été faites lors de l'ouverture des fosses pédologiques. Lors des campagnes de 2004 et 2005, les traces d'activité biologique avaient été rares. Par contre, en 2006 de nombreuses traces de terriers et de bioturbation étaient visibles sur les trois modalités de sols construits. Ces traces étaient principalement localisées en surface des sols (zones grattées, creusées) et disparaissaient avec la profondeur.

5.3. Discussion

A l'issue des trois années de suivi, la plupart des matrices solides (à l'exception de la terre industrielle traitée seule) ne présente plus aucune toxicité, de même que les percolats collectés. Plusieurs questions émergent de ces observations. Tout d'abord, comment expliquer les baisses très significatives d'écotoxicité des matrices solides, alors que, comme l'illustrent nos résultats, les teneurs totales en polluants n'ont pas ou très faiblement diminué. L'hypothèse la plus vraisemblable serait de suggérer que leur biodisponibilité a baissé, soit par une perte par lixiviation des polluants fortement disponibles (comme cela a été illustré en conditions contrôlées sur le compost), soit par une modification des propriétés physico-chimiques des matériaux parents amenant à l'immobilisation des polluants (cf. chap V.2.2.).

Les teneurs en éléments en traces et en polluants organiques expliquent difficilement la toxicité mesurée sur les percolats des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » et l'absence de toxicité des eaux de drainage provenant de la modalité « témoin » dont les constituants solides se sont révélés toxiques. Nous pouvons supposer alors que d'autres composés provoquent cette toxicité mesurée par le test Microtox®. D'après la composition des percolats, leur charge en Corg très élevée ou les concentrations en carbonate de calcium (cf. chap V.3. et V.4.) semblent être les seuls paramètres marquants, mais qui n'expliquent pas l'origine de la toxicité.

En ce qui concerne le développement et la colonisation de la faune sur les trois modalités de sols construits, les observations que nous avons pu réaliser ne constituent qu'une tendance – positive – qu'il faudrait expliciter de manière plus détaillée.

6. Conclusion partielle

En première approche et selon les principes du génie écologique, l'efficacité de la restauration ou de la remise en état d'un écosystème est notamment évaluée par l'augmentation des fonctions écologiques (métabolisme, séquestration et transformation de l'énergie, des nutriments et de l'eau). Par extension, nous pouvons considérer que l'étude du fonctionnement et des fonctionnalités essentielles des sols construits permet d'évaluer l'efficacité des premiers stades de la remise en état du couvert pédologique.

6.1. Fonction support de végétation

6.1.1. NIVEAU DE REPONSE

Les résultats obtenus sur les 3 parcelles lysimétriques dans l'intervalle d'étude et en conditions contrôlées ont permis d'évaluer les niveaux de réponse à la fonction support de végétation que pouvaient remplir les différentes modalités de construction de sol. Ils ont également mis en évidence le fait que cette fonctionnalité est dynamique. Elle s'intègre de plus dans un schéma d'évolution dont il est possible de décrire les premières étapes (germination de graines contenues dans les matériaux, dissémination depuis les alentours, développement progressif du couvert végétal). Nous avons constaté que la fertilité chimique et physique des sols construits était variable en fonction de la modalité considérée, par les différences de développement des végétaux (taux de germination, densité, biomasse totale, profondeur d'enracinement, diversité).

Pour la plupart des paramètres décrivant la fertilité, il s'est avéré que la modalité « témoin », constituée d'un horizon fertile uniquement composé de terre industrielle traitée, présentait un niveau assez bas (teneurs faibles en matières organiques, en N et en nutriments échangeables, réserve en eau utile limitée, pénétrabilité difficile pour les racines). La nécessité et l'utilité de l'horizon de croissance de compost ont dans ce cas été démontrées et largement validées. Ceci s'est toutefois traduit par un faible développement des plantes (croissance difficile pour les Poacées, densité végétale peu élevée, biomasse totale faible, développement spontané plus faible), sans pour autant que des signes prononcés de carence ou de toxicité se soient manifestés. L'observation a même montré que les plantes avaient su réagir aux conditions imposées par le milieu en augmentant le diamètre des racines (chap. V.2.1.) ou par un équilibre entre les espèces présentes au sein des associations végétales spontanées ou semées.

Les résultats sont plus encourageants en ce qui concerne la modalité « profil élémentaire + confinement » et surtout « éponge végétale ». En effet, non seulement l'horizon hydrique et l'horizon de confinement ont joué un rôle très significatif dans le stockage d'eau utile, mais la formulation des matériaux parents a été efficace. L'horizon fertile de ces deux profils permet d'améliorer très sensiblement les propriétés des deux matériaux sous-produit papetier et terre industrielle traitée (fertilité chimique, pénétrabilité et ancrage des racines notamment), ce qui s'est répercuté sur le développement végétal par une augmentation de la biomasse. Si les résultats sont plus nuancés sur la modalité (II + IV), à cause de phénomènes d'hydromorphie (voir ci-dessous), la modalité « éponge végétale » a permis d'obtenir une production de biomasse significative ainsi qu'une diversité satisfaisante et croissante dans le temps.

6.1.2. PERSPECTIVES EN TERME D'USAGE

L'usage « intégration paysagère / végétalisation extensive » a été testée *in situ* et en vases de végétation. Il en ressort que pour les 3 sols construits, l'installation d'un couvert végétal pérenne et couvrant est possible, moyennant un semis initial d'un mélange Poacées / Fabacées. Ainsi, la végétation s'est bien développée pendant la période de suivi ; un entretien régulier (tonte) est d'ailleurs nécessaire indiquant par là que le niveau global de fertilité est presque trop élevé pour ce type d'usage. De plus, l'évolution de certains paramètres comme l'augmentation des concentrations en N (cf. Chap.V.3.1.) semblent indiquer que les systèmes s'inscrivent dans une implantation pérenne de la végétation. Cependant, il est fréquemment noté que des espèces semées comme le ray-grass ont tendance à disparaître avec le temps (Dinger *et al.*, 1999). C'est la raison pour laquelle la colonisation des sols construits par des espèces endogènes est une nécessité, seule garante de la viabilité à long terme du couvert végétal. De ce point de vue, des variations ont été mises en évidence entre les modalités qui pourraient révéler à terme des différences significatives dans l'efficacité de la remise en état.

En ce qui concerne les perspectives pour le développement d'un usage production de biomasse pour la bioénergie, les résultats sont encore plus contrastés. En effet, même si cette option n'a pas encore pu être testée en conditions réelles, les résultats en conditions contrôlées ont mis en évidence la possibilité de faire pousser une plante comme miscanthus sur des matériaux techniques purs ou en mélange. Surtout, ils ont montré les différences de développement en fonction de la nature des matrices, mettant, en l'occurrence, en lumière le fait qu'un mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée permettrait d'obtenir un équilibre satisfaisant en terme de fertilité chimique et d'enracinement. Un usage plus exigeant comme celui-ci sous-entendrait alors la nécessité d'un entretien périodique de la fertilité afin de pérenniser le système.

6.2. Fonction échange/filtre

6.2.1. CYCLE DE L'EAU

Les 3 modalités de sols construits offrent un fonctionnement hydrique normal. En effet, les sols construits sont filtrants et permettent un écoulement de l'eau. Les options « éponge végétale » et « confinement » ont donné les résultats attendus. Les réserves en eau utile sont très fortes en raison de la présence de l'horizon hydrique formé de sous-produit papetier. L'horizon de confinement réalisé par chaulage et compactage de sous-produit papetier remplit son rôle également. Par comparaison, il peut être intéressant de noter que la valeur imposée par l'Arrêté du 30 décembre 2002 relatif au stockage de déchets dangereux pour la couche de matériaux de couverture est au maximum de $1.10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$, ce qui est proche de la valeur mesurée et peut donc laisser envisager l'application de la construction de sol pour la couverture de décharge ou le confinement de terres polluées.

6.2.2. INNOCUITE ENVIRONNEMENTALE

L'étude des transferts potentiels ou réels vers les compartiments de l'écosystème et des scénarii de construction de sol sur des substrats contenant des pollutions résiduelles ont permis de montrer que le procédé de construction de sol ne présentait pas de risque pour différents compartiments de l'environnement. Les transferts par les eaux de drainage ou vers les plantes ont été limités.

Cependant, le suivi fin a également mis en évidence que durant les premiers stades, des transferts significatifs de polluants pouvaient intervenir via les eaux de percolation, qui s'accompagnaient aussi d'une toxicité aiguë parfois élevée. Même si ces phases sont courtes dans le temps, elles doivent être prises en compte dans la mise en œuvre de la construction de sol et éventuellement corrigées par une optimisation du procédé.

Ce point sera discuté ultérieurement, mais il apparaît d'ores et déjà que les expérimentations en chromatographie éluto-frontale qui ont été menées permettent, de manière fiable, d'évaluer – en le surestimant pour certains métaux – le risque lié à la lixiviation d'éléments en traces métalliques.

6.3. Support de la diversité biologique

Ces aspects n'ont pas été vraiment explorés dans ce travail et le dispositif expérimental de parcelles lysimétriques ne se prêtait pas vraiment au suivi fin de la colonisation biologique. Néanmoins, nos observations ont démontré l'installation d'espèces végétales et animales locales dans les 3 sols construits. Si l'étude de la diversité biologique (abondance et variété des espèces) justifie une étude ultérieure plus approfondie, nous pouvons affirmer que la viabilité actuelle des 3 systèmes exprime un aspect fondamental du succès de la refonctionnalisation de l'écosystème.

Chapitre 5 - Pédogenèse des sols construits

1. Introduction

Nous avons étudié le fonctionnement des sols construits. Cependant, comme nous l'avons évoqué dans l'étude bibliographique puis confirmé dans la caractérisation, la composition et les propriétés des matériaux parents techniques (phases minérales sensibles, matrices finement divisées et peu structurées), constitutifs des sols construits, devraient leur imposer une cinétique d'évolution rapide au sein des profils de sols. En ce sens, les sols construits constituent un modèle expérimental de sols très anthropisés, puisque leur état initial est particulièrement bien caractérisé et que leur pédogenèse peut être suivie très finement.

Pour cela, nous avons étudié dans un premier temps l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols construits. Cette étude repose sur le dispositif de parcelles lysimétriques décrit au chap. II.4., nous avons décrit les profils au terrain en nous basant sur les principes évoqués au chap. II.6.2., puis des analyses complémentaires ont été effectuées soit *in situ* (densité apparente et potentiel redox) soit au laboratoire (pH, analyse texturale, analyse granulo-densimétrique et observations en MET) chap. II.8.1. Ensuite, nous nous sommes focalisés sur l'évolution des matières organiques et pour comprendre leur dynamique nous avons confronté des analyses (C_{org} , N_{total}) sur des échantillons prélevés *in situ* (chap. II.7.2.) et des expérimentations en colonne au laboratoire (chap. II.5.). Enfin les modifications de la phase minérale des sols construits ont été appréhendées en confrontant les expérimentations aux deux échelles. Une large part de ce travail repose sur l'étude des lixiviats recueillis en colonne (chap. II.7.5.) ou des percolats collectés au terrain (chap. II.7.4.). Nous avons fait l'hypothèse que ces solutions reflétaient les modifications subies par le cortège minéral des matériaux parents et des sols.

L'ensemble de ces données nous permet d'évaluer la nature, l'intensité et la cinétique des mécanismes et des processus pédogénétiques qui interviennent dans les premiers temps de l'évolution des sols construits.

2. Evolution des propriétés physico-chimiques

2.1. Morphologie in situ

2.1.1. OBSERVATION ET DESCRIPTION DES PROFILS

Modalité « témoin » - Propriétés générales

Le profil « témoin » a présenté un drainage correct, malgré quelques excès d'eau à la base du profil relevés au cours de la deuxième année, suite à un climat pluvieux dans les jours précédents l'ouverture de la fosse. D'un point de vue géomécanique, le sol paraissait stable et tassé. Le profil avait une profondeur moyenne de 0,75 m au moment de sa mise en place. Il était constitué de deux couches : l'horizon supérieur dérivé du compost (0,1 m en moyenne au moment de la mise en place) et l'horizon de terre industrielle traitée (0,65 m en moyenne à t₀). La limite entre les deux horizons élémentaires est restée très nette, bien que relativement ondulée du fait de l'irrégularité des niveaux au moment de la mise en place du sol.

Modalité « témoin » - Description des horizons et sous-horizons (Figure 46)

L'horizon de compost présentait de nombreux éléments grossiers (de 10 à 20 %), essentiellement des morceaux de bois ou des débris végétaux. Il se caractérisait par une structure particulière très nette à l'origine, qui a progressivement évolué vers une structuration grumeleuse (taille millimétrique à pluri-millimétrique) lors de la dernière campagne. Aucune sur-structure n'a été distinguée. La texture était un paramètre particulièrement difficile à estimer sur ce matériau et aucune évolution significative n'a pu être mise en évidence dans le temps, par la simple observation. L'effervescence à l'acide chlorhydrique a été forte à très forte sur les trois années. Aucun revêtement, ciment ou tache n'a été observé et n'est apparu sur cet horizon. L'horizon était meuble ce qui traduisait une forte porosité (pores très nombreux et de taille millimétrique à pluri-millimétrique). En terme de plasticité, il a été estimé que le matériau était friable. En ce qui concerne l'activité biologique, les racines – saines - ont très rapidement été très abondantes avec une tendance marquée à tapisser la limite avec l'horizon inférieur durant les 2 premières années. La présence de faune n'a été nettement visible qu'à partir de la troisième année et de manière très marquée. Enfin l'horizon n'était pas adhésif et ne dégageait aucune odeur particulière (exceptée celle d'humus en décomposition).

L'horizon de terre industrielle traitée a subi une différenciation qui a été mise en évidence en 2006, avec l'apparition de deux sous-horizons distincts de 0,09 à 0,30/0,34 m, puis de 0,34 m jusqu'à la base du profil. Globalement, l'horizon comportait de nombreux éléments grossiers (20 %), en l'occurrence des cailloux. La structure était particulière à tendance grumeleuse de taille millimétrique et seule une légère évolution a été notée dans le sous-horizon supérieur avec une augmentation de la structure grumeleuse au cours du temps. La sur-structure était massive. La texture était sablo-limoneuse à limono-sableuse. L'effervescence à l'acide chlorhydrique a été très forte sur les trois années. Aucun revêtement, ciment ou tache n'a été observé et n'est apparu sur cet horizon. L'horizon était compact à très compact et, de fait la porosité était faible, essentiellement constituée par des pores de petites tailles (de l'ordre du mm). Le matériau était friable. Aucune racine n'a été observée la première année, quelques unes la seconde année et leur abondance était moyenne à forte exclusivement dans le sous-horizon supérieur en 2006 (c'est d'ailleurs un des critères de différenciation). Ces racines se caractérisaient en particulier par un diamètre élevé, pluri-millimétrique. La présence de faune n'a été nettement visible qu'à partir de la troisième année et de manière très marquée. Enfin, l'horizon n'était pas adhésif et ne dégageait aucune odeur particulière.

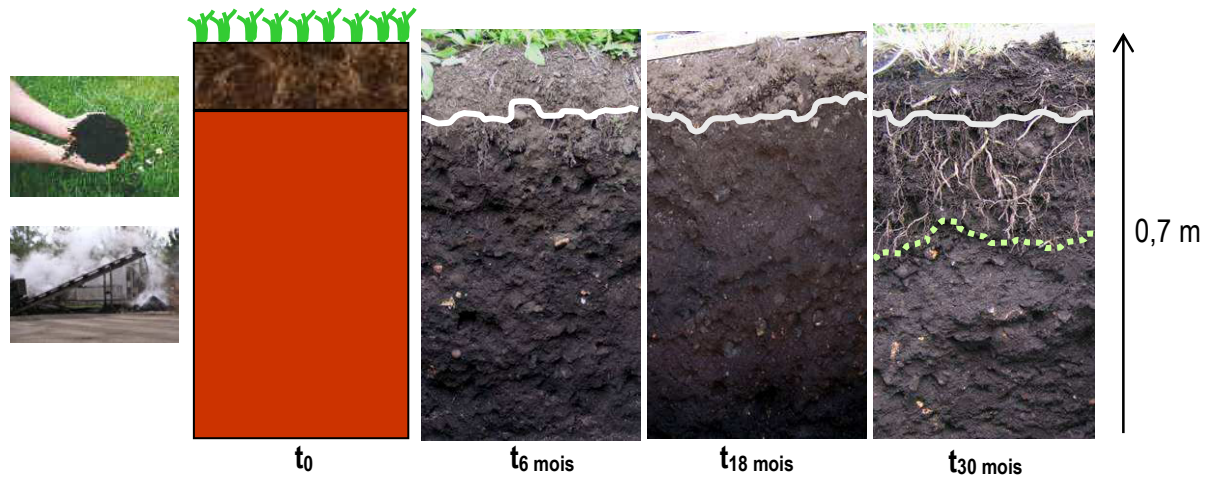


Figure 46 : Evolution morphologique du profil "témoin"

Modalité « éponge végétale » - Propriétés générales

Les qualités de drainage ont évolué dans le temps sur le profil « éponge végétale ». En fonction des conditions climatiques il a été jugé favorable ou au contraire insuffisant (excès d'eau très net dans les 0,2/0,3 dernier m du profil lors de la seconde année). Cependant, la dernière année le profil était entièrement sec à frais et le drainage semblait correct. D'un point de vue géomécanique, le sol paraissait meuble et s'enfonçait légèrement sous le pied, même si la stabilité a augmenté de manière sensible au cours du temps. Le profil avait une profondeur moyenne de 1,13 m au moment de sa mise en place. Il est constitué de trois couches : l'horizon supérieur de compost (0,08 à 0,11 m en moyenne au moment de la mise en place), un horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (0,80 m en moyenne à t_0) et enfin un horizon de boue de papeterie pure non compactée de 0,22 m d'épaisseur. La limite entre les horizons élémentaires est restée très nette, bien que relativement ondulée du fait de l'irrégularité des niveaux au moment de la mise en place du sol.

Modalité « éponge végétale » - Description des horizons et sous-horizons (Figure 47)

L'horizon de compost présentait des caractéristiques très proches de celui de la modalité I. Il est cependant à noter que sa structuration a été plus rapide. A partir de la seconde année, il était possible de distinguer assez nettement l'acquisition d'une structure grumeleuse, qui était très nette en 2006. Cette structure de taille millimétrique a semble-t-il été encouragée par la présence de végétaux. De manière similaire au cas précédent, les racines avaient tapissé l'interface avec l'horizon inférieur (orientation essentiellement horizontale), avant de poursuivre leur progression. Lors de la dernière année, certaines racines avaient un diamètre > 5 mm et de nombreuses traces d'activités biologiques étaient visibles (terriers de rongeurs).

En l'espace de 6 mois, l'horizon de mélange boue / terre avait déjà subi une différenciation en deux sous-horizons (de 0,11 à 0,39 m et de 0,39 à 0,91 m). Cette évolution s'est accentuée avec une nouvelle partition du sous-horizon inférieur en deux couches différenciées (de 0,39 à 0,78 m et de 0,78 à 0,91 m), avant un retour à deux sous-horizons lors de la dernière campagne (de 0,11 à 0,28 m et de 0,28 à 0,79 m). L'horizon comportait des éléments grossiers (10 à 15 %) essentiellement apportés par la terre traitée (cailloux) et dans une moindre mesure par le sous-produit papetier (plastiques). Dès la première année, l'ensemble de l'horizon élémentaire avait une structure très nette de type grumeleuse ou pseudo-grumeleuse à tendance polyédrique, de taille pluri-

millimétrique d'autant plus nette que l'on se rapprochait de la partie supérieure de l'horizon. Cette structure a évolué avec le temps vers une organisation grumeleuse bien visible et de plus grande dimension (millimétrique à centimétrique). Une sur-structure globale se dégageait également de type polyédrique arrondie de grande taille (50 à 100 mm) en climat sec. Des observations complémentaires ont montré que cette sur-structure était moins visible en climat humide. La texture n'a pas pu être estimée. L'effervescence à l'acide chlorhydrique a été forte sur les trois années. A partir de la deuxième année, des taches et des revêtements sont apparus. D'une part, quelques plages centimétriques couleur rouille (7.5YR 7/6) (1 à 5 % de la surface) autour des agglomérats de boues, au niveau des racines dans la partie supérieure de l'horizon et, d'autre part, un revêtement sur les boues, de couleur bleu-gris, ponctuellement accompagné de taches rouilles dans la partie inférieure. L'abondance de ces taches augmentait avec la profondeur, jusqu'à recouvrir 5 % de la surface du profil. Lors de la dernière année, il n'y avait plus de trace ni de revêtement, ni de tache, à l'exception de l'interface avec l'horizon inférieur entièrement recouvert de ce revêtement. La porosité était importante mais décroissante avec la profondeur. L'horizon était meuble et une légère compaction est apparue simplement dans le sous-horizon inférieur lors de la dernière année. Le matériau était friable. Des racines étaient visibles la première année dans la partie supérieure de l'horizon. L'année suivante, elles étaient très abondantes dans ce même sous-horizon et visibles dans le sous-horizon intermédiaire. La dernière année, leur densité était toujours forte dans la première moitié de l'horizon et moyenne dans la seconde. Des traces d'activité biologique (faune en particulier) ont été observées. Le matériau constitutif n'était globalement pas adhésif, à l'exception de la base de l'horizon lors de la deuxième année et suite à l'excès d'eau. Enfin, une odeur associée à celle de l'ammoniac, de sulfure et plus globalement de boue de STEP se dégageait à la base du profil en 2004 et 2005, mais plus en 2006.

L'horizon de sous-produit papetier s'est traduit en premier lieu par une humidité très forte à chaque ouverture de fosse. Quelques éléments grossiers (< 5%) étaient visibles, essentiellement des morceaux de plastique. La structure de ce matériau était grumeleuse à tendance polyédrique, de taille pluri-millimétrique, tendant à évoluer vers une structure grumeleuse avec le temps. Alors qu'aucune sur-structure apparente n'était visible durant les deux premières années, il a été distingué une sur-structure de type prismatique lors de la dernière campagne ; de 50 à 100 mm de diamètre, ce mode d'organisation des constituants entre eux était net. L'effervescence à l'acide chlorhydrique a été constamment très forte. De manière identique à l'horizon supérieur, des revêtements couleur bleu-gris ont été visibles à la deuxième ouverture (1 à 5 % de la surface). La porosité était forte et l'horizon était particulièrement meuble. Le matériau était peu plastique (2004 et 2005) à meuble et légèrement collant, du fait de son humidité principalement. A cette profondeur, aucune trace d'activité biologique n'a été mise en évidence à l'exception de quelques racines la dernière année. Une odeur forte d'ammoniac ou de sulfure était très nettement perceptible, les deux premières années uniquement.

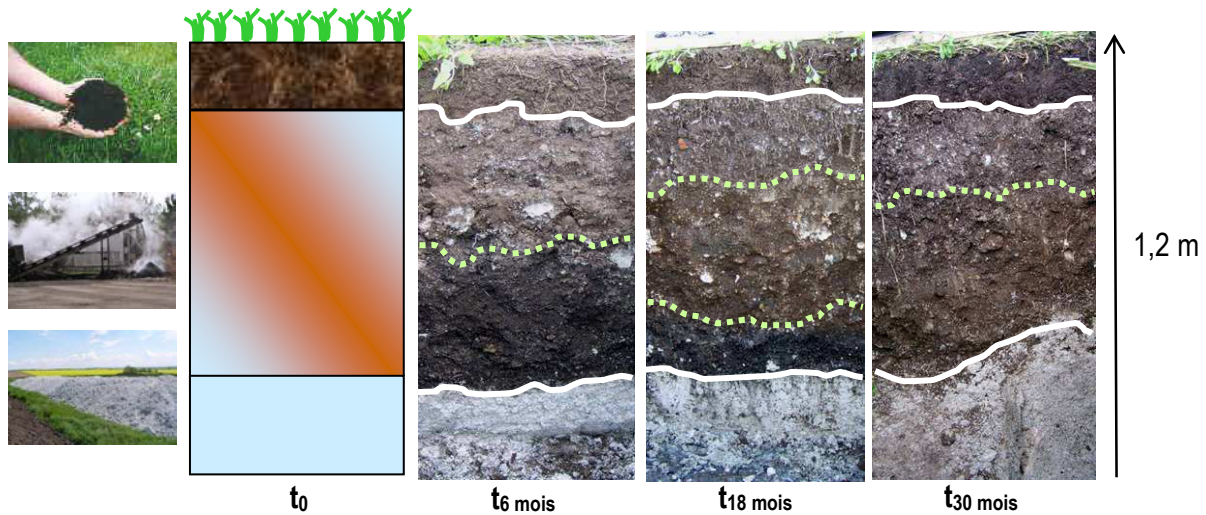


Figure 47 : Evolution morphologique du profil "éponge végétale"

Modalité « profil élémentaire + confinement » Propriétés générales

Le sol construit représentant les modalités « profil élémentaire » et « confinement » était, de fait, proche du sol construit « éponge végétale » à de nombreux points de vue. Il s'est caractérisé par un drainage favorable à modéré durant les trois années de suivi. En effet, le profil était frais à humide en profondeur et un faible excès d'eau était visible à la base du profil lors de la seconde année. D'un point de vue géomécanique, son comportement était identique à celui de la modalité III. La profondeur réelle du profil n'a pu être mesurée que lors de la dernière année, car nous souhaitons éviter durant les deux premières campagnes de creuser dans la couche de sous-produit papetier chaulé et compacté, de peur d'altérer l'imperméabilisation. En 2006, le profil avait une épaisseur de 1,19 m, mais nous n'avions creusé que jusqu'à 1,07 m en 2004 et 2005. Il est constitué de trois couches : l'horizon supérieur de compost (0,08 à 0,11 m en moyenne au moment de la mise en place), un horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (0,62 à 0,70 m en moyenne à t_0) et enfin un horizon de boue de papeterie chaulée et compactée de 0,39 m d'épaisseur. La limite entre les horizons élémentaires est restée très nette, bien que relativement ondulée du fait de l'irrégularité des niveaux au moment de la mise en place du sol.

Modalité « profil élémentaire + confinement » Description des horizons et sous-horizons (Figure 48)

Les propriétés de l'horizon de compost étaient tout à fait similaires à celui de la modalité III. Cependant, la structuration grumeleuse a semble-t-il été plus lente puisqu'elle n'a été mise en évidence que lors de la 3ème année.

Le schéma de différenciation en sous-horizons a été identique à celui du profil « éponge végétale ». En l'espace de 6 mois, l'horizon de mélange boue / terre avait déjà subi une différenciation en deux sous-horizons (de 0,11 à 0,39 m et de 0,39 à 0,72 m), puis en 3 sous-couches (0,08 - 0,24 m ; 0,24 - 0,64 m ; 0,64 à 0,86 m) et à nouveau en 2 (de 0,09 à 0,40 m et de 0,40 à 0,85 m). Lors de la seconde année, un sous-horizon supplémentaire s'est créé, se caractérisant en particulier par une humidité intermédiaire entre les deux extrêmes et une structuration différente de la partie inférieure. Cependant l'accumulation d'eau a été moins importante que pour le profil précédent de par la présence du réseau de drains. En terme de structuration, la tendance était similaire et

également plus marquée dans la partie supérieure de l'horizon. Une structure grumeleuse (pseudo-grumeleuse) à tendance polyédrique est apparue, qui a évolué progressivement vers une structuration grumeleuse très nette (de 1 à 10 mm). Une sur-structure arrondie de grande taille (50 à 100 mm) s'est aussi dégagée, en climat sec. Des taches et revêtements étaient également visibles à partir de la seconde année, mais ils occupaient une surface plus faible (1 à 2 %). La répartition était nette entre les taches rouilles dans toute la partie inférieure de l'horizon et des taches de couleur bleu-gris ou bleu-violet uniquement à l'interface avec l'horizon inférieur. L'odeur de boue de STEP était présente lors des deux premières années, mais avec une intensité moindre que pour l'autre profil. Cette odeur avait totalement disparu en 2006.

L'horizon de sous-produit papetier chaulé et compacté avait des propriétés très sensiblement différentes de la couche de boue de papeterie pure de l'« éponge végétale ». En terme de structure, le mélange avec la chaux a nettement orienté la structure polyédrique de départ, même si elle a ensuite évolué aussi en structure grumeleuse. La première année, certains granules de chaux étaient visibles entre des polyèdres de mélange boue – chaux. Le compactage a clairement fait apparaître une sur-structure en litage, à l'échelle pluricentimétrique, sur l'ensemble de l'horizon. Lors de la dernière ouverture, une croûte couleur rouille indurée était très nettement visible tout au long de l'interface avec l'horizon supérieur. La compacité de l'horizon était moyenne et de ce fait la porosité était plus faible que pour la modalité III. L'horizon était peu plastique, très peu collant et dégageait une odeur de chaux qui a disparu lors de la dernière année. Aucune trace de racine n'a été observée au sein de cet horizon.

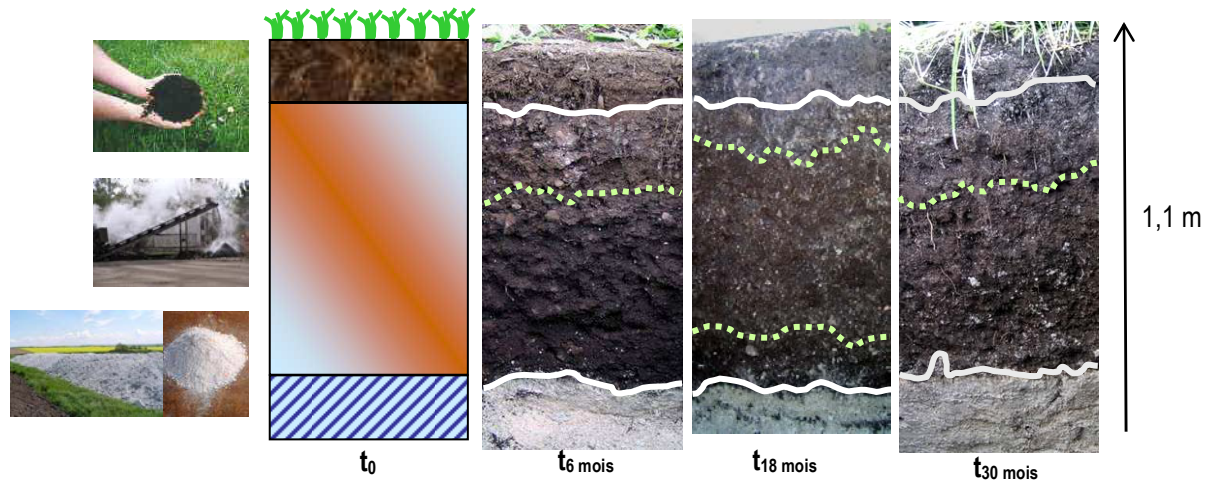


Figure 48 : Evolution morphologique du profil ("profil élémentaire" + "confinement")

2.1.2. EVOLUTION DES COULEURS

L'évolution dans le temps des couleurs des horizons de compost pour les trois modalités a été similaire. La teinte, initialement très foncée, a tendu progressivement vers le brun foncé. L'horizon de terre industrielle traitée de la modalité « témoin » a évolué faiblement, jusqu'en 2006 où sa couleur s'est brunifiée légèrement (noir brunâtre). La couche de sous-produit papetier pur de la modalité III est restée gris très clair, mais avec une évolution vers les teintes olive au cours du temps. La boue de papeterie chaulée et compactée de la modalité (II + IV) est restée aussi gris très clair, mais en tirant vers le gris-jaune. La couche de mélange du profil « éponge

végétale », partant à 6 mois d'une couleur gris jaunâtre foncé, a évolué vers une teinte plus brune (brun-jaune grisâtre). Enfin, le mélange de la modalité « profil élémentaire + confinement » a été en 2004 plus foncé que le précédent (brun foncé) et s'est éclairci progressivement.

Tableau 19 : Evolution des couleurs des horizons de sols construits in situ

		Campagne d'ouverture de fosses pédologiques		
		2004	2005	2006
Modalité I	CDV	10YR 2/2	10YR 2/2	10YR 3/3
	TIT	7.5YR 2/1	10YR 2/1	10YR 3/2 2.5Y 3/1
Modalité III	CDV	10YR 2/2	10YR 2/2	7.5YR 3/2
	Mélange	2.5Y 4/1	7.5YR 4/2	10 YR 5/2
		2.5Y 6/2	10YR 4/3	2.5Y 4/2
			2.5Y 3/3	
	SPP	N 8/0	2.5GY 8/1	7.5Y 8/1
Modalité (II + IV)	CDV	10YR 2/2	10YR 2/2	10YR 3/2
	Mélange	7.5Y 2/1	10YR 3/2	10YR 3/3
		10YR 3/3	10YR 3/3	10YR 3/4
			2.5Y 3/2	
	SPPc	7.5Y 8/1	7.5GY 8/2	5Y 8/2

CDV : compost de déchets verts

SPP : sous-produit papetier

SPPc : sous-produit papetier chaulé et compacté

TIT : terre industrielle traitée

Mélange : mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

2.2. Etude de l'évolution de la structuration et de l'agrégation in situ

Les observations de structure réalisées *in situ* sur les profils sont complétées par des mesures de densité apparente. Pour décrire l'évolution plus fine, nous avons conduit une analyse texturale sans décarbonatation et une granulo-densimétrie à l'eau sur des échantillons prélevés *in situ* après 30 mois d'évolution et réalisé des observations en microscopie électronique à transmission sur des échantillons prélevés après 18 mois d'évolution.

2.2.1. DENSITE APPARENTE ET POROSITE TOTALE

Modalité I

La densité apparente de la couche de compost, 6 mois après la mise en place du sol construit, était inférieure à 0,36 kg.m⁻³, avec une porosité totale de 0,83 (Figure 49). Ces valeurs avaient significativement évolué après 18

mois (densité apparente : $0,55 \text{ kg.m}^{-3}$, porosité : $0,74$), avant de connaître une stabilisation à 30 mois (densité apparente : $0,59 \text{ kg.m}^{-3}$, porosité : $0,72$).

Un schéma similaire a été observé pour l'horizon de terre industrielle traitée. La densité apparente a cru de 6 à 18 mois (de $1,00 \text{ kg.m}^{-3}$ à $1,38 \text{ kg.m}^{-3}$) avant de se stabiliser, voire même de diminuer légèrement au bout de 30 mois ($1,30 \text{ kg.m}^{-3}$). De manière inverse, la porosité totale a diminué de $0,74$ en 2004 à $0,65$ en 2006.

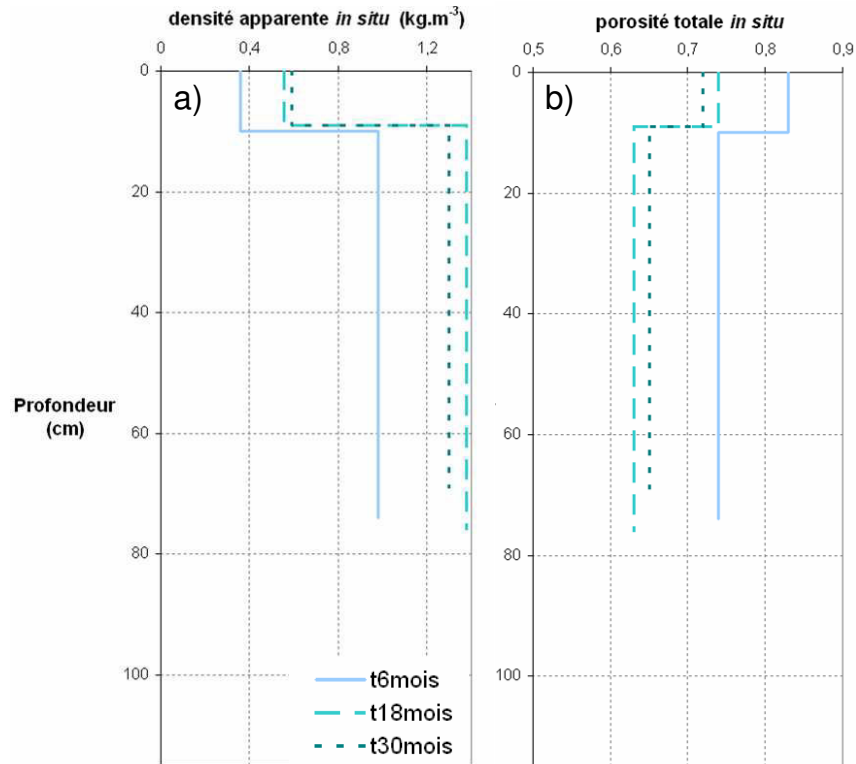


Figure 49 : Evolution in situ de a) la densité apparente ; b) la porosité totale du profil de la modalité I

Modalité III

L'évolution de la densité apparente de l'horizon de compost de cette modalité a été tout à fait comparable à celui de la modalité I, même si l'évolution a été plus lente (de $0,34 \text{ kg.m}^{-3}$ à $0,36 \text{ kg.m}^{-3}$ puis à $0,43 \text{ kg.m}^{-3}$) (Figure 50). En 2006 la porosité était donc proche de celle mesurée sur la modalité I ($0,80$).

L'horizon de mélange a subi un tassement très significatif également, mais différent en fonction du sous-horizon considéré. Le sous-horizon supérieur, dont la densité apparente était faible initialement ($0,70 \text{ kg.m}^{-3}$) a augmenté progressivement jusqu'à $1,04 \text{ kg.m}^{-3}$. En ce qui concerne le sous-horizon inférieur, le tassement a été plus rapide initialement, puisque en 2004 la densité apparente était déjà de $0,81 \text{ kg.m}^{-3}$, puis elle a augmenté plus faiblement pour atteindre $1,02 \text{ kg.m}^{-3}$. Les valeurs de porosité qui en ont découlées sont donc situées entre $0,68$ et $0,69$, à l'issu des trois ans de suivi.

L'horizon composé de sous-produit papetier a présenté une densité apparente très faible ($0,42 \text{ kg.m}^{-3}$) qui a varié très faiblement dans le temps. La porosité totale qui en a résulté est donc élevée ($0,81$).

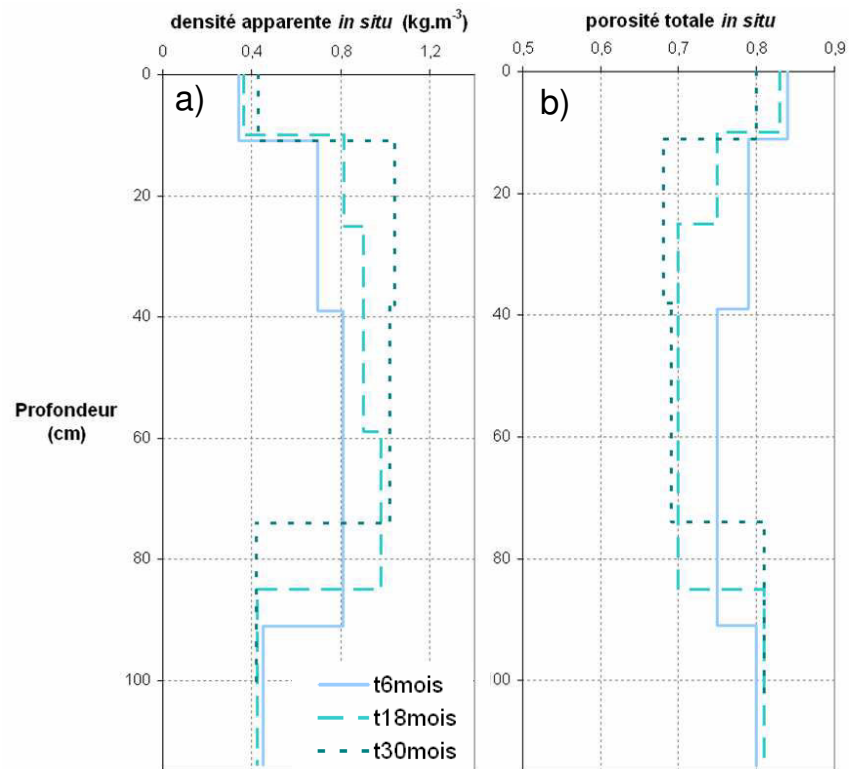


Figure 50 : Evolution in situ de a) la densité apparente ; b) la porosité totale du profil de la modalité III
Modalité (II +IV)

Nous passerons rapidement sur les caractéristiques du profil de sol construit « profil élémentaire + confinement » car il est très semblable à celui de la modalité « éponge végétale » (Figure 51). L'évolution de la densité apparente de l'horizon de compost est également progressive et atteint en 2006 une valeur un peu plus élevée que sur la modalité III (de 0,34 kg.m⁻³ à 0,52 kg.m⁻³). Les caractéristiques de l'horizon de mélange ont également été très proches, avec une différence constatée entre le sous-horizon supérieur (de 0,61 kg.m⁻³ à 1,07 kg.m⁻³) et le sous-horizon inférieur (de 0,90 kg.m⁻³ à 1,02 kg.m⁻³).

La principale différence est provenue des mesures effectuées sur l'horizon de sous-produit papetier chaulé et compacté. En effet les traitements qui lui ont été appliqués ont entraîné une augmentation significative de sa densité apparente (0,66 kg.m⁻³), qui a d'ailleurs cru pendant les trois années de suivi, par rapport à l'horizon de sous-produit papetier seul. La porosité résultante est restée cependant élevée (0,74 kg.m⁻³).

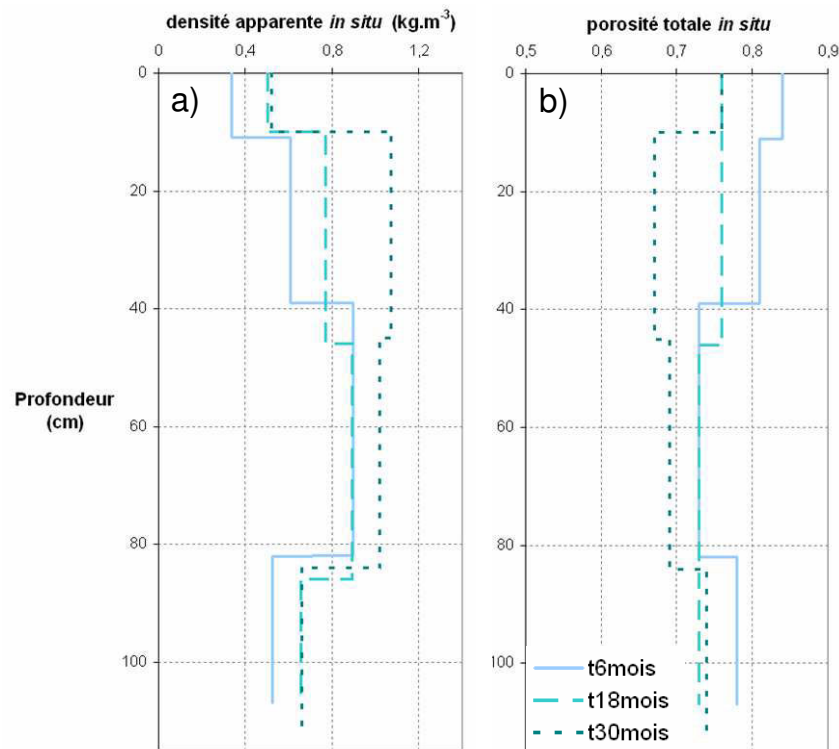


Figure 51 : Evolution in situ de a) la densité apparente ;
b) la porosité totale du profil de la modalité (II + IV)

2.2.2. TEXTURE

L'analyse texturale a globalement mis en évidence une diminution pondérale des fractions grossières dans le temps sur tous les horizons de toutes les modalités qui s'est logiquement accompagnée d'un enrichissement pondéral des fractions fines (Figure 52).

Sur les horizons de compost, ceci s'est traduit plus finement par une diminution (de 10 à 30 %) des fractions 200 μm – 2 mm et 20 – 50 μm . Parallèlement, nous avons observé une augmentation (de 5 à 25 %) des fractions 50 – 200 μm et 0 – 2 μm et la fraction 2 – 20 μm n'a pas connu d'évolution significative.

Sur l'ensemble de l'horizon de terre industrielle traitée, une diminution de la fraction 200 μm – 2 mm est constatée (à t_0 : 643 g.kg⁻¹, après 30 mois d'évolution : 572 g.kg⁻¹ à 20 cm et 536 g.kg⁻¹ à 55 cm de profondeur), ainsi qu'une augmentation plus ou moins forte de toutes les autres fractions (Figure 52a). Cette évolution a été plus marquée à la base de l'horizon que dans la partie supérieure, ce qui signifie qu'une quantité sensiblement plus importante de particules fines se trouvait dans la partie inférieure du profil « témoin » (pour la fraction 0 – 2 μm : 66 g.kg⁻¹ à 20 cm et 73 g.kg⁻¹ à 55 cm de profondeur).

Dans les horizons de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement », un phénomène proche de celui observé sur les horizons de compost est intervenu (Figure 52b et c). Nous avons en effet mesuré une diminution des fractions 200 μm – 2 mm et 2 – 50 μm , avec en parallèle une augmentation sensible des fractions 50 – 200 μm et 0 – 2 μm . Ces mesures étaient assez uniformes sur l'ensemble des 2 horizons de mélange. Cependant, nous avons pu noter que l'échantillon prélevé à la base de l'horizon était celui qui avait subi l'évolution la plus faible.

Dans l'horizon de sous-produit papetier de la modalité « éponge végétale » (l'analyse texturale du sous-produit papetier chaulé n'avait pas pu être réalisée à t_0) nous avons pu noter une augmentation dans le temps des fractions grossières $50 \mu\text{m} - 2\text{mm}$ (à t_0 : 69 g.kg^{-1} , après 30 mois d'évolution : 133 g.kg^{-1}). Il est possible qu'un transfert de particules grossières depuis les horizons supérieurs soit intervenu.

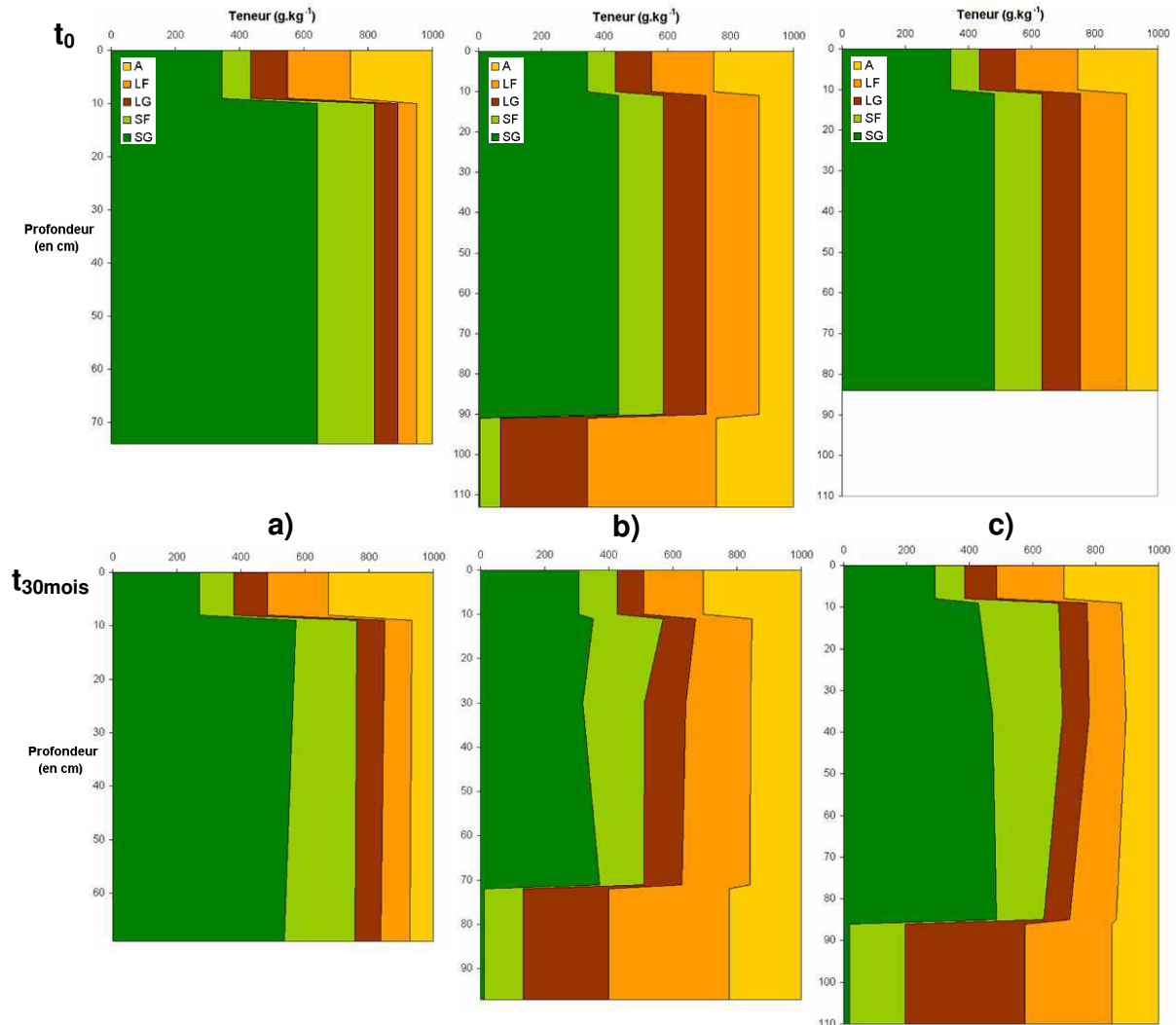


Figure 52 : Evolution de la texture des sols construits en fonction de la profondeur à la mise en place et après 30 mois d'évolution a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

2.2.3. AGREGATION

Granulo-densimétrie à l'eau

Nous nous sommes intéressés ici uniquement aux horizons de terre industrielle traitée et de mélange des 3 modalités afin de suivre l'évolution de la répartition des agrégats stables à l'eau (Figure 53). Comme pour l'étude de la texture, nous avons pu distinguer d'une part le cas de la modalité I, et d'autre part, celui des modalités III et (II + IV).

Dans le cas de l'horizon de terre industrielle traitée, l'évolution globale de la répartition granulométrique des agrégats stables a été assez limitée (Figure 53a). Nous avons simplement pu noter un enrichissement plus

significatif dans la partie supérieure de l'horizon d'agrégats de 0 – 2 µm (à t_0 : 13 g.kg⁻¹ ; après 30 mois : 24 g.kg⁻¹ à 20 cm de profondeur et 9 g.kg⁻¹ à 55 cm de profondeur).

Au sein des horizons de mélange, une évolution semblable a été constatée quelle que soit la profondeur (Figure 53b et c). Une diminution des fractions 0 – 50 µm (à t_0 : 150 g.kg⁻¹ ; après 30 mois : 70 g.kg⁻¹) et une augmentation des fractions 50 – 200 µm (à t_0 : 170 g.kg⁻¹ ; après 30 mois : 270 g.kg⁻¹). La proportion d'agrégats stables de la fraction 200 µm et 2 mm était restée constante dans le temps. Ceci signifie que les fractions fines (0 – 50 µm) organo-minérales se sont agrégées pour former des associations stables de plus grosse taille (50 – 200 µm).

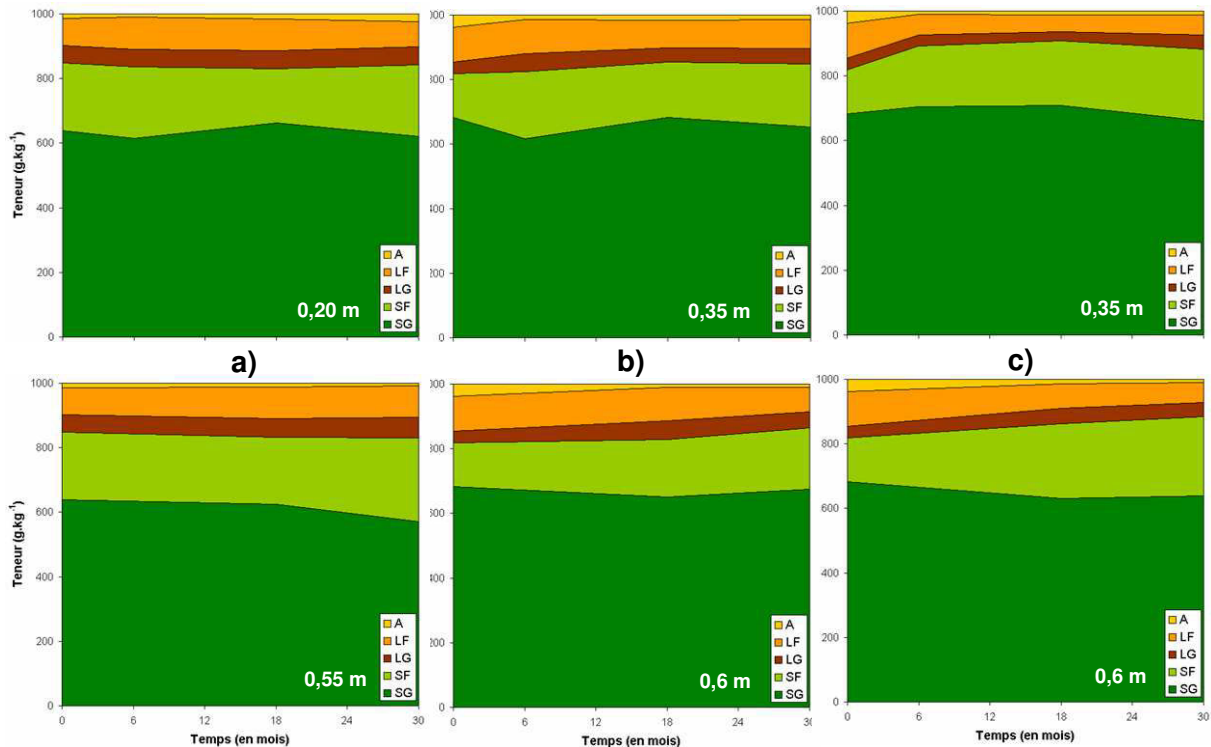


Figure 53 : Evolution de la répartition des fractions granulométriques stables à l'eau des horizons fertiles en fonction du temps à 2 profondeurs a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

Evolution de la stabilité des matériaux

Le calcul des indices de stabilité a certes été basé sur le rapport des fractions fines (< 0,2 µm) mesurées par analyse texturale et granulo-densimétrie à l'eau, mais il a permis d'estimer la stabilité globale des différents échantillons.

Dans le cas de la terre industrielle traitée de la modalité « témoin », la stabilité a cru avec la profondeur au sein de l'horizon (3,0 à 20 cm de profondeur contre 8,5 à 55 cm) (Figure 54). La comparaison avec la même mesure réalisée sur le matériau parent (3,8) a indiqué une légère diminution de la stabilité dans la partie supérieure de l'horizon et au contraire une augmentation sensible dans la partie inférieure. Ceci a pu être relié avec les résultats de l'analyse texturale qui a indiqué une proportion plus élevée de particules fines à la base de ce profil qui seraient donc constitutives d'associations organo-minérales stables. A l'opposé, le phénomène de diminution de la fraction fine à la surface engendrait une perte de stabilité.

Une répartition semblable a été observée sur les 2 horizons de mélange (Figure 54). En effet, la stabilité des agrégats était plus forte à la base de cet horizon qu'à sa surface (6,4 – 7,1 à 35 cm de profondeur contre 9,3 – 10,6 à 60 cm). Par contre, il est apparu très nettement que la période d'évolution de 30 mois avait permis d'augmenter significativement cet indice par rapport à la mesure faite sur le matériau parent (2,9). Ces résultats ont suggéré qu'une structuration active a permis, sur l'ensemble de cet horizon, d'augmenter la stabilité. Cependant, les concentrations plus élevées en C_{org} à la base de l'horizon qu'à sa surface (chap. V.3.1.) ont certainement encouragé une stabilité plus élevée.

Dans l'absolu, il est également apparu que le mélange de terre industrielle traitée avec des sous-produits papetiers permettait d'augmenter très significativement la stabilité au cours du temps par rapport à la terre seule.

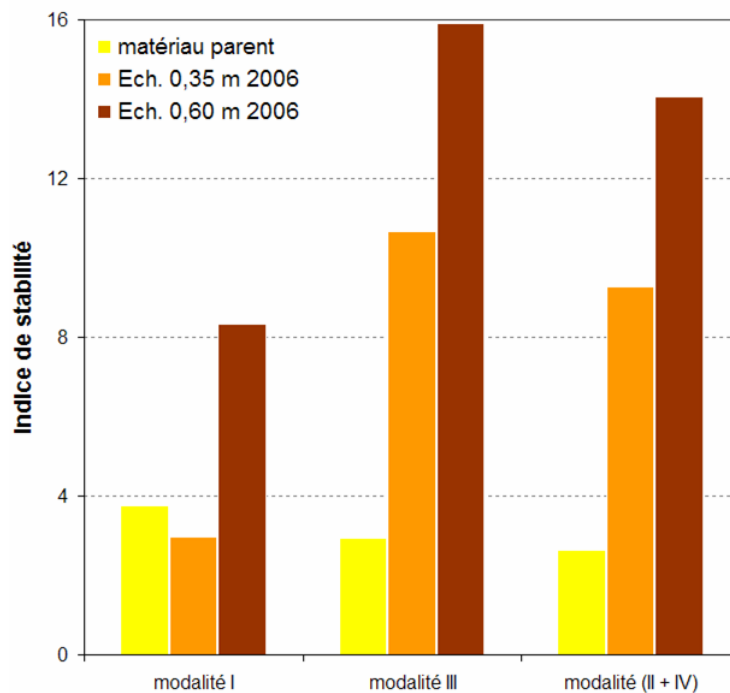
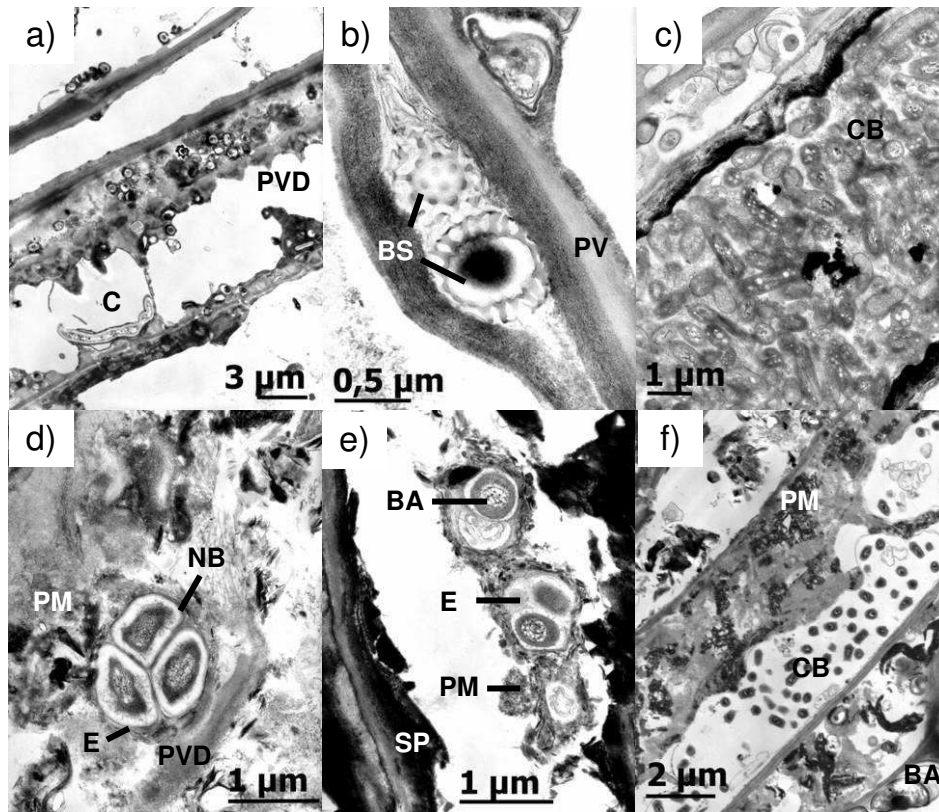


Figure 54 : Variation des indices de stabilité des horizons fertiles des 3 modalités en fonction du temps et de la profondeur

2.2.4. DESCRIPTIONS STRUCTURALE ET ULTRASTRUCTURALE DES MATRICES EVOLUEES

Nous avons effectué des observations en MET sur des échantillons d'horizons de compost et de mélange boue de papeterie / terre industrielle traitée prélevés 18 mois après la mise en place des sols construits.

Une fragmentation des tissus végétaux a tout d'abord été constatée, suite à une activité biologique élevée (Figure 55a), qui s'est traduite par une baisse sensible des fractions grossières (> 2 mm). La fraction fine est par conséquent devenue largement dominante. Elle était constituée essentiellement de restes ligneux et de substances polyphénoliques. La plupart des micro-organismes se sont activés et si certaines bactéries sont cependant restées sporulées (Figure 55b), une diversité microbienne a été remarquée (Figure 55c, d et f). Par ailleurs, il est intéressant de noter que nous avons pu constater la formation d'un type bien défini d'agrégats, composés de bactéries ou de nodules bactériens ayant sécrété des exopolymères sur lesquels est venu se fixer une phase minérale fine (Figure 55d, e et f).



PVD : paroi végétale décomposée
 C : champignon
 PV : paroi végétale
 BS : bactérie sporulée
 CB : colonie bactérienne
 NB : nodule bactérien
 BA : bactérie active
 PM : particules minérales
 E : exopolymère
 SP : substance polyphénolique

Figure 55 : Observations de compost de déchets verts (modalité III) en MET après 18 mois d'évolution

En ce qui concerne le mélange, nos observations nous ont conduit à noter une baisse globale de l'activité biologique par rapport au t_0 , ce qui est logique compte tenu des différences de conditions d'aération de la matrice. Nos observations nous ont permis de mettre en évidence différents types d'associations organo-minérales. Dans la fraction 0,5 à 2 mm, nous avons visualisé une structuration autour des fibres celluloses, en particulier une accentuation des structures organo-minérales observées au moment du mélange initial. En effet, non seulement l'adhésion des particules minérales (oxydes de Fe, silice amorphe) sur les fibres s'est maintenue (Figure 56a), mais nous avons constaté, une infiltration de minéraux au sein de fragments de cellulose (Figure 56b). Ceci a pu être le résultat couplé de la dégradation des matières organiques par les organismes vivants et du tassement des matériaux. Ce type d'association a été retrouvé fréquemment. Deux autres types d'agrégats ont été observés dans la fraction fine. D'une part des restes pariétaux fortement biodégradés associés à une fraction minérale majoritairement constituée de silice amorphe (Figure 56c). D'autre part, des résidus granulaires de matières organiques décomposés associés à une matière minérale diverse provenant du sous-produit papetier et de la terre traitée (Figure 56d).

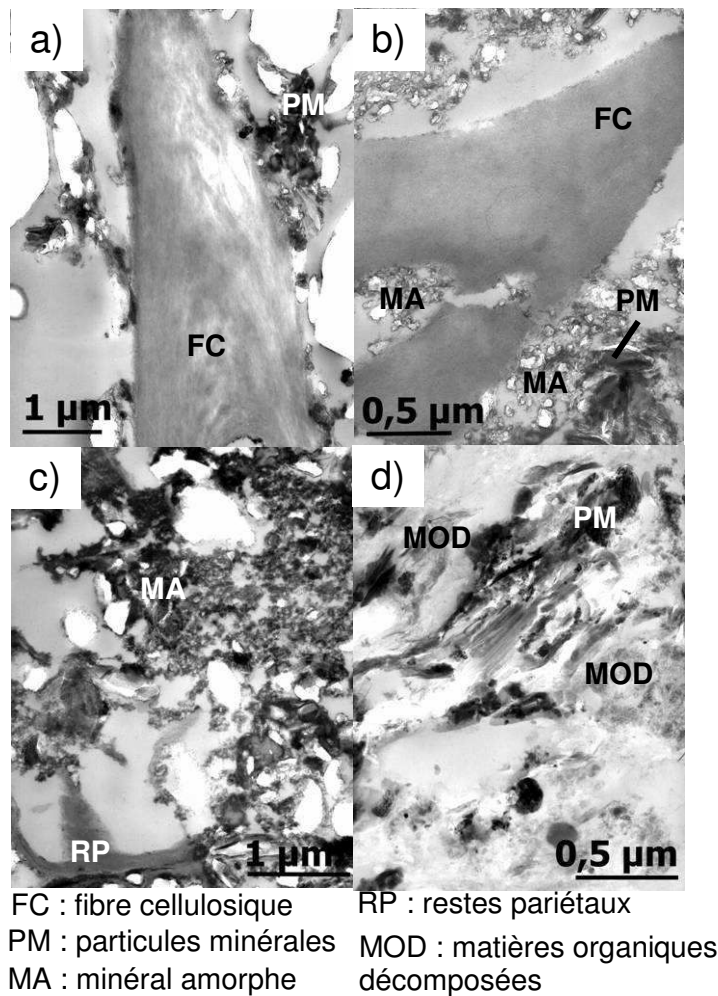


Figure 56 : Observations de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (modalité III) en MET après 18 mois d'évolution

2.3. Conditions de pH et de potentiel d'oxydo-réduction in situ

Modalité « témoin »

Sur l'horizon de compost, une acidification de 0,5 unité pH est constatée entre les mesures de 2004 (8,6) et 2006 (8,1) (Figure 57). En ce qui concerne l'horizon de terre industrielle traitée, une différence est nettement visible entre la partie supérieure, dont le pH a légèrement baissé (de 9 à 8,9), par rapport à la partie inférieure pour lequel le pH a augmenté significativement (9,5).

Le potentiel d'oxydo-réduction augmente progressivement au cours du temps dans l'ensemble du profil. De 105 à 197 mV dans l'horizon de compost et de -37 à 132 mV dans l'horizon de terre industrielle traité. En effet, lors de la première année des conditions rédoxiques étaient engendrées par une accumulation d'eau à la base, puis le profil s'est progressivement assaini.

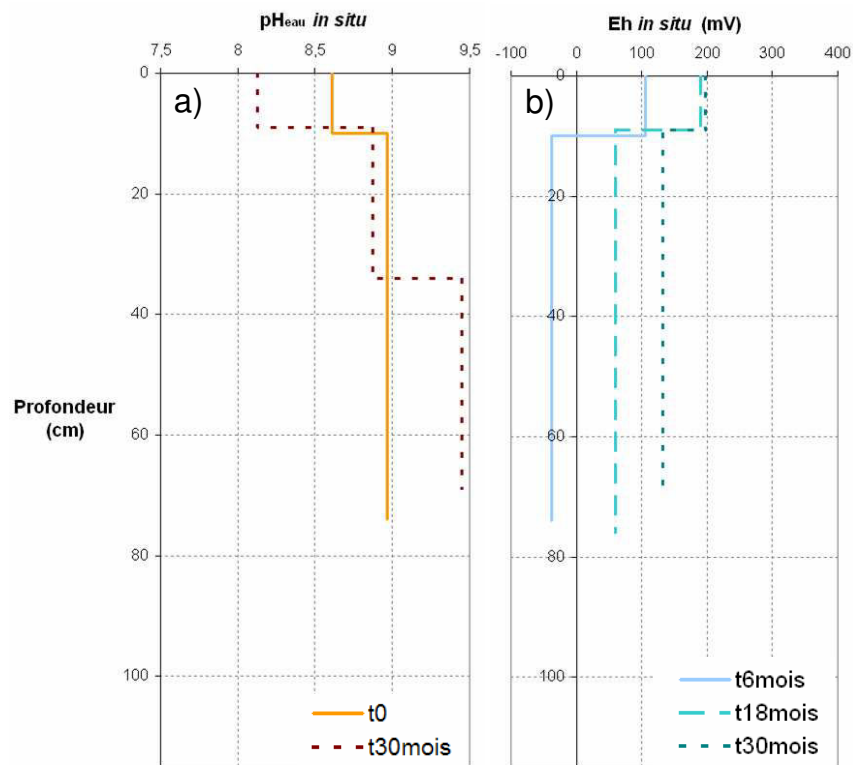


Figure 57 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité I

Modalité « éponge végétale »

Une acidification de l'horizon de compost de cette modalité est observée entre la première année (8,6) et 2006 (8,0) (Figure 58). L'évolution est plus infime pour l'horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée, avec des modulations entre les différents sous-horizons. Ainsi, le pH du sous-horizon supérieur augmente légèrement après 30 mois (de 8,4 à 8,6). Il est pratiquement stable pour le sous-horizon intermédiaire (de 8,4 à 8,5) et le sous-horizon inférieur (8,4 à 8,3). Enfin le pH du sous-produit papetier pur augmente légèrement (8,0 à 8,2).

En ce qui concerne le potentiel d'oxydo-réduction, comme dans la modalité I, une nette augmentation est observée sur l'ensemble du profil mais avec une intensité encore plus forte. Ainsi dans le compost Eh varie de 101 à 235 mV, dans l'horizon de mélange de 100/142 à 286/327 mV. Dans la boue de papeterie cette augmentation est moins forte, mais tout de même sensible, de 208 à 240 mV. Cependant, il est important de noter que lors de la campagne 2005 et comme une conséquence des accumulations d'eau qui ont été observées dans la couche de sous-produit papetier et à la base de l'horizon de mélange, des valeurs négatives de potentiel d'oxydo-réduction ont été mesurées (de -5 à -60 mV). Nous ne savons pas dans quelle mesure des conditions similaires peuvent se retrouver à chaque événement pluvieux important ou si ceci est essentiellement un biais lié au fonctionnement du réseau de drains. Le profil était sain en 2006.

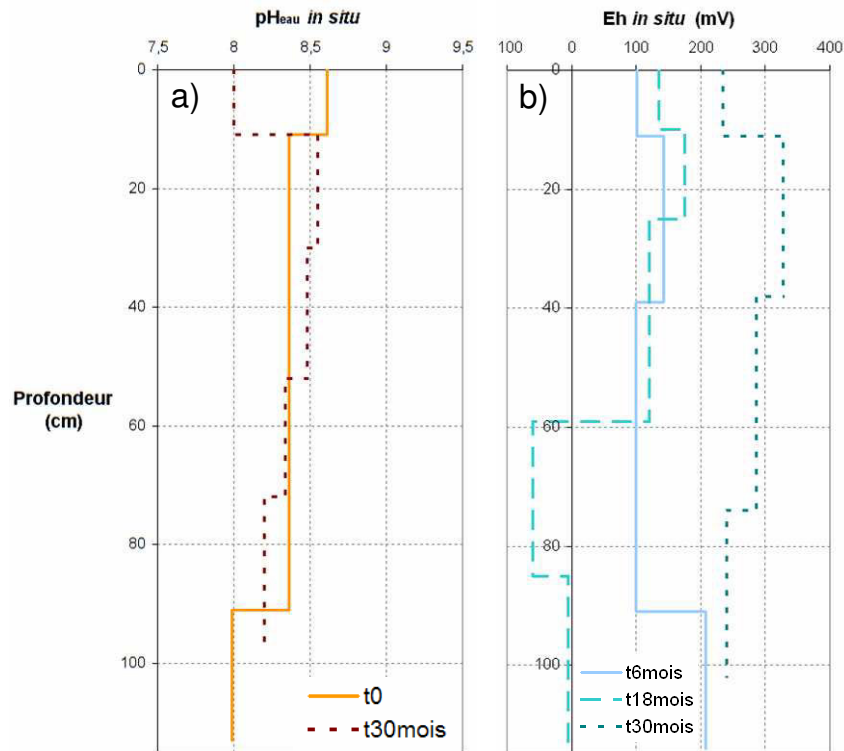


Figure 58 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité III

Modalité « profil élémentaire + confinement »

Les variations du pH et du potentiel d'oxydo-réduction de la modalité (II + IV) sont comparables à celles de la modalité III, décrites précédemment. En effet, une baisse de 0,6 unités pH a été mesurée sur l'horizon de compost, en l'espace de 3 ans (de 8,6 à 8,0) et le pH de l'horizon élémentaire de mélange est stable en première approximation, avec simplement une faible diminution dans la partie inférieure (de 8,4 à 8,2) (Figure 59). La couche de sous-produit papetier chaulé et compacté a également gardé un pH basique stable durant les trois ans de suivi (pH = 9).

L'augmentation du potentiel d'oxydo-réduction est continue et plus progressive que sur les autres modalités. L'Eh du compost passe de 214 à 264 mV, quand dans le même temps, il augmente de 118/122 à 256/263 mV dans l'horizon de mélange. Il était initialement faible à la base du profil (72 mV) et a augmenté jusqu'en 2006 (179 mV).

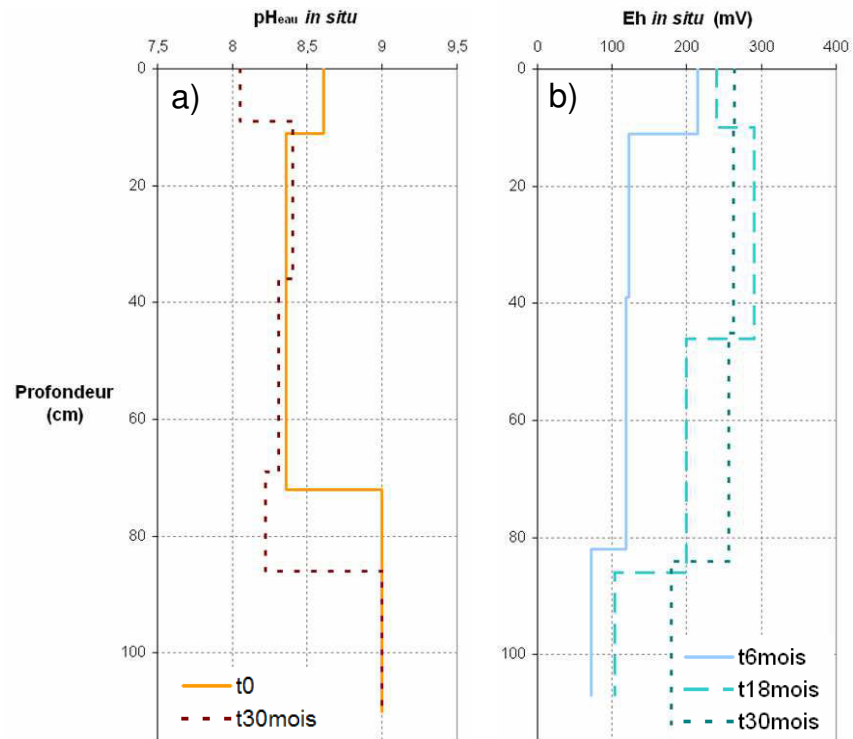


Figure 59 : Evolution in situ a) du pH ; b) du potentiel d'oxydo-réduction du profil de la modalité (II + IV)

2.4. Discussion

Nous avons d'abord mesuré un tassement global très significatif de tous les profils. A l'issue des 3 années de suivi, les valeurs de densité apparente sont soit comparables à celles rencontrées dans les sols naturels (horizon de surface : de 1,1 à 1,3 ; horizon de profondeur : 1,3 à 1,7 (Morvan et al., 2004)) comme dans l'horizon de terre industrielle traitée, soit largement inférieures comme dans les horizons de mélange, de compost ou de sous-produit papetier. Cette compaction s'est effectuée progressivement et de manière différente en fonction de la nature du matériau et de la profondeur.

Par ailleurs, nous avons constaté le maintien des horizons élémentaires et peu d'évolution des interfaces a été notée, à l'exception relative de celles entre les mélanges et les sous-produits papetiers. Pourtant les surfaces de contact entre matériaux de nature différente au niveau des interfaces étaient théoriquement des lieux de changements privilégiés.

A l'échelle des horizons constitués de terre industrielle traitée et de mélange boue de papeterie / terre de désorption, des différenciations ont été mises en évidence. Le terme de différenciation en sous-horizons a été utilisé pour décrire ce qui nous est apparu comme des discontinuités visuelles fortes et la possibilité qui nous était donnée de définir des couches horizontales qui présentaient en leur sein une forte homogénéité et des contrastes marqués avec les couches supérieures ou inférieures au sein d'un même horizon élémentaire. Les paramètres majeurs pris en compte ont ainsi été les différences de couleur (reliées à des contrastes d'humidité ou de composition chimique), de densité racinaire, de structure ou de compacité. Un examen plus poussé a permis de faire ressortir leur nature exacte.

C'est en effet à l'échelle de la motte que nous avons pu évaluer l'évolution de l'état d'agencement des phases solides des matériaux. Les horizons de compost ont acquis en l'espace de deux à trois ans une structure grumeleuse, alors qu'elle était particulaire au moment de la mise en place. C'est ici clairement le résultat direct de l'activité biologique (faune, micro-organisme). Une tendance similaire, plus lente et moins marquée a concerné la partie supérieure de l'horizon de terre traitée. Les horizons de mélange présentaient une structure pseudo-grumeleuse polyédrique au début de l'expérimentation. Cette structure était à la fois le résultat des propriétés structurales du sous-produit papetier et de la formulation qui a été faite avec la terre industrielle traitée. En réalité, nous avons constaté que les actions couplées de l'activité biologique (la structure est particulièrement nette au niveau des racines) et l'action mécanique du climat ont accentué cette structure grumeleuse avec le temps, ainsi qu'une sur-structure polyédrique de grande taille, visible lorsque les sols sont secs. Cette évolution s'est faite depuis la partie supérieure de l'horizon et a gagné progressivement en profondeur. La structure des deux horizons de sous-produit papetier évolue moins, mais dans l'ensemble nous avons également noté l'accentuation de la structure grumeleuse, avec une sur-structure de plus grande taille de forme prismatique ou arrondie en fonction de la modalité.

Cette structuration visible s'explique en partie à une échelle plus fine par l'apparition d'agrégats. L'activité biologique, présente ou passée, apparaît comme un facteur majeur de formation de ces agrégats et la présence de matières organiques facilement dégradables (fibres cellulosique, tissus végétaux) est un facteur supplémentaire d'agrégation. Ceci a pour conséquence le fait que l'agrégation est plus forte dans les horizons de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée, que dans celui de terre traitée pure.

Le caractère fortement carbonaté de l'ensemble des matériaux a été conservé durant toute la période de suivi. Outre le processus d'agrégation, nous avons observé des modifications de la texture des sols construits. C'est en premier lieu la diminution des phases grossières au sein de tous les horizons qui ressort. Cette baisse peut être attribuée à l'altération physique et chimique de la phase minérale (carbonates en tête). Ce processus est classique dans les sols, mais il intervient ici avec une intensité très forte avec des diminutions de la fraction sable grossier jusqu'à 30 %. En parallèle une augmentation relative de la fraction argileuse est constatée essentiellement à la base des horizons de terre industrielle traitée et de mélange. Il ne s'agit évidemment pas dans ce cas d'un lessivage d'argiles minéralogiques qui, dans les conditions chimiques des profils (saturation en Ca^{2+} , teneurs élevées en matières organiques), sont certainement flocculées. Nous pouvons alors envisager le transfert de particules fines ($< 2 \mu\text{m}$) constituées par exemple de paillettes de quartz, d'oxydes ou bien encore d'un phénomène de reprécipitation de calcite. Au-delà, la présence de géotextile (chap.II.4.1.) au niveau de certaines de ces interfaces constitue certainement une barrière favorisant l'accumulation de particules fines qui pourraient être sinon drainées hors du profil (Labassière, 2002).

Dans les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » cette accumulation de fines se fait au niveau de l'interface entre mélange et horizon de sous-produit papetier. D'autres phénomènes similaires sont associés à ces changements brutaux de conductivité hydraulique entre les deux matériaux. Cet état de fait engendre en cascade des phénomènes ponctuels d'hydromorphie, qui entraînent des conditions réductrices, qui provoquent des changements d'états chimiques de certains éléments, qui peuvent se traduire par leur

mobilisation. C'est en particulier le cas du Fe et du Mn. L'alternance avec des conditions plus oxydantes, lorsque les matériaux sont ressuyés, entraîne l'apparition de multiples taches, revêtements et concrétions couleur rouille (hématite) au sein du profil et en particulier au niveau du mélange et de l'interface avec l'horizon sous-jacent. Cette réaction d'oxydo-réduction du Fe induit de manière très directe l'évolution des couleurs vers des teintes plus brunes pour l'ensemble des horizons (à l'exception de ceux constitués de sous-produit papetier).

Plus globalement les conditions chimiques au sein du profil ont été les reflets à la fois de l'évolution des autres paramètres (structure, développement de la végétation, cycle de l'eau) et de la composition des matériaux. C'est la raison pour laquelle nous avons mesuré un abaissement sensible du pH dans les horizons de compost et dans la partie de la terre industrielle traitée explorée par les racines. Cette évolution de pH était beaucoup moins significative sur le mélange. Ces informations confirment les résultats obtenus sur les percolats (chap. IV.4.2.2) et démontrent en particulier le fort pouvoir tampon du sous-produit papetier pur et en mélange, par rapport à la terre traitée ou au compost. L'évolution du potentiel redox en fonction du temps dans les différents horizons est beaucoup plus homogène. Elle est bien corrélée avec la profondeur et dépend ensuite fortement des conditions climatiques précédant l'ouverture des fosses pédologiques et de la densité racinaire. Ce paramètre est important car il conditionne fortement les conditions biochimiques. Même si ces conditions se sont améliorées au fil du temps, l'interprétation « classique » indique que la solubilisation et la biodégradation des matières organiques ne sont pas optimales dans ces gammes de valeurs (Lévy et Toutain, 1994).

Dans tous les cas, l'évolution se fait depuis la surface vers la profondeur. Ceci nous amène à considérer que deux facteurs ont constitué les moteurs de cette évolution : l'eau et la végétation. Comme dans l'étude des sites historiques que nous avons évoqué au début de ce travail, nous constatons que l'excès d'eau est un frein à des transformations majeures ou encore à l'activité biologique. Pourtant, la solution du sol est également le vecteur de la lixiviation ou du lessivage d'éléments sous forme dissoute, colloïdale ou particulière qui engendre des migrations préférentielles qui expliquent la différenciation en sous-horizons. De plus, les accumulations d'eau en provoquant des conditions réductrices modifient ponctuellement les équilibres chimiques au sein des phases solides et solubilisent certains éléments (Fe, Mn). Enfin, les alternances humectation / dessiccation constituent - même si leur impact direct n'a pas pu être mesuré ici - à coup sûr un facteur décisif de structuration. La végétation s'implante progressivement et explore des volumes de sol croissants dans le temps, à des profondeurs croissantes et va jouer un rôle primordial sur le sol (Habib *et al.*, 1990 ; Song et Huang, 1988). C'est en particulier par l'intermédiaire de l'effet mécanique des racines et de l'exsudation de composés organiques (Morel *et al.*, 1991) que les plantes vont agir. Ceci permet une structuration des sols construits, comme nous l'avons décrit plus haut qui engendre une augmentation du potentiel d'oxydo-réduction. Ces éléments, associés à l'apport de matières organiques permettent d'améliorer les conditions de développement des micro-organismes. Enfin, les acides organiques exsudés entraînent une acidification du système augmentant ainsi la disponibilité de certains éléments et l'altération de phases minérales (Séré, 2002a).

Il apparaît très clairement que la structure globale des 3 sols construits a évolué très significativement, dans le sens d'une organisation plus complexe se rapprochant notamment de ce qui est observé sur les sols naturels. Cette structuration s'est faite à plusieurs échelles depuis le profil jusqu'à l'agrégat. Elle s'est accompagnée d'une

augmentation progressive du potentiel redox et d'une baisse du pH dans certains horizons. L'eau et la végétation sont ici les moteurs principaux de cette évolution.

3. Dynamique des matières organiques

3.1. Mesures in situ

3.1.1. STATUT DES MATIERES ORGANIQUES EN PHASE SOLIDE

Modalité « témoin »

Dans l'horizon supérieur de compost, la teneur en C_{org} a diminué très significativement (217 à 149 $g.kg^{-1}$), alors que la concentration en N_{total} a augmenté dans le même temps (10,7 à 12,9 $g.kg^{-1}$) (Figure 60). Dans l'horizon de terre industrielle traitée, les concentrations des deux éléments ont augmenté dans les échantillons prélevés en 2006. Ainsi la teneur en C_{org} qui était initialement de 55 $g.kg^{-1}$ dans le matériau parent était de 64 $g.kg^{-1}$ dans la partie supérieure de l'horizon et de 67 $g.kg^{-1}$ dans sa partie inférieure. Cette évolution est encore plus marquée pour N_{total} , qui a augmenté de 0,9 à 1,3 $g.kg^{-1}$.

Ceci se traduit par des variations du C/N, qui a diminué sur l'ensemble du profil ; significativement dans le compost (de 20 à 11) et plus faiblement dans la terre industrielle traitée (de 63 à 50/53).

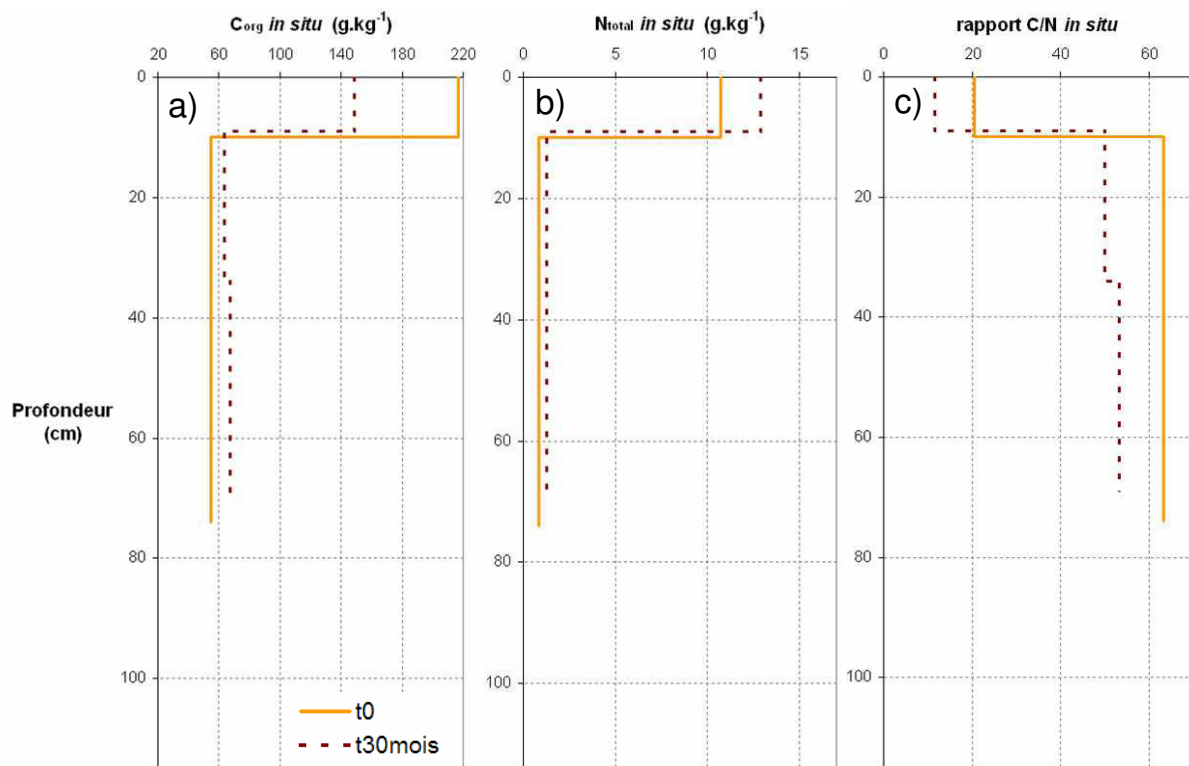


Figure 60 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité I

a) Teneur en C_{org} ; b) teneur en N_{total} ; c) rapport C/N

Modalité « éponge végétale »

Le compost de cette modalité s'est comporté de manière identique à celui du profil précédent. La teneur en C_{org} a diminué (217 g.kg^{-1} en 2004, 183 g.kg^{-1} en 2005 et 147 g.kg^{-1} en 2006), alors que celle en N_{total} a augmenté ($10,7 \text{ g.kg}^{-1}$ en 2004 et $13,7 \text{ g.kg}^{-1}$ en 2006) (Figure 61). Ce phénomène s'est poursuivi dans l'horizon de mélange où la concentration en C_{org} a diminué légèrement, en particulier dans la partie supérieure (55 g.kg^{-1}), et de manière moins marquée en profondeur (63 g.kg^{-1}). Un enrichissement relatif en N_{total} est observé, avec le même contraste entre les sous-horizons (de $1,9$ à $2,3 \text{ g.kg}^{-1}$). Enfin le sous-produit papetier a évolué dans le sens d'une forte baisse de sa teneur en C_{org} (de 145 à 104 g.kg^{-1}) stable et celle en N_{total} a diminué très légèrement.

Le rapport C/N a montré une diminution générale sur l'ensemble du profil avec des valeurs comprises entre 11 (compost) et 32 (partie intermédiaire du mélange).

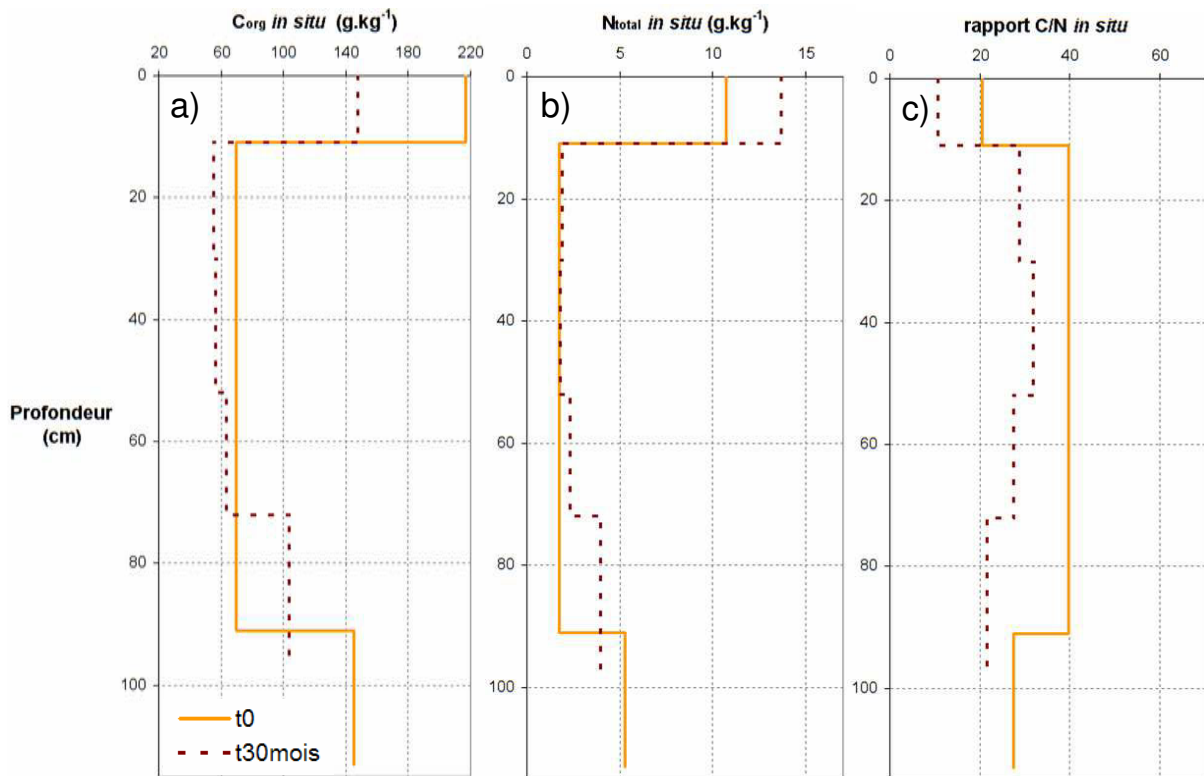


Figure 61 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité III

a) Teneur en Corg ; b) teneur en Ntotal ; c) rapport C/N

Modalité « profil élémentaire + confinement »

Dans l'horizon de compost, la teneur en C_{org} a diminué drastiquement (217 g.kg^{-1} en 2004 et 134 g.kg^{-1} en 2006), alors que celle en N_{total} a augmenté ($10,7 \text{ g.kg}^{-1}$ en 2004 et $12,5 \text{ g.kg}^{-1}$ en 2006) (Figure 62). De manière similaire, le C_{org} a diminué aussi dans l'horizon de mélange. Cette baisse a été variable en fonction de la profondeur, mais a atteint 86 à 97 g.kg^{-1} en 2006, contre près de 134 g.kg^{-1} au moment de la mise en place. Les concentrations en N_{total} étaient décroissantes en fonction de la profondeur au sein de l'horizon (de $1,8$ à $1,5 \text{ g.kg}^{-1}$) et sensiblement inférieures à la teneur initiale (de $2,0 \text{ g.kg}^{-1}$). La boue de papeterie chaulée et compactée a très peu évolué.

Ces évolutions ont conduit au même phénomène de baisse générale du rapport C/N. Les valeurs ont été similaires aux autres profils : compost (C/N = 11), mélange (C/N = de 30 à 37) et boue chaulée et compactée (C/N = 27).

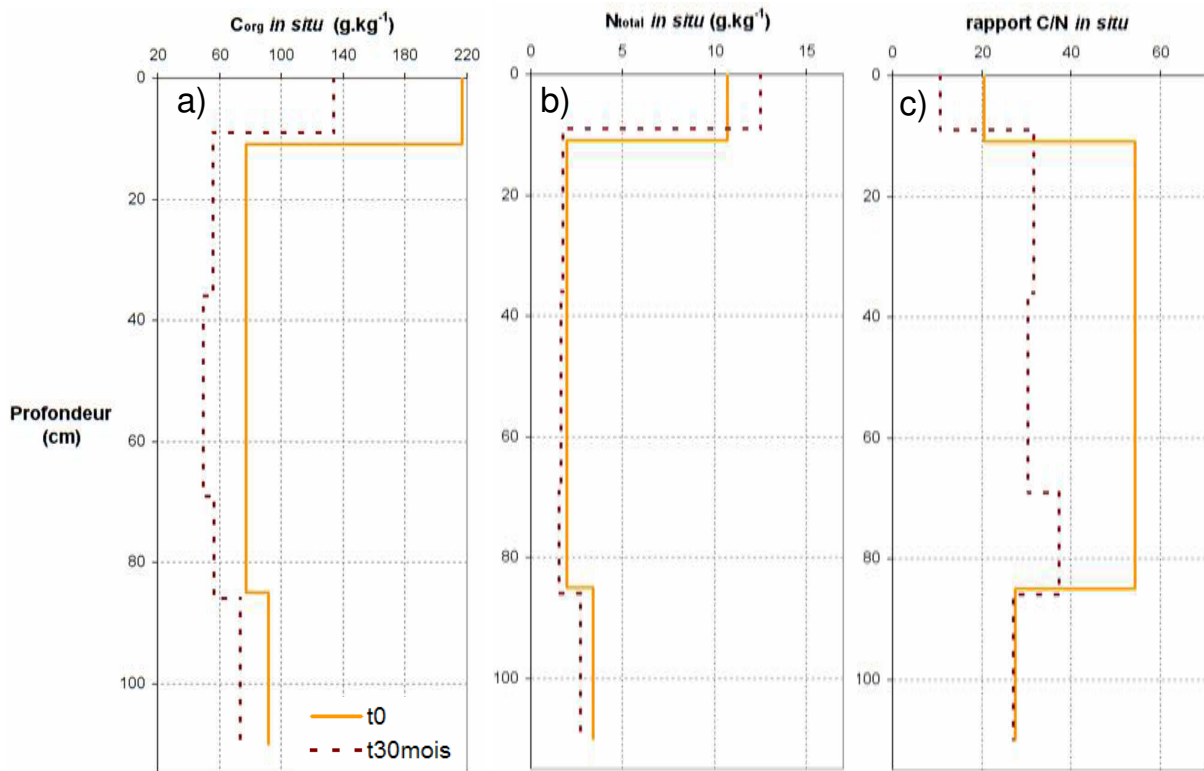


Figure 62 : Evolution in situ des matières organiques de la modalité (II + IV)

a) Teneur en C_{org} ; b) teneur en N_{total} ; c) rapport C/N

3.1.2. TRANSFERT DE MATIERES ORGANIQUES DANS LES EAUX DE PERCOLATION

Les percolats de la modalité « témoin » étaient peu chargés en C_{org} soluble et C_{org} colloïdale (< 30 mg.L⁻¹) et en concentrations régulièrement décroissantes au cours du temps (Figure 63). Les quantités mesurées de C_{org} lixiviées au cours des 3 années de suivi sont de l'ordre de 3,8 g.m⁻². En ce qui concerne la modalité « éponge végétale », les concentrations ont été très largement supérieures (jusqu'à 2549 mg.L⁻¹), mais également décroissantes dans le temps. D'après nos estimations, 106 mg.L⁻¹ de C_{org} ont été lixiviés. Enfin, la courbe du percée du C_{org} pour la modalité « profil élémentaire + confinement » a mis en évidence une lixiviation forte et décroissante, même si elle a été sensiblement plus faible (maximum de 2003,9 mg.L⁻¹ et quantités totales lixiviées de 40,4 g.m⁻²) que pour la modalité précédente.

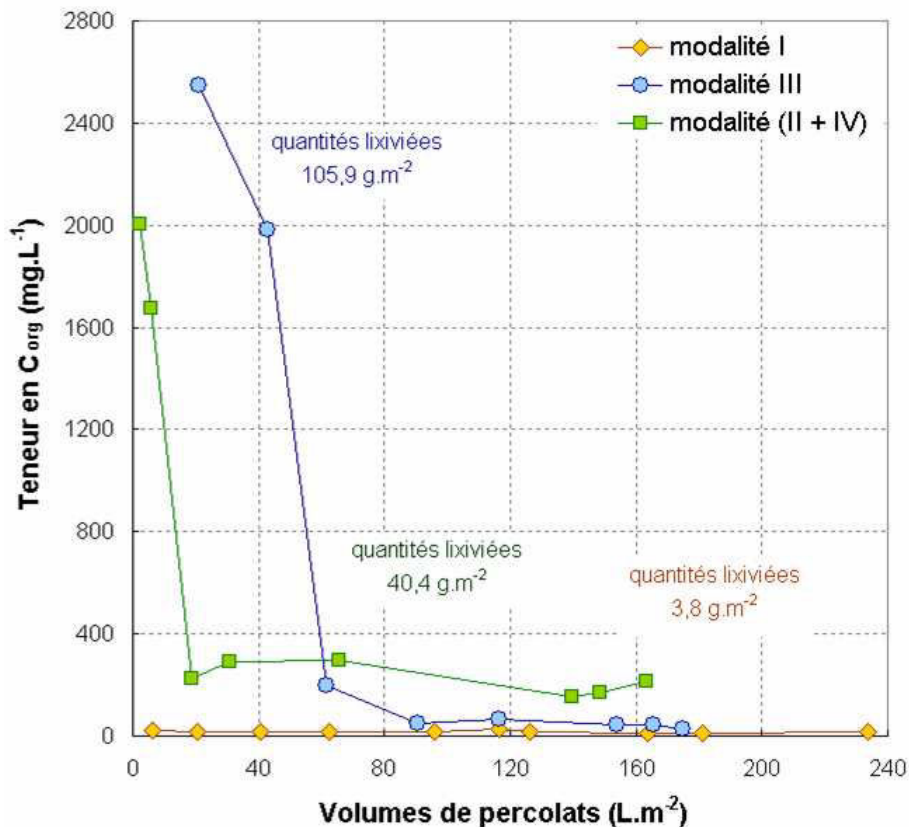


Figure 63 : Transfert in situ de Corg en solution dans les percolats des 3 modalités de sols construits

3.1.3. BILAN DES FLUX DE MATIERES ORGANIQUES

Nous avons estimé les différents flux de matières organiques en prenant en compte les phénomènes de redistribution au sein du profil, les sorties par les eaux de drainage (sous forme dissoute) enfin en proposant une évaluation du taux de dégradation de la matière organique. Seul le résultat du calcul sur la modalité « témoin » est présenté ici (Figure 64), les niveaux d'incertitudes (notamment sur la précision des volumes de matériaux présents dans les lysimètres) étant trop élevés sur certaines données des autres modalités. Nous pouvons noter que la concentration en matières organiques a fortement baissé dans l'horizon de compost de déchets verts (de 18,1 à 13,4 kg.m⁻²) et parallèlement qu'elle a faiblement augmenté dans l'horizon de terre industrielle traitée (de 84,0 à 85,5 kg.m⁻²). Ceci signifie qu'un transfert sensible de matières organiques a pu intervenir par lixiviation au sein du profil. Par contre, les sorties du profil sont très faibles, comme nous l'avons noté ci-dessus. Ces valeurs ont indiqué qu'en première approche nous pouvions considérer que la quantité de matières organiques dégradées durant les 3 ans était inférieure ou égale à 3,2 kg.m⁻². Dans ce calcul, nous avons fait l'hypothèse que les matières organiques contenues dans la terre industrielle traitée avaient subi une minéralisation négligeable compte tenu du niveau de tassement, donc de la faible oxygénation (nous ne retenons pas l'hypothèse d'une dégradation anaérobie). Par ailleurs, les sorties de matières organiques sous formes colloïdale et particulaire n'ont pas pu être estimées.

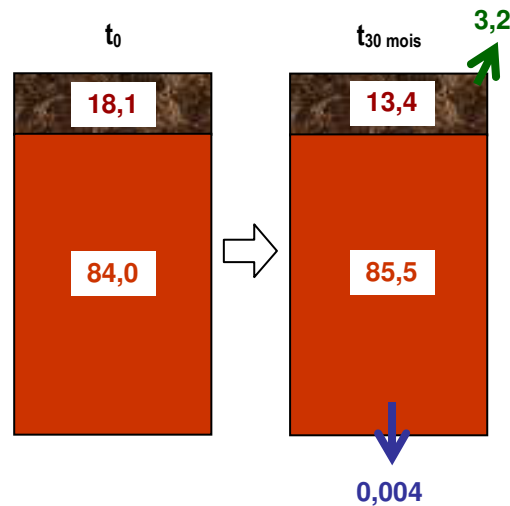


Figure 64 : Bilan des flux de matières organiques (en kg.m^{-2}) dans le système sol construit modalité "témoin"

Pour compléter ces données, nous avons calculé le taux annuel de minéralisation des matières organiques pour le compost (quantité de M.O. dégradées / temps / quantité de M.O. initiales), qui serait donc inférieur ou égal à 0,076.

En ce qui concerne le bilan sur N_{total} , en comparant les concentrations au moment de la mise en place et après 30 mois de suivi, tout en intégrant les phénomènes de tassement des sols, il a été possible d'estimer les gains ou pertes. Ainsi la modalité « témoin » a connu un enrichissement absolu global en N de l'ordre de $0,3 \text{ kg.m}^{-2}$. Pour les autres modalités, de légères pertes ont été constatées, se situant entre $0,1$ et $0,3 \text{ kg.m}^{-2}$ sur toute la profondeur des profils.

3.2. Mesures en conditions contrôlées (colonne)

L'absorbance des percolats prélevés à intervalles réguliers a été mesurée à différentes longueurs d'onde : 400, 465 et 665 nm. L'évolution des trois courbes étant similaire, seule la courbe représentant l'absorbance à 400 nm, qui est proportionnelle à la valeur de C_{org} est représentée. L'absorbance des lixiviats a été mesurée avant et après filtration, afin d'obtenir une indication sur les quantités de C_{org} particulaire, d'une part, et colloïdal et en solution, d'autre part (Figure 65). Les teneurs en C_{org} des extraits de compost ont été supposées constantes au cours du temps, mais elles sont différentes pour les deux expérimentations, puisque deux lots distincts avaient été préparés. L'absorbance des extraits filtrés a ainsi varié entre 0,39 et 0,49 (correspondant en première approximation à une concentration en C_{org} de l'ordre de 940 à 960 mg.L^{-1}) et, par différence, la contribution estimée du C_{org} particulaire mesurée indirectement sur les échantillons non filtrés se situait entre 20 et 50 % (c'est-à-dire une concentration en C_{org} de l'ordre de 650 à 800 mg.L^{-1}).

Ainsi, 3 phases distinctes ont pu être identifiées pour ce qui est de la dynamique du C_{org} particulaire lors du test sur la terre industrielle traitée (Figure 65a). De 0 à 8 volumes de lit, l'absorbance mesurée sur les lixiviats était inférieure à l'absorbance de la solution d'alimentation. Puis de 9 à 44 volumes de lit, cette absorbance a été supérieure à celle de l'extrait de compost (entre 0,11 et 0,22). Enfin, à partir de 0,45 volumes de lit les teneurs

estimées en C_{org} ont oscillé autour de la concentration de l'alimentation. En ce qui concerne les échantillons filtrés, l'absorbance des lixiviats a été très nettement croissante de 0 à 14 volumes de lit (de 0,21 à 0,43), puis elle a été constante jusqu'à la fin de l'expérimentation autour d'une valeur de 0,47. L'ensemble de ces valeurs était inférieur ou légèrement inférieur à celle de l'extrait de compost filtré (0,49).

Un schéma très similaire a été observé au cours du test avec le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée (Figure 65b). Le relargage de C_{org} particulaire est intervenu également rapidement (8 volumes de lit) et a duré jusqu'à 40 volumes de lit. L'intensité a été sensiblement plus forte que dans le cas précédent (absorbance comprise entre 0,18 et 0,43). Ensuite, la teneur estimée a décliné assez rapidement et est restée légèrement inférieure à l'alimentation. En ce qui concerne l'absorbance des échantillons de lixiviats filtrés, les mêmes phénomènes sont intervenus, avec une croissance de l'absorbance entre 0 et 25 volumes de lits (de 0,15 à 0,33), puis un état d'équilibre (inférieur à l'alimentation) autour de 0,36. Ce suivi a également traduit le fait qu'une partie de la matière organique en solution et colloïdale apportée par l'extrait de compost a été dans un premier temps retenue par la terre industrielle traitée, puis a traversé la colonne sans autre interaction et surtout sans contribution de matière organique provenant de la terre. Par contre, en ce qui concerne la matière organique particulaire, si une partie de ce C_{org} a été retenue par la terre en tout début d'expérimentation, cette dernière a, pendant une période, significativement contribué à alimenter les lixiviats en libérant une partie de sa phase organique. Ensuite, une phase de pseudo-stabilité s'est établie avec alternance de phases de stockage puis de relargage du C_{org} particulaire.

Très clairement, dans ces deux cas de figure, il est apparu qu'une partie de la matière organique en solution et colloïdale apportée par l'extrait de compost a été dans un premier temps retenue par la terre industrielle traitée ou par le mélange. Puis, elle a traversé la colonne sans autre interaction et surtout sans contribution de matière organique provenant de la terre ou du mélange. Par contre en ce qui concerne, la matière organique particulaire, si une partie de ce C_{org} a été retenue par le matériau testé en tout début d'expérimentation, ce dernier a, pendant une période, significativement contribué à alimenter les lixiviats en libérant une partie de sa phase organique. Ensuite, une phase de pseudo-stabilité s'est établie avec alternance de phases de stockage puis de relargage du C_{org} particulaire. Ceci signifie surtout que parmi les 3 matériaux parents testés, le compost de déchets verts a été la principale source d'alimentation en C_{org} colloïdal et/ou soluble, alors que les trois matrices ont relargué de la matière organique particulaire.

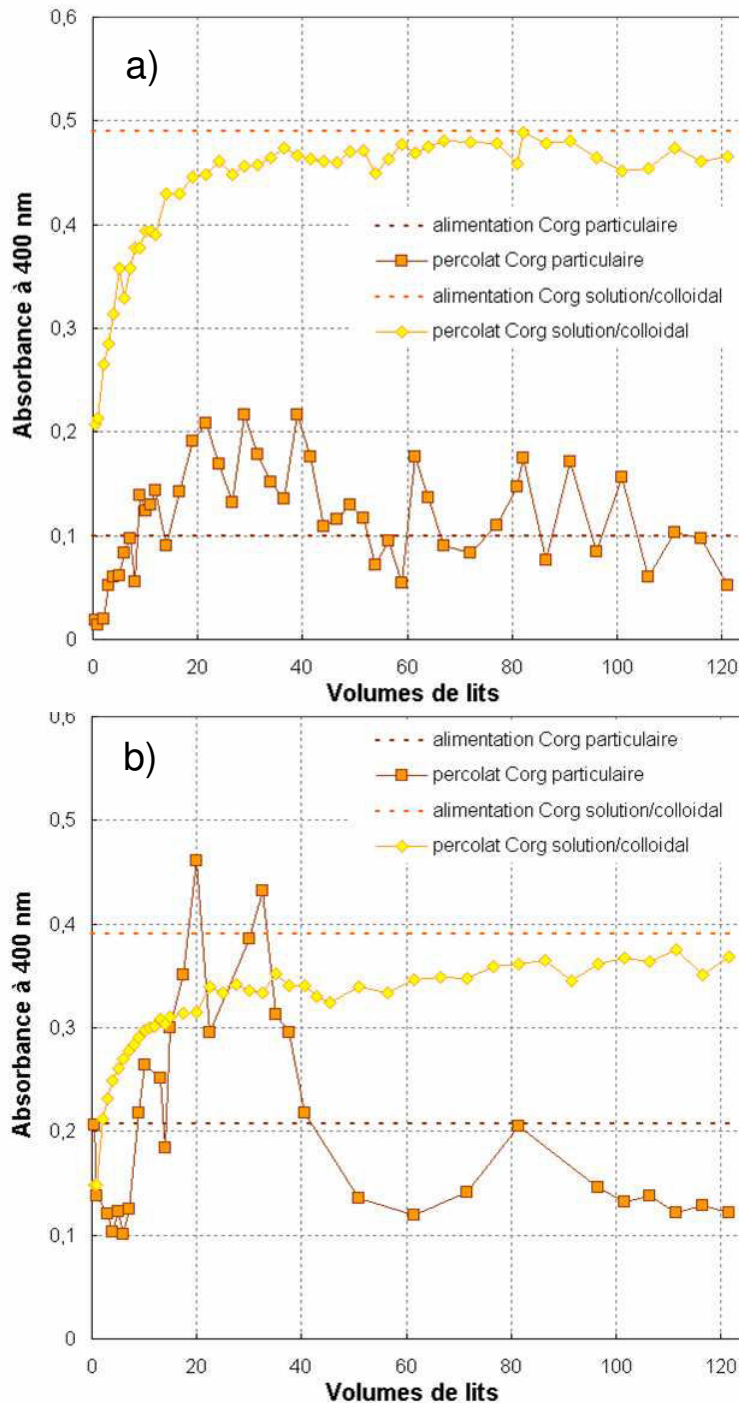


Figure 65 : Courbes de percée du C_{org} particulaire, colloïdal et en solution lors de tests en colonne avec alimentation par un extrait de compost de déchets verts sur a) la terre industrielle traitée ; b) le mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

3.3. Discussion

Les concentrations en matières organiques ont fortement baissé dans le compost. Cette baisse peut être attribuée, comme nous avons pu le voir à travers les expérimentations en colonne et au terrain, principalement à la biodégradation mais également à la lixiviation et au lessivage. Malgré le compostage, ce matériau contenait encore de la matière organique peu décomposée (essentiellement dans la fraction grossière) et de nouveaux

apports par la végétation en place ont été réalisés. De plus, il présentait à la fois des quantités significatives d'azote disponible, un cortège de microorganismes actifs et des conditions optimales (aération, humidité) pour qu'une intense minéralisation des matières organiques ait lieu. C'est ce dont témoignent les taux de minéralisation mesurés qui sont très largement supérieurs à ceux observés sur des sols naturels (de l'ordre d'un facteur 10). Pour expliquer les phénomènes de lixiviation et de lessivage de matières organiques au sein et même en dehors du profil (mesurée dans les eaux de drainage), malgré les concentrations élevées en Ca susceptibles de flocculer les composés organiques (Duchaufour, 1983), nous pouvons formuler deux hypothèses. Il est possible que, lors de la minéralisation des matières organiques par les micro-organismes, des flux d'eau verticaux lors de forts épisodes pluvieux aient entraîné les composés de plus petite taille au sein des profils (Schiavon, communication personnelle). Cependant, les valeurs élevées de pH (> 9) au sein de l'horizon de terre industrielle traitée de la modalité « témoin » pourraient avoir solubilisé les matières organiques qui auraient été lixiviées au sein du profil (Gury, communication personnelle). Ces hypothèses de mécanismes, expliqueraient la redistribution locale du C_{org} au sein des horizons sous-jacents et pourraient justifier les augmentations relatives de concentrations à la base des horizons de terre industrielle traitée et de mélange.

Les concentrations décroissantes dans le temps en C_{org} dans les horizons de mélange, ainsi que les quantités de matières organiques récupérées dans les eaux de drainage pourraient être expliquées par les mêmes réactions. Néanmoins, les conditions étant moins favorables au développement et à l'activité des micro-organismes que dans le compost, il serait nécessaire d'approfondir cette question pour identifier clairement les processus à l'origine de cette évolution. Nous pouvons d'ores et déjà émettre quelques suggestions afin d'éclaircir ce point :

- augmenter la résolution des mesures (effectuer des répétitions pour un même échantillon et diminuer le pas de prélèvements afin d'évaluer plus précisément la mobilité des matières organiques) ;
- effectuer une caractérisation plus poussée de la spéciation des matières organiques.

En ce qui concerne le C_{org} contenu dans la terre industrielle traitée, nous avons vu que la concentration avait globalement augmenté. Ceci signifie que, outre l'alimentation par le compost, la minéralisation a été très limitée voire absente. Trois raisons peuvent expliquer la stabilité des matières organiques de ce matériau :

- les conditions physico-chimiques défavorables (tassement, pH élevé, potentiel d'oxydo-réduction faible) ont inhibé l'activité des micro-organismes qui avaient pourtant été identifiés avant la mise en place ;
- un déficit en N minéral qui empêchent l'augmentation de biomasse des organismes dégradants ;
- des caractéristiques particulières des matières organiques qui empêchent leur biodégradation ; ceci pourrait alors être le résultat du traitement désorption thermique qui aurait donné naissance à des phases organiques très résistantes.

Comme nous avons eu l'occasion de l'évoquer plus haut, l'augmentation généralisée des concentrations en N dans les constituants des sols construits sont le reflet de leur refunctionalisation. Cette hausse a pour origine à la fois le piégeage d'azote atmosphérique par la luzerne et, dans une moindre mesure, la mort des micro-organismes du sol. Cependant, la constatation d'une augmentation relative ne doit pas masquer le fait que le tassement des matériaux et la dissolution/lixiviation d'un certain nombre de phases aboutissent en réalité à une baisse des teneurs dans certains cas.

En terme de dispositifs expérimentaux, si l'utilisation des parcelles lysimétriques et des colonnes de laboratoire nous a permis d'expliciter certains mécanismes, certaines limites sont apparues, notamment en terme de robustesse des bilans qui peuvent être réalisés. Par ailleurs, la confrontation entre les deux approches (conditions réelles et conditions contrôlées) a montré que le mode d'apport des matériaux imposé par le dispositif de chromatographie éluto-frontale (matrice séchée et tamisée) ne permettait pas une comparaison fidèle. En effet, les résultats sont difficilement comparables d'un point de vue quantitatif et le comportement dans les premiers stades en particulier est très différent par rapport aux matériaux frais et non remaniés au terrain.

Dans ce cas précis, suggérons qu'une connaissance plus fine des caractéristiques et des propriétés des matières organiques et des organismes vivants nous permettrait d'utiliser au mieux des modèles d'évolution de la matière organique (Century, 2000). Des simulations pourraient alors être réalisées et confrontées aux données expérimentales afin d'évaluer le devenir de la phase organique, mais également de comparer les comportements de matières organiques de sols naturels avec celles de sols très anthropisés.

En résumé, notons que l'intensité de la dégradation de la phase organique a traduit une activité biologique très conséquente dans les sols construits et que des augmentations relatives ou absolues en N_{total} ont démontré dans une large mesure la pérennité des systèmes. L'originalité des matériaux parents s'est encore une fois illustrée à travers certains mécanismes, comme la lixiviation des matières organiques malgré la saturation en Ca et les pH élevés ou des taux de minéralisation très élevées ou quasi-nuls. Ceci traduit à nouveau des compositions différentes des sols naturels avec la présence massive de C_{org} très accessible, mais également des phases organiques très résistantes ou encore des densités apparentes très élevées. Enfin, une optimisation des conditions expérimentales est clairement nécessaire afin d'appréhender l'ensemble des mécanismes et processus liés à l'évolution des matières organiques. L'obtention de données expérimentales plus fines et plus complètes pourrait même permettre de modéliser l'évolution des matières organiques à moyen et long terme.

4. Évolution minéralogique

4.1. Mesures en conditions contrôlées (colonne) : extrapolation à partir de la caractérisation des lixiviats

Ces résultats correspondent aux expérimentations décrites au chapitre II.5.1. La durée des expériences a été variable en fonction du matériau testé, attendu que le volume percolé a été déterminé en fonction du poids de matrice solide contenu dans la colonne. En première approximation et selon un calcul que nous ne détaillerons pas ici (basé sur le ratio volume d'eau percolé par rapport à la surface et au volume de matériau considéré), il a été considéré qu'1 volume de lit lors du test en colonne correspondait à un volume de pluie efficace *in situ* de l'ordre de 500 L.m⁻², correspondant environ à dix années de précipitations.

4.1.1. COMPOST DE DECHETS VERTS

Compost de déchets verts

Le test de lixiviation sur le compost de déchets verts a permis de mettre en évidence la forte mobilité de cations tels que K^+ , Na^+ et Ca^{2+} , accompagnés de 2 groupements anioniques majoritaires : HCO_3^- et SO_4^{2-} (Figure 66a)

et dans une moindre mesure Cl^- . Parmi les éléments suivis, c'est K^+ qui a été retrouvé dans les concentrations les plus élevées (jusqu'à 65 méq.L^{-1}). Dans le même temps, le pH a augmenté sensiblement de 7,7 à 8,3.

Durant cette expérimentation, il a été mis en évidence le fait que le compost était une source très importante d'éléments minéraux qui ont pu être lixiviés par échange d'ions avec la solution d'alimentation ou dissolution de sels. Ces cations se trouvaient probablement sous forme de sels solubles ou associés aux matières organiques et une part significative a été lixiviée au cours du test (par ex. 31,1 % du K total). Certaines phases minérales ont certainement été partiellement altérées comme la calcite (CaCO_3).

4.1.2. SOUS-PRODUIT PAPETIER

La première remarque sur l'interprétation des courbes de percée des éléments majeurs lors du test de lixiviation sur la boue de papeterie est que l'intensité des phénomènes a été limitée ($< 12 \text{ méq.L}^{-1}$) (Figure 66b). Par ailleurs, le pH a évolué faiblement au cours de l'expérimentation, étant simplement légèrement croissant de 7 à 7,5. Les événements majeurs ont été la sortie relativement intense, décroissante et brève dans le temps (environ 1 volume poreux, soit 0,5 volume de lit) de Na^+ , K^+ et SO_4^{2-} , puis la lixiviation conjointe de Ca^{2+} et HCO_3^- pendant toute la durée du test à une concentration, constante de 2 méq.L^{-1} .

Après l'évacuation d'un volume légèrement supérieur à la porosité totale (jusqu'à 0,8 volume de lit), où les ions très solubles ont été lixiviés, un mécanisme lent de décarbonatation s'est mis en place. Les concentrations mesurées étaient proches de la solubilité de la calcite en présence d'une solution de CaCl_2 . La spéciation obtenue avec le logiciel JCHESS (version 2.0, Ecole des Mines de Paris, 2002) a en effet indiqué une concentration en Ca^{2+} et en HCO_3^- de $2,3 \text{ méq.L}^{-1}$ dans des conditions similaires (alimentation CaCl_2 , pH = 7,5). Compte tenu de la quantité de calcite présente dans le sous-produit papetier, il était non seulement logique que leurs concentrations aient été constantes pendant la durée de l'expérimentation, mais ce processus se serait poursuivi pendant une longue période. En effet, le bilan du système a montré que 0,6 % des carbonates seulement ont été lixiviés. Par comparaison, 65,0 % du Na^+ total et 5,8 % du K^+ total ont été lixiviés dans le même temps.

4.1.3. TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

Deux phases distinctes ont pu être observées durant le test de lixiviation sur la terre industrielle traitée (Figure 66c). Dans un premier temps de 0 à 4,3 volumes de lit, une augmentation par palier du pH a été observée de 9 à 10,1. En parallèle, le phénomène dominant a été la percée conjointe de Ca^{2+} et SO_4^{2-} dont les concentrations ont décré de 35 méq.L^{-1} à 0. Au delà de 4,3 volumes de lit, le pH est resté constant et des concentrations en Ca^{2+} et $\text{HCO}_3^- < 0,5 \text{ méq.L}^{-1}$ ont été mesurées.

La réaction prépondérante a été la dissolution de gypse. La spéciation dans des conditions identiques a montré que la concentration initiale (35 méq.L^{-1}) était la limite de solubilité de ce minéral. De plus la modélisation à l'aide du modèle IMPACT (Annexe 4), en intégrant les paramètres hydrodynamiques obtenus par les expériences de traçage réalisées à la fin de l'expérimentation, a montré que la dispersion de la courbe exprimait la forte accessibilité de la phase de gypse. Ceci était cohérent avec les données sur la structure (particulaire) et la texture (limono-sableuse) du matériau. Par conséquent, partant du constat qu'à partir de 4 à 5 volumes de lit la

concentration en SO_4^{2-} était en dessous des seuils de détection de l'appareil de mesure, il semble que tout le gypse qui était présent a été dissous. Indirectement ce résultat permet d'estimer la quantité de ce minéral dans la terre industrielle traitée ($3,8 \text{ g.kg}^{-1}$). Suite à la dissolution du gypse, l'altération de la phase carbonatée est restée faible, s'expliquant par le pH très élevé.

4.1.4. MELANGE SOUS-PRODUIT PAPETIER / TERRE INDUSTRIELLE TRAITEE

Le comportement du mélange a été le reflet de ses deux composants (Figure 66d). En effet, 2 phases distinctes ont pu être identifiées sur la courbe de percée. De 0 à 1,5 volume de lit, le pH a été légèrement croissant (de 8 à 8,6) et le processus principal a été la sortie concomitante de Ca^{2+} et SO_4^{2-} (concentration maximale de 46 méq.L^{-1}). Une lixiviation sensible de Na^+ a également été observée, comme dans le cas du sous-produit papetier. Au-delà de 1,5 volume de lit, le pH est resté constant et des concentrations faibles et constantes en Ca^{2+} et HCO_3^- ($1,0 \text{ méq.L}^{-1}$) ont été mesurées.

La quantité de gypse ($2,4 \text{ g.kg}^{-1}$) dissoute au cours de l'expérimentation correspondait à 63 % de celle qui a été lixiviée au cours du test précédent sur la terre traitée pure. Ceci correspond à la proportion en masse de ce matériau au sein du mélange ce qui signifie que le fait de mélanger les deux matériaux n'a modifié ni la forte solubilité, ni l'accessibilité du gypse. Par contre, il est apparu que la dissolution du gypse a retardé la décarbonatation. Ceci a été confirmé par les calculs de spéciation lorsque ces 2 espèces minérales sont présentes. La calcite n'a été altérée puis lixiviée que dans un second temps, dans des proportions moindres que dans le sous-produit papetier pur, conséquence de l'augmentation de pH.

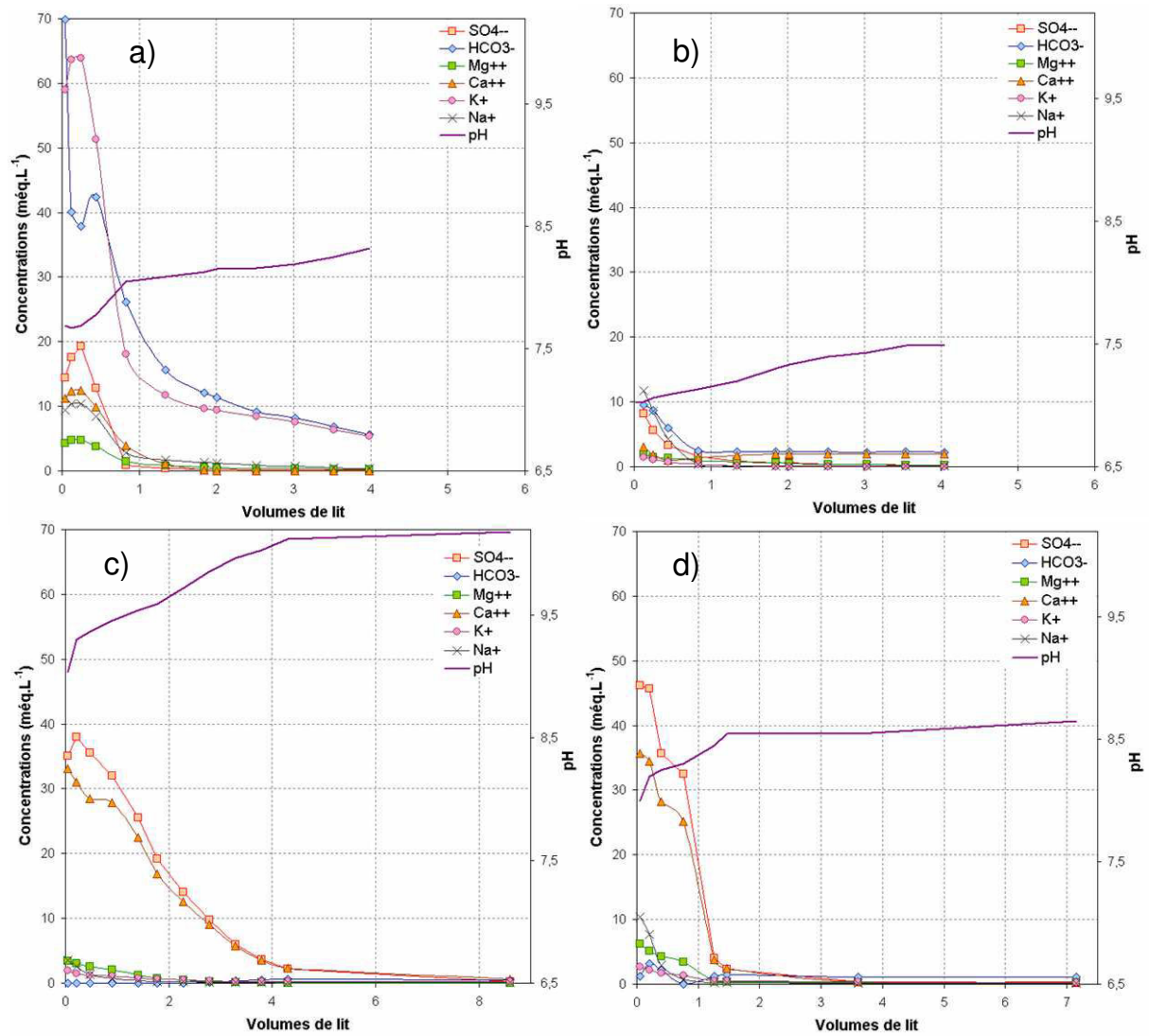


Figure 66 : Composition en éléments majeurs des lixiviats a) compost de déchets verts ; b) sous-produit papetier ; c) terre industrielle traitée ; d) mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée

4.2. Mesures in situ

4.2.1. EXTRAPOLATION A PARTIR DE LA CARACTERISATION DES PERCOLATS

Modalité « témoin »

Deux phases ont pu être distinguées dans la courbe de percée des éléments majeurs des percolats de la modalité « témoin » (Figure 67a). De 0 à 210 L.m⁻², une lixiviation couplée de SO₄²⁻ associée à Ca²⁺ a été observée, qui a décliné irrégulièrement de 27 à 3,5 még.L⁻¹. La seconde phase (de 210 L.m⁻² à la fin de l'expérimentation) a présenté une faible concentration en Ca²⁺ (entre 7 et 10 még.L⁻¹), compensée à la fois par SO₄²⁻ (entre 5 et 7 még.L⁻¹) et HCO₃⁻ (entre 3 et 6 még.L⁻¹). Durant toute la période de suivi, le pH a oscillé entre pH 7,4 et 8,0 ; quelques pics autour de pH 9 ont été notés sans être reliés à une variation de concentrations en éléments.

Ces compositions ont été le reflet de l'altération partielle de certaines phases minérales et la lixiviation de leurs éléments constitutifs. La présence de SO₄²⁻ associée au Ca²⁺ a témoigné de la dissolution de gypse. De plus la présence de HCO₃⁻ a indiqué les débuts d'une décarbonatation modérée (dissolution de calcite).

Modalité « éponge végétale »

Trois phases distinctes ont caractérisé la courbe de percée des éléments majeurs de la modalité « éponge végétale » (Figure 67b). De 0 à 100 L.m⁻², une percée simultanée de HCO₃⁻ et de Ca²⁺ est observée, avec un pic de forte intensité de 100 méq.L⁻¹ à 40 L.m⁻². De 100 à 170 L.m⁻², des concentrations assez constantes en Ca²⁺ (entre 1 et 30 méq.L⁻¹) et en Mg²⁺ (constant autour de 9 méq.L⁻¹), associées à SO₄²⁻ (entre 10 et 30 méq.L⁻¹) et HCO₃⁻ (entre 10 et 20 méq.L⁻¹) sont mesurées. Au-delà de 170 L.m⁻², la fin du suivi a montré une diminution globale des concentrations en SO₄²⁻ (de 10 à 5 méq.L⁻¹), HCO₃⁻ (8 méq.L⁻¹) et Ca²⁺ oscillant entre (13 et 8 méq.L⁻¹). Le pH a cru de 7,2 à 8,0 jusqu'à 43 L.m⁻², puis s'est stabilisé autour de 8,0.

Les deux réactions principales qui ont été identifiées précédemment ont été retrouvées ici. La dissolution de la calcite a été prédominante en début d'expérimentation, puis continue et diffuse par la suite. Contrairement au cas précédent, ce processus s'est accompagné d'une percée de Mg²⁺, signe de la dissolution simultanée d'une phase de type dolomitique apportée par le sous-produit papetier. Comme pour la terre industrielle traitée seule ou la modalité « témoin », la dissolution du gypse est observée ; lorsqu'elle est intervenue elle a temporairement limité la décarbonatation.

Modalité « profil élémentaire + confinement »

La courbe de percée de la modalité « profil élémentaire + confinement » s'est découpée en 3 phases (Figure 67c). Durant un laps de temps court (de 0 à 17 L.m⁻²), un premier pic de concentration de Ca²⁺ (entre 20 et 60 méq.L⁻¹) et de HCO₃⁻ (entre 30 et 100 méq.L⁻¹) est observé durant lequel le pH était proche de 7,5. Simultanément, la concentration en Mg a cru à partir de 13 L.m⁻². De 18 à 91 L.m⁻² la concentration en Ca²⁺ s'est annulée et les teneurs en Mg²⁺ et en HCO₃⁻ ont augmenté très fortement jusqu'à 176 méq.L⁻¹ puis ont baissé sensiblement. Dans la dernière phase, au-delà de 91 L.m⁻², les teneurs en Mg²⁺ et en HCO₃⁻ sont restées élevées (60 à 120 méq.L⁻¹), alors que la concentration Ca²⁺ quasi-nulle. Une percée de SO₄²⁻ a été observée (de 4 et 30 méq.L⁻¹) à partir de 91 L.m⁻². A partir de 18 L.m⁻², le pH a oscillé entre 8,0 et 8,4.

En dehors de la dissolution de la calcite, déjà observée sur les 2 autres modalités, ce sol construit s'est distingué par les fortes concentrations en Mg²⁺. Celles-ci sont attribuées à l'altération puis la lixiviation de la dolomite, qui a semblé être la conséquence de la solubilisation de la magnésie apportée par la chaux au sein de l'horizon de confinement. La réactivité de la terre industrielle traitée n'est apparue qu'à la fin, avec la dissolution du gypse.

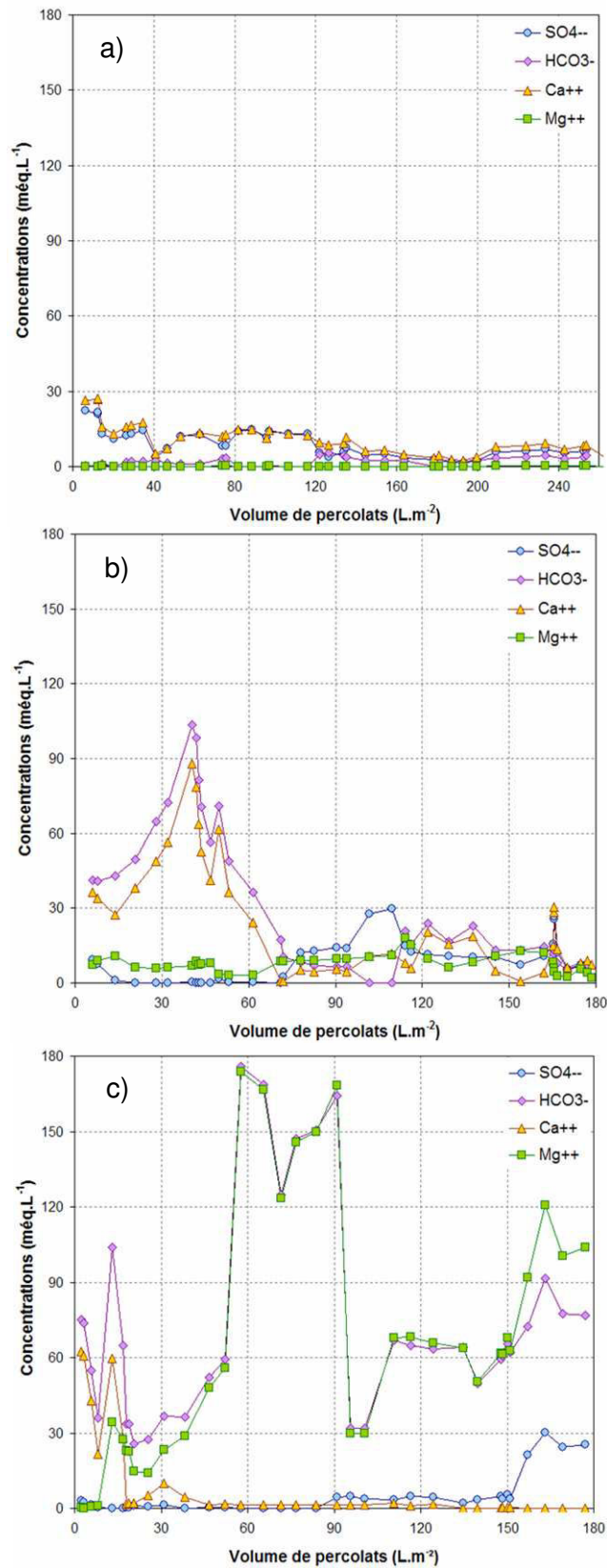


Figure 67 : Composition en éléments majeurs des percolats
 a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

4.2.2. CARACTERISATION DES MATRICES SOLIDES EVOLUEES *IN SITU*

Les analyses réalisées en DRX sur des échantillons prélevés *in situ* après 3 ans ont permis de mettre en évidence l'évolution de l'abondance de chaque phase. Nous avons montré ci-dessus que certaines phases étaient solubilisées en proportion plus ou moins forte. La mesure des concentrations en CaCO_3 au sein des profils de sols construits en est un bon exemple (Figure 68). Nonobstant l'existence d'une variabilité intrinsèque entre échantillons, liée à l'hétérogénéité du milieu, une redistribution de la calcite est constatée. La concentration est restée constante dans les horizons de compost, mais elle a diminué dans les horizons ou le sous-horizon situés au dessus du réseau de drains. C'est le cas pour la partie inférieure de l'horizon de terre industrielle traitée de la modalité « témoin », l'horizon de sous-produit papetier de la modalité « éponge végétale » (478 g.kg^{-1} à t_0 , 452 g.kg^{-1} après 30 mois) et enfin la partie inférieure du mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée de la modalité « profil élémentaire + confinement » (307 g.kg^{-1} à t_0 , 260 g.kg^{-1} après 30 mois).

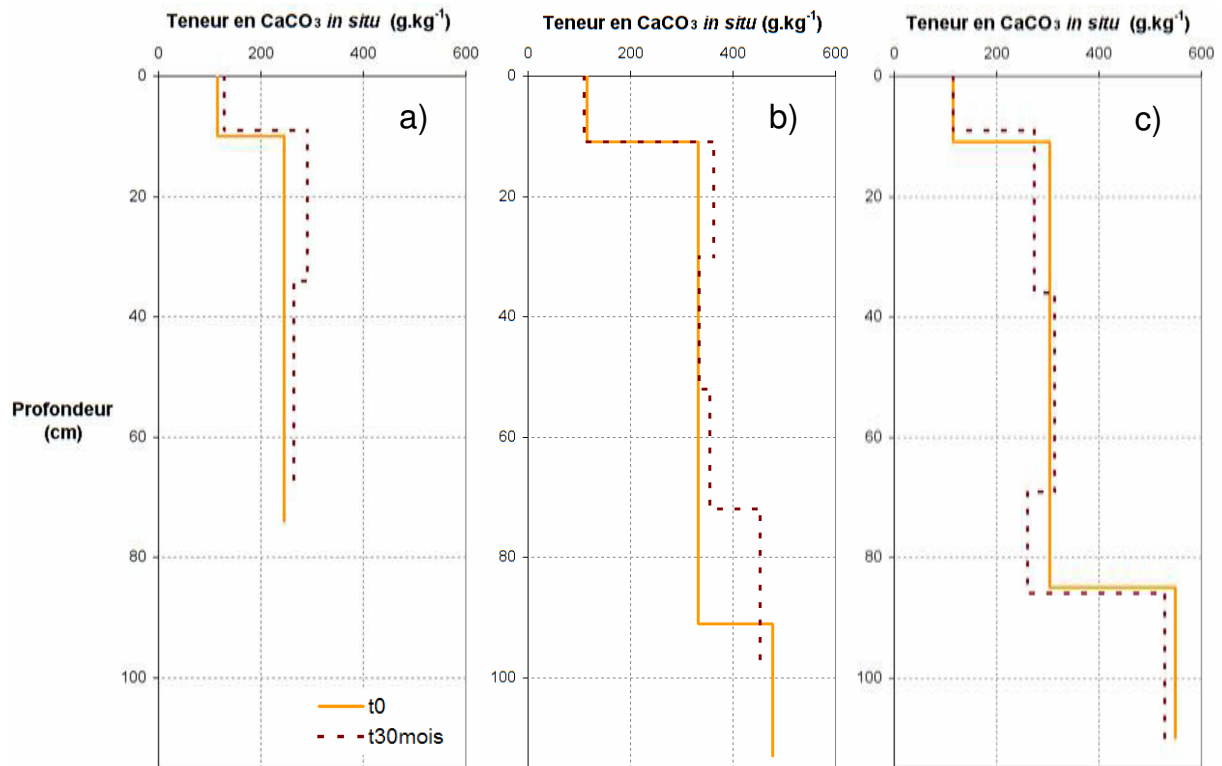


Figure 68: Evolution in situ de la teneur en CaCO_3 dans les profils de sol construit
a) modalité I ; b) modalité III ; c) modalité (II + IV)

4.3. Modélisation / simulation colonne - parcelles

Afin d'aller plus loin dans l'exploitation, nous avons conceptualisé le dispositif *in situ*, dans le but de pouvoir confronter les données obtenues en conditions réelles sur le dispositif de parcelles lysimétriques et les résultats acquis en conditions contrôlées en chromatographie éluoto-frontale. Nous avons donc considéré les profils comme une succession de dispositifs élémentaires analogues aux colonnes fonctionnant en série (Annexe 5). Pour ce faire, 3 hypothèses simplificatrices ont été posées : i) l'écoulement dans les colonnes et dans les profils de sols construits est de type piston ; ii) en conditions insaturées, l'écoulement s'effectue en régime hydrique stationnaire ; iii) il n'y a pas d'interaction chimique entre les systèmes (*i.e.* les horizons). Ce module permet donc

de simuler le comportement d'un système « idéal » qui est comparé à celui du système réel. La mise en évidence des différences entre les deux permet de préciser certains mécanismes et d'affiner l'interprétation des données.

Les résultats sont systématiquement présentés en comparant la courbe de percée mesurée sur le profil de sol construit *in situ* avec les courbes calculées des horizons superposés et du dernier horizon rencontré (terre industrielle traitée, sous-produit papetier ou mélange, en fonction de la modalité considérée).

4.3.1. DYNAMIQUE DES ELEMENTS MAJEURS

Modalité « témoin »

Pour les éléments majeurs étudiés, la contribution simulée du compost (retardée dans le temps d'après le calcul) a toujours été très significative en terme de concentrations en éléments lixiviés, comme cela a été mis en évidence ci-dessus. C'est la raison pour laquelle un pic a été observé après qu'un volume de 2,9 m³ ait percolé, correspondant à la percée théorique de l'eau résiduelle de la terre puis à l'écoulement de l'eau provenant du compost à travers la couche de terre traitée (Figure 69). Ainsi, de manière générale, un pic de forte intensité sur une courbe de percée *in situ* sera fréquemment interprété comme une contribution directe du compost et éventuellement comme le signe d'un écoulement préférentiel au sein du profil.

Dans le cas de la modalité « témoin », il est apparu que la contribution du compost a été limitée ou diluée dans le temps. Un cation très soluble comme Na⁺ (provenant de l'altération de l'halite) a pu constituer un marqueur de l'écoulement hydrique au sein du profil. En l'occurrence, la courbe de percée du Na⁺ en conditions réelles a été à peu près constante par rapport à la courbe théorique qui s'était divisée clairement en trois parties au comportement distinct (Figure 69d). Si la contribution du compost n'a pas non plus été visible dans l'évolution des concentrations en HCO₃⁻, elles ont tout de même été supérieures à la prévision donnée par la décarbonatation de la terre industrielle traitée. Cette différence a certainement trouvé sa source dans l'évolution de certains paramètres en conditions réelles, en particulier la baisse du pH. L'intensité de dissolution du gypse en conditions réelle a été de 30 à 60 % plus faible que la simulation en conditions contrôlées (Figure 69a, b). Par conséquent, la cinétique de cette réaction a été plus lente et ce processus s'étalera plus longuement dans le temps.

La modélisation a montré que l'évolution du profil « témoin » a été très comparable – nonobstant les différences de conditions chimiques et donc de limites de solubilité – à la simulation par la terre industrielle traitée seule.

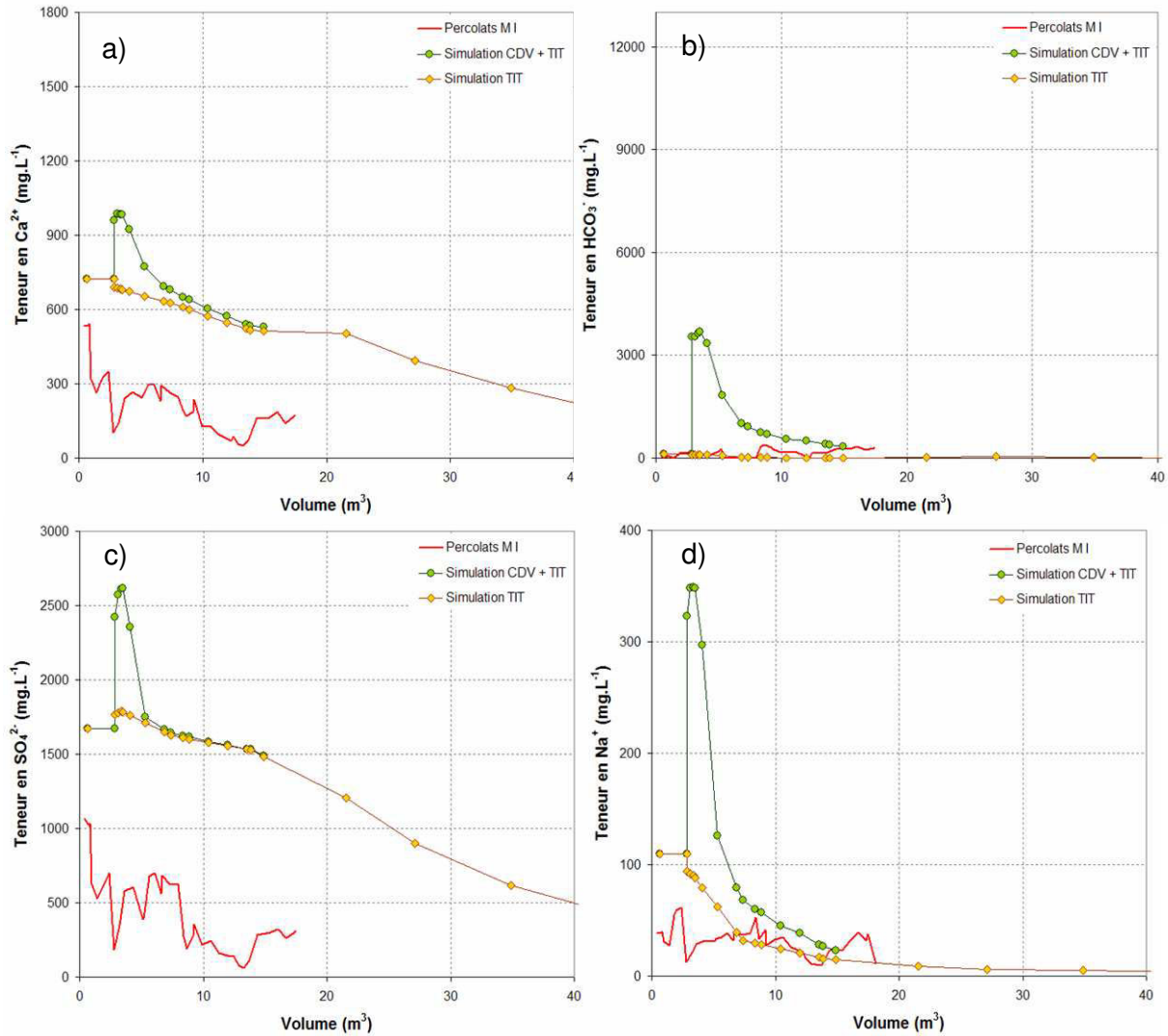


Figure 69 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « témoin »

a) Ca^{2+} ; b) HCO_3^- ; c) SO_4^{2-} ; d) Na^+

Modalité « éponge végétale »

La contribution du compost est arrivée ici plus tard (13 m³), ce qui s'est expliqué à la fois par la plus grande épaisseur du profil et par la plus grande capacité de rétention en eau des matériaux parents (chap. IV. 2.1.) (Figure 70). Dans le cas de cette modalité, il a été difficile de déterminer précisément la part des choses entre les contributions des différents horizons et les variations induites par les phénomènes propres aux conditions réelles du terrain (pH, activité biologique, oxydo-réduction).

Les pics de Ca^{2+} et HCO_3^- en début d'expérimentation ont vraisemblablement traduit une décarbonatation de calcite. Cependant, outre le fait qu'ils n'avaient pas été prédits par la simulation, les concentrations mesurées ont été très élevées, bien au-delà de la constante de solubilisation de la calcite. Ce phénomène est intervenu trop tôt pour représenter la contribution du compost de déchets verts et a été suffisamment étendu dans le temps pour ne pas pouvoir être attribué à un simple écoulement préférentiel ponctuel. L'hypothèse qui a été retenue pour expliquer ce flush initial est l'évacuation d'une partie significative de l'eau résiduelle - contenue dans les

matériaux parents au moment de leur mise en œuvre pour constituer le sol construit – poussée par le flux entrant des eaux de précipitations.

La cohérence entre le modèle et la réalité a été satisfaisante en ce qui concerne le début de la dissolution de la phase de gypse à partir de 7,6 m³, qui marquait l'arrivée de la contribution du mélange. Cette simulation a bien correspondu avec les données mesurées *in situ*, bien que l'intensité du phénomène ait été plus limitée (Figure 70c). De plus, quelques pics de SO₄²⁻ ont été observés. Ils pourraient correspondre au résultat de leur lixiviation depuis le compost.

Au-delà de 10 m³, la décarbonatation a repris, ce qui correspondait approximativement à la percée théorique de la solution provenant du compost (Figure 70a, b). L'intensité du processus a été supérieure au comportement du sous-produit papetier seul, proche de celui du mélange et inférieure à celui du compost. Nous pouvons alors formuler l'hypothèse que ces trois matériaux ont participé à l'alimentation en Ca²⁺ et HCO₃⁻, avec cependant une prédominance (en terme de volumes concernés) de l'horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée et de celui de sous-produit papetier seul. Des concentrations plus élevées en Mg²⁺ ont été analysées dans les percolats que ce qui était simulé (Figure 70d). Ce phénomène a pu s'expliquer partiellement par une addition des contributions des différents matériaux parents, mais cela a surtout signifié que du Mg²⁺ a été échangé ou qu'une phase contenant du Mg²⁺ a été altérée dans les conditions chimiques du terrain (pH plus faible, conditions ponctuellement réductrices), alors que ce n'était pas le cas en conditions contrôlées. Il en résulte une lixiviation 20 % plus élevée. Durant la période de lixiviation la plus élevée du Mg²⁺ (autour de 10 m³), les concentrations en Ca²⁺ étaient proches de 0. Dans le cas d'une co-existence de Ca²⁺ et de Mg²⁺ avec des carbonates en solution, si le Mg²⁺ est en excès, il s'avère en effet que la dolomie précipite et que le Mg²⁺ sera lixivié en priorité (résultats du code de spéciation géochimique).

A la fin de la période de suivi, la lixiviation des produits d'altération du gypse semblait se poursuivre, alors que la décarbonatation reprenait. La coexistence de la lixiviation de SO₄²⁻ et de HCO₃⁻ a d'ailleurs été une différence fondamentale entre la situation en conditions réelles et la simulation. Ceci est mal expliqué par les données de spéciation des phases minérales à l'équilibre.

Pour l'étude de cette modalité, le modèle a permis dans une certaine mesure de prévoir certains événements (altération / lixiviation du gypse et de la calcite), mais a également montré certaines limites (évacuation de l'eau résiduelle, intensité des réactions). Ceci peut être notamment imputé aux conditions d'expérimentations en colonne : test sur matériaux séchés, conditions chimiques fixées et constantes.

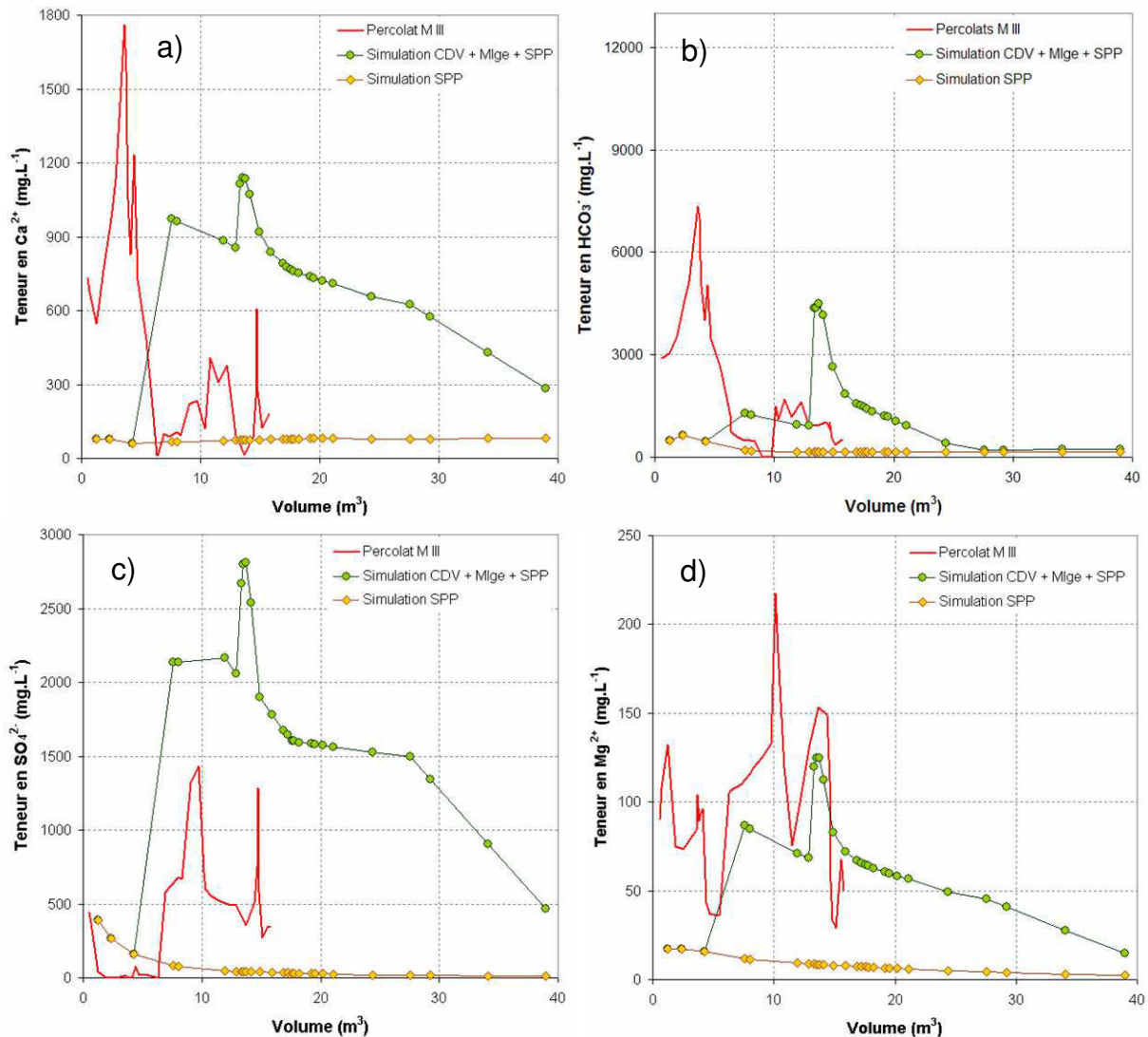


Figure 70 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « éponge végétale »

a) Ca^{2+} ; b) HCO_3^- ; c) SO_4^{2-} ; d) Mg^{2+}

Modalité « profil élémentaire + confinement »

Un phénomène identique à celui de la modalité « éponge végétale » est apparu en tout début d'expérimentation (Figure 71). L'intensité a été légèrement plus faible. Selon notre hypothèse ceci correspondrait à l'évacuation d'une partie de l'eau résiduelle contenue dans le mélange essentiellement chargée en Ca^{2+} et HCO_3^- .

La lixiviation de SO_4^{2-} a été très fortement retardée par rapport au comportement simulé et même par rapport à ce qui a été observé sur la modalité précédente (Figure 71c). De plus l'évolution des concentrations en SO_4^{2-} ne s'est pas faite de la même manière. Un premier palier a été observé, avant une brusque augmentation, puis une décroissance régulière. De plus, la sortie de SO_4^{2-} ne s'est pas accompagnée de Ca^{2+} (Figure 71a). Ces informations ont donc indiqué que des réactions supplémentaires sont donc probablement intervenues dans la réaction de dissolution du gypse.

L'étude de la courbe de percée du Mg^{2+} a illustré une forte différence entre le système réel et le système simulé (Figure 71d). En effet, des concentrations très élevées en Mg^{2+} ont été analysées pendant une longue période de temps. L'intensité du phénomène a été 10 à 20 fois supérieure à la simulation. Ceci a constitué une limite

supplémentaire à l'analogie entre les deux systèmes. En effet, la modalité « profil élémentaire » a été superposée à l'horizon de sous-produit papetier chaulé pour constituer la modalité « confinement ». Or, comme nous l'avons vu, la chaux était constituée pour une part élevée de magnésie (MgO) qui a constitué de fait une source de Mg^{2+} extrêmement mobile dans le système. C'est la raison pour laquelle, en conditions réelles, à la base de l'horizon de mélange, le système était saturé en Mg^{2+} , provenant de la dissolution de la magnésie. D'après les calculs d'équilibre géochimique, le Mg^{2+} est capable de précipiter avec le Ca^{2+} et le HCO_3^- pour former de la dolomie. Il a semble-t-il été capable de fixer tout le Ca^{2+} , y compris celui provenant de la dissolution du gypse. Par contre, nous n'avons pas été capables d'expliquer ni les teneurs mesurées (en Mg^{2+} et en HCO_3^-), largement au dessus des constantes de solubilité (Figure 71b), ni comment ce phénomène avait pu causer le retard de la sortie du SO_4^{2-} .

Dans ce cas précis, les données expérimentales du modèle n'ont pas été suffisantes (pas de prise en compte de l'apport de MgO dans le système) pour pouvoir simuler correctement l'évolution.

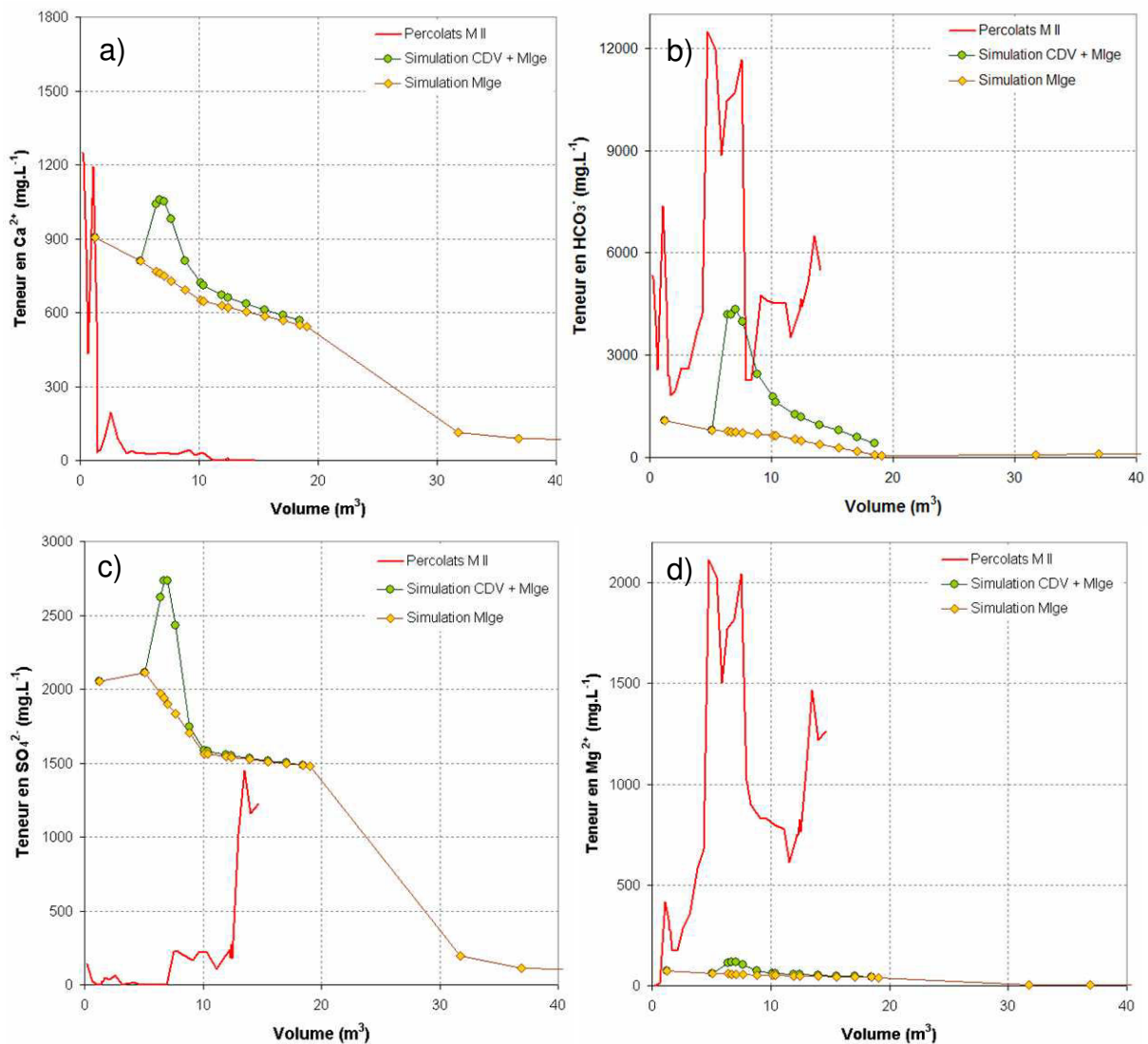


Figure 71 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « profil élémentaire + confinement »

a) Ca^{2+} ; b) HCO_3^- ; c) SO_4^{2-} ; d) Mg^{2+}

4.3.2. DYNAMIQUE DES ELEMENTS GEOCHIMIQUES

Modalité « témoin »

Le résultat du test en colonne a révélé que le compost de déchets verts constituait une source significative en éléments géochimiques (Al, Fe et Si). Ces éléments peuvent provenir de matières organiques à laquelle ils sont fréquemment liés ou à la nature même des constituants (par ex. les phytolithes). Pour la terre industrielle traitée les percées d'Al et de Fe ont été très limitées et les concentrations en Si ont été constantes au cours du test (2 mg.L⁻¹). Ceci a constitué un indicateur de la stabilité des phases minérales concernées, à l'exception de la silice amorphe qui a constitué la source principale de Si solubilisé.

La comparaison entre courbes de percée réelles et simulées a fait ressortir que la contribution du compost a été très faible, voir insignifiante en ce qui concerne l'Al et le Fe. En effet, les concentrations mesurées sur les percolats ont été tout à fait comparables aux lixiviats de la terre industrielle traitée seule (Figure 72a et b).

Le cas du Si s'est révélé plus complexe. Nous avons constaté que les concentrations mesurées en conditions réelles ont été intermédiaires entre la contribution de la terre seule et la somme des deux matériaux (sans interaction) (Figure 72c). Deux hypothèses ont alors pu être formulées : i) contrairement aux autres éléments une partie significative du Si lixivié depuis le compost a traversé l'horizon de terre traitée et a été drainée hors du profil ; ii) les conditions physico-chimiques du terrain (notamment les variations de pH au sein de l'horizon ou l'insaturation, les conditions parfois réductrices) ont entraîné une altération plus forte de la phase siliceuse contenue dans la terre de désorption. Compte tenu de l'aspect de la courbe, il a été difficile de trancher. En effet, les concentrations élevées depuis le début du suivi ont milité en faveur de la seconde hypothèse, par contre, les multiples pics de concentration pourraient traduire des écoulements préférentiels depuis le compost (les quantités de Si lixiviés sont théoriquement élevées). Dans les faits, la courbe de percée a été décroissante dans le temps et il serait nécessaire d'avoir une période de suivi plus étendue pour trancher.

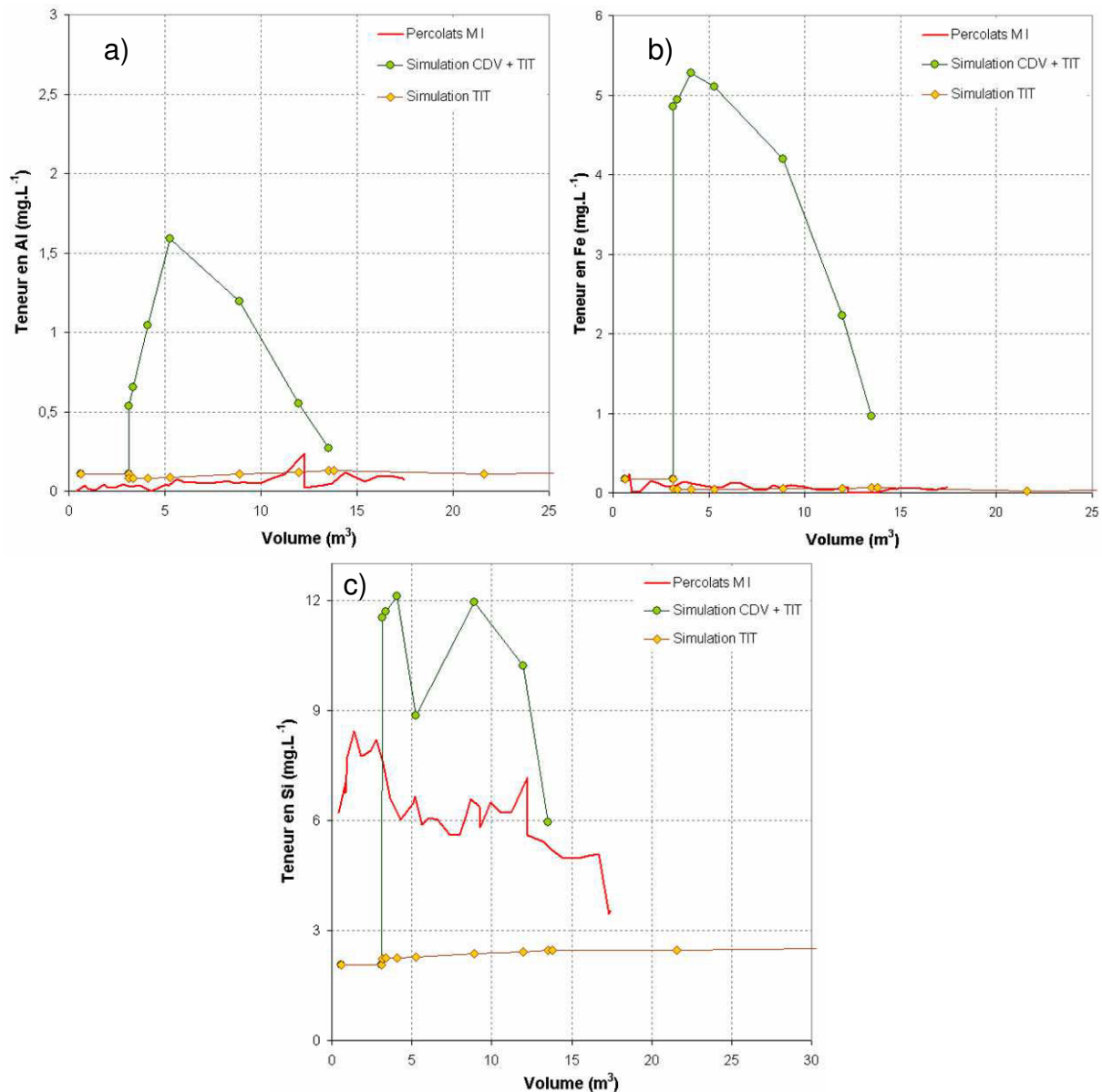


Figure 72 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « témoin » a) Al ; b) Fe; c) Si

Modalité « éponge végétale »

Les courbes de percée de Al, Fe et Si ont été très similaires pour le sous-produit papetier seul et le mélange. Les concentrations ont été inférieures à 1mg.L⁻¹ tout au long des tests en colonne. Ceci indique que dans les conditions de l'expérimentation, aucune phase n'a été altérée significativement, pas même la silice amorphe.

La courbe de percée réelle de l'Al a été très proche des concentrations mesurées sur le sous-produit papetier seul, à l'exception d'un pic unique à 1,9 m³ (Figure 73a). Compte tenu de sa position, ce pic a en l'occurrence difficilement pu être attribué à une contribution du compost. Nous suggérons qu'il correspondait au même phénomène d'évacuation de l'eau résiduelle que nous avons évoqué plus haut. Ce phénomène n'a pas pu être simulé au laboratoire car les matériaux avaient été séchés préalablement.

En ce qui concerne la mobilité du Fe, elle a été légèrement supérieure à la contribution seule du sous-produit papetier et surtout 3 pics de concentrations ont été observés (Figure 73b). Les concentrations globalement plus élevées ont pu être attribuées à une lixiviation diffuse depuis le mélange, au sein duquel les conditions bio-

physico-chimiques (pH, potentiel redox, activité biologique) *in situ* ont entraîné une altération des phases associées au Fe. Les sorties brutales de Fe sont systématiquement associées à des pics de concentration en Mn (résultats non présentés). Nous pouvons alors suggérer que c'est l'apparition ponctuelle de conditions réductrices à la base du profil qui a entraîné ces phénomènes de relargage. Ceci est cohérent, d'une part avec les mesures de potentiel redox réalisées et, d'autre part avec les observations de taches couleur rouille au niveau de cet horizon.

La même constatation est faite sur le Si que dans la modalité I (Figure 73c). Après une première décroissance de concentration en tout début d'expérimentation un palier a été atteint jusqu'à une nouvelle baisse à partir de 14,9 m³, jusqu'à la fin de la période de suivi. Ce résultat suggère que la quantité de Si mobilisée par l'effet de superposition en horizon des matériaux et/ou par la modification des conditions physico-chimiques est limitée et correspond en première approximation à un peu plus que les 15 premiers m³ d'eau percolés à travers le profil.

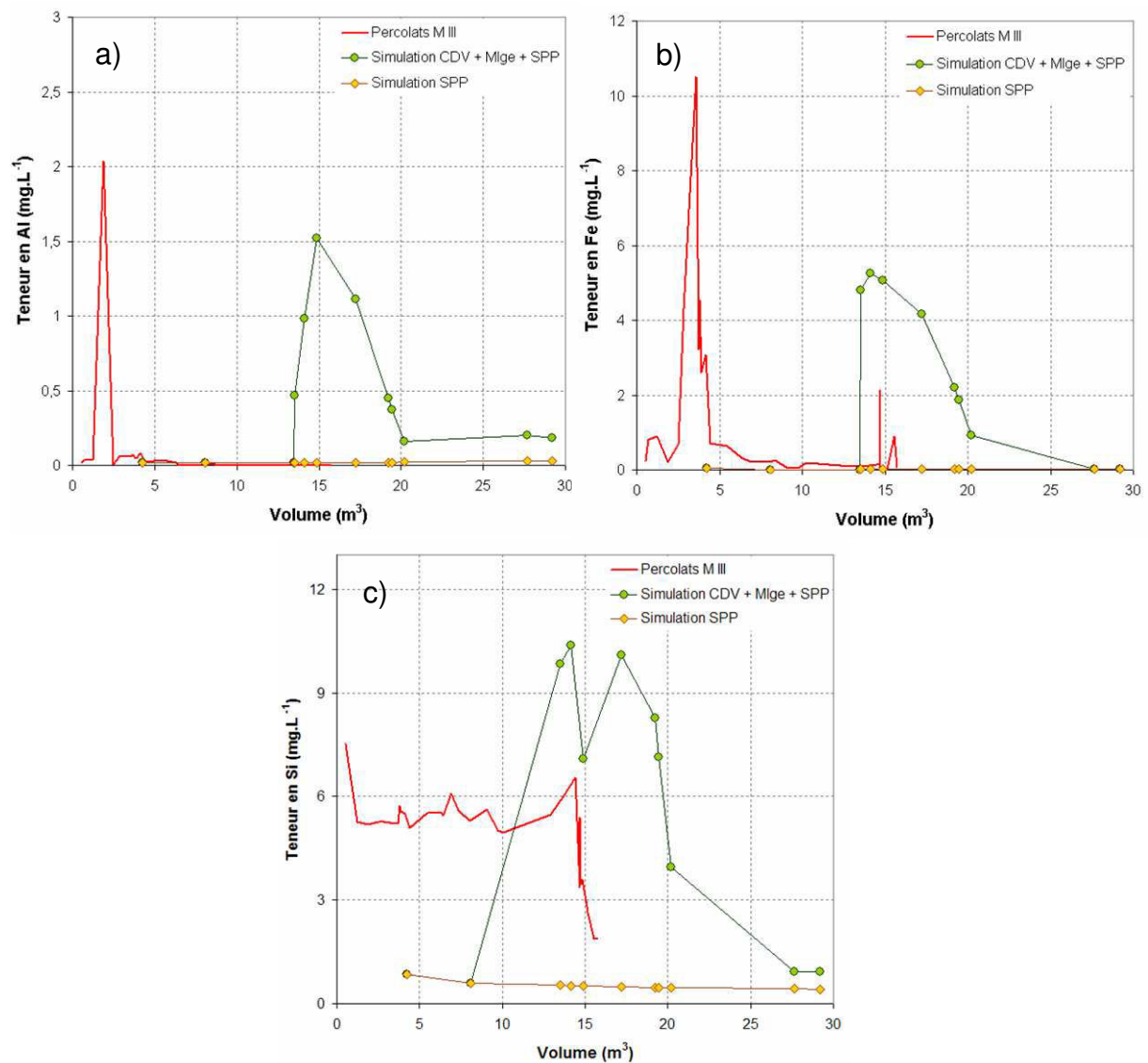


Figure 73 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « éponge végétale » a) Al ; b) Fe ; c) Si

Modalité « profil élémentaire + confinement »

L'interprétation de cette modalité a été plus complexe, notamment parce que nous avons peu de points expérimentaux correspondant à la composition des lixiviats du mélange en éléments géochimiques. Dans le cas de l'Al, comme dans la modalité précédente les premiers points ont pu correspondre à l'évacuation de l'eau résiduelle contenant de l'Al libre (Figure 74a). Par la suite, les concentrations (plus élevées que dans les 2 autres modalités), ont semblé bien expliquées par la contribution du mélange.

La mobilité du Fe a été beaucoup plus élevée que dans les autres modalités et s'est caractérisée par une alternance de pics, en particulier en début d'expérimentation (Figure 74b). Le mélange a été une source de Fe, en particulier par les oxydes et hydroxydes apportés par la terre industrielle traitée. Nous pouvons donc suggérer que, comme pour la modalité III, les baisses du potentiel d'oxydo-réduction causées par des phénomènes ponctuels d'hydromorphie ont entraîné la forte lixiviation du Fe.

Pour le Si, 2 phases peuvent être distinguées : de 0 à 1,6 m³, l'évacuation de l'eau résiduelle qui contenait du Si en solution ; à partir de 1,6 m³, nous observons une lixiviation décroissante de Si qui correspondrait à l'altération de la phase vitreuse de la terre traitée (Figure 74c).

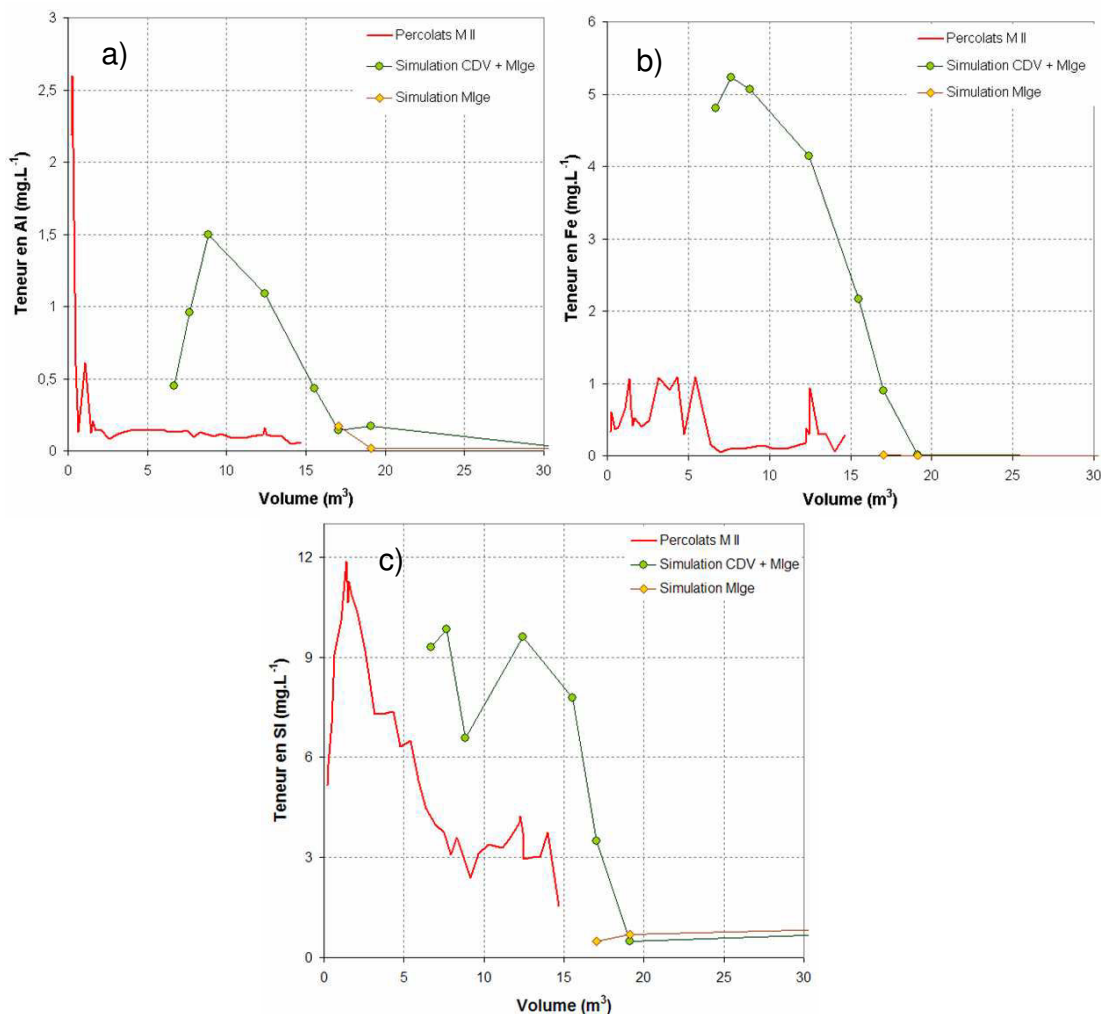


Figure 74 : Courbes de percée réelle et simulée de la modalité « profil élémentaire + confinement »

a) Al ; b) Fe ; c) Si

4.4. Mise en évidence des mécanismes et discussion

Dans ce chapitre, nous allons essayer d'identifier les réactions et les mécanismes aboutissant à l'évolution de la phase minérale des sols construits. Il s'avère, comme nous l'avons souligné précédemment, que le fonctionnement hydrique joue un rôle essentiel dans ce processus.

4.4.1. CONTRIBUTION DU COMPOST ET ECOULEMENT AU SEIN DU PROFIL

Nous avons constaté que le compost, du fait de ses propriétés originales, est très réactif et constitue une source de nombreux éléments facilement lixiviables (matières organiques, anions et cations majeurs, éléments géochimiques ou éléments en traces). Ces éléments se trouvent alors théoriquement redistribués au sein des horizons sous-jacents. Dans les 3 modalités qui ont été étudiées, il est apparu par l'analyse des eaux de drainage que cette contribution était faible et peu perceptible, ce qui semble indiquer que les mécanismes d'adsorption des éléments lixiviés sur la phase solide ont été très significatifs. Ceci indique que les temps de contact entre phase liquide et phase solide ont été suffisants pour créer un équilibre. Nous pouvons de plus supposer que l'écoulement au sein des profils de sols construits est de type piston. Cette assertion est bien vérifiée dans le cas de la modalité « témoin » puisque les concentrations mesurées dans les eaux de drainage sont proches de celles des lixiviats de la terre industrielle traitée seule. Sur les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement », outre les différences de réactivité entre les conditions au terrain *in situ* et au laboratoire, des preuves d'écoulements préférentiels ont été visibles (en particulier sur les concentrations en métaux chap. IV.4.2.). Ces comportements peuvent être attribués à des phénomènes de gonflement / retrait provoqués par la phase organique de ces matériaux.

4.4.2. PREMIERE PHASE : EVACUATION DE L'EAU RESIDUELLE

Après confrontation des données expérimentales obtenues en conditions contrôlées sur les matériaux secs en conditions saturées avec l'analyse des percolats collectés *in situ*, nous avons fait l'hypothèse que, dans les premiers temps de l'évolution d'un sol construit, nous assistions à un équilibrage des sols qui se traduisait notamment par l'évacuation de l'eau résiduelle. Cette proposition repose sur deux observations : d'une part les matériaux parents étaient humides (avec des teneurs en eau parfois élevées) au moment de leur mise en place, d'autre part, la composition des premiers percolats, par la nature et les concentrations élevées des éléments qui s'y trouvent, ne peut pas témoigner de processus d'altération / lixiviation normaux. Une partie significative de cette mobilisation pourrait même se faire sous forme colloïdale ou particulaire, car les constantes d'équilibre en solution sont théoriquement beaucoup plus faibles.

Cette hypothèse est testée par la comparaison des volumes de percolats collectés lors de cette première phase avec les quantités totales d'eau contenue dans les sols juste après leur mise en œuvre. Dans le cas de la modalité « éponge végétale », nous avons estimé que l'eau résiduelle (fortement chargée en Ca^{2+} et HCO_3^-) représentait 6400 L pour l'ensemble de la parcelle. La quantité totale d'eau contenue dans le profil à t_0 était de l'ordre de 56000 L (25000 L dans l'horizon de sous-produit papetier, 30000 L dans le mélange et 1200 L dans le compost de déchets verts). Nous devons alors considérer qu'une partie de cette eau est très fortement liée à la phase solide, qu'une fraction a interagi avec la phase solide et dont la composition est le résultat de l'altération et

donc seulement l'eau libre a pu être poussé, par écoulement piston, hors du profil. Nous constatons que c'est le sous-produit papetier qui est le matériau contenant le plus d'eau et par conséquent il est logique que les eaux de drainage soient le reflet de sa teneur élevée en calcite. Cette hypothèse sous-entend également que la formulation de la boue de papeterie avec la terre de désorption n'influe pas directement sur la composition de l'eau libre. Cet élément est contradictoire avec les observations de structure qui ont été effectuées sur le matériau parent initial (chap. III.4.) qui démontrait une interaction entre les constituants.

4.4.3. DISSOLUTION DES PHASES MINÉRALES SENSIBLES APPORTÉES PAR LA TERRE INDUSTRIELLE TRAITÉE

Selon notre hypothèse, le traitement subi par la terre industrielle traitée (notamment les conditions extrêmes de température et de pression) aurait permis la formation de phases minérales en déséquilibre fort avec les conditions environnementales. C'est en particulier le cas de deux phases secondaires très réactives : le gypse et la silice amorphe.

En ce qui concerne la dissolution du gypse, nous constatons que ce mécanisme est valable aussi bien en conditions contrôlées qu'au terrain. Cependant, l'intensité de l'altération et de la lixiviation semble plus faible en conditions réelles et un décalage temporel a été observé pour la modalité « profil élémentaire + confinement ». Ces variations peuvent s'expliquer par la plus grande complexité des systèmes réels par rapport aux systèmes contrôlés (végétation, activité biologique, alternance humectation / dessiccation) qui modifie les équilibres chimiques au sein des profils et des horizons. Il serait utile d'évaluer la contribution de chacun de ses paramètres au laboratoire, afin de mesurer leurs impacts sur la solubilité et la sortie des composants du gypse.

Si l'on considère que le Si retrouvé dans les percolats au terrain provient essentiellement de la phase vitreuse siliceuse, nous constatons que son altération, puis sa lixiviation ont été au contraire remarquablement plus fortes en conditions réelles que le résultat des simulations. Or, nous savons que la solubilité de la silice amorphe augmente fortement entre pH 9 et 10 (Iler, 1979 in Ledieu, 2004). Ceci pourrait correspondre à des conditions qui sont observées soit au niveau d'un sous-horizon (partie inférieure de l'horizon de terre industrielle traitée de la modalité I) ou localement au sein des mélanges sous-produit papetier / terre industrielle traitée et qui entraîneraient l'altération, puis la lixiviation de ce verre siliceux.

Dans une moindre mesure la solubilisation de l'halite est également à noter. Même si l'intensité de sa lixiviation est sensiblement plus faible en conditions réelles qu'en conditions contrôlées, elle est consistante tout au long de la période de suivi.

4.4.4. ALTERATION DE LA CALCITE

En tout premier lieu, notons que dans aucun des horizons d'aucun des profils la décarbonatation n'a été complète comme en témoignent les analyses. Hormis, la phase initiale, nous pouvons également constater que les allures des courbes de percées en conditions réelles sont assez proches de celles des derniers matériaux rencontrés (terre traitée, mélange ou sous-produit papetier en fonction de la modalité). La contribution du compost a été très limitée voire inexistante. Par ailleurs, les concentrations moyennes ont été légèrement plus élevées et nous pouvons l'attribuer principalement à des baisses de pH, par rapport aux conditions de laboratoire. Des concentrations de carbonates dépassant l'indice de solubilité fréquemment rencontré dans les

sols ont été mesurées en solution. Nous pouvons les attribuer à des fortes variations de pression partielle de CO₂ (par exemple : résultat de l'activité biologique) qui modifient fortement leur équilibre de dissolution et qui demanderait à être précisées. Globalement, ces données indiquent que la réaction de décarbonatation est lente et va s'étaler sur une longue période de temps. Néanmoins, notons que pour un suivi plus exhaustif, il serait intéressant de pouvoir quantifier précisément dans les eaux de drainage la contribution des différentes fractions (dissoutes, colloïdales, particulaires) des résultats de l'altération.

La prédominance du mécanisme de décarbonatation joue et va jouer un rôle fondamental sur l'évolution des sols construits. En effet, la calcite tamponne les systèmes et ralentit fortement leur évolution à différents niveaux.

4.4.5. ROLE DU MG

La présence de Mg dans des systèmes contenant beaucoup de calcite et du gypse, comme ceux que nous étudions, joue un rôle de frein très important. En effet, en agissant comme un « piège » à Ca²⁺ et HCO₃⁻, il entraîne la précipitation de dolomite et bloque complètement la sortie de Ca. Nous avons même pu observer qu'il pouvait retarder des réactions très rapides comme la dissolution du gypse. Cet aspect peut paraître mineur, alors que dans le cas de la modalité « profil élémentaire + confinement », il a une place centrale qui conditionne toute l'évolution du sol. A nouveau, suggérons que des investigations plus poussées soient menées pour mieux comprendre ces équilibres dynamiques complexes que nous n'avons pas pu appréhender avec un simple modèle d'équilibre géochimique.

4.4.6. PHENOMENES D'OXYDO-REDUCTION

Le dernier point que nous souhaiterions aborder ici est la sensibilité de ces systèmes aux variations de conditions chimiques. Dans notre cas, ces variations sont induites essentiellement, comme nous avons déjà eu l'occasion de le souligner plus haut, par le mode d'écoulement hydrique et l'implantation de la végétation. Ceci induit un certain nombre de réactions d'oxydo-réduction dont l'exemple le plus représentatif est le comportement du Fe. L'alternance de phénomènes d'hydromorphie à la base d'un profil ou d'un horizon entraîne l'apparition de conditions réductrices qui favorisent notamment la mobilité du Fe qui reprécipite sous forme d'hématite lorsque les conditions redeviennent plus oxydantes. Ceci a conduit en particulier à une augmentation sensible des concentrations en Fe total et en Fe extractible dans les horizons de sous-produit papetier des modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement ». C'est ainsi que nous voyons apparaître de multiples taches ou concrétions couleur rouille dans la partie inférieure des profils.

Ces conditions propres au terrain ont plus globalement modifié fortement les cinétiques de dissolution de certaines phases (gypse, calcite, magnésite, verre amorphe).

5. Conclusion partielle

La hiérarchisation dans le temps des processus pédogénétiques qui sont intervenus sur les trois sols construits nous renvoie non seulement à l'étude qui avait été menée sur des sites historiques (Annexe 1), mais plus généralement à ce qui est décrit sur les sols naturels. En effet, les processus physiques sont très présents. Si nous ne parlons pas ici de désagrégation de roche compacte, nous observons cependant des phénomènes de

tassement des sols, accompagnés de fragmentation des particules grossières et dans une moindre mesure de transferts verticaux. Dans le cas des sols construits, les matières organiques sont déjà présentes dans les matériaux et sont également soumises à la fragmentation, la minéralisation, mais également à la redistribution au sein des profils. Enfin, comme nous l'avons envisagé, la réactivité chimique des matériaux parents est très forte et conduit à une évolution très significative des cortèges minéraux. La dissolution de sels (halite), l'altération du gypse et de la silice amorphe ou encore la décarbonatation de la calcite et de la dolomite ont été clairement mis en évidence. Toutes ces réactions ont conduit à l'évolution pédogénétique des sols construits (Figure 75). Le reflet de tous ces processus et de l'activité biologique se retrouve en particulier dans la formation d'agrégats organo-minéraux stables tout au long des profils.

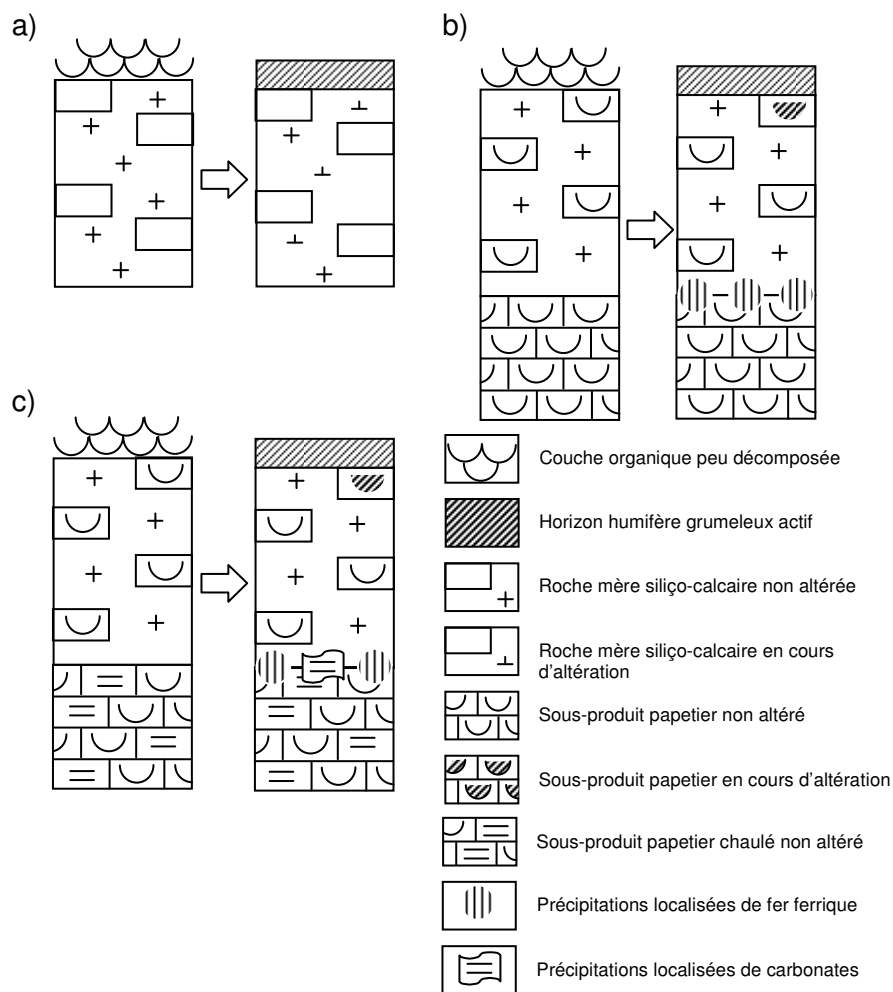


Figure 75 : Evolution figurée des sols construits après 30 mois : a) modalité « témoin » ;
 b) modalité « éponge végétale » ; c) modalité « profil élémentaire + confinement »

De l'étude des premiers stades de la pédogenèse des sols construits nous tirons deux types d'enseignements majeurs. La nature des processus pédogénétiques est dans une très large mesure identique à ceux observés dans les sols naturels et les facteurs dominants de leur évolution précoce sont l'eau et la végétation puis dans une moindre mesure l'activité biologique. Ceci explique que la plupart des processus ont pris naissance dans la partie supérieure des profils ou au niveau de discontinuités hydriques comme l'interface entre les horizons de

mélange et de sous-produit papetier. Outre les différences de conductivité hydraulique entre matériaux aux propriétés contrastés, les interfaces entre horizons n'ont pas, durant la période d'étude, constitué les sièges de transformations drastiques que les données théoriques laissaient supposer. Globalement, du fait du mode de mise en place des sols construits, qui consiste en un apport massif et ponctuel de matériaux issus d'activités anthropiques, nous assistons à une phase d'équilibrage du système qui se traduit par une évolution très rapide de leurs propriétés et des cinétiques de réactions très élevées. De plus, parmi les processus identifiés bon nombre ne correspondent pas aux conditions pédoclimatiques naturelles correspondant à la zone géographique du lieu d'étude. La présence, et la dissolution de certaines phases accompagnées de valeurs de pH élevées favorisant la mobilité préférentielle de certains éléments ne sont habituellement pas rencontrées en climat tempéré.

Chapitre 6 - Discussion générale

1. Introduction

Les étapes précédentes nous ont permis d'acquérir une connaissance approfondie des matériaux parents, d'évaluer la manière dont les sols construits remplissent leurs fonctions et de comprendre les processus aboutissant à leur évolution dans les premiers stades de leur pédogenèse. Ces résultats vont être ici croisés afin de dégager les tendances générales du fonctionnement et de l'évolution des sols construits à l'aide du procédé développé dans ce travail, afin de les élargir à la compréhension des sols très anthropisés. Dans une démarche de pédologie prédictive, un modèle formel de sol construit est décrit qui sert de support à la proposition d'hypothèses sur l'évolution pédogénétique des sols étudiés à moyen et long terme. Ce travail prospectif engendre une réflexion et la proposition d'une évolution de l'approche de classification des sols très anthropisés, basée sur des critères génétiques.

Enfin, nous verrons comment l'ensemble de ces résultats scientifiques peut permettre d'amender et de systématiser la démarche de génie pédologique. Le génie pédologique se définissant comme le savoir-faire relatif à la gestion des sols dégradés basé sur les connaissances acquise en pédologie. Il comprend l'évaluation des fonctionnalités attendues du sol dans le cadre du traitement d'un site, la mise en œuvre de solution efficace et pérenne de reconstitution ou de construction de sol et enfin la définition des conditions de maintien des fonctions attendues du sol au cours du temps. Ces aspects sont traités à travers la mise en place des fondements d'un outil d'aide à la décision.

2. Premiers stades du fonctionnement et de l'évolution pédogénétique des sols construits

2.1. Hypothèses initiales

A l'issue de l'étude bibliographique, nous avons fait deux hypothèses sur le fonctionnement et l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés : i) un sol construit par l'Homme, pour autant qu'il soit agencé de manière raisonnée, peut présenter un niveau de fonctionnalités comparable à un sol naturel ; ii) il existe des différences fondamentales (conditions lithologiques, physico-chimiques et thermo-hydriques) entre sols très anthropisés et sols naturels qui conduisent à une évolution plus rapide, selon des processus pédogénétiques largement semblables.

2.2. Résultats marquants

Les résultats obtenus sur la composition et la structure des matériaux parents renforcent les hypothèses initiales. En effet, la formulation et la mise en œuvre de matériaux techniques, selon les principes du génie pédologique, permettent l'édification de profils de sols présentant une fertilité physique et chimique théoriquement satisfaisante pour répondre à l'usage de végétalisation extensive envisagé. Nous avons mis en évidence des phases organiques et minérales, associées ou non, qui étaient similaires à ce qui est observé dans les sols naturels (par exemple : cellulose, lignine, calcite, quartz). Un potentiel d'activité biologique significatif a même été identifié

dans plusieurs matériaux (présence de bactéries sous différentes formes et de champignons). Cependant, certains constituants sont rarement rencontrés en milieu naturel (matières organiques de la terre industrielle traitée) ou absents (gypse, halite) dans des conditions pédo-climatiques tempérées identiques à celles de l'expérimentation. Enfin, des tendances fortes se dégagent en terme d'organisation des phases solides, qui dénotent l'originalité des conditions lithologiques : matériaux finement divisés, structure à dominante particulaire, texture extrême. Tous ces éléments suggèrent que les sols construits connaissent une pédogenèse, caractérisée à la fois par des réactions intenses et à cinétiques rapides et par des processus ectopiques.

L'étude du fonctionnement des sols construits a démontré que la mise en œuvre de ce procédé peut, au même titre que le génie écologique, favoriser le phénomène de résilience, c'est à dire la re-fonctionnalisation du couvert pédologique d'un site dégradé. Les sols construits ont non seulement démontré leur capacité à remplir les fonctions de support de végétation, d'échange et de filtre et de support de la diversité biologique, mais ont également témoigné d'une dynamique de remise en état pérenne. Les indices tels que la dissémination de végétation environnante, la colonisation par la faune, l'augmentation des nutriments dans les sols et la réduction drastique voir l'absence de toxicité mesurée constituent des preuves de la re-fonctionnalisation. Cependant, il n'est pas, à ce stade de notre étude, possible de parler au sens littéral de multi-fonctionnalité des sols construits. En effet, il n'est, par exemple, pas possible à ces sols de servir de fondations à l'érection de bâtiments. Au-delà, les expériences menées en conditions contrôlées sur des vases de végétation permettent d'envisager que les sols construits remplissent des usages diversifiés et plus exigeants comme par exemple la production de biomasse végétale.

Les travaux menés en parallèle en conditions contrôlées et au laboratoire nous ont permis d'identifier la nature, l'intensité et la cinétique des processus pédogénétiques qui interviennent dans les premiers stades de l'évolution des sols construits. Nous avons ainsi pu vérifier dans une large mesure les hypothèses que nous avons émises. Les réactions sont intervenues très rapidement, traduisant le déséquilibre thermodynamique des différents compartiments des sols construits avec leur environnement. Notons en premier lieu la vitesse de structuration physique de ces sols qui est intervenue à plusieurs échelles depuis l'agrégat jusqu'au profil, dans le sens d'une augmentation de la complexité et selon des formes retrouvées dans les sols naturels (structures grumeleuse et polyédrique). Les conditions thermo-hydriques particulières, comme l'illustre le saut de perméabilité entre les horizons de mélange et de sous-produit papetier, ont provoqué des phénomènes d'oxydo-réduction qui ont engendré la mobilisation de certaines phases (Fe, Mn). L'originalité des conditions physico-chimiques et lithologiques a bel et bien favorisé des réactions ectopiques, c'est-à-dire qui ne correspondent pas à celles habituellement rencontrées dans ce pédoclimat, comme le transfert de matières organiques dans un milieu saturé en Ca, l'altération et la lixiviation de silice amorphe ou d'halite. Un autre fait essentiel est la superposition et la co-existence de ces réactions durant les premiers stades. En effet, certains phénomènes comme la dissolution conjointe de gypse et de carbonates n'ont pas d'analogues dans les sols naturels.

2.3. Limites et perspectives

Considérant que ce travail a contribué, dans une certaine mesure, au développement d'une nouvelle thématique de recherche, il présente plusieurs limites expérimentales, mais surtout il permet d'envisager de nombreuses perspectives scientifiques.

Le premier point important est que l'application d'une batterie analytique normalement suffisante pour caractériser un sol ou un matériau naturel ne permet, pour l'instant, pas d'aboutir à une connaissance suffisante de la composition et des propriétés d'un matériau technique. En effet, en l'absence d'analogues étudiés par le passé qui permettent facilement d'extrapoler certains résultats analytiques, les mesures à mettre en œuvre doivent être plus complètes. Dans notre cas, nous ne sommes pas en mesure d'expliquer, par exemple, l'origine, la nature et la localisation précises de la phase minérale du compost de déchets verts qui est élevée pondéralement, lorsqu'on considère qu'il est un amendement organique. La complexité de la terre industrielle traitée n'a été que partiellement appréhendée. En effet, ce matériau qui est déjà le résultat d'une activité industrielle de plusieurs décennies a ensuite subi un traitement de désorption thermique dont les sous-produits n'ont jamais, à notre connaissance, fait l'objet d'une caractérisation approfondie. Ces éléments de caractérisation nous ont manqué ultérieurement dans la description des processus. En ce sens, un effort poussé de caractérisation sera nécessaire afin de constituer une banque de données des matériaux techniques susceptibles de constituer des matériaux parents de sols très anthropisés qui constitueraient la référence du pédologue.

La nature du dispositif de parcelles lysimétriques in situ, a entraîné des limites analytiques (e.g. défauts de bilans, qualité du suivi et du prélèvement) et certains biais expérimentaux (e.g. effet des drains, colonisation animale et végétale freinée par les dispositifs) propres à toute expérimentation de terrain. La compréhension de ces systèmes passe donc par un suivi plus fin, à plusieurs échelles, qui permette entre autre de réaliser des bilans de flux plus exhaustif et plus précis. Cela signifie par exemple, un travail de mise au point des protocoles analytiques ou la réalisation d'analyses complémentaires. La mise en place de dispositifs expérimentaux in situ de plus grande précision (par exemple : colonnes lysimétriques équipées) constituerait une aide précieuse. Les perspectives que nous pouvons proposer vont également dans le sens d'un suivi à plus long terme et en conditions totalement réelles. En effet, nous avons vu que certains processus ne faisaient que débiter à l'issue des 3 années de suivi (e.g. bioturbation, décarbonatation), que d'autres avaient été biaisés par le dispositif expérimental de parcelles lysimétriques (fonctionnement hydrique, colonisation végétale, dissémination) et nous avons fait l'hypothèse que les sols allaient connaître une phase de relative stabilité qu'il serait indispensable de vérifier. En ce sens, la mise en place et le suivi de sols construits, dans le cadre de la remise en état d'un site dégradé à l'échelle industrielle, fournirait des compléments intéressants.

L'étude de la phase de réactions ectopiques simultanées qui intervient en tout début de pédogenèse paraît également fondamentale, car elle constitue une des originalités fortes des sols très anthropisés. Pour l'instant, la compréhension de ces réactions « biotechnochimiques » reste imparfaite. Ces aspects recouvrent non seulement l'amélioration de la connaissance de la composition des matériaux parents techniques et de leur réactivité chimiques, mais également des conditions physico-chimiques (pression partielle, état hydrique) à l'échelle de

l'agrégat. Nous nous sommes fondés sur les expérimentations en colonne pour aborder ces questions et également pour évaluer les risques de transferts de polluants. L'expérience acquise sur ce type de dispositif est encore récente et sa transcription à l'étude de la pédogenèse a été peu évaluée (Scholtus, 2003), mais elle est très riche d'enseignements et mériterait des développements.

2.4. Applications

Il ressort plusieurs applications de nos travaux. Tout d'abord, une réflexion sur le niveau d'adaptation et l'adaptabilité des moyens analytiques et des techniques d'observation et de description développées pour les sols naturels, au sols très anthropisés. Nous avons constaté une bonne correspondance de la plupart des paramètres de description. Citons par exemple la structure pour laquelle nous pouvons proposer de dénommer un type d'organisation en fonction de son agencement et par similarité avec les sols naturels en utilisant le préfixe « pseudo » pour décrire une structure qui ne serait pas issue d'une évolution pédogénétique, mais le résultat d'un procédé anthropique. Au contraire, la texture est potentiellement un paramètre difficile à estimer au terrain et dont la représentativité est à nuancer au laboratoire, en fonction de la composition du matériau étudié. Rappelons également ici que nous avons pu constater que certains protocoles normalisés ne permettaient pas forcément d'atteindre le résultat voulu du fait de la composition des matériaux étudiés (teneurs élevées en matières organiques et en carbonates, nature originale des phases organiques et minérales). Le domaine d'applicabilité de certains protocoles développés pour des sols « classiques » ne s'étend pas automatiquement aux sols très anthropisés et a fortiori aux sols construits

Du point de vue technologique, nous avons pu démontrer que le procédé de construction de sol à l'aide de déchets et de sous-produits était à même d'assurer la remise en état du couvert pédologique d'un site dégradé et, en ce sens, d'initier une re-fonctionnalisation écologique. La formulation et la mise en œuvre de matériaux parents techniques ont permis de construire des sols fonctionnels qui répondent à un usage donné, en l'occurrence la végétalisation extensive. Au-delà, cette technique du génie pédologique constitue une filière de valorisation alternative pour des déchets urbains et industriels et une voie de stockage du C dans les sols.

L'étude du fonctionnement et de l'évolution pédogénétique des sols construits en tant que modèle des sols très anthropisés telle que nous l'avons conduite nous a permis d'obtenir de nombreuses informations sur leur comportement. Les ressemblances et les différences entre sols très anthropisés et sols naturels ont été identifiées. Nous avons mis en évidence certaines particularités propres aux sols construits en ce qui concerne leur fonctionnement hydrique, la nature et la cinétique des réactions qui interviennent dans les premiers stades de leur évolution.

3. Evolution pédogénétique à moyen et long terme des sols construits

3.1. Formalisation d'un modèle de sol construit

Un sol, un sol construit en l'occurrence, peut être considéré, en suivant l'approche historiquement développée par Jenny (1941), comme un ensemble dynamique de compartiments agencés d'une certaine manière qui

interagissent entre eux sous la pression des facteurs extérieurs. Ces interactions pouvant être de différents ordres : réaction de surface, transport (dissous, colloïdal et particulaire), prélèvement de nutriments et de matières organiques, excrétion de substances chimiques. Un système simplifié peut alors être proposé pour lequel nous avons fait le choix – provisoire – de ne pas prendre en compte le paramètre topographie.

Un sol (S) peut être décrit par la nature de ses phases minérales (M) et organiques (O) ainsi que par l'agencement (A) de ces phases entre elles, c'est à dire en même temps sa structure et sa texture, mais aussi par son état hydrique (H), sa flore (Fl) et sa faune (Fa). Un sol évolue en fonction du temps (t) et de facteurs qui peuvent être considérés - en première approche pour une région donnée - comme constants ou périodiques : le rayonnement solaire (R), les variations de température (T), le flux d'eau de précipitations (E) et des phénomènes de colonisation spontanée de végétaux ou d'animaux (C).

Équation 3 : Formalisation d'un "sol construit"

$$S(M, O, A, H, Fl, Fa) = f(t, R, T, E, C)$$

Le point de départ du modèle est l'alimentation par les paramètres du matériau parent au moment de la mise en place du sol construit, c'est-à-dire la nature des compartiments de départ. Les paramètres peuvent s'exprimer sous les formes suivantes :

Équation 4 : Expression des paramètres de départ

$$M(t=0) = M_0 = \sum n_{i0}.M_{i0}$$

avec n_i : abondance de la phase i (en % de la masse fraîche de sol) ; M_i : nature de la phase minérale i

$$O_0 = \sum n_{i0}.O_{i0}$$

avec n_i : abondance de la phase i (en % de la masse fraîche du sol) ; O_i : nature de la phase organique i

$$H_0 = E_{u0}, K_{s0}, H_{u0}$$

avec E_u : eau utile (en % de la masse fraîche du sol) ; K_s : conductivité hydraulique à saturation (en $m.s^{-1}$) ; H_u : humidité (en % de la masse fraîche du sol)

$$Fl_0 = \sum n_{i0}.Fl_{i0}$$

avec n_i : abondance de l'espèce i (en % de la masse fraîche du sol) ; Fl_i : nature de l'espèce i

$$Fa_0 = \sum n_{i0}.Fa_{i0}$$

avec n_i : abondance de l'espèce i (en % de la masse fraîche du sol) ; Fa_i : nature de l'espèce i

$$A_0 = T_0, S_0$$

avec T : texture ; S : structure

Derrière cette énumération, nous faisons l'hypothèse qu'il est possible, à partir de la connaissance de la nature et de l'abondance de l'ensemble des composants de tous les compartiments d'un sol et en fonction de facteurs extérieurs connus, de décrire l'ensemble des conditions physico-chimiques de ce sol.

Les facteurs extérieurs peuvent être considérés comme constants ou périodiques d'une période connue. En effet, si l'échelle de temps étudiée est de l'ordre de plusieurs dizaines ou centaine d'années, il est possible, dans le cadre du modèle, de considérer des valeurs moyennes de R , T et E au cours d'une année pour le secteur

géographique considéré et d'appliquer à ces facteurs un système de récursivité. Le même raisonnement peut s'appliquer pour le facteur C qui peut être exprimé en fonction de l'environnement écologique du secteur.

Cependant, l'évolution de certains facteurs d'ordre supérieur (variations climatiques mondiales par exemple), peut faire varier les facteurs que nous considérons. Dans ce cas, d'autres modèles ou fonctions pourront corriger leur évolution dans le temps.

La formalisation de ce modèle est dans un premier temps un moyen de justifier de la pertinence d'émettre des hypothèses d'évolution des sols construits en décrivant dans un premier temps l'évolution séparée de chacun des compartiments (phases minérales, phases organiques, agencement, activité biologique). Au-delà, ceci a pour objectif de structurer la conception d'un modèle capable de décrire l'évolution pédogénétique, sous forme de modules indépendants.

3.2. Hypothèses d'évolution des sols construits

En se basant sur notre approche de modèle formel qui permet de décrire un sol construit comme un ensemble de compartiments interagissant entre eux, nous pouvons émettre des suppositions sur l'évolution probable des différents paramètres (Figure 76).

3.2.1. EVOLUTION DES PHASES MINÉRALES

Les résultats des tests en colonne nous permettent d'affirmer de manière assurée qu'à court terme (dizaine d'années) les minéraux « fragiles », comme le gypse et les sels comme la halite, seront entièrement altérés et lixiviés. Nous pouvons supposer qu'une part significative de la silice amorphe devrait connaître la même évolution à moyen terme. Cependant, cette évolution va dépendre des modifications des conditions physico-chimiques au sein des profils. Si l'altération de cette phase siliceuse a été, durant la période de suivi, la plus intense dans la modalité « témoin », l'acidification progressive de ce profil, qu'aucun pouvoir tampon ne va contrarier (comme dans les deux autres modalités), peut ralentir ce phénomène ou du moins le réduire progressivement à la partie basse du sol. Dans les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement », ces conditions risquent de faire évoluer la silice, mobilisée depuis les phytolithes ou résultant de l'altération des silicates, en gels silico-alumineux insolubles qui empêcheraient toute perte de silice (Duchaufour, 1983). Dans ce cas, nous pouvons nous interroger sur la possibilité de néoformations de phyllosilicates (en l'occurrence kaolinite). Ce processus extrêmement discuté (Tardy, 1969 ; Duchaufour, 1983) serait de toute façon limité, à moins que le pH n'ait baissé drastiquement.

En faisant l'hypothèse d'une alternance de phénomènes de réduction et d'oxydation à cause de conditions d'hydromorphie ponctuelles, le Fe provenant des oxydes continuera, à court et moyen terme, à subir des transferts essentiellement sur de très faibles distances (mouvements inter-agrégats), et sera plus rarement lixivié hors des profils.

La décarbonatation des profils va se poursuivre dans le temps à une vitesse potentiellement légèrement croissante au fur et à mesure que le pH baissera. D'après nos calculs, de 1 à 3 % de la calcite présente dans les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » aurait été dissoute pendant les 3 années

de suivi, en intégrant l'évacuation de l'eau résiduelle fortement chargée en carbonates. Partant de là, une prospective sommaire indiquerait que le délai d'altération de l'ensemble de cette phase sera supérieur à 100 ans selon une intensité croissante dans le temps (Figure 76). L'évaluation du délai nécessaire pour achever le même processus dans le profil « témoin » est différente et plus complexe. En effet si la quantité de carbonate est plus faible, les conditions initiales (pH élevé, saturation de la solution en CaSO_4) dans ce sol ont conduit à une réaction très limitée et seul 0,5 % de la calcite aurait été dissoute pendant cette période. Sachant que le pH semble décroître régulièrement dans le temps selon un front qui prend naissance en surface, nous pouvons supposer que les carbonates vont subir des réactions de dissolution / précipitation au long du profil, avant que les produits de l'altération puissent être évacués du profil. Ce processus qui pourra être plus court dans le temps que pour les autres modalités devraient tout de même durer plusieurs dizaines d'années.

3.2.2. EVOLUTION DES MATIERES ORGANIQUES

Après 3 années d'évolution, les matières organiques du compost sont majoritairement stabilisées. Nous avons vu que le rapport C/N avait significativement baissé, pour se rapprocher de celui d'un humus forestier et les observations ont montré que la fraction grossière, qui était initialement peu dégradée, a été largement fractionnée et minéralisée par l'activité biologique. En conséquence, le compost devrait connaître une évolution contrôlée principalement par le climat (évolution cyclique de l'activité des micro-organismes) et les apports de matières organiques fraîches par la végétation proche de l'équilibre.

Même imparfaite, notre connaissance de la composition en matières organiques de la terre industrielle traitée nous laisse à penser qu'elles sont fortement condensées et qu'elles devraient par conséquent connaître une évolution limitée. Cependant, l'alimentation en C_{org} soluble depuis le compost, puis la redistribution au sein de l'horizon pourraient se poursuivre jusqu'à ce que les conditions physico-chimiques (en particulier la baisse du pH) limitent ces mouvements.

Il n'est pas aisé de pronostiquer la nature de l'évolution qui va toucher les matières organiques du sous-produit papetier pur. En effet, elles sont en théorie susceptibles d'être fortement dégradées par les micro-organismes mais, d'une part, l'imbrication des phases organiques et minérales diminue fortement son accessibilité et, d'autre part, les conditions au sein des horizons hydrique et de confinement ne sont pas optimales pour favoriser l'activité biologique et donc la minéralisation. Donc, nous pouvons supposer qu'elle va connaître une période de relative stabilité à court et moyen terme, de manière similaire à ce qui a été observé sur les sites historiques (Annexe 1) (Figure 76). Pour l'horizon de mélange, la situation est plus complexe. L'action des végétaux entraînera, par le biais d'une structuration avancée et de l'altération des phases carbonatées, une augmentation de la disponibilité de cette matière organique qui sera susceptible d'être minéralisée. Même si le taux de minéralisation sera en théorie croissant dans le temps, les teneurs initiales en matières organiques étaient très élevées.

3.2.3. EVOLUTION DE L'AGENCEMENT

D'après nos observations, il semble que des événements majeurs liés à la stabilisation des sols construits aient eu lieu durant les trois premières années. Par conséquent, la densité apparente ne devrait plus connaître

d'évolution brutale et suivre simplement les modifications entraînées par les évolutions des phases minérales et organiques. Le processus attendu devrait être la poursuite de la structuration des sols à l'échelle de l'agrégat et de la motte en conduisant, après la baisse de la macro-porosité, à une augmentation de la méso et de la micro-porosité (Rossignol, communication personnelle).

Un phénomène d'accumulation relative de particules fines à la base des horizons ou des profils a été constaté. Ce mécanisme a eu pour origine l'équilibrage initial, mais également l'altération physico-chimique des particules grossières. Nous pouvons supposer qu'avec l'acquisition progressive d'une structure complexe, les transferts de particules devraient se limiter. Par conséquent jusqu'à ce que les sols construits aient connu une décarbonatation complète l'évolution texturale devrait être limitée et continue, car la phase argileuse sera fortement floculée par la présence de Ca. Au-delà, nous pouvons supposer que les argiles vont connaître un transfert au sein du profil, comme cela est observé dans les sols lessivés.

Cependant, ces modifications physico-chimiques envisagées ne prennent pas en compte les transformations initiées par l'activité biologique. En effet, une implantation croissante de terriers et des phénomènes de bioturbation de plus en plus nombreux ont été observés et devraient se poursuivre. Nous pouvons suggérer que ces mécanismes vont engendrer en premier lieu une redistribution de particules entre les matériaux constitutifs des différents horizons, mais également dans une certaine mesure, certains écoulements préférentiels. En ce qui concerne l'incorporation de matériaux différents au sein des horizons, dans l'état actuel de nos connaissances, nous ne pouvons pas en évaluer les conséquences.

3.2.4. EVOLUTION DE L'ETAT HYDRIQUE

Les premiers stades de la pédogenèse des sols construits se sont traduits par une évolution rapide du fonctionnement hydrique. La première phase correspondait en quelque sorte à une mise en eau du système pour atteindre la capacité au champ du sol, ensuite nous avons observé une baisse sensible de la réserve en eau utile à la suite du tassement des sols. Faisant suite à la structuration évoquée ci-dessus la réserve en eau utile devrait augmenter à nouveau (Gros *et al.*, 2004). Ensuite, dans une large mesure, les sols construits seront stabilisés, ainsi que leur état hydrique. La prospective nous amène à supposer que : dans le cas de la modalité « témoin » le sol restera très filtrant ; en ce qui concerne la modalité « éponge végétale », la fréquence des phénomènes d'hydromorphie baissera et l'horizon sous-jacent de sous-produit papetier jouera un rôle de réserve hydrique durant plusieurs dizaines d'années (Figure 76) ; de la même manière le confinement devrait demeurer efficace pendant une large période de temps. Cependant pour être plus affirmatif sur ces deux fonctionnalités, des études plus poussées seraient nécessaires.

3.2.5. EVOLUTION DE L'ACTIVITE BIOLOGIQUE

Selon l'itinéraire technique qui a été appliqué sur le dispositif expérimental in situ, nous avons pu constater 3 phases de développement végétal : i) développement spontané de graines contenues dans les matériaux parents, ii) semis et développement d'espèces choisies Poacées / Fabacées, iii) dissémination et implantation durable d'espèces locales. La dynamique d'évolution envisagée tendrait à une augmentation des espèces végétales et animales locales. Ce processus devrait se poursuivre nettement jusqu'à un appauvrissement des

ressources nutritives des sols construits, à ce moment une baisse progressive de la densité et de la diversité biologique pourrait être observé.

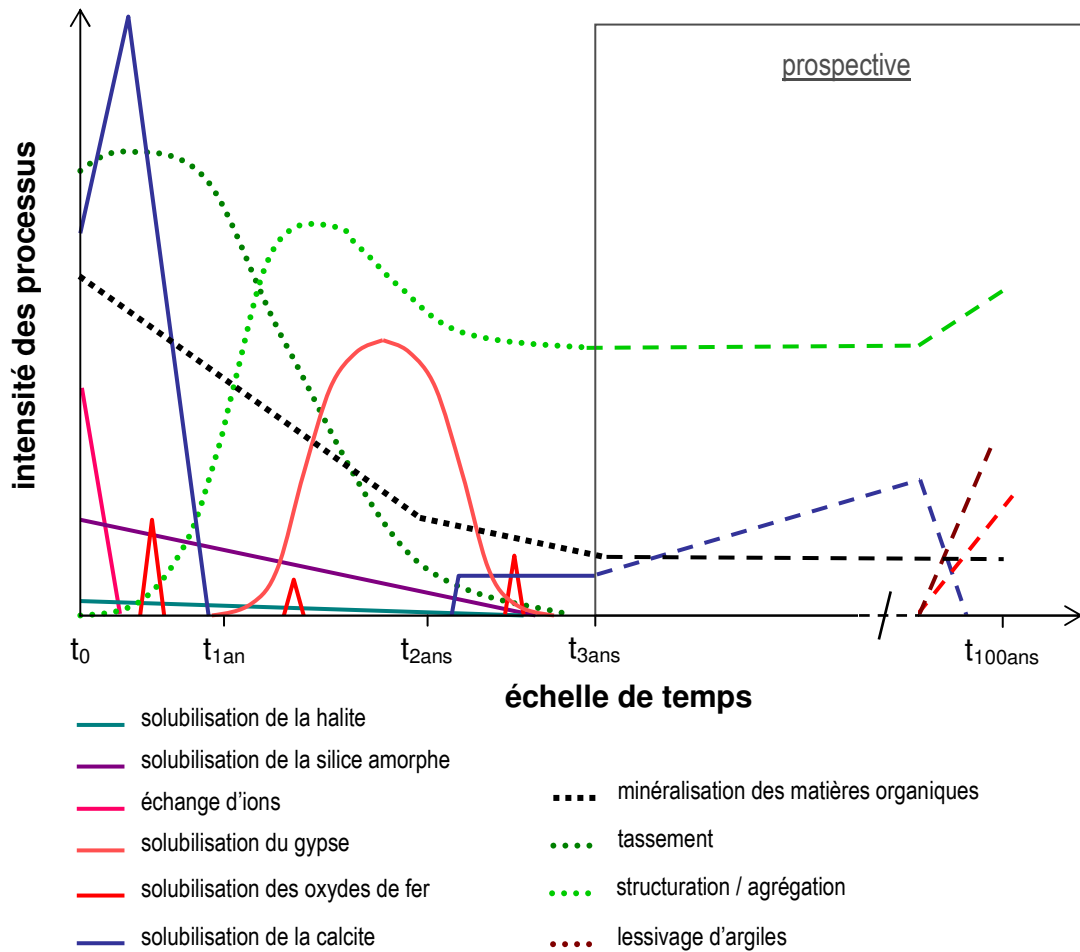


Figure 76 : Processus pédogénétiques observés et envisagés du sol construit « éponge végétale »

3.2.6. PROCESSUS PEDOGENETIQUES

Une fois la décarbonatation entièrement achevée, deux cas de figures peuvent se présenter en fonction des modalités considérées.

D'un côté les modalités « éponge végétale » et « profil élémentaire + confinement » au sein desquelles les quantités théoriques d'argiles minéralogiques seraient suffisantes pour permettre un processus de brunification. L'association intime d'oxydes de fer hydraté, d'humus et d'argiles dans un complexe absorbant floclé pourrait alors être intervenir de manière similaire à ce qui est observé dans les sols naturels. Au-delà, des phénomènes de lessivage d'argile pourraient avoir lieu, une fois le Ca évacué, qui conduirait à une différenciation drastique en sous-horizons au sein de l'horizon de mélange notamment. Nous pouvons alors supposer l'émergence d'un profil typique de sol brun lessivé. L'horizon de surface de type A constituerait, d'une part, le reliquat de l'horizon de compost et, d'autre part, le reflet du fonctionnement du sol. L'horizon de mélange sous-produit papetier / terre industrielle traitée pourrait donner naissance à 2 sous-horizons principaux que nous nommerions, par défaut, E et (BT) pour décrire le phénomène de lessivage qui interviendrait au sein du profil. Enfin, nos résultats suggèrent

que les horizons de sous-produit papetier, chaulé ou non, seront présents pendant une période de temps supérieure à 100 ans, nous pouvons les nommer Ma (a pour anthropique). Un sol brun lessivé présentant un profil de type A/E/(BT)/Ma correspondrait alors à l'évolution probable de ces deux modalités de sols construits.

N'ayant pas pu identifier d'argiles minéralogiques dans la terre industrielle traitée, le compost de déchets verts constitue la seule source d'alimentation en phases argileuses de la modalité « témoin ». Ce déficit contrarie une évolution simple de type brunification / lessivage comme dans le cas précédent. Bien que l'alternative logique serait que ce sol, une fois la décarbonatation achevée et présentant alors une large proportion de quartz, subisse une podzolisation progressive. Mais, cette hypothèse est conditionnée à la fois par les teneurs en cations lourds comme le Fe, potentiellement libérés par les oxydes, et par une perméabilité adaptée (Duchaufour, 1970) et il est probable que le Fe se complexe avec les molécules humiques provenant de l'horizon supérieur et empêchant ainsi la podzolisation. Cette complexation pourrait alors donner naissance à une pseudo-brunification. Un travail supplémentaire est nécessaire pour évaluer plus précisément les processus qui toucheraient ce matériau parent original sans équivalent direct dans la nature.

3.2.7. EVOLUTION DU NIVEAU DE FONCTIONNALITES DU SOL CONSTRUIT

Nous avons constaté durant les 3 premières années de suivi une augmentation sensible de la fertilité globale des sols construits. En effet, la fertilité chimique était initialement élevée (fortes concentrations en Corg et en nutriments majeurs) et les teneurs en Ntot ont augmenté. La fertilité physique a globalement augmenté du fait du tassement des sols construits, qui a permis une meilleure implantation des racines, et des phénomènes d'agrégation.

Par la suite, compte tenu du stock d'éléments apportés par les matériaux parents, la fertilité chimique devrait rester stable pour plusieurs décennies et décroître légèrement une fois la décarbonatation achevée (lixiviation des cations majeurs). Une inconnue subsiste et concerne la concentration en $N_{\text{minéral}}$. Elle a augmenté jusqu'à présent, par l'activité fixatrice de la luzerne et son évolution va maintenant dépendre largement de l'activité biologique. La fertilité physique devrait logiquement augmenter encore sensiblement avec la structuration du sol, mais au fur et à mesure de la décarbonatation et de la minéralisation des matières organiques, le volume de sol devrait diminuer, alors que la densité apparente augmentera pouvant rendre plus difficile l'exploration par les racines. Pour un usage de végétation extensive, un seuil critique pourrait potentiellement être atteint à cause d'un déficit de volume de sol explorable par les racines, dans plusieurs dizaines d'années.

3.3. Conséquences en terme de classification

Dans les classifications, les groupes de sols sont généralement définis par les processus fondamentaux qui ont conduit à leur genèse. Les Anthrosols ou les Technosols selon les classifications, quant à eux se définissent par l'origine anthropique d'une proportion significative de leurs matériaux parents. Ceci se justifie dans le sens où, comme nous l'avons démontré, les matériaux parents anthropiques présentent des propriétés de structure, de texture et de composition originaux par rapport aux matériaux d'origine géologique et pédologique. Mais nous avons montré que les sols très anthropisés sont également soumis à des processus pédogénétiques qui engendrent une évolution particulièrement rapide des matériaux parents. Cette observation pourrait justifier de

prendre en compte dans leur classification, non seulement la nature des matériaux parents, mais aussi les processus pédogénétiques majeurs auxquels ils sont soumis. Ainsi, d'un matériau parent ou d'une combinaison de matériaux parents découlerait une chronoséquence passant d'Anthrosols ou Technosols, tels que définis actuellement, vers des types de sols raccordés aux classes fondamentales (e.g. Brunisols, Cambisols) dont l'origine anthropique est soulignée par un adjectif tel que anthropique ou technique. Par exemple, le sol construit modalité « éponge végétale » a subi et est susceptible de connaître les changements suivants :

- selon la nomenclature RP

Dans l'état actuel du référentiel pédologique (Baize et Rossignol, 1995), la classification peine à décrire précisément la nature, puis l'évolution récente des sols construits. En effet, depuis leur mise en place jusqu'à la fin de la période de suivi (3 ans), ils restent des Anthrosols artificiels. Nous inspirant des termes définis par ailleurs nous pouvons proposer de nommer le profil « éponge végétale » initial Anthrosol artificiel calcaire gypseux humique ; à l'issue des 3 années d'évolution, il deviendrait alors un Anthrosol artificiel calcaire humifère. Selon les hypothèses que nous avons suggéré, il est susceptible d'évoluer à moyen terme vers une forme de Calcisols anthropique, puis à plus long terme de Néoluvisol anthropique.

- selon la nomenclature WRB

La WRB (IUSS, 2006) apporte plus de précision sur l'origine des matériaux et est plus explicite sur leur nature. En prenant en compte uniquement l'origine des matériaux parents, le sol construit pourrait être décrit comme : Urbic Spolic Technosol ; si la composition des matériaux est prise en compte, au moment de la mise en place il serait nommé Urbic Spolic Garbic Technosol (Calcaric, Gypsic). Après 3 ans de pédogenèse, il est devenu un Spolic Histic Technosol (Calcaric) ; après quelques dizaines d'années d'évolution, il passera progressivement d'un Technic Calcisol à un Technic Cambisol ; à l'échelle de la centaine d'années, il pourrait devenir un Cambisol classique (Séré *et al.*, 2006) dès lors que les matériaux anthropiques n'influencent plus ni son fonctionnement ni son évolution. Ces matériaux techniques persistant dans le sol prennent alors un statut d'artéfacts archéologiques.

Par conséquent, l'opinion que nous défendons ici que les Anthrosols ou les Technosols se justifient en tant que classes de sol (au même titre que les Regosols), sans pour autant qu'un équilibre entre ces sols et leur environnement – un pédoclimax - ne puisse exister. Selon nous, un sol très anthropisé est intrinsèquement destiné à évoluer, dans un délai court à l'échelle des temps pédologiques, vers une autre forme, se rapprochant des sols naturels. L'origine anthropique de ses constituants devenant progressivement de moins en moins perceptible. Cette assertion est conforme avec les résultats que nous avons obtenus et nous pouvons même aller plus loin. Durant la période où des processus pédogénétiques originaux ou distincts de ceux rencontrés au niveau du pédoclimat local (e.g. l'évolution initiale des matières organiques, la dissolution des phases halite, gypse ou silice amorphe) ou lorsque la cinétique des réactions est particulièrement élevée, le classement d'un sol contenant des matériaux techniques en tant qu'Anthrosol ou Technosol se justifie, mais au-delà de cette période, le rattachement à un classement génétique classique de sol naturel paraît plus pertinent. Cette

proposition suggère que les sols très anthropisés devraient être abordés largement sous l'angle génétique et pédologique et non plus seulement par les dimensions usage du sol et origine des matériaux parents.

3.4. Outils de prédiction, simulation et modélisation de l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés

A terme, un objectif fort est la modélisation de l'évolution pédogénétique des sols construits et des sols très anthropisés en général. Nous avons débuté cette démarche à travers la recherche d'analogues historiques qui constitue, selon les principes de pédologie prédictive, un point de départ fiable et robuste pour hiérarchiser les facteurs de la pédogenèse et même pour envisager des scénarii d'évolution. Ce travail a également contribué au développement puis à l'application d'un outil de modélisation expérimentale (les expérimentations en conditions contrôlées en colonne), en suivant le cours des recherches en pédologie expérimentale. Des améliorations sont encore à apporter pour optimiser ce dispositif et en exploiter toutes les possibilités en tant que système simplifié et idéal par rapport aux conditions du terrain. Enfin, nous avons proposé un modèle formel de sol construit qui, pour aller plus loin, doit avoir recours à la systématisation mathématique. En ce sens, certains modules basés sur le transport réactif évoqués au chap.I.5.3. pourraient être avantageusement utilisés, de même que des modèles d'évolution des matières organiques cités au chap.V.3.3.

4. Acquis et développement de la démarche de construction de sol et de génie pédologique

4.1. Problématique

Le travail que nous avons mené jusqu'ici nous a permis de définir conceptuellement et techniquement un certain nombre de fondements pour le développement du Génie Pédologique :

- Nous avons fait le choix, pour atteindre un niveau de fonctionnalités optimal, de construire des sols constitués d'horizons distincts, de manière analogue à la plupart des sols naturels. Ces couches – horizon de croissance, horizon de développement, horizon hydrique ou horizon de confinement - doivent présenter des propriétés qui leur permettent de remplir un ensemble de fonctions définies (par exemple : réserve en eau, imperméabilisation, source de nutriments et de matières organiques).
- L'usage attendu pour le sol construit (par exemple : intégration paysagère, production de biomasse, confinement, phytoremédiation) peut s'exprimer en terme de niveau de fonctionnalités à atteindre. Ces fonctionnalités pouvant elles mêmes être traduites en fertilité chimique et physique, de flux maximum en polluants à respecter.
- La formulation (par exemple : mélange selon certains ratios, ajout de réactif) et la mise en œuvre (par exemple : disposition en couche, compactage, drainage) des matériaux parents sont des méthodes qui permettent justement d'optimiser les propriétés de sols construits.
- Au plan pratique, un certain nombre de points n'ont pas été directement abordés dans cette thèse, mais n'en ont pas moins une importance fondamentale dans l'application de la construction de sol ;

évoquons notamment la recherche de gisements de matériaux techniques – en l'occurrence des déchets et sous-produits -, l'intégration de contraintes économiques (par exemple : les coûts afférents à l'utilisation des matériaux parents c'est à dire la distance entre le site à remettre en état et le gisement ou bien encore les frais liés à leur valorisation) et réglementaires (chantiers soumis à déclaration ou à autorisation, dans un contexte national qui n'a pas encore proposé un encadrement clair de ces pratiques).

Dans une optique de simplification de cette démarche et afin de résoudre plus facilement l'ensemble des questions qui peuvent être soulevées par la réalisation d'un chantier de remise en état d'un site dégradé, nous avons essayé de développer des outils adaptés. Il nous semble que l'objectif, à terme, serait de pouvoir proposer un modèle d'aide à la décision qui permette de systématiser l'ensemble de l'approche de génie pédologique. Pour cela, plusieurs étapes s'imposent : i) choix du type de modèle décisionnel puis intégration des fondements de cette démarche, ii) la réalisation d'un modèle conceptuel, sorte de colonne vertébrale du futur modèle, iii) le développement de modules permettant de faire fonctionner le modèle, iv) la construction d'une interface de gestion du modèle.

4.2. Choix et conception d'un outil d'aide à la décision

L'objectif des travaux est de concevoir un modèle décisionnel qui permette, en fonction des caractéristiques actuelles du site et des objectifs de reconversion, d'optimiser la composition, la formulation et la mise en œuvre d'un sol construit à l'aide de déchets et sous-produits. Pour répondre à ces attentes, notre approche s'est orientée sur la construction d'un outil d'aide à la décision de type modèle multi-attributs (Bohanec, 2003) qui consiste à décomposer le problème décisionnel en sous-problèmes ou modules plus facile à résoudre (Figure 77). Une approche de type modèle d'évaluation qui permette de comparer plusieurs choix, en l'occurrence de sol construit, entre eux (Bohanec & Rajkovic, 1999) serait privilégiée.

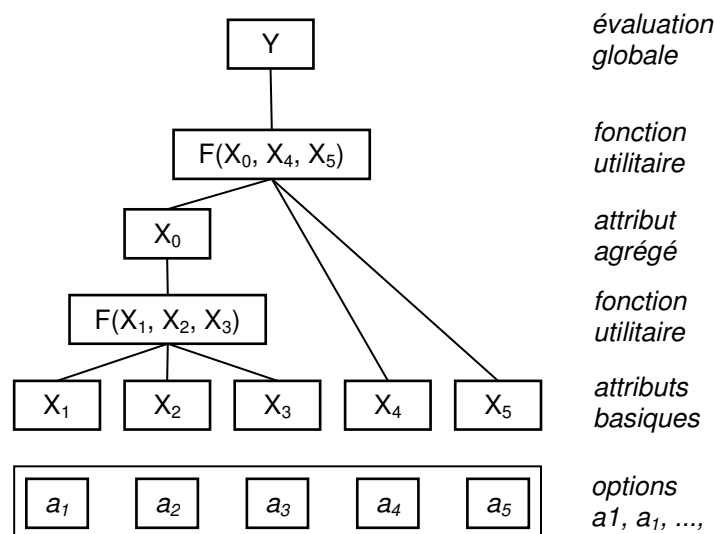


Figure 77 : Composantes d'un modèle multi-attributs (Bohanec, 2003)

Les attributs de ces modèles sont constitués aussi bien de paramètres analytiques de routine (par ex. : teneurs en éléments extractibles sur matrice solide), d'outils d'évaluation développés dans le cadre du programme de recherche sur la construction de sol (par ex. : test de lixiviation en colonne) ou encore de bases de données (par ex. : gisements nationaux de déchets et sous-produits). Ainsi, ils pourront être de nature qualitative (classes) ou quantitative (valeurs). Les fonctions utilitaires définissent les relations entre les différents attributs (par ex. : la contribution de différentes propriétés dans l'évaluation de la fertilité, les poids respectifs de paramètres comme les transferts de polluants et l'écotoxicité dans la mesure de l'impact environnemental).

4.3. Réalisation d'un modèle conceptuel

4.3.1. PARAMETRES D'ENTREE

Les entrées du modèle peuvent être définies comme suit :

Le site

- situation (géographie, climat, hydrologie, hydrogéologie, nature de la végétation environnante),
- substrat (propriétés physico-chimiques, niveau de pollution, topographie),
- données supplémentaires (environnement humain, présence de captage, réglementation particulière attachée au site, présence de sous-produit à valoriser).

Objectifs de remise en état

- usage futur (intégration paysagère, production de biomasse, confinement, phytoremédiation),
- qualité environnementale du sol et des autres composantes de l'écosystème reconstruit,
- moyens économiques attachés au projet.

Gisements

- nature et propriétés d'un ensemble de déchets et sous-produits,
- volume estimé de chaque gisement,
- répartition géographique,
- coût économique.

4.3.2. PARAMETRES DE SORTIE

La sortie du modèle décisionnel est évidemment la définition d'un sol construit opérationnel répondant aux objectifs de remise en état, compatible avec les contraintes du site et fonction des gisements de déchets et sous-produits disponibles.

Les étapes permettant de définir ce sol construit opérationnel sont :

- l'expression du niveau de fonctionnalités nécessaires pour répondre aux objectifs et aux contraintes du site,
- la traduction de ce niveau de fonctionnalités en terme de propriétés (par exemple : teneur en nutriments et en matières organiques, densité apparente, perméabilité, épaisseur) pour chacun des horizons de croissance, fertile, hydrique, de confinement, définissant ainsi un sol construit idéal,

- le choix des déchets et sous-produits, en fonction des paramètres de gisements et de sous-produits présent sur site à valoriser, et la détermination de leur formulation (par exemple : mélange, ajout de co-produit) et de leur mise en œuvre (par exemple : drainage, compaction) pour atteindre les propriétés attendues.

A partir de nos retours d'expériences actuels sur la construction de sol, un schéma général structurant la démarche à adopter, est proposé (Figure 78).

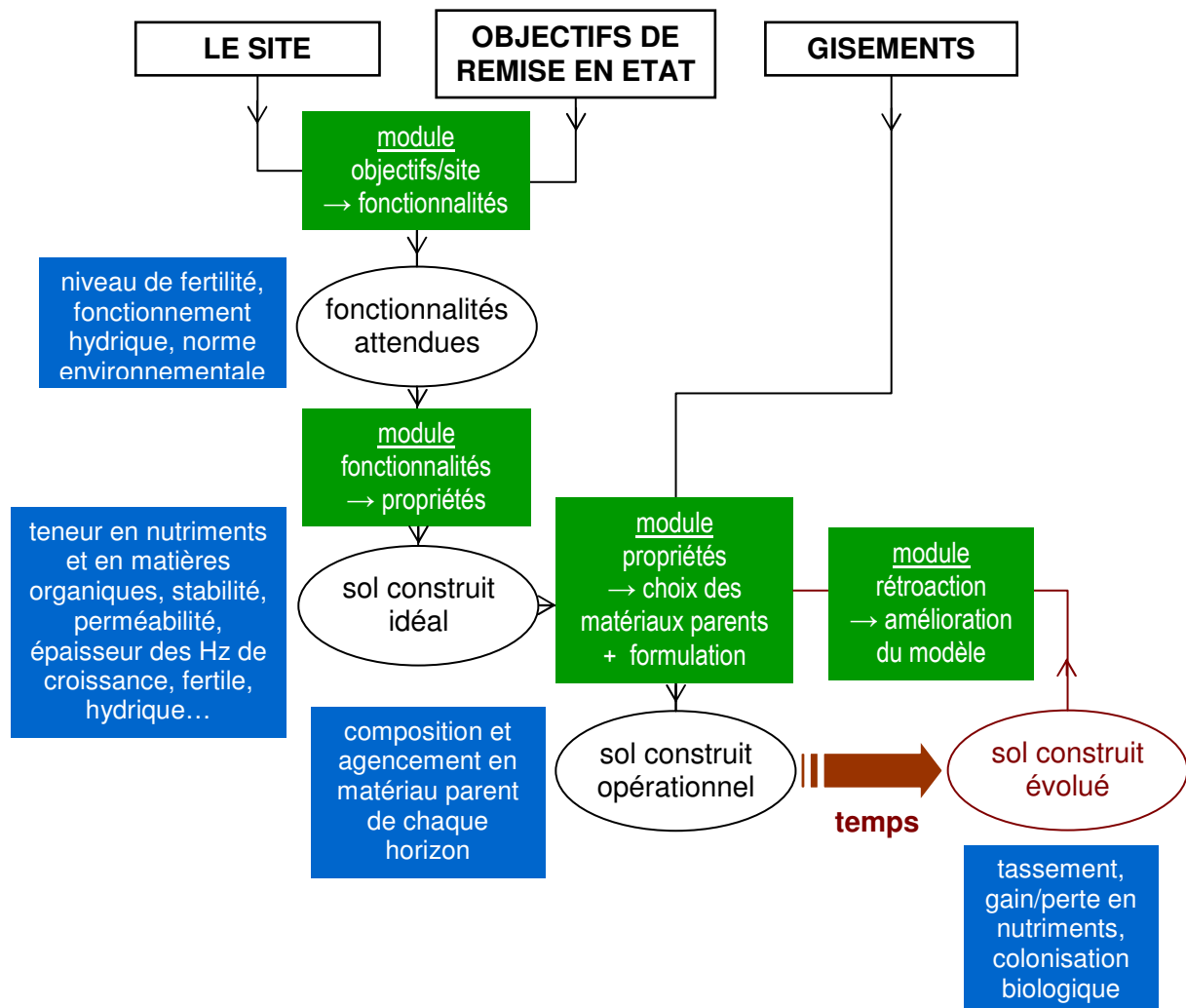


Figure 78 : Schéma conceptuel du modèle décisionnel

4.4. Conception de modules usage/fertilité/formulation

4.4.1. PRINCIPES

Nous avons d'ores et déjà initié la réflexion autour de la construction de modules capable de traduire l'usage en terme de niveau de fertilité à atteindre dans les matériaux parents à utiliser (Sauvage, 2006). L'usage envisagé est dans un premier temps traduit en terme de nature et de densité de végétaux. Ensuite, nous nous basons sur les données bibliographiques portant sur les exportations par espèces végétales pour exprimer numériquement leurs besoins. Enfin, nous estimons les quantités de nutriments et d'eau nécessaires ainsi que la qualité, en terme de fertilité physique, du sol construit optimal pour répondre à l'usage. En l'occurrence, nous étudions ici les

usages intégration paysagère (mélange ray-grass / luzerne) et production de biomasse (miscanthus), avec l'exemple de 2 sous-produits que nous avons utilisé : le sous-produit papetier et la terre industrielle traitée. Nous nous appuyons en particulier sur le retour que constituent les cultures en vases de végétation (chap. IV.3.2.).

4.4.2. EVALUATION DU NIVEAU DE FERTILITE CHIMIQUE

En terme de fertilité chimique, la connaissance des besoins des végétaux en éléments nutritifs nous a poussé à faire l'hypothèse que, dans un premier temps, seuls les besoins en éléments majeurs N, P et K sont suffisants pour prédire la croissance des plantes. L'hypothèse est alors faite que la quantité disponible en éléments nutritifs dans un mélange est égale à la somme fournie par chacun des matériaux purs. Nous aboutissons donc à la formulation suivante :

En posant :

x : proportion en volume de TIT dans le mélange

y : proportion en volume de SPP dans le mélange

d_e : demande en l'élément considéré de l'espèce modèle (mg.L⁻¹)

t_{spp} : teneur en l'élément considéré (mg.L⁻¹) dans SPP

t_{tit} : teneur en l'élément considéré (mg.L⁻¹) dans TIT

$$\left\{ \begin{array}{l} \mathbf{x} * \mathbf{t}_{\text{tit}} + \mathbf{y} * \mathbf{t}_{\text{spp}} = \mathbf{d}_e \\ \mathbf{x} + \mathbf{y} = 1 \end{array} \right. \leftrightarrow \left\{ \begin{array}{l} \mathbf{x} = \frac{(\mathbf{d}_e - \mathbf{t}_{\text{spp}})}{(\mathbf{t}_{\text{tit}} - \mathbf{t}_{\text{spp}})} \\ \mathbf{y} = 1 - \mathbf{x} \end{array} \right.$$

4.4.3. LIMITES ET PERSPECTIVES D'AMELIORATION DU MODULE

De multiples adaptations sont nécessaires en fonction de l'espèce végétale considérée et du matériau parent utilisé. Dans un premier temps, assumons le fait qu'un paramètre présent en quantité supérieure à la demande des plantes dans chacun des matériaux constitutifs du mélange sera forcément non limitant dans la formulation du mélange. Dans notre cas, ce paramètre est le potassium. La faible corrélation entre la mesure des biomasses des plantes, issues des cultures en vases de végétation, et la teneur en potassium échangeable confirme ce résultat. Néanmoins, dans le cas de la luzerne, une hypothèse doit être faite sur le fait qu'un déséquilibre du rapport entre le potassium et le magnésium pourrait être un facteur défavorable à la croissance de cette espèce. Cette hypothèse mériterait d'être confirmée ou infirmée par une analyse de la teneur en potassium des plants de luzerne, d'autant plus qu'à part l'équilibre entre ces deux éléments, seul l'épuisement des teneurs en potassium du sol peut être synonyme d'une carence.

L'azote minéral est peu représentatif de la croissance des Fabacées. Ce résultat est confirmé par le fait que cette famille végétale fasse partie des plantes qui fixent l'azote atmosphérique. De plus, il ressort que la fertilisation azotée minérale ou organique n'a pas d'effet sur le rendement de la luzerne. Cette espèce paraît donc indépendante de la teneur en azote minéral du sol. En revanche, cet élément est corrélé avec la croissance des Poacées, puisque le ray-grass et le miscanthus se développent mieux sur des matériaux plus riches en azote

minéral. Par ailleurs, la teneur en azote minéral est assez bien corrélée avec l'augmentation de sous-produits papetiers dans le mélange. Ainsi, on peut supposer que, connaissant la teneur en azote minéral dans les matériaux purs, il est possible de prévoir par extrapolation la quantité d'azote dans un mélange donné et de prédire la croissance de l'espèce considérée relativement à la quantité d'élément. Bien entendu, il sera nécessaire de connaître le potentiel fertile global des matériaux parents, notamment la capacité d'échange cationique, et le rapport C/N. Il faut enfin tenir compte du fait que dans notre cas, le seuil de carence de ces espèces n'est pas atteint quel que soit le mélange réalisé, ce qui justifierait que la croissance des plantes soit fortement corrélée avec les teneurs en azote minéral mesurées dans les mélanges.

Les teneurs en phosphore assimilable mesurées dans les mélanges sont suffisantes par rapport à la demande des espèces végétales, mais elles ont été sous-estimées par le modèle théorique. Dans ce cas, il serait intéressant de mieux comprendre les mécanismes de mise à disposition du phosphore pour les plantes dans des matériaux techniques, ceci dans l'optique de pouvoir mieux prédire les teneurs en cet élément lors de la construction d'un modèle théorique. Sur des pH alcalins, le phosphore précipite avec le calcium et n'est plus assimilable. La baisse du pH entre la terre industrielle traitée seule et le mélange constitué de 80% de terre traitée et de 20 % de sous-produits papetiers pourrait expliquer l'augmentation de la teneur en phosphore assimilable entre le mélange 100/0 et le mélange 80/20. Il s'agirait alors de pouvoir exprimer la quantité de phosphore disponible en plus lors de la variation d'une unité de pH. D'autres hypothèses pourraient expliquer l'augmentation de la teneur en phosphore assimilable, car les mécanismes de mise à disposition de cet élément sont très peu connus (Vetterlein et Hüttl, 1999).

4.4.4. PERSPECTIVES DE DEVELOPPEMENT

Le développement du modèle en tant que tel passe ensuite par l'amélioration de sa structure générale, mais également par la définition des valeurs des attributs basiques et agrégés, ainsi que des fonctions utilitaires. Depuis la mise en équation des travaux réalisés, jusqu'à l'alimentation de banques de données, en passant par le développement d'outils et de protocoles expérimentaux pour l'évaluation des propriétés des matériaux, de nombreux points restent à traiter.

Conclusion

Après avoir rappelé les éléments du contexte scientifique, technique et sociétal qui ont donné les orientations et structuré la démarche de cette thèse, nous reviendrons d'abord sur la pertinence des méthodes de la pédologie classique pour étudier les sols très anthropisés. Les résultats obtenus sur le fonctionnement et l'évolution des sols construits issus du procédé étudié dans ce travail nous permettront ensuite de dégager les grandes caractéristiques de l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés. Puis, nous ferons des propositions pour une prise en compte plus forte de la génétique dans l'élaboration de la classification des sols très anthropisés. Enfin, nous mettrons l'accent sur la validité du procédé de construction de sol développé dans ce travail en tant qu'outil pour le génie pédologique.

Les activités humaines exercent des pressions de plus en plus fortes sur la composition et les propriétés des sols. Dans une optique de gestion durable des ressources en sols, cette anthropisation croissante, en intensité et en superficie, doit s'inscrire dans un cycle de dégradation puis de restauration des fonctions des sols. De plus, les technologies de réhabilitation, destinées à traiter et refunctionaliser les sols dégradés, constituent une voie supplémentaire d'anthropisation dont les conséquences ont été jusqu'à présent peu explorées. Pourtant, la gestion raisonnée et durable des sites dégradés nécessite que l'évolution de ces sols très anthropisés soit maîtrisée à court et à long terme. Cette question est d'autant plus importante que les procédés de remise en état, tel que celui développé dans ce travail, croisant ainsi une autre problématique environnementale, peuvent avoir recours à des déchets ou sous-produits, dont ils constituent alors une voie de recyclage. Dans ce cas, ceci aboutit à la mise en œuvre par l'Homme de systèmes fortement artificialisés constitués de matériaux techniques destinés à remplir tout ou partie des fonctions d'un sol naturel.

Ces systèmes ont été au cœur de notre travail. A partir de l'étude des performances d'un procédé de remise en état des sites dégradés, par construction de sol à l'aide d'association de déchets et de sous-produits, nous avons pu caractériser le fonctionnement et l'évolution pédogénétique des sols très anthropisés dès leur origine (ou mise en place) et identifier les processus majeurs affectant ces milieux dans les premiers stades de leur pédogenèse. Pour cela, les matériaux parents techniques ont fait l'objet de caractérisations physico-chimiques, puis un dispositif de parcelles lysimétriques *in situ* ainsi que des expérimentations en colonne au laboratoire et en vases de végétation ont été mis en place. Des paramètres descriptifs des fonctionnalités et de l'évolution pédogénétique des sols construits ont été mesurés. Il en ressort que la formulation (mélanges) et l'organisation (superposition d'horizons anthropiques aux propriétés spécifiques) de matériaux parents choisis, au sein de profils de sol, ont permis d'atteindre les niveaux de fonctionnalités attendus. En effet, les sols construits ont démontré leur capacité à remplir les fonctions élémentaires (support de végétation, rôle d'échange et de filtre, support de la biodiversité) de manière analogue à des sols naturels. En terme de requalification du site, l'usage de végétalisation extensive a été assuré par les trois sols construits mis en place. Cependant, les différences de fertilité chimique et physique entre les modalités se sont traduites par une densité et une diversité biologique variable qui a mis en évidence l'intérêt de l'horizon de croissance, l'utilité du mélange sous-produit papetier et le rôle de l'horizon hydrique. Nous avons également démontré qu'une formulation adéquate (chaulage et compactage de sous-produits papetiers) permettait d'assurer des fonctionnalités spécifiques comme le

confinement. Au-delà, la mise en œuvre du procédé de construction de sol a permis de réinitialiser le fonctionnement de l'écosystème, garant de la pérennité de la requalification du site.

La pédologie des sols très anthropisés est un sujet émergent qui s'appuie largement sur les connaissances acquises sur les sols naturels. Nous avons notamment évalué l'adaptation et l'adaptabilité de la démarche issue de la science du sol traditionnelle à l'étude des sols très anthropisés. Il apparaît que l'effort analytique à porter à la caractérisation des matériaux techniques est plus important que pour les matériaux naturels. En effet, les conditions de formation des matrices artificielles – l'équivalent de la géologie pour les sols naturels en quelque sorte – entraînent une composition parfois complexe à identifier, compte tenu de l'absence actuelle de base de données de référence dans ce domaine. Nous avons également constaté la validité de la plupart des protocoles analytiques issus de la pédologie classique. Pourtant, une évolution de ces techniques et le développement d'outils nouveaux sont nécessaires dans certains cas (*e.g.* granulométrie, identification des phases organiques). Nous avons insisté, enfin, sur la nécessité d'une adaptation des grilles de lecture et d'interprétation des analyses (*e.g.* texture, couleur).

A partir des données acquises au cours de ce travail et des extrapolations réalisées sur les sols construits, nous proposons un scénario d'évolution pédogénétique des sols très anthropisés en quatre phases majeures successives :

- un équilibrage hydrique des matériaux parents sous l'action directe du climat, pendant une période de quelques mois,
- un cortège de réactions simultanées, pour partie ectopiques, qui interviennent de manière intense et rapide en raison d'un déséquilibre fort avec l'environnement (multiplication et combinaison de réactions « biotechnochimiques » ; pour les sols construits : lixiviation de matières organiques à pH basique, dissolution de phases salines, juxtaposition de la dissolution du gypse et de la décarbonatation), durant quelques années,
- une période durant laquelle l'origine technique des matériaux impose au sol un fonctionnement différent d'un sol naturel, mais où un processus dominant peut être clairement identifié (dans le cas des sols construits la décarbonatation, puis la brunification et le lessivage), rencontré habituellement dans le pédoclimat local, cette phase pourrait durer plusieurs dizaines ou centaines d'années en fonction de la nature des matériaux parents techniques,
- enfin, une dernière phase qui se caractériserait par un fonctionnement et une pédogenèse analogues à ceux d'un sol naturel (dans le cas des sols construits un Néofluvisol selon le Référentiel Pédologique ou un Cambisol selon la World Reference Base for Soil Resources), à partir de ce moment l'origine des matériaux parents ne conditionne plus la nature des processus pédogénétiques ; ceci n'exclut pas que l'origine technique des matériaux puisse encore être distinguée, comme un artefact archéologique.

Actuellement, la classification de la WRBSR (le Référentiel Pédologique est en cours d'actualisation) propose de classer les sols très anthropisés en Technosols (IUSS, 2006). Ce référencement se fonde sur l'origine anthropique d'une majorité des constituants du sol. Il est considéré que le caractère technique des matériaux

parents induit des propriétés et une pédogenèse originales. Or, il nous paraît indispensable d'introduire une discrimination plus fine des profils en fonction des processus évolutifs. Nous suggérons par conséquent une évolution de la classification des sols très anthropisés en intégrant des critères morphogénétiques en complément de la seule origine des matériaux ou de l'usage du sol. Dans cette optique, l'adoption d'un qualificatif propre à décrire les sols très anthropisés durant les deux premiers stades évoqués ci-dessus peut constituer une solution. Le terme « précoce » ou « early » indiquerait que le fonctionnement et l'évolution pédogénétique du sol sont le résultat d'un ensemble de processus complexes contrôlés par les matériaux techniques et correspondent à une période d'équilibrage (e.g. Anthroposol précoce calcaire humique gypseux [RP], Early Spolic Technosol (calcaric, gypsic) [WRBSR]). Dans la troisième phase, pourrait être associé à Technosol ou Anthroposol, un terme décrivant la nature du processus pédologique classique dominant (e.g. Anthroposol podzolic [RP], Technosol cambic [WRBSR]). Enfin, dans la quatrième phase, à la référence générique de rattachement du sol naturel, auquel l'évolution a amené le Technosol ou Anthroposol, serait adjoint le terme « anthropique » ou « Technic » pour marquer l'origine du sol (e.g. Fluvisol anthropique [RP] ou Technic Fluvisol [WRBSR]), comme c'est déjà le cas. Ce concept est une proposition qui émane de nos travaux sur les modèles d'étude que constituent les sols construits et leur généralisation aux sols très anthropisés, qu'il conviendra de valider dans d'autres contextes.

Les connaissances scientifiques acquises sur les sols naturels, puis sur les sols très anthropisés constitue le support du génie pédologique. Cette discipline se fonde sur la notion de refonctionnalisation des sols dégradés et sur la définition de niveaux de fonctionnalités nécessaires pour répondre à un usage attendu. Le principe d'utilisation de matériaux techniques, donc d'origine anthropique, en lieu et place de matériaux naturels pour construire des sols, est un des éléments importants dans le contexte de la préservation des ressources naturelles. La définition de la composition et de l'organisation d'un sol construit sont ensuite le résultat de la confrontation de données techniques (caractéristiques du site dégradé, usage attendu, contraintes environnementales) et économiques (gisements de déchets et sous-produits), avec les connaissances du génie pédologique (transcription des fonctionnalités visées, en terme de propriétés physico-chimiques des sols construits). Cette démarche qui s'était traduite par la mise en place d'un pilote de sols construits est maintenant en cours d'application à l'échelle industrielle. A l'avenir, ces opérations ne pourront se faire qu'avec une évolution de la réglementation. Actuellement, de telles pratiques ne sont pas encore encadrées réglementairement en France, alors qu'elles le sont dans d'autres pays comme le Canada, les Etats-Unis et l'Allemagne. Cet effort apparaît aujourd'hui d'autant plus nécessaire que l'utilisation de déchets et sous-produits pour la remise en état de sites dégradés constitue, outre une voie alternative de valorisation, une contribution au stockage de carbone organique dans les sols à moyen terme.

Au-delà des aspects scientifiques et des applications techniques, nous avons voulu illustrer une évolution des relations entre l'Homme et le sol. En agriculture, les propriétés d'un sol naturel sont orientées par le travail du sol (labour, irrigation, drainage) et l'apport d'intrants (amendements, engrais, pesticides) pour optimiser ses fonctionnalités afin de remplir ses fonctions (essentiellement support de végétation). Dans le cas de la construction de sol, la démarche consiste à mettre en place un sol artificiel, en choisissant la nature des

matériaux constitutifs pour permettre un usage attendu, une démarche déjà opérationnelle dans le domaine paysager ou récréatif (*e.g.* pelouses sportives). Cela aboutit à des modes d'anthropisation instantanés et très élevés - contrairement à l'anthropisation modérée et diffuse de l'agriculture – que ce travail a contribué à caractériser, mais qui restent encore largement à étudier.

Références Bibliographiques

- Abbott, D. E., M. E. Essington, M. D. Mullen et J. T. Ammons, 2001, Fly ash and lime-stabilised biosolid mixtures in mine spoil reclamation : simulated weathering, *Journal of Environmental Quality*, **30**, 608-616
- ADEME, 1995, Micro-polluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines, *ADEME*, 212 p
- ADEME, 2005, Les déchets en chiffres, *ADEME*, 6 p
- Arrouays, D., J. Balesdent, J. C. Germon, P. A. Jayet, J. F. Soussana et P. Stengel, 2002, Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?, *INRA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, 32 p
- Aubert, G. et J. Boulaine, 1972, La pédologie, 126 p
- Bacholle, C., B. Leclerc et Y. Coppin, 2005, Utilisation de produits organiques en reconstitution de sol - Inventaire des pratiques en France - Etat de l'art des connaissances liées aux impact de ces pratiques, *ADEME*, 119 p
- Baize, D. et M.-C. Girard, 1995, Référentiel Pédologique, *INRA*, 332 p
- Baize D. et Rossignol J.P., 1995, Anthrosols, Référentiel Pédologique, *INRA*, 332 p
- Bartoli, F., 1981, Le cycle géochimique du silicium sur roche acide - application à deux écosystèmes forestiers tempérés, *Université Nancy I*, 188 p
- Bartoli, F., 1986, Les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers tempérés, *Sci. Géol. Bull.*, **39**, 2, 195-209
- Baumgartl, T., 1998, Physical soil properties in specific fields of application especially in anthropogenic soils, *Soil and Tillage Research*, **47**, 1-2, 51-59
- Beauchamp, C. J., R. Boulanger, J. Matte et G. Saint-Laurent, 2002, Examination of the contaminants and performance of animals fed and bedded using de-inking paper sludge, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **42**, 523-528
- Belot, Y., B. M. Watkins, O. Edlund, D. Galeriu, G. Guinois, A. V. Golubev, C. Meurville, W. Raskob, M. Taschner et H. Yamazawa, 2005, Upward movement of tritium from contaminated groundwaters: a numerical analysis, *Journal of Environmental Radioactivity*
- Beyer, L., E. Cordsen, H.-P. Blume, U. Schleuss, B. Vogt et Q. Wu, 1996, Soil organic matter composition in urbic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CPMAS ¹³C-NMR spectroscopy of whole soil samples, *Soil Technology*, **9**, 121-132
- Bispo, A. et M. J. Jourdain, 2001, Intérêt des tests d'écotoxicologie pour évaluer le danger des sols contaminés et/ou remédiés, *Environnement et Technique*, **205**, 48-50
- Bispo, A., M. J. Jourdain et M. Jauzein, 1999, Toxicity and genotoxicity of industrial soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Organic Geochemistry*, **30**, 947-952
- Blaise, C., R. Van Coillie, N. Bermingham et G. Coulombe, 1987, Comparaison des réponses toxiques de trois indicateurs biologiques (bactéries, algues, poissons) exposés à des effluents de fabriques de pâtes et papiers, *Revue internationale des sciences de l'eau*, **3**, 1, 9-17
- Blondon, G., 1993, Une révégétalisation organique des pistes de ski de la vallée Tarentaise, Les boues des stations d'épuration urbaines - Croissance des quantités et restriction des débouchés -Etat de la recherche - Economie - Valorisation,
- Blondon, G. et S. Bersinger, 1997, L'utilisation de déchets organiques pour la végétalisation de sites dégradés en Savoie, *Environnement & Technique*, **171**, 40-44
- Blum, W. E. H., 1993, Soil protection concept of the council Europe and integrated soil research, *Soil and Environment*, H. J. P. Eijsackers et T. Hamers, *Kluwer Academic Publishers*, 37-47

- Blume, H.-P., 1989, Classification of soils in urban agglomerations, *CATENA*, **16**, 3, 269-275
- Bohannec, M., 2003, Data mining and decision support: Integration and collaboration, *Kluwer*,
- Bohannec, M. et V. Rajkovic, 1999, Multi-attribute decision modeling: Industrial Application of DEX, *Informatica*, **23**, 487-491
- Boni, M. R., L. D'Aprile et G. De Casa, 2004, Environmental quality of primary paper sludge, *Journal of Hazardous Materials*, **B108**, 125-128
- Bonneau, M. et B. Souchier, 1994, Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol, *Masson*, 665 p
- Bordage, F. et P. Grombeer, 2001, Les Fabriques, lieux imprévus, 288 p
- Boulaine, J., 1989, Histoire des pédologues et de la science des sols, *Masson*, 230 p
- Boulaine, J., 1997, Histoire abrégée de la Science des Sols, *Etude et Gestion des Sols*, **4**, 2, 141-151
- Boularbah, A., C. Schwartz, G. Bitton, W. Abouddar, A. Ouhammou et J. L. Morel, 2006, Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants, *Chemosphere*, **63**, 5, 811-817
- Boularbah, A., C. Schwartz, G. Bitton et J. L. Morel, 2006, Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 1. Use of a biotest to assess metal toxicity of tailings and soils, *Chemosphere*, **63**, 5, 802-810
- Bourrellet, P.-H. et J. Berthelin, 1998, Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion, *Académie des Sciences*, 440 p
- Bourrier, J., 1965, La mesure des caractéristiques hydrodynamiques des sols par la méthode Vergière, *Bulletin technique du Génie Rural*, **73**, 3-13
- Bradshaw, A., 1997, Restoration of mined lands--using natural processes, *Ecological Engineering*, **8**, 4, 255-269
- Bradshaw, A. D., 1983, The reconstruction of ecosystems, *Journal of Applied Ecology*, **20**, 1-17
- Bradshaw, A. D., 2000, The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties, *Landscape and Urban Planning*, **51**, 89-100
- Brantley, S. L. et B. Ketchum, 2006, Conceptual and numerical models describing reaction fronts in soils, *Workshop on modelling of pedogenesis*, 3-6
- BRGM, 2002, Annexe 5C révision du 9 décembre 2002 - Valeurs guides en matière de pollution des eaux et des sols, *Gestion des sites (potentiellement) pollués*, *B. Editions*, 11 p
- Bruand, A., O. Duval, H. Gaillard, R. Darthout et M. Jamagne, 1996, Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente, *Etude et Gestion des Sols*, **3**, 1, 27-40
- Brunori, C., C. Cremisini, P. Massanisso, V. Pinto et L. Torricelli, 2005, Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility, *Journal of Hazardous Materials*, **117**, 1, 55-63
- Buol, S. W., F. D. Hole et R. J. McCracken, 1989, Soil genesis and classification - 3rd edition, *Iowa State University Press*, 446 p
- Burelle, S., R. Beaulieu et S. St-Laurent, 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*, 35 p
- Burghardt, W., G. Banko, S. Hoeko, A. Hursthouse, d. L'Escaille, T., S. Ledin, F. A. Marsan, D. Sauer, K. Stahr, E. Amann, J. Quast, M. Neger, J. Schneider et K. Kuehn, 2004, Sealing soils, Soils in Urban Areas, Land Use and Land Use Planning, *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/6*, *L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.-R. Gentile et al*, *Office for Official Publications of the European Communities*, 872 p
- Calace, N., T. Campisi, A. Iacondini, M. Leoni, B. M. Petronio et M. Pietroletti, 2005, Metal-contaminated soil remediation by means of paper mill sludges addition: chemical and ecotoxicological evaluation, *Environmental Pollution*, **136**, 3, 485-492
- Calace, N., E. Nardi, B. M. Petronio, M. Pietroletti et G. Tosti, 2003, Metal ion removal from water by sorption on paper mill sludge, *Chemosphere*, **51**, 797-803

- Campisi, T., F. Abbondanzi, C. Casado-Martinez, T. A. DelValls, R. Guerra et A. Iaconini, 2005, Effect of sediment turbidity and color on light output measurement for Microtox(R) Basic Solid-Phase Test, *Chemosphere*, **60**, 1, 9-15
- Century, 2000, <http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/>
- Chadwick, O. A. et J. Chorover, 2001, The chemistry of pedogenic thresholds, *Geoderma*, **100**, 321-353
- Chambers, J. C. et G. L. Wade, 1992, Evaluating reclamation success using ecological principles: a holistic approach, *American Society for Surface Mining and Reclamation*
- Chantigny, M. H., D. A. Angers et C. J. Beauchamp, 1999, Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge, *Soil Science Society American Journal*, **63**, 1214-1221
- Chantigny, M. H., D. A. Angers et C. J. Beauchamp, 2000, Decomposition of de-inking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis, *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 1561-1570
- Chaussidon, C., 1992, Référentiels géochimiques des sols autour des friches industrielles der Lorraine (54 et 57), *BRGM*
- Chichester, F. et V. Hauser, 1991, Change in chemical properties of constructed minesoils developing under forage grass management, *Soil Science Society American Journal*, **55**, 451-459
- Clement, A., J. Garbaye, F. Le Tacon et J. L. Morel, 1978, Valorisation des boues résiduares de stations d'épuration urbaines en sylviculture. Conséquences sur l'environnement, *Ministère de l'Environnement*, 44
- Collins, J. C., 1981, Zinc, Effect of heavy metal pollution on plants, N. W. Lepp, *Applied Science Publisher*, 145-170
- Cortet, J., A. G.-D. Vauflery, N. Poinot-Balaguer, L. Gomot, C. Texier et D. Cluzeau, 1999, The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects, *European Journal of Soil Biology*, **35**, 3, 115-134
- Darmendrail, D., 1998, Typologie des sites pollués, *Géologues*, **128**, 12-14
- Décamps, H., 2002, Nouvelles pratiques d'aménagement du territoire : vers une récréation de la nature ?, *C.R. Acad. Agric. Fr.*, **88**, 6, 45-47
- Degrémont, 2005, Mémento Technique de l'Eau, 10ème édition, *Lavoisier Technique & Documentation*,
- Di Chio, D., D. Potenz et E. Righetti, 1999, Degradation of organic substances in the soil: proposal for a mathematical model, *Bioresource Technology*, **67**, 3, 267-278
- Dickinson, N. M., 2000, Strategies for sustainable woodland on contaminated soils, *Chemosphere*, **41**, 1-2, 259-263
- Dinger, F., F. Aubry et J. Wiart, 1999, Utilisation des déchets organiques en végétalisation : guide des bonnes pratiques, *ADEME, Cemagref*, 111 p
- Dixon, J. B. et S. B. Weed, 1989, Minerals in soil environments, *Soil Science Society of America*, 1244 p
- Douillet, R., B. Coppel, S. Bernier et P. Barret, 1994, Territoires dégradés, quelles solutions ?, *Fondation de France*, 116 p
- Dubikova, M., P. Cambier, V. Sucha et M. Caplovicova, 2002, Experimental soil acidification, *Applied Geochemistry*, **17**, 3, 245-257
- Duchaufour, P., 1970, Précis de pédologie, *Masson & Cie*, 481 p
- Duchaufour, P., 1983, Pédologie 1. Pédogénèse et classification 2ème édition, *Masson*, 491 p
- Durand, R. et P. Dutil, 1971, Premiers résultats sur l'altération expérimentale de roches calcaires et dolomitiques, *Annales Agronomiques*, **22**, 4, 397-424
- El Khalil, H., C. Schwartz, A. Boularbah et J. L. Morel, 2006, Contribution of technologic material to the metal bioavailable fraction of urban soils in Marrakech (Morocco), *World Congress of Soil Science*,
- Evans, E. J., M. H. Leitch, R. I. Fairley et J. A. King, 1986, Comparative studies on the growth of winter wheat on restored opencast and undisturbed land, *Reclamation and Revegetation Research*, **4**, 223-243
- Farouki, O. T., 1986, Thermal properties of soils, *Trans Tech Publications*, **11**, 136 p

- Feldkirchner, D. C., C. Wang, S. T. Gower, E. L. Kruger et J. Ferris, 2003, Effects of nutrient and paper mill biosolids amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests, *Forest Ecology and Management*, **177**, 1-3, 95-116
- Fernandez, M. D., M. M. Vega et J. V. Tarazona, 2006, Risk-based ecological soil quality criteria for the characterization of contaminated soils. Combination of chemical and biological tools, *Science of The Total Environment*, **366**, 2-3, 466-484
- Fierro, A., D. A. Angers et C. J. Beauchamp, 1999, Dynamics of physical organic matter fractions during de-inking sludge decomposition, *Soil Science Society American Journal*, **63**, 1013-1018
- Fierro, A., D. A. Angers et C. J. Beauchamp, 1999, Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: Plant and soil responses to paper de-inking sludge, *Journal of Applied Ecology*, **36**, 2, 244-253
- Fierro, A., D. A. Angers et C. J. Beauchamp, 2000, Decomposition of paper de-inking sludge in a sandpit minesoil during its revegetation, *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 143-150
- Fliessbach, A., R. Martens et R. H.H., 1994, Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge, *Soil Biology and Biochemistry*, **26**, 9, p 1201-1205
- GELFI, 1996, La reconquête des friches industrielles, 175 p
- Georgieva, S. S., S. P. McGrath, D. J. Hooper et B. S. Chambers, 2002, Nematode communities under stress: the long-term effects of heavy metals in soil treated with sewage sludge, *Applied Soil Ecology*, **20**, 1, 27-42
- Gonzalez-Perez, J. A., F. J. Gonzalez-Vila, G. Almendros et H. Knicker, 2004, The effect of fire on soil organic matter—a review, *Environment International*, **30**, 6, 855-870
- Gros, R., L. Jocteur Monrozier, F. Bartoli, J. L. Chotte et P. Faivre, 2004, Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration chronosequence of alpine grasslands following ski run construction, *Applied Soil Ecology*, **in press**
- Society for Ecological Restoration, 2004, The SER International Primer on Ecological Restoration, *Society for Ecological Restoration International*, 13 p
- Habib, L., J. L. Morel, A. Guckert, S. Plantureux et C. Chenu, 1990, Influence of root exudates on soil aggregation, *Symbiosis*, **9**, 87-91
- Harris, J. A., 1991, The biology of soils in urban areas, *Soils in the Urban Environment*, P. Bullock et P. J. Gregory, Blackwell, 139-152
- Hauser, B., G. Schrader et M. Bahadir, 1997, Comparison of Acute Toxicity and Genotoxic Concentrations of Single Compounds and Waste Elutriates Using the Microtox/Mutatox Test System, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **38**, 3, 227-231
- Hiller, D. A., 2000, Properties of Urban Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany, *CATENA*, **39**, 4, 245-266
- Holling, C. S., 1973, Resilience and stability of ecological systems, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **4**, 1-23
- Hollis, J. M., 2001, The classification of soils in urban areas, *Soils in the Urban Environment*, P. Bullock et P. J. Gregory, Blackwell Scientific Publications,
- Hormann, V. et G. Kirchner, 2002, Prediction of the effects of soil-based countermeasures on soil solution chemistry of soils contaminated with radiocesium using the hydrogeochemical code PHREEQC, *The Science of The Total Environment*, **289**, 1-3, 83-95
- Hutchinson, T. C., 1981, Nickel, *Effect of heavy metal pollution on plants*, N. W. Lepp, Applied Science Publisher, 171-212
- Hüttl, R. F. et A. D. Bradshaw, 2000, Aspect of Reclamation Ecology, *Landscape and Urban Planning*, **51**, 73-74
- Hüttl, R. F. et A. D. Bradshaw, 2001, Ecology of Post-Mining Landscapes, *Restoration Ecology*, **9**, 4, 339-340
- Hüttl, R. F. et W. Gerwin, 2005, Disturbed landscapes—development of ecosystems, *Geoderma*, **129**, 1-2, 1-3

- INRA, 2001, DONESOL, <http://gissol.orsay.inra.fr/outil/donesol/donesol.php>
- INRA, 2007, Projet Sol Virtuel, en cours de réalisation
- ISO/TC 190, 2003, Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Up-flow percolation test
- IUSS, 2006, World reference base for soil resource 2006, *FAO*, 132p
- Jacques, D., J. Simunek, D. Mallants et M. T. van Genuchten, 2006, Detailed modelling of coupled water flow, solute transport and geochemical reactions: migration of heavy metals in a Podzol soil profile, *Workshop on modelling of pedogenesis*, 55-59
- Jenny, H., 1941, Factors of soil formation: a system of quantitative pedology, *McGraw-Hill*, p
- Jocteur Monrozier, L. 1972, Formation de sol sur boues résiduares provenant de la fabrication de la soude et du carbonate de sodium - Etude de reconnaissance, *Faculté des Sciences de l'Université de Nancy I*, 34
- Jocteur Monrozier, L., 1973, Etude de la pédogenèse sur matériaux résiduares des industries de la soude, *Université de Nancy*, 110 p
- Kim, E.-H., J.-K. Cho et S. Yim, 2005, Digested sewage sludge solidification by converter slag for landfill cover, *Chemosphere*, **59**, 3, 387-395
- Krasil'nikov, N. A., 1958, Soil microorganisms and higher plants, *Academy of Sciences of the USSR*, p
- Lavelle, P. et A. V. Spain, 2001, Soil Ecology, *Kluwer Academic Publishers*, 654 p
- Ledieu, A., 2004, Altération par l'eau des verres borosilicatés : Expériences, modélisation et simulations Monte Carlo, *Ecole Polytechnique*, 176 p
- Lefort C., 2005, Dynamique des métaux dans des sols industriels supports d'un sol reconstitué - transfert de métaux dans un Technosol, *DEA Science du Sol*, 22 p
- Lefort, C., C. Schwartz, L. Florentin, M. Gury et M. J.L., 2006, Determination of model substrates for the study of the pedogenesis of Technosols, *Workshop on modelling of pedogenesis*, 75-76
- Lehman, A., 2006, Technosol and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources), *International Agrophysics*, **20**, 129-134
- Lévy, G. et F. Toutain, 1994, Aération et phénomènes d'oxydo-réduction dans le sol, *Pédologie*, P. Duchaufour et B. Souchier,
- Lorenz, K. et E. Kandeler, 2005, Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany, *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 7, 1373-1385
- Loureiro, S., A. L. G. Ferreira, A. M. V. M. Soares et A. x. f. n. J. A. Nogueira, 2005, Evaluation of the toxicity of two soils from Jales Mine (Portugal) using aquatic bioassays, *Chemosphere*, **61**, 2, 168-177
- Luginbühl, Y., 2002, Occupation du sol et paysages, Etude rétrospective et prospective des évolutions de la société française (1950-2030), *Futuribles*, 7
- Madejon, P., T. Maranon, J. M. Murillo et B. Robinson, 2006, In defence of plants as biomonitors of soil quality, *Environmental Pollution*, **143**, 1, 1-3
- Maillant, S., 2005, Conséquences d'un refroidissement climatique sur le comportement de radionucléides dans els sols du Barrois, *INPL*, 216 p
- Marschner, H., 1986, Mineral nutrition of higher plants, *Academic press*, 674 p
- Mathieu, C. et F. Pieltain, 1998, Analyse physique des sols - Méthodes choisies, *Lavoisier*, 275 p
- Mathieu, C. et F. Pieltain, 2003, Analyse chimique des sols - Méthodes choisies, *Lavoisier*, 387 p

- Metcalfe, B. et J. C. Lavin, 1991, Consolidated sewage sludge as soil substitute in colliery spoil reclamation, *Alternative uses for sewage sludges*, Edited by JE Hall, Pergamon Press,
- Minasny, B. et A. B. McBratney, 1999, A rudimentary mechanistic model for soil production and landscape development, *Geoderma*, **90**, 1-2, 3-21
- Minasny, B. et A. B. McBratney, 2001, A rudimentary mechanistic model for soil formation and landscape development: II. A two-dimensional model incorporating chemical weathering, *Geoderma*, **103**, 1-2, 161-179
- Minasny, B., A. B. McBratney et S. Salvador-Blanes, 2006, Models for pedogenesis, *Workshop on modelling of pedogenesis*, 11-16
- Moo-Young Jr, H. K. et Z. T. F., 1997, Waste minimization and re-use of paper sludges in landfill covers : a case study, *Waste Management & Research*, **15**, 593-605
- Morel, J. L. et A. Guckert, 1981, Influence of limed sludge on soil organic matter and soil physical properties, The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils, G. Cartroux, P. L'hermitte and E. Suess, *Reidel Publishing Company*, 25-42
- Morel, J. L., L. Habib, S. Plantureux et A. Guckert, 1991, Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability, *Plant and Soil*, **136**, 111-119
- Morel, J. L., J. C. Pierrat et A. Guckert, 1988, Effet et arrière-effet de l'épandage de boues urbaines conditionnées à la chaux et au chlorure ferrique sur la teneur en métaux lourds d'un maïs, *Agronomie*, **8**, 107-113
- Morel, J. L., C. Schwartz, L. Florentin et C. Kimpe de, 2005, Urban Soils, Encyclopedia of Soils in the Environment, D. Hillel, *Elsevier Ltd*, 202-208
- Morvan, X., A. Bruand, I. Cousin, J. Roque, N. Baran et C. Mouvet, 2004, Prédiction des propriétés de rétention en eau des sols d'un bassin versant à l'aide de fonctions de pédotransfert : Influence de la densité apparente et de la teneur en éléments grossiers, *Etude et Gestion des Sols*, **11**, 2
- Muller, J., 2005, Transfert des métaux et modélisation de leur biodisponibilité dans un système "Technosol - forêt spontanée", *INPL*, 25 p
- Mustin, M., 1987, Le compost -gestion de la matière organique, *Editions François DUBOSC*, 954 p
- Musy, A. et M. Soutter, 1991, Physique du sol, *Presses polytechniques et universitaires romandes*, 335 p
- Nahmani, J., P. Lavelle, E. Lapied et F. van Oort, 2003, Effects of heavy metal soil pollution on earthworm communities in the north of France: The 7th international symposium on earthworm ecology [middle dot] Cardiff [middle dot] Wales [middle dot] 2002, *Pedobiologia*, **47**, 5-6, 663-669
- Nahmani, J. et J.-P. Rossi, 2003, Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals, *Comptes Rendus Biologies*, **326**, 3, 295-303
- Naizot, F., 2005, Les changements d'occupation des sols de 1990 à 2000 : plus d'artificiel, moins de prairies et de bocages, *Les données de l'environnement*, **101**, 1-4
- Nehls, T., S. Hartstock, H. Stoffregen et G. Wessolek, 2007, Stability of preferential flow paths in paved urban soils, *Geophysical Research Abstracts*, **9**
- Nemati, M. R., J. Caron et J. Gallichand, 2000, Stability of structural form during infiltration laboratory measurements on the effects of de-inking sludge, *Soil Science Society American Journal*, **64**, 543-552
- Oades, J. M., 1993, The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure, *Geoderma*, **56**, 377-400
- O'Connell, S. P., R. M. Lehman et G. A. Bala, 1997, Toxicological evaluation of hydrocarbon removal from soils by an extraction and solubilization remediation process, *Spill Science & Technology Bulletin*, **4**, 3, 147-154

- OTV, 1997, Traiter et valoriser les boues, *Lavoisier Technique & documentation*, 23 p
- Palmer, J. P., 1992, Nutrient cycling: the key to reclamation success, *American Society for Surface Mining and Reclamation*,
- Pandey, A. K., S. D. Pandey et V. Misra, 2002, Removal of Toxic Metals from Leachates from Hazardous Solid Wastes and Reduction of Toxicity to Microtox by the Use of Calcium Alginate Beads Containing Humic Acid, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **52**, 2, 92-96
- Panhwar, F., 2000, Soils observed in urban sites, *SUITMA*, 29-32
- Payet, C., 2001, Les végétaux comme facteur d'évolution des boues urbaines en stockage prolongé, *INPL*, 145 p
- Pedro, G., 1964, Contribution à l'étude expérimentale de l'altération géochimique des roches cristallines, *Centre National de Recherches Agronomiques*
- Phillips, J. D., 1995, Time lags and emergent stability in morphogenic/pedogenic system models, *Ecological Modelling*, **78**, 3, 267-276
- Phillips, V. R., N. Kirkpatrick, I. M. Scotford, R. P. White et R. G. O. Burton, 1997, The use of paper-mill sludges on agricultural land, *Bioresource Technology*, **60**, 1, 73-80
- Pichtel, J. R., W. A. Dick et P. Sutton, 1994, Comparison of amendments and management practices for long-term reclamation of abandoned mine lands, *Journal of Environmental Quality*, **23**, 766-772
- Pidoux, E., 2003, Subjectivités du lieu, mobilisations collectives et développement durable - L'exemple d'une friche culturelle à Toulouse, *Université de Pau et des Pays de l'Adour*, 108 p
- Pietz, R. I., C. R. Carlson, J. R. Peterson, D. R. Zenz et C. Lue-Hing, 1989, Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material : 1. Effects on chemical composition, *Journal of Environmental Quality*, **18**, 164-169
- Piolet, J., 2004, Caractérisation chimique et structurale de déchets solides servant à la constitution d'un technosol, *EEIGM-INPL*, 20 p
- Ponette, Q., S. Belkacem et C. Nys, 1996, Ion dynamics in acid forest soils as affected by addition of Ca fertilizers, *Geoderma*, **71**, 1-2, 53-76
- Pottier A., 2006, Développement d'une filière de valorisation de déchets et sous-produits en construction de sol sur friche industrielle, Mémoire de fin d'études IUP Génie des Territoires et de l'Environnement, 51 p
- prEN14405, 2002, Caractérisation des déchets - Essai de comportement à la lixiviation – Essai de percolation à écoulement ascendant
- Pulford, I. D., 1991, Sewage sludge as an amendment for reclaimed colliery spoil, *Alternative uses for sewage sludges*, Edited by JE Hall, Pergamon Press,
- Rawlinson, H., N. Dickinson, P. Nolan et P. Putwain, 2004, Woodland establishment on closed old-style landfill sites in N.W. England, *Forest Ecology and Management*, **202**, 1-3, 265-280
- Reeves, R. D., C. Schwartz, M. J.L. et J. Edmondson, 2001, Distribution and Metal-Accumulating behavior of *Thlaspi Caerulescens* and associated metallophytes in France, *International Journal of Phytoremediation*, **3**, 2, 145-172
- Rémy, J. C. et A. Marin-Lafèche, 1974, L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique, *Annales Agronomiques INRA*, **25**, 4, 607-632
- Richard, G., I. Cousin, J. F. Sillon, A. Bruand et J. Guérif, 2001, Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties, *European Journal of Soil Science*, **52**, 49-58
- Robert, M., 1970, Etude expérimentale de la désagrégation du granite et de l'évolution des micas, *Faculté des Sciences de Paris*
- Robert, M. et A. Ruellan, 2003, Les sols et le développement durable, *Ecrin Environnement "Enjeus de l'utilisation des sols"*, 87p

- Roberts, J. A., W. L. Daniels, J. C. Bell et J. A. Burger, 1988, Early stages of mine soil genesis in a southwest Virginia spoil limestone, *Soil Science Society American Journal*, **52**, 716-723
- Rossiter, D. G., 2004, Proposal : classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources (WRB) 2006 - v1, *Working group on technosols, WRB 2006*
- Rossiter, D. G., 2005, Proposal : classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources (WRB) 2006 - v2, *Working group on technosols, WRB 2006*
- Roy, S. et P. Negrel, 2001, A Pb isotope and trace element study of rainwater from the Massif Central (France), *The Science of The Total Environment*, **277**, 1-3, 225-239
- Saison, C., C. Perrin-Ganier, M. Schiavon et J.-L. Morel, 2004, Effect of cropping and tillage on the dissipation of PAH contamination in soil, *Environmental Pollution*, **130**, 2, 275-285
- Salvador-Blanes, S., B. Minasny et A. B. McBratney, 2006, Modelling long term in-situ soil profile evolution, *Workshop on modelling of pedogenesis*, 31-32
- Sauvage C., 2006, Optimisation de la fertilité d'un Anthroposol construit, Mémoire de fin d'étude INH, 49 p
- Scalenghe, R., E. Bonifacio, L. Celi, F. C. Ugolini et E. Zanini, 2002, Pedogenesis in disturbed alpine soils (NW Italy), *Geoderma*, **109**, 3-4, 207-224
- Schleu[ss], U., Q. Wu et H.-P. Blume, 1998, Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany, *CATENA*, **33**, 3-4, 255-270
- Scholtus, N., 1999, Essais de végétalisation de matériaux de versos. Site Est. Travaux sur la végétalisation de sols dénudés ou remaniés. Mémoire de fin d'études ENSAIA, *ANDRA*, 47 p
- Scholtus, N., 2003, Altération pédogénétique des argilites du Callovo-Oxfordien soumises à la végétation, *INPL*, 169 p
- Schwartz, C., 1993, Facteurs de qualité des sols de jardins de l'est-mosellan, *INPL*, 44 p
- Schwartz, C., 1997, Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens*, *INPL*, 175 p
- Schwartz, C., L. Florentin, D. Charpentier, S. Muzika et J. L. Morel, 2001, Le pédologue en milieux industriels et urbains - 1. Sols d'une friche industrielle, *Etude et Gestion des Sols*, **8**, 2, 135-148
- Schwartz, C., L. Florentin et Morel J.L., 2003, Impact d'activités militaires de la première Guerre Mondiale sur la qualité des sols, *INPL(ENSAIA)/INRA*, 28 p
- Schwartz, C., L. Florentin et Morel J. L., 2005, Définition et caractéristiques des sols urbains : intérêt d'une classification, *ECRIN*
- Schwartz, C., 2006. Réponse des plantes aux polluants des sols très anthropisés. Habilitation à Diriger des Recherches, *INPL, Ecole Doctorale RP2E*, 70 p.
- Séré G., 2002a, Caractérisation des interactions argiles-acides organiques - les sources naturelles du potassium pour les plantes, Mémoire de DEA Sciences Agronomiques, 31 p
- Séré, G., 2002b, Utilisation de sous-produits papetiers pour la réhabilitation d'anciens sites industriels, Mémoire de fin d'études *INPL(ENSG)*, 35 p
- Séré, G., G. Ecchevarria, C. Schwartz, S. Maillant et E. Leclerc-Cessac, 2003, Evaluation de l'influence des pratiques humaines sur le devenir des sols forestiers, agricoles, urbains et industriels des environs du site Meuse/Haute-Marne, *ANDRA*, 98 p
- Séré, G., C. Schwartz, L. Florentin, J. C. Renat et Morel J.L., 2005, Description and evolution of technosols, *SUITMA*, 117p
- Séré G., Schwartz C., Ouvrard S., Renat J.C., Morel J.L., 2006, Early pedogenic evolution of a constructed soil, *Congrès Mondial de Science du Sol*

- Séré G., Renat J.C., Schwartz C., 2007, Procédé de traitement d'un sol dégradé et de construction d'un sol artificiel, n°d'enregistrement national 07 57036
- Severson, R.C., Gough L.P., 1983, Rehabilitation materials from surface-coal mines in Western USA - 1. Chemical characteristics of spoil and replaced cover-soil, *Reclamation and Revegetation Research*, **2**, 83-102
- Sommer, M., 2006, Influence of soil pattern on matter transport in and from terrestrial biogeosystems--A new concept for landscape pedology, *Geoderma*
- Advances in landscape-scale soil research, **133**, 1-2, 107-123
- Sopper, W. E., 1991, Utilisation of sewage sludge in the United States for mine land reclamation, *Alternative uses for sewage sludges*, Edited by JE Hall, Pergamon Press,
- Tardy Y., 1969, Géochimie des altérations. Etude des arènes et des eaux de quelques massifs cristallins d'Europe et d'Afrique, Thèse, *Université de Strasbourg*, 199 p
- Tatar, E., V. G. Mihucz, K. Tompa, L. Pöpl, G. Zaray et L. Zambo, 2004, Study of soil leachates in doline above the Béke Cave, Hungary, *Geoderma*, **120**, 155-164
- Taylor, E. et G. Schuman, 1988, Fly ash and lime amendment of acidic coal spoil to aid revegetation, *Journal of Environmental Quality*, **17**, 1, 120-124
- Tisch, B., P. Beckett, N. Belzile et L. Lanteigne, 1999, A laboratory investigation of the potential benefit of papermill sludge as a substrate for the creation of wetlands on mine tailings, *Mining and the environment*, 10
- Toy, T. J. et D. Shay, 1987, Comparison of some soil properties on natural and reclaimed hillslopes, *Soil Science*, **143**, 4, 264-277
- Valda, A. et R. Westermann, 2004, La Suisse et ses friches industrielles - des opportunités de développement au coeur des agglomérations, *Office Fédéral du Développement Territorial (ARE) Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et du Paysage (OFEFP)*, 24 p
- Van-Camp, L., B. Bujarrabal, A.-R. Gentile, R. J. A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal et S.-K. Selvaradjou, 2004, Introduction and executive summary, Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/6, L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.-R. Gentile et al, *Office for Official Publications of the European Communities*, 872 p
- Vasseur, P., J. F. Ferard, J. Vial et G. Larbaigt, 1984, Comparaison des tests Microtox et Daphnie pour l'évaluation de la toxicité aiguë d'effluents industriels, *Environmental Pollution*, **34**, 1-11
- Vedy, J.-C., 1973, Relations entre le cycle biogéochimique des cations et l'humification en milieu acide, *Université de Nancy*, 123 p
- Vegter, J., S. Huber et A.-R. Gentile, 2004, Strategic overview and status of contamination, Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/6, L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.-R. Gentile et al, *Office for Official Publications of the European Communities*, 872 p
- Vetterlein, D., C. Bergmann et R. F. Hüttl, 1999, Phosphorus availability in different types of open-cast mine spoil and the potential impact of organic matter application, *Plant and Soil*, **213**, 189-194
- Vetterlein, D. et R. F. Hüttl, 1999, Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter ? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems, *Plant and Soil*, **213**, 1-10
- Vetterlein, D., C. Waschkies et E. Weber, 1999, Nutrient availability in the initial stages of surface mine spoil reclamation - Impact on plant growth, *Journal of Plant, Nutrition and Soils Science*, **162**, 315-321

- Villar, M. C., S. J. González-Prieto et T. Carballas, 1998, Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils : improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments, *Biology and Fertility Soils*, **26**, 122-129
- Villemin, G., J. L. Mansot, F. Watteau, J. Ghanbaja et F. Toutain, 1995, Etude de la biodégradation et de l'humification de la matière organique végétale du sol par la spectroscopie des pertes d'énergie d'électron transmis : répartition du carbone, de l'azote et évaluation du rapport C/N au niveau ultrastructural in situ, *C.R. Acad. Sci., Paris Ila*, **321**, 861-868
- Villemin, G., F. Watteau et J. L. Morel, en cours de publication, La visualisation et la micro-analyse des composts en microscopie électronique : une clef pour la qualité, la fabrication et l'utilisation des composts, *Technique Science et Méthode*,
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco et J. M. Melillo, 1997, Human domination of earth's ecosystems, *Science*, **277**, 494-499
- Wali, M. K., 1999, Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems, *Plant and Soil*, **213**, 195-220
- Watteau, F., G. Villemin, G. Burtin et L. Jocteur-Monrozier, 2005, Root impact on the stability and types of microaggregates in silty soil under maize, *European Journal of Soil Science*, **734**, 247-257
- Werner, W., H. W. Scherer et F. Reinartz, 1991, Experiences of the usage of heavy amounts of sewage sludge for reclaiming opencast mining areas and amelioration of very steep and stony vineyards, *Alternative uses for sewage sludges*, Edited by JE Hall, Pergamon Press,
- Wieczorek-Olchawa, E., M. Niklinska, J. Miedzobrodzki et B. Plytycz, 2003, Effects of temperature and soil pollution on the presence of bacteria, coelomocytes and brown bodies in coelomic fluid of *Dendrobaena veneta*: The 7th international symposium on earthworm ecology Cardiff Wales 2002, *Pedobiologia*, **47**, 5-6, 702-709

Annexes

Annexe 1 - Travaux préliminaires : Etude d'analogues historiques

Méthodologie

SITES ETUDIÉS

Trois sites ont fait l'objet de nos travaux :

- un site de stockage provisoire (site 1) où les sous-produits papetiers étaient stockés à l'air libre depuis 2 à 3 ans, sur une épaisseur de 5 ou 6 mètres ;
- un site de stockage provisoire (site 2), où les boues étaient stockées à l'air libre depuis 3 à 5 ans, sur une épaisseur variant de 3 à 6 mètres et qui avait fait l'objet de plantation d'une vingtaine d'arbustes ;
- un site de stockage définitif (site 3), où les sous-produits ont été apportés sur des épaisseurs dépassant la dizaine de mètres, puis recouverts par 50 cm de sédiments de curage de la rivière, il y a 10 ans.

INVENTAIRE FLORISTIQUE

Un inventaire de la végétation présente sur le site 1 a été réalisé. Cet inventaire a porté sur deux zones contrastées en terme de densité végétale (zone 1 et zone 2). Les espèces ont été identifiées et leur abondance évaluée d'un point de vue qualitatif (absent – présent – fréquent) et enfin les caractères qualitatifs de chaque espèce ont été reportés.

DESCRIPTION PEDOLOGIQUE ET MESURE D'HUMIDITE

Des fosses pédologiques ont été creusées afin de décrire, d'un point de vue morphologique, les profils de sous-produits papetiers entreposés. Cette description s'est accompagnée de mesures d'humidité sur des échantillons prélevés *in situ*.

Résultats

DESCRIPTION GENERALE DES TROIS SITES

Le site 1, d'une superficie d'environ 500 m², se caractérisait par une série d'apports progressifs de sous-produits papetiers ayant débutés 3 ans auparavant, durant une période d'1 an (Figure 79). Les dépôts ont été faits sans aucune organisation, les boues étant simplement gerbées à l'aide d'un chargeur et aucun traitement complémentaire n'a été appliqué. Il en résultait une topographie particulièrement mouvementée. Deux zones ont été distinguées : la périphérie du stockage (zone 1) est surélevée et présente un faible dénivelé, la partie centrale (zone 2) est située dans une dépression (Figure 79). Une végétation s'était spontanément implantée sur ce site. Cette colonisation s'était fait de manière contrastée et la densité de végétation était significativement plus forte sur la zone 1 que sur la zone 2.

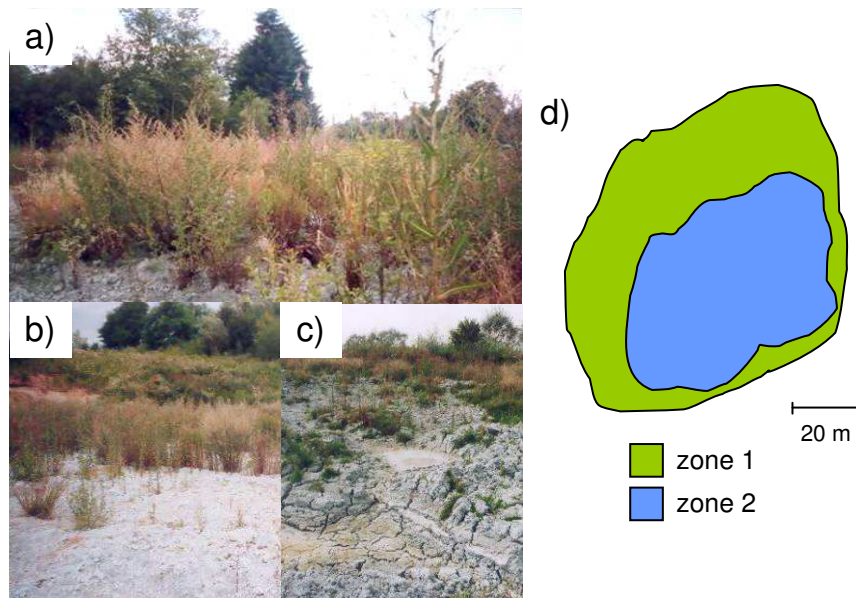


Figure 79 : Vues du site 1 : a) zone 1 ; b) et c) interface zone 2 / zone 1 ; d) plan du site

Le site 2 avait une superficie de 400 m² environ et avait été constitué dans une période comprise entre 3 et 5 ans. La topographie et la micro-topographie étaient également marqués par des dénivelés et une alternance de zones surélevées et dépressionnaires (Figure 80). La périphérie du site avait été plantée avec des arbustes et une colonisation spontanée avait assuré la végétalisation du site, aboutissant même dans certaines zones à un couvert herbacé dense.



Figure 80 : Vue du site 2

Le site 3 était un stockage définitif de sous-produits papetiers qui avait été réalisé il y a 10 ans. Il occupait une superficie d'1 ha environ et avait été aménagé de manière à assurer un dénivelé progressif entre la route et le site de la papeterie, en contrebas, là où se trouvait un front rocheux à nu. Les sous-produits papetiers avaient été apportés sur une épaisseur de 1 à 11 m en fonction de la topographie initiale, puis recouverts par une couche de 0,5 m de sédiments de curage provenant de la rivière, avant d'être plantés en prairie. Au moment de l'étude le site s'intégrait parfaitement dans son environnement rural et il présentait un aspect de prairie entretenue traditionnelle (Figure 81). Ainsi, la végétation était dense et homogène sur l'ensemble du site et des arbustes étaient présents à la périphérie.



Figure 81 : Vue du site 3

DEVELOPPEMENT VEGETAL

Colonisation d'un site par la végétation

Sur le site 1, la végétalisation des sous-produits papetiers s'est faite de manière spontanée, principalement par dissémination de la flore environnante développée sur des sols issus de formations gréseuses acides (aucune graine n'était initialement contenue dans les boues). La colonisation spontanée par les végétaux semble intervenir dès la deuxième année si le stockage n'est pas perturbé par des activités anthropiques.

La caractérisation des espèces qui se sont spontanément implantées sur le site (Tableau 20) permet, d'une part, d'apprécier la fertilité générale des boues et d'autre part d'étudier le mode de répartition de la végétation.

Zone 1 : La végétation était dense et recouvrante, mais la diversité en terme d'espèce était limitée (12 espèces étaient présentes, 3 étaient retrouvées fréquemment). Le liseron, caractéristique des haies et des lieux frais et humides, était particulièrement abondant.

Zone 2 : Le couvert végétal était globalement clairsemé. En réalité, on observait que des zones à densité plus forte se développaient sur les points hauts. La végétation était plus diversifiée (15 espèces) et plusieurs espèces (6) sont relativement abondantes. Le laiteron âpre et l'eupatoire chanvrine, tous deux hygrophiles et caractéristiques de substrat eutrophe, étaient très présents dans cette zone. Ponctuellement dans les points bas, des zones d'accumulation d'eau stagnante étaient visibles où la végétation ne se développait pas du tout.

Tableau 20 : Identification, caractéristiques et fréquence des espèces présentes sur le site 1

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Famille botanique	Caractères qualificatifs				Abondance dans la zone 1	Abondance dans la zone 2
			Hyg	Neu	C	N		
Laiteron des champs	<i>Sonchus arvensis</i> L.	Astéracées	-	-	-	+	présent	présent
Laiteron âpre	<i>Sonchus asper</i>	Astéracées	+	+	-	-	présent	fréquent
Eupatoire chanvrine	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Astéracées	+	-	-	-	présent	fréquent
Armoise commune	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Astéracées	-	-	-	+	présent	fréquent
Achillée mille feuilles	<i>Achillea millefolium</i>	Astéracées	-	+	+	+	absent	présent
Matricaire camomille	<i>Matricaria recutita</i> L.	Astéracées	-	-	-	+	présent	présent
Renouée persicaire (Pied rouge)	<i>Polygonum persicaria</i> L.	Polygonacées	+	-	-	-	absent	fréquent
Renouée Liseron (vriillée sauvage)	<i>Polygonum convolvulus</i>	Polygonacées	+	-	-	-	présent	fréquent
Renouée des oiseaux (traînasse)	<i>Polygonum aviculare</i> L.	Polygonacées	+	-	-	-	fréquent	absent
Patience à feuilles obtuses	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Polygonacées	+	-	-	+	absent	présent
Rumex aggloméré	<i>Rumex conglomeratus</i>	Polygonacées	+	-	-	-	présent	absent
Plantain majeur (langue d'agneau)	<i>Plantago major</i> L.	Plantaginacées	-	+	+	-	absent	présent
Épilobe à 4 angles	<i>Epilobium tetragonum</i>	Onagracées	+	-	-	-	fréquent	présent
Érable champêtre	<i>Acer campestre</i> L.	Acéracées	-	-	+	-	absent	présent
Passerage densiflore	<i>Lepidium densiflorum</i>	Brassicacées	-	-	-	+	absent	fréquent
Molène bouillon blanc	<i>Verbascum thaspus</i>	Scrophulariacées	-	-	-	-	absent	présent
Liseron des haies	<i>Calystegia sepium</i> L.	Convolvulacées	+	-	-	-	fréquent	absent
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Lythracées	+	-	-	-	présent	absent
Jonc articulé	<i>Juncus articulatus</i>	Joncacées	+	-	-	-	absent	présent

Hyg : Caractère hygrophile Neu : Caractère neutrophile C : Caractère calciphile N : caractère nitrophile
 + : oui
 - : non

Végétalisation de stockages de sous-produits papetiers

Il apparaît en tout premier lieu que le développement de végétaux sur un substrat constitué uniquement de sous-produits industriels est possible (Jocteur-Monrozier, 1973), en particulier sur les boues de papeterie. La colonisation spontanée par des végétaux est très nettement observable, elle est croissante au cours du temps et peut même, au bout d'une période de 5 ans, aboutir à une végétation couvrante, relativement dense. Globalement, le développement végétatif, s'il est significatif, semble tout de même limité par les conditions imposées par le substrat. Ainsi la densité d'implantation est en tout premier lieu très fortement conditionnée par l'état hydrique des matériaux et donc relié à la topographie de la zone. Les plantes qui se sont développées sur le site 1 sont de nature rudérale, pionnière, hygrophile. Quelques plantes nitrophiles (6) ont pu se développer sur un substrat pourtant caractérisé par sa pauvreté en azote et un C/N élevé (de 50 à 100), ce qui laisse à penser que ses teneurs faibles en azote ne constituent pas forcément un élément limitant. La présence de quelques

plantes calciclinales a pu être favorisée par les teneurs élevées en calcium des sous-produits papetiers, malgré la rareté de ce type de végétaux dans l'environnement acidocline immédiat du stockage. Cette analyse est conforme à la nature des produits papetiers : humidité importante, neutrophilie marquée et forte teneur en calcium.

Par ailleurs, le développement racinaire est fortement conditionné par l'état de structuration du sol et ses propriétés mécaniques. Ainsi la profondeur d'enracinement des végétaux développés sur le site est-elle limitée à la partie supérieure du profil (20 - 40 cm) où des structures (macro-structure et/ou microstructure) sont visibles et où l'humidité est plus faible. Notons d'ailleurs que l'interaction entre ces deux paramètres (humidité du sol, structuration) et le développement de végétaux est très forte.

Enfin, il apparaît que la présence de végétaux modifie de manière très conséquente les propriétés des sous-produits papetiers (structuration, abaissement des teneurs en eau, apport de matière organique par les végétaux, début d'humification).

PREMIERS STADES D'EVOLUTION PEDOGENETIQUES DES SOUS-PRODUITS PAPERIERS

Description morphologique

Quatre profils, répartis sur les trois sites, avaient fait l'objet d'une description.

Les deux premiers profils étaient situés sur le site 1. Le profil 1 (Figure 82a) était plus précisément localisé dans sa partie centrale, c'est-à-dire dans la zone 2. Il présentait une forte homogénéité sur toute sa profondeur (50 cm). L'horizon de surface (0 – 8 cm) se distinguait par une couleur gris-beige ou gris-brun qui s'éloignait de la couleur initiale des sous-produits papetiers (gris-bleu), caractéristique de l'horizon inférieur (> 8 cm). L'horizon supérieur présentait une structure polyédrique plus ou moins poussée mais nettement visible, de taille centimétrique. En ce qui concerne l'horizon inférieur la structure était massive et seules les formes d'agglomérats de boue pouvaient être distingués. Il résultait de ces propriétés contrastées une porosité plus importante dans le premier horizon que dans le second, ainsi qu'un caractère plus friable. La présence de taches noires de réduction était à noter dans la partie inférieure du profil qui traduisait des phénomènes d'hydromorphie. De plus, une forte odeur de boue de STEP et de sulfure était également associée à ces boues de fond de fosse.

Le profil 2 (Figure 82b) se trouvait sur la couronne du site 1, c'est-à-dire dans la zone 1, qui correspondait au stockage le plus ancien et le mieux végétalisé. Une différenciation en trois sous-horizons était très nette au sein du profil. L'horizon supérieur (0 – 5 cm) présentait des caractéristiques de différenciation très marquée. De couleur beige, laissant supposer un début d'humification, il était très bien structuré. Une sur-structure en feuillets de 2 à 3 cm et une structure grumeleuse pluri-millimétrique très nette étaient observées. Cette structuration était associée à une faible compacité de l'horizon et à un développement abondant de racines. L'horizon 2 (5 – 25 cm) était très compact et rappelait les propriétés de marnes indurées. Des structures polyédriques se distinguaient, qui pouvaient atteindre des dimensions importantes (20 cm). Des marbrures brunes étaient visibles et l'activité biologique y était très présente, ainsi que les racines qui pénétraient relativement bien entre les fentes. L'horizon 3 (> 25 cm) était très semblable à l'horizon 2 du profil 1. La boue était peu évoluée et peu structurée. Notons enfin des traces de lombrics sur l'ensemble du profil, y compris à sa base.

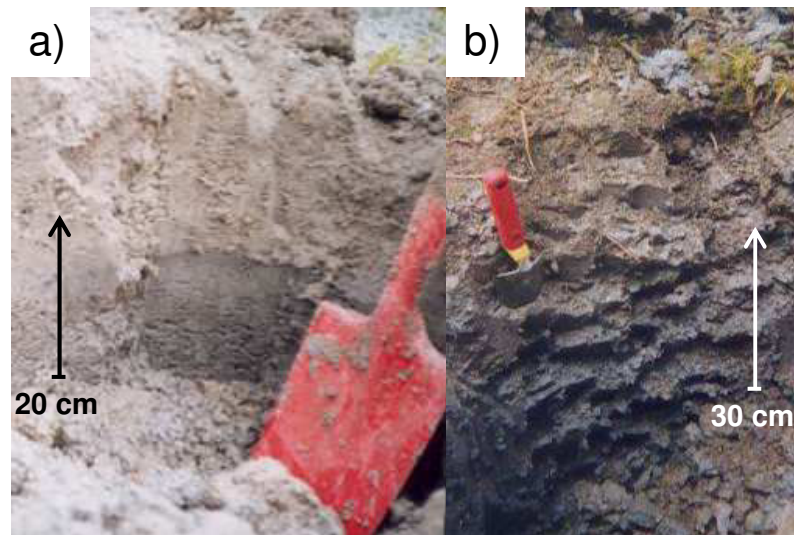


Figure 82 : Site 1 a) profil 1 (zone 2) ; b) profil 2 (zone 1)

Le profil 3 (Figure 83), situé sur le site 2, était celui qui présentait le niveau d'évolution le plus avancé. En effet, les indices d'une nette humification étaient visibles dans l'horizon de surface (0 – 9 cm). La structure était grumeuleuse, avec une sur-structure polyédrique. La friabilité d'échantillons prélevés était même proche d'un horizon de surface agricole par exemple. L'activité biologique était très importante et la densité racinaire élevée. L'horizon 2 (9 – 40 cm) était de couleur bleu-brun. Il était formé de structures polyédriques pluri centimétriques. Des racines étaient visibles sur toute la profondeur de l'horizon. Selon le même schéma que précédemment, le troisième horizon (> 40 cm) était celui qui présentait le moins d'évolution par rapport aux sous-produits papetiers de départ. Le caractère plastique était très marqué, la siccité était voisine de celle des boues de papeteries en sortie de station et la structure était massive, avec une micro-structure fibreuse similaire à celle des boues de l'époque.

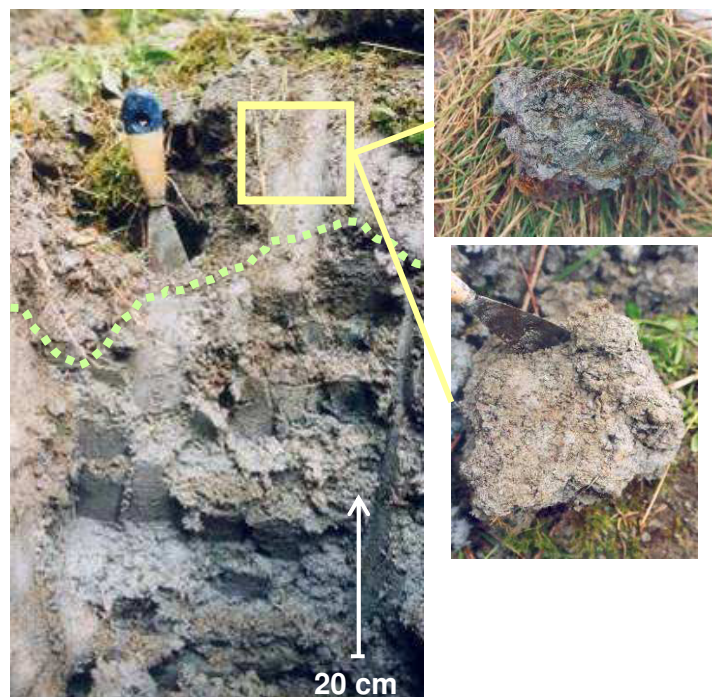


Figure 83 : Site 2, profil 3

Le profil 4 (Figure 84) était situé sur le site 3 et, comme nous l'avons vu, avait une configuration différente du fait de son mode de mise en oeuvre. Il était en réalité constitué de la superposition de deux matériaux : des boues de papeterie surmontées de remblais de sédiments. Notre description ne porte pas sur l'horizon 1, de surface constitué de sédiments (0 – 40 cm). Les sous-produits papetiers, en raison de leur disposition en profondeur (> 40 cm), n'étaient pratiquement pas affectées par la présence de végétaux et n'étaient pas en contact direct avec l'atmosphère. Ainsi, un second horizon peut être défini (38 – 45 cm) à l'interface des deux matériaux. Il présentait un mélange des deux matériaux, certainement réalisé au moment de la mise en place. Les agglomérats de boue étaient encore nettement visibles à cet endroit et ils n'avaient pas subis d'évolution. Cet horizon était structuré en agrégats polyédriques centimétriques. En dessous et sur quelques cm, un horizon 3 pouvait être défini où étaient discernables de nombreuses taches noires, attribuées comme pour le profil 1 à des phénomènes de stagnation d'eau et donc de réduction. Enfin, le dernier horizon (> 48 cm) présentait de manière désormais caractéristique des propriétés très voisines de celles des sous-produits papetiers non évolués.

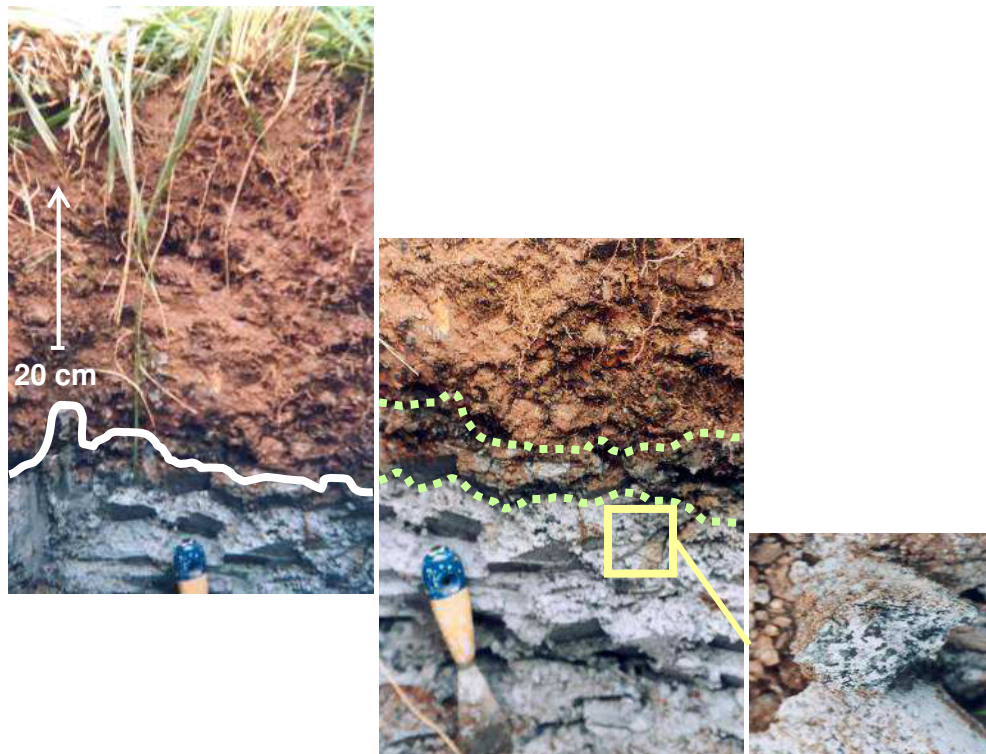


Figure 84 : Site 3, profil 4

Schéma de différenciation et d'évolution des sous-produits papetiers

L'évolution des sous-produits papetiers sur les périodes de temps considérées et dans les conditions de stockage testées est significative. Dans le cas du stockage en plein air, une nette différenciation en horizons est observable. Le modèle est à peu près le même pour tous les profils, tout en étant plus ou moins marqué traduisant une évolution plus ou moins poussée :

- un horizon 1 [assimilé à un horizon A] dont l'épaisseur peut varier de 5 à 10 cm, présentant des teneurs en eau fortement abaissées par rapport au produit initial, de couleur gris beige à gris brun qui témoigne du processus d'humification. Une structuration à plusieurs échelles semble se mettre en place avec

apparition d'une macroporosité importante (action des racines et des macro organismes) comme en témoin notamment les valeurs faibles de densité apparente ;

- un horizon 2 [assimilé à un horizon (B)] intermédiaire d'une épaisseur de 5 à 30 cm, qui présente certains critères d'évolution comme la présence de racines, l'apparition de structures plus ou moins distinctes et le caractère peu plastique, mais où l'humidité est encore élevée (50 à 100 %) ;
- enfin, un horizon 3 [assimilé à un horizon C] dont les caractéristiques sont très proches de sous-produits papetiers en sortie de station : siccité faible, pas de structuration (hormis celle des fibres de papier) et des conditions anaérobies favorisant le développement de taches noires.

Par contre, si les sous-produits papetiers ne sont en contact ni avec l'air, ni avec les végétaux, les observations réalisées sur le site 3 montrent que leur évolution est limitée à l'interface entre les deux matériaux (quelques cm). Cette stabilité physique des boues confinées semble vérifiées même sur une période relativement longue (10 ans).

Fonctionnement hydrique

Des mesures de teneur en eau ont été réalisées sur les profils 1 et 2. L'humidité des deux profils augmentait avec la profondeur depuis la surface (40 – 55 % d'humidité), jusqu'à 150 cm de profondeur (150 – 185 % d'humidité). Par ailleurs une différence significative était observée sur l'humidité des deux profils, en particulier de 0 à 50 cm. Le profil 1 était ainsi significativement plus humide (40 %) que le profil 2. Cependant, même en considérant toute la profondeur, le profil 2 était plus sec que le profil 1 (Figure 85).

Ces mesures étaient à relier avec les facteurs « durée de stockage » (1 an de plus sur le profil 2 que sur le profil 1), « topographie » (le profil 2 était sur un point haut du site, alors que le profil 1 était dans une dépression), « végétation » (les résultats précédents avaient mis en évidence une densité végétale plus forte sur la zone 1 que sur la zone 2) et dans une certaine mesure avec les observations morphologiques qui avaient mis en évidence une évolution et une structuration plus poussée sur le profil 2 que sur le profil 1.

En effet, un cercle vertueux semble relier tous les facteurs étudiés et conduire, en même temps qu'à l'initiation de la pédogenèse, à la baisse significative des teneurs en eau du profil de sous-produits papetiers.

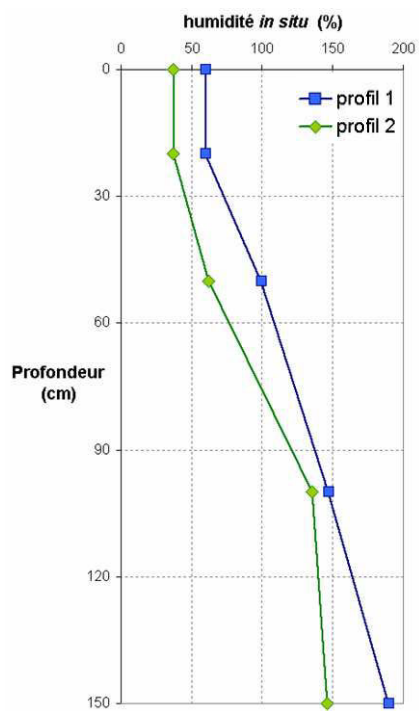
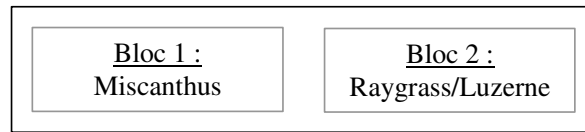


Figure 85 : Teneur en eau en fonction de la profondeur des profils 1 et 2

Annexe 2. Disposition des vases de végétation dans la serre



Bloc 1

100/0 M 1	0/100 M 3	80/20 M 1	ta M 3	0/100 M 4	100/0 M 4	50/50 M 2	35/65 M 1	35/65 M 4	35/65 M 2
0/100 M 2	TA M 4	20/80 M 2	35/65 M 5	65/35 M 4	65/35 M 5	50/50 M 4	20/80 M 3	100/0 M 2	20/80 M 1
80/20 M 4	50/50 M 1	65/35 M 3	0/100 M 5	80/20 M 2	100/0 M 5	65/35 M 1	TA M 2	80/20 M 3	35/65 M 3

50/50 M 3	80/20 M 5	50/50 M 5	65/35 M 2
20/80 M 4	20/80 M 5	TA M 5	
100/0 M 3	0/100 M 1	TA M 1	

100/0 RL 1	0/100 RL 3	80/20 RL 1	ta RL 3	0/100 RL 4	100/0 RL 4	50/50 RL 2	35/65 RL 1	35/65 RL 4	35/65 RL 2
0/100 RL 2	TA RL 4	20/80 RL 2	35/65 RL 5	65/35 RL 4	65/35 RL 5	50/50 RL 4	20/80 RL 3	100/0 RL 2	20/80 RL 1
80/20 RL 4	50/50 RL 1	65/35 RL 3	0/100 RL 5	80/20 RL 2	100/0 RL 5	65/35 RL 1	TA RL 2	80/20 RL 3	35/65 RL 3

50/50 RL 3	80/20 RL 5	50/50 RL 5	65/35 RL 2
20/80 RL 4	20/80 RL 5	TA RL 5	
100/0 RL 3	0/100 RL 1	TA RL 1	

La proportion volumique de la terre industrielle traitée est figurée en premier

M = Miscanthus

RL = Raygrass/Luzerne

exemple: 100/0 RL 1: 100 % de terre industrielle traitée/ 0% de sous-produits papetiers, ray-grass/luzerne, répétition 1

Annexe 3. Analyses physico-chimiques des ratios de mélange terre industrielle traitée / sous-produit papetier

	C org (g.kg ⁻¹)	N tot (g.kg ⁻¹)	C/N	MO (g.kg ⁻¹)
TIT	45,9	0,87	52,8	79
80/20	60,0	1,15	52,3	104
65/35	67,9	1,42	47,7	117
50/50	69,8	1,76	39,7	121
35/65	78,1	2,14	36,4	135
20/80	98,5	3,13	31,5	170
SPP	145,0	5,28	27,5	251

	pH eau	pH KCl	CaCO3 total (g.kg ⁻¹)	CaCO3 actif (g.kg ⁻¹)
TIT	8,97	8,31	247	3,81
80/20	8,38	8,30	261	4,55
65/35	8,38	8,28	287	5,36
50/50	8,36	8,28	333	
35/65	8,31	8,29	363	10,90
20/80	8,30	8,31	419	9,58
SPP	7,99	8,44	527	28,80

	Pass (g.kg ⁻¹)	K éch (g.Kg ⁻¹)	N minéral (g.kg ⁻¹)
TIT	0,049	0,213	0,003
80/20	0,067	0,278	0,005
65/35	0,058	0,272	0,007
50/50	0,053	0,270	0,016
35/65	0,037	0,224	0,010
20/80	0,030	0,221	0,022
SPP	0,013	0,199	0,045

	CEC (cmol ⁺ .kg ⁻¹)	Na éch (g.kg ⁻¹)	Mg éch (g.kg ⁻¹)	Ca éch (g.kg ⁻¹)
TIT	6,70	0,032	0,123	9,01
80/20	7,30	0,036	0,114	8,91
65/35	7,31	0,046	0,120	8,87
50/50	7,29	0,059	0,124	8,70
35/65	6,77	0,069	0,123	8,24
20/80	6,69	0,102	0,140	8,21
SPP	4,56	0,182	0,136	8,10

	Hcc	Hp _f	RU
TIT	18,8	7,8	11,0
80/20	20,6	8,1	12,5
65/35	22,3	9,6	12,7
50/50	25,2	12,4	12,7
35/65	30,1	17,8	12,3
20/80	35,2	23,4	11,8
SPP	50,2	26,9	23,4

	Da	Dr	Porosité totale
TIT	1,44	3,71	0,61
80/20	1,22	2,90	0,58
65/35	1,11	2,84	0,61
50/50	1,09	2,75	0,60
35/65	0,95	2,65	0,64
20/80	0,88	2,51	0,65
SPP	0,68	2,22	0,69

TIT : terre industrielle traitée
SPP : sous-produit papetier

Hcc : humidité à la capacité au champ
Hp_f : humidité au point de flétrissement
RU : réserve utile
Da : densité apparente
Dr : densité réelle

Annexe 4. Comparaison de la dissolution mesurée et modélisée de sulfates dans les mélanges

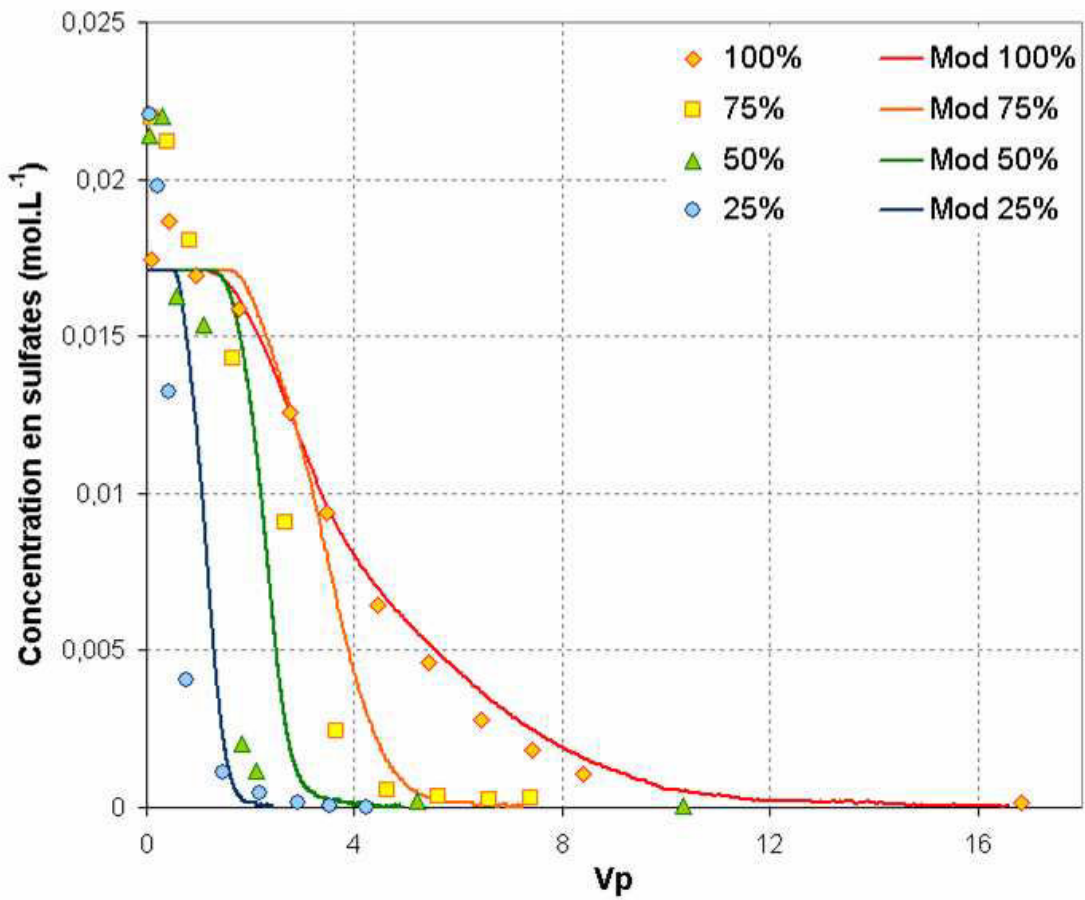


Figure 86 : Comparaison de la dissolution de sulfates mesurées et modélisées (Mod)

à l'aide du code de calcul IMPACT dans les ratios de mélange terre industrielle traitée / sous-produit papetier

Annexe 5. Principe du formalisme de la modélisation colonne / parcelle

Paramètres mesurés sur les dispositifs

PROPRIETES DES MATERIAUX PARENTS

d_{TIT} , d_{SPP} , d_M , d_{CDV} ($t.m^{-3}$) : densités solides pour respectivement la terre industrielle traitée (TIT), le sous-produit papetier (SPP), le mélange 50/50 terre et sous-produit papetier (M), le compost de déchets verts (CDV).

EXPERIMENTATIONS EN COLONNE SUR CHAQUE MATERIAU

V_c (L) : volume de solution percolé

V_{lit_c} (L) : volume de matériau présent dans la colonne ou volume du lit

V_{p_c} (L) : volume poreux de la colonne

m_c (kg) : masse de matériau (sec) présent dans la colonne

$[Ca]_c$ ($\mu g.L^{-1}$) : concentration en calcium dans le lixiviat de colonne

MESURES REALISEES SUR CHACUN DES HORIZONS DES PARCELLES

i : indice numéro de l'horizon

V_i (m^3) : volume de matériau dans l'horizon i

d_i ($t.m^{-3}$) : densité apparente du matériau de l'horizon i

CR_i (%) : humidité massique du matériau de l'horizon i à la capacité de rétention (valeur d'humidité seuil pour l'écoulement)

$\theta_{i,t0}$ (%) : humidité massique du matériau de l'horizon i au moment de la mise en place du dispositif

Paramètres calculés à partir des paramètres parcelles et colonne

POROSITE D'UN HORIZON

ε_i : porosité de l'horizon i

Pour ce calcul, c'est la mesure de densité solide du matériau constitutif de l'horizon. Par exemple pour un horizon constitué de terre de désorption :

$$\varepsilon_i = 1 - (d_i / d_{TIT})$$

VOLUME POREUX D'UN HORIZON

V_{p_i} (m^3) : volume poreux de l'horizon i

$$V_{p_i} = \varepsilon_i V_i$$

MASSE DE MATERIAU D'UN HORIZON

m_i (t) : masse de matériau sec de l'horizon i

$$m_i = d_i V_i$$

VOLUME D'EAU A L'ECOULEMENT

V_{CRi} (m³) : volume d'eau présent dans l'horizon i à la capacité de rétention (*densité de l'eau prise égale à 1*).

$$V_{CRi} = m_i CR_i$$

VOLUME D'EAU INITIAL

V_{i,t_0} (m³) : volume d'eau présent dans l'horizon i à la mise en place (*densité de l'eau prise égale à 1*).

$$V_{i,t_0} = m_i \theta_{i,t_0}$$

Analogies colonne/parcelle

DEFINITION DES SYSTEMES ETUDIES

L'objectif est de prédire la composition de la solution de percolation de la parcelle en fonction des compositions des eaux de percolation mesurées sur les colonnes (Figure 87). L'analogie entre les deux types de système doit faire face à trois différences majeures :

- Les conditions hydrique différentes : matériau parent sec à t_0 en conditions contrôlées, matériau naturellement humide au moment de la mise en place des parcelles lysimétriques ; conditions saturées en régime permanent dans un cas, insaturées en régime variable dans l'autre,
- Les interactions entre les matériaux : inexistantes dans un cas, directes *via* la solution de percolation dans l'autre,
- La nature de la solution d'alimentation : une solution de CaCl₂ dans un cas, l'eau de pluie dans l'autre.

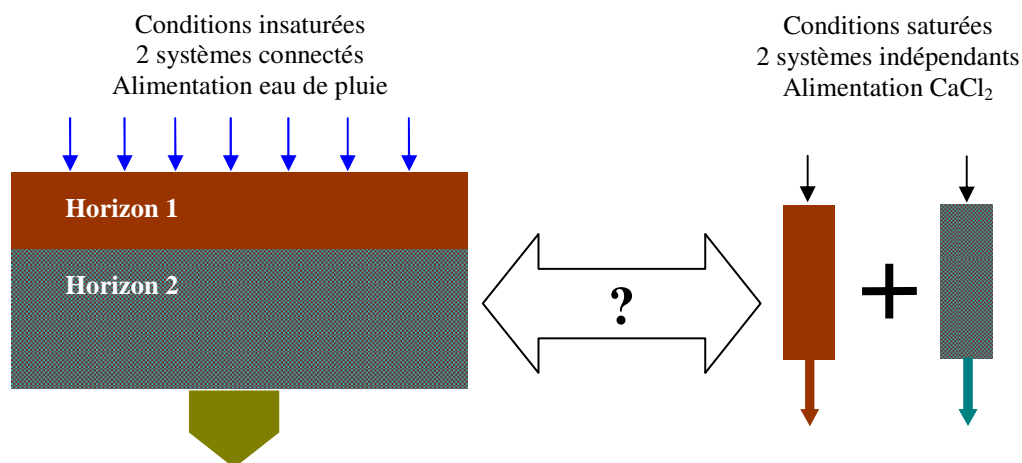


Figure 87 : Définition des systèmes parcelle et colonne

SUPERPOSITION DE COLONNES ET NORMALISATION

Afin de réaliser le changement d'échelle entre les deux dispositifs, les courbes de percées sont normées par rapport au volume de matériau. De plus, contrairement à l'habitude, les courbes de percées sont données en

Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol
fonction du volume de solution qui a percolé et non pas du volume de solution qui a été injecté, sachant que les expériences en colonne débutent dans un état initial saturé.

Etat initial

Le système initial considéré est constitué de i colonnes (Figure 88), correspondant aux i horizons à simuler.

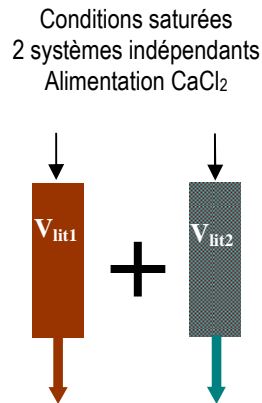


Figure 88 : Etat initial du système colonne

Première étape : changement d'échelle

Pour réaliser le changement d'échelle, le volume de solution percolée dans les expériences en colonnes de chacun des matériaux constitutif des horizons considérés (V_c) est normé par le volume de lit (V_{lit}) puis d'effectuer l'opération en sens inverse en utilisant les volumes réels de chacun des horizons (Figure 89).

Courbe de percée sur colonne	Courbe de percée normée	Courbe de percée sur l'horizon i
$[ETM]_c = f(V_c)$	$[ETM]_c = f(V_c/V_{lit_c})$	$[ETM]_i = f(V_i V_c/V_{lit_c})$

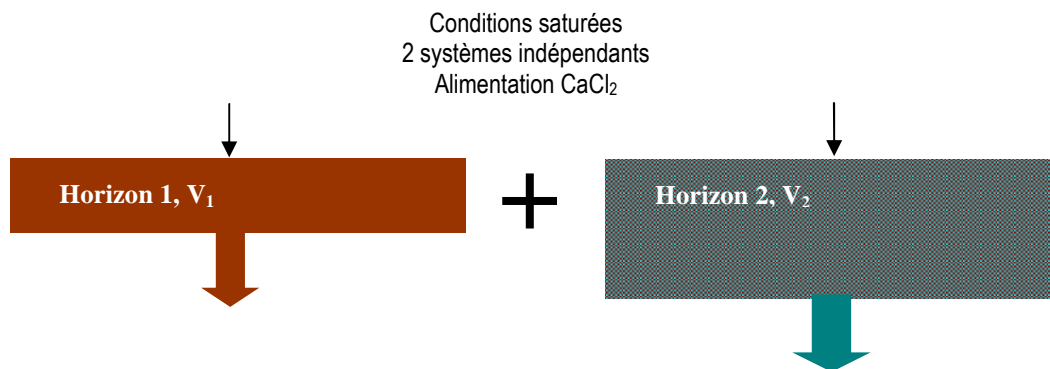


Figure 89 : Changement d'échelle colonne terrain

Deuxième étape : passage en conditions insaturées

Pour faire l'analogie entre les résultats obtenus sur des colonnes saturées et des données obtenues sur les mêmes systèmes insaturés nous devons faire les hypothèses suivantes.

Hyp. 1 : Le transport dans les colonnes et dans les horizons est de type piston dans un système homogène et les interactions chimiques sont à l'équilibre. Il en découle que les solutés suivent l'équation de convection-dispersion unidimensionnel. Il n'y a pas d'écoulement préférentiel.

Hyp. 2 : En conditions insaturées, l'écoulement s'effectue en régime hydrique stationnaire (i.e. taux de saturation constant). Le taux d'humidité est pris égal à la valeur de la capacité au champ, valeur seuil qui conditionne l'écoulement (par définition)

D'après ces hypothèses, pour passer de conditions saturées à des conditions insaturées il suffit de normer les volumes percolés par rapport au volume d'eau présent. En conditions saturées ce volume est V_{pi} alors qu'en conditions insaturées (telles que définies plus haut) il s'agit de V_{CRi} .

Troisième étape : juxtaposition des systèmes ou superposition des horizons

La juxtaposition des systèmes est une opération délicate car elle suppose une hypothèse très forte de non interaction chimique (cf. ci-dessous) ainsi qu'une définition et une connaissance précise de l'état initial du système.

Hyp. 3 : Non interaction chimique des systèmes. On réalise une « addition » des contributions de chacun des matériaux sans tenir compte d'éventuelles interactions chimiques. Les solutions sont considérées comme des traceurs des horizons qui ne les génèrent pas. On ne tient compte que d'un éventuel facteur retard.

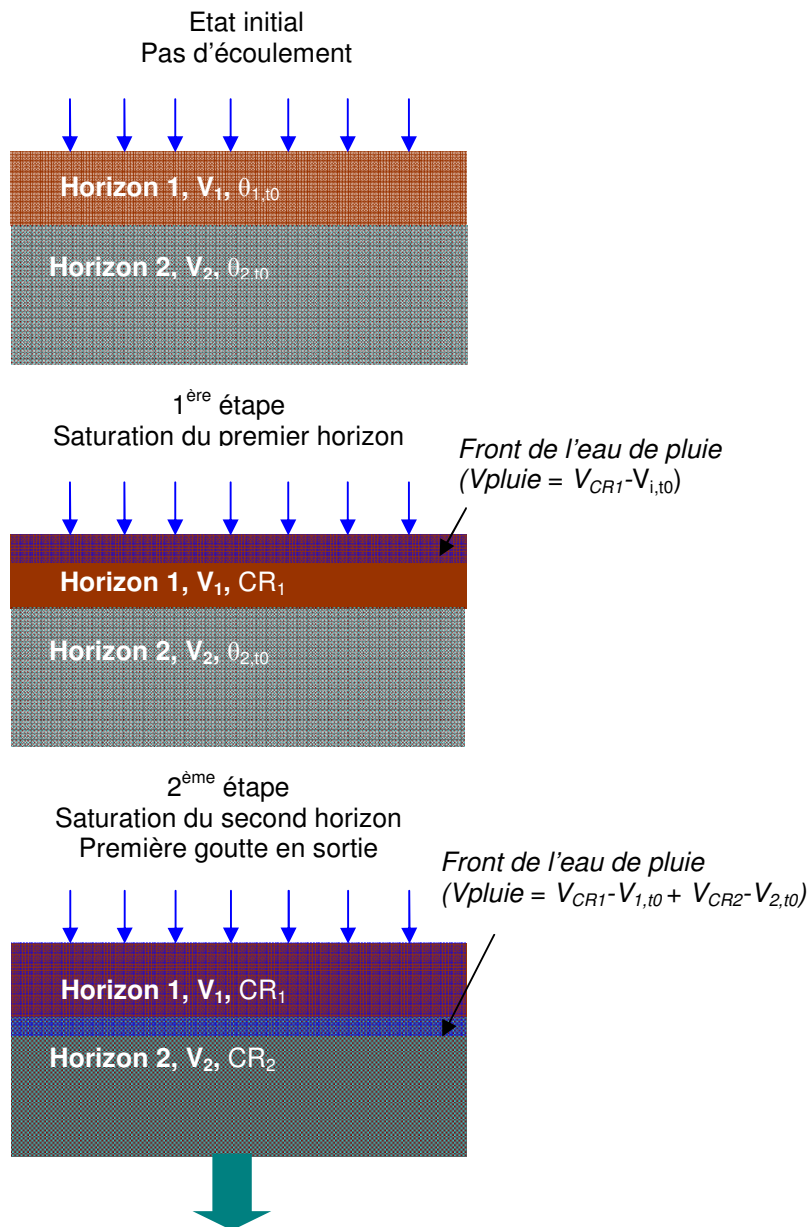


Figure 90 : Principe de fonctionnement de la simulation colonne / terrain

D'après le schéma de principe (Figure 90), il faut donc additionner les contributions de :

L'horizon 2 avec une courbe de percée obtenue *via* la normalisation par V_{CR2} ,

L'horizon 1, avec une courbe de percée obtenue *via* la normalisation par V_{CR1} et retardée d'un volume égal à $V_{CR2} - V_{2,t0}$

L'eau de pluie retardée d'un volume égal à $V_{CR1} - V_{1,t0} + V_{CR2} - V_{2,t0}$.

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :

Monsieur David ROSSITER, Directeur de Recherche, ITC, Enschede, Pays-Bas

Monsieur Guy RICHARD, Directeur de Recherche, Centre de Recherche d'Orléans, Olivet

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Monsieur SÉRÉ Geoffroy

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE,
une thèse intitulée :

"Fonctionnement et évolution d'un Technosol issu d'un procédé de construction de sol"

en vue de l'obtention du titre de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Spécialité : « **Sciences agronomiques** »

Fait à Vandoeuvre, le 06 juin 2007

Le Président de l'I.N.P.L.,

F. LAURENT



NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 5 4 5 0 1
VANDŒUVRE CEDEX

Résumé

Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol

La restauration des fonctions des sols est une étape clé de la requalification des sites dégradés par les activités humaines. Ces opérations nécessitent de disposer de procédés de remise en état du couvert pédologique favorisant la résilience écologique. Ils génèrent de nouveaux sols dont il faut prévoir l'évolution. Notre objectif est de caractériser le fonctionnement et la pédogenèse de sols construits à l'aide d'un nouveau procédé fondé sur la formulation de déchets et sous-produits (terre industrielle traitée, sous-produit papetier, compost). Dans ce but, des colonnes en laboratoire ainsi que des parcelles lysimétriques *in situ* ont été mises en place. Des paramètres descriptifs des fonctionnalités et de la pédogenèse des sols construits ont été mesurés. Les résultats ont montré que les matériaux parents présentent des propriétés aptes à remplir des fonctions comme la fourniture d'éléments ou la rétention en eau. Les sols construits remplissent les rôles de support de végétation, d'échange/filtre et de support de la biodiversité comme des sols naturels. Les premiers stades de leur évolution pédogénétique se caractérisent par leur intensité, leur rapidité et leur caractère non habituel (e.g. dissolution conjointe de gypse et de calcite). La prospective sur l'évolution des sols construits démontre que, de Technosols, ils évoluent vers des types de sols analogues aux sols naturels. Ce cheminement nous conduit à proposer une évolution de la classification des sols très anthropisés sur des critères génétiques. Enfin, les bases de la modélisation de la pédogenèse des sols très anthropisés sont posées ainsi que celles d'un outil d'aide à la décision pour le génie pédologique.

Mots-clés : sols très anthropisés, matériaux techniques, pédologie prédictive, génie pédologique, requalification de sites dégradés

Abstract

Functioning and pedogenic evolution of Technosols to come from a process of soil construction

Human activities induce growing impacts on soils. This has produced derelict lands that need thorough reclamation to minimize their negative effect on the environment. A better knowledge and control of the evolution of highly anthropized soils is needed in order to achieve a sustainable management of these sites. This work emphasizes on both the development of a process of soil construction with wastes and by-products (paper sludge, treated industrial soil, compost) and the study of the functioning and pedogenic evolution of the constructed soils. The project relies on both in situ pilot scale application and lab-scale experiments. The characterization of the parent materials and their compounding highlighted their properties and their originalities compared to geological or pedological materials. The study of the functioning of constructed soils demonstrated that they could fulfil the soil basic functions. In this way, the process has been able to achieve the reclamation of the pedological cover and initiate the ecological resilience. The nature, the intensity and the kinetics of the pedogenic processes have been identified. It appeared that the reactions were very fast and that they sometimes strongly differ from the natural local pedo-climate (e.g. dissolution of gypsum, amorphous silica). We suggest that they will spontaneously evolve to analogous natural form of soils. Our results are confronted with the present classification of the Technosols and some propositions are made in favour of a more genetic-oriented way. Some thoughts about the modelling of the pedogenesis of very anthropized soils are proposed. At last, this work evocates the basis for the development of a decision tool for the pedo-engineering approach.

Keywords: highly anthropized soils, technic materials, predictive pedology, pedo-engineering, derelict land reclamation