



Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND

Guillaume Stoltz

► To cite this version:

Guillaume Stoltz. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND. Sciences de l'ingénieur [physics]. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2009. Français. NNT: . tel-00372543

HAL Id: tel-00372543

<https://theses.hal.science/tel-00372543>

Submitted on 1 Apr 2009

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

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

UNIVERSITE JOSEPH FOURIER - GRENOBLE 1

THESE

préparée au

Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE)

dans le cadre de

L'Ecole Doctorale Terre, Univers, Environnement

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE JOSEPH FOURIER

Spécialité : Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement

présentée par

Guillaume STOLTZ

intitulée

**Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé,
déformable et à double porosité : application aux ISDND***

* Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux

Soutenue le 24 février 2009 devant la commission d'examen

Philippe DELMAS	Rapporteur	Professeur, CNAM
Michel QUINTARD	Rapporteur	Directeur de recherche, IMFT
Jean-Pierre GOURC	Directeur de thèse	Professeur, LTHE
Andreas HAARSTRICK	Examineur	Professeur, Technische Universität Braunschweig
Laurent OXARANGO	Examineur	Maître de conférence, LTHE
Estelle REDON	Examineur	Ingénieur de Recherche, Veolia Environnement
Isabelle HEBE	Membre invité	Ingénieur, ADEME

Travail de recherche préparé dans le cadre d'une convention ADEME

Remerciements

Ce travail de recherche a été réalisé au LTHE dans le cadre d'une thèse de doctorat cofinancée par l'ADEME et Veolia Environnement.

Je remercie grandement mon directeur de thèse **Jean-Pierre Gourc**, professeur à l'Université Joseph Fourier qui m'a proposé cette thèse en la suivant attentivement, qui m'a soutenu dans les moments difficiles, qui m'a largement fait confiance pour l'exploration de nouvelles pistes et qui m'a toujours poussé à donner le meilleur de moi-même. Les maintes péripéties, les nombreuses discussions ainsi que les voyages enrichissants resteront gravés dans ma mémoire. Jean-Pierre, je te remercie pour l'attention et la gentillesse que tu as eues pour moi.

Je tiens également à présenter mes sincères remerciements aux membres du jury, à commencer par **Philippe Delmas**, professeur à la chaire de géotechnique du Conservatoire National des Arts et Métiers et **Michel Quintard**, directeur de recherche CNRS à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse qui ont accepté de juger ce travail de thèse en tant que rapporteurs. Je remercie également **Andreas Haarstrick**, professeur à la Technische Universität de Braunschweig qui a accepté de lire mon mémoire en français et de faire le grand écart entre sa discipline de prédilection et la mienne. Je tiens à remercier particulièrement **Laurent Oxarango** pour sa vision éclairée des transferts dans les déchets. Une partie significative de l'interprétation des résultats expérimentaux découle de nos nombreuses discussions. Un grand merci à **Estelle Redon**, ingénieur de recherche à Veolia Environnement, qui a pris le suivi de cette thèse en cours de route avec un investissement remarquable. Merci Estelle pour ta relecture minutieuse de ce manuscrit en un temps record ! Merci enfin à **Isabelle Hébé**, ingénieur à l'ADEME qui a participé au lancement de cette thèse coté ADEME et assuré le suivi.

Je remercie ensuite **Thomas Lagier**, ingénieur de recherche à Veolia Environnement qui a permis de lancer cet important programme de recherche, notamment par le financement de quatre cellules de laboratoire uniques, les CICLADE. Je remercie également **Damien Chenu**, ingénieur de recherche à Veolia Environnement pour l'ensemble des échanges bénéfiques que nous avons eu.

Je ne remercierai jamais assez **Henri Mora** et **Yves Orengo**, ingénieurs de recherche, pour l'aide à la réalisation de la cellule de compression oedo-perméamètre, qui est au cœur de cette thèse. Henri, Yves, vous trouverez ici toute ma reconnaissance et ma sympathie.

Que toutes les personnes qui ont contribué à faire de ces trois années une expérience inoubliable trouvent ici mes sincères remerciements. Je pense notamment à **Matthias Staub**, collègue et néanmoins ami, successeur des cellules CICLADE. Je te remercie pour le suivi d'Andros que tu as fait consciencieusement et te souhaite bon courage pour ta thèse !

Je songe également à mes amis **Camille** et **Olivier** avec qui une grande amitié a continué de grandir durant ces trois ans, et je souhaite qu'elle perdure dans le temps.

Mes pensées se dirigent enfin vers ma famille, particulièrement **mes parents Dominique et Georges** ainsi que **Liliane** et **Catherine** pour leur bienveillance et leur soutien permanent.

Margot, toi qui partages ma vie, tes encouragements pleins d'espoir, ton attention chaleureuse et ta présence vitale m'ont donné la force d'aller au bout, MERCI pour tout...

Sommaire

Sommaire	5
Liste des sigles et abréviations	11
Glossaire	12
Notations.....	14
Introduction	17
 CHAPITRE I Etude des déchets en installations de stockage	23
I - 1 Les Déchets Non Dangereux en France.....	25
I - 1.1 La production de Déchets Non Dangereux	25
I - 1.2 Traitement des Déchets Non Dangereux	26
I - 1.3 Gisement des Déchets Non Dangereux traités en ISDND.....	27
I - 2 La filière de stockage de déchets non dangereux	29
I - 2.1 Le stockage en ISDND conventionnelle	29
<i>I - 2.1.1 Fonctionnement d'une ISDND</i>	<i>29</i>
<i>I - 2.1.2 Approches hydro-mécanique et bio-mécanique sur le stockage en ISDND.....</i>	<i>31</i>
I - 2.2 Le stockage en mode bioréacteur	32
<i>I - 2.2.1 Objectifs et modes de fonctionnement du bioréacteur.....</i>	<i>32</i>
<i>I - 2.2.2 Approches hydro-mécanique et bio-mécanique sur le stockage en mode bioréacteur.....</i>	<i>33</i>
 CHAPITRE II Propriétés physiques, biochimiques et biologiques du déchet... 35	
II - 1 Propriétés de la phase solide	37
II - 1.1 Composition - Nature des éléments	37
II - 1.2 Caractérisation de la matière	38
<i>II - 1.2.1 Répartition eau, matière organique et matière minérale.....</i>	<i>38</i>
<i>II - 1.2.2 Evaluation du potentiel de production de biogaz</i>	<i>39</i>
II - 1.3 Granulométrie et forme des éléments.....	40
II - 1.4 Classification multicritères	41
II - 2 Dégradation de la phase solide	45
II - 2.1 Composition et devenir de la matière organique	45
II - 2.2 Hydrolyse, étape initiale de la dégradation	47
II - 2.3 Dégradation aérobie	47
II - 2.4 Dégradation anaérobie	48

II - 2.5 Cinétique de production de biogaz.....	50
II - 2.6 Biofilms	51
II - 2.7 Importance de la biochimie sur le comportement mécanique et réciproquement.....	51
II - 2.7.1 Pertes de masse liées à la biodégradation.....	51
II - 2.7.2 Paramètres physico-chimique de la biodégradation	52
II - 3 Propriétés de la phase liquide	56
II - 3.1 Composition de la phase liquide	56
II - 3.2 Caractérisation physico-chimique	58
II - 3.3 Caractérisation chimique	58
II - 3.4 Paramètres physiques pour l'approche bio-hydro-mécanique	58
II - 3.4.1 Masse volumique.....	58
II - 3.4.2 Viscosité dynamique	59
II - 3.4.3 Tension superficielle.....	59
II - 3.4.4 Pression de la phase liquide.....	60
II - 3.5 Influence de la phase liquide sur le comportement hydro-mécanique	61
II - 3.5.1 Effet de la phase liquide sur le compactage et le tassement.....	61
II - 3.5.2 Densification du matériau dû à l'entraînement de fines	61
II - 3.5.3 Mise en pression due à un chargement rapide	62
II - 4 Propriétés de la phase gazeuse	64
II - 4.1 Composition du biogaz	64
II - 4.2 Paramètres physiques pour l'approche bio-hydro-mécanique	66
II - 4.2.1 Caractérisation thermique	66
II - 4.2.2 Masse volumique.....	66
II - 4.2.3 Viscosité dynamique	66
II - 4.3 Influence de la phase gazeuse sur le comportement hydro-mécanique.....	67

CHAPITRE III Propriétés structurales et comportement mécanique du déchet sous compression

III - 1 Définition des paramètres d'état	73
III - 1.1 Représentation du milieu poreux	73
III - 1.2 Masses volumiques associées au déchet	76
III - 1.3 Porosité et teneur en solide volumique.....	76
III - 1.4 Paramètres liés à la répartition des 3 phases.....	78
III - 1.4.1 Teneur en eau massique.....	78
III - 1.4.2 Teneur en eau et en gaz volumique.....	79
III - 1.4.3 Degrés de saturation en eau et en gaz	79
III - 1.5 Relations entre les paramètres d'état	79
III - 1.5.1 Masse volumique constitutive	79
III - 1.5.2 Quels paramètres pour déterminer tous les autres ?.....	80
III - 2 Mesure des paramètres d'état.....	81
III - 2.1 Teneur en eau massique.....	81
III - 2.1.1 Protocoles des références bibliographiques	81
III - 2.1.2 Définition du protocole de séchage adopté.....	82
III - 2.1.3 Gamme de variation de la teneur en eau	83
III - 2.2 Porosité	83

III - 2.2.1 Mesure de la porosité totale	83
III - 2.2.2 Utilisation de la porosité dans l'approche bio-hydro-mécanique	84
III - 2.3 Masse volumique constitutive	84
III - 3 Propriétés de rétention du milieu poreux.....	85
III - 3.1 Courbe de rétention (ou courbe de pression capillaire)	85
III - 3.1.1 Définition	85
III - 3.1.2 Détermination de la courbe de rétention en laboratoire	87
III - 3.1.3 Diagramme issu de la bibliographie	87
III - 3.1.4 Modélisation de la courbe de rétention	88
III - 3.1.5 Obtention de la distribution des tailles de pores à partir de la courbe de rétention	89
III - 3.2 Propriété de rétention après drainage gravitaire : « Capacité au champ ».....	89
III - 3.2.1 Définition	89
III - 3.2.2 Profil de capacité au champ d'un casier	90
III - 3.2.3 De quoi dépend la teneur en eau volumique à l'équilibre d'un échantillon en cellule de laboratoire.....	92
III - 3.2.4 Mesure de capacité au champ en cellule de laboratoire	94
III - 4 Compressibilité du déchet.....	95
III - 4.1 Mécanismes et modélisation du tassement.....	95
III - 4.1.1 Compactage et préconsolidation du déchet	96
III - 4.1.2 Prise en compte de la construction du casier	97
III - 4.1.3 Distinction entre tassement primaire et tassement secondaire	97
III - 4.1.4 Tassement primaire (fonction de la contrainte de compression).....	98
III - 4.1.5 Tassement secondaire (fonction du temps).....	98
III - 4.1.6 Représentation schématique du tassement primaire et secondaire	99
III - 4.1.7 Corrélations entre tassement et biodégradation	103
III - 4.2 Evolution des paramètres d'état avec le tassement.....	103
III - 4.2.1 En ne considérant que le tassement	103
III - 4.2.2 Evolution des paramètres d'état avec la profondeur	108
 CHAPITRE IV Ecoulements diphasiques de liquide et de gaz dans les déchets	
.....	111
IV - 1 Cadre théorique	113
IV - 1.1 Définition des paramètres hydrodynamiques	113
IV - 1.1.1 Loi de Darcy	113
IV - 1.1.2 Perméabilité intrinsèque (en conditions saturées).....	114
IV - 1.1.3 Perméabilités des phases liquide et gazeuse en conditions insaturées	115
IV - 1.1.4 Anisotropie de la perméabilité liée aux déchets	116
IV - 2 Lois d'écoulement en milieux poreux saturés et non-saturés	118
IV - 2.1 Loi de perméabilité intrinsèque.....	118
IV - 2.1.1 Modèle de Kozeny - Carman	118
IV - 2.1.2 Loi de Kozeny - Carman appliquée à la perméabilité au gaz.....	119
IV - 2.2 Modèles de perméabilité relative.....	119
IV - 2.2.1 Définition du degré de saturation effectif en liquide	119
IV - 2.2.2 Modèles de perméabilité à partir de la distribution de taille de pores.....	120
IV - 2.2.3 Modèle de Van Genuchten - Mualem.....	120

IV - 3 Application aux DND stockés en ISDND.....	121
CHAPITRE V Essais hydro-mécaniques court terme dans l'oedoperméamètre	125
V - 1 Principes des mesures hydro-mécaniques à l'oedoperméamètre	127
V - 1.1 Description générale de la cellule oedoperméamètre	127
V - 1.1.1 Principe	127
V - 1.1.2 Métrologie associée	128
V - 1.1.3 Equipement complémentaire	128
V - 1.1.4 Echantillonnage.....	129
V - 1.2 Mesure de porosité dans l'oedoperméamètre	129
V - 1.2.1 Teneur en eau volumique.....	129
V - 1.2.2 Porosité au gaz - méthode du pycnomètre au gaz	129
V - 1.2.3 Porosité au gaz - méthode du pycnomètre à l'eau en contre pression.....	132
V - 1.2.4 Comparaison avec un protocole d'imbibition différent.....	134
V - 1.2.5 Conclusion sur la mesure de la porosité totale.....	134
V - 1.3 Mesures de perméabilités dans l'oedoperméamètre	135
V - 1.3.1 Mesure de la perméabilité au gaz.....	135
V - 1.3.2 Mesure de la perméabilité à l'eau en conditions saturées	137
V - 1.4 Détermination de la courbe de rétention d'un échantillon dans l'oedoperméamètre	141
V - 1.4.1 Description du dispositif	141
V - 1.4.2 Détermination de la courbe en imbibition	141
V - 1.4.3 Détermination de la courbe en drainage	142
V - 1.5 Mesures hydro-mécaniques dans le transmissivimètre	143
V - 1.5.1 Description de la cellule transmissivimètre.....	143
V - 1.5.2 Mesure de la perméabilité horizontale	143
V - 2 Essais préliminaires dans l'oedoperméamètre	145
V - 2.1 Commentaires sur les tests de perméabilité au gaz.....	146
V - 2.2 Commentaires sur les résultats des courbes de succion	147
V - 2.2.1 Présentation des résultats.....	147
V - 2.2.2 Interprétation des courbes de succion en terme de diamètre de pores	149
V - 3 Campagne d'essai sur le déchet de Chatuzange [déchet A].....	151
V - 3.1 Caractérisation du déchet de Chatuzange [déchet A].....	151
V - 3.2 Essais de Compression - perméabilité au gaz.....	152
V - 3.2.1 Protocole.....	152
V - 3.2.2 Caractérisation de la compressibilité	155
V - 3.2.3 Caractérisation de la masse volumique constitutive	160
V - 3.2.4 Caractérisation de la « teneur en eau d'équilibre » de l'échantillon.....	165
V - 3.2.5 Interprétation des essais de perméabilité au gaz.....	170
V - 3.3 Essais de Compression - perméabilité à l'eau en saturé.....	172
V - 3.3.1 Protocole.....	172
V - 3.3.2 Présentation des résultats.....	174
V - 3.3.3 Interprétation des résultats.....	174
V - 3.3.4 Comparaison des perméabilités à l'eau en conditions saturées avec les perméabilités au gaz	176

V - 3.4 Essai de Compression - perméabilité à l'eau en non saturée	177
V - 3.5 Essais de Compression - perméabilité au gaz horizontale avec le transmissivimètre	180
V - 3.5.1 Protocole.....	180
V - 3.5.2 Comparaison entre les perméabilités horizontale et verticale du déchet	181
V - 3.6 Détermination de courbes de rétention	184
V - 3.6.1 Dans l'oedoperméamètre	184
V - 3.6.2 Dans le transmissivimètre	186

CHAPITRE VI Modèle de double porosité appliqué aux mesures hydro-mécaniques dans l'oedoperméamètre..... 189

VI - 1 Concept de double porosité illustré dans la littérature	191
VI - 1.1 Expériences de traceurs (Beaven et al., 2003)	191
VI - 1.2 Expériences d'imbibition (Capelo et al., 2007)	192
VI - 2 Modèle de double porosité	193
VI - 2.1 Hypothèses et propriétés du modèle.....	193
VI - 2.1.1 Structure des déchets.....	193
VI - 2.1.2 Propriétés de la microporosité.....	193
VI - 2.1.3 Propriétés de la macroporosité	194
VI - 2.1.4 Comparaison avec certains modèles de la littérature.....	194
VI - 2.2 Définition des paramètres d'état du modèle	195
VI - 2.2.1 Représentation du milieu	195
VI - 2.2.2 Définition des paramètres d'état de la microporosité et de la macroporosité.....	195
VI - 2.3 Modification du modèle de capillarité	200
VI - 2.4 Modification du modèle de perméabilité	200
VI - 2.4.1 Perméabilité au gaz.....	200
VI - 2.4.2 Perméabilité à l'eau en conditions saturées	201
VI - 3 Application du modèle à l'étude à l'oedoperméamètre	202
VI - 3.1 Interprétation des mesures de perméabilité au gaz	202
VI - 3.1.1 Détermination du paramètre w^{micro}	202
VI - 3.1.2 Compression de la microporosité.....	206
VI - 3.1.3 Application du modèle aux mesures de perméabilités au gaz	209
VI - 3.1.4 Détermination des lois constitutives à partir des mesures de perméabilités au gaz	211
VI - 3.2 Interprétation des mesures de perméabilité à l'eau ensaturé.....	219
VI - 3.3 Comparaison des essais de perméabilités au gaz et à l'eau pour l'évaluation de la perméabilité intrinsèque.....	221
VI - 3.4 Interprétation des courbes de rétention à partir du modèle de double porosité	222
VI - 3.4.1 Déchet A.....	222
VI - 3.4.2 Déchet D.....	223
VI - 3.4.3 Interprétation des courbes avec le modèle de double porosité	225
VI - 3.5 Application des mesures à la détermination des paramètres d'état et hydrodynamiques d'un casier	226
VI - 3.5.1 Evolution des paramètres d'état avec le tassement primaire	226

VI - 3.5.2 Evolution des paramètres d'état avec le tassement secondaire.....	227
VI - 3.5.3 Evolution de perméabilité intrinsèque avec la profondeur d'un casier.....	227
VI - 3.5.4 Détermination du profil de capacité au champ d'un casier	229
VI - 4 Application du modèle pour l'analyse des perméabilités sur site à partir de tests de laboratoire	233
VI - 4.1 Description des essais effectuées.....	233
VI - 4.1.1 Procédure de prélèvement des échantillons	233
VI - 4.1.2 Désignation des échantillons testés.....	234
VI - 4.1.3 Visualisation des échantillons testés dans l'oedoperméamètre	236
VI - 4.1.4 Protocole des essais effectués	239
VI - 4.2 Analyse des résultats	240
VI - 4.2.1 Comparaison des masses volumiques obtenues en laboratoire et in situ	240
VI - 4.2.2 Masse volumique constitutive	241
VI - 4.2.3 Analyses des conductivités hydrauliques.....	243
CHAPITRE VII Essai de compression long terme dans la cellule CICLADE.....	249
VII - 1 Description générale des CICLADE	251
VII - 1.1.1 Description générale d'une cellule CICLADE.....	252
VII - 1.1.2 Mesures bio-mécaniques dans une cellule CICLADE	252
VII - 1.1.3 Remarque sur la contrainte appliquée	253
VII - 2 Caractérisation du déchet B.....	254
VII - 2.1 Composition du déchet B.....	254
VII - 2.2 Caractérisation hydro-mécanique court terme du déchet dans l'oedoperméamètre	254
VII - 2.2.1 Essai de compression - perméabilité au gaz à l'oedoperméamètre	255
VII - 2.2.2 Détermination de la courbe de rétention.....	258
VII - 3 Test long terme dans la cellule CICLADE.....	260
VII - 3.1 Protocole.....	260
VII - 3.1.1 Déchet B mis en place.....	260
VII - 3.1.2 Plan de chargement	260
VII - 3.1.3 Conduite de l'essai	261
VII - 3.2 Résultats préliminaires	262
VII - 3.2.1 Compressibilité du déchet	262
VII - 3.2.2 Analyse des émissions liquides	265
VII - 3.2.3 Analyse de la production de biogaz et qualité	267
VII - 4 Modèle de tassement - biodégradation.....	269
VII - 4.1 Observation de la relation tassement - biodégradation.....	269
VII - 4.2 Proposition de la corrélation entre le $C_{\alpha\epsilon}^*$ et la cinétique de biodégradation ..	271
Conclusion et perspectives.....	273
Références bibliographiques.....	279
Annexes	289

Liste des sigles et abréviations

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AFNOR : Association Française de NORmalisation

ANR : Agence Nationale de la Recherche

BMP : Biochemical Methane Potential

CICLADE : Cellule Innovante de Compression en Laboratoire sur DEchet

CH₄ : Méthane

CO₂ : Dioxyde de carbone

CIT : Carbone Inorganique Total

COT : Carbone Organique Total

COV : Composé organique volatil

CT : Carbone Total

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène (sous 5 jours)

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DIB : Déchets Industriels Banals

DND : Déchets Non Dangereux

FNADE : Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement

GB₂₁ : Gas Bildung test (à 21 jours)

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HC : Hydrocarbures

ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux

MODECOMTM : MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères

OM : Ordures Ménagères

O₂ : Dioxygène appelé par abus de langage oxygène

PCB : Polychlorbyphényles

PRECODD : Programme Ecotechnologies et Développement Durable

SWANA : Solid Waste Association of North America

TDR : Time Domain Reflectometry

US EPA : United States Environmental Protection Agency

VER : Volume Élémentaire Représentatif

%_{MH} - %_{MS} : Pourcentage calculé par rapport à : une Masse Humide - à une Masse Sèche

Glossaire

Biogaz : « Tous les gaz produits par les déchets mis en décharge » (Directive européenne 99/31/CE).

Bioréacteur : Procédé qui permet de stimuler et de contrôler l'activité biologique au sein d'un casier de stockage, en optimisant les conditions physico-chimiques, et afin de stabiliser les fractions rapidement et modérément biodégradable du déchet, dans un temps compatible avec la post-exploitation.

Casier : « Subdivision de la zone à exploiter, délimitée par une digue périmétrique stable et étanche, hydrauliquement indépendante » (arrêté du 9 septembre 1997).

Charge : Dans la présente étude, le terme charge correspondra à une contrainte c'est-à-dire une force sur une surface. Concernant la charge hydraulique, le terme « hydraulique » sera précisé.

COT : Carbone Organique Total. Le COT d'un échantillon liquide est égal à la somme du carbone organique en solution et en suspension. Norme d'analyse du COT : Norme Internationale ISO 8245 [Qualité de l'eau : Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (COT) et carbone Organique Dissous (COD)].

COV : Selon l'arrêté du 1er mars 1993 relatif aux ICPE, un Composé Organique Volatil (COV) est un composé qui contient du carbone et de l'hydrogène, lequel peut être substitué par d'autres atomes comme les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote ou le phosphore, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates. Ces composés se trouvent à l'état de gaz ou de vapeur dans les Conditions Normales de Température et de Pression (CNTP). Cette définition peut être affinée en précisant que les COV ont une pression de vapeur supérieure à 10 Pa dans les CNTP.

Déchet : « Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien nuisible abandonné, ou que son détenteur destine à l'abandon » (loi n° 75-633 du 15 juillet 1975).

Déchets Non Dangereux (DND) : Les DND regroupent les déchets non dangereux issus des industries et des commerces (appelés Déchets Industriels Banals : DIB), et ceux issus des ménages (appelés Ordures Ménagères : OM). Un déchet est classé dangereux s'il présente une ou plusieurs propriétés de danger énumérées dans l'annexe I du décret du 18 avril 2002 (14 propriétés de danger : explosif, nocif, mutagène, cancérigène...).

Déchet Industriel Banal (DIB) : Les DIB sont les déchets non dangereux issus des industries et des commerces, dont le traitement peut être réalisé de la même manière que pour de l'OM.

Déchet ultime : « déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment » (loi du 13 juillet 1992).

DBO : Demande Biologique en Oxygène (mgO_2/L). C'est la quantité d'oxygène consommée par des micro-organismes lorsqu'ils métabolisent une substance organique. La DBO est généralement exprimée en mg de d'oxygène consommé par mgO_2/L de substance.

DCO : Demande Chimique en Oxygène (mgO_2/L). C'est la quantité d'oxygène consommée au cours de l'oxydation d'une substance d'essai par du bichromate de potassium acide chaud. La DCO fournit une mesure de la quantité de matière oxydable présent dans une solution. La DCO est également exprimée en mg d'oxygène consommé par mg de substance organique. Norme d'analyse de la DCO : Norme Internationale ISO 6060.1989, Qualité de l'eau - Détermination de la demande chimique en oxygène (Norme française NF T 90-101, identique à la norme internationale).

Flore microbienne : Ensemble des microorganismes présents dans un milieu.

Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) : Installation d'élimination de déchets non dangereux par dépôt ou enfouissement sur ou dans la terre, suivant l'arrêté du 9 septembre 1997 consolidé.

Lixiviat : « Tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci » (arrêté du 9 septembre 1997).

Ordures ménagères (OM) : Déchets issus de l'activité domestique des ménages (ADEME, 2002).

Putrescibles : Matière organique facilement biodégradable, regroupant les déchets alimentaires (résidus d'alimentation tels que les épluchures... sauf les os) et les déchets verts (déchets de jardin) (ADEME, 1993).

Substrat : Élément utilisé par les microorganismes pour former le(s) produits(s).

Notations

Paramètre	Définition	Unité
<u>Lettres Latines</u>		
A	Section d'un échantillon	m^2
C_R^*	Coefficient de compression primaire intrinsèque (modèle ISPM)	-
$C_{\alpha\epsilon}$	Coefficient de compression secondaire intrinsèque (modèle ISPM)	-
d_p	Diamètre de pore	m
$H_{G,L}$	Charge pneumatique, hydraulique	m
$\Delta H_{G,L}$	Perte de charge de gaz, liquide	m
ΔH	Tassement	m
ΔH^P	Tassement primaire	m
ΔH^S	Tassement secondaire	m
h	Potentiel capillaire	m
K_w	Conductivité hydraulique	m/s
$k_{G,L}$	Perméabilité au gaz, liquide	m^2
k_i	Perméabilité intrinsèque	m^2
$k_{rG,L}$	Perméabilité relative au gaz, liquide	-
$k_{h,v}$	Perméabilité horizontale, verticale	m^2
k_{KC}	Perméabilité du modèle de Kozeny - Carman	m^2
M_G	Masse molaire de la phase gaz	g/mol
M_i	Masse molaire du composé i	g/mol
M_L	Masse de la phase liquide	kg
M_S	Masse de solide	kg
M_T	Masse totale d'un échantillon	kg
m	Paramètre du modèle de Van Genuchten - Mualem	-
n	Porosité	%
n_G	Quantité de mole de la phase gaz	mol
n_i	Quantité de mole du composé i	mol
n^{micro}	Porosité micro	%
n^{macro}	Porosité macro	%
p_c	Pression capillaire	kPa

p_c^{VG}	Pression capillaire du modèle de Van Genuchten	kPa
p_{cp}	Contre pression	kPa
$P_{G,L}$	Pression absolue de la phase gaz, liquide	kPa
P_i	Pression partielle du composé i	kPa
p_G	Pression de la phase gaz relative à la pression atmosphérique	kPa
p_L	Pression de la phase liquide relative à la pression absolue de gaz	kPa
q	Débit	m/s
S_{eL}	Degré de saturation effectif en eau	%
$S_{G,L}$	Degré de saturation en gaz, liquide	%
S_s	Surface spécifique	m ⁻¹
S^{macro}	Taux de macropores	%
S^{micro}	Taux de micropores	%
T	Température	°C ou °K
t	Temps	s
t_{fp}	Temps de fin de tassement primaire	s
v	Vitesse	m/s
$V_{G,L}$	Volume de la phase gaz, liquide	m ³
V_S	Volume de solide	m ³
V_T	Volume total d'un échantillon	m ³
V_V	Volume des vides	m ³
V_V^{macro}	Volume des vides macro	m ³
V_V^{micro}	Volume des vides micro	m ³
w_{MH}	Teneur en eau massique rapportée à la masse humide	% _{MH}
w_{MS} ou w	Teneur en eau massique rapportée à la masse sèche	% _{MS}
w_{sat}	Teneur en eau massique à saturation	% _{MS}
w^{macro}	Teneur massique en macropores	% _{MS}
w^{micro}	Teneur massique en micropores	% _{MS}
$x_i^{molaire}$	Fraction molaire du composé i	-

Lettres Grecques

α	Paramètre empirique du modèle de Van Genuchten	-
α'	Angle de mouillabilité	°
γ	Coefficient de la loi de Van Genuchten - Mualem	-
$\eta_{G,L}$	Viscosité dynamique de la phase gaz, liquide	kg/(m x s)
θ_G	Porosité au gaz	%
θ_G^*	Porosité au gaz corrigée	%
θ_L	Teneur en eau volumique	%

θ_s	Teneur en solide volumique	%
μ_i	Proportion du composé i (par rapport à la masse M_s de l'échantillon)	% M_s
ρ	Masse volumique d'un échantillon	Mg/m ³
ρ_c	Masse volumique constitutive d'un déchet	Mg/m ³
ρ_d	Masse volumique sèche d'un échantillon	Mg/m ³
ρ_{di}	Masse volumique sèche du composé i	Mg/m ³
$\rho_{G,L}$	Masse volumique de la phase gaz, liquide	Mg/m ³
ρ_{sat}	Masse volumique d'un échantillon saturé	Mg/m ³
σ	Contrainte	kPa
σ_L	Tension superficielle du liquide	N.m ⁻¹
σ_{PC}	Contrainte de préconsolidation	kPa
τ	Tortuosité	-
ψ	Succion	m

Constantes :

Constante des gaz parfait $R = 8,31 \text{ J}/(\text{mol} \times \text{K})$

Pesanteur $g = 10 \text{ m/s}^2$ (valeur exacte $g = 9,81 \text{ m/s}^2$)

Remarques :

L'indice $_G$ concerne la phase gazeuse et l'indice $_L$ la phase liquide.

Par souci de clarté, les notations spécifiques à un modèle, une méthode pratique ou encore un dispositif instrumental spécifique, non réutilisées en dehors de la présentation de ce dernier et considérées comme non fondamentales, n'ont pas été incorporées dans la liste ci-dessus.

Lors des calculs numériques, le signe = sera employé à la place du signe $\approx$.

Introduction

Contexte et enjeux de l'étude

En France, la production de déchet a fortement augmenté ces dernières années : la production d'ordures ménagères a doublé en 40 ans (ADEME, 2007). Les questions environnementales, soulevées par la gestion des déchets (notamment des déchets résiduels qui représentent, pour les déchets ménagers, entre 50 % et 80 % des flux de déchets produits), sont au centre de l'actualité, comme en témoigne le Grenelle de l'Environnement à l'automne 2007. A cela s'ajoutent des enjeux "sociaux" dans la mesure où les installations susceptibles de traiter ces fractions (incinérateurs, centres de stockage, etc.) sont très mal acceptées par les populations. Le déficit de capacités de traitement de déchets est fréquemment souligné par les pouvoirs publics. Les Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) traitent aujourd'hui 48 % des déchets ménagers français (données ADEME 2006). Bien que les directives actuelles (Directive Européenne de 1999) tendent à réduire la part des déchets enfouis, les ISDND, en étant le dernier maillon à toute filière de traitement, restent un exutoire incontournable. De plus, contrairement à d'autres filières déchets, l'enfouissement répond à l'objectif fixé par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire de la maîtrise des coûts liés à la gestion des déchets.

Le métier du stockage, qui a déjà largement évolué depuis une dizaine d'années, devrait subir dans les prochaines années de nouvelles mutations du fait des évolutions réglementaires. Une des voies d'amélioration de cette filière est la gestion des sites en mode bioréacteur. Le principe du bioréacteur, provenant à l'origine des USA, consiste à optimiser et stimuler les conditions physico-chimiques de biodégradation de façon à en accélérer la cinétique et ainsi réduire les temps de stabilisation des déchets. Le massif est confiné dans une enveloppe étanche (réalisée par des barrières imperméables de types argiles et membranes géosynthétiques) de façon à contrôler les flux (liquide et gaz) entrants et sortants. Les modes d'optimisation du bioréacteur sont multiples et varient selon les pays : recirculation de lixiviats, circulation de liquide en grandes quantités (Flushing Bioreactor), ajout de boues, amélioration des conditions de mise en oeuvre (préparation du déchet avant stockage, conditionnement lors de la mise en place, etc.), insufflation d'air (bioréacteur aérobie), etc. En France, le principe du Flushing Bioreactor et du bioréacteur aérobie sont peu évoqués à l'heure actuelle ; la tendance consiste davantage à optimiser les conditions de dégradation anaérobie en recirculant les lixiviats. L'accélération de la cinétique de production du biogaz permet, d'une part, de réduire la durée de post exploitation du site mais, aussi, d'optimiser la valorisation énergétique du méthane produit.

Conceptuellement, le principe du bioréacteur est intéressant mais cette technique soulève de nombreuses questions à cause, d'une part, de la complexité du matériau déchet et, d'autre part, du manque de connaissances et de recul sur ses comportements biologiques, biochimiques, hydrauliques et mécaniques. L'approche pluridisciplinaire rend les études

menées sur ce sujet complexes. Chaque discipline a son propre langage et se focalise le plus souvent sur elle-même, ce qui limite les interactions entre les domaines d'étude. Ainsi, de nombreuses idées couramment utilisées ne reposent que sur des fondements incertains. La trentaine d'années d'études réalisées dans le domaine des déchets tend à faire disparaître le cloisonnement entre disciplines et l'aspect pluridisciplinaire est de plus en plus pris en compte dans les études actuelles. Les compétences sont mutualisées (programmes ADEME, ANR PRECODD) et les études sont réalisées dans des programmes multipartenaires ce qui tend à uniformiser le langage.

La seconde difficulté rencontrée est l'« échelle » nécessaire pour étudier les déchets : étant composés d'éléments pouvant atteindre des ordres de grandeur métriques, les dispositifs de laboratoire sont souvent inappropriés pour les étudier. La conception de cellules spécifiques devient indispensable. Les études à l'échelle du site sont également primordiales car il est parfois difficile de reproduire toutes les conditions réelles de stockage des déchets.

C'est dans ce contexte que les études sur les comportements couplés biologiques, biochimiques, hydrauliques et mécaniques doivent être réalisés pour déterminer si le principe du bioréacteur, pertinent à méso-échelle en laboratoire, est applicable à macro-échelle sur site.

Quels seraient les éléments qui permettraient d'optimiser le procédé à la fois par rapport à l'accélération de la biodégradation que d'un point de vue économique ?

- le type de déchet (ou le mélange de plusieurs types de déchet),
- les modes de préparation avec stockage (tri, broyage, etc.), de conditionnement lors de la mise en place (compactage, épaisseur des couches, etc.),
- les modes de recirculation (systèmes d'injection en vertical, en horizontal, quels flux, quels types de lixiviats, etc.),
- la géométrie du casier (hauteur maximale, etc.).

Dans la technique du bioréacteur, la circulation des lixiviats dans le massif de déchets pose la question fondamentale de l'optimisation de cette recirculation. Jusqu'à présent, les études ont porté essentiellement sur l'observation de l'humidification du déchet par méthode indirecte (géophysique) et sur les systèmes d'injection ayant pour objectif d'humidifier la plus grande masse de déchet. Par contre, les études concernant les caractéristiques hydrauliques du déchet sont très rares. En effet, les déchets sont une matrice déformable sous compression mécanique. Le tassement de l'ensemble du casier, induit/engendré par chaque couche supplémentaire ajoutée et par la biodégradation des déchets, conduit à une densification générale du massif. Cette densification s'accompagne d'une baisse de la capacité de circulation des fluides (lixiviat et biogaz). Or, les lixiviats réinjectés s'écoulent vers le bas tandis que simultanément le biogaz s'échappe bien vers le haut du casier.

Objectifs et cadre de la thèse

L'examen de la littérature portant sur la capacité d'écoulement des fluides dans les ISDND témoigne d'un manque important sur cet aspect (comme le montre, par exemple, l'absence de mesures de perméabilité au gaz et à l'eau en conditions non saturées).

L'**approche hydro-mécanique**, présentée dans ce mémoire, consiste à étudier les couplages entre tassement et capacité de circulation des fluides. Les objectifs de cette approche sont :

- d'une part, de donner des lois constitutives de manière à modéliser hydrauliquement et mécaniquement le massif de déchets,
- et, d'autre part, de mettre en évidence des leviers d'action et de donner des pistes de réflexion afin d'optimiser le mode de gestion en bioréacteur.

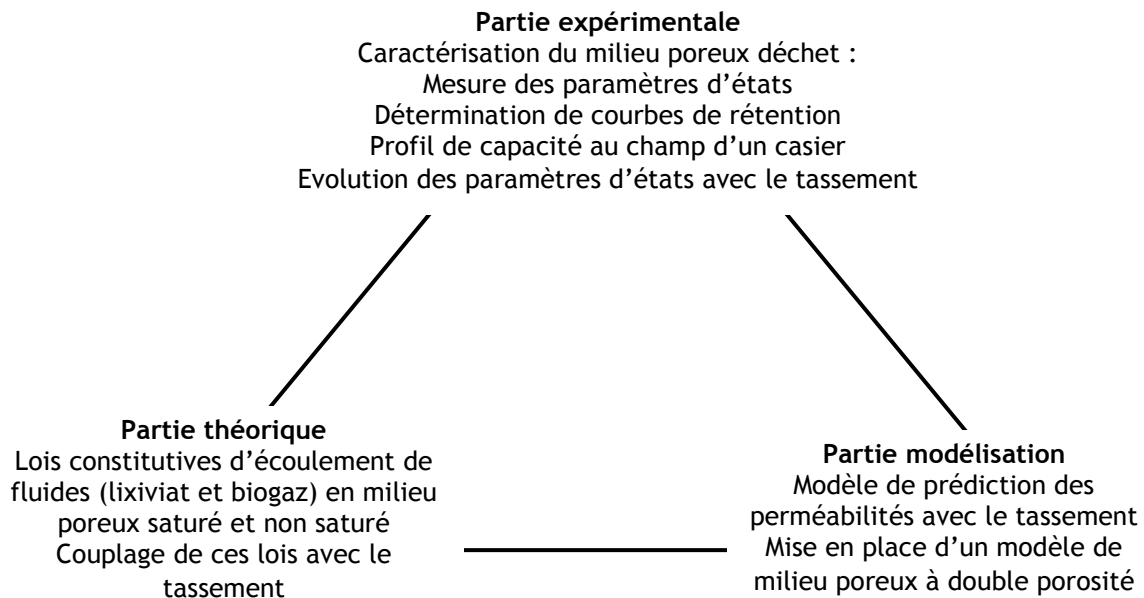
L'**approche bio-mécanique** consiste à mettre en relation le tassement avec la cinétique de biodégradation, afin de mesurer les tassements de surface en tant qu'indicateur d'avancement de biodégradation. La prédiction des tassements qui passe, à l'heure actuelle, par des critères plus ou moins empiriques pourrait être améliorée en étant déterminée à partir de la composition initiale des déchets.

Des appareils de laboratoires spécifiques ont été mis au point pour chacune d'elle :

- Pour l'**approche hydro-mécanique**, deux cellules de laboratoire (nommées oedoperméamètres) ont été réalisées au Laboratoire des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE). Les tests de compression-perméabilité (à court terme) et ceux de détermination de courbes de rétention ont été réalisés en grande partie sur le déchet du site pilote Chatuzange (Site de VEOLIA Propreté). Ce déchet fait partie de l'étude du programme ANR PRECODD « bioréacteur ». Une autre partie des tests a été réalisée sur un déchet prélevé par forage réalisé pour VEOLIA Environnement et VEOLIA Propreté sur un site de VEOLIA Propreté. Pour des raisons de confidentialité, le site n'est pas précisé et le déchet est nommé « déchet C ».
- Pour l'**approche bio-mécanique**, 4 maxi-cellules de compression nommées CICLADE et financées par le Centre de Recherche sur la Propreté et l'Energie (CRPE) de VEOLIA Environnement ont été mises en place au laboratoire LTHE. Les CICLADE sont destinées à des tests de compression long terme à l'échelle 1m³. Ce programme CICLADE est à l'origine de cette thèse, cofinancée également par l'ADEME.

Travail de thèse réalisé

Cette thèse porte sur la compréhension bio-hydro-mécanique du déchet. Les résultats obtenus s'articulent autour de trois grandes parties (expérimentale, théorique et modélisation) :



L'étude menée a essentiellement porté sur une caractérisation hydro-mécanique court terme. Par contre, la plate forme technique développée au LTHE (oedoperméamètre, transmissivimètre, CICLADE) permet d'envisager une étude de l'évolution bio-hydro-mécanique du déchet, par des essais long terme.

Organisation du manuscrit

Le manuscrit s'articule en 7 chapitres :

- Le chapitre I fait un tour d'horizon sur la problématique des déchets en France, en particulier sur le positionnement de la filière stockage.
- Le chapitre II est consacré à la description des propriétés physiques du déchet ; quelques notions relatives aux comportements biologiques et biochimiques du déchet y sont également développées.
- Dans le chapitre III, une caractérisation structurale du milieu poreux déchet est présentée ainsi que son comportement sous compression.
- Au chapitre IV, les lois d'écoulement en milieux poreux sont passées en revue.
- Le chapitre V porte sur les résultats des essais hydro-mécaniques court terme menés dans la cellule oedoperméamètre suivis d'une proposition de modèle de prédiction des perméabilités (avec la phase de tassement primaire).
- Au chapitre VI, un modèle à double porosité est proposé pour l'interprétation des mesures hydro-mécaniques.
- Le chapitre VII expose les résultats préliminaires du test de compression long terme mené dans une CICLADE ; une tentative de corrélation entre le tassement et la cinétique de biodégradation est proposée.

Dans l'ensemble du document, le terme « déchet », employé souvent de manière générale, concerne les Déchets Non Dangereux (DND) regroupant les déchets ménagers (ou Ordures Ménagères, OM) et assimilés comprenant par exemple les Déchets Industriels Banals (DIB), les déchets verts, refus de tri et d'incinération, etc.

Les phénomènes biologiques, biochimiques, hydrauliques et mécaniques, liés aux déchets étant imbriqués les uns dans les autres, il est complexe d'exposer ces notions de manière indépendante. Ce rapport est principalement structuré autour de l'approche hydro-mécanique ; les autres approches biologique et biochimique sont présentées en mettant en avant leurs interactions avec l'hydro-mécanique.

Plusieurs essais hydro-mécaniques court terme ont été réalisés alors qu'un seul essai bio-mécanique long-terme a été mené dans une CICLADE. Aucun essai hydro-mécanique long-terme, qui regrouperait les approches hydro-mécanique et bio-mécanique, n'a été effectué. Pour simplifier la lecture du document, nous n'avons pas systématiquement distingué ces deux types d'approches et le terme « bio-hydro-mécanique » a été choisi comme générique. Ce mémoire est une base pour la conception d'un modèle global bio-hydro-mécanique appliqué aux déchets. Précisons dès maintenant que le terme « bio » n'a pas la prétention d'inclure l'étude de tous phénomènes biologiques et biochimiques : il se réfère essentiellement à l'étude de la perte de masse (qui entraîne une modification de la structure des déchets) et son couplage avec le tassement et la circulation des fluides.

CHAPITRE I

Etude des déchets en installations de stockage

L'étude porte sur le comportement bio-hydro-mécanique des Déchets Non Dangereux (DND) stockés en Installation de Stockage (ISDND). En effet, le concept de « décharge » est en nette évolution et s'inscrit actuellement dans le principe du développement durable qui veut qu'à l'échelle d'une génération la stabilisation chimique et mécanique complète des résidus anthropiques stockés soit atteinte. Le terme « décharge » n'est donc plus approprié et a laissé place aux « ISDND » devenues très techniques et répondant à une surveillance de plus en plus précise (arrêté ministériel consolidé du 9 septembre 1997). Mais, bien que le mode de gestion d'une ISDND conventionnelle impose la collecte et le traitement des effluents (biogaz et lixiviats) afin de limiter les impacts environnementaux, l'ISDND reste encore une « boîte noire » où les mécanismes réactionnels ne sont pas contrôlés. C'est dans le contexte du développement durable que s'est développé le concept du « bioréacteur » qui consiste à contrôler et optimiser les conditions de biodégradation de déchets ainsi que la valorisation du biogaz produit. Cette technologie, encouragée au niveau français, se place aussi dans le cadre de la limitation des gaz à effet de serre et des énergies renouvelables. En effet, depuis la directive européenne 2001/77/CE, le méthane issu de la biodégradation est reconnu comme une source d'Energie Nouvelle Renouvelable (ENR). Cependant les comportements bio-chimio-hydro-mécaniques en interaction avec le déchet sont encore mal connus dans le temps et de nombreuses interrogations subsistent.

Ce premier Chapitre sert d'introduction à cette étude en exposant quelques aspects de la problématique des DND en France. Quelques chiffres relatifs à leur production sont donnés, suivi de la place que représente les ISDND dans le traitement des DND.

Les principes d'une ISDND conventionnelle suivi de celui d'une ISDND en mode bioréacteur sont présentés. L'accent est mis sur les questions hydro-mécaniques et bio-mécaniques soulevées par ces modes de traitement.

I - 1 Les Déchets Non Dangereux en France

I - 1.1 La production de Déchets Non Dangereux

Les déchets peuvent être classés suivant différents critères (leur origine, leur nature, etc.). La classification propre au stockage des déchets (selon l'arrêté ministériel consolidé du 9 septembre 1997) distingue les Déchets Non Dangereux (DND), les Déchets Dangereux (DD), et les Déchets Inertes. Les DND regroupent les déchets non dangereux issus des industries et des commerces (appelés Déchets Industriels Banals ou DIB), et ceux issus des ménages (appelés Ordures Ménagères ou OM). En 2004, 849 millions de tonnes de déchets ont été produites ; la répartition entre les différents secteurs d'activité est donnée dans la Figure I-1 ci-dessous (ADEME, 2007).

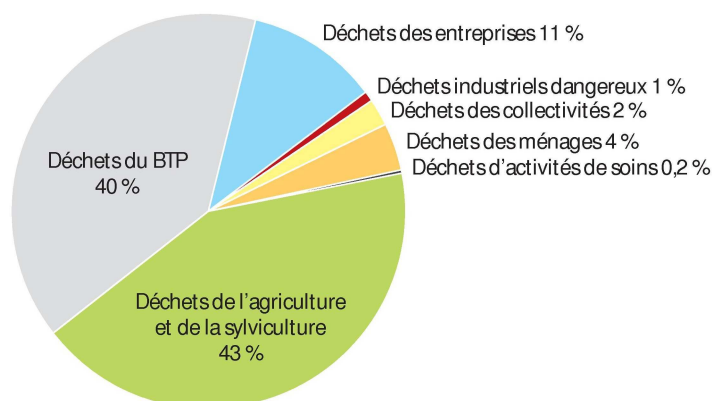


Figure I-1 Répartition de la production totale de déchets en France en 2004 suivant les différents secteurs (ADEME, 2007)

La réduction des déchets à la source et l'encouragement à la mise en place de filières de recyclage matière et de valorisation énergétique ont été définis comme les principaux objectifs de la loi sur les déchets du 13 juillet 1992 (transcription de la directive européenne 91/156/CE). La production de DND en France, bien qu'en légère baisse depuis 2002, représente, en 2006, plus de 47 millions de tonnes : 22 millions de tonnes sont produits par les ménages (ADEME, 2008).

D'autre part, dans un contexte où le principe NIMBY (Not In My Backyard) domine, il est de plus en plus difficile de trouver de nouveaux sites pour des installations de traitement des déchets. Des filières de traitement respectant le concept de développement durable (respect de l'environnement et de la santé publique, valorisation des déchets) doivent donc continuer à être développées.

I - 1.2 Traitement des Déchets Non Dangereux

En 2006, 48,3 % des DND étaient stockés en ISDND, 27,2 % incinérés, 13,5 % triés et recyclés, 10,6 % compostés et moins de 0,3 % méthanisés (Figure I-2, source ADEME, 2008). Le parc des ISDND est en diminution (312 au total en 2004 au niveau national). Néanmoins, la capacité des sites de stockage ayant tendance à augmenter, cette diminution du parc ne s'accompagne pas forcément d'une baisse significative des tonnages traités en ISDND. La loi sur les déchets du 13 juillet 1992 introduit la notion de déchets ultimes, définis comme des « déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment ». Suite à cette réglementation, seules les installations de stockage de déchets ultimes ne sont autorisées. Cependant, la notion de déchets ultimes reste floue. Parallèlement, la directive européenne 1999/31/CE, concernant la mise en décharge des déchets, impose qu'au plus tard en 2016, avec des objectifs et des échéanciers intermédiaires, la quantité de déchets municipaux bio-évolutifs placés en ISDND soit réduite à 35 % en poids de la totalité des déchets municipaux bio-évolutifs produits en 1995. Cette orientation tend à promouvoir de nouvelles filières de traitement, mais ne condamne pas la filière stockage ni même le stockage de déchets biodégradables. En effet ces objectifs sont fixés au niveau national.

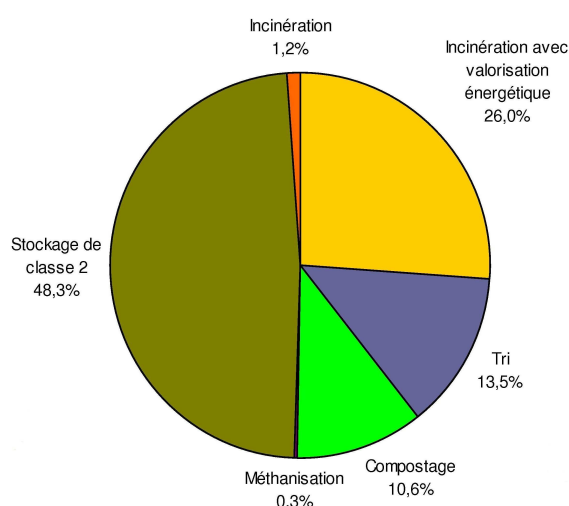


Figure I-2 Répartition des DND en 2006 par mode de traitement (ADEME, 2008)

Concrètement, ces deux textes législatifs ne sont pas traduits au niveau français par l'imposition ou l'interdiction d'une filière en particulier puisque les quatre principales filières sont nécessaires à la gestion globale des flux de déchets et qu'aucune filière ne peut à elle seule accepter la totalité des déchets. Contrairement à l'Allemagne, par exemple, la France n'a pas imposé des critères de stabilité biologique des déchets admis en ISDND. Cependant, la filière stockage a dû se moderniser et l'ancienne décharge, peu respectueuse de l'environnement, a évolué depuis les années 90 vers le concept d'installation de stockage des déchets mieux contrôlée, afin de limiter les impacts environnementaux. Elle doit encore évoluer, afin de faire d'un système passif de stockage un procédé de traitement des déchets à part entière, avec stabilisation mécanique et biologique à l'échelle d'une génération et valorisation systématique du déchet.

I - 1.3 Gisement des Déchets Non Dangereux traités en ISDND

La composition des DND est très variable notamment à cause des réglementations locales ou nationales sur les types de déchets admis en ISDND (boues, OM, DIB) ainsi que les méthodes de gestion locale des déchets (collectes sélectives, tris préalables des déchets ménagers spéciaux, des déchets verts, des encombrants...). Le Tableau I-1 présente la moyenne nationale des proportions des différents types de déchets entrant en ISDND en 2006 (ADEME, 2006).

Tableau I-1 Types de déchets entrant en ISDND (ADEME, 2006)

Type de déchet	Proportion de déchets entrant en ISDND
OM	42,2%
Déchets organiques	0,2%
Boues	2,2%
Compost	< 0,1 %
DIB en mélange	32,3%
Déchets dangereux	1,5%
Matériaux recyclables	1,1%
Déblais et gravats	3,7%
Résidus de traitement	9,7%
Mâchefers	1,0%
Equipements hors d'usage	5,7%
Non précisé	0,3%

L'objet principal de cette étude concerne les DND composés généralement d'un mélange de DIB et d'OM. La composition type des OM a été définie suite à l'étude MODECOMTM 93 (Méthode DE Caractérisation des Ordures Ménagère, référence ADEME, 1993) au cours de laquelle 98 lots de déchets issus des collectes d'OM au niveau national ont été caractérisés. Elle est présentée dans le Tableau I-2, exprimée en masse humide de déchets. Au niveau français, la part d'éléments organiques est en moyenne assez stable (le pourcentage évoluant peu), à la fois géographiquement et dans le temps.

Aucune différence notable n'a pu être mise en évidence selon la provenance géographique des déchets, mais des variations par rapport à cette moyenne nationale ont été observées suivant le type d'habitat : alors que le pourcentage de papier est plus important en habitat urbain (23 %), la part d'éléments putrescibles est plus forte en habitat rural (32 %). Par ailleurs, les pratiques nationales ou locales de collectes sélectives ont également un impact sur la composition du déchet. Le verre notamment a tendance à être de mieux en mieux recyclé.

L'ADEME a entrepris en 2008 une nouvelle campagne de caractérisation des OM au niveau national, afin d'évaluer l'évolution de la composition sur les 15 dernières années. Cette étude porte à la fois sur des flux issus de la collecte sélective et de la collecte résiduelle.

Tableau I-2 Nomenclature en catégories et sous catégories du MODECOM™ (ADEME, 1993)

Catégorie		Sous catégorie	Moyenne nationale de référence (% _{MH})
1	Putrescibles		28,6%
2	Papiers	Journaux	16,1%
		Magazines	
		Papiers d'emballage	
		Autres papiers	
3	Cartons		9,3%
4	Complexes		1,4%
5	Textiles	Emballages en textiles	2,6%
		Autres textiles	
6	Textiles sanitaires		3,1%
7	Plastiques	Films polyoléfines (PE et PP)	11,1%
		Bouteilles – Flacons polyoléfines	
		Autres déchets polyoléfines	
		Bouteilles – Emballages PVC	
		Autres emballages PVC	
		Autres déchets PVC	
		Emballages PET	
		Emballages polystyrène	
		Autres déchets polystyrène	
		Autres déchets plastiques	
8	Combustibles non classés	Emballages combustibles	3,3%
		Autres combustibles	
9	Verres	Emballages en verre vert	13,1%
		Emballages en verre blanc	
		Emballages en verre brun	
		Autres déchets en verre	
10	Métaux	Métaux ferreux d'emballages	4,1%
		Autres métaux ferreux	
		Emballages en aluminium	
		Autres déchets en aluminium	
11	Incombustibles non classés		6,8%
12	Déchets ménagers spéciaux		0,5%
13	Eléments fins (< 20 mm)		répartie dans les fractions

I - 2 La filière de stockage de déchets non dangereux

Les évolutions réglementaires successives ont entraîné la disparition des décharges sauvages pour laisser place à des installations de stockage où le type de déchets admis et la gestion des effluents liquides (lixiviats) et gazeux (biogaz) sont inscrits dans un cadre réglementaire strict. Les ISDND (conformément à l'arrêté consolidé du 9 septembre 1997) doivent répondre à des standards précis concernant leur construction, leur mode d'exploitation et le suivi de la post-exploitation.

Les réglementations relatives aux ISDND s'inscrivent à l'heure actuelle dans le cadre du développement durable. L'objectif principal de la filière stockage est ainsi d'obtenir un site inerte à l'échelle d'une génération en contrôlant les impacts environnementaux induits par la génération de lixiviats et de biogaz issus de la biodégradation des déchets.

Pour cela, un mode de gestion très actuel consiste à recirculer les lixiviats afin d'accélérer les processus de biodégradation. L'objectif est de réduire le temps de post-exploitation des casiers tout en augmentant la valorisation énergétique du biogaz. La faisabilité de cette technique pose de nombreuses questions du fait de la complexité des déchets, d'un manque de connaissances de leur comportement aussi bien biochimique qu'hydro-mécanique mais aussi du peu de recul acquis par la mise en pratique.

Le but de ce sous-Chapitre n'est pas d'exposer la réglementation relative aux ISDND ni de dresser toutes les étapes qui vont de la construction jusqu'à la post-exploitation du site. L'intérêt est d'énoncer les grands principes du fonctionnement d'une installation en faisant ressortir les questions auxquelles l'approche bio-hydro-mécanique tente de répondre. En effet, les questions soulevées par le mode de gestion bioréacteur relèvent en grande partie de cet aspect bio-hydro-mécanique.

Dans un premier temps, le fonctionnement d'une ISDND conventionnelle est présenté puis, dans un second temps, le concept du bioréacteur est décrit. Dans les deux cas, les questions hydro-mécaniques et bio-mécaniques sont soulevées.

I - 2.1 Le stockage en ISDND conventionnelle

I - 2.1.1 Fonctionnement d'une ISDND

Le mode d'exploitation d'une ISDND comprend la division en casiers constituant des unités hydrauliques distinctes. Les casiers sont eux même subdivisés en alvéoles séparées les unes des autres par des diguettes ou de simples merlons en terre. Un casier présente typiquement la forme d'un tumulus partiellement surélevé par rapport à la côte du terrain naturel et représente une hauteur de stockage généralement comprise entre 8 et 40 m (hauteur maximale fixée par les arrêtés préfectoraux ; chaque site ayant son propre arrêté), rarement au delà. D'autres configurations de stockage existent en fonction de la géomorphologie du site, notamment en talweg, en carrière ou encore à flanc de coteaux. La capacité, la géométrie des casiers ainsi que la hauteur des déchets sont variables et dépendent en partie du flux entrant

de déchets mais aussi de critères environnementaux (géologie et hydrogéologie du site, intégration dans le paysage, etc.).

La mise en place des déchets s'effectue par couches successives compactées recouvertes plus ou moins périodiquement par des matériaux inertes de manière à limiter les nuisances.

La Figure I-3 donne une représentation schématisée d'un casier d'ISDND. Les casiers sont composés d'un système de double étanchéité en fond et sur les flancs : outre la barrière de sécurité passive, réalisée à partir du sous-sol du site ou reconstituée à partir de matériaux possédant les propriétés de perméabilité requises, le fond d'une ISDND doit comprendre une barrière d'étanchéité active, qui permet de rendre le casier hydrauliquement indépendant, et évite de solliciter la barrière passive.

Dès la fin du comblement d'un casier ou bien à la fermeture du site, une couverture (minérale et/ou synthétique) est mise en place en surface afin d'isoler la masse de déchets de l'environnement extérieur. Elle doit résister aux phénomènes d'érosion, d'abrasion, interdire les intrusions animales, conserver son intégrité et rétablir l'esthétique du site (ADEME, 1999). Les couvertures sont composées de plusieurs couches ayant une fonction bien définie (argile ou géosynthétique bentonitique (GSB), drainage, protection, support de végétation, etc.). La réglementation prévoit la mise en place d'une couche semi-perméable pour des déchets bio-évolutifs. La pose d'une couverture étanche peut être envisagée afin de confiner au mieux les effluents produits mais n'est pas préconisée (pour une ISDND conventionnelle) car elle a pour incidence de rendre quasi-nulles les infiltrations d'eau et de conduire à un dessèchement des déchets (tombe sèche).

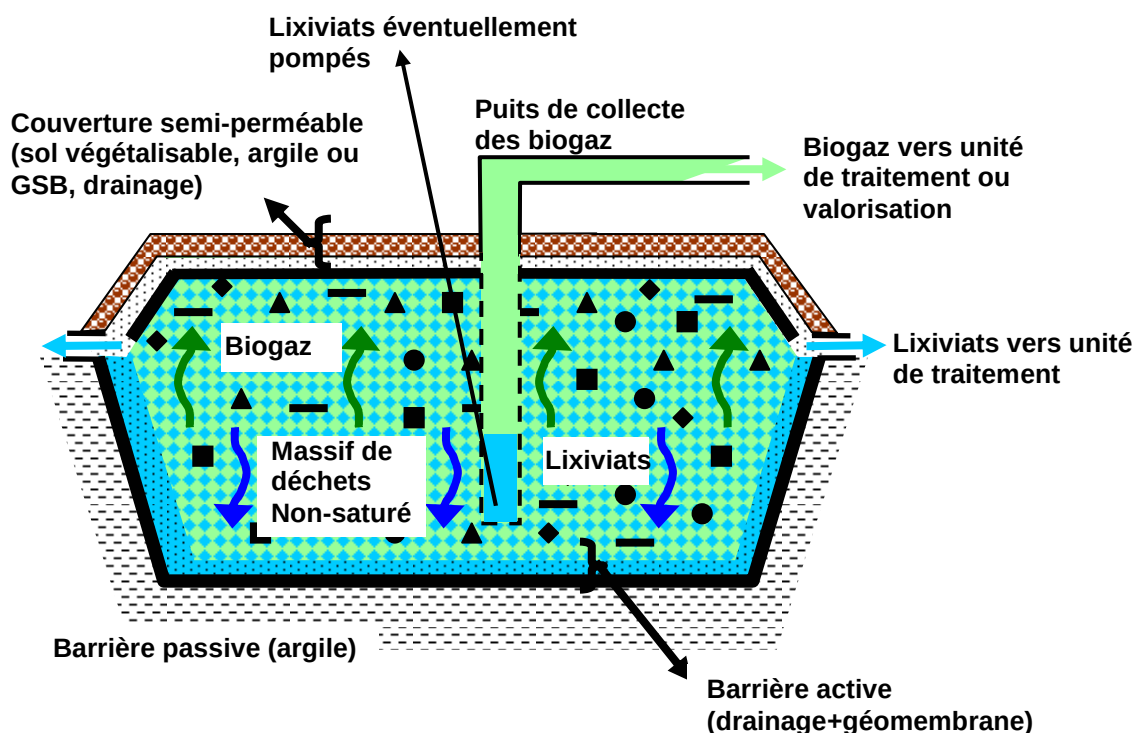


Figure I-3 Schéma de principe d'un casier de stockage d'une ISDND

Les casiers d'ISDND sont des systèmes réactifs, susceptibles de produire des effluents liquides et gazeux :

- Les effluents liquides, appelés lixiviats, sont issus de la percolation des précipitations ou de l'eau constitutive des déchets à travers le massif des déchets. La charge hydraulique en fond de casier doit être maintenue à une valeur inférieure à 30 cm de hauteur. Pour cela, les lixiviats doivent être drainés, et collectés au fur et à mesure de leur production : une couche drainante, composée d'un matériau drainant et de drains perforés, collecte les lixiviats en fond de casier. La qualité chimique et microbiologique des lixiviats dépend de la composition des déchets et évolue au cours de leur dégradation. Leur charge organique et la présence de nombreux polluants inorganiques imposent de traiter les lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel (Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 ; Directive Européenne n°99/31/CE).
- Les effluents gazeux, appelés biogaz, sont issus de la dégradation biologique des déchets. Afin de protéger l'environnement des nuisances olfactives et des gaz à effet de serre (méthane essentiellement) et de garantir la sécurité du site, les réglementations européennes et françaises imposent la collecte et le traitement du biogaz (Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 ; Directive Européenne n°99/31/CE). Les casiers doivent donc être équipés d'un système de drainage et de collecte du biogaz au plus tard un an après leur fin de remplissage. Ils sont composés d'un réseau de drains horizontaux et/ou verticaux, qui peuvent être installés à l'avancement ou à la fermeture du casier. Ces drains sont mis en dépression par un système d'extraction (dégazage actif) puis acheminés vers des collecteurs jusqu'à un dispositif d'élimination (torchères et/ou valorisation).

I - 2.1.2 Approches hydro-mécanique et bio-mécanique sur le stockage en ISDND

Dans tous les cas, **le casier d'une ISDND est un massif non-saturé** où, schématiquement, circule simultanément les lixiviats percolant « vers le fond » du casier et le biogaz collecté « vers le haut ». De plus, la nature compressible des déchets induit un tassement d'origine :

- mécanique : la mise en place des couches successives impose une contrainte verticale croissante sur les couches inférieures. Ce tassement, dépendant uniquement d'une contrainte mécanique, est appelé tassement primaire.
- biologique + fluage mécanique : à la fin du remplissage du casier, les phénomènes de biodégradation vont créer des vides ce qui va conduire à un tassement dans le temps dû fait de la contrainte toujours imposée par la colonne de déchet sus-jacente. Ce tassement, dépendant du temps, d'une part, du fait de la viscosité de la structure et, d'autre part, de la biodégradation de cinétique variable, est appelé tassement secondaire.

Suite à la phase de tassement primaire, la densification générale du massif due à son tassement va conduire à une baisse significative de sa capacité à faire transiter les fluides : lixiviats et biogaz. Ceci est la base de la réflexion bio-hydro-mécanique des déchets menée au cours de ce travail.

Comment rendre possible et pérenne la recirculation de lixiviats dans le massif de déchets qui se densifie au cours du temps et qui est soumis à une circulation simultanée et en sens contraire des biogaz et lixiviats générés par la biodégradation ?

Comment mettre en lien les phénomènes de biodégradation avec le tassement induit ?

Ceci permettrait, d'une part, de prévoir le tassement global d'un massif avec la composition initiale des déchets, mais aussi de suivre l'avancement de la biodégradation uniquement par la mesure du tassement de surface. Le tassement pourrait ainsi devenir un indicateur de stabilisation du massif.

Toutefois, le mode d'exploitation actuel des ISDND fait du massif de déchets une « boîte noire » dans laquelle les conditions et donc la cinétique de biodégradation ne sont pas maîtrisées. C'est dans cette optique qu'a été développé le concept de bioréacteur, ou d'ISDND bioactive, qui consiste à optimiser les conditions de biodégradation de façon à accélérer la biodégradation et donc de réduire le temps de stabilisation du massif.

I - 2.2 Le stockage en mode bioréacteur

Développé principalement aux Etats-Unis, à partir des années 70, le concept de bioréacteur vise à accélérer les processus de biodégradation et de stabilisation des déchets, tout en les maintenant confinés au sein de casiers de stockage étanches (mise en place d'une couverture étanche). Dans la pratique, il s'agit de transformer et de stabiliser le déchet afin qu'au final les paramètres environnementaux mesurables (tassements, production de biogaz, qualité des lixiviats) minimisent les risques posés pour l'environnement et la santé humaine. Il s'agit également de considérer les déchets comme une ressource énergétique capable de se substituer à des énergies fossiles, à travers la valorisation du biogaz produit au cours des réactions de biodégradation anaérobies.

I - 2.2.1 Objectifs et modes de fonctionnement du bioréacteur

Les objectifs de la gestion d'une ISDND en bioréacteur présentés par différents auteurs sont en effet multiples :

- Conversion et stabilisation plus rapide de la matière organique des déchets (estimation de 10 à 15 ans au lieu de 30 à 100 ans d'après Pacey et al., 1999).
- Production d'une plus grande quantité de biogaz sur une période plus courte, ce qui permet d'optimiser son captage et sa valorisation (Barlaz et al., 1990 ; Warith, 2002).
- Garantie d'une réduction notable des émissions de gaz à effet de serre et des odeurs par la mise en oeuvre plus rapide d'un confinement plus performant (FNADE, 2007) ;
- Obtention plus rapide d'un site mécaniquement stabilisé en raison d'une cinétique accrue des tassements des déchets, avec pour conséquence un gain de vide de fouille plus rapide (El-Fadel et al., 1996 ; Hossain et al., 2003).
- Réduction des risques environnementaux par une meilleure maîtrise des processus internes au stockage. La gestion en bioréacteur implique en effet un suivi et une régulation plus importants (Reinhart et al., 2002).

- Modification de la charge finale en polluants, par lixiviation du massif de déchets (Beaven, 1999), lors d'injection de grandes quantités de lixiviats.
- Réduction de la quantité de lixiviats à traiter et des coûts de traitement associés (Polhand, 1980 ; Warith, 2002). Cette réduction est basée sur la capacité d'absorption des déchets. Elle est cependant surtout observée à court terme (les 3 premières années). Aucun bilan hydrique complet n'existe à ce jour sur le plus long terme pour valider cette affirmation.
- Réduction de la charge polluante biodégradable des lixiviats, ce qui se traduit par une diminution de la DCO (Reinhart et Townsend, 1998). Toutefois, le lixiviat se charge d'éléments organiques et inorganiques récalcitrants tels que la DCO dure, l'azote ammoniacal, les chlorures, le fer et le manganèse.
- Sollicitation du système d'étanchéité actif (géomembrane) pendant la période où son intégrité est la plus certaine (Grellier, 2005).
- Réduction des coûts de stockage à long terme (réduction de la maintenance et de la surveillance de post-exploitation) (Warith, 2002).

Cependant, tous ces objectifs, possédant des niveaux d'exigences variés, ne sont pas tous repris d'une manière consensuelle et la possibilité de les atteindre à l'échelle du site n'est pas toujours clairement prouvée.

Les modes d'optimisation des conditions de biodégradation sont nombreux et le bioréacteur peut se présenter sous différentes formes : recirculation de lixiviats, circulation de liquide en grandes quantités (Flushing Bioreactor), ajout de boues, insufflation d'air (bioréacteur aérobie), etc.

Le principal facteur limitant de la biodégradation en conditions de stockage anaérobies étant le défaut d'humidité, le moyen le plus couramment utilisé pour accélérer la biodégradation est la recirculation des lixiviats dans le massif des déchets.

Différents procédés peuvent être employés pour cette recirculation de lixiviats (système de recirculation horizontal ou vertical, prétraitements de lixiviats, flux de lixiviats, etc.). L'objet de cette étude ne concerne pas toutes ces techniques et seuls les aspects hydro-mécaniques et bio-mécaniques seront abordés. Bien que ces techniques mettent en jeu le problème tridimensionnel de l'injection, la circulation des lixiviats sera envisagée comme globalement monodirectionnelle.

I - 2.2.2 Approches hydro-mécanique et bio-mécanique sur le stockage en mode bioréacteur

Encore plus que pour le stockage en ISDND conventionnelle, de nombreuses questions se posent sur le bon fonctionnement du bioréacteur notamment quant à la circulation des fluides dans le massif en interaction avec le tassement.

Pour une meilleure rentabilité, les hauteurs des casiers sont prises les plus hautes possibles ; le taux de tassement le plus important est recherché de façon à optimiser le vide de fouille. Mais des hauteurs de plusieurs dizaines de mètres avec des couches inférieures très compactées sont-elles compatibles avec une circulation en leur sein et simultanée de lixiviats percolant vers le bas et de biogaz s'échappant vers le haut ?

Ces circulations se font nécessairement dans un massif non-saturé. Le biogaz circule dans les pores remplis de gaz. L'augmentation de l'humidité du massif perturbe la circulation du biogaz vers le haut du casier.

De plus, lors de l'injection de lixiviats dans le massif, le déchet s'humidifie-t-il de façon bien homogène ou bien la majeure partie des flux passe-t-elle par des chemins préférentiels (pores de gros diamètres) sans toucher aux zones périphériques de déchet à microporosité ?

En outre, quelle est la capacité de rétention d'un massif de déchets de plusieurs mètres de haut s'il est confiné ? En effet, la pression capillaire augmentant vers le haut du casier (du fait de la diminution du potentiel gravitaire), les couches de déchets en sommet de casier retiennent-elles encore de l'eau ?

Toutes ces questions témoignent de la méconnaissance actuelle importante des déchets en ce qui concerne les aspects hydro-mécaniques. En effet, seules des mesures de perméabilité à l'eau en conditions saturées ont été à ce jour mentionnées dans la littérature internationale. Les perméabilités au gaz et à l'eau en conditions insaturées, données à chaque niveau de compression du massif de déchet, sont absentes de la bibliographie. Les caractéristiques de rétention des déchets obtenues par détermination de courbes de rétention sont tout aussi méconnues. Ceci s'explique, d'une part, par la complexité des déchets (en particulier par la grande taille de certains éléments) qui rend difficile l'emploi des dispositifs traditionnels de mesures en mécanique ou bien hydrologie des sols et, d'autre part, par le caractère évolutif des déchets. En effet, les phénomènes de biodégradation ne permettent pas d'acquiescer à chaque fois des mesures pour « un état de dégradation donné » ce qui complexifie grandement les lois de comportement.

Dans ce contexte, il paraît hasardeux de se lancer dans la mise en place de systèmes de recirculation sans études hydro-mécaniques complètes. C'est pourquoi des expériences ont été menées en laboratoire afin de mesurer l'évolution de la circulation des fluides (biogaz et lixiviat) avec le tassement ainsi que le couplage entre biodégradation et tassement.

CHAPITRE II

Propriétés physiques, biochimiques et biologiques du déchet

Le déchet est un milieu polyphasique constitué de solide, liquide et gaz en proportions variables. Pour l'approche bio-hydro-mécanique, le déchet est assimilé à un milieu poreux aux propriétés hétérogènes dans le temps et dans l'espace pour chacune des trois phases. Sa spécificité par rapport aux études de milieux poreux en mécanique ou en hydrologie des sols est due aux phénomènes de biodégradation d'une partie de sa matière organique par les microorganismes. Dans ce Chapitre II, une revue des propriétés physiques de chacune des phases est présentée ainsi que quelques notions relatives à la biodégradation de la phase solide organique.

Notons encore une fois que l'emploi du terme « bio » dans « bio-hydro-mécanique » n'a pas la prétention d'inclure l'étude de tous phénomènes et couplages biologiques et biochimiques. Il montre cependant l'importance de ces phénomènes sur le tassement et la circulation des fluides, objets de nos études.

II - 1 Propriétés de la phase solide

Dans la présente étude, le terme « solide » a le même sens que « sec » ; la phase solide correspond donc à la matière sèche. Considérée comme indéformable et inerte dans le temps pour les sols, elle ne l'est pas dans le cas des déchets. Les éléments constitutifs du déchet sont de nature, de taille et de forme très différentes. Certains éléments sont déformables sous compression mécanique (cartons, emballages, etc.) et d'autres quasiment indéformables (bois, verre, métaux, pierres, etc.). De plus, la fraction organique biodégradable va être transformée en gaz et/ou en molécules minérales par l'intermédiaire de toute une flore microbienne. La composition de la phase solide évolue ainsi par ces phénomènes de biodégradation.

II - 1.1 Composition – Nature des éléments

La composition des DND est très variable, donc difficilement caractérisable, et dépend de plusieurs facteurs comme :

- la provenance des déchets (type d'habitat ou d'industrie, du degré de développement, du système de collecte, etc.),
- la saison (été ou hiver),
- des habitudes de consommation de produits alimentaires ou non (qui évoluent avec le temps),
- des réglementations locales ou nationales sur les types de déchets admis en ISDND (boues, OM, DIB),
- des méthodes de gestion locales des déchets (collectes sélectives, tris préalables des déchets ménagers spéciaux, des déchets verts, des encombrants, etc.),
- du prétraitement avant mise en stockage (mécanique, thermique, biologique, ajout d'inoculum, etc.).

Elle est en outre évolutive avec la biodégradation, donc définie à un instant donné.

Sa connaissance est pourtant importante car elle va déterminer l'ensemble des paramètres physiques, biochimiques, hydrauliques et mécaniques et ainsi le comportement bio-hydro-mécanique du déchet.

Un certain nombre de méthodologies ont été mises en place pour caractériser cette composition (McCauley-Bell et al., 1997) mais il est difficile de les comparer.

En France, la méthodologie utilisée pour caractériser un déchet de type OM est le MODECOMTM (ADEME, 1993), dont la description est donnée au Chapitre précédent.

Le MODECOMTM consiste à prélever aléatoirement 500 kg de matière humide de déchet et les répartir en trois fractions granulométriques :

- les éléments grossiers supérieurs à 100 mm ;
- les éléments moyens, compris entre 20 et 100 mm ;

- les éléments fins, inférieurs à 20 mm.

Le déchet est alors trié en 13 catégories et éventuellement 33 sous-catégories. Le niveau d'informations (nombre de fractions granulométriques et de catégories à trier) peut être adapté en fonction de la finalité de l'étude.

Dans le cadre de l'approche bio-hydro-mécanique, la composition donne des informations qualitatives intéressantes :

- La proportion d'éléments fortement déformables (papiers, plastiques en feuilles, textiles, etc.) et celle d'éléments très peu déformables voire rigides (particules de sol naturel, gravats, verre, céramiques, métaux, plastiques durs, bois, etc.) renseignent sur le comportement mécanique initial du déchet sous compression (tassement primaire).
- La proportion de matière dégradable peut être mise en lien avec le comportement mécanique à long terme du déchet sous compression (tassement secondaire). En effet la décomposition de la fraction moyennement biodégradable (papiers/cartons) conduit en partie au tassement secondaire.
- La proportion de « nappes » plastiques est un facteur important de la perméabilité des déchets et donc des écoulements de lixiviats et de biogaz notamment pour les couches de déchets fortement comprimées.
- La proportion d'éléments fibreux (plastiques et textiles) a une forte influence sur le comportement des déchets en cisaillement (rôle de renforcement) et est donc une donnée essentielle pour la stabilité de talus de casiers.

Toutefois, la composition du déchet reste difficilement utilisable de manière directe et quantitative dans l'approche bio-hydro-mécanique. Elle est surtout destinée à différencier des types de déchets aux comportements différents et/ou sera un bon marqueur d'état de dégradation dans le cas d'une étude de tassements secondaires sous compression (comparaison entre composition initiale et composition finale).

II - 1.2 Caractérisation de la matière

II - 1.2.1 Répartition eau, matière organique et matière minérale

Que ce soit dans l'approche biochimique ou bio-hydro-mécanique la détermination de la quantité d'eau et la quantité de matière solide sèche est primordiale. Ces deux quantités permettent de calculer la teneur en eau du déchet, essentielle car la majorité des paramètres caractéristiques du milieu poreux (densité sèche, porosité, etc.) en découlent. Notons dès à présent que la teneur en eau correspond à la masse d'eau contenue dans un échantillon divisée par la masse sèche obtenue par séchage à l'étuve (dont la température est fixée à 85°C) de cet échantillon jusqu'à stabilisation de sa masse. Elle est notée w_{MS} et s'exprime en $\%_{MS}$. Dans le cas d'une division par la masse totale (humide) de l'échantillon, elle est notée w_{MH} et s'exprime en $\%_{MH}$. Une justification de ce protocole avec comparaison des protocoles tirés de la bibliographie est précisée au Chapitre III. Différentes expressions de cette teneur en eau sont également données.

La matière sèche est composée de matière minérale et de matière organique. Notons dès à présent qu'une partie de la matière organique comme la matière organique synthétique (plastiques, par exemple) n'est pas dégradable.

La matière minérale peut être déterminée par la méthode de la perte au feu selon la NF U44-160 (AFNOR, 1985), sur des échantillons préalablement séchés. Cette méthode correspond à la mesure du résidu de la calcination obtenu par combustion dans un four à 550°C pendant 4 heures. La différence correspond à la matière volatile. Il n'est cependant pas possible d'associer cette matière volatile à la matière organique dégradable (Degremont, 1989) car elle inclue de la matière organique non dégradable (plastiques, etc.).

La norme AFNOR NF EN 13137 (2001) décrit deux méthodes de détermination de la teneur en Carbone Organique Total (COT) dans les déchets.

- La première méthode est basée sur le calcul de la différence entre le Carbone Total (CT) et le Carbone Inorganique Total (CIT). Le CT contenu dans l'échantillon est transformé en CO₂ et quantifié par spectrométrie infrarouge ou gravimétrie, tandis que le CIT est déterminé séparément par acidification d'un échantillon et purge du CO₂ libéré.
- La seconde méthode consiste à éliminer le CIT par traitement acide de l'échantillon puis à mesurer le CO₂ libéré par la combustion de l'échantillon restant.
- La norme internationale ISO NF 14235 (1998) décrit un troisième protocole basé sur l'oxydation chimique du COT au bichromate de potassium en milieu acide et détermination spectrophotométrique.

L'association directe entre le COT et la quantité de matière dégradable n'est pas possible car la valeur de COT obtenue inclue le carbone contenu dans la matière organique synthétique.

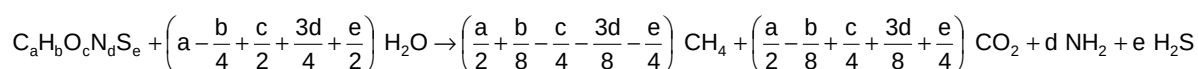
Les méthodes permettant de déterminer la quantité de matière dégradable et donc donner une évaluation du potentiel de production de biogaz sont données au II - 1.2.2.

II - 1.2.2 Evaluation du potentiel de production de biogaz

Les déchets peuvent également être caractérisés d'un point de vue biologique, par l'évaluation de leur potentiel de biodégradation en milieu anaérobie. Ce potentiel est important dans l'approche bio-mécanique car il rentre dans les modèles de cinétique de production de biogaz (II - 2.5). Une corrélation entre cette cinétique et le tassement secondaire, dû en grande partie aux pertes de masse, est recherchée.

Il existe différentes méthodes pour déterminer le potentiel méthanogène d'un échantillon de déchets :

- La méthode stoechiométrique est une approche purement théorique qui donne la quantité de méthane produite à partir de la composition élémentaire des différents constituants des déchets. L'équation bilan donnant les quantités stoechiométriques de méthane et de dioxyde de carbone lors de la biodégradation anaérobie de la matière organique (El-Fadel et al., 1996) s'écrit :



Suivant cette méthode, les potentiels méthanogènes obtenus à partir de chaque composant de déchet sont nettement surévalués car la dégradation de la matière

organique dans un massif de déchets n'est pas totale (certaines molécules comme la lignine sont très difficilement biodégradables et considérées comme réfractaires).

- La méthode basée sur la biodégradabilité du déchet consiste à utiliser un taux moyen de production de méthane pour différents composants de déchets. Avec cette méthode de calcul, les valeurs reportées dans la littérature pour le potentiel de production de méthane sont comprises entre 60 et 170 m³ par tonne de déchet sec (type OM) (El Fadel et al., 1996). Pour cette méthode, une connaissance précise de la matrice déchet est nécessaire.
- La méthode, la plus intéressante, consiste à mesurer directement en laboratoire le potentiel méthanogène à partir d'un échantillon représentatif de déchets. De nombreux tests existent : le test de fermentation GB₂₁ [DIN 38414 (2001) ; Binner et al. (1999)], le test de potentiel biométhanogène BMP (Owens et Chynoweth, 1993), etc. Le test BMP, retenu dans la suite du mémoire, consiste à placer un échantillon de déchets en conditions anaérobies optimales de dégradation (saturation, ajout de nutriments d'inoculum) afin d'accélérer sa vitesse de dégradation ; le test se poursuivant (pendant une durée indéterminée) jusqu'à stabilisation. Il n'existe pas de référence normative pour ce test BMP, qui est de ce fait adapté par les différents auteurs (quantité d'échantillon, méthode de suivi du biogaz, type d'inoculum et qualité de la solution nutritive).

La mesure du BMP en laboratoire est une mesure pratique qui n'inclue pas les matières organiques difficilement dégradables (lignine, etc.). Cette mesure est ainsi retenue dans l'approche bio-mécanique. Le BMP s'exprimant en Nm³ CH₄ / t_{MS}, il suffit de connaître la masse totale d'un échantillon de déchet et sa teneur en eau pour déterminer la quantité de biogaz potentielle émise jusqu'à sa stabilisation biologique.

II - 1.3 Granulométrie et forme des éléments

La distribution granulométrique (ou distribution de dimension des grains) est importante dans l'approche bio-hydro-mécanique car elle conditionne la structure du milieu poreux. Par exemple, un déchet broyé n'aura pas la même structure que celui qui ne l'est pas. Elle influe en grande partie sur les tassements qui sont augmentés par la migration d'éléments fins vers le bas (tamisage).

Le déchet est caractérisé par une étendue granulométrique très importante en partant des 'monstres' ou encombrants très volumineux (électro-ménager, mobilier, matelas, etc.) pouvant atteindre des ordres de grandeur métrique et des particules à l'échelle de la cellule, de la particule organique et de la bactérie (de l'ordre du micron). Il existe un lien entre la nature du composant et sa taille sans que toutefois une mise en relation directe soit possible puisque des matériaux de même nature peuvent avoir des tailles bien différentes.

La granulométrie est, comme pour la composition, donnée à un instant *t* car elle évolue avec le temps vers une plus grande proportions d'éléments fins (Figure II-1 ; Jessberger et Kockel, 1991).

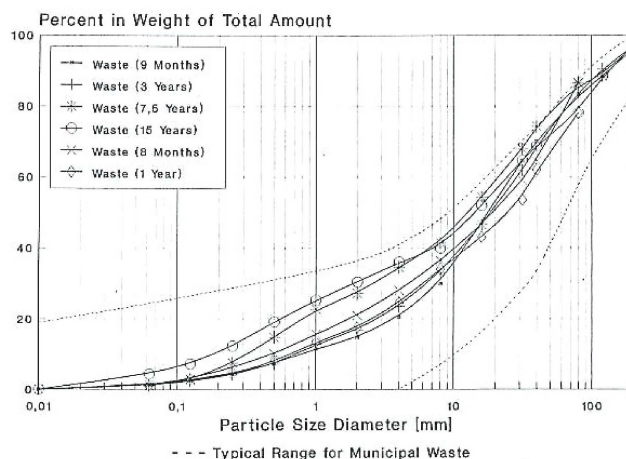


Figure II-1 Distribution granulométrique d'un déchet ménager (Jessberger et Kockel, 1991)

La granulométrie dépend également du mode de prétraitement avant mise en stockage (tri, criblage et broyage essentiellement).

Il est difficile de bien caractériser la distribution d'un déchet du fait de la grande variabilité de taille des éléments mais aussi de leur forme (un élément allongé pourra ou non passer à travers un crible à maille carrée suivant le sens de passage).

Il n'existe actuellement pas de norme pour déterminer cette distribution granulométrique. Néanmoins, un certain état de l'art préconise des quantités importantes d'échantillonnage (plusieurs centaines de kilos voire la dizaine de tonnes dans le cas des DIB) pour être représentatifs du matériau.

En mécanique et hydrologie des sols, la courbe granulométrique est utilisée pour donner des tailles caractéristiques de grains et de diamètres de pores afin d'avoir une représentation de la structure du milieu poreux. Dans le cas du déchet, les particules étant de tailles et de formes très variées, il n'est pas envisageable d'utiliser les mêmes approches qu'en mécanique et hydrologie des sols pour en déduire des caractéristiques de structure. Néanmoins, la granulométrie reste un très bon indicateur qualitatif pour estimer l'homogénéité du milieu poreux (un déchet broyé à granulométrie resserrée aura une structure plus homogène qu'un déchet non broyé).

II - 1.4 Classification multicritères

Synthétisées par Maystre et al. (1994), les classifications traditionnelles relatives aux déchets sont multiples mais aucune ne se recoupe parfaitement (une catégorie de déchet peut ainsi se retrouver dans des classes différentes) ce qui rend difficile toute comparaison. La pertinence des différents critères de classification est fonction de l'utilisation qui en est faite mais aussi du point de vu adopté (biochimique, géomécanique, etc.).

Un premier type de classification consiste à subdiviser le déchet suivant ses fractions minérale ou organique. Cette méthode est proposée par Landva et Clark (1990) où chaque fraction en quatre sous-catégories (Tableau II-1).

Tableau II-1 Classification des déchets proposée par Landva et Clark (1990)

Catégorie	Sous catégorie	Déchets
Organique	Putrescible (rapidement dégradable)	déchets alimentaires, déchets verts, etc.
	Lentement dégradable	papier, bois, textiles, cuir, plastique, etc.
Minérale	Dégradable (partiellement corrosif)	métaux
	Non dégradable	verre, céramiques, sols minéraux, gravats, cendres, béton, débris de construction, etc.

Un deuxième type de classification largement utilisé dans les modèles de biodégradation [Aguilar-Juarez (2000), Aran (2001)] consiste à classer les déchets en fonction de leur vitesse de dégradation (Tableau II-2).

Tableau II-2 Classification des déchets en fonction de leur vitesse de dégradation

Classes du déchet solide	Eléments constitutifs
Rapidement biodégradable	Déchets alimentaires, Déchets verts (feuilles, végétaux), Boues
Moyennement biodégradable	Papiers, cartons
Lentement biodégradable	Textiles, déchets ligneux ,bois
Inertes	Matière minérale (gravats), métaux, plastiques

Un troisième type de classification est basé sur des critères géomécaniques, notamment la résistance au cisaillement. Le déchet est alors vu comme un mélange de fibres (renforcement) contenu dans une matrice. Kölsch et al. (1995) ont proposé ce type classification basée sur le concept de 'matériau fibreux'. Ils considèrent sept classes de matériaux suivant leurs caractéristiques de renforcement : papier / carton, matériaux synthétiques lisses (feuilles, caoutchouc, cuir, textiles), matériaux synthétiques durs (plastiques, cuir dur), métaux, minéraux (verre, céramique, sol), bois et résidus putrescibles. La taille des éléments est aussi prise en considération à travers un tamisage de 8, 40 et 120 mm et un tri visuel pour les éléments compris entre 500 et 1000 mm.

La déformabilité des éléments peut également être un critère de classification. Une classification de ce type, la plus répandue à ce jour, a été proposée par Grisolia et al. (1995) qui suggèrent de séparer les constituants du déchet suivant de trois catégories : inertes, déformables et dégradables (Tableau II-3).

Tableau II-3 Classification des déchets proposée par Grisolia et al. (1995)

Catégorie	Description
Inertes (éléments inertes rigides)	matériaux non (ou très peu) dégradables et dont la résistance à la déformation est élevée sont concernés : particules de sol naturel, gravats, le verre, les céramiques, les métaux, les plastiques durs et aussi le bois
Déformables (éléments très déformables)	dégradation est très lente soumis à une charge, ces matériaux tendent à tasser instantanément du fait des vides importants caractérisant leur arrangement initial ; certains d'entre eux continuent à se déformer dans le temps sous charge constante sous l'effet du fluage sont concernés : papiers, plastiques en feuilles, textiles, caoutchouc, pneus, etc.
Dégradables (éléments facilement dégradables)	matériaux évoluant rapidement à la fois en terme de composition et de consistance sont concernés : végétaux, déchets alimentaires, etc.

Comme cela se fait dans le métier de l'incinération à partir des trois paramètres combustibles, inertes et teneur en eau (Maystre et al., 1994), Grisolia et al. (1995) ont eu l'idée de représenter la composition du déchet sous la forme d'un diagramme ternaire représentant les trois classes précédentes. Ce diagramme permet de comparer des déchets provenant de sites différents. Répertoireant sur ce diagramme un certain nombre de déchets issus des quatre coins du monde (Figure II-2), ils ont pu mettre en évidence certaines corrélations entre les concentrations de points observées et l'origine géographique correspondant à ces points.

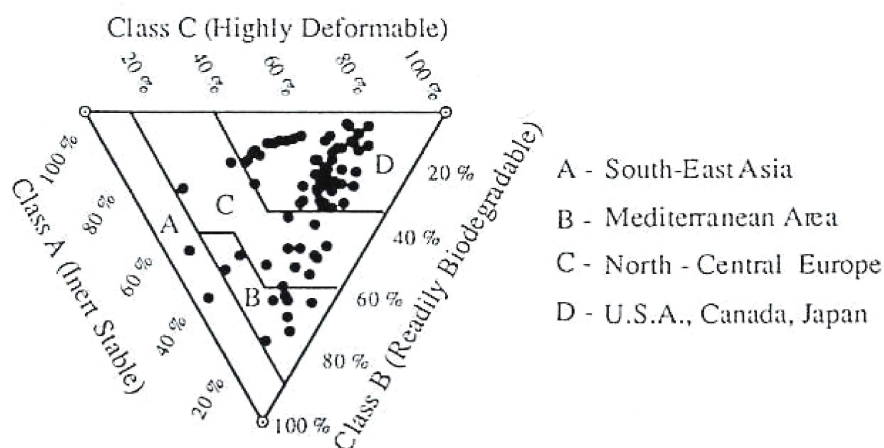


Figure II-2 Diagramme ternaire proposé par Grisolia et al. (1995)

Bien que séduisante, cette classification ne rend pas compte des changements d'état (et donc de caractéristiques) s'opérant avec le temps. En effet, les éléments subissant une dégradation (physique ou biochimique) voient leur comportement mécanique évoluer plus ou moins rapidement jusqu'au stade ultime de constituants inertes dont le comportement s'identifiera à celui d'un sol. A partir du diagramme ternaire précédent, l'évolution d'un déchet au cours du temps pourrait être illustrée, essentiellement dans le sens d'une dégradation (Figure II-3).

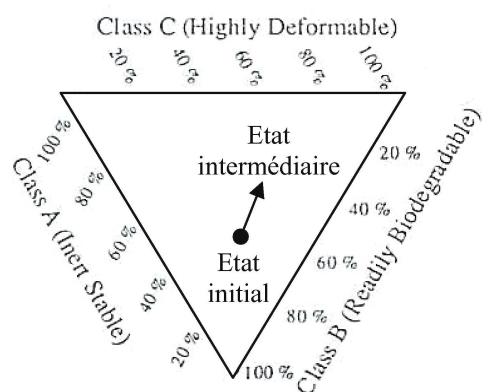


Figure II-3 Evolution de la représentation d'un déchet dans le diagramme ternaire de Grisolia et al. (1995)

II - 2 Dégradation de la phase solide

La phase solide du déchet est en partie composée de matière organique qui va se dégrader au cours du temps par des réactions biologiques et biochimiques. Les produits de cette dégradation seront du gaz (biogaz composé de méthane CH_4 et de dioxyde de carbone CO_2 essentiellement), de l'eau et d'autres composés, résidus solides minéraux ou organiques stables ou encore des molécules dissoutes. Tous les phénomènes qui régissent la biodégradation des déchets sont nombreux et complexes.

II - 2.1 Composition et devenir de la matière organique

La phase solide du déchet est composée de matière minérale et de matière organique qui représente en moyenne 50 à 70% du poids sec (Aguilar-juarez, 2000).

Cette matière organique est constitué d'environ 85% de composés lignocellulosiques et de carbohydrates (Aguilar-juarez, 2000), le reste étant des composés divers comprenant notamment les plastiques. Les composés lignocellulosiques comprennent environ 70% de cellulose, 20% de l'hémicellulose et 10% de la lignine (Aguilar-juarez, 2000).

Le constituant organique majoritaire des déchets est la cellulose avec une teneur de 30 à 40% de la matière sèche totale (Aguilar-juarez, 2000). C'est essentiellement la dégradation de cette cellulose qui conduit à la production de méthane (de l'ordre de 70% de la production totale), les matières organiques fermentescibles étant presque toutes dégradées lors de la réaction aérobie.

Mais toute la matière organique n'est pas dégradable (Figure II-4) :

- Les composés biodégradables par les microorganismes sont les carbohydrates, les protéines, les lipides, l'hémicellulose et la cellulose.
- La fraction organique composée de plastiques ou de molécules telle que la lignine est considérée comme réfractaire à la biodégradation (Coldberg et Young, 1982 ; Zeikus et al., 1982 ; Barlaz et al., 1989).

Globalement, le biodégradable de la matière organique des DND est comprise entre 43 et 54 % de la matière sèche (Mosey et Mistry, 1990 ; Muntoni et al., 1995).

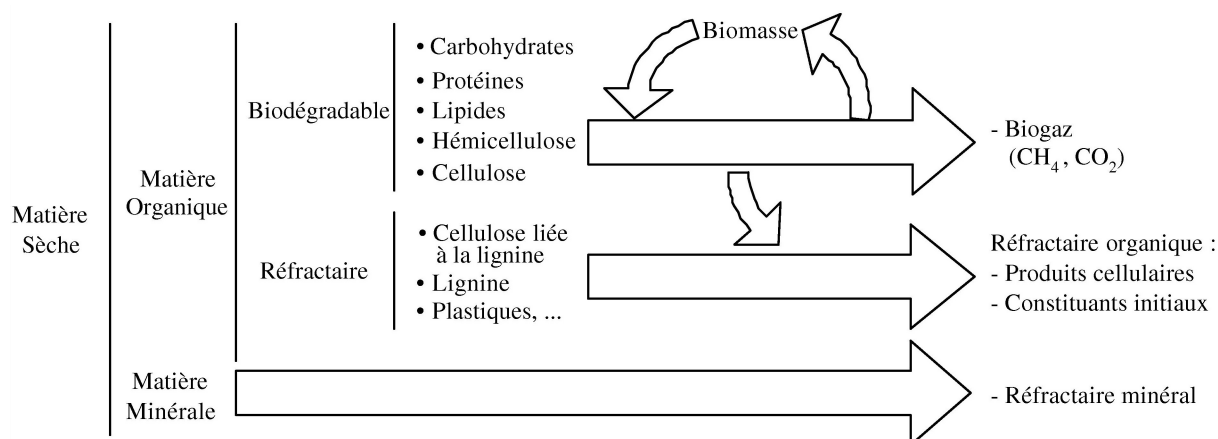


Figure II-4 Composition et devenir des constituants organiques du déchet (Aguilar-Juarez, 2000)

La dégradation de la matière organique ne conduit pas entièrement à la production de biogaz. La Figure II-5 donne l'évolution schématique (proportions non respectées) de la distribution du carbone au cours de la dégradation. Une partie du carbone est solubilisée et se retrouve donc dans le lixiviat. Un des avantages du bioréacteur consiste à réinjecter les lixiviats chargés en composés organiques de façon à laisser une seconde chance aux microorganismes de dégrader ces substances organiques. Une autre partie du carbone organique initial est transformé en substances minérales stables. La dernière partie est transformée principalement en biogaz (CO₂ + CH₄).

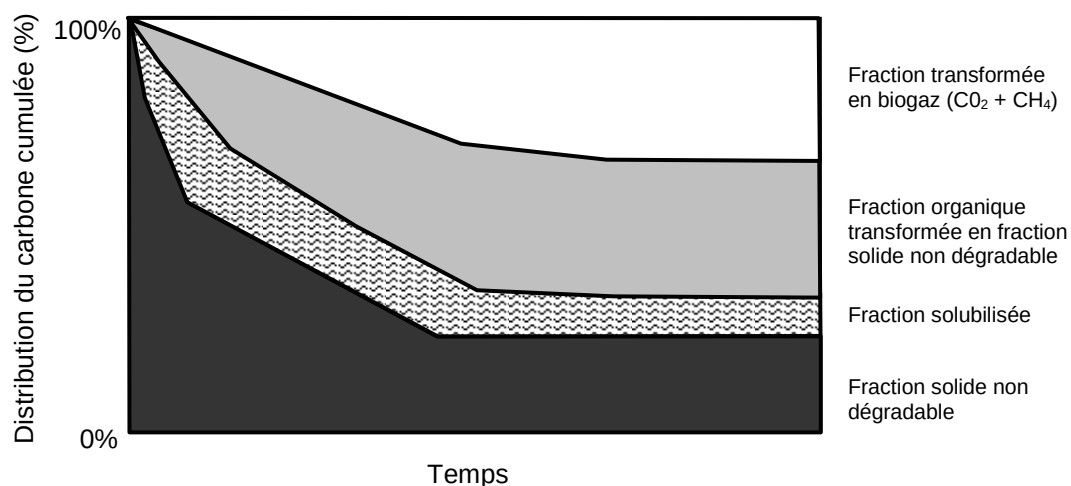


Figure II-5 Evolution schématique du carbone au cours de la dégradation (proportions non respectées)

Le déchet peut se dégrader suivant deux principales voies : en aérobie (en présence d'oxygène) et en anaérobie (en absence d'oxygène). Lors de son remplissage en ISD, le déchet est un système réactionnel ouvert où les échanges avec le milieu environnant sont permanents. Les réactions biologiques qui s'amorcent dans un premier temps se font en conditions aérobies. La consommation de l'oxygène présent, non renouvelé suite à la mise en place de couches de déchets additionnelles, entraîne ensuite des conditions anaérobies.

II - 2.2 Hydrolyse, étape initiale de la dégradation

Que la dégradation soit en aérobie ou en anaérobie, la biodisponibilité d'un substrat implique sa présence en phase aqueuse ce qui implique donc une hydrolyse (réaction enzymatique) suivie d'une solubilisation (Figure II-6). Les substances organiques facilement hydrolysables (protéines, lipides, cellulose) sont ainsi transformés en composés organiques solubles plus simples : oligomères et monomères (acides aminés, acides gras, glucose). Ces produits diffusent alors vers les microorganismes regroupés en biofilms (II - 2.6) qui les transforment.

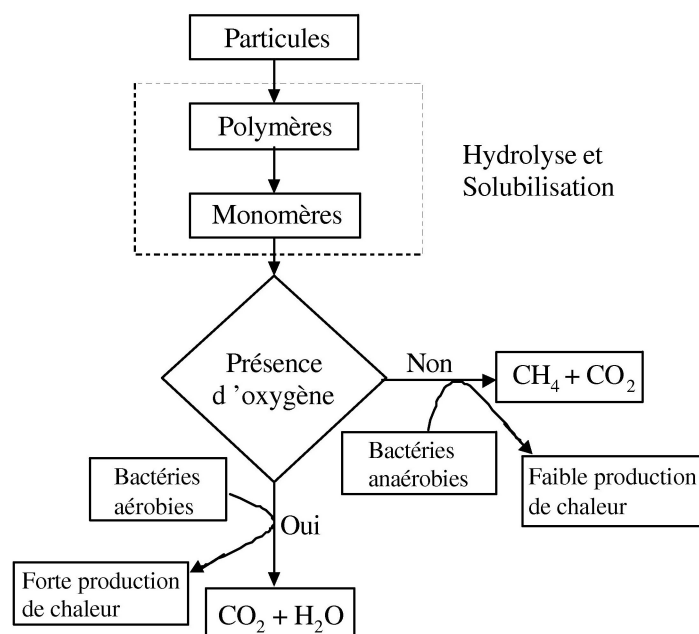


Figure II-6 Hydrolyse : Etape initiale nécessaire avant tout processus de biodégradation (Aguilar-Juarez, 2000)

II - 2.3 Dégradation aérobie

En condition aérobie, les produits de l'hydrolyse sont oxydés pour produire du dioxyde de carbone et de l'eau. Cette réaction, fortement exothermique, se produit généralement après la mise en place des déchets par de fortes montées de température [Aguilar-Juarez (2000) ; Bellenfant (2001)].

Cette réaction se déroule en trois étapes qui diffèrent par leurs conditions de température : une étape mésophile, une étape thermophile et une étape de maturation. Les modifications des conditions thermiques engendrées par l'activité biologique aérobie entraînent une adaptation importante de la flore microbienne à son environnement ; les types de microorganismes actifs et leurs vitesses de consommation de l'oxygène évoluent, comme indiqué sur la Figure II-7 (remarque : r_{O_2} représente la vitesse de consommation d'oxygène).

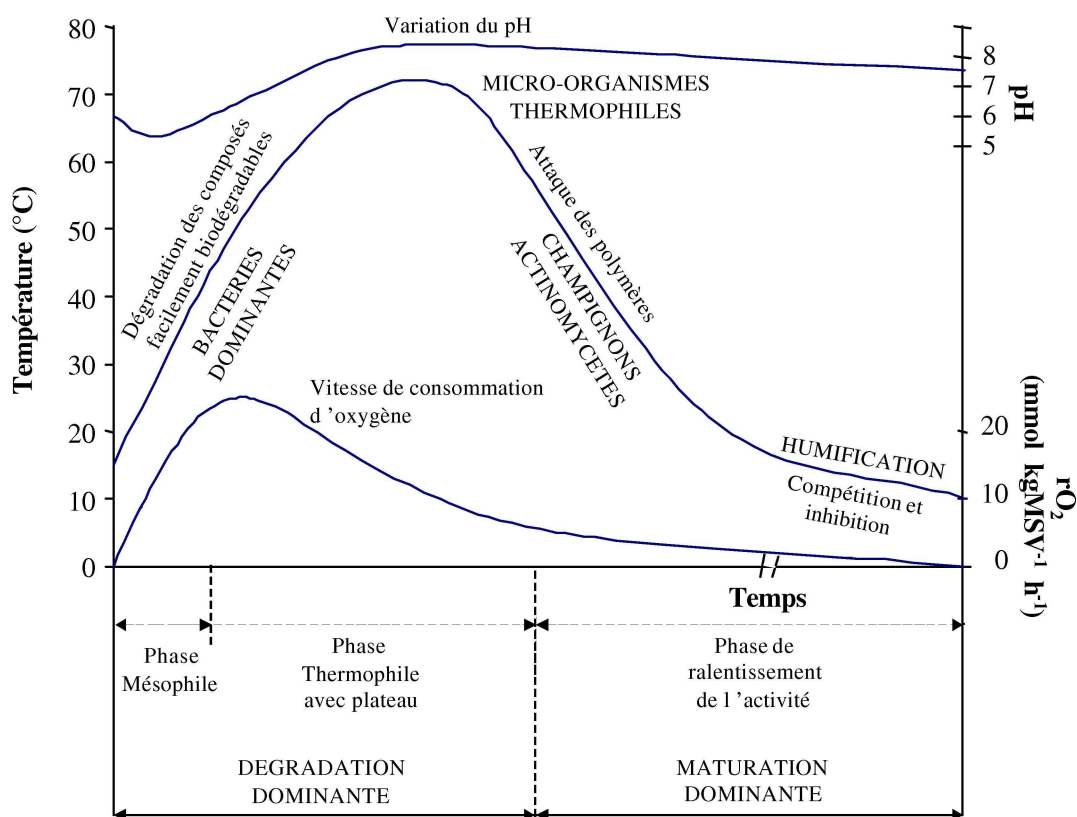


Figure II-7 Les trois étapes de la réaction de dégradation aérobie [Aguilar-Juarez, (2000) ; d'après Mustin (1987)]

La durée de cette réaction (de quelques jours à quelques semaines) est fonction de la composition des déchets (notamment de leur part en déchets organiques rapidement biodégradables) mais dépend aussi de la durée d'exposition des déchets à l'air.

Cette réaction qui se prolonge jusqu'à la consommation totale de l'oxygène est importante puisqu'elle prépare le déchet de manière biochimique et influence les conditions du milieu comme la température et le pH (paramètre essentiels de la dégradation anaérobie).

II - 2.4 Dégradation anaérobie

Après la consommation totale de l'oxygène, la dégradation de la matière organique du déchet s'effectue en condition anaérobie. Cette réaction faiblement exothermique conduit à la production de méthane et de dioxyde de carbone. Les processus de dégradation mis en jeu sont complexes et interdépendants, puisque les produits de biodégradation d'une réaction donnée servent de substrat pour les réactions suivantes. Tous les groupes microbiens responsables de la production de méthane sont intrinsèquement présents dans le déchet frais (bactéries fermentatives, acidogènes, acétogènes et archaea méthanogènes) (Barlaz et al., 1989), mais ne se développent pas à la même vitesse ni dans les mêmes conditions environnementales (Farquhar et Rovers, 1973 ; Rees, 1980).

Les étapes successives de la dégradation anaérobies sont représentées sur la Figure II-8 et décrits dans le Tableau II-4.

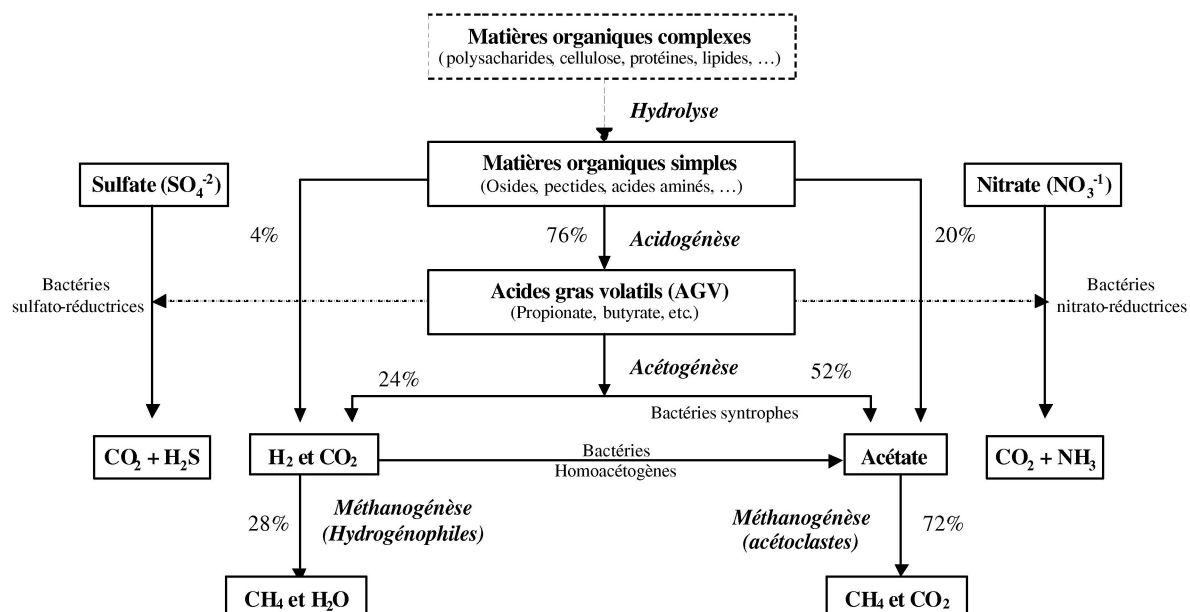


Figure II-8 Processus de dégradation anaérobie de la matière organique (Aguilar-Juarez, 2000)

Tableau II-4 Description des étapes de la réaction de dégradation anaérobie

Etapes	Description
Hydrolyse (condition anaérobie facultative)	Les substances organiques complexes sont transformées en composés solubles plus simples tels que acides aminés, acides gras et sucres simples.
Acidogénèse (condition anaérobie facultative)	Les produits de l'hydrolyse sont dégradés en acides organiques légers (acides gras volatils ou AGV). De l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'ammoniac sont également formés.
Acétogénèse (condition anaérobie stricte)	Les acides gras volatils sont transformés en acide acétique, en dioxyde de carbone et en hydrogène. Sans cette étape intermédiaire, le milieu s'acidifie et finit par inhiber la biodégradation.
Méthanogénèse (condition anaérobie stricte)	L'acide acétique est converti en méthane (50 et 70 %) et en dioxyde de carbone (30 à 50 %). D'autres gaz sont produits à l'état de trace (H ₂ S, composés organiques volatils, mercaptans, etc.).
Régression	Les substrats organiques devenant plus rares et les populations de bactéries se réduisant, la production gazeuse régresse jusqu'à (presque) totalement disparaître.

Une représentation de l'évolution de la composition du biogaz au cours des étapes successives de biodégradation anaérobie est donnée au II - 4.1.

II - 2.5 Cinétique de production de biogaz

La cinétique de production de biogaz est importante car elle va influencer sur la cinétique des tassements. Un des objectifs de l'étude consiste à tenter de trouver une corrélation entre la cinétique de production de biogaz et celle des tassements. La recherche de cette corrélation sera abordée plus en détail dans la partie correspondant précisément au tassement (Chapitre III). Au Chapitre VII, qui traite de l'expérience de tassement long terme menée dans la cellule CICLADE, une de corrélation est proposée.

Plusieurs types d'approches sont possibles pour modéliser la cinétique de production de biogaz :

- L'approche biologique qui considère la dégradation du carbone organique. Chenu (2007) a répertorié ces modèles et a choisi d'utiliser le modèle d'Aguilar-Juarez (2000) pour modéliser la dégradation aérobie et le modèle d'El-Fadel (1996) pour modéliser la dégradation anaérobie.
- L'approche « quantitative ». Gachet (2005) répertorie la plupart de ces modèles. Peuvent être cités les modèles de l'USEPA et de SWANA (Solid Waste Association of North America) qui sont les plus couramment utilisés dans les références bibliographiques. La Figure II-9 donne la simulation réalisée par Barlaz et al. (2002) de deux scénarii de production de biogaz d'une décharge qui a reçu 286 000 tonnes de déchet par an pendant 20 ans avec et sans recirculation de lixiviat, effectuée à l'aide du modèle de l'USEPA. Ce modèle est de premier ordre avec une étape de croissance suivie d'une étape de décroissance exponentielle.

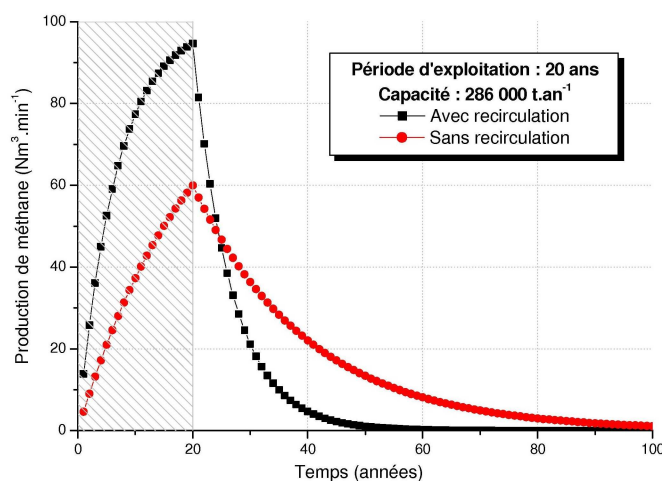


Figure II-9 Simulation de l'effet de la recirculation de lixiviat sur la production de méthane en utilisant le modèle de l'USEPA (Barlaz et al., 2002)

II - 2.6 Biofilms

Les microorganismes, moteurs de la dégradation de la matière organique sont essentiellement fixés sur les particules solides en formant des colonies ou films microbiens (Molz et al., 1986) appelés plus couramment biofilms.

Ces biofilms sont composés d'un mélange d'eau, de matériaux cellulaires et de matériaux extra cellulaires d'origines microbiennes (Christensen and Characklis, 1990) et sont le siège de la plupart des réactions biochimiques de dégradation du déchet.

Des expériences de laboratoire dans des conditions proches de celles observées sur site ont confirmé la présence de ces films bactériens. Par exemple, Kim and Barry (2002) ont étudié des " agrégats " de bactéries sur les filtres des systèmes d'extraction de gaz implantés dans des ISDND. Aussi Rowe et al. (2000) se sont intéressées de près au développement de ces biofilms dans les ISDND, car la prolifération de films de microorganismes peut être à l'origine de la baisse d'efficacité des systèmes de drainage ou de réinjection. Ils observent le développement d'un biofilm dans une colonne de milieu poreux modèle (empilement de billes de verre) soumise à un flux de lixiviats récoltés sur une ISDND en exploitation. Des relevés de pression le long de la colonne permettent d'observer les modifications des propriétés hydrodynamiques du milieu poreux liées au développement de biofilms. Les résultats obtenus lors de cette étude donnent des indications sur les conditions (charge en matière organique, débit de liquide) dans lesquelles le biofilm se développe le plus efficacement.

Ces biofilms peuvent être assimilés à une phase continue (Taylor and Jaffe 1990 ; Rittmann 1993). Concernant l'hydro-mécanique, l'influence de ces biofilms sur les propriétés hydrodynamiques du milieu poreux peut être importante. En effet, la colonisation de ce film bactérien à la surface du solide peut fermer des pores ou en diminuer leurs tailles et donc conduire à une diminution des vitesses de circulation de lixiviats et de biogaz. Ces observations peuvent surtout se faire sur une étude long-terme. Dans cette étude, les propriétés hydrodynamiques des déchets ont été mesurées sur des expériences court-terme et l'influence des biofilms n'a donc pas été étudiée.

II - 2.7 Importance de la biochimie sur le comportement mécanique et réciproquement

II - 2.7.1 Pertes de masse liées à la biodégradation

Le principal intérêt de l'approche biochimique concerne l'interaction de la perte de masse avec les tassements qui en découlent en partie :

- La cinétique de dégradation demeurant en définitive assez lente au cours des premières années, les pertes de masse correspondantes peuvent donc être considérées comme faibles au cours de la phase de chargement. Dans ces conditions, la prise en compte d'une diminution au cours du temps de la surcharge comprimant un élément de déchet n'est pas nécessaire pour le calcul des tassements primaires (Olivier 2003).

- Les tassements secondaires sont quant à eux dus en partie à la biodégradation (Chapitre III). Watson et al. (2007) ont réalisé une tomographie rayon X d'un déchet placé dans une cellule pendant 2 mois et demi et soumis à recirculation. Avant de scanner l'échantillon, ils ont fixé l'eau par congélation. La Figure II-10 montre les poches de gaz formées suite à la dégradation de la phase solide. Ce sont les vides créés par le départ de la matière dégradée qui sont en partie à l'origine du tassement secondaire. Dans l'expérience de Watson et al. (2007), il n'y a pas de charge de compression imposée à l'échantillon ; une charge appliquée à l'échantillon dégradé conduirait probablement à un tassement.

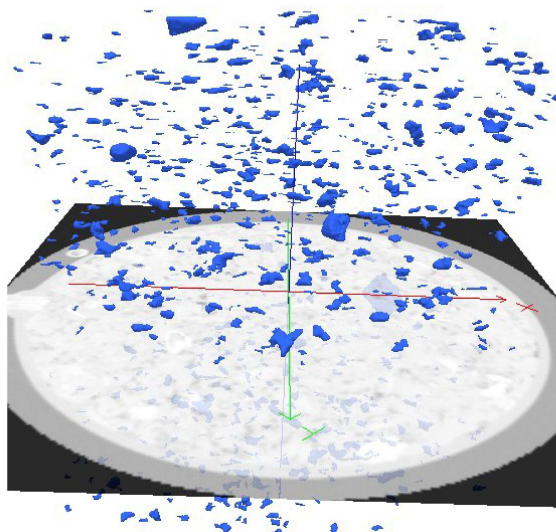


Figure II-10 Poches de gaz observées dans un déchet recirculé et après 2 mois et demi de dégradation (Watson et al., 2007)

L'évaluation de la perte de masse est une donnée importante pour l'approche bio-hydro-mécanique (d'où l'emploi du terme « bio »). En effet, un des objectifs de cette approche consiste à mettre en relation les tassements secondaires avec la cinétique de production de biogaz (Chapitre VII) . L'obtention d'une relation bijective est cruciale pour plusieurs raisons :

- La mesure des tassements de surface peut devenir un bon indicateur d'avancement de réaction de dégradation anaérobie, critère de stabilisation du massif.
- La prédiction des tassements à l'heure actuelle passe par des paramètres mécaniques plus ou moins empiriques. Cette prédiction pourrait se faire à partir de la composition initiale du déchet et de ses caractéristiques biologiques.

II - 2.7.2 Paramètres physico-chimique de la biodégradation

Ces notions de biodégradation sont essentielles pour les mesures bio-hydro-mécaniques en laboratoire : elles donnent des informations sur les paramètres physico-chimiques (température, teneur en eau, pH, teneur en oxygène) qui permettent de se placer dans des conditions optimales de dégradation.

a) La teneur en eau

La répartition de l'eau dans le déchet et l'influence de la compression sur la teneur en eau (et réciproquement) sont en grande partie l'objet des travaux menés.

La teneur en eau est un facteur clé de la biodégradation des déchets. En effet, en plus d'être un facteur indispensable à toute vie bactérienne, l'eau est à la fois un réactant (hydrolyse), un vecteur de colonisation bactérienne et de diffusion des enzymes, des nutriments et des métabolites extracellulaires (Aguilar-Juarez, 2000). Elle facilite les contacts et le mélange entre le substrat à dégrader, les nutriments et les microorganismes. L'apport en eau permet également de diluer des inhibiteurs potentiels.

La notion de teneur en eau optimale pour la biodégradation est de ce fait difficile à appréhender, puisqu'il faut décrire à la fois :

- la quantité d'eau totale disponible par rapport à la quantité de matière organique biodégradable,
- sa répartition dans le milieu afin de connaître son accessibilité pour les microorganismes,
- sa mobilité pour caractériser les écoulements et le transport de la biomasse.

La plupart du temps, seule la masse d'eau par quantité de déchet (masse sèche ou humide) est mesurée, ce qui ne prend pas en compte ces différents aspects.

La teneur en eau optimale pour la biodégradation va dépendre du type de déchet. De manière générale, une faible teneur en eau peut présenter un caractère bloquant. Selon Reinhart et Townsend (1998) une teneur en eau inférieure à 25 %_{MH} ne permettrait pas à un déchet de se dégrader ou la biodégradation serait fortement ralentie car les populations microbiennes ne pourraient pas se développer correctement.

La maîtrise de la teneur en eau est donc un enjeu essentiel pour la bonne gestion des ISDND. Elle l'est encore plus dans le cadre d'une gestion en mode bioréacteur.

Elle se retrouve donc au centre de toutes les approches : biologique, biochimique et hydro-mécanique et tous les moyens sont mis en œuvre pour la mesurer au niveau d'un massif de déchet. Répertoire toutes les études relatives à la mesure de la teneur en eau, à son contrôle et à ses effets multiples sur la dégradation constituerait un mémoire à part entière. Citons à titre d'exemple les méthodes géophysiques qui sont utilisées depuis plusieurs années pour tenter de « voir » l'infiltration de l'eau (et plus précisément du lixiviat recirculer) à l'échelle d'un site [Moreau et al. (2003) ; Guerin (2004) ; Grellier (2005)] mais aussi bon nombres de méthodes provenant de l'hydrologie des sols dont une « review » a été dressée par Imhoff et al. (2007). La méthode TDR a été sélectionnée parmi d'autres méthodes (capacitives, résistives) en vue du suivi hydrique des déchets dans les cellules de compression CICLADE.

Dans ce mémoire, un modèle théorique de double porosité (Chapitre VI) a été élaboré pour décrire la répartition de l'eau dans le déchet. L'évolution de la capacité maximale de rétention d'eau (capacité au champ) a aussi été étudiée. Enfin, une étude des paramètres hydrodynamiques (perméabilités de la phase liquide et de la phase gaz) ont permis d'aboutir à un modèle de prédiction des perméabilités en fonction du tassement et ainsi estimer les vitesses de transferts de la phase liquide dans le milieu.

b) La température

La température est l'un des facteurs essentiels à la production de biogaz. Celle-ci détermine en effet la nature des populations microbiennes actives au cours de la dégradation et contrôle de ce fait la cinétique de décomposition. Suivant la température du milieu, trois types de populations bactériennes ont été répertoriés (dont la croissance est mise en évidence sur la Figure II-11) :

- les bactéries psychrophiles ($T < 20^{\circ}\text{C}$),
- les bactéries mésophiles ($20^{\circ}\text{C} < T < 44^{\circ}\text{C}$),
- les bactéries thermophiles ($T > 44^{\circ}\text{C}$).

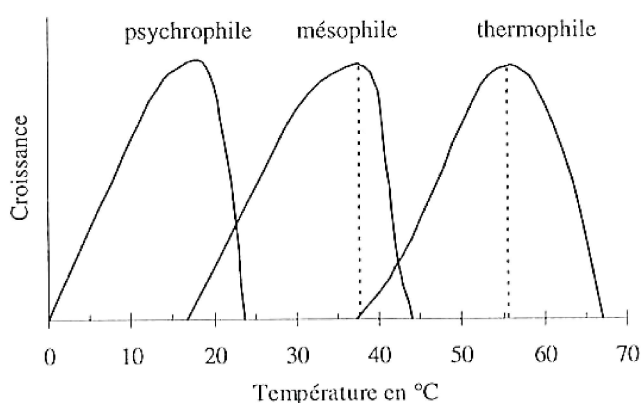


Figure II-11 Influence de la température sur la croissance des microorganismes (Lanini, 1998)

L'augmentation de température a pour effet d'accroître la vitesse de réaction comme l'indique Harmon et al. (1993) : la production de biogaz augmente globalement avec la température jusqu'à un palier critique de 60°C . Au-dessus de 70°C , l'inactivation enzymatique empêche tout développement microbien (Mata-Alvarez, 2003).

En revanche, l'augmentation de température n'aurait pas d'influence sur le rendement en méthane, car les métabolismes des microorganismes restent les mêmes jusqu'à une température d'environ 65°C (Couturier et Galtier, 1998).

Comme le montre la Figure II-11, il existe deux optima de température pour les microorganismes méthanogènes, dont un mésophile autour de 35°C et un thermophile autour de 55°C , ainsi qu'un minimum entre ces deux zones, entre 40 et 45°C .

Au cours des différentes étapes de la biodégradation, la température chute sensiblement à l'issue de l'étape d'hydrolyse aérobie. Celle-ci se stabilise ensuite généralement entre 40 et 50°C , puis au bout de quelques années, autour de 25 à 35°C (Bellenfant, 2001). Les bactéries présentes en décharge sont donc de type thermophile et mésophile, ces dernières devenant prédominantes en méthanogenèse avec un optimum d'activité voisin de 33 à 40°C (température au-delà de laquelle la production gazeuse diminue).

c) Le pH

Le pH est un facteur très sensible de la biodégradation puisque les étapes successives du processus réactionnel le modifient et que chaque espèce microbienne se développe dans une gamme de pH optimale. Le pH optimum pour la méthanogenèse est compris entre 6 et 8 (Ehrig,

1983), et plus précisément entre 6,8 et 7,4 (Barlaz et al., 1990). Au-dessous de pH 6, les microorganismes méthanogènes sont fortement inhibés.

La mesure de ce paramètre lors d'une expérience de tassement long terme peut être un indicateur montrant que la réaction de dégradation en cours est en méthanogenèse. L'optimum en pH (soit entre 6,8 et 7,4) peut être recherché en recirculant les lixiviats (effet de tamponnage) de façon à optimiser les conditions propices pour la méthanogenèse.

d) La teneur en oxygène

La méthanisation se produit uniquement en conditions anaérobies strictes et l'absence d'oxygène ou des formes oxygénées de l'azote (NO_2^- , NO_3^-) est fondamentale pour les microorganismes anaérobies stricts, en particulier les microorganismes méthanogènes et les acétogènes (Pelmont, 1993). Les microorganismes méthanogènes sont les plus sensibles à la présence de trace d'oxygène ; une concentration de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ d' O_2 dissous peut inhiber complètement leur développement (Marchaim, 1992). Cette inhibition n'est cependant pas irréversible, d'autant que les microorganismes anaérobies facultatifs (fonctionnant en conditions aérobies mais aussi anaérobies) peuvent rapidement éliminer l'oxygène présent dans le milieu.

Le potentiel d'oxydo-réduction est considéré comme un bon indicateur de la quantité d'oxygène présente dans le milieu. Il ne doit pas dépasser une valeur seuil proche de -300 mV (exprimé par rapport à l'électrode normale à hydrogène) afin de permettre aux microorganismes acétogènes et méthanogènes de se développer.

II - 3 Propriétés de la phase liquide

La phase liquide du déchet est, d'une part, présente initialement dans les particules de déchet et, d'autre part, issue de l'eau provenant des précipitations. Les effluents liquides sortant en fond de casier sont appelés lixiviats. Par extension, toute la phase liquide contenue dans le déchet est appelée lixiviat mais aussi, par abus de langage, « fluide » ou « eaux dans le déchet ».

La connaissance de cette phase est essentielle pour tous les processus de biodégradation car elle conditionne l'activité des microorganismes. Sa composition évolue dans le temps suivant les étapes de biodégradation. Sa connaissance est d'autant plus importante dans le cas d'une gestion en mode bioréacteur, les lixiviats étant réinjectés dans le casier.

Centre d'intérêt majeur pour l'approche biochimique, la phase liquide est aussi importante pour l'approche bio-hydro-mécanique qui s'intéresse à sa répartition dans le milieu (détaillée au Chapitre III), à la quantité maximale pouvant être retenue par rétention (capacité au champ) et à ses vitesses de circulation dans le milieu. C'est un des aspects abordés dans ce mémoire.

Dans cette partie II - 3, la composition de la phase liquide issue d'une ISDND est décrite de manière succincte ainsi que les principaux paramètres physico-chimiques qui permettent de la caractériser. Les paramètres physiques sont ensuite détaillés. Enfin l'influence de cette phase sur le comportement hydro-mécanique est ensuite présentée.

II - 3.1 Composition de la phase liquide

Un lixiviat issu d'une ISDND contient en quantités variables :

- des matières organiques et minérales dissoutes et en suspension. La quantification de la matière sèche est réalisée par passage d'un échantillon à l'étuve à 105°C et la distinction entre matières organique et minérale est obtenue par calcination à 550°C,
- des anions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , etc.),
- des cations (ion ammonium NH_4^+ , ion potassium K^+ , ion calcium Ca^{2+} , ion magnésium Mg^{2+} , ion sodium Na^+) dont des métaux (plomb Pb, chrome Cr, zinc Zn, manganèse Mn, cadmium Cd, fer Fe, aluminium Al, nickel Ni, cuivre Cu, etc.) sous forme oxydés,
- des traces de lithium Li^+ et de sulfure d'hydrogène HS^- ,
- des microorganismes,
- des particules en suspensions solides.

La composition des lixiviats dépend de la qualité des déchets enfouis et est variable dans le temps. La Figure II-12 présente son évolution en fonction des étapes de la dégradation du déchet.

Millot (1986) distingue trois types de lixiviats suivant le stade d'évolution des déchets (jeune, intermédiaire et stabilisé) ; il précise certains paramètres caractéristiques tels que pH, DCO, DBO_5 , concentration en Acides Gras Volatils (AGV), concentration en métaux, suivant ces trois stades.

Concernant le type et la teneur en microorganismes, assez peu d'études ont été réalisées. Boothe et al. (2001) ont identifié différents types de bactéries présentes dans des lixiviats.

Dans le cadre du programme ANR « Precodd », le laboratoire LTHE réalise actuellement des analyses microbiologiques à partir du lixiviat de l'ISDND de Chatuzange et du lixiviat issu de pilotes de laboratoire (basés à l'INSA de Lyon). Martins et al. (en préparation) ont ainsi dénombré des bactéries à partir du lixiviat de Chatuzange début janvier 2008. Ils ont obtenus des ordres de grandeur allant de 10^7 à plus de 10^8 UFC/mL de lixiviat. L'unité UFC (ou Unité Formant Colonies) représente le nombre de bactéries dénombrées. Ce dénombrement a été réalisé par développement de bactéries sur boîtes de pétri. Notons que cette méthode ne fournit pas des quantités totales de bactéries puisque un certain nombre de bactéries ne se développent pas à partir de boîtes de pétri. C'est pourquoi des analyses complémentaires au microscope sur lames minces sont en cours. De plus, des analyses de biodiversité visant à identifier les différents types de bactéries sont aussi prévues.

La connaissance de la composition du lixiviat est cruciale pour l'approche biochimique car elle conditionne la plupart des phénomènes de biodégradation. Elle l'est moins pour une approche bio-hydro-mécanique. Elle servira, lors d'expériences de tassement long-terme à situer l'étape de biodégradation et renseignera ainsi sur l'état de dégradation du déchet. Le paragraphe II - 3.3 donne une revue des paramètres physico-chimiques qui permettent de caractériser cette composition.

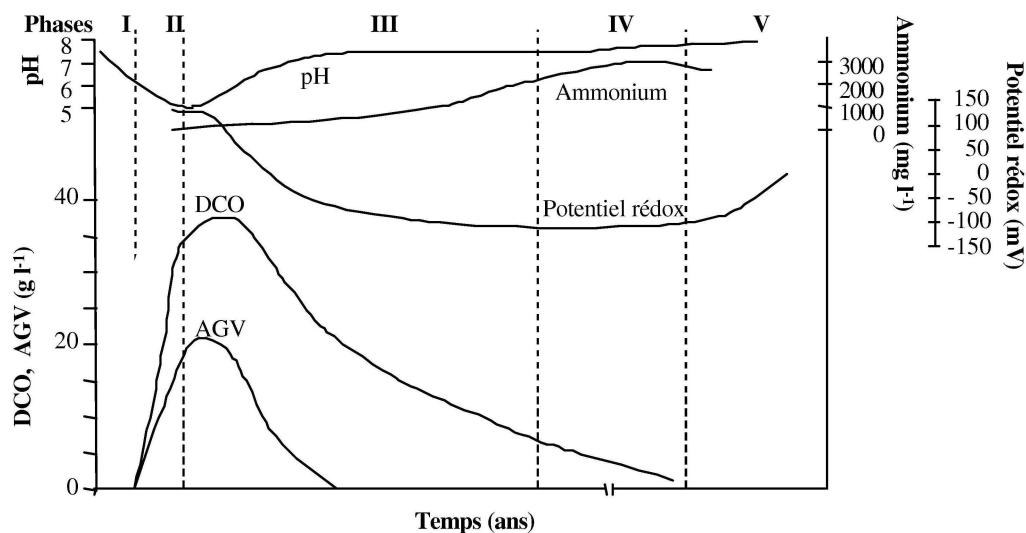


Figure II-12 Evolution de la composition du lixiviat au cours de la biodégradation (Pohland et Kim, 1999)

II - 3.2 Caractérisation physico-chimique

Les paramètres physico-chimiques caractéristiques du lixiviat sont : le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la conductivité électrique, la température.

Dans l'approche bio-hydro-mécanique, les paramètres pH et conductivité électrique sont utiles, par exemple lors d'une expérience de compression long-terme pour identifier le type de réaction de biodégradation en cours. En effet, le pH est un très bon indicateur puisqu'il sépare assez distinctement les 3 étapes de la dégradation anaérobie :

- l'étape d'hydrolyse/acidogenèse durant laquelle le pH est acide,
- l'acétogenèse durant laquelle le pH est stable,
- la méthanogenèse où une remontée du pH est observée.

L'analyse plus détaillée de ces trois étapes est présentée au II - 2.4.

II - 3.3 Caractérisation chimique

Les paramètres chimiques pour caractériser le lixiviat sont nombreux. Les principaux sont : la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), le Carbone Organique et Inorganique Total (COT et CIT), la concentration en Acides Gras Volatils (AGV), la concentration en anions, en cations ainsi qu'en métaux.

Certains de ces paramètres sont aussi de bons marqueurs d'avancement de réaction et donc d'état de dégradation du déchet. Néanmoins, ils requièrent des compétences en biochimie et un matériel de laboratoire spécifique pas toujours disponible dans les laboratoires aux compétences majoritairement « hydro-mécaniques ». Ces paramètres ne seront donc, pour le moment, pas mesurés dans nos expériences de tassement.

II - 3.4 Paramètres physiques pour l'approche bio-hydro-mécanique

Les paramètres importants pour l'approche bio-hydro-mécanique sont : la masse volumique, la viscosité dynamique et la tension superficielle. Peu d'études sont disponibles pour en avoir la mesure, ceci dû en partie à la difficulté de mesure de ces paramètres (comme la viscosité dynamique ou la tension superficielle). De plus, ces mesures vont dépendre de la qualité du lixiviat (fonction du type de déchet) et d'un état de dégradation donné.

II - 3.4.1 Masse volumique

La masse volumique intervient dans les calculs d'écoulements de fluide ainsi que dans la détermination du volume liquide présent dans l'échantillon (passage de la masse, mesurée par pesées, au volume). Elle est notée ρ_L dans cette étude.

La phase liquide est majoritairement composée d'eau mais contient de nombreux composés dissous. Il y a très peu de données dans la littérature concernant la mesure de la densité du lixiviat. Vigneron (2005) mesure des masses volumiques de lixiviat comprise entre 1,013 et

1,016 Mg/m³. En l'absence de mesures précises, la masse volumique identique à celle de l'eau pure soit $\rho_L = 1 \text{ Mg/m}^3$ (valeur exacte à 4 °C) est retenue. Cela fait une erreur de l'ordre de 1 % par rapport aux mesures réalisées par Vigneron (2005). Notons qu'une mesure précise de cette masse volumique pourrait être intéressante pour évaluer la perte en masse solide due à la percolation de lixiviat.

Compte tenu de la gamme restreinte de températures rencontrées dans les ISDND et du caractère incompressible de l'eau, la masse volumique de la phase liquide peut être considérée constante (pas de variation avec la température et la pression).

Weast (1981) propose néanmoins dans son Handbook une formule approchée permettant de calculer la masse volumique de l'eau à une température T comprise entre 20 et 100 °C :

$$\rho_L = 999842594 + 6,793952 \cdot 10^{-2}T - 9,9529 \cdot 10^{-3}T^2 + 1,001685 \cdot 10^{-4}T^3 - 1,120082 \cdot 10^{-6}T^4 + 6,536332 \cdot 10^{-9}T^5$$

II - 3.4.2 Viscosité dynamique

La viscosité dynamique de la phase liquide, notée η_L dans l'étude, conditionne les vitesses d'écoulement. La charge organique dissoute contenue dans le lixiviat peut en modifier la valeur. Aucune donnée de viscosité des lixiviats n'a été répertoriée dans la littérature. Par simplification, cette viscosité est considérée égale à celle de l'eau. La température a un effet non négligeable sur la viscosité (Tableau II-5).

Tableau II-5 Viscosité dynamique de l'eau à différentes températures

T °C	10	20	30	40	50
η_L (10 ⁻⁶ Pa.s)	1309	1002	800	657	550

Weast (1981) propose dans son Handbook une formule approchée permettant de calculer la viscosité dynamique de l'eau à une température T comprise entre 20 et 100 °C :

$$\log\left(\frac{\eta}{\eta_{20}}\right) = \frac{1,3272(20 - T) - 0,001053(T - 20)^2}{T + 105}$$

Avec η_{20} viscosité dynamique de l'eau à 20 °C (Tableau II-5).

II - 3.4.3 Tension superficielle

La tension superficielle (ou interfaciale), notée σ_L correspond par définition à la tension qui existe à la surface de séparation de deux milieux, due à des forces intermoléculaires (du type Van der Waals et électrostatiques). Elle conditionne tous les phénomènes capillaires dans le milieu poreux et ainsi ses propriétés rétention. Elle dépend de la phase liquide (fluide mouillant), de la phase gazeuse (fluide non mouillant) et de la nature de la surface solide de contact (il existe des surfaces hydrophiles mais aussi hydrophobes). Très peu de mesures de la tension superficielle du lixiviat ont été recensées. Aran (2001) présente une courbe de tension interfaciale du couple « lixiviat - air » déterminée expérimentalement en comparant avec celle du couple « eau - air » (Figure II-13). Cette courbe montre la dépendance de la tension

superficielle avec la température qui peut être approchée par la relation $\left(\frac{d\psi}{dT}\right) = \frac{\psi}{\sigma_L} \frac{d\sigma_L}{dT}$ (Crausse, 1983), avec ψ succion (définition au Chapitre III).

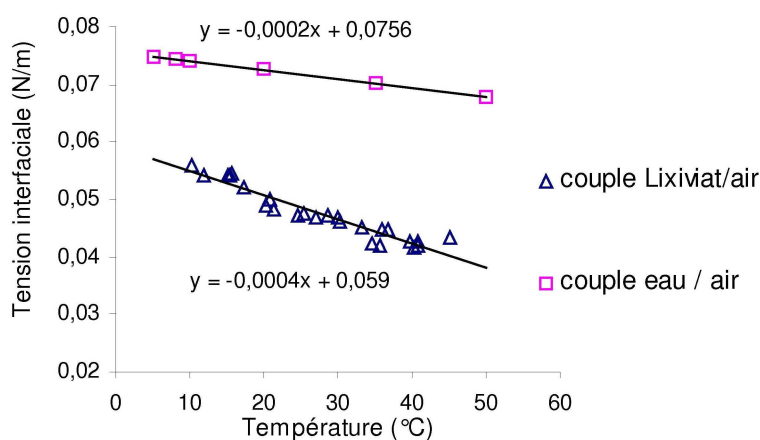


Figure II-13 Tension interfaciale du couple lixiviat-air et du couple eau-air (Aran, 2001)

La tension superficielle du lixiviat se rapproche de celle de l'eau. Les conditions d'expériences, le protocole adopté ainsi que la composition du lixiviat n'étant pas présentés, cette courbe est elle représentative de n'importe quel type de lixiviat et de n'importe quel âge ? D'autant que la présence de tensioactifs dans le lixiviat du déchet, pouvant conduire à l'annulation de cette tension superficielle, est inconnue à l'échelle locale. Comme indiqué précédemment, la tension superficielle dépend aussi de la nature de la surface de contact solide avec le fluide. Vu la diversité des particules de déchets, il semble peu réaliste de caractériser cette tension pour chaque élément.

Par simplification et par absence de données plus complètes, la tension superficielle est prise égale à celle de l'eau soit par exemple $\sigma_L = 0,073 \text{ N.m}^{-1}$ (à 20°C).

II - 3.4.4 Pression de la phase liquide

La pression de la phase liquide dans le milieu poreux déchet contrôle le sens d'écoulement du lixiviat.

La réglementation française (arrêté ministériel consolidé du 9 septembre 1997) impose que la surface libre de lixiviat en fond de casier ne dépasse pas 30 cm. Ceci implique donc que le déchet se trouve en conditions non-saturées au dessus de cette surface libre : la pression de la phase liquide est alors inférieure à la pression atmosphérique. La mesure de cette pression s'appelle succion (ou pression capillaire) et correspond à la différence entre la pression absolue de la phase liquide et la pression absolue de la phase gazeuse (Chapitre III). La pression absolue de la phase liquide (pression atmosphérique au niveau de la surface libre) diminue avec la hauteur (croissante) selon la loi de l'hydrostatique. Le régime d'écoulement des liquides dans le casier correspond donc à une percolation vers le fond du casier des eaux de pluie et de l'eau issue des processus de biodégradation.

Mais ce régime théorique est en réalité beaucoup plus complexe comme le montre plusieurs aspects :

- La hauteur de la nappe peut dépasser cette hauteur réglementaire de 30 cm ce qui impose un pompage de cette nappe de lixiviat. De plus, il est fréquent de trouver localement des nappes perchées formées au dessus de zones moins perméables.
- Une gestion en mode bioréacteur implique une réinjection de lixiviat au sommet du casier. Cette réinjection « remplit » d'eau tous les pores ce qui peut conduire à une augmentation de pression de la phase gazeuse. Se pose alors la question de l'écoulement simultané et dans le même espace poral du lixiviat réinjecté (percolant vers le bas) et du biogaz s'échappant vers le haut. Cet écoulement diphasique en sens contraire est étudié la suite de l'étude.
- Le gradient de charge hydraulique est le principal moteur des mouvements de fluides mais n'est d'autres gradients peuvent avoir un effet non négligeable comme le gradient de potentiel électrique, le gradient thermique et le gradient osmotique (ou de concentration chimique).

II - 3.5 Influence de la phase liquide sur le comportement hydro-mécanique

Ayant peu ou pas de valeurs des paramètres physiques pour l'approche bio-hydro-mécanique (masse volumique, viscosité dynamique et tension superficielle), des simplifications plus ou moins justifiées mais nécessaires conduisent à prendre les valeurs de l'eau pure.

L'effet de la mise en pression de la phase liquide due à une augmentation de la pression de gaz est précisée au paragraphe II - 4.3.

II - 3.5.1 Effet de la phase liquide sur le compactage et le tassement

Un déchet plus sec se compacte et se tasse moins qu'un déchet humide du fait de la lubrification par l'eau des contacts entre les particules de déchet. Ce point est détaillé ci-dessous ainsi qu'au Chapitre V.

II - 3.5.2 Densification du matériau dû à l'entraînement de fines

La percolation de l'eau par gravité conduit à un entraînement de particules fines en suspension vers le bas. Ceci va provoquer un léger tassement des couches supérieures par les vides créés mais va surtout entraîner un colmatage des pores des couches inférieures et donc une diminution de leur perméabilité.

L'expérience de Bareither et al. (2008) illustre le tassement dû à la lubrification des éléments mais aussi à l'entraînement des fines vers le fond. Bareither et al. (2008) comparent le tassement de 3 échantillons en cellules de compression. Les cellules sont cylindriques de 60 cm de diamètre et de 90 cm de haut. Le chargement appliqué a été maintenu constant à 8 kPa. Trois protocoles ont été mis en oeuvre :

- l'un sans ajout d'eau.
- le second avec ajout d'eau comprenant un additif inhibant la biodégradation. Cet ajout s'est prolongé après 22 jours de début d'essai jusqu'à 120 jours avec un taux de 2L/jour. Après 120 jours, le taux a été abaissé à 2L/semaine.

- le dernier avec ajout de lixiviat tamponné et d'une solution de NaOH de façon à atteindre un pH de 7. Les taux appliqués sont identiques à ceux énoncés ci-dessus.

L'effet seulement hydraulique de l'eau (cas n°2) entraîne un tassement supplémentaire par rapport au déchet non recirculé (Figure II-14). Cet effet ne perdure pas dans le temps comparé de l'essai recirculé avec activité biologique.

La variabilité des coefficients de compression secondaires est étonnante, due probablement à un calcul sur une période relativement courte (30 jours environ).

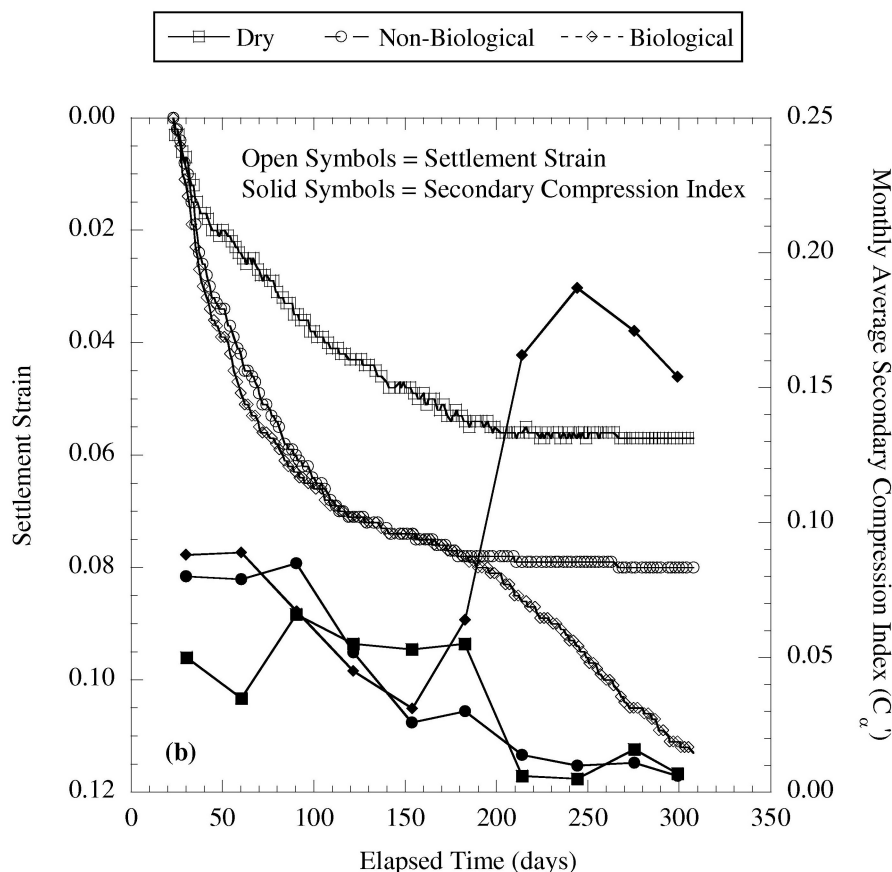


Figure II-14 Comparaison des tassements pour trois types de déchet en cellule de compression (Bareither et al., 2008)

II - 3.5.3 Mise en pression due à un chargement rapide

En mécanique des sols, le tassement primaire (ou consolidation) des argiles, dû à un chargement de la couche, est différé dans le temps. En effet, la très faible perméabilité des argiles conduit initialement à une montée en pression de l'eau interstitielle qui va progressivement diminuer suite au drainage induisant une densification du squelette solide.

Dans le cas des déchets, le tassement différé dans le temps n'est pas attribué à une dissipation de la suppression d'eau interstitielle comme dans le cas des argiles (l'origine et les mécanismes de tassement sont présentés au Chapitre III). En effet, dans le cas général, le déchet n'est pas saturé et les perméabilités sont suffisamment élevées pour permettre une dissipation rapide d'éventuelles suppressions.

Munnich et al. (2007) ont étudié l'augmentation de pression interstitielle dans un déchet type MBT (avec un diamètre d'éléments inférieur à 25mm). Ils ont appliqués différents chargements sur un échantillon de déchet dans une cellule oedométrique à section carrée (30 cm de côté et 60 cm de haut). Ils observent (Figure II-15), pour un chargement rapide à 140kPa (qui correspond à une couche d'environ 14 m de déchets) sur un déchet compacté (à différentes densités humides) et saturé, une augmentation de la pression du liquide. Un maximum de 75kPa environ est observé pour la masse volumique la plus faible, soit 1,6 Mg/m³.

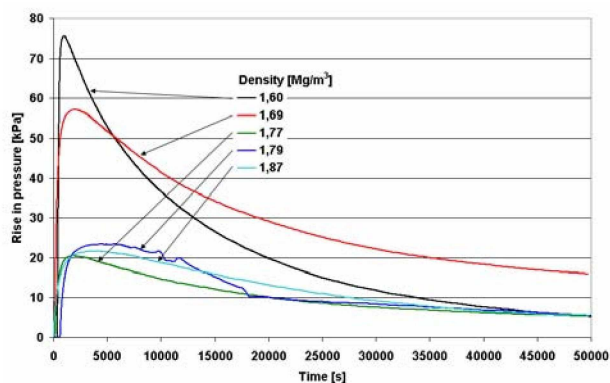


Figure II-15 Suppressions interstitielles obtenues sur un déchet type MBT saturé après chargement rapide de 140 kPa (Munnich et al., 2007)

Ces suppressions se dissipent assez rapidement car au bout de 45000 secondes (soit 12,5 heures) elles passent en dessous de 8kPa. Se pose toutefois la question de la représentativité de ces mesures au regard de la faible épaisseur de l'échantillon.

II - 4 Propriétés de la phase gazeuse

A la différence des études classiques de mécanique des sols, une partie de la phase solide des déchets est biodégradable par les microorganismes ce qui va entraîner la formation de gaz. La phase gazeuse des sols est peu étudiée car elle a peu d'influence sur leur comportement. Ce n'est pas le cas des déchets où le biogaz créé va migrer vers le haut du casier ou latéralement vers les puits par différence de pression.

L'étude de l'écoulement du biogaz au travers du déchet est un des objets de ce mémoire.

II - 4.1 Composition du biogaz

La composition du biogaz évolue dans le temps en fonction des étapes de la biodégradation (Figure II-16). Il est composé majoritairement de 5 espèces : l'oxygène O_2 et l'azote N_2 présents principalement lors de deux premières étapes de dégradation ; le dioxyde de carbone CO_2 et le méthane CH_4 présents lors des deux étapes suivantes

Il comporte aussi de nombreuses molécules, au caractère plus ou moins polluant, comme le H_2S (hydrogène sulfureux) le NH_3 (ammoniac) , le N_2O (protoxyde d'azote), des COV (composé Organique Volatil). Lornage (2006) a étudié les COV présents dans le biogaz, leur origine et leur toxicité. Le biogaz contient aussi des composés toxiques type BTEX (benzène, Toluène, Etylbenzène, Xylène). Manoukian (2008) a réalisé une étude portant sur la quantification de ces BTEX dans le biogaz et a notamment montré que l'étape de méthanogénèse est précédée d'une émission importante de BTEX.

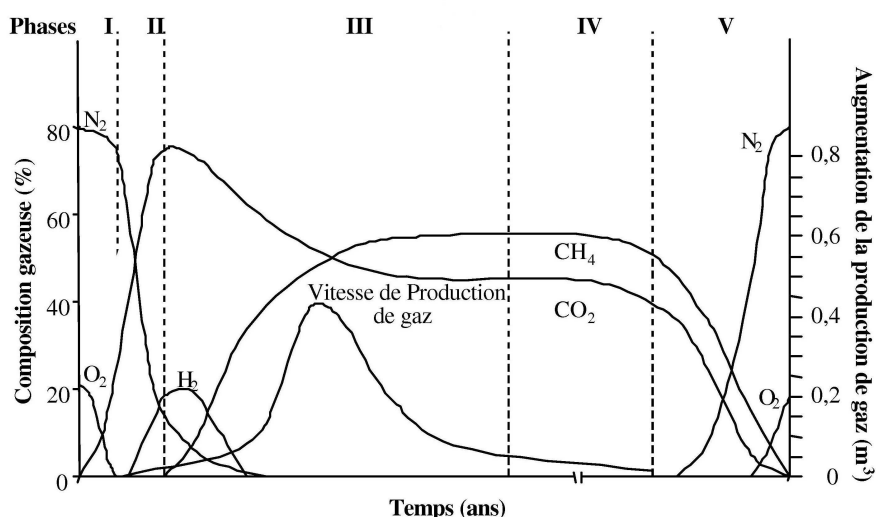


Figure II-16 Evolution de la composition du biogaz au cours de la biodégradation (Pohland et Kim, 1999)

D'un point de vue hygrométrique, le biogaz est quasiment saturé en vapeur d'eau (Bellenfant, 2001). Ce dernier rapporte que sa teneur en eau se situe aux alentours de 10 à 4 litres d'eau

pour 1000 m³ de gaz. Cette teneur en eau varie en fonction de la température et passe de 17 litres/1000 m³ de vapeur à 20°C à 98 Litres/1000 m³ à 50°C. Bellenfant (2001) calcule, pour une ISDND, une quantité d'eau de 0,97 litre/t/an échappée par le biogaz en considérant un volume de biogaz produit de 20 m³/t/an (et à une température de 40 °C). La vapeur d'eau H₂O est donc à peu près toujours présente ; ainsi la pression partielle correspond quasiment à la pression de vapeur saturante.

Ces quantités étant négligeables par rapport aux quantités de lixiviat produit, elles ne nécessitent pas une mesure au quotidien lors d'une expérience de compression long-terme. Néanmoins il sera judicieux d'en tenir compte lors d'un bilan massique final de façon à vérifier son caractère négligeable.

La caractérisation de la composition du biogaz consiste à donner les fractions molaires des différentes espèces qui le constituent. Par simplification, le biogaz est composé principalement par deux espèces : le dioxyde de carbone CO₂ et le méthane CH₄.

La fraction molaire de chacune de ces espèces, notée x_i^{molaire} , est définie par :

$$x_i^{\text{molaire}} = \frac{n_i}{n_G}$$

Le terme n_i représente la quantité de mole du composé i et n_G représente la quantité de mole du gaz.

Cette fraction molaire est égale à la pression partielle de l'espèce i sur la pression du mélange, soit :

$$x_i^{\text{molaire}} = \frac{n_i}{n_G} = \frac{P_i}{P_G} = \frac{p_i}{p_G}$$

Remarque : Une distinction est faite entre pressions absolues, écrites en majuscules, et pressions relatives (à une pression généralement prise égale à la pression atmosphérique), écrites en minuscules.

La somme des fractions molaires est égale à 1 et la somme des pressions partielles correspond à la pression du mélange (loi de Dalton), soit :

$$x_{\text{CO}_2}^{\text{molaire}} + x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}} = 1 \text{ et } P_{\text{CO}_2} + P_{\text{CH}_4} = P_G$$

Les volumes sont quant à eux égaux : $V_G = V_{\text{CO}_2} = V_{\text{CH}_4}$

Notons que la fraction molaire ne doit pas être confondue avec la fraction massique, notée

$$x_i^{\text{massique}} \text{ et définie par : } x_i^{\text{massique}} = x_i^{\text{molaire}} \frac{M_i^{\text{molaire}}}{M_G^{\text{molaire}}}.$$

Enfin, la masse molaire du mélange de gaz M_G^{molaire} est définie par :

$$M_G^{\text{molaire}} = \sum_i x_i^{\text{molaire}} \times M_i^{\text{molaire}} = \frac{1}{\sum_i \frac{x_i^{\text{massique}}}{M_i^{\text{molaire}}}}$$

$$\text{Soit pour le biogaz : } M_G^{\text{molaire}} = x_{\text{CO}_2}^{\text{molaire}} M_{\text{CO}_2}^{\text{molaire}} + x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}} M_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}} = (1 - x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}}) M_{\text{CO}_2}^{\text{molaire}} + x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}} M_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}}.$$

II - 4.2 Paramètres physiques pour l'approche bio-hydro-mécanique

Les paramètres rentrant en jeu dans l'approche bio-hydro-mécanique sont : la masse volumique, la viscosité dynamique et la teneur en CO_2 et CH_4 du biogaz. En fonction de la teneur en CO_2 et CH_4 et donc des différentes étapes de dégradation, la masse volumique et la viscosité dynamique vont évoluer au cours du temps.

Comme pour la phase liquide, peu de mesures de ces paramètres physiques sont disponibles dans la littérature.

II - 4.2.1 Caractérisation thermique

La température du biogaz conditionne sa masse volumique et sa viscosité. Elle peut être aussi un bon marqueur de la température au sein des déchets si la distance de parcours du biogaz entre le massif de déchet et le point de mesure est courte. Les températures généralement rencontrées sur site se situent autour des 30 à 40°C et peuvent parfois atteindre les 50°C (Bellenfant, 2001).

II - 4.2.2 Masse volumique

Les températures et les pressions rencontrées sur site étant relativement faibles, le biogaz peut être considéré comme un gaz parfait.

La loi des gaz parfaits appliquée au mélange d'espèces chimiques permet d'obtenir la masse volumique du biogaz en fonction de la température, de la pression et des fractions molaires. Soit un mélange de $x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}}$ [soit $(1 - x_{\text{CH}_4}^{\text{molaire}})$ de CO_2] et à une température T , alors la masse volumique moyenne est donnée par :

$$\rho_G = \frac{P_G M_G^{\text{molaire}}}{RT}$$

Avec p_G généralement pris à la pression atmosphérique, M_G^{molaire} déterminé avec les fractions molaires et R la constante des gaz parfaits. Avec cette formule, la masse solide de déchet dégradé ($M_{\text{Sdégradée}}$) peut être calculée à partir du volume total de biogaz produit (V_G) et des fractions massique de CO_2 et de CH_4 (soit $M_{\text{Sdégradée}} = \rho_G V_G$).

II - 4.2.3 Viscosité dynamique

La viscosité du biogaz, noté η_G , peut être calculée à partir des viscosités des gaz purs composant le mélange, de leur fraction massique et de la température. Pour un mélange à 40°C de 50% de dioxyde de carbone et 50% méthane (en fraction molaire), la viscosité dynamique η_G moyenne est d'environ 14.10^{-6} Pa.s (Townsend et al., 2005).

II - 4.3 Influence de la phase gazeuse sur le comportement hydro-mécanique

A la différence des études de mécanique des sols où la pression de la phase gazeuse n'est pas prise en compte (considérée comme étant toujours égale à la pression atmosphérique), la pression du biogaz dans un massif de déchet doit être considérée.

L'accumulation de gaz dans le massif de déchets, issu des processus de biodégradation de la matière organique par les micro-organismes, conduit à sa mise en pression dans les pores. Le gradient de pression entre un point du massif de déchet et le sommet du casier (pouvant être considéré à pression atmosphérique et même en déça via les dispositifs de collecte) va conduire à la migration du gaz hors du massif.

La collecte du biogaz n'est pas aussi simple car l'empilement de couches successives de déchets entraîne un tassement et donc une densification générale du massif, croissante du haut vers le bas. La perméabilité du déchet, fortement diminuée vers le fond du casier, rend le transfert de gaz de plus en plus difficile.

La perméabilité au gaz diminue également par augmentation de l'humidité dans le déchet due aux percolats des eaux de précipitation ou bien aux lixiviats réinjectés, dans le cas d'une gestion en mode bioréacteur.

Ces conditions peuvent entraîner des mises en pression de la phase gazeuse et liquide, la pression capillaire restant la même tant qu'il n'y pas ou peu de forts changements d'humidité.

Merry et al. (2006) ont étudié ces mises en pression de la phase liquide par la phase gazeuse. Ils calculent par un modèle d'éléments finis la formation de gaz dans un casier de 10 m saturé en eau. La Figure II-17 donne les paramètres d'entrées utilisés ainsi que les résultats obtenus. La formation de gaz engendre ainsi une suppression d'environ 6kPa à 10 m de profondeur par rapport aux pressions de la loi hydrostatique.

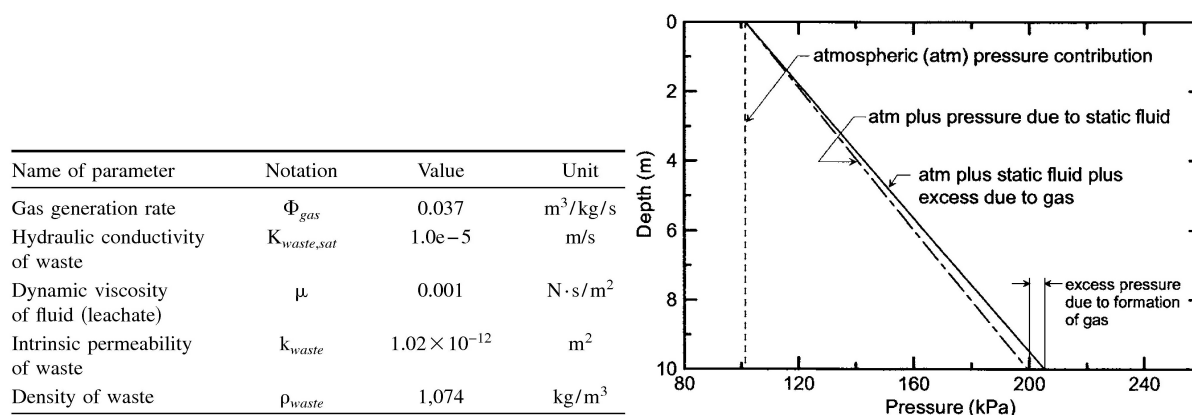


Figure II-17 Surpressions engendrées dans une colonne de 10 m de déchets saturés dues à la formation de gaz et calculées avec les paramètres d'entrées ci-contre (Merry et al., 2006)

Merry et al. (2006) ont ensuite réalisé une étude paramétrique pour connaître la valeur des surpressions en fonction de la densité du déchet, du taux de production de gaz et de la perméabilité des déchets. La densité des déchets ayant relativement peu d'influence, seules l'influence du taux de production de gaz et de la perméabilité des déchets sont représentés sur

la Figure II-18. Pour son étude paramétrique, Merry et al. (2006) utilisent un poids volumique de fluide équivalent, noté $\gamma_{\text{fluid.equivalent}}$. Pour calculer la pression totale (par rapport à la pression atmosphérique) du liquide à une hauteur z donnée, il suffit d'appliquer la relation donnée ci-dessous :

$$P_{\text{fluid}} = \gamma_{\text{fluid.equivalent}} \times z$$

L'importance du paramètre « perméabilité » est alors mise en évidence. En effet, pour une perméabilité saturée de 10^{-8} m/s et à 10 m de profondeur, la pression de fluide atteint 1100 kPa (soit une colonne de 110 m d'eau).

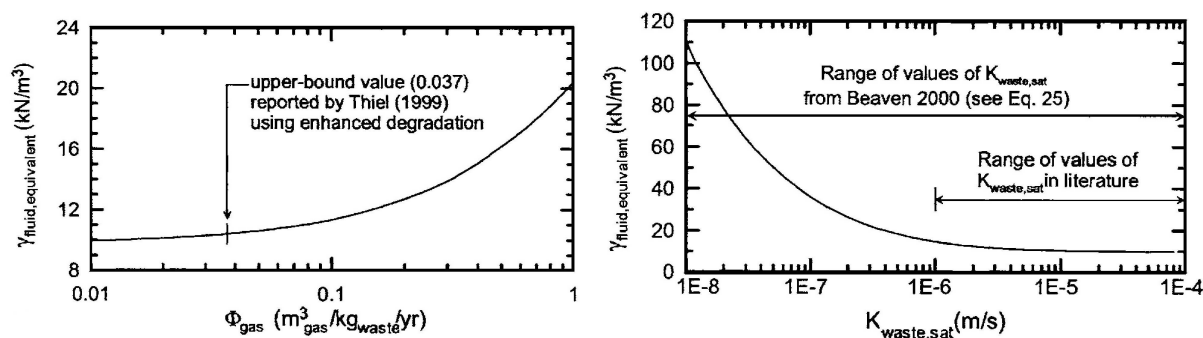


Figure II-18 Surpressions (calculées avec un $\gamma_{\text{fluid.equivalent}}$) engendrées dans du déchet saturé en fonction du taux de formation de gaz et de la perméabilité des déchets (Merry et al., 2006)

Ces calculs d'augmentation de pression due à la formation de gaz (pouvant être considéré plus ou moins piégé dans le cas de perméabilités extrêmement faibles) sont toutefois à prendre avec précaution. En effet, 10 m de colonne de déchet avec une densité humide de $10,74 \text{ kN/m}^3$, entraînent une contrainte totale de 100,74 kPa à 10 m de profondeur. La surpression de 1100 kPa conduirait alors à un soulèvement du massif ; phénomène peu probable. Notons que dans son étude, Merry et al. (2006) ne considèrent pas de mise en dépression du massif par des systèmes de collecte du biogaz.

Néanmoins, ces mises en pression peuvent avoir des conséquences sur la stabilité géomécanique du massif de déchets (rupture de talus de casiers). De nombreuses études ont montré que la cause de rupture de pente de massif de déchet pouvait être attribuée à l'augmentation de la pression dans les pores. Citons :

- Merry et al. (2006) ont utilisé leur modèle pour expliquer la rupture de la décharge de Quezon City (dans les Philippines). Cette décharge, qui était devenue quasiment saturée suite à de forts événements pluvieux, a brutalement glissé causant la mort de plus de 278 personnes (Merry et al., 2004).
- Caicedo et al. (2002) ont étudié le glissement de la décharge de Dona Juana à Bogota survenue en septembre 1997. Un modèle de calcul de pression dans les pores (comme Merry et al., 2006) donne, pour les conditions d'opération de la décharge, une pression de fluide maximale de 250 kPa. Dans le cas où il n'y aurait pas eu de drains verticaux, cette pression aurait atteint 500 kPa. Caicedo et al. (2002) rapportent que des opérations de réinjection de lixiviat ont eu lieu avant la rupture. Il modélise ces réinjections et donne une pression maximale atteinte de 300 kPa. Caicedo et al. (2002) attribuent cette rupture à une montée en pression du gaz (et

du lixiviat) qui ne parvenait plus à se drainer suffisamment ; il montre l'effet aggravant d'une réinjection de lixiviat dans ces conditions.

- Milanov et al. (1997) ont étudié la rupture d'un site français (Hautes-Pyrénées).
- Koelsch et al. (2005) ont réalisé des essais dans une décharge en Indonésie où une rupture s'est déclenchée après 3 jours de pluie intense en causant la mort de 147 personnes.

Pour conclure, une bonne connaissance de ces phénomènes et des couplages bio-hydro-mécaniques dans les ISDND, passant par une caractérisation physique complète du milieu poreux déchet, est indispensable avant de mettre en place des dispositifs de recirculation pouvant conduire à des effets non contrôlés.

CHAPITRE III

Propriétés structurelles et comportement mécanique du déchet sous compression

Le déchet est un milieu poreux formé par l'agglomération de particules de composition et de taille différentes et évolutives dans le temps du fait de la dégradation d'une partie de la matière organique qui le constitue. Il est donc difficile de représenter sa structure réelle une fois enfouis en conditions de stockage. L'approche bio-hydro-mécanique consiste à étudier l'évolution de sa structure sous compression (tassement) et l'effet de cette compression sur ses caractéristiques hydrodynamiques. Ceci requiert de définir des paramètres d'état caractéristiques du milieu poreux, de manière similaire à la mécanique et hydrologie des sols. Dans ce Chapitre, une représentation du milieu poreux déchet est donnée et les paramètres d'état associés sont définis. Les propriétés de rétention du milieu, caractéristiques de sa structure, sont ensuite décrites. Enfin, le comportement mécanique de la structure du milieu sous compression (qui va induire un tassement) est étudié ainsi que l'évolution des paramètres d'état avec ce tassement.

III - 1 Définition des paramètres d'état

Ces paramètres sont définis à un instant t donné car ils évoluent avec la compression (tassement primaire) et avec le temps (tassement secondaire incluant les phénomènes de biodégradation). Après avoir défini les paramètres utilisés dans l'approche bio-hydro-mécanique et leur mode de mesure, l'évolution de ces paramètres avec le tassement primaire est présentée.

III - 1.1 Représentation du milieu poreux

Remarques préliminaires :

- La représentation proposée Figure III-1 est très schématique et a pour objectif d'illustrer la définition des paramètres hydro-mécaniques et leur évolution en fonction du tassement (III - 4.1.7).
- Les formes données aux différents éléments sont prises arbitrairement schématiques
- Le déchet est un milieu poreux constitué de trois phases en proportions variables : la phase solide, notée S , la phase liquide, notée L , et la phase gaz notée G . Ces notations sont la plupart du temps en indice.
- De manière schématique, une distinction est faite suivant le type de vides dans lesquels l'eau est localisée. En effet, la matrice fine organique est supposée microporeuse. Les vides autour de cette matrice et d'autres éléments du déchet (plastiques, textiles, bois, etc.) sont appelés macropores. Ces termes sont explicités au Chapitre VI. Les paramètres d'état correspondants y sont définis.
- La phase solide dégradable et la phase solide non dégradable sont distinguées. Cette distinction est utile pour le calcul des paramètres d'état lors d'une expérience de compression long terme. Dans la suite de l'étude, il n'y a pas de calculs spécifiques à ce type d'expérience. Néanmoins, il est utile de préciser cette distinction pour bien se démarquer de l'approche purement mécanique des sols qui considère une seule phase solide inerte dans le temps.

La phase solide du déchet est, en première approximation, constituée par 3 types d'éléments. Une classification relative à l'étude des transferts de fluides dans le déchet est ainsi définie. Elle se distingue des classifications présentées au Chapitre II. Les trois classes considérées sont caractérisées par :

- Des éléments constitués par de la matière organique. En première approximation, ces éléments contiennent des vides plus ou moins remplis par de l'eau localisée dans des micropores. Ces éléments sont assimilés à une matrice composée d'éléments fins. Il est pour le moment prématuré d'avancer une taille à ces éléments fins d'autant qu'ils ne sont pas très bien caractérisés (cellules organiques, molécules, etc.). Une réflexion sur la taille des éléments constituant cette matrice est abordée suite aux mesures expérimentales menées en cellule de laboratoire (Chapitre VI). Ces éléments sont déformables sous compression mécanique et évolutifs dans le

temps par dégradation. Cette catégorie inclue les déchets de cuisine, les déchets verts, les papiers et cartons et les textiles.

- Des éléments plastiques (pouvant être appelés fibres plastiques) sont représentés sous forme de nappes. Ces éléments sont considérés comme inertes dans le temps mais déformables sous compression mécanique. Bien qu'ils peuvent jouer le rôle de fibres de renforcement, les textiles ne se comportent pas comme des barrières (ou nappes) imperméables, contrairement aux plastiques.
- Des éléments inertes (ou très peu fermentescibles), considérés comme indéformables à la compression. Cette catégorie regroupe le bois, le verre, les métaux.

Au vu de la diversité (nature, forme, taille) des éléments constituant le déchet, il est difficile de définir un volume élémentaire représentatif (VER) pour un échantillon. Tout dépendra des phénomènes étudiés et de l'échelle de travail.

Représentation schématique d'un échantillon de déchet

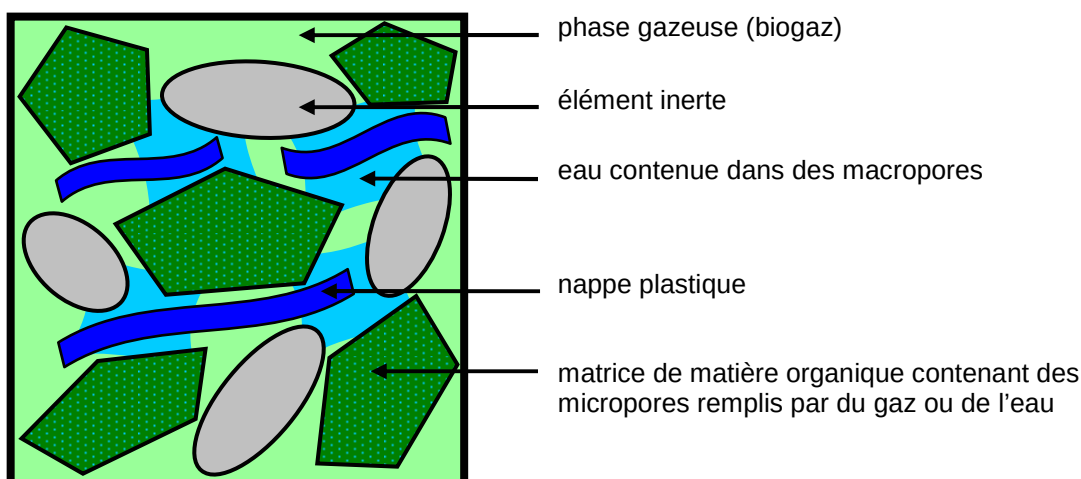
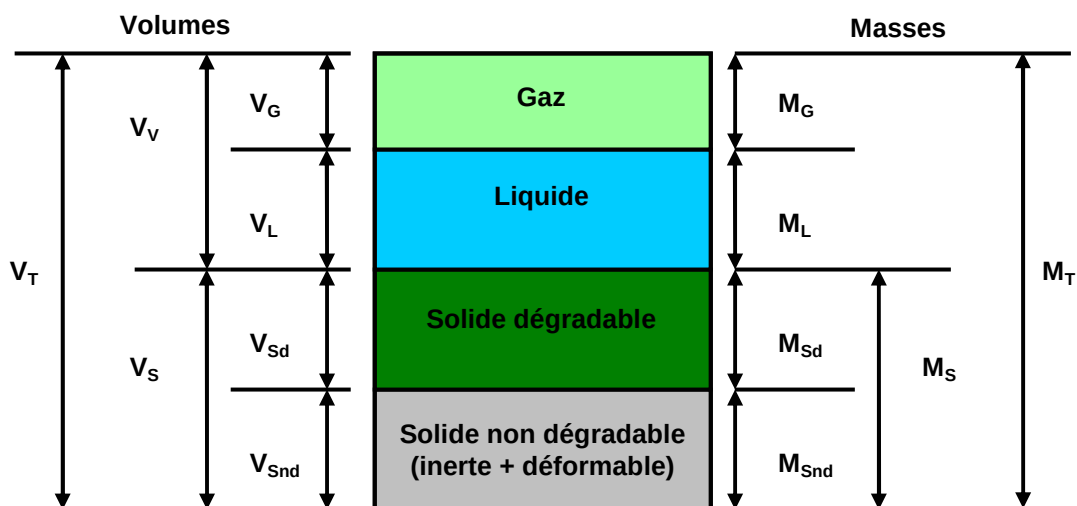


Diagramme des phases d'un volume élémentaire de déchet



Phases rapportées au volume V_T de déchet

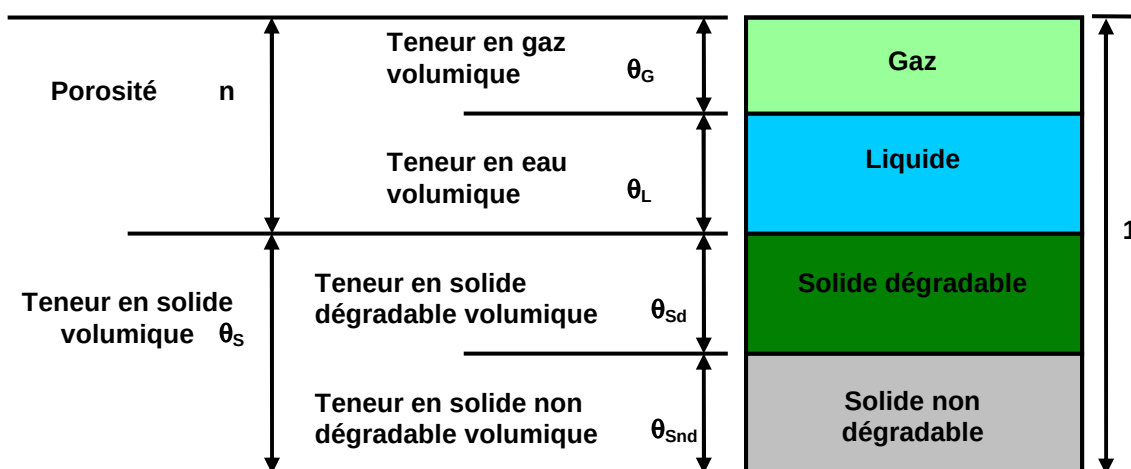


Figure III-1 Représentation schématique du poreux déchet dans l'approche bio-hydro-mécanique

III - 1.2 Masses volumiques associées au déchet

Cinq masses volumiques sont définies :

- ρ Masse volumique (du déchet) Mg/m^3 $\rho = \frac{M_T}{V_T}$

Cette masse volumique est souvent exprimée en t/m^3 .

- ρ_d Masse volumique du déchet sec Mg/m^3 $\rho_d = \frac{M_s}{V_T}$

Cette masse volumique sèche est définie par rapport à l'état sec ; elle dépend donc de la mesure de la teneur en eau massique (III - 1.4). En effet, ρ_d se calcule par la

relation : $\rho_d = \frac{\rho}{1 + w_{MS}}$.

- ρ_L Masse volumique de l'eau (lixiviat) Mg/m^3 $\rho_L = \frac{M_L}{V_L}$

Comme vu au Chapitre II, cette masse volumique est prise égale à celle de l'eau pure soit $\rho_L = 1 \text{ Mg/m}^3$ (valeur exacte à 4°C).

- ρ_G Masse volumique du gaz (biogaz) Mg/m^3 $\rho_G = \frac{M_G}{V_G}$

Comme vu au Chapitre II cette masse volumique peut être prise égale à $1,15 \cdot 10^{-3} \text{ Mg/m}^3$ en considérant un mélange à 40°C de 50% de dioxyde de carbone et 50% méthane.

- ρ_{sat} Masse volumique du déchet saturé Mg/m^3 $\rho_{\text{sat}} = \frac{M_s + V_v \times \rho_L}{V_T}$

La masse volumique des constituants (ou masse volumique constitutive) du déchet est vue au paragraphe III - 1.5.

III - 1.3 Porosité et teneur en solide volumique

La quantité de vide est importante pour l'approche bio-hydro-mécanique puisqu'elle permet d'obtenir la quantité maximale d'eau et de gaz que le déchet peut contenir.

Cette grandeur est représentée par la porosité, notée n , et définie par $n = \frac{V_v}{V_T}$. Elle s'exprime en pourcentage.

En mécanique des sols, l'indice des vides est fréquemment utilisé et s'exprime par $e = \frac{V_v}{V_s}$

(adimensionnel). Il est directement relié à la porosité par $e = \frac{n}{1-n}$. Son principal intérêt réside quand le volume solide V_s ne varie pas. Or, dans le cas des déchets, la phase solide varie suite

aux phénomènes de biodégradation (V_s diminue). Ce paramètre n'est donc pas retenu dans le cadre de cette étude.

Pour lever dès à présent une confusion trop souvent faite : le sens d'évolution de la porosité n n'est pas forcément connu lorsque la taille des éléments constituant le matériau varie. En effet, un arrangement cubique de grains sphériques compris dans un cube de côté c (tel que le représente la Figure III-2), a une valeur de porosité $n = 1 - \frac{\pi}{6}$. Cette porosité ne dépend ni de c ni de la taille des éléments (que les grains fassent 1 m de rayon ou bien 1 μm , la porosité reste la même).

La porosité dépend notamment de la distribution granulométrique du matériau. En effet, une granulométrie étalée est favorable à une porosité faible car des éléments plus petits se placent dans les interstices laissés entre les éléments plus gros. La porosité dépend aussi de l'arrangement des grains qui peut être vu comme le degré de rapprochement entre les éléments (qui dans le cas des déchets va dépendre du compactage et de la contrainte appliquée à l'échantillon). Si dans l'exemple précédent (Figure III-2) l'arrangement est pris plus compact (avec les sphères les unes dans les autres), la porosité sera plus faible.

Ainsi, le broyage d'un déchet en éléments plus fins ne conduit pas forcément à une réduction de la porosité. Cela dépend du type de broyage, c'est-à-dire s'il a tendance à étaler la granulométrie (et donc à réduire la porosité) ou bien au contraire à la resserrer (et donc à augmenter la porosité).

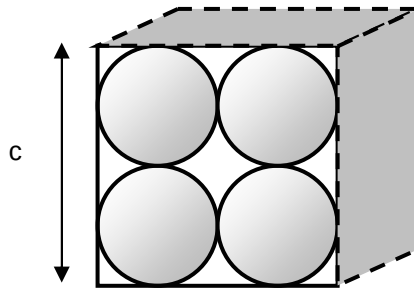


Figure III-2 Arrangement cubique de grains sphériques

La teneur en solide volumique peut être définie comme le complémentaire de la porosité. Elle est notée θ_s et définie par $\theta_s = \frac{V_s}{V_T}$. Pourquoi rajouter un paramètre puisque $n + \theta_s = 1$?

L'intérêt d'un tel paramètre est de bien garder à l'esprit que la porosité ne diminue pas nécessairement avec le tassement en raison des phénomènes de biodégradation. En effet, pour un même volume total V_T , le volume solide V_s peut diminuer par perte de masse. La diminution de θ_s entraîne ainsi une augmentation de n . La structure du déchet se trouve donc plus ouverte. La compressibilité de la structure peut ainsi augmenter avec la biodégradation.

Comme il l'est spécifié Figure III-1, la quantité de solide dégradable, notée θ_{sd} , se différencie de celle non dégradable, notée θ_{snd} . Ces deux paramètres peuvent être évalués si l'on dispose du BMP de l'échantillon (Chapitre II).

III - 1.4 Paramètres liés à la répartition des 3 phases

III - 1.4.1 Teneur en eau massique

La teneur en eau massique peut être définie soit par rapport à la masse sèche d'un échantillon (définition communément admise en mécanique des sols), soit par rapport à la masse totale de l'échantillon (comme il l'est plus ou moins fait en biochimie) :

- w_{MS} teneur en eau massique par rapport à la masse sèche $w_{MS} = \frac{M_L}{M_S}$

elle est exprimée en pourcentage, noté % $_{MS}$.

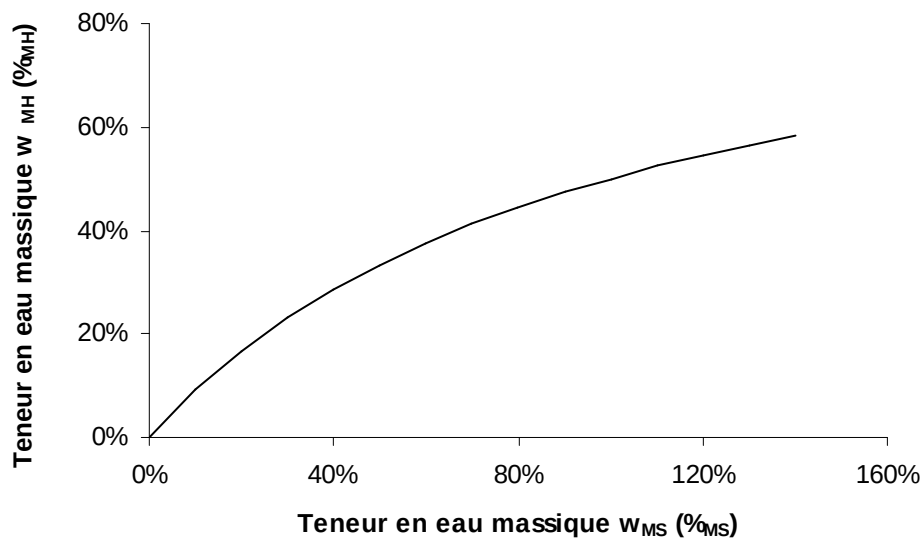
- w_{MH} teneur en eau massique par rapport à la masse totale $w_{MH} = \frac{M_L}{M_T}$

elle est aussi exprimée en pourcentage, noté % $_{MH}$.

Ces deux quantités représentent la même grandeur et il existe une relation entre elles :

$$w_{MS} = \frac{w_{MH}}{1 - w_{MH}} \text{ ou } w_{MH} = \frac{w_{MS}}{1 + w_{MS}}$$

Le Graphique III-1 donne la relation entre w_{MS} et w_{MH} . Cette relation est non linéaire et le paramètre w_{MS} est plus sensible à une variation de quantité d'eau que le paramètre w_{MH} . Par exemple, une teneur en eau de 100 % $_{MS}$ correspond à une teneur en eau de 50 % $_{MH}$ ce qui veut dire qu'1 % $_{MS}$ n'a pas la même signification qu'1 % $_{MH}$.



Graphique III-1 Relation entre w_{MS} et w_{MH}

Dans la suite de l'étude, le paramètre w_{MS} est utilisé suivant la convention de mécanique des sols. Pour ne pas alourdir les notations, cette grandeur est notée w , et l'unité % $_{MS}$ sera précisée.

La mesure de ce paramètre est détaillée au III - 2.1.

III - 1.4.2 Teneur en eau et en gaz volumique

La teneur en eau volumique (ou encore humidité volumique), notée θ_L , correspond au volume d'eau qui remplit les pores par rapport au volume total de l'échantillon, soit $\theta_L = \frac{V_L}{V_T}$. C'est une fraction de la porosité et cette grandeur peut aussi être appelée « porosité au liquide » (ou à l'eau). Elle est de ce fait plus « physique » que la teneur en eau massique : pour une même teneur en eau massique, une teneur en eau volumique forte est obtenue si le déchet est dense ou bien faible si le déchet est lâche.

La teneur en eau volumique s'exprime en fonction de la teneur en eau massique par la relation : $\theta_L = w \times \frac{\rho_d}{\rho_L}$.

La teneur en gaz volumique, notée θ_G , représente la quantité de vides de la porosité remplis par du gaz par rapport au volume total de l'échantillon, soit $\theta_G = \frac{V_G}{V_T}$.

Cette grandeur est appelée, dans la suite du rapport, porosité au gaz

La somme de la teneur en eau volumique θ_L et de la porosité au gaz θ_G est égale à la porosité totale n , soit $\theta_L + \theta_G = \frac{V_L + V_G}{V_T} = \frac{V_v}{V_T} = n$.

III - 1.4.3 Degrés de saturation en eau et en gaz

Les degrés de saturation en eau et en gaz sont des grandeurs utilisées dans les modèles de perméabilités en non-saturé.

Le degré de saturation en eau, noté S_L , représente la quantité d'eau qui remplit les vides (et donc la teneur en eau par rapport à la porosité), soit $S_L = \frac{V_L}{V_v} = \frac{\theta_L}{n}$.

De manière similaire, le degré de saturation en gaz, noté S_G , représente la quantité de gaz qui remplit les vides (et donc la teneur en gaz par rapport à la porosité), soit $S_G = \frac{V_G}{V_v} = \frac{\theta_G}{n}$.

La somme des degrés de saturation en eau et en gaz est donc égale à 1 : $S_L + S_G = \frac{\theta_L + \theta_G}{n} = 1$.

Ils sont obtenus, comme l'indique leur définition, en connaissant les teneurs en eau et en gaz volumique ainsi que la porosité totale.

III - 1.5 Relations entre les paramètres d'état

III - 1.5.1 Masse volumique constitutive

La masse volumique constitutive, propre aux constituants et notée ρ_C (C pouvant signifier constitutive, constituants, ou constitutive, constituents, composants en anglais), est un

paramètre couramment utilisé en mécanique des sols pour relier les différents paramètres d'état entre eux. Elle est définie par $\rho_c = \frac{M_s}{V_s}$. Dans cette étude, seule la masse solide et le volume solide sont pris en compte dans la définition de la masse volumique constitutive. Contrairement à certains auteurs (Olivier et al., 2007), aucune eau (de type constitutive c'est-à-dire présente dans la microporosité de la matrice organique) n'est incluse dans la définition présentée.

En mécanique des sols, cette masse volumique dépend des minéraux constitutifs des particules de sol (silice, calcite, etc.) mais avoisine les 2,65 Mg/m³, qui correspond donc à la valeur moyenne considérée. Cette grandeur est facile à manipuler car la nature des minéraux n'est pas évolutive et le volume du solide V_s est constant puisque les grains sont considérés comme indéformables.

Dans le cas des déchets, cette notion est beaucoup plus délicate à manipuler car :

- Les matériaux composants le déchet sont de nature très différentes et ont ainsi des masses volumiques constitutives fortement différenciées. Ces éléments étant en proportions variables, le calcul d'une moyenne est délicat.
- Certains auteurs (Hudson et al. 2004) considèrent que le volume solide V_s varie avec la compression. Néanmoins, les expériences réalisées dans le cadre de cette étude montrent qu'il semble légitime de considérer que le volume solide réel V_s ne varie pas avec la compression [résultat du Chapitre VI].
- Par contre, la biodégradation conduit à une modification de la composition du déchet, donc à une diminution de la masse sèche et du volume solide V_s . Se pose la question de l'évolution de la masse volumique constitutive moyenne du déchet avec la biodégradation.

III - 1.5.2 Quels paramètres pour déterminer tous les autres ?

Les paramètres d'état étant reliés entre eux, la mesure directe de l'ensemble de ces paramètres n'est pas nécessaire pour obtenir leurs valeurs. Trois paramètres suffisent pour déterminer tous les autres :

- La masse volumique ρ de l'échantillon (masse par unité de volume).
- La porosité n (proportion de vides).
- La teneur en eau massique w (quantité d'eau présente).

La mesure de ces paramètres doit donc faire l'objet d'une attention particulière.

De plus, lorsque qu'un état initial est caractérisé avec ces trois grandeurs, l'évolution de tous les paramètres d'état présentés ci-dessus peut être calculée en fonction d'un tassement, sans dégradation (tassement primaire).

III - 2 Mesure des paramètres d'état

Ce paragraphe n'est pas un recueil de techniques de mesures de paramètres d'état de milieux poreux. Il a pour but de présenter les difficultés de mesures rencontrées dans les déchets et les manques actuels.

Comme énoncé précédemment, seul trois paramètres sont nécessaires pour obtenir tous les autres : la masse volumique, la porosité et la teneur en eau massique. Comme la mesure de la masse volumique pose généralement relativement peu de problèmes et est moins sujette à interrogation, l'accent a été mis sur la mesure de la teneur en eau massique et de la porosité (avec la masse volumique constitutive qui lui est liée).

III - 2.1 Teneur en eau massique

La mesure de la teneur en eau massique donne la proportion entre la quantité d'eau et la quantité de solide. Elle implique le calcul de tous les autres paramètres d'état comme la masse volumique sèche, la porosité, etc.

Plusieurs difficultés sont rencontrées :

- A quelle température est-on sûr d'avoir séché toute l'eau (y compris l'eau située dans les micropores des particules de déchets) sans commencer à volatiliser de la matière organique ?
- Y a-t-il un protocole unique de manière de façon à comparer les mesures données dans la littérature ?
- Comment effectuer des mesures à l'étuve de manière sécuritaire alors que certains matériaux (comme certains types de papiers ou de plastiques ont des températures d'inflammabilité proche de 100°C ?

Il n'existe à l'heure actuelle pas de réponse définitive à cette question. Néanmoins, l'importance de ce paramètre conduit à définir un protocole adapté et en connaissant les écarts qu'il peut entraîner (suite à la température de séchage, masse de déchet mis à l'étuve, etc.).

III - 2.1.1 Protocoles des références bibliographiques

La méthode la plus couramment utilisée dans la littérature pour déterminer la matière sèche d'un déchet est une méthode gravimétrique [utilisée pour les sols (NF ISO 11465, 1994)] qui consiste à mesurer la masse d'eau perdue lors du séchage d'un échantillon de déchet humide placé dans une étuve à 105°C pendant 24H ou jusqu'à stabilisation de la masse sèche. Or, certains éléments (types composés organiques volatiles) peuvent se volatiliser à cette température ; il y a de plus un risque de déclenchement de combustion de déchet (à cause des papiers ou plastiques pouvant avoir une température d'inflammabilité proche de 100°C). Une autre méthode [utilisée pour les composts (XP U 44-164 (AFNOR, 2004))] recommande de sécher les échantillons à 80 °C seulement, jusqu'à stabilisation de la masse.

Dans la littérature, la teneur en eau est déterminée par séchage à des températures allant de 60°C (Gabr and Valero, 1995) à 85°C (Zornberg et al., 1999). Certains comme Zekkos et al. (2005) suggèrent la détermination en deux temps avec une première étape à 55°C puis un passage final à 105°C.

Compte tenu de l'importance de ce paramètre et de la multitude de protocoles dans la littérature, des expériences de séchage à l'étuve ont été réalisées à l'image de ce qui est fait en mécanique des sols pour déterminer l'eau adsorbée des argiles (Figure III-3). Ces tests, reportés en Annexe A, ont permis de définir un protocole de séchage.

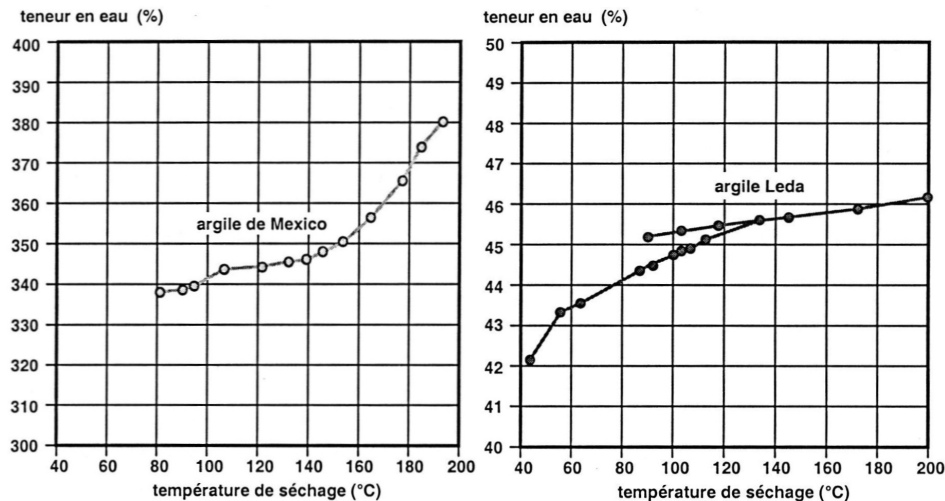


Figure III-3 Teneur en eau des argiles (de Mexico et de Leda) en fonction de la température de séchage (Lambe, 1951)

III - 2.1.2 Définition du protocole de séchage adopté

Plusieurs recommandations pour la détermination de la teneur en eau massique par séchage à l'étuve sont faites :

- Compte tenu du faible écart de masse sèche observé (tests en Annexe A) entre les températures séchage de 85°C et 105°C mais surtout du risque que peut entraîner un départ de combustion de déchet dans une étuve, une température de séchage à 85°C a été retenue. Ceci est d'autant plus justifié car les quelques pourcents de masse séchée en plus à 105°C pourraient correspondre à de la matière organique et non pas de l'eau.
- Compte tenu de l'hétérogénéité des déchets, le séchage de 10 kg de déchets, de type OM broyées, semble être adapté.
- Les déchets très humides ou des bacs mis à l'étuve trop chargés peuvent entraîner des temps de séchage long. Dans tous les cas, la stabilisation de la masse sèche doit être attendue.
- Enfin, le calcul de la teneur moyenne des différents échantillons se réalise de manière pondérée en tenant compte des masses de chaque échantillon, soit

$$w_{\text{moy}} = \frac{\sum_i m_i \times w_i}{\sum_i m_i} .$$

Ces recommandations ne sont sans doute pas exhaustives. Néanmoins, il est à espérer qu'une norme (ou un protocole majoritairement admis par la communauté) soit adoptée de façon à ce que la quasi totalité des mesures de la teneur en eau massique soient comparables.

III - 2.1.3 Gamme de variation de la teneur en eau

La teneur en eau du déchet à un instant donné dépend de plusieurs facteurs comme sa composition initiale, son mode de préparation (tri, broyage), son mode de mise en place (compactage), son degré de biodégradation mais aussi l'historique d'exploitation du casier (précipitations), le degré d'étanchéité de la couverture et enfin le drainage des lixiviats (et/ou de la réinjection des lixiviats).

Les teneurs en eau reportées dans la littérature couvrent ainsi une gamme très large en allant de la vingtaine de %_{MS} à plus de 150 %_{MS}.

La structure hétérogène du déchet implique une répartition de cette teneur en eau souvent aléatoire. En effet, la teneur en eau peut passer de quelques %_{MS} pour des éléments type plastique ou papier à plus 600 %_{MS} pour des déchets alimentaires du type fruits et légumes (Olivier et al., 2007). Cette forte hétérogénéité de la teneur en eau des composants même du déchet conduit à une hétérogénéité spatiale de la teneur en eau d'un échantillon.

III - 2.2 Porosité

La porosité est couramment employée dans le domaine des déchets, parfois sans être bien définie (définition). Son utilisation, sa détermination et la précision estimée peuvent être également floues.

Dans la littérature, différents types de porosités sont mentionnées, qui ne font référence qu'à une partie de la porosité totale. Citons quelques termes : la porosité de drainage, la porosité efficace, la porosité ouverte, la porosité fermée, la capacité au champ (qui est une fraction de la porosité comme n'importe quelle mesure de la teneur en eau volumique).

Toutes ces définitions, parfois mal précisées, peuvent amener certains auteurs à comparer des valeurs de l'ordre de 1%, correspondant à des mesures de porosité de drainage, à des valeurs de l'ordre de 50 %, faisant référence à des mesures de porosité ouverte. Ces deux mesures ne sont pas stricto sensu comparables.

III - 2.2.1 Mesure de la porosité totale

La porosité correspond à la quantité totale de vides dans le déchet, aussi bien les vides microscopiques contenus dans les éléments que les vides macroscopiques entre ces éléments. Cette mesure se réalise couramment en saturant un échantillon de déchet à l'eau. La quantité d'eau initialement présente (teneur en eau massique initiale) étant connue ou mesurée. Cette mesure peut toutefois conduire à une sous estimation non négligeable de la porosité totale du fait des nombreuses bulles d'air piégées dans l'échantillon.

La technique de mesure « traditionnelle » (ci-dessus) de la porosité totale a été comparée à deux protocoles :

- Par la méthode du pycnomètre à l'eau en pression
- Par la méthode du pycnomètre au gaz

Ces deux protocoles (décrits au Chapitre V) donnent des résultats similaires entre eux mais supérieurs à ceux de la « méthode traditionnelle » (mesure du volume d'eau qui saturé les vides ; l'eau étant à la pression atmosphérique). Notons enfin que ces deux protocoles ne sont pas répertoriés dans la bibliographie.

III - 2.2.2 Utilisation de la porosité dans l'approche bio-hydro-mécanique

Cette mesure est essentielle tant au niveau mécanique qu'au niveau transferts des fluides. En effet une mesure précise de cette porosité totale couplée à une mesure de la masse volumique permet de déterminer la masse volumique constitutive du déchet comme il est présenté ci-dessous. Avec ces paramètres (plus la teneur en eau massique), on peut ainsi calculer la variation de n'importe quel autre paramètre d'état avec le tassement primaire.

Enfin, c'est le paramètre indispensable pour caler les lois de transfert de fluide (eau et gaz).

III - 2.3 Masse volumique constitutive

La détermination de la masse volumique ρ_c peut être réalisée par deux méthodes, décrites au Chapitre V :

- à partir de la mesure de la porosité totale d'un échantillon dont la masse volumique sèche est connue ($n = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_c}$).
- à partir de la composition du déchet, en réalisant une moyenne des masses volumiques constitutives de chaque constituant suivant leur proportions.

Peu de mesures de masses volumiques constitutives sont disponibles dans la littérature :

- D'une part, à cause des multiples définitions. Olivier et al. (2007) calculent une masse volumique en y incluant l'eau constitutive. Bien que la teneur en eau constitutive à chaque constituant soit connue, le calcul de la masse volumique constitutive ρ_c , suivant la définition adoptée dans cette étude, n'est pas possible car le degré de saturation en eau constitutive de chaque élément n'est pas connu.
- D'autre part, les déterminations de porosités n_{ci} sont souvent approximatives et pas systématiquement associées aux valeurs de masses volumiques sèches ρ_{di} .

Zornberg et al. (1999) calculent des valeurs de porosités d'échantillons de déchets en utilisant une masse volumique constitutive égale à $2,3 \text{ Mg/m}^3$. Ils spécifient seulement que cette valeur a été déterminée par la composition du déchet mais ne donnent ni la méthode, ni la composition du déchet.

III - 3 Propriétés de rétention du milieu poreux

Les propriétés de rétention du milieu poreux déchet sont liées à la nature des éléments (composition, granulométrie) et de l'état de compression du déchet. Ces propriétés évoluent avec le tassement secondaire comprenant les phénomènes de biodégradation.

Elles déterminent la quantité d'eau que le déchet peut retenir après drainage gravitaire (état communément appelé de « capacité au champ »). Elles sont importantes pour décrire les écoulements de liquide en milieux poreux non saturé, car elles font le lien entre la quantité d'eau dans le milieu poreux et la pression de l'eau.

Elles déterminent également la notion d'activité de l'eau, notion explicitée ci-dessous.

Ces propriétés de rétention restent très difficilement mesurables dans les déchets et très peu de références bibliographiques sont recensées

Ces propriétés de rétention étant dépendantes de la structure du milieu poreux, une méthode d'interprétation de la courbe de pression capillaire pour accéder à cette distribution des tailles pores est présentée.

III - 3.1 Courbe de rétention (ou courbe de pression capillaire)

III - 3.1.1 Définition

Les phénomènes de rétention dans un milieu poreux sont dus aux phénomènes de tension superficielle qui coexistent entre le solide, le liquide et l'air. Ils sont liés à la structure du milieu poreux et plus précisément à la distribution des tailles de pores.

La courbe caractéristique des phénomènes de rétention d'un milieu poreux s'appelle la courbe de rétention ou courbe de pression capillaire. Cette courbe met en relation la pression capillaire ou succion du milieu poreux et la teneur en eau correspondante. La Figure III-4 montre la forme générale que prend la courbe de rétention pour deux échantillons différents (le cas 1 représentant un échantillon granulaire et le cas 2 un échantillon argileux). La pression capillaire correspond par définition à la différence entre la pression absolue de gaz et la pression absolue de liquide soit : $p_c = p_g - p_L$ (exprimée en Pa). Lorsque l'échantillon est non saturé, $p_c > 0$.

La succion définie par $\psi = \frac{p_c}{\rho_L g}$ peut également être utilisée. Pour un sol non saturé, la succion peut varier dans une large gamme et la notion de pF, définit par $pF = \log \psi$ (avec ψ en cm) est parfois utilisée.

La hauteur de la frange capillaire correspond à la succion qu'il faut exercer sur la phase liquide pour faire rentrer la première bulle d'air dans l'échantillon. Elle est caractéristique du plus gros diamètre de pores, pouvant être calculé la loi de Laplace (ou de Jurin) soit $d_p = \frac{4\sigma_L}{p_c}$.

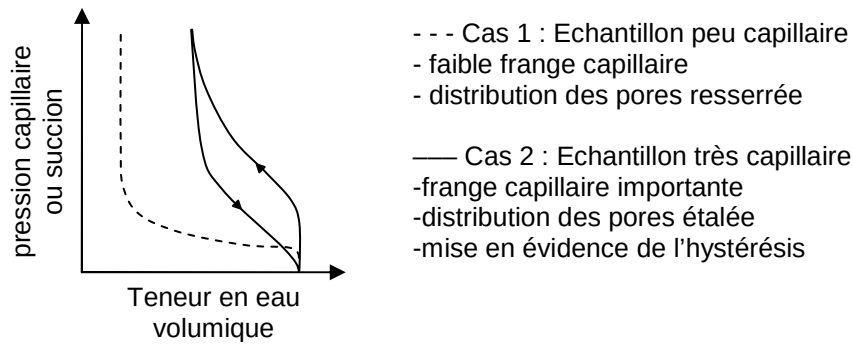


Figure III-4 Forme générale de la courbe de rétention pour un échantillon peu capillaire (cas 1) et un échantillon très capillaire (cas 2) avec pour ce cas mise en évidence de l'hystérérésis

Suivant le sens de parcours de la courbe, imbibition ou bien drainage, la courbe de rétention peut ne pas être superposée : phénomène d'hystérérésis. Ce phénomène a été mis en évidence de manière claire dans les déchets. La valeur stabilisée de la teneur en eau volumique pour une succion donnée dépend de l'histoire d'humectation ou dessèchement du milieu.

Notons que la pression capillaire intervient dans les phénomènes de biodégradation. En effet, en biologie, la notion d'activité de l'eau, notée a_w , est défini par $a_w = \frac{P_w}{P_{w0}}$ avec P_w la pression

partielle de la vapeur d'eau dans le milieu poreux et P_{w0} la pression partielle de la vapeur d'eau pure à la même température. Cette activité de l'eau correspond directement à l'humidité relative notée HR, exprimée en %, soit $HR = 100 \times \frac{P_w}{P_{w0}}$. Cette activité de l'eau, ou

humidité relative, permet de caractériser la biodisponibilité de l'eau pour les microorganismes. Pommier et al. (2007) présentent une isotherme de sorption (à 35°C) pour du papier carton qui met en relation la teneur en eau, l'activité de l'eau et l'activité biologique (Figure III-5). Pour une activité de l'eau inférieure à environ 0,94, aucune activité biologique n'est détectée.

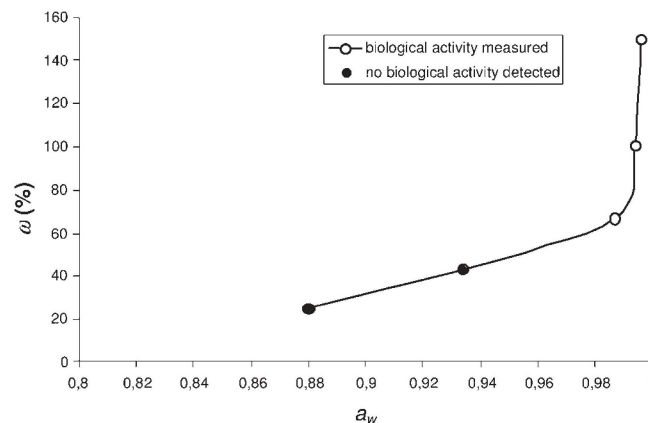


Figure III-5 Isotherme de sorption à 35°C pour du p apier carton présentant la relation entre le teneur en eau, l'activité de l'eau et l'activité biologique

La détermination expérimentale d'isothermes de sorption est utilisée en hydrologie des sols pour aller à des niveaux de succion plus important que par les méthodes d'extraction d'eau par pierres poreuses (paragraphe suivant). Il existe en réalité un lien direct entre isotherme de sorption et courbe de pression capillaire. C'est la loi de Kelvin exprimée par $p_c = \frac{RTp_L}{M} \ln HR$ (avec M masse molaire du fluide). Un lien est mis ici en évidence entre les phénomènes biochimiques et les propriétés de rétention du déchet. Avec une teneur en eau trop faible pour un élément de déchet donné (par exemple moins de 60%_{MS} pour du papier carton), l'eau contenue dans les micropores des éléments n'est pas disponible pour les microorganismes (du fait des tensions surfaciques très grandes appliquées aux molécules d'eau).

III - 3.1.2 Détermination de la courbe de rétention en laboratoire

La méthode la plus couramment utilisée en hydrologie des sols consiste à mettre en place un échantillon (généralement saturé) dans une cellule étanche équipée d'une pierre céramique saturée et d'appliquer différents paliers de succion (par augmentation de la pression de gaz par exemple) tout en mesurant le volume d'eau sortant. La courbe de rétention de l'échantillon peut ainsi être déterminée jusqu'à la pression d'entrée d'air de la pierre céramique.

Ces cellules, appelées aussi extracteurs, sont peu adaptées pour les déchets ménagers. D'une part, en raison des dimensions de la cellule non suffisantes pour les déchets pouvant contenir des particules de tailles importantes. D'autre part, les extracteurs ne sont pas adaptés pour imposer une compression à un échantillon, importante dans l'approche bio-hydro-mécanique. Enfin, les pierres céramiques ont des perméabilités extrêmement faibles et le passage de lixiviat (contenant des particules fines, des molécules organiques, des microorganismes, etc.) au travers est très long et conduit à un colmatage des pores de la céramique.

Un dispositif a été mis au point permettant de déterminer des courbes de rétention de déchets. Ce dispositif utilise une pierre céramique de faible pression d'entrée d'air (50 kPa de succion) mais ayant la plus grande perméabilité pour ce type de céramique. La cellule de l'oedoperméamètre dispose d'un volume adapté pour tester des échantillons représentatifs et permet d'imposer simultanément une contrainte de compression. Le protocole expérimental et les résultats correspondant sont présentés au Chapitre V.

III - 3.1.3 Diagramme issu de la bibliographie

Actuellement, très peu de courbes de pression capillaire sont recensées dans la littérature. Ceci est dû à la difficulté de détermination d'une telle courbe avec des déchets. Lanini (1998) et Aran (2001) présentent une courbe de pression capillaire déterminée dans une cellule d'extraction (de 50 cm³ environ) munie d'une pierre poreuse mais d'un volume. Ce volume semble faible pour une bonne représentativité d'autant que les deux courbes sont peu comparables.

Kazimoglu et al. (2005) ont déterminé une courbe de rétention en utilisant un extracteur muni d'une pierre poreuse (500 kPa de pression d'entrée d'air). Cet extracteur de grande capacité leur a permis de placer un échantillon de 23 cm de diamètre et de 14 cm de hauteur. Kazimoglu et al. (2005) ne précisent ni la masse volumique du déchet mis en place ni le temps pour atteindre l'équilibre entre chaque palier. La pression capillaire semble avoir été imposée par augmentation de la pression d'air. Ce point est particulièrement sensible avec le matériau

déchet puisque l'oxygène présent dans l'air favorise la dégradation aérobie du déchet et dont modifie sa structure durant l'expérience. Un autre point critique est la hauteur de 14 cm de l'échantillon. L'épaisseur de l'échantillon, qui le rend plus représentatif, est défavorable dans une expérience de ce type puisque la pression capillaire n'est pas identique sur la hauteur de l'échantillon (du fait de la variation du potentiel gravitaire). Ainsi, la teneur en eau n'est pas homogène dans l'échantillon. La courbe de rétention est présentée Figure III-6.

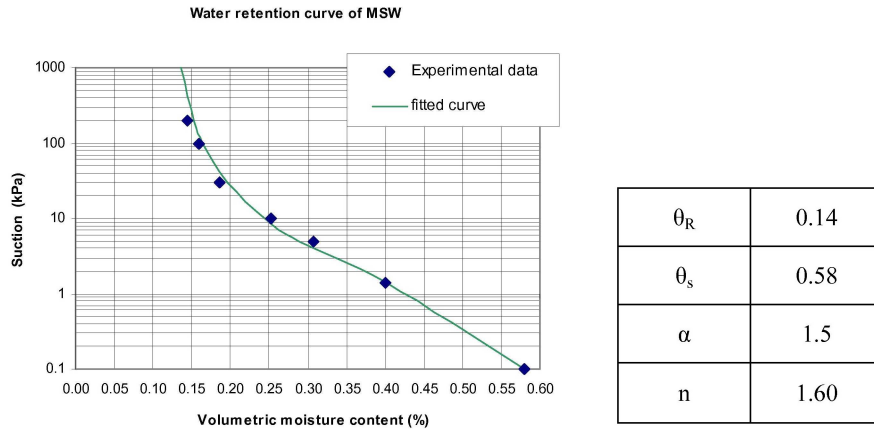


Figure III-6 Courbe de rétention d'un déchet ménager obtenu à l'aide d'un extracteur avec les paramètres de calage de Van Genuchten associés (Kazimoglu et al., 2005)

Sur la courbe de rétention, il n'y a pas de frange capillaire et qu'une succion appliquée, même minime, conduit à la vidange des pores les plus gros. A 1 kPa de succion, une forte diminution de la teneur en eau volumique est observée [qui passe de près de 60% (valeur maximale) à 40%]. A 100 kPa de succion, il reste une teneur en eau volumique conséquente (plus de 15%). Ceci suggère une structure à double porosité avec : une macroporosité peu capillaire (et sûrement bien connectée) qui se draine à la moindre dépression appliquée, et une microporosité très capillaire (et a priori mal connectée) qui reste remplie mais aux forts niveau de dépression.

III - 3.1.4 Modélisation de la courbe de rétention

Plusieurs modèles sont disponibles pour caler les points d'une courbe de rétention. Le modèle de Van Genuchten (1980), le plus couramment utilisé dans la littérature, a été retenu.

Ce modèle met en relation la saturation effective en liquide S_{eL} et la pression capillaire p_c à l'aide de deux paramètres empiriques α et m : $p_c = \frac{1}{\alpha} [S_{eL}^{-1/m} - 1]^{1-m}$.

La saturation effective en liquide est définie par $S_{eL} = \frac{S_L - S_{RL}}{S_{max} - S_{RL}}$, avec :

- S_L le degré de saturation en liquide (défini au III - 1.4.3), $S_L = \frac{V_L}{V_V}$.
- S_{max} le degré de saturation maximal (lorsque l'échantillon est saturé). En général, $S_{max} = 1$.

S_{RL} le degré de saturation irréductible, définit au Chapitre VI. La saturation effective en liquide S_{eL} représente en fait l'intervalle de saturation à l'intérieur duquel l'eau est mobile.

III - 3.1.5 Obtention de la distribution des tailles de pores à partir de la courbe de rétention

La loi de Laplace (ou de Jurin) exprime la remontée d'une hauteur d'eau h dans un tube capillaire de diamètre d . Elle s'exprime suivant $\psi = \frac{4\sigma_L \times \cos \alpha'}{\rho_L g \times d_p}$ avec α' angle de mouillabilité.

En supposant une mouillabilité parfaite entre le liquide et la paroi solide, soit $\alpha' = 0$, cette loi permet d'interpréter chaque pression capillaire de la courbe de rétention en terme de diamètre de pores.

Néanmoins, cette méthode ne donne que des ordres de grandeurs, car la tension superficielle du lixiviat est mal connue, et qu'une mouillabilité parfaite du lixiviat est retenue.

III - 3.2 Propriété de rétention après drainage gravitaire : « Capacité au champ »

Cette notion de « capacité au champ » est couramment employée dans le domaine des déchets. Elle représente la quantité d'eau maximale que le déchet peut retenir. Cette notion semble facile à concevoir et bien définie ce qui fait parfois oublier que sa représentativité et sa mesure sont loin d'être simples. En effet, la capacité au champ d'un casier n'est pas caractérisée par une valeur unique mais par un profil qui va dépendre des propriétés de rétention de chacune des couches (de plus en plus comprimées vers le fond du casier) mais aussi et surtout de la variation de la pression capillaire sur la hauteur du casier.

L'étude de cette capacité au champ avec son évolution sous compression est l'un des objets de cette étude.

III - 3.2.1 Définition

La capacité au champ correspond à la quantité d'eau maximale qu'un échantillon peut retenir, à l'équilibre, après drainage gravitaire. En effet, toute l'eau soumise à des forces capillaires supérieures qui équilibrent les forces gravitaires reste dans l'échantillon tandis que l'eau dont

le potentiel gravitaire z est supérieur au potentiel capillaire $h = \frac{p_L - p_G}{\rho_L g}$ est drainée. Il faut

bien avoir à l'esprit que cet état de « capacité au champ » n'est pas caractéristique. En effet, la teneur en eau d'un échantillon n'est pas homogène sur toute sa hauteur du fait de la variation de la pression capillaire (variation du potentiel capillaire dû à la variation du potentiel gravitaire avec la hauteur) le long de cette hauteur (Figure III-7). La distribution de la teneur en eau dépend donc de la courbe de rétention.

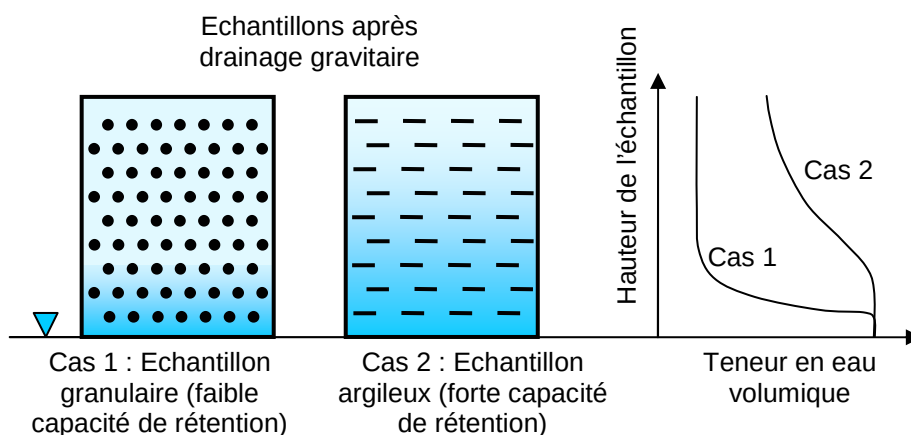


Figure III-7 Profil d'humidité suivant la hauteur d'un échantillon après drainage gravitaire

III - 3.2.2 Profil de capacité au champ d'un casier

La capacité au champ est une donnée importante puisqu'elle permet d'estimer ; à partir de la teneur en eau de mise en place, la capacité de rétention (sans ressuyage) du déchet. Cette donnée conduit directement à la prévision des flux à recirculer pour un casier dans le cas d'une gestion en mode bioréacteur.

Il est à noter que cette démarche n'est pas aussi simple car les tassements post-exploitation du déchet, pour des mêmes valeurs de capacités au champ volumiques, font diminuer la capacité totale d'eau stockable dans le casier.

La teneur en eau correspondant à la capacité au champ d'un casier de stockage est hétérogène le long de la hauteur. Si une nappe de lixiviat est considérée en fond de casier, alors le profil de la teneur en eau volumique d'un casier, à la capacité au champ, correspond à la courbe de rétention du casier complet. La Figure III-8 donne un exemple possible de ce profil mais aucun tracé de ce type n'est disponible dans la bibliographie.

En effet, la hauteur des casiers de stockage peut atteindre 40 voir 50 m. Dans le cas d'une nappe de lixiviat en fond de casier et en considérant la pression du gaz à pression atmosphérique, cela conduit à des pressions capillaires de l'ordre de -300 à -400 kPa en sommet de casier. Aucune mesure de succion de cet ordre n'a été réalisée actuellement. Mais comment déterminer la courbe de rétention de l'ensemble du casier ?

La courbe de rétention de l'ensemble du casier est difficile à déterminer car chaque échantillon se trouve à un certain niveau de compression en fonction de sa hauteur, ce qui modifie la distribution porométrique locale. La Figure III-9 montre qu'il faut déterminer des courbes de rétention à plusieurs compressions (σ) afin d'obtenir le tracé complet pour le casier. Remarque : les formes de courbes de rétention ne sont que des exemples possibles.

La détermination in situ à partir de plusieurs échantillons issus d'un forage réalisé sur un casier à la capacité au champ est également possible. Mais cette méthode est lourde et très coûteuse.

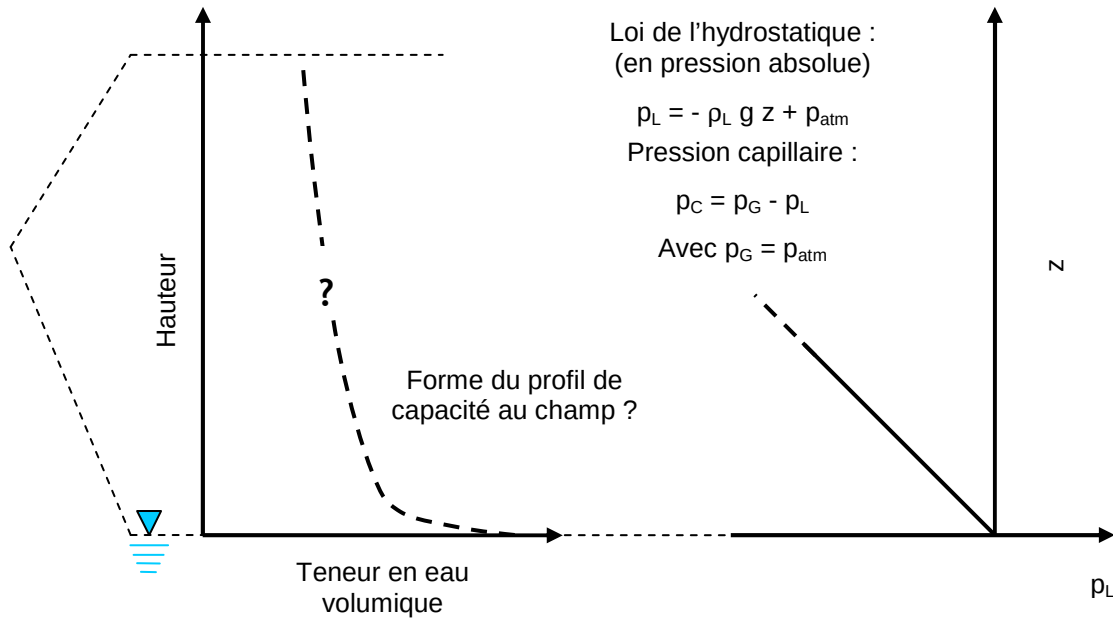


Figure III-8 Forme du profil de teneur en eau volumique d'un casier de stockage à la capacité au champ, inconnue à ce jour

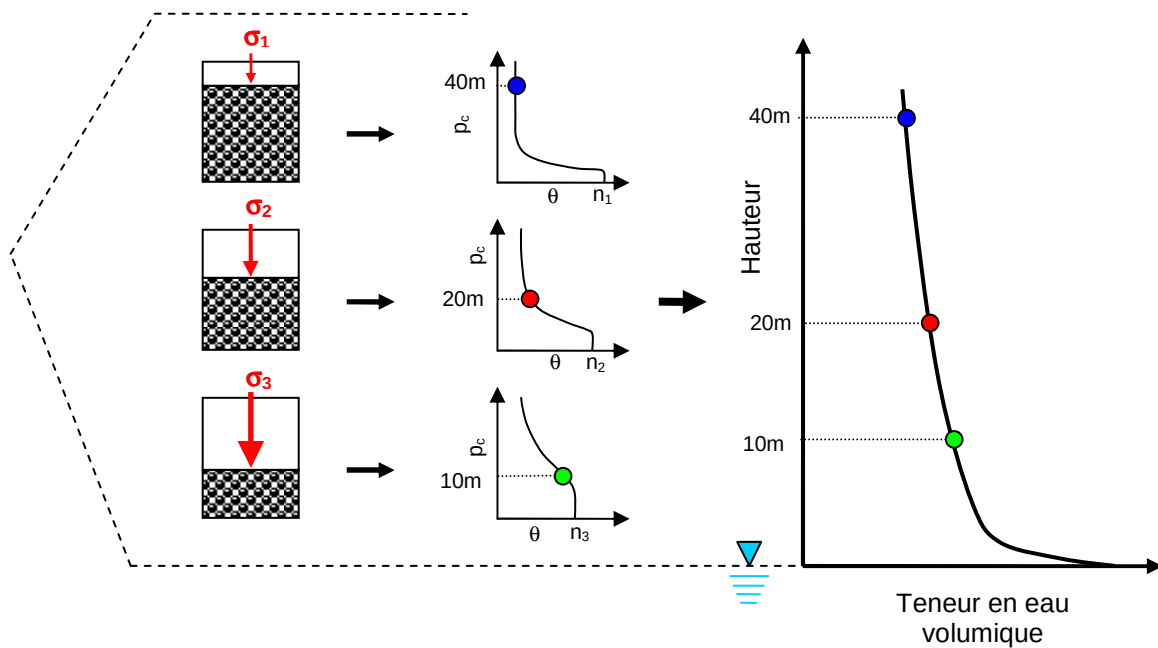


Figure III-9 Dépendance de la courbe de rétention de l'ensemble du casier en fonction des courbes d'échantillons élémentaires du casier

La réalité est encore plus complexe car la pression de gaz n'est pas à pression atmosphérique. Pour obtenir le profil de capacité au champ d'un casier, il faudrait disposer de sa courbe de rétention mais aussi du profil de pression de gaz p_G (et donc du profil de pression capillaire) sur toute la hauteur du casier.

Conclusions :

- Une mesure de la teneur en eau d'un échantillon comprimé dans une cellule de laboratoire après drainage gravitaire ne permet pas de donner la valeur de la capacité au champ d'un casier de stockage (qui n'est pas unique ni caractéristique puisqu'elle a un certain profil le long de la hauteur du casier). Cette mesure en laboratoire correspond uniquement à une teneur en eau d'équilibre pour une certaine pression capillaire. Si l'on considère, sur site, un échantillon au même état de compression, sa pression capillaire sera différente et par suite sa teneur en eau volumique au champ.
- Pour avoir une idée du profil de capacité au champ d'un massif, les courbes de rétention du déchet à différents niveaux de compression doivent être déterminées (et à des forts niveaux de pression capillaire devant aller jusqu'à -300 kPa au minimum).
- La mesure de la capacité au champ en cellule de laboratoire n'est cependant pas inutile car elle permet de voir, pour des mêmes conditions de pression capillaire, l'influence de la compression.

Pour éviter de confondre le profil de capacité au champ d'un casier avec la mesure qui est réalisée en laboratoire après drainage gravitaire, ces deux notions sont distinguées par des termes différents et respectivement :

- Profil de capacité au champ d'un casier (les termes « profil de capacité de rétention d'un casier » ou « profil de teneur en eau volumique au champ d'un casier » sont aussi adaptés).
- Capacité au champ d'un échantillon (en cellule de laboratoire).

III - 3.2.3 De quoi dépend la teneur en eau volumique à l'équilibre d'un échantillon en cellule de laboratoire

Dans ce paragraphe, ne sont mentionnés que les mesures de capacité au champ d'échantillon (capacité au champ de laboratoire obtenue par drainage gravitaire). Ses mesures ne permettent de présenter que l'influence des différents paramètres comme le type de déchet, la compression, le temps, (etc.) mais ne donnent en aucun cas le profil de capacité au champ du massif de déchet.

a) Du type de déchet

La capacité au champ dépend des propriétés de rétention du milieu suivant le type de déchet et sa composition.

b) De la compression

La capacité au champ est conditionnée par une sollicitation mécanique. La compression entraîne un départ d'eau et donc une baisse de la teneur en eau massique au champ. La variation de la teneur en eau volumique est plus difficile à prévoir car la compression conduit certes à une diminution du volume d'eau V_L mais aussi du volume total V_T .

Olivier et al. (2005) ont déterminé dans une cellule de volume initial 1m^3 l'évolution de la capacité au champ suivant la compression (Figure III-10). Lorsque le déchet est comprimé, du

lixiviat est ressuyé ce qui fait diminuer la teneur en eau massique tandis que la teneur en eau volumique reste constante.

c) Du temps à charge constante

A charge constante, durant le tassement secondaire couplée aux phénomènes de biodégradation, le déchet continu de tasser et sa composition évolue.

Olivier et al. (2005) ont poursuivi leur expérience de compression et ont observé une diminution progressive de la teneur en eau massique au champ pendant les deux mois et demi après atteinte du dernier niveau de compression, soit 130 kPa. Encore une fois, la teneur en eau volumique reste constante avec la compression. Il semble donc qu'il y ait deux régimes : un régime de drainage rapide [après le passage au dernier palier de chargement, la teneur en eau massique diminue de 44 à 43 %_{MS} (pendant 24H)] et un régime plus lent à contrainte constante [au cours duquel (2 mois et demi) la teneur en eau massique diminue de 43 à 38 %_{MS}].

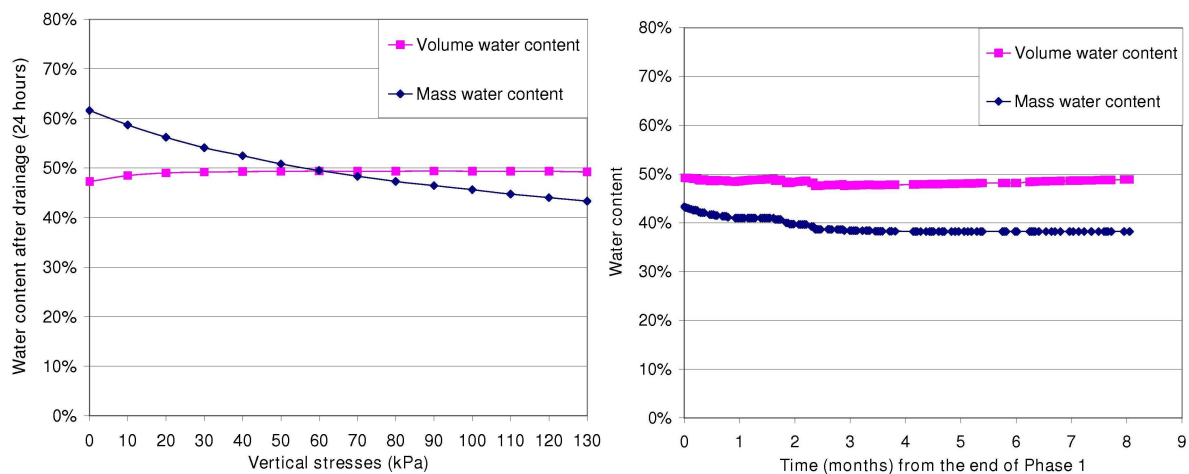


Figure III-10 Evolution de la capacité au champ en fonction de la compression verticale avec 24H de drainage entre chaque palier de contrainte suivi de l'évolution de cette même capacité au champ au dernier niveau de compression soit 130kPa (Olivier et al., 2005)

Ceci pose le problème de la mesure de la capacité au champ à un niveau de compression donné : le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre va dépendre du déchet mais aussi des dimensions de la cellule dans laquelle le déchet se trouve. Ce temps sera par exemple plus long si la hauteur de déchet est importante.

d) De l'âge du déchet

Ce paramètre recoupe le précédent (temps à charge constante). L'expérience long terme réalisée par Olivier et al. (2005) prend en compte les phénomènes de biodégradation qui ont eu lieu durant le tassement secondaire. Cependant, l'état de dégradation atteint du déchet n'est pas précisé. La composition du déchet et sa structure peuvent encore évoluer : une modification de la capacité au champ peut être envisagée. Or, pour le moment, aucune étude ne précise l'évolution de la capacité au champ après dégradation.

III - 3.2.4 Mesure de capacité au champ en cellule de laboratoire

La procédure d'essai couramment employée consiste à un ressuyage (ou égouttage) par le bas (essai de vidange) après une phase initiale d'immersion, suivi d'une mise à l'étuve de l'échantillon. Cette méthode laisse place à l'interprétation car les temps pour atteindre l'équilibre peuvent être longs et ne sont pas souvent précisés, de même que les caractéristiques des cellules utilisées et les densités des déchets. La comparaison des mesures peut être délicate. Les procédures les plus courantes consistent à définir un temps de drainage (24h, 48h, ou plus) et à prendre la valeur au champ correspondante.

Le Tableau III-1 donne quelques valeurs de capacité au champ tirées de la littérature. Elles montrent aussi que beaucoup de données manquent comme les durées de drainage et les temps de séchage à l'étuve.

Tableau III-1 Valeurs de capacité au champ reportées de la littérature

Références	θ_{FC} (%)	W_{FC} (% $_{MS}$)	Durée de drainage	T°C étuve	Remarques
Vincent (1991)	39	-	-	-	Déchet reconstitué : $\rho_h = 0,43 \text{ Mg/m}^3$
Blight et al. (1992)	-	55 - 225	24H	50	Echantillons de 0 à 5 ans prélevés in-situ
Zeiss (1997)	30				Aucun détail sur les expérimentations menées
Lanini (1998)	28 - 40	-	-	105	Carottes prélevées à Montech (à 1, 5 et 10 m)
Hettiaratchi et al. (1999)	20	-	-	-	OM reconstitué : $\rho_h = 0,35 \text{ Mg/m}^3$
Zornberg et al. (1999)	47 - 53	40 - 60	Critère de débit	85	Prof. équivalente : 15-60 m
Orta de Velasquez et al. (2003)	-	55 - 77	-	-	Echantillons OM : $0,2 \text{ m}^3$ $\rho_h = 0,75$ et $0,50$ respect.
Munnich et al. (2003)	39 - 43	-	9 jours	-	Déchet MBT < 60 mm : $\rho_h = 1,2 \text{ Mg/m}^3$
Vaidya (2002)	-	17 – 150	5 jours	105	Carottes de forage < 1 kg issus de 4 ISD (USA)
Olivier et al. (2005)	44 - 47	58 - 85	24 H	60	Déchet ménager broyé Auquemesnil : 0 - 130kPa
Olivier et al. (2005)	47 - 50	67 - 95	24 H	105	Déchet ménager broyé Auquemesnil : 0 - 130kPa

III - 4 Compressibilité du déchet

Un échantillon de déchet mis en place dans un casier est soumis à une charge mécanique (contrainte verticale dite « totale ») croissante au fur et à mesure de l'empilement des couches. Cette colonne de déchet sus-jacente maintient cette compression au cours du temps. La viscosité des contacts interparticulaires induit un tassement secondaire de fluage. La création de vides dans le milieu poreux, due à la dégradation de la matière organique, pour une faible diminution de la contrainte, conduit à un tassement secondaire dans le temps. Olivier (2003) a montré que l'intérêt du tassement était d'ordre sécuritaire (car il engendre des efforts critiques dans la barrière de confinement de surface) et économique (prévision de la capacité de stockage d'un site). L'étude présente montre que le tassement permet de connaître l'évolution des paramètres d'état du milieu poreux lorsqu'il se comprime ainsi que l'évolution des paramètres hydrodynamiques (perméabilités). Un autre intérêt du tassement est basé sur la corrélation entre tassement et biodégradation. En effet, le tassement est une mesure de surface facilement réalisable et peut devenir un bon marqueur d'avancement de réaction de la biodégradation et à terme de stabilité du massif. Ces deux aspects sont le principal objectif de l'approche bio-hydro-mécanique.

III - 4.1 Mécanismes et modélisation du tassement

L'origine du tassement des déchets est essentiellement mécanique. En effet, le tassement d'un échantillon de 1 m de haut stocké à plusieurs dizaines de mètres de profondeur et le tassement du même échantillon soumis uniquement à son poids propre, ne sont pas comparables. Il est de l'ordre de 10 % en déformation relative pour l'échantillon tassant sous son poids propre et généralement supérieur à 40 % (de déformation) pour l'échantillon comprimé.

Il existe ainsi de nombreux modèles de prédiction du tassement des déchets. Ceux purement biochimiques ou biologiques qui ne font pas intervenir l'aspect mécanique ne peuvent être retenus pour prédire les tassements car l'aspect mécanique est prépondérant dans l'origine des tassements. Olivier (2003) a passé en revue l'ensemble de ces modèles.

Seules les grandes lignes du modèle de tassement des déchets ISPM (Incremental Settlement Prediction Model) développé au laboratoire par Thomas et Gourc (2000) et repris par Olivier (2003) sont présentées. L'intérêt de ce modèle est de prendre en compte l'historique de la construction du casier, par rapport au modèle de Sowers (1973), le plus utilisé pour les centres de stockage de déchets.

Dans le modèle ISPM, trois étapes sont distinguées pour décrire la cinétique des tassements (Figure III-11) :

- Etape A : tassement instantané dès l'application de la charge.
- Etape B : tassement primaire correspondant au réarrangement des éléments de déchets qui glissent les uns par rapport aux autres, se distordent, etc. La durée de cette phase est plutôt rapide (comprise entre 1 et 12H environ).

- Etape C : tassement secondaire comprenant un fluage visqueux et un tassement de biodégradation. La durée de cette étape est de l'ordre de la dizaine d'années.
- Phase D : La dernière étape, non modélisée, correspond à un léger tassement résiduel se prolongeant sur la centaine d'années.

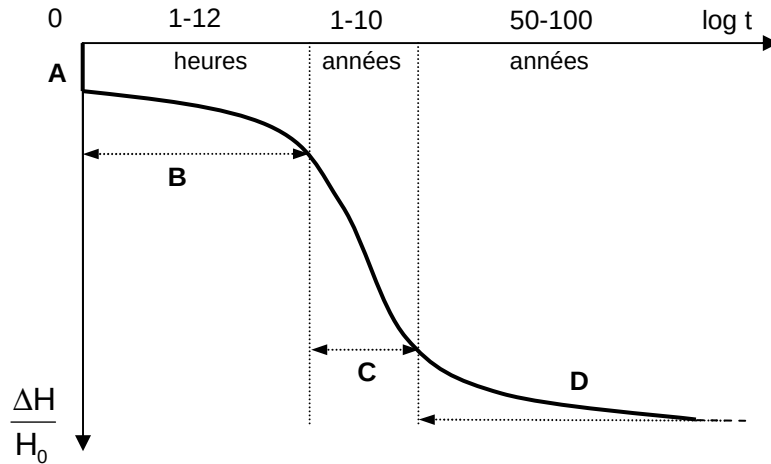


Figure III-11 Représentation de la cinétique des tassements

En pratique, l'étape A est incluse avec l'étape B sous le terme de tassement primaire (elle n'est visible que si une charge est appliquée de façon instantanée ce qui n'est jamais le cas). La dernière étape n'est pas essentielle dans la mesure où le tassement est assez faible et se produit après plus de 50 ans. Néanmoins, il n'est pas inutile de mentionner leur existence pour bien garder à l'esprit qu'un massif de déchet tend vers une stabilité mécanique après une très longue période (de l'ordre du siècle).

III - 4.1.1 Compactage et préconsolidation du déchet

Le compactage a une action sur la dégradation du déchet (homogénéisation, ensemencement par trituration), son comportement hydro-mécanique (tassement, résistance au cisaillement, perméabilités aux fluides, etc.). Il dépend de nombreux facteurs (Marcoux, 2008) :

- Du déchet : granulométrie (liée au niveau de broyage), humidité initiale ;
- De la sollicitation générée par le compacteur : engin plus ou moins lourd, type de roue ;
- Du nombre de passes de l'engin ;
- De l'épaisseur des couches.

Le compactage intervient dans les modèles de tassement car il crée une contrainte de préconsolidation, notée σ_{PC} , sur la couche de déchets fraîchement compactée. Cette contrainte de préconsolidation correspond à un premier cycle de préchargement.

Cette contrainte de préconsolidation est difficile à déterminer. Olivier (2003) suggère que la contrainte de préconsolidation due au compactage peut être estimée dans une gamme comprise entre 20 et 40 kPa.

III - 4.1.2 Prise en compte de la construction du casier

Ce modèle considère deux étapes de tassements : une étape primaire (dépendant de la charge) et une étape secondaire (dépendant du temps).

Soit une couche élémentaire (1) mise en place et compactée. Une couche élémentaire supplémentaire induit une contrainte σ . La contrainte totale sur la couche n°1 est donc la somme des contraintes de chaque couche supplémentaire (qui sont supposées identiques) soit $\sigma_n = n \times \sigma$ avec n : nombre de couches élémentaires. Chaque couche supplémentaire est supposée mise en place après le même temps Δt (par exemple 1 jour). La Figure III-12 donne l'évolution schématisée du tassement ΔH de la couche n°1. Ainsi deux étapes de tassement sont distinguées : un tassement primaire rapide dans un premier temps (dû à la mise en place d'une couche supplémentaire) puis un tassement secondaire, à charge constante, qui se prolonge dans le temps. Les lois de tassement correspondantes à ces deux étapes sont détaillées ci-dessous.

Remarque : lors de l'ajout d'une nouvelle couche, le tassement primaire est moins important que le précédent.

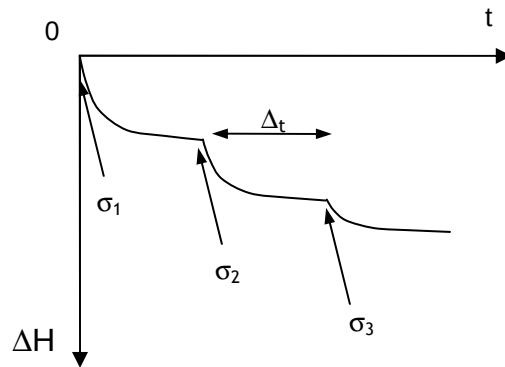


Figure III-12 Exemple de tassement d'une couche élémentaire soumis à un empilement de couches similaires à chaque Δt

Le modèle ISPM propose de discrétiser le casier en couches élémentaires. Le tassement calculé à un instant t prend en compte la construction du casier puisque le tassement de chaque couche élémentaire est évalué à partir de leur mise en place. Le tassement total du massif correspond à la somme des tassements (primaire + secondaire) de chaque couche élémentaire.

III - 4.1.3 Distinction entre tassement primaire et tassement secondaire

Considérons un échantillon de déchet d'une hauteur H_0 auquel une contrainte σ est appliquée et regardons son tassement ΔH en fonction du temps. La représentation schématisée du taux de tassement en fonction du temps est donnée Figure III-13. Le tassement primaire est distingué du tassement secondaire avec une échelle logarithmique en temps.

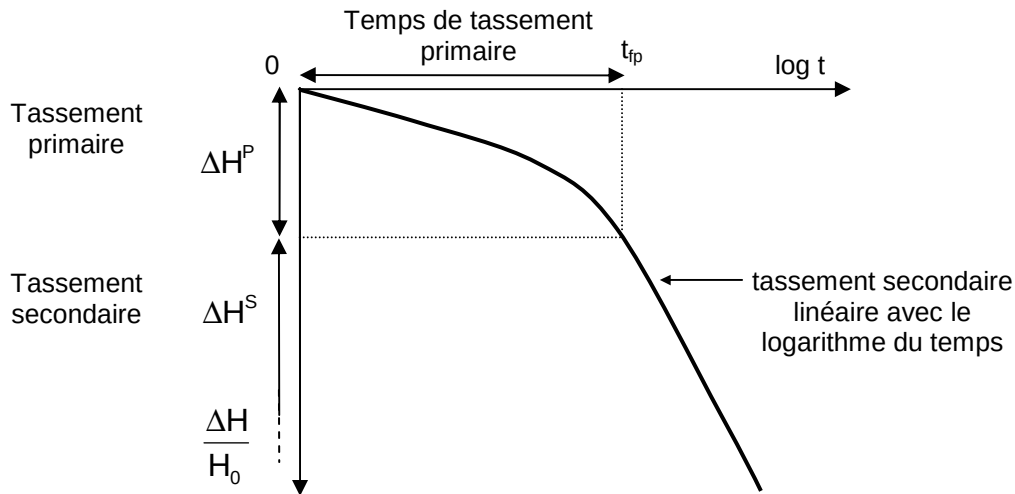


Figure III-13 Distinction entre le tassement primaire et le tassement secondaire d'un échantillon chargé par une contrainte constante σ

Le tassement secondaire est considéré lorsque la courbe de tassement (Figure III-13) devient linéaire avec le logarithme du temps. Le temps t_{fp} nécessaire pour rentrer dans l'étape de tassement secondaire est variable et se trouve généralement compris entre 1 et 12H (ce temps dépend notamment de l'épaisseur de l'échantillon testé). Comme le début du tassement secondaire est sujet à interprétation à partir de la courbe Figure III-13, il conviendra, dans la pratique, de se fixer ce temps de tassement primaire t_{fp} .

III - 4.1.4 Tassement primaire (fonction de la contrainte de compression)

Le tassement primaire ΔH^P est considéré indépendant que de la contrainte appliquée. La loi de tassement est issue de la théorie de Therzaghi appliquée pour les sols et s'exprime par :

- $\frac{\Delta H^P}{H_0} = C_s^* \log \frac{\sigma}{\sigma_0}$ à partir d'un état surconsolidée ($\sigma_0 \leq \sigma \leq \sigma_{PC}$) avec $C_s^* \approx 0$ et σ_0 pris à 1kPa.
- $\frac{\Delta H^P}{H_0} = C_R^* \log \frac{\sigma}{\sigma_{PC}}$ avec un état normalement consolidée ($\sigma > \sigma_{PC}$).

III - 4.1.5 Tassement secondaire (fonction du temps)

Le tassement secondaire ΔH^S est supposé indépendant de la charge et fonction uniquement du temps [il commence à partir du temps de fin de tassement primaire noté t_{fp} , (Figure III-13)]. Il est décrit par une loi analogue avec celle de Buisman (1936) :

$$\frac{\Delta H^S}{H_0} = C_{\text{oe}}^* \log \frac{t}{t_{fp}}$$

Cette loi donne le tassement secondaire global (qui regroupe les phénomènes de biodégradation et de fluage mécanique) mais ne permet pas de corréler le tassement avec la biodégradation.

III - 4.1.6 Représentation schématique du tassement primaire et secondaire

Remarques sur la représentation du tassement primaire et secondaire :

- Un parallèle est réalisé avec la construction d'un casier. Dans la représentation adoptée, le tassement primaire se produit durant la construction du casier, dû à l'empilement des couches successives ; le tassement secondaire s'effectue une fois le casier terminé. Cette représentation est adoptée dans le modèle ISPM (Olivier, 2003), qui prend en compte les deux étapes de tassement en tenant compte de la construction du casier.
- Dans la représentation, l'eau initiale de l'échantillon (contenue dans les macropores entre les éléments et dans les micropores de la matière organique) est prise en compte ainsi que son évolution suite au tassement primaire. Mais l'apport d'eau par infiltration et percolation des eaux de précipitation ne sont pas pris en compte.
- Lors du tassement secondaire, les phénomènes étant très complexes, l'eau dans l'échantillon ainsi que son devenir ne sont pas représentés.

a) Tassement primaire

La Figure III-14 donne une représentation schématique d'un échantillon de déchet au cours de l'étape de tassement primaire. Ce tassement est d'ordre mécanique. En effet l'empilement successif des couches constitue une charge au dessus de l'échantillon. Cette contrainte conduit à la réorganisation et au rapprochement des éléments entre eux. Le réarrangement des particules par glissements et rotations des uns par rapport aux autres est influencé par les effets de lubrification de l'eau.

Enfin, suivant l'humidité initiale ou le niveau de contrainte, le déchet peut ressuyer une partie de son eau (comme une éponge humide qui serait écrasée). *Une étude de ce ressuyage est un des objets de cette étude.* L'évolution des paramètres d'état suite à cette étape est donnée au III - 4.1.7. *L'évolution de la perméabilité suite à cette étape est l'un des principaux objets de cette étude.*

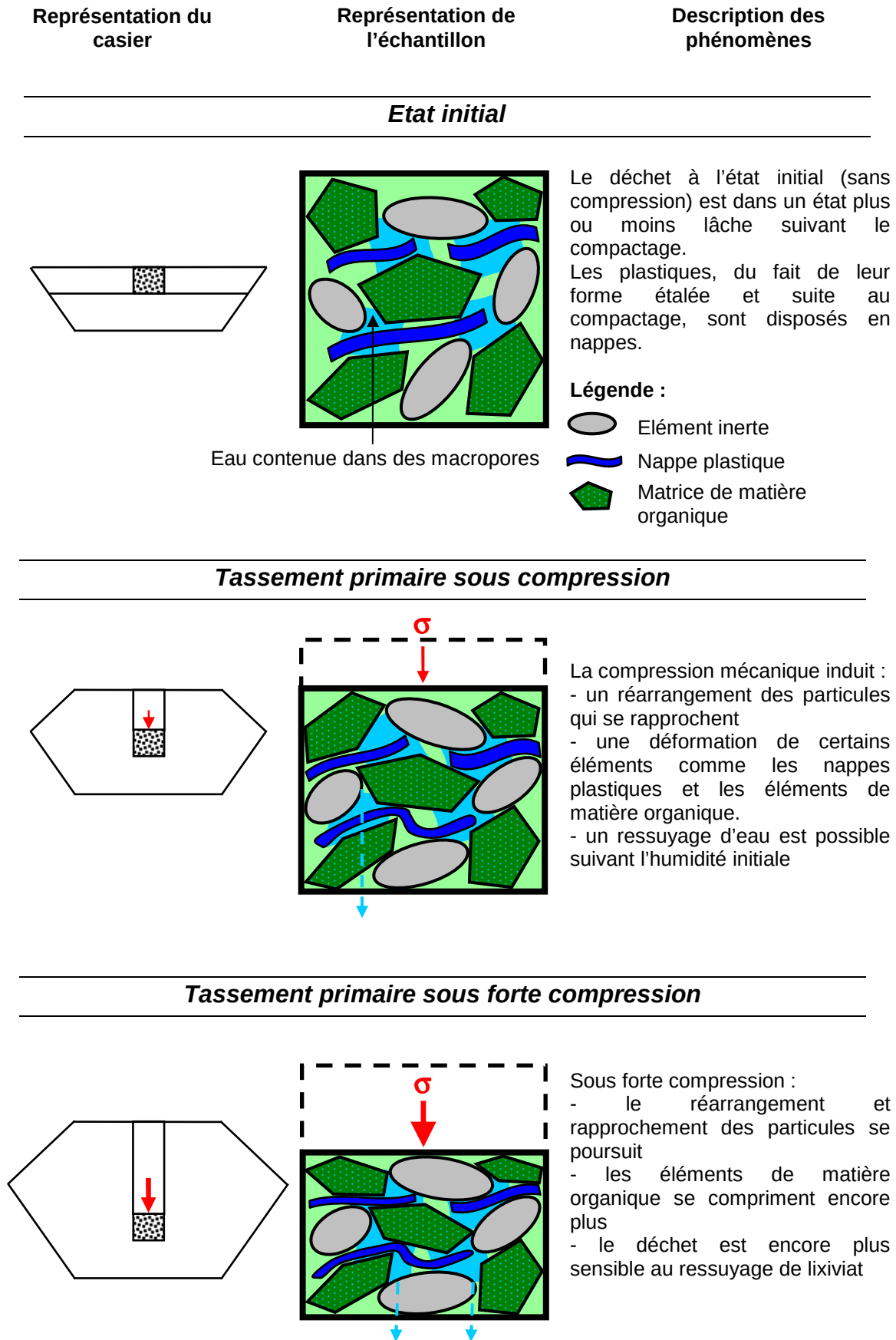


Figure III-14 Représentation du déchet lors du tassement primaire

b) Tassement secondaire

La Figure III-15 donne une représentation schématique d'un échantillon de déchet au cours du tassement secondaire. Ce tassement « biomécanique » est d'ordre biologique/biochimique et d'ordre mécanique. Les processus de biodégradation de la matière organique par les microorganismes conduisent à la création de vides dans l'échantillon. La colonne de déchet subjacente imposant toujours une contrainte à l'échantillon entraîne des nouvelles réorganisations (glissement et réorientation des éléments les uns par rapport aux autres) et rapprochements des éléments entre eux. Notons que même s'il n'y avait pas de biodégradation, le déchet continuerait à tasser avec le temps du fait du fluage mécanique. Le fluage mécanique correspond, lors d'un chargement à contrainte constante, à des modifications de la structure à l'échelle microscopique (des glissements, rapprochements, effondrements se produisent au sein même des éléments et entre eux) ce qui entraîne une déformation prolongée dans le temps (ce phénomène est commun pour les argiles). Le fluage purement mécanique est souvent associé à une fatigue du matériau ou un écoulement dans le temps. Beaucoup de matériaux fluent dans le temps lorsqu'ils sont chargés (argiles, roches, matériaux synthétiques, etc.) et le déchet en fait parti.

Un des objectifs de l'étude des tassements des déchets est de mettre en corrélation les tassements et la perte de masse en tenant compte de la contrainte. Au cours de cette étape, l'évolution des paramètres d'état, des perméabilités intrinsèques, au gaz et à l'eau est complexe puisqu'il faut tenir compte de la perte de masse solide.

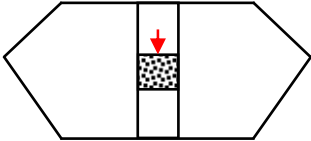
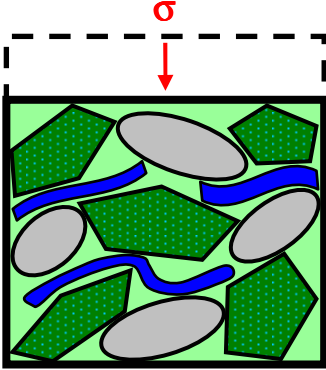
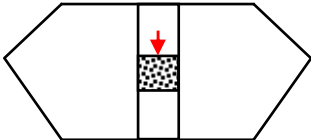
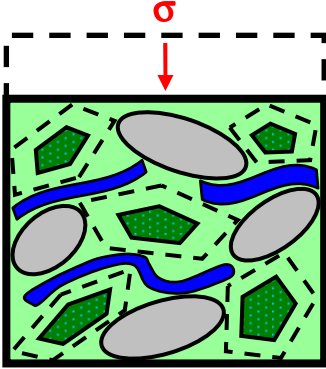
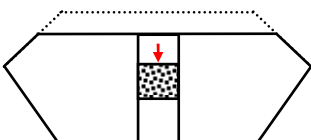
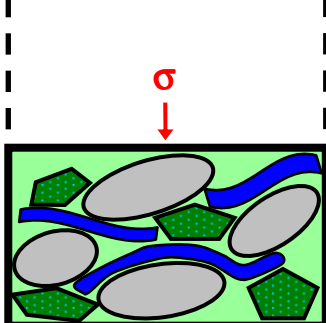
Représentation du casier	Représentation de l'échantillon	Description des phénomènes
Etat initial : déchet après phase de compression primaire Tassement secondaire de fluage		
		Dans cet état, le déchet continue de se déformer par fluage mécanique dû à : - des glissements et rotations d'éléments - relâchement des contraintes entre et au sein des éléments
Etat intermédiaire : phénomènes de biodégradation		
		Les phénomènes de biodégradation de la matière organique créent des espaces vides.
Tassement secondaire : bio-mécanique		
		La colonne de déchet subjacente imposant toujours une contrainte, les éléments se réorganisent en se rapprochant et comblent ainsi une partie des vides créés. La contrainte comprimant le déchet diminue peu à peu, par perte de masse. Ce tassement bio-mécanique, comprenant un fluage visqueux associé à la biodégradation se poursuit jusqu'à stabilisation de la biodégradation

Figure III-15 Représentation du déchet lors du tassement secondaire

III - 4.1.7 Corrélation entre tassement et biodégradation

Durant l'étape du tassement secondaire, la distinction entre fluage mécanique et biodégradation passe par la corrélation entre tassement et perte de masse (diminution du volume solide V_s). *C'est un des objectifs des cellules Ciclade, qui sont étanches et qui permettent de mesurer la production de gaz d'un échantillon sous compression.*

Des auteurs comme Machado et al. (2008) ont proposé des modèles plus ou moins complexes permettant de relier biodégradation et tassement. Mais ces modèles restent à vérifier à partir de données expérimentales.

III - 4.2 Evolution des paramètres d'état avec le tassement

III - 4.2.1 En ne considérant que le tassement

Comme déjà mentionné, trois paramètres d'état suffisent pour déterminer tous les autres :

- La masse volumique ρ de l'échantillon (ou la masse volumique sèche ρ_d puisque $\rho_d = \frac{\rho}{1+w}$),
- La porosité totale n ,
- La teneur en eau massique w .

Dans l'exemple de calcul qui suit, le ressuyage d'eau sous compression et les éventuels apports d'eau extérieurs (précipitations ou réinjection) ne sont pas pris en compte.

a) Suite au tassement primaire

Le tassement primaire ΔH^p dépend de la contrainte σ .

La connaissance de la contrainte σ n'est pas indispensable pour tracer l'évolution des paramètres physiques en fonction du tassement à partir du moment où l'état initial a été caractérisé.

Un exemple de calcul de l'évolution des paramètres est réalisé à partir des données expérimentales obtenues à partir du déchet A.

Ce calcul consiste à tracer l'évolution des paramètres physiques d'un échantillon de 1 m de haut qui est soumis à un tassement ΔH^p . Le tassement ΔH^p est pris positif ce qui implique, par exemple, que la variation de porosité suite au tassement est aussi positive. La grandeur utilisée

pour ce tassement est le taux de déformation $\varepsilon = \frac{\Delta H^p}{H_0}$ exprimé en pourcentage.

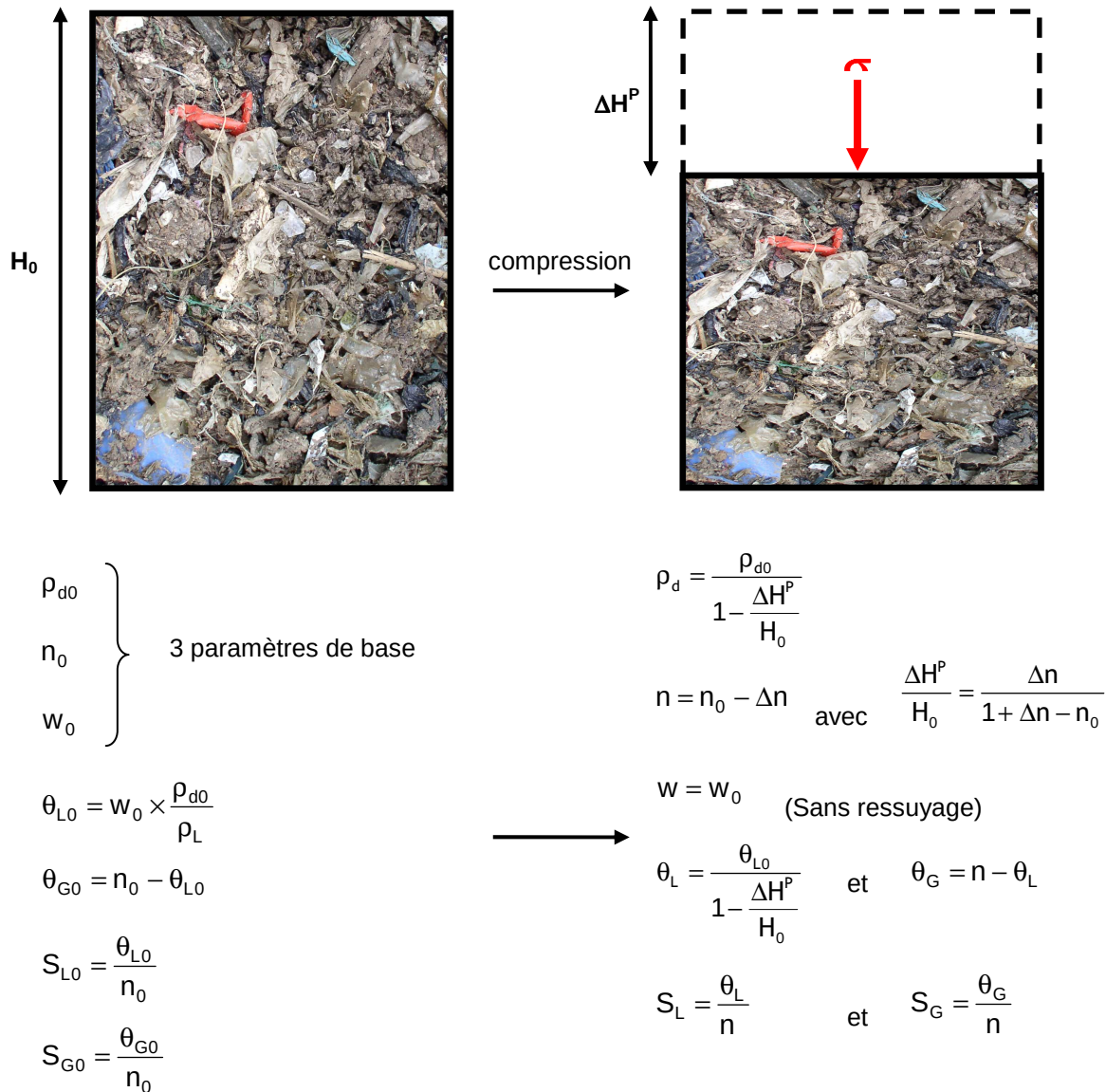
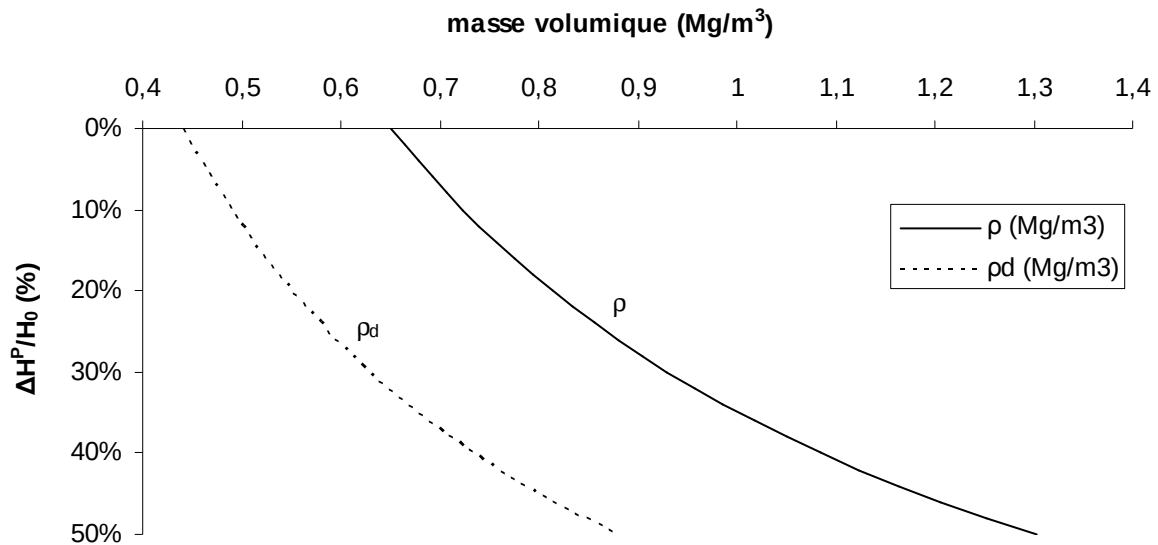


Figure III-16 Détermination des paramètres d'état en fonction du tassement à partir des 3 paramètres physiques principaux (ρ_{d0} , n_0 , w_0) initiaux

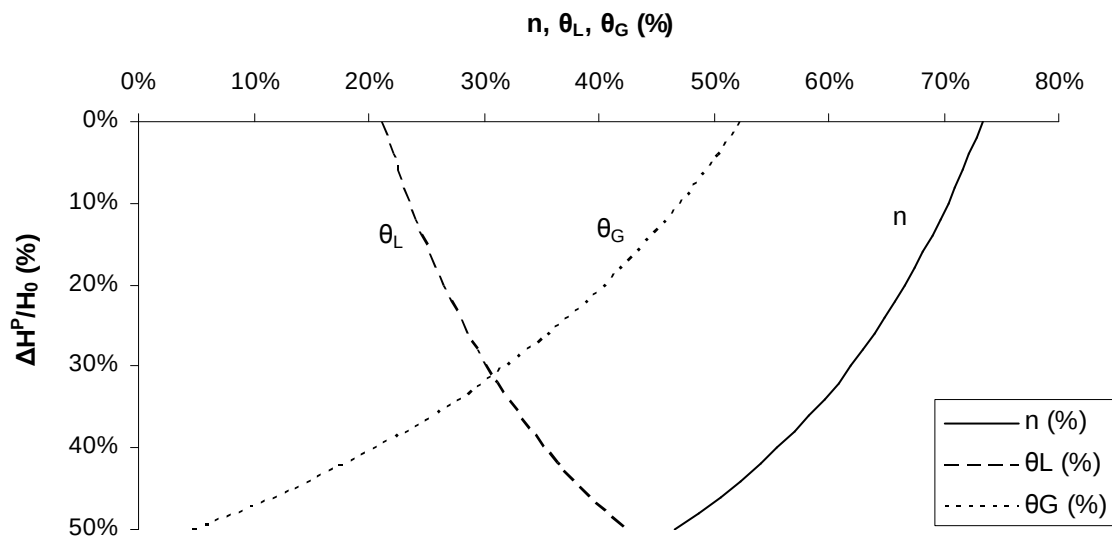
Pour l'exemple de calcul, les paramètres de base considérés sont :

- $\rho_{d0} = 0,44 \text{ Mg/m}^3$; cette valeur correspond à la valeur moyenne de la masse volumique sèche obtenue après un compactage de 20 kPa sur le déchet A [résultat du Chapitre V].
- $n_0 = 73 \%$; cette valeur est donnée par $n = \frac{\rho_c - \rho_{d0}}{\rho_c}$ en sachant que la valeur moyenne de la masse volumique constitutive a été déterminée sur le déchet A et vaut $\rho_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ [résultat du Chapitre V].
- $w_0 = 48 \%_{MS}$; cette valeur correspond à la moyenne de la teneur en eau naturelle du déchet A obtenue après passage à l'étuve de 92 kg de déchets [résultat en Annexe A].

L'évolution des paramètres d'état est donnée par les Graphique III-2 et Graphique III-3 en fonction du taux de déformation, représenté en ordonnée et vers le bas.



Graphique III-2 Variation des masses volumiques d'un échantillon soumis à un tassement



Graphique III-3 Variation des porosités d'un échantillon soumis à un tassement

La masse volumique et la masse volumique sèche augmentent avec le tassement, contrairement à la porosité qui diminue. L'évolution des teneurs en eau volumiques θ_L et teneur en gaz volumique θ_G est moins intuitive. Vu que le déchet ne ressuye pas d'eau et que le volume total diminue, la teneur en eau volumique augmente avec le tassement. Comme $n = \theta_L + \theta_G$, la teneur en gaz volumique diminue significativement avec le tassement. Par conséquent, la perméabilité au gaz qui diminue fortement avec le tassement, puisque le gaz dispose de moins en moins de pores pour circuler. Ceci est encore plus accentué lorsque l'échantillon a une teneur en eau volumique θ_L plus forte.

Si l'humidité augmente (humidité initiale plus élevée, précipitations ou réinjection de lixiviat), le tassement du déchet amène le déchet à sa capacité au champ ce qui conduit à un départ d'eau. L'évolution des paramètres peut à nouveau être tracé à partir du moment où une loi $w(\Delta H^P)$ est connue.

Pour tracer l'évolution des paramètres d'état avec la profondeur d'un casier, une loi $\Delta H^P(\sigma)$ doit être connue. Ce calcul est mené ci-dessous à partir de la loi de tassement primaire du modèle ISPM.

Remarque : pour ce calcul, le volume solide V_s est constant et donc indépendant de la compression. Cette hypothèse est vérifiée dans cette étude [Résultat du Chapitre VII].

b) Suite au tassement secondaire

Cette étape fait suite au tassement primaire. Sa principale caractéristique est qu'elle fait intervenir les phénomènes de biodégradation, qui vont être en partie à l'origine de tassements supplémentaires. Plusieurs auteurs ont mis en évidence ce couplage à partir d'une expérience de compression long terme. Olivier et al. (2007) ont montré, après une période de recirculation intensive, une forte augmentation des tassements est observée (Figure III-17). Metha et al. (2002) ont mesuré sur site les tassements de deux casiers dont l'un est recirculé en lixiviats. Ils observent ainsi de plus forts tassements et une production de méthane plus importante sur le casier recirculé.

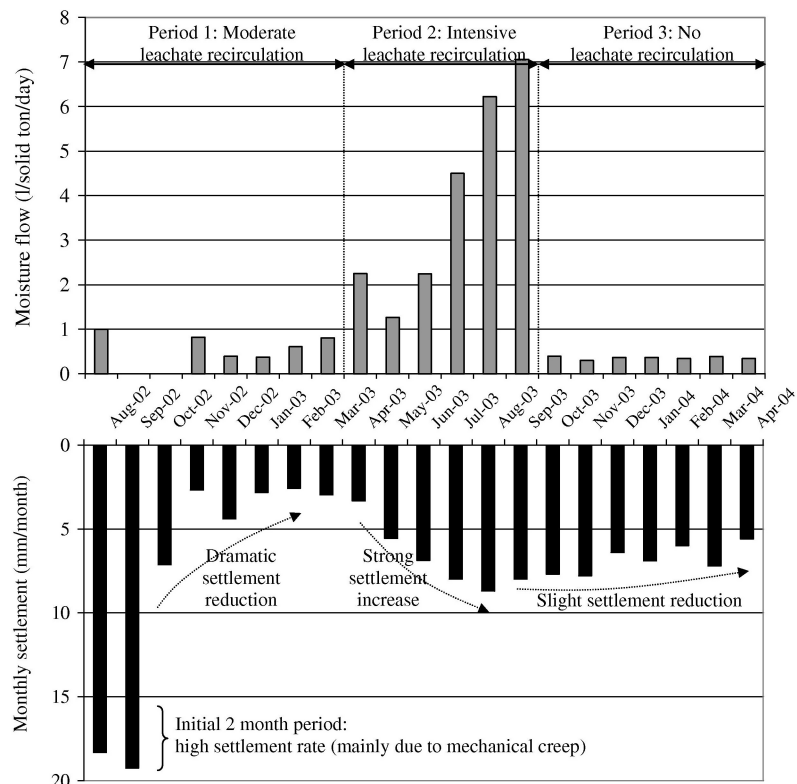


Figure III-17 Augmentation des tassements observés à partir d'une expérience de compression long terme après une période de recirculation intensive (Olivier et al., 2007)

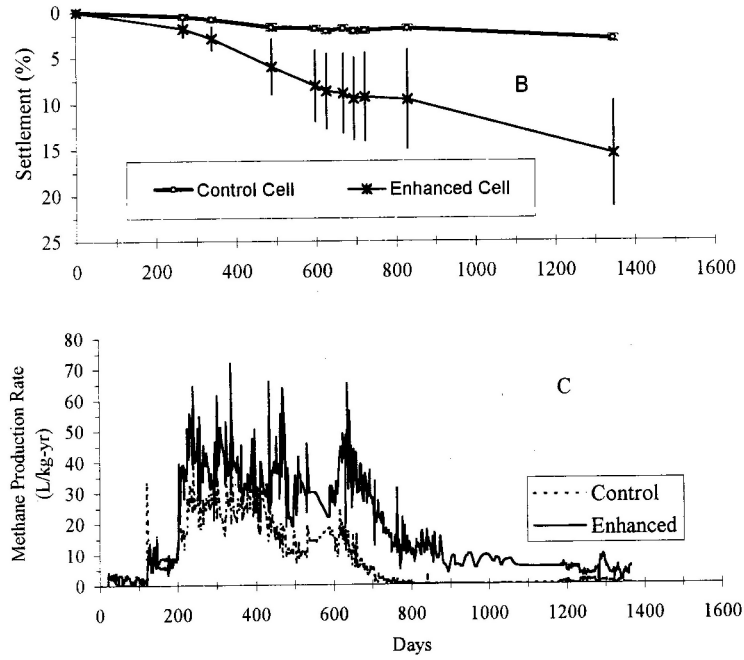


Figure III-18 Comparaison des tassements mesurés sur deux casiers dont l'un est recirculé en lixiviats (Metha et al., 2002)

Lors du tassement secondaire ΔH^S , les paramètres d'état ne peuvent plus être déterminés avec uniquement la mesure de tassement, à moins qu'une relation entre variation du volume solide ΔV_s et le tassement ΔH^P soit connue.

Reprenons l'exemple précédent et supposons qu'à la fin du tassement primaire (dû uniquement à la compression mécanique) un niveau de porosité noté n_{fp} soit atteint (associé à un volume des vides V_{vfp} et un volume total V_{Tfp}). Comment varie alors la porosité au cours du tassement secondaire ?

Le volume des vides V_v varie de par un gain de vides dû à la perte de masse et une diminution de vides due au tassement :

Gain de vides dû à la perte de masse

$$V_v = V_{vfp} - \underbrace{\Delta V_s}_{\text{Perte de vides due au tassement}} - \underbrace{S \Delta H}_{\text{Gain de vides dû à la perte de masse}}$$

Remarque : la variation du volume solide ΔV_s est négative, le tassement ΔH est positif et la surface de l'échantillon est notée S .

La porosité, à un instant t au cours du tassement secondaire, s'exprime donc par :

$$n = \frac{V_v}{V_T} = \frac{V_{vfp} - \Delta V_s - S \Delta H}{V_{Tfp} - S \Delta H}$$

Si la porosité n est constante dans le temps (soit $n = \frac{V_v}{V_T} = n_{fp} = \text{cte}$), le tassement équivaut à :

$$\Delta H = \frac{\Delta V_s}{S(n_{fp} - 1)}$$

Selon cette formule, le tassement est directement proportionnel à la perte de masse.

Or, les mesures effectuées à partir de l'essai de compression long terme dans la cellule CICLADÉ montrent que la porosité n n'est pas constante lors du tassement secondaire [résultat du Chapitre VII] ce qui signifie que les couplages bio-mécaniques sont complexes et le tassement n'est pas proportionnel à la perte de masse.

La corrélation le tassement avec la cinétique de biodégradation reste donc à déterminer.

III - 4.2.2 Evolution des paramètres d'état avec la profondeur

A partir de la loi qui donne de tassement primaire en fonction de la contrainte ($\frac{\Delta H^p}{H_0} = C_R^* \log \frac{\sigma}{\sigma_{pc}}$), l'évolution des paramètres d'état en fonction de la profondeur du casier peut être déterminée.

Pour illustration, un calcul simple (Figure III-19) a été réalisé donnant la porosité en fonction de la profondeur suite à la seule étape de chargement primaire.

Le calcul consiste à prendre initialement des échantillons de $H_{i0} = 50$ cm de hauteur empilés les uns sur les autres de manière à former une colonne de $H_{T0} = 55$ m de déchet. La contrainte imposée par la colonne de déchet ($\sigma_i = \rho_i \times g \times (H_{T0} - z_i)$) au dessus d'un échantillon (i-1) donné entraîne un tassement ΔH_i de l'échantillon i.

Ce calcul est réalisé avec le déchet A et les caractéristiques initiales de chaque échantillon sont les mêmes qu'au III - 4.2.1 à savoir que :

- L'échantillon est initialement préconsolidé à $\sigma_{pc} = 20$ kPa
- $\rho_{di0} = 0,44$ Mg/m³ et $w_0 = 48$ % soit $\rho_{i0} = 0,651$ Mg/m³ et $n_{i0} = 73,3$ %

Le coefficient de compression primaire C_R^* a été déterminé pour le déchet A $C_R^* = 0,3183$ [résultat du Chapitre V].

Les résultats du calcul sont donnés Figure III-20. La profondeur tracée correspond à la profondeur du casier après tassement (la colonne de 55 m tasse de 10 m).

Remarque sur le calcul :

- les sept derniers échantillons étant surconsolidés à 20 kPa, leur tassement primaire est nul (porosité constante).
- Le tassement primaire $\frac{\Delta H_1}{H_{01}}$ de l'échantillon en fond de casier est de 39,75%.

A 40 m de profondeur, la porosité n reste élevée mais seul le tassement primaire a été considéré. Cependant, cela ne présume en rien de la capacité des dernières couches à faire circuler les fluides.

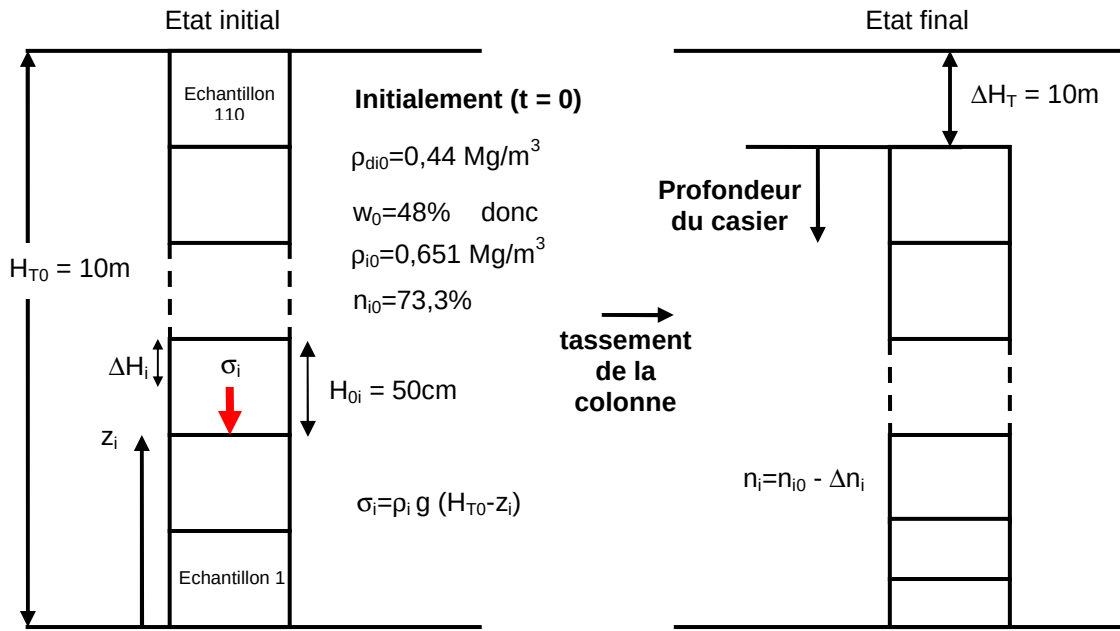


Figure III-19 Calcul de la porosité en fonction de la profondeur d'un casier

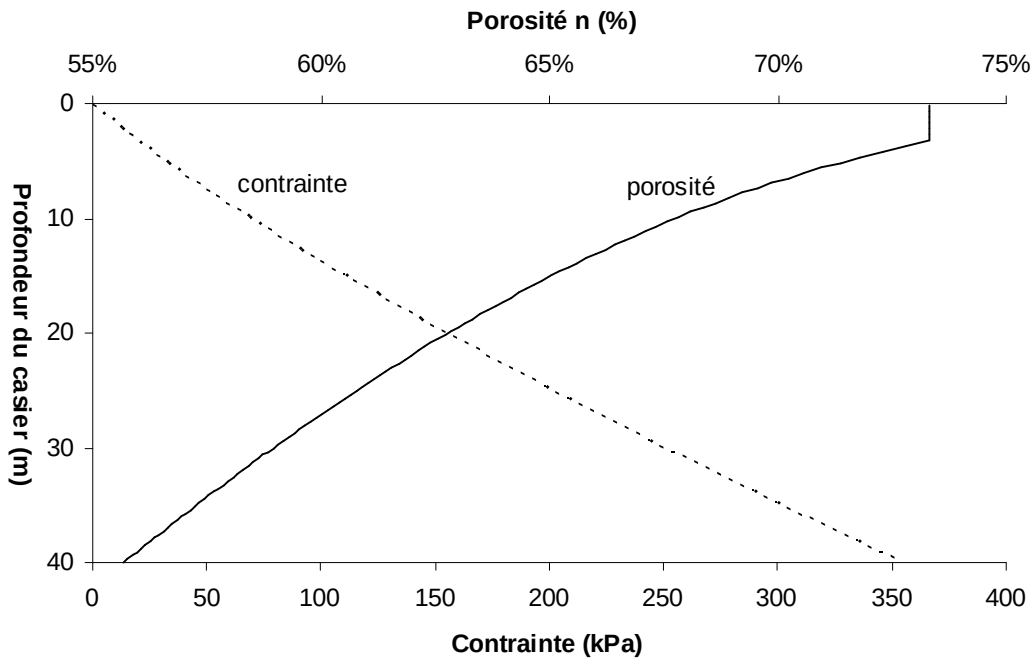


Figure III-20 Evolution de la porosité et de la contrainte verticale en fonction de la profondeur d'un casier suite au chargement primaire

Lors du tassement secondaire, la détermination des paramètres d'état en fonction de la profondeur du casier nécessite une loi $\Delta H^S(\sigma)$ (par exemple $\frac{\Delta H^S}{H_0} = C_{\alpha\epsilon}^* \log \frac{t}{t_{fp}}$ selon le modèle ISPM) mais aussi une loi $\Delta V_S(\Delta H^S)$, ainsi qu'une loi d'évolution de ρ_c , soit $\rho_c(\Delta H^S)$.

CHAPITRE IV

Ecoulements diphasiques de liquide et de gaz dans les déchets

Les propriétés physiques, les paramètres d'état du milieu poreux et le comportement sous compression du déchet ont été définis aux Chapitres II et III. Le Chapitre IV traite des écoulements de liquides et de gaz dans ce milieu poreux. Les écoulements dans les déchets ont été très peu étudiés et des manques importants subsistent (notamment les mesures de perméabilité à l'eau et au gaz en conditions insaturées, données quasiment inexistantes dans la littérature).

Le déchet est un milieu poreux polyphasique contenant deux phases fluides : une phase liquide et une phase gazeuse. Les transferts de fluides sont donc de nature diphasique. Ces transferts sont influencés par l'humidité du milieu mais aussi par la déformation des différentes couches comprimées (tassement).

L'origine des écoulements dans les déchets peut être décrite succinctement : le biogaz, produit de la biodégradation, est collecté par différence de pression en haut de casier. Le lixiviat, issu des eaux de précipitation et de l'eau initiale du déchet, percole vers le fond du casier sous l'effet de la gravité. Le cas d'une gestion de site en mode bioréacteur conduit à une recirculation des lixiviats au sein du massif de déchet. Il y a donc un écoulement diphasique et en sens contraire dans un casier d'ISDND. L'espace poral dans lequel les fluides s'écoulent est significativement réduit du fait des tassements. Les vitesses d'écoulement du biogaz et des lixiviats sont donc entièrement conditionnées par la perméabilité intrinsèque du milieu et par le degré de saturation de chacune de ces phases. La description de cette interaction tassement - écoulement de liquide - écoulement de gaz est essentielle dans le cas d'une gestion en mode bioréacteur.

Dans ce Chapitre IV, les lois classiques d'écoulement en milieux poreux saturé et non-saturé sont passées en revue et leurs applications aux ISDND sont présentées.

IV - 1 Cadre théorique

IV - 1.1 Définition des paramètres hydrodynamiques

En régime laminaire, la description des écoulements en milieux poreux passe par la loi de Darcy. Les ordres de grandeurs de vitesses rencontrées dans les écoulements d'eau et de gaz dans les déchets permettent de valider l'utilisation de la loi de Darcy. Des effets particuliers peuvent apparaître lors de l'écoulement de gaz comme l'effet Klinkenberg (1941) qui conduit à une modification de la loi de Darcy si les pressions absolues de gaz ou les tailles de pores deviennent très faibles. Ces effets sont négligeables pour décrire le type d'écoulement de gaz considéré dans cette étude.

IV - 1.1.1 Loi de Darcy

La loi de Darcy décrit l'écoulement de fluides (liquide et gaz) à travers les milieux poreux. Elle met en relation la vitesse de filtration du fluide à travers le milieu poreux et la perte de charge. Cette vitesse de filtration n'est pas une vitesse réelle (la seule vitesse « vraie » est celle du fluide entre les particules solides) mais une vitesse moyenne sur une section de l'échantillon traversée par le fluide.

Elle s'écrit d'une manière générale :

$$v = \frac{q}{A} = -K_{\text{fluide}} \times j = -K_{\text{fluide}} \times \frac{dH_{\text{fluide}}}{dz}$$

Avec :

- v [m/s] : vitesse de filtration
- j : gradient hydraulique
- q [m³/s] : débit volumique
- A [m²] : section de filtration
- H_{fluide} [m] : charge du fluide (écrite à une constante près qui dépend du référentiel)

s'exprimant par $H_{\text{fluide}} = h_{\text{fluide}} - z + \frac{v^2}{2g}$. Remarque : dans le cas d'un liquide, h

s'écrit $h_L = \frac{P_L}{\rho_L g}$ et dans le cas d'un gaz, $h_G = \frac{P_G}{\rho_G g}$

- ρ_{fluide} [Mg/m³] : masse volumique du fluide
- K_{fluide} [m/s] : conductivité au fluide, explicitée ci-dessous

Cette loi est écrite :

- pour un écoulement unidirectionnel
- pour des écoulements laminaires non inertiels (Hypothèse de Darcy) : faible nombre de Reynolds donc vitesses faibles. Le nombre de Reynolds, noté Re , s'écrit

$Re = \frac{v \bar{d}_p \rho}{\eta}$ avec $\bar{d}_p$ le diamètre moyen des pores. La loi de Darcy n'est valable que pour des nombres de Reynolds inférieurs à 10

- pour décrire des écoulements entièrement dus aux forces de frottements entre le fluide et la surface des particules (les forces d'inertie sont négligées)
- pour des fluides inertes vis-à-vis du milieu poreux (il n'y a donc aucune interaction physique ou chimique entre le matériau et le fluide)

Remarques :

- comme H et z ont la même dimension, K_{fluide} a la même dimension que v [m/s]
- pour des faibles vitesses de filtration, le terme $\frac{v^2}{2g}$ est négligeable devant les autres
- en négligeant $\frac{v^2}{2g}$, la charge hydraulique simplifiée s'exprime donc par $H_L = \frac{P_L}{\rho_L g} - z$
- en négligeant $\frac{v^2}{2g}$, dans le cas d'un gaz, la pesanteur peut être négligée (du fait de sa faible masse volumique) et la charge pneumatique correspond alors à $H_G = \frac{P_G}{\rho_G g}$

IV - 1.1.2 Perméabilité intrinsèque (en conditions saturées)

En conditions saturées, la valeur K_{fluide} dépend du fluide par sa viscosité dynamique η_{fluide} et de sa masse volumique ρ_{fluide} .

Dans ces conditions saturées, un coefficient de perméabilité, appelée perméabilité intrinsèque

et noté k_i , est défini par $k_i = \frac{\eta_{\text{fluide}}}{\rho_{\text{fluide}} g} K_{\text{fluide}} (S_{\text{fluide}} = 1)$.

La perméabilité intrinsèque k_i , qui s'exprime en m^2 , est une caractéristique hydrodynamique purement géométrique d'un milieu poreux et ne dépend pas du fluide.

En conditions saturées, la loi de Darcy devient donc :

- Si le fluide est du liquide (L) : $v = -k_i \frac{\rho_L g}{\eta_L} \times \frac{dH_L}{dz}$
- Si le fluide est du gaz (G) : $v = -k_i \frac{\rho_G g}{\eta_G} \times \frac{dH_G}{dz}$

La viscosité dynamique η_{fluide} et la masse volumique ρ_{fluide} dépendant de la température, celle-ci doit être mesurée pour obtenir k_i .

En géotechnique, on a coutume d'utiliser uniquement le coefficient appelé conductivité hydraulique, noté K_w , et exprimé en m/s car le fluide considéré est toujours de l'eau. La conductivité hydraulique K_w est considérée pour une valeur standard de la température, soit en général 20°C.

La relation entre K_w et k_i est donnée par : $K_w = k_i \frac{\rho_w(20^\circ\text{C}) \times g}{\eta_w(20^\circ\text{C})} = 10^7 k_i$.

IV - 1.1.3 Perméabilités des phases liquide et gazeuse en conditions insaturées

En conditions insaturées, il y a dans le milieu poreux deux phases qui coexistent : du liquide et du gaz. Il y a donc deux lois de Darcy, l'une associée au liquide et l'autre associée au gaz. Deux coefficients de perméabilité effectifs sont donc définis : l'un associé au liquide k_L , et l'autre associé au gaz k_G :

- Pour le liquide : $v_L = -k_L(S_L) \times \frac{\rho_L g}{\eta_L} \times \frac{dH_L}{dz}$
- Pour le gaz : $v_G = -k_G(S_G) \times \frac{\rho_G g}{\eta_G} \times \frac{dH_G}{dz}$

Remarque :

- $k_L(S_L)$ et $k_G(S_G)$ sont exprimés comme la perméabilité intrinsèque en m^2 .

Pour comparer les valeurs de perméabilités à l'eau et au gaz, les notions de perméabilités relatives (à la perméabilité intrinsèque k_i), à l'eau k_{rL} et au gaz k_{rG} , sont utilisées :

- $k_{rL}(S_L) = \frac{k_L(S_L)}{k_i}$ et la loi de Darcy devient : $v = -k_i k_{rL}(S_L) \times \frac{\rho_L g}{\eta_L} \times \frac{dH_L}{dz}$
- $k_{rG}(S_G) = \frac{k_G(S_G)}{k_i}$ et la loi de Darcy devient : $v = -k_i k_{rG}(S_G) \times \frac{\rho_G g}{\eta_G} \times \frac{dH_G}{dz}$

Remarques :

- k_{rL} et k_{rG} sont adimensionnels
- dans le cas d'une saturation en liquide ($S_L = 1$) ou bien en gaz ($S_G = 1$), alors les coefficients de perméabilités relatives k_{rL} ou k_{rG} sont égaux à 1 et l'on retrouve la perméabilité intrinsèque k_i , soit $k_G(1) = k_L(1) = k_i$.

Comment varient les perméabilités en fonction des degrés de saturation ?

La Figure IV-1 illustre l'allure des courbes rencontrées pour un sol.

Remarques :

- Ce diagramme de perméabilités relatives correspond à une structure poreuse donnée, donc pour une porosité n donnée dans le cas d'un milieu compressible. Le tassement d'un échantillon de déchets conduit à une diminution de sa porosité et à une modification des courbes de perméabilités relatives. Des graphiques de ce type sont donc à déterminer pour chaque couche de déchets de plus en plus comprimée en fonction de la profondeur du casier.
- La somme des perméabilités à l'eau et au gaz en non saturé ne donne pas la perméabilité intrinsèque ($k_{rL} + k_{rG} < 1$). En effet, lorsque un milieu poreux est insaturé, l'eau se situe au contact des particules solides et le gaz occupe l'espace restant. Lors d'un écoulement diphasique de liquide et de gaz, chacun des fluides passent par des chemins différents ce qui fait que les courbes de perméabilités relatives ne sont pas symétriques (la Figure IV-1 montre que la perméabilité relative au gaz est globalement plus importante que la perméabilité relative à l'eau).
- Dans la Figure IV-1, il y a des saturations résiduelles en eau (S_{rL}) et en gaz (S_{rG}). Ces notions sont définies par la suite lors de la définition du modèle de double porosité (Chapitre VI).

- Les lois de perméabilités relatives $k_{rL}(S_L)$ et $k_{rG}(S_G)$ sont considérées ci-dessous. Pour une saturation fixée, l'emploi de deux paramètres S_L et S_G n'est pas obligatoire puisque $S_L + S_G = 1$ et la notation $k_{rG}(1-S_L)$ est possible. Mais pour toujours bien distinguer ces deux lois, la notation $k_{rG}(S_G)$ a été conservée.
- De la même façon que la courbe de rétention, la courbe de perméabilité à l'eau en condition insaturée présente une hystérésis.
- k_i est un paramètre (hydrodynamique) intrinsèque de la structure poreuse du milieu, ce qui implique que la même valeur doit être trouvée que ce soit par un essai de perméabilité à l'eau (saturant le milieu) ou par un essai de perméabilité au gaz (saturant le milieu). La Figure IV-1 montre que l'éventuelle présence de degrés de saturations résiduelles peut compliquer la mesure de k_i car la certitude de la condition saturée n'est pas toujours évidente.

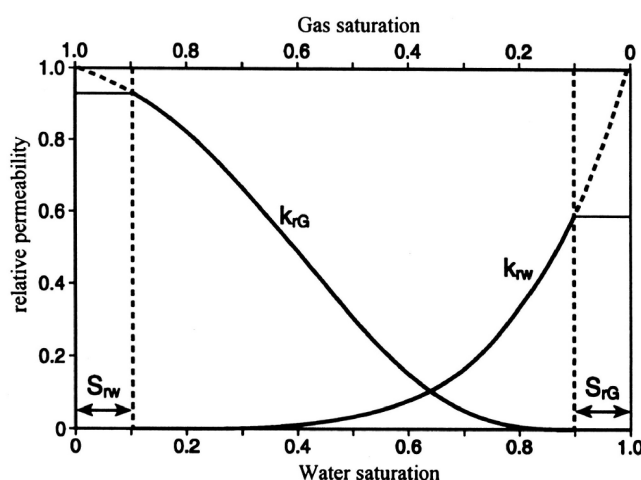


Figure IV-1 Allure des courbes de perméabilités relatives obtenues pour un sol (Warrick, 2002)

IV - 1.1.4 Anisotropie de la perméabilité liée aux déchets

Lors de la mise en place d'une couche de déchet, les nappes plastiques se placent naturellement à l'horizontale. Cette disposition engendre une anisotropie de la perméabilité entre les directions verticales et horizontales. La perméabilité verticale est ainsi plus faible car le fluide doit contourner chaque élément de plastique imperméable, qu'il rencontre.

Cette disposition est observée sur les photos (Figure IV-2) du déchargement de la cellule de compression C4DC d'Olivier et al. (2007).



Figure IV-2 Photos du déchargement de la cellule C4DC montrant la disposition des éléments plastiques à l'horizontale (Olivier et al., 2007)

Des essais de perméabilité dans le transmissivimètre, cellule de compression conçue pour réaliser des écoulements horizontaux, permettent de caractériser le coefficient d'anisotropie entre la perméabilité horizontale et verticale. Des photos prises lors de l'enlèvement du déchet de cette cellule montrent la disposition des éléments plastiques en « nappes » horizontales (Chapitre V).

Remarque : puisque qu'il y a une anisotropie entre les perméabilités horizontales et verticales, il convient d'affecter un indice à chacune des différentes perméabilités déjà définies :

- Pour la perméabilité intrinsèque en vertical : k_{iv}
- Pour la perméabilité intrinsèque en horizontal : k_{ih}
- Pour le liquide en vertical : k_{LV} , k_{rLV}
- Pour le liquide en horizontal : k_{Lh} , k_{rLh}
- Pour le gaz en vertical : k_{GV} , k_{rGV}
- Pour le gaz en horizontal : k_{LV} , k_{rLV}

La majorité des mesures de perméabilités ont été réalisées pour des écoulements verticaux. Pour ne pas alourdir les notations, la distinction n'est pas systématiquement faite entre tous ces indices dans la majeure partie de l'étude. Ils sont néanmoins utilisés pour l'interprétation des tests dans le transmissivimètre.

IV - 2 Lois d'écoulement en milieux poreux saturés et non-saturés

Afin de décrire les écoulements de liquide et de gaz, des lois exprimant les perméabilités en fonction des paramètres d'état du déchet sont recherchées. Comme le tassement donne l'évolution des paramètres d'état (Chapitre III), ces lois permettraient de caractériser l'évolution de la perméabilité en fonction du tassement.

Certains auteurs comme Powrie et al. (2000) ont donné une loi de diminution de la perméabilité hydraulique saturée en fonction de la contrainte appliquée. Cette loi est empirique car elle ne fait intervenir aucun paramètre de structure du déchet.

IV - 2.1 Loi de perméabilité intrinsèque

IV - 2.1.1 Modèle de Kozeny - Carman

Le modèle de Kozeny - Carman est un modèle de tube capillaire dans lesquels la loi de Poiseuille est appliquée. Cette loi, valable en écoulement laminaire, s'exprime par :

$$u = \frac{d_p^2}{32\eta} \frac{\Delta H}{L_e}$$

Dans cette loi, u est la vitesse du fluide dans les interstices des pores, ΔH la différence de charge entre l'entrée et la sortie du tube, d_p le diamètre hydraulique du tube et L_e sa longueur qui peut être différente de l'épaisseur (traversée normalement) du milieu considéré pour tenir compte de la tortuosité du milieu.

Le diamètre hydraulique d_p (appelé aussi diamètre des pores équivalent) peut être exprimé en fonction des caractéristiques du tube capillaire par :

$$d_p = 4 \frac{\text{Volume des vides}}{\text{Surface interne}} = 4 \frac{1}{S_s} \frac{n}{1-n}$$

S_s étant la surface spécifique du matériau définie par rapport au volume solide, soit :

$$S_s = \frac{\text{Surface des grains}}{V_s}$$

La vitesse de filtration v est exprimée par la loi de Darcy, soit $v = \frac{k_{KC}}{\eta} \frac{\Delta H}{L}$, avec k_{KC} la perméabilité intrinsèque de Kozeny - Carman.

L est l'épaisseur du milieu poreux.

La vitesse interstitielle u et la vitesse de filtration v sont reliées par la relation : $u \frac{L_e}{L} = \frac{v}{n}$

Cette relation est issue de l'hypothèse de Dupuit-Forchheimer qui consiste à relier la vitesse interstitielle à la vitesse de filtration par la porosité. La correction par le rapport entre la longueur de parcours effective L_e et l'épaisseur du milieu L est due à Carman. Le rapport $\frac{L_e}{L}$ est couramment appelé tortuosité et peut être noté τ . Les valeurs de τ sont classiquement proches de 5 pour les sols.

En identifiant les équations ci-dessus, le coefficient de perméabilité intrinsèque proposé par Kozeny - Carman s'exprime par :

$$k_{KC} = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} \frac{n^3}{(1-n)^2}$$

Cependant la tortuosité, τ et la surface spécifique S_s ne sont pas directement mesurables.

IV - 2.1.2 Loi de Kozeny - Carman appliquée à la perméabilité au gaz

Lorsque qu'il y a un écoulement de gaz dans un milieu non saturé, le gaz utilise les pores disponibles en gaz. Le milieu se décompose en deux parties : l'une fixe constituée de la phase solide et de la phase liquide, et l'autre correspondant au gaz qui s'écoule. La formule de Kozeny - Carman peut également être utilisée en remplaçant la porosité n par la porosité au gaz θ_G :

$$k_G = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} \frac{\theta_G^3}{(1-\theta_G)^2}$$

Remarque : dans le cas d'un écoulement de gaz dans un milieu poreux non saturé, l'hypothèse que l'eau soit immobile comme le solide dépend de plusieurs facteurs comme la pression absolue du gaz, la pression capillaire, etc. Néanmoins cette hypothèse est considérée dans le cadre de cette étude.

IV - 2.2 Modèles de perméabilité relative

Dans ces modèles, la structure du milieu poreux est donnée avec une porosité donnée et une perméabilité intrinsèque k_i donnée. Les perméabilités au gaz et à l'eau sont recherchées en fonction de degré de saturation en liquide (avec $S_L + S_G = 1$). Par ailleurs, c'est le coefficient de perméabilité relative k_r qui est recherché : soit $k_{rL}(S_L) = \frac{k_L(S_L)}{k_i}$ pour le liquide et

$$k_{rG}(1-S_L) = \frac{k_G(1-S_L)}{k_i} \text{ pour le gaz.}$$

IV - 2.2.1 Définition du degré de saturation effectif en liquide

Comme pour les modèles de courbe de rétention, les modèles de perméabilités relatives font intervenir le concept de saturation effective en liquide défini par $S_{eL} = \frac{S_L - S_{RL}}{S_{\max} - S_{RL}}$ avec S_L le degré de saturation en liquide $S_{\max}$ le degré de saturation maximal et S_{RL} le degré de saturation

irréductible. Dans le cadre de l'étude, $S_{\max}=1$ est retenu. Une interprétation de la saturation irréductible S_{RL} est donnée au Chapitre VI à partir de la schématisation du milieu à double porosité.

Cette saturation effective en liquide S_{eL} représente l'intervalle de saturation à l'intérieur duquel l'eau est mobile.

Les lois de perméabilités relatives deviennent alors :

- Pour le liquide : $k_{rL}(S_{eL}) = \frac{k_L(S_{eL})}{k_i}$
- Pour le gaz : $k_{rG}(1-S_{eL}) = \frac{k_G(1-S_{eL})}{k_i}$

IV - 2.2.2 Modèles de perméabilité à partir de la distribution de taille de pores

Mualem (1976) a proposé un modèle analytique pour prédire les courbes de perméabilités relatives k_r à partir des courbes de pression capillaire en fonction de la saturation $p_c(S_{eL})$. Ce modèle propose de regarder l'évolution des perméabilités relatives en fonction du remplissage progressif de tubes capillaires (représentés par la distribution de tailles de pores). Les perméabilités sont ainsi données par :

- Pour le liquide : $k_{rL} = S_{eL}^\gamma \left[\frac{\int_0^{S_{eL}} \frac{dS_{eL}}{p_c}}{\int_0^1 \frac{dS_{eL}}{p_c}} \right]^2$
- Pour le gaz : $k_{rG} = (1-S_{eL})^\gamma \left[\frac{\int_0^{S_{eL}} \frac{dS_{eL}}{p_c}}{\int_0^1 \frac{dS_{eL}}{p_c}} \right]^2$

Avec dans ces expressions, γ un paramètre de forme comprenant les effets de la tortuosité du milieu, différent du τ intervenant dans la formule de la perméabilité de Kozeny - Carman.

A partir de ces relations sous forme d'intégrales, les expressions de k_{rL} et de k_{rG} sont obtenues en intégrant les expressions des courbes de pression capillaire comme par exemple celle proposée par Van Genuchten (1980).

Remarque : il existe un autre modèle qui intègre la distribution des tailles de pores proposé par Burdine (1953).

IV - 2.2.3 Modèle de Van Genuchten – Mualem

De la même manière, en intégrant le modèle de capillarité de Van Genuchten (1980) dans le modèle de Mualem, les expressions suivantes sont obtenues:

- $k_{rL} = (S_{eL})^\gamma \times [1 - (1 - S_{eL}^{1/m})^m]^2$ pour le liquide
- $k_{rG} = (1 - S_{eL})^\gamma \times [1 - S_{eL}^{1/m}]^{2m}$ pour le gaz

IV - 3 Application aux DND stockés en ISDND

Les mesures des perméabilités (intrinsèque et relatives à l'eau et au gaz en conditions insaturées), apparaissent très incomplètes dans la bibliographie relative aux déchets stockés en ISDND. En effet, seule la perméabilité hydraulique en conditions saturées est généralement mesurée. La réglementation stipulant une hauteur piézométrique de lixiviats inférieure à 30 cm en fond de casier, une condition non saturée est prépondérante, même en considérant une frange capillaire. Les écoulements de liquide et de gaz sont donc caractérisés par deux paramètres : une perméabilité au liquide et une perméabilité au gaz, toutes les deux en conditions insaturées. Et ces deux perméabilités dépendent, d'une part, de la perméabilité intrinsèque au milieu (perméabilité en conditions saturées) mais aussi du degré de saturation de chacune des phases.

La modélisation fait l'objet de peu d'études. Arigala et al. (1995) proposent un modèle de génération - transport de gaz dans une ISDND. Mais pour leur modèle, ils considèrent uniquement deux perméabilités du déchet : une verticale et une horizontale, en conditions saturées, sans considérer le cas non-saturé.

McDougall et al. (2007) proposent un modèle bio-hydro-mécanique en utilisant l'équation de Richards pour la description des transferts en insaturé et l'équation de Van Genuchten (1980) pour décrire la courbe de rétention. Mais l'écoulement du gaz n'est pas considéré. Durmusoglu et al. (2005) proposent quand à eux un modèle de tassement - circulation de fluides. Ils prennent en compte la perméabilité intrinsèque et les lois de perméabilité en conditions insaturées. Ils utilisent le modèle de Kozeny - Carman pour la loi de perméabilité intrinsèque et le modèle de Brooks and Corey (1964) pour les lois de perméabilités insaturées. Mais ils utilisent des paramètres pour ces lois sans justification et reconnaissent qu'il y a un fort manque de calibration de ces lois dans les déchets.

C'est pourquoi ont été conçues au laboratoire LTHE deux cellules (oedoperméamètre et transmissivimètre) afin de mesurer des perméabilités à l'eau en condition saturées et des perméabilités au gaz en non-saturé.

La Figure IV-3 illustre la complexité de la description des perméabilités en fonction de la profondeur. Pour caractériser la capacité de transfert des fluides d'un casier, il faut :

- Une loi donnant l'évolution de la perméabilité intrinsèque en fonction de la profondeur. Plus un échantillon est profond dans le casier, plus il subira un tassement important du fait de la contrainte imposée par la colonne de déchet sus-jacente. La porosité diminue ainsi en fonction de la profondeur. L'évolution de la perméabilité intrinsèque avec la porosité doit donc être caractérisée.
- Puis à un niveau donné (et donc à une porosité donnée), il faut les lois de perméabilités relatives $k_{rL}(S_L)$ et $k_{rG}(S_G)$.

Pour parler de la perméabilité d'un casier, il conviendra donc de parler de « profils des perméabilités d'un casier ».

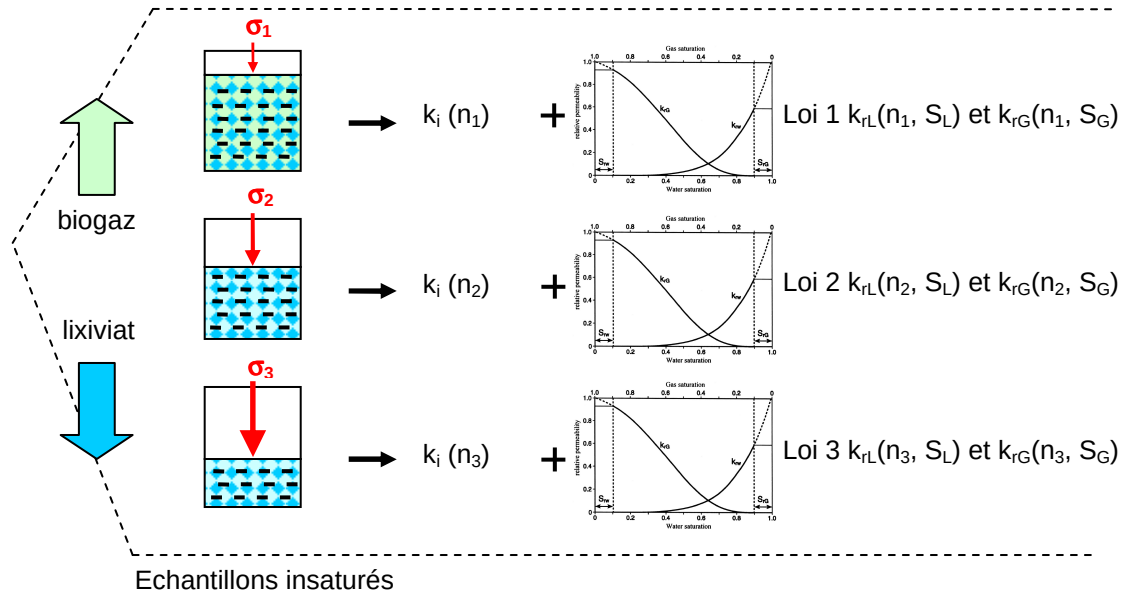


Figure IV-3 Evolution des perméabilités intrinsèques et relatives en fonction de la profondeur de l'échantillon considéré dans le casier

Une schématisation du mécanisme qui conduit à la baisse de perméabilité intrinsèque en fonction de la profondeur est présentée par la Figure IV-4. Seule l'évolution de la perméabilité intrinsèque est décrite pour un échantillon saturé en eau.

La représentation montre que les « conduits » disponibles sont caractérisés par les vides et donc par la porosité. C'est donc l'évolution de la perméabilité en fonction de la porosité qui est recherchée.

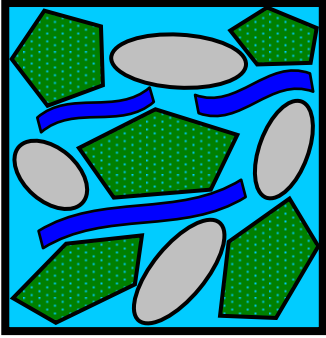
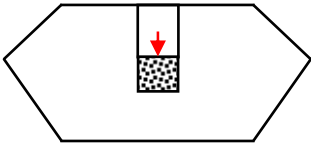
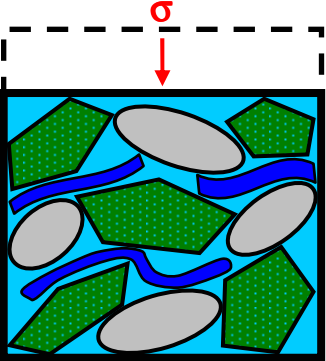
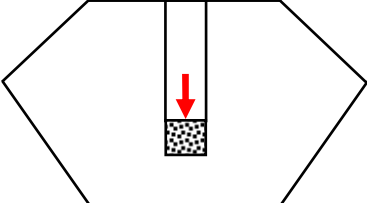
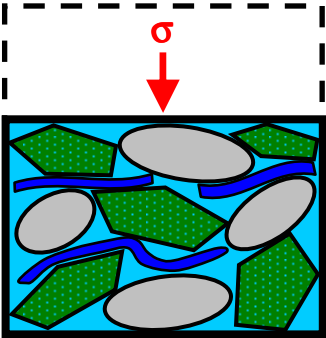
Représentation du casier	Représentation de l'échantillon	Description des phénomènes
<i>Etat initial</i>		
		Le déchet à l'état initial (sans compression) est dans un état plus ou moins lâche suivant le compactage. Les plastiques, avec leur forme étalée et suite au compactage, sont disposés en nappes. La perméabilité intrinsèque est grande du fait de la structure relativement lâche du déchet.
<i>Tassement primaire sous compression</i>		
		Le réarrangement des particules qui se rapprochent suite à la compression mécanique conduit à un écrasement des pores, ce qui entraîne une chute de la perméabilité intrinsèque.
<i>Tassement primaire sous forte compression</i>		
		Sous forte compression : le réarrangement et rapprochement des particules conduit à un écrasement de la structure poreuse. De plus, les nappes plastiques se rapprochent ce qui conduit à des chemins plus compliqués pour le fluide qui doit alors les contourner. La perméabilité intrinsèque diminue.

Figure IV-4 Représentation schématique de la baisse de perméabilité intrinsèque en fonction de la profondeur

CHAPITRE V

Essais hydro-mécaniques court terme dans l'oedoperméamètre

Toutes les questions soulevées dans la première partie nous ont conduit à concevoir des cellules de laboratoire spécifiques pour des mesures hydro-mécaniques. Nous avons en tout réalisé 2 cellules (identiques) nommées « oedoperméamètres » dont le principe est de pouvoir comprimer un déchet tout en réalisant des mesures de perméabilités (écoulement vertical) aux fluides à chaque palier de compression. Dans le cadre d'une autre collaboration, le LIRIGM (ex-LTHE) a conçu une cellule nommée transmissivimètre dont le principe est le même à la différence que les mesures de perméabilités sont relatives à un écoulement horizontal. Ce transmissivimètre a été utilisé ponctuellement afin de comparer les mesures de perméabilités verticales et horizontales.

Tous les essais réalisés dans ce Chapitre sont des essais court-terme c'est-à-dire que les expériences de compression-perméabilité ne se sont jamais prolongées sur plus d'une semaine. Le phénomène de biodégradation des déchets ne doit donc pas intervenir sur les mesures.

Concernant les essais, plusieurs déchets ont été testés. Un premier a été utilisé dans le cadre d'essais préliminaires. Ces essais préliminaires ont permis de valider les mesures réalisées dans l'oedoperméamètre. Trois autres campagnes ont fait suite à ces essais préliminaires. Une campagne complète sur le déchet du site pilote Chatuzange (appelée déchet A) dans le cadre du programme ANR « Bioréacteur ». Le second déchet, appelé B, est le déchet qui a été sélectionné pour le premier essai dans la cellule CICLADE. Les résultats correspondant sont donc exposés au Chapitre VI. Enfin le troisième et dernier déchet, appelé C, provient d'une campagne de forage réalisée sur un site VEOLIA.

Dans un premier temps, le principe de l'oedoperméamètre ainsi que les mesures hydro-mécaniques réalisées seront décrits. Puis dans un second temps les résultats préliminaires, communiqués au congrès Sardinia 2007 (Stoltz et al., 2007 et reportée en annexe 1), seront présentés puis commentés. Les résultats des deux campagnes d'essais (déchet A et déchet C) seront ensuite exposés et une discussion sur ces résultats clôturera ce Chapitre.

V - 1 Principes des mesures hydro-mécaniques à l'oedoperméamètre

V - 1.1 Description générale de la cellule oedoperméamètre

V - 1.1.1 Principe

Le principe de la cellule consiste à comprimer un échantillon de déchet tout en réalisant des mesures de perméabilités. L'échantillon de déchet se trouve comprimé entre deux diffuseurs dont celui du haut est le piston (Figure V-1). Les trous des diffuseurs ont un diamètre de 5 mm (espacement de 1 cm « milieu à milieu »). Un géosynthétique à maille carré (dont les trous sont de 1 mm de côté) est disposé au contact du déchet (face supérieure et face inférieure) de façon à limiter l'entraînement des fines lors d'un écoulement liquide.

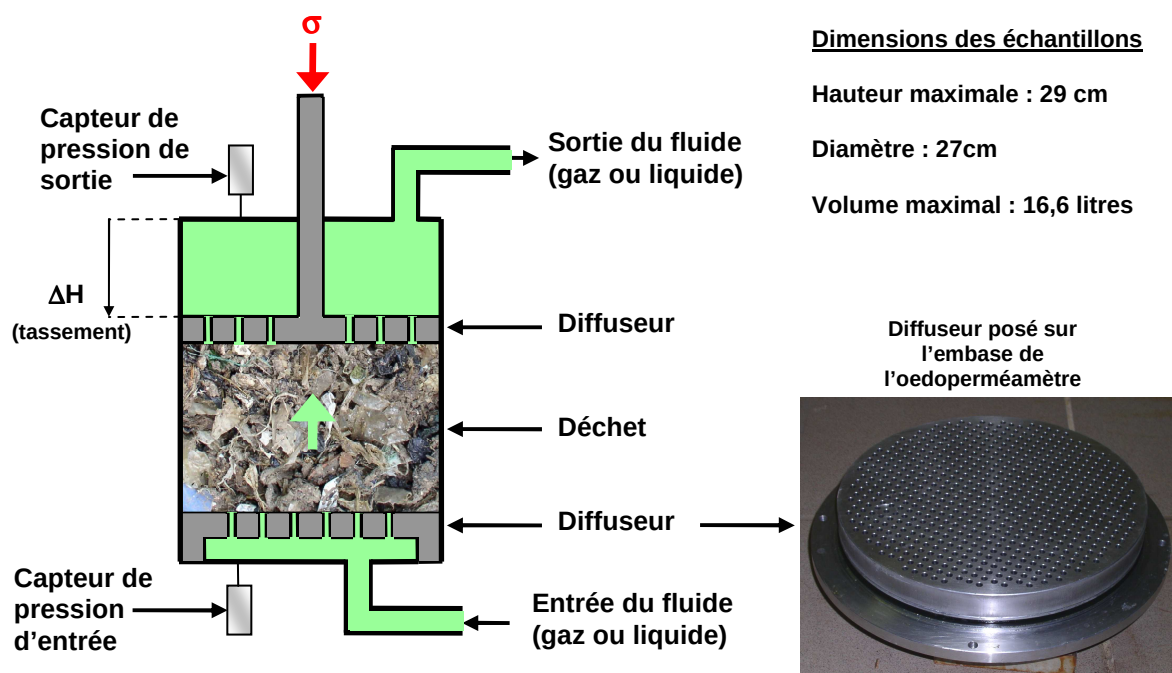


Figure V-1 Schéma de principe de l'oedoperméamètre dans la configuration compression-perméabilité

La compression est réalisée par un vérin pneumatique qui permet d'imposer une contrainte constante (Figure V-2). Le bâti de compression a été dimensionné pour une force maximale de 12 kN.

V - 1.1.2 Métrologie associée

La métrologie associée à la cellule oedoperméamètre est composée de plusieurs capteurs, tous branchés sur une centrale d'acquisition :

- Un capteur de force (capacité 25 kN),
- Un capteur de déplacement (course 15 mm),
- Un débitmètre massique à l'azote N_2 limité à 5 NL/min (NL désignant Norme au Litre). Chaque débit massique est ramené en débit volumique dans les conditions standards de température ($T = 293^\circ K$) et de pression ($P = P_{atm} = 101,32 \text{ kPa}$) ;
- Deux capteurs de pression en entrée et sortie (étendue de mesure -6,6 à +6,6 kPa),
- Un capteur de pression atmosphérique.

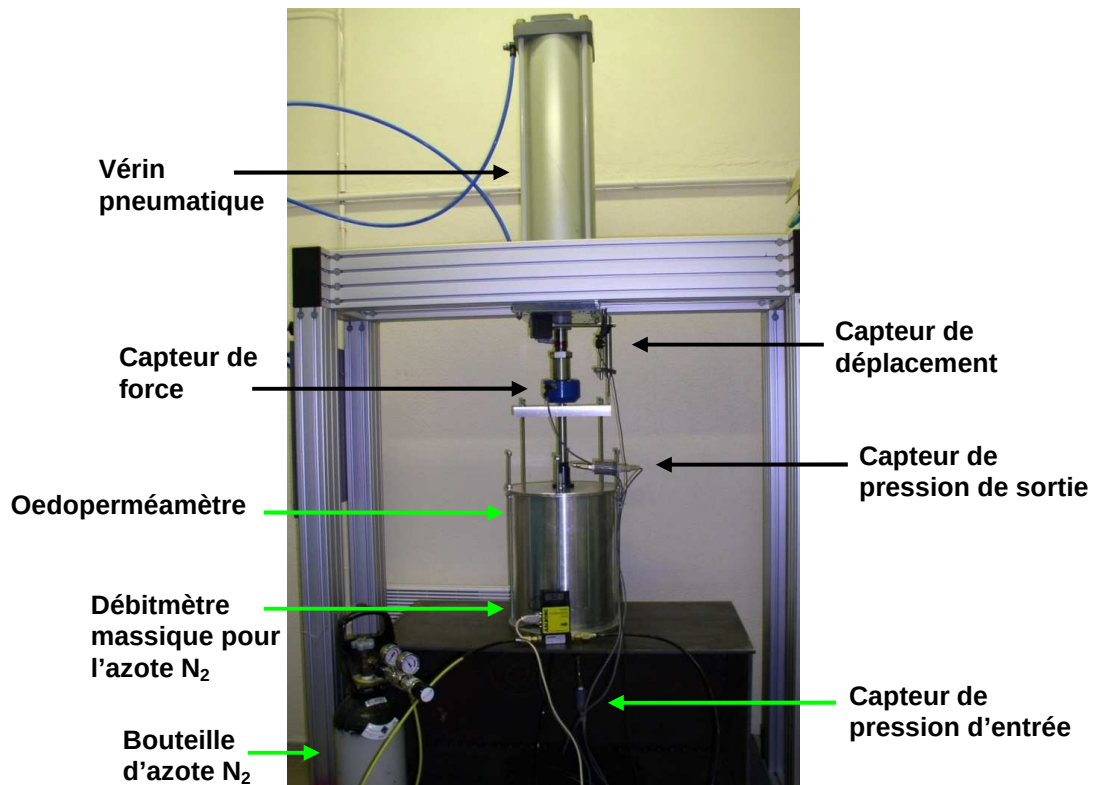


Figure V-2 Cellule oedoperméamètre posée sur le bâti de compression et instrumentée pour des essais de perméabilité au gaz

Un thermomètre à mercure ASTM ($0 - 35^\circ C$) permet un contrôle de la température ambiante.

V - 1.1.3 Equipement complémentaire

Pour les mesures de teneur en eau massique, une étuve de 727 litres est à disposition. Cette étuve de grande capacité permet de sécher la totalité d'un échantillon mis en place dans l'oedoperméamètre (dont la masse totale est inférieure à 15 kg) ce qui permet de déterminer la masse d'eau M_L et la masse sèche M_S de chaque échantillon (et donc la teneur en eau

massique $w = \frac{M_L}{M_S}$).

V - 1.1.4 Echantillonnage

Les éléments du déchet sont de nature, de forme, de tailles différentes. Pour tester un échantillon représentatif, chaque élément doit être dans les mêmes proportions qu'il l'est dans le massif de déchets. En laboratoire, la taille des appareillages est limitée.

En mécanique des sols, un ratio aux alentours de 6 entre la taille de la cellule et le diamètre maximal des éléments est généralement pris. Les contraintes de dimensionnement relatives au choix des matériaux de la cellule oedoperméamètre (aluminium inox appelé duralinox) conduisent à opter pour un diamètre de 27 cm et une hauteur de 29 cm (hauteur initiale du déchet ; la hauteur totale de la cellule étant plus grande). Les éléments de déchet ne devraient donc pas dépasser 4,5 cm de long. Des échantillons broyés ou tamisés et aussi écrêtés de leurs gros éléments peuvent donc être testés dans l'oedoperméamètre. Pour les essais menés dans l'oedoperméamètre, un tamisage à 6 cm a été réalisé.

A noter que les études effectuées sur les sols contenant des éléments grossiers sont intéressantes car elles montrent que ces éléments influent peu sur le comportement hydro-mécanique s'ils sont minoritaires et noyés dans une matrice fine.

Le déchet principalement testé dans l'oedoperméamètre est le déchet A, broyé à 70 mm. Dans la pratique, la majeure partie des éléments de ce déchet a pu être mise en place dans l'oedoperméamètre et seuls des gros morceaux de plastiques et autres éléments métalliques ont été écartés.

V - 1.2 Mesure de porosité dans l'oedoperméamètre

V - 1.2.1 Teneur en eau volumique

Un échantillon de déchet de masse connue M_T est placé dans l'oedoperméamètre. La position du piston est relevée, ce qui donne donc la hauteur de l'échantillon. Cette mesure permet d'accéder à la masse volumique de l'échantillon $\rho = \frac{M_T}{V_T}$. Dans un second temps, le passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) de la masse totale M_T donne la teneur en eau massique w de l'échantillon et la mesure de la teneur en eau volumique $\theta_L = \frac{\rho \times w}{\rho_L \times (1 + w)}$.

V - 1.2.2 Porosité au gaz – méthode du pycnomètre au gaz

Cette méthode consiste à mettre en connexion le volume des vides gazeux à mesurer avec un volume connu (appelé ici réservoir) mis en pression. La pression d'équilibre atteinte et l'utilisation de la loi des gaz parfaits permettent de déterminer le volume des vides gazeux souhaité.

La Figure V-3 décrit les différentes étapes :

- Etat initial : les deux volumes (volume du réservoir V_r connu + volume gazeux V_g à déterminer, ce volume étant connecté directement avec le volume des chambres de l'oedoperméamètre V_c) sont mis en relation pour qu'un équilibre thermique soit

atteint (quelques minutes) ; les pressions des 2 volumes étant à la pression atmosphérique P_{atm} ;

- Vanne fermée, le volume du réservoir V_r est mis à la pression relative $p_1 = P_1 - P_{atm}$, avec P_1 pression absolue et p_1 pression relative ;
- Vanne ouverte, la pression relative d'équilibre $p_2 = P_2 - P_{atm}$ est mesurée. L'écriture de la relation de Boyle - Mariotte $(P_{atm} + p_1) \times V_r = (P_{atm} + p_2) \times (V_r + V_G + V_c)$ (ou écrite avec les pressions relatives $p_1 V_r = p_2 (V_r + V_G + V_c)$) donne accès au volume des vides gazeux recherché : $V_G = \frac{p_1 V_r}{p_2} - (V_r + V_c)$.

Remarques :

- La stabilisation de la pression d'équilibre n'est pas instantanée. En effet, c'est d'abord une chute de la pression du réservoir p_1 (vraisemblablement par effet dynamique) qui est mesurée puis une remontée de cette pression (au bout de 30 secondes environ) pour atteindre enfin une stabilisation à p_2 .
- Toutes les mesures sont en acquisition numérique (chaque seconde). Une moyenne des valeurs de p_1 et p_2 est réalisée sur une dizaine de secondes environ.
- Le volume des vides total de l'oedoperméamètre ne correspond pas uniquement au volume des vides du déchet. Un étalonnage précis (par pesées de volumes d'eau) a été réalisé pour déterminer le volume des chambres V_c (c'est-à-dire le volume de gaz qui ne concerne pas le volume de gaz du déchet en fonction de la position du piston).
- Le gaz utilisé est de l'air. L'emploi d'un gaz spécifique comme de l'azote N_2 pose le problème de pression partielle car initialement le volume des vides gazeux recherché n'est pas saturé en azote N_2 . Remarquons que les expériences de compression sont réalisées sur du court terme (temps d'expérience inférieur à la semaine) ; les phénomènes de biodégradation sont donc négligeables.

Le dimensionnement du volume du réservoir V_r dépend de p_1 et de V_G . Concernant le volume des vides, un rapport $\frac{V_r}{V_G + V_c}$ grand entraîne une faible variation de pression et, à l'inverse, pour un rapport $\frac{V_r}{V_G + V_c}$ petit, l'équilibre se fait au voisinage de la pression atmosphérique. Le volume du réservoir a donc été dimensionné dans ce sens en tenant compte que la pression p_1 est prise aux alentours de 6kPa. Pour un volume de réservoir de 5150 cm³, le rapport $\frac{V_r}{V_G + V_c}$ a été pris aux alentours de 0,6. Avec cette méthode du pycnomètre, la porosité au gaz $\theta_G = \frac{V_G}{V_T}$ peut être mesurée. En connaissant la teneur en eau volumique de l'échantillon θ_L , la porosité totale $n = \theta_L + \theta_G$ est évaluée.

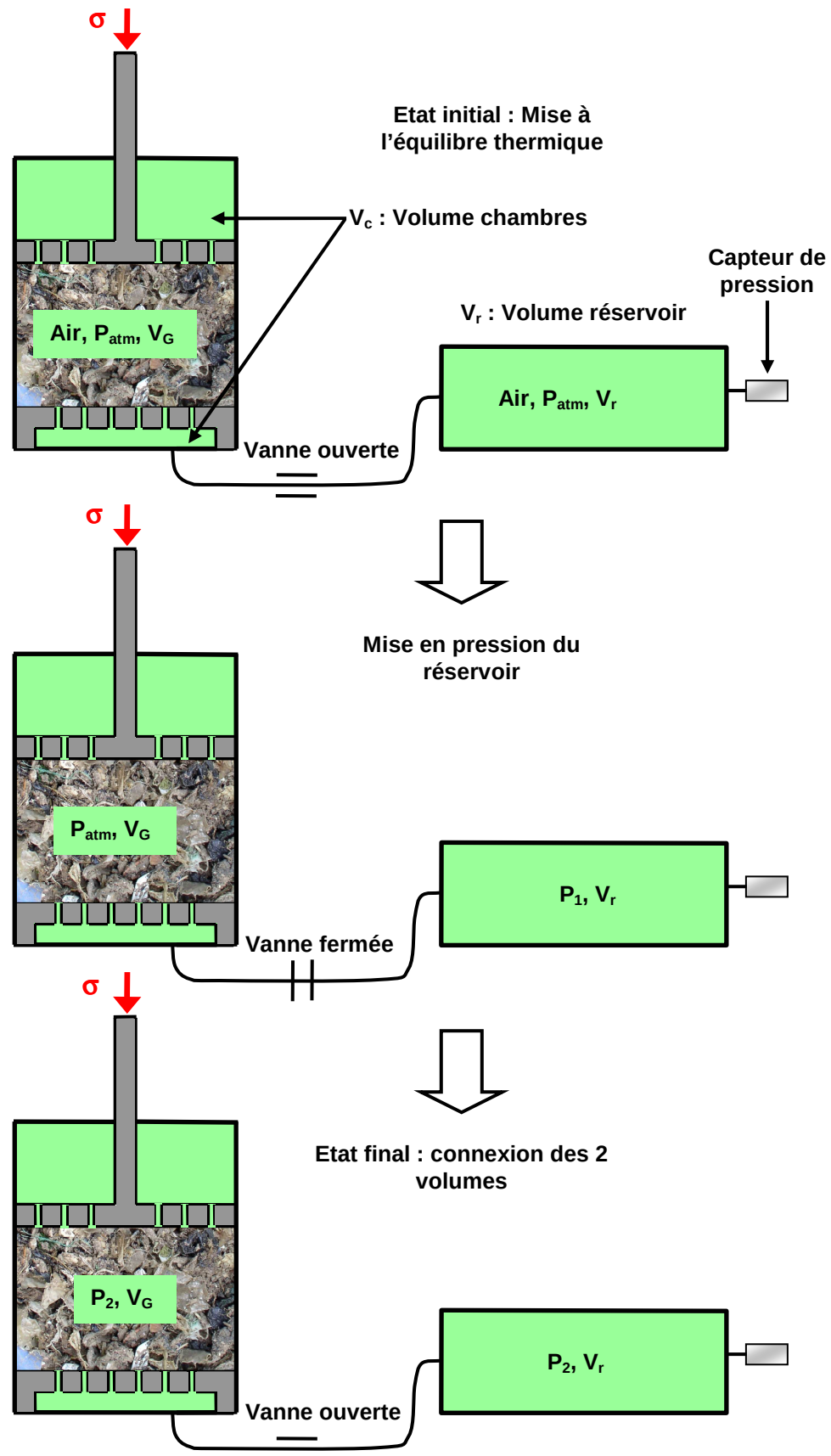


Figure V-3 Schéma de principe de la méthode du pycnomètre pour la mesure de la porosité au gaz

La précision de la mesure de la porosité au gaz au pycnomètre a pu être vérifiée. En effet, comme déjà signalé aux chapitres précédents, un unique point de mesure de la porosité permet de calculer tous les autres en fonction du tassement. C'est pourquoi, une comparaison a été effectuée à différents paliers de compression entre:

- le calcul de la porosité au gaz à partir d'une mesure initiale au pycnomètre au gaz (pour un tassement initial nul) et de la mesure de tassement correspondante au palier de compression i ,
- une mesure de la porosité au gaz au pycnomètre au palier de compression i .

Cette comparaison est donnée au Chapitre VII.

Une autre comparaison a été effectuée ci-dessous entre la mesure de cette porosité au gaz avec la mesure de cette même porosité par saturation avec de l'eau en pression (jusqu'à 300 kPa).

V - 1.2.3 Porosité au gaz – méthode du pycnomètre à l'eau en contre pression

Il s'agit de déterminer le volume des vides gazeux V_G présents dans un échantillon à la teneur en eau naturelle (l'eau initialement présente remplissant ainsi une certaine partie des vides). Cet essai a été réalisé une seule fois dans l'oedoperméamètre de façon à vérifier la mesure correcte de la porosité au pycnomètre au gaz.

Le protocole et les résultats obtenus sont présentés ci-dessous :

- Un échantillon de déchet (A), de masse volumique connue : $\rho = \frac{M_T}{V_T} = 0,939 \text{ Mg/m}^3$

est mis en place dans l'oedoperméamètre. Le déchet est à sa teneur en eau naturelle. [Remarque : cette teneur en eau est déterminée précisément en toute fin d'essai par passage à l'étuve de l'ensemble de l'échantillon (85°C jusqu'à stabilisation de la masse). La masse sèche M_S pesée donne la masse d'eau initiale

$M_L = M_T - M_S$, donc la teneur en eau massique initiale $w = \frac{M_L}{M_S} = 62,7 \%_{MS}$ et, par

suite, la masse volumique sèche initiale $\rho_d = \frac{\rho}{(1+w)}$ et la teneur en eau volumique

initiale $\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$, soit $\theta_L = 22,2 \%$.

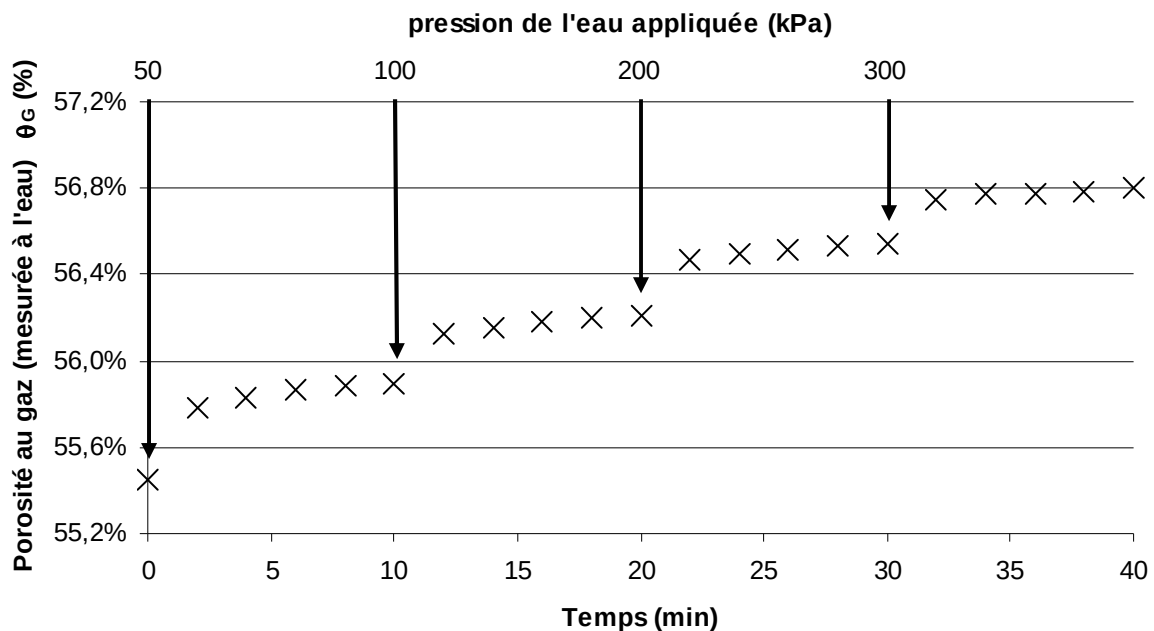
- La porosité au gaz est mesurée au pycnomètre au gaz : $\theta_{G1} = 55,3 \%$. Remarque : la pression de gaz utilisée pour cette mesure est proche de 6 kPa.
- Cette même mesure de la porosité au gaz est mesurée avec de l'eau. L'échantillon est saturé en eau tout en mesurant le volume injecté. La saturation initiale est réalisée avec de l'eau désaérée en ayant préalablement balayé au CO_2 au moins 6 à 7 fois le volume des vides en gaz du déchet. Pour cette saturation, la charge amont de l'eau est maintenue faible ($< 1 \text{ cm}$ d'eau au dessus du niveau amont de l'échantillon). Sans mise en pression de l'eau, $\theta_G = 55,4 \%$ est mesurée soit la même porosité que celle mesurée au pycnomètre. L'eau est ensuite mise en pression, tout en mesurant le volume d'eau rentrant dans la cellule. 4 paliers de pression ont été appliqués : 50 kPa, 100 kPa, 200 kPa et 300 kPa, de manière à dissoudre les éventuelles bulles de gaz. Chaque palier a été maintenu pendant 10 minutes et le

volume d'eau injecté a été relevé toutes les 2 minutes. A 300 kPa (limite de l'appareillage de mise en pression), une porosité $\theta_{G2} = 56,8 \%$ est mesurée. Les valeurs expérimentales sont présentées par le Graphique V-1.

- En fin d'essai, l'échantillon est mis entièrement à l'étuve de façon à déterminer sa masse sèche, donc sa teneur en eau massique initiale : $w_{MS} = 62,7 \%$. La teneur en eau volumique initialement présente dans l'échantillon est évaluée à $\theta_L = 22,2 \%$ (valeur indiquée ci-dessus).

La porosité totale n (incluant l'eau initiale dont une partie est constitutive) est évaluée par :

- Une mesure par la méthode du pycnomètre au gaz : $n_1 = \theta_L + \theta_{G1} = 77,5 \%$
- Une mesure avec de l'eau en pression (à 300 kPa) : $n_2 = \theta_L + \theta_{G2} = 79,0 \%$



Graphique V-1 Mesure de la porosité au gaz par mise en pression de l'eau [déchet A]

Remarques sur cette expérience :

- Tout a été mis en œuvre pour saturer au mieux le déchet à l'eau (eau désaérée, saturation en CO_2 , charge amont faible) et malgré tout, il subsiste des pores difficiles à saturer : plus la pression d'eau est augmentée, plus l'échantillon se sature. Ceci peut, d'une part, être expliqué par la présence de bulles résiduelles piégées dans des pores sans issue mais, aussi, par la possible présence d'une porosité fine des déchets qui admettent des micropores difficiles à saturer ;
- La mesure de la porosité au gaz au pycnomètre atteint presque la mesure de la porosité au gaz obtenue par saturation à l'eau sous pression. Effectivement, le gaz n'étant pas une phase mouillante, le problème de saturation non complète de l'échantillon par la présence de bulles piégées ne se pose pas. Néanmoins, il semble que le gaz ait du mal à rentrer dans les micropores du déchet ce qui fait que la mesure est en deçà de celle à l'eau en pression. L'écart étant faible, la méthode du pycnomètre au gaz donne une bonne estimation de la porosité totale : de l'ordre de 1 %.

- A partir de la masse volumique sèche $\rho_d = 0,355 \text{ Mg/m}^3$ et de la porosité totale $n = 79 \%$, la masse volumique constitutive des déchets peut être calculée, soit
$$\rho_c = \frac{\rho_d}{1-n} = 1,69 \text{ Mg/m}^3.$$

V - 1.2.4 Comparaison avec un protocole d'imbibition différent

L'objectif ici est de comparer les mesures de porosité précédentes avec un protocole différent de saturation à l'eau. La saturation à l'eau de l'échantillon se fait avec de l'eau provenant du réseau du bâtiment (pas de désaération préalable), sans balayage préalable avec du CO_2 . De plus, aucune mise en pression de l'eau n'est effectuée.

Cette méthode a été appliquée à un des essais de compression réalisé dans l'oedoperméamètre (essai E11, Tableau V-3), au cours duquel un cycle de saturation - drainage a été effectué avant compression (avec une masse volumique initiale $\rho = \frac{M_T}{V_T} = 0,596 \text{ Mg/m}^3$ et une teneur en eau initiale $w_{MS} = 49,1 \%_{MS}$).

Avant imbibition, une mesure de la porosité au gaz par la méthode du pycnomètre au gaz donne $\theta_{G1} = 56,7 \%$

La mesure de la porosité au gaz par mesure de la masse d'eau injectée donne $\theta_{G2} = 50,5 \%$, soit une différence de 6 % par rapport à la méthode du pycnomètre au gaz.

Une mesure de la porosité au gaz par un protocole de saturation à l'eau basique (sans balayage préalable avec du CO_2 , sans eau désaérée et sans mise en pression de l'eau) ne permet pas une mesure fiable de la porosité au gaz totale (du fait de nombreuses bulles d'air restées piégées dans l'échantillon).

V - 1.2.5 Conclusion sur la mesure de la porosité totale

La meilleure façon d'accéder à cette valeur est de saturer en eau l'échantillon en appliquant une pression à l'eau (d'au moins 300 kPa). Cependant, la mesure par la méthode du pycnomètre au gaz donne des résultats corrects mais un peu inférieurs (de l'ordre du %).

Ces observations peuvent s'appliquer au comportement sur site : si dans un casier existe des zones où l'eau « sature » le déchet, de fait elle ne le sature pas complètement en raison des nombreuses bulles de gaz présentes. La porosité occupée par l'eau est alors bien en deçà de la porosité totale.

L'intérêt de mesurer la porosité totale est :

- D'une part, de pouvoir calculer la masse volumique constitutive des éléments ($\rho_c = \frac{\rho_d}{(1-n)}$). Cette valeur intervient dans les relations entre les différents paramètres d'état. Cette valeur doit être mesurée sur un masse d'échantillon représentative
- Si un modèle de déchet à double porosité (matrice fine à microporosité et chemins préférentiels ou macropores) est retenu, la porosité totale correspond à la somme de la microporosité et de la macroporosité, qui ne sont actuellement pas

distinguable. En déterminant un de ces deux derniers paramètres à partir des expériences de transferts, le volume de la seconde peut être estimé.

V - 1.3 Mesures de perméabilités dans l'oedoperméamètre

V - 1.3.1 Mesure de la perméabilité au gaz

Les mesures de perméabilités au gaz dans l'oedoperméamètre peuvent être réalisées soit à charge constante (ou régime permanent), soit à charge variable (ou régime transitoire) (Figure V-4 et Figure V-2). Le gaz utilisé est de l'azote N_2 . Bien que les mesures soient réalisées sur du court terme (ce qui rend négligeable les phénomènes de biodégradation), l'air n'a pas été utilisé comme fluide :

- D'une part, à cause des problèmes d'humidité présents dans le réseau d'air comprimé ce qui peut notamment modifier la valeur de la viscosité dynamique ;
- D'autre part, lorsque des mesures de perméabilités au gaz sont réalisées sur le long terme, c'est l'azote, gaz inerte avec les déchets, qui est utilisé. Le fait de l'utiliser sur le court terme permet d'interpréter et de comparer les résultats entre court terme et long terme.

La température de la pièce est mesurée de façon à corriger les variations de la masse volumique et de la viscosité dynamique de l'azote N_2 . Dans les conditions normales de température ($T = 273^\circ K$) et de pression ($P_{atm} = 101,32 \text{ kPa}$), la masse volumique de l'azote vaut $\rho_{N_2} = 1,25 \text{ kg/m}^3$ et sa viscosité dynamique vaut $\eta_{N_2} = 16 \cdot 10^{-6} \text{ Pa.s}$ [Weast (1981)].

a) En régime permanent

La détermination du coefficient de perméabilité se fait en appliquant la loi de Darcy. Pour le gaz, la loi de Darcy prend une autre forme que celle classiquement utilisée pour le liquide. La conservation du débit volumique d'une section à l'autre de l'oedoperméamètre ne peut pas être écrite du fait de la variation de la masse volumique due à la variation de pression. Par contre, le débit massique q_m restant invariant, il permet d'aboutir à :

$$\frac{q_v}{A} = - \frac{k_G}{\eta_{N_2}} \frac{1}{2L} \frac{P_s^2 - P_e^2}{P_e}, \text{ (démontrée en annexe B).}$$

Avec : q_v débit volumique à l'entrée de l'échantillon, A section de l'échantillon, L longueur de l'échantillon, P_e pression d'entrée et P_s pression de sortie.

Remarques :

- Cette loi est écrite à l'entrée de l'échantillon.
- Les pressions étant écrites avec des P majuscules, il s'agit de pressions absolues.

Les ordres de grandeur de différences de pressions entre l'entrée et la sortie étant très faibles (globalement inférieurs au kPa), la variation de la masse volumique du gaz entre l'entrée et la sortie est négligeable. La formule de Darcy peut être écrite en considérant la conservation du débit volumique entre l'entrée et la sortie ce qui permet d'aboutir à la relation :

$$\frac{q_v}{A} = - \frac{k_G}{\eta_{N_2}} \frac{P_s - P_e}{L}.$$

Remarque : les pressions étant écrites avec des p minuscules, il s'agit de pressions relatives.

Pour cette mesure, la stabilisation des pressions d'entrée et de sortie et du débit massique q_m est attendue. Plusieurs couples de mesures débit - perte de charge sont réalisés en sachant que le débit maximal volumique ne peut pas dépasser 5 l/min (limite du capteur) et la pression d'entrée est limitée à 2 kPa. En effet, lorsque l'échantillon est fortement humide, l'emploi d'une pression d'entrée p_e supérieure à 4 kPa conduit à une expulsion d'eau hors de l'échantillon. Pour éviter cette modification de la teneur en eau, toutes les mesures sont réalisées avec une pression d'entrée inférieure à 2 kPa.

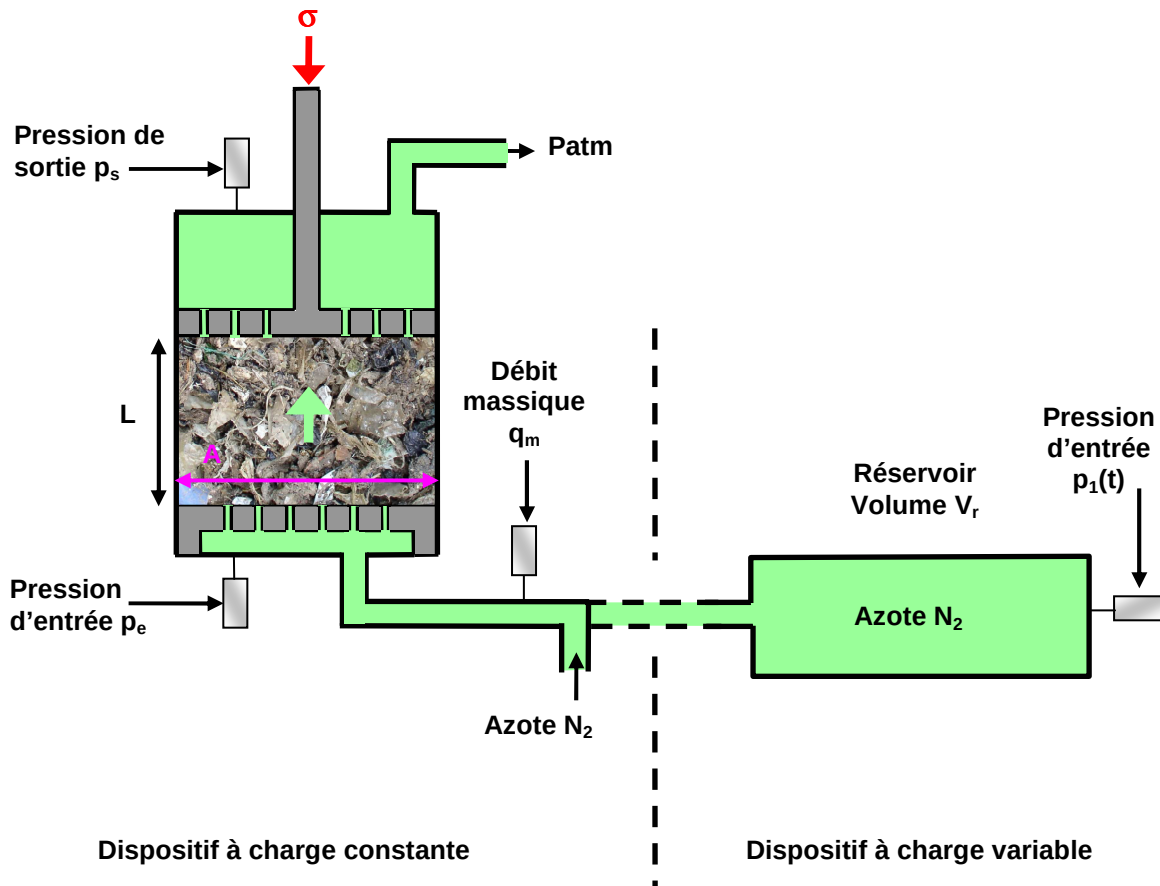


Figure V-4 Mesure de la perméabilité au gaz à charge constante et à charge variable

b) En régime transitoire

Lorsque l'échantillon de déchet est fortement comprimé et fortement humide, la mesure de la perméabilité au gaz à charge constante n'est plus possible car avec une pression d'entrée maximale de 2 kPa, le débit de gaz est très faible. Ces mesures sont donc réalisées à charge (pression) variable. Le principe (Figure V-4) consiste à utiliser le même réservoir que celui utilisé pour la mesure de la porosité au gaz. Un flux d'azote est maintenu entre le réservoir et l'oedoperméamètre de façon à remplir le réservoir afin d'avoir la pression mesurée par le capteur (du réservoir) aux alentours de 2 kPa. L'alimentation en azote est ensuite coupée (temps t_0) et la chute de pression du réservoir est mesurée en fonction du temps : soit $p_1(t)$.

La formule de Darcy, intégrée en fonction du temps entre t_0 et t et en supposant que la masse volumique de l'azote ne dépend pas de la pression, donne :

$$\ln\left(\frac{P_1(t) - P_s}{P_1(t_0) - P_s}\right) = - \frac{k_G}{\eta_{N_2}} \frac{A}{V_r L} p_{atm} (t - t_0)$$

Avec :

- V_r volume du réservoir, L longueur de l'échantillon et A section de l'échantillon,
- P_s pression absolue de sortie prise égale à la pression partielle de l'azote de l'air atmosphérique soit $P_s = 80$ kPa,
- $P_1(t)$ pression absolue de l'azote dans le réservoir.

c) Pertes de charge du dispositif

Pour la mesure de la perméabilité au gaz à charge constante, la pression est mesurée directement au niveau des chambres amont et aval. Il n'y a donc que les pertes de charges des diffuseurs amont et aval (Figure V-1) qui ne sont pas prises en compte mais supposées négligeables.

Pour la mesure à charge variable, les pertes de charges entre le réservoir et l'échantillon (agrandissement et rétrécissement de section et tuyau) ne sont pas prises en compte. Néanmoins, les vitesses d'écoulement étant très faibles, ces pertes de sont supposées négligeables.

V - 1.3.2 Mesure de la perméabilité à l'eau en conditions saturées

Ce sont les mesures les plus couramment réalisées dans la bibliographie. Mais le problème de saturation complète de l'échantillon a conduit à mettre en place un protocole spécial pour être certain de la saturation en eau de l'échantillon. Aucun protocole de ce type n'a été référencé dans la littérature.

Comme pour le gaz, les mesures de perméabilités à l'eau à charge constante et à charge variable en contre pression sont réalisées dans l'oedoperméamètre (dispositif Figure V-5). Ces tests compression - perméabilité à l'eau étant réalisés sur 12 heures, les phénomènes liés à la biodégradation sont négligeables. La température de l'eau est mesurée en amont et en aval de façon à corriger éventuellement la viscosité dynamique de l'eau.

Pour les deux mesures, le protocole de saturation initial est le même :

- Balayage préalable par du CO_2 d'un volume correspondant à 6 à 7 fois le volume des vides estimés de l'échantillon ;
- Saturation de l'échantillon avec de l'eau désaérée et avec une charge amont faible (< 1 cm au dessus de la surface amont de l'échantillon).

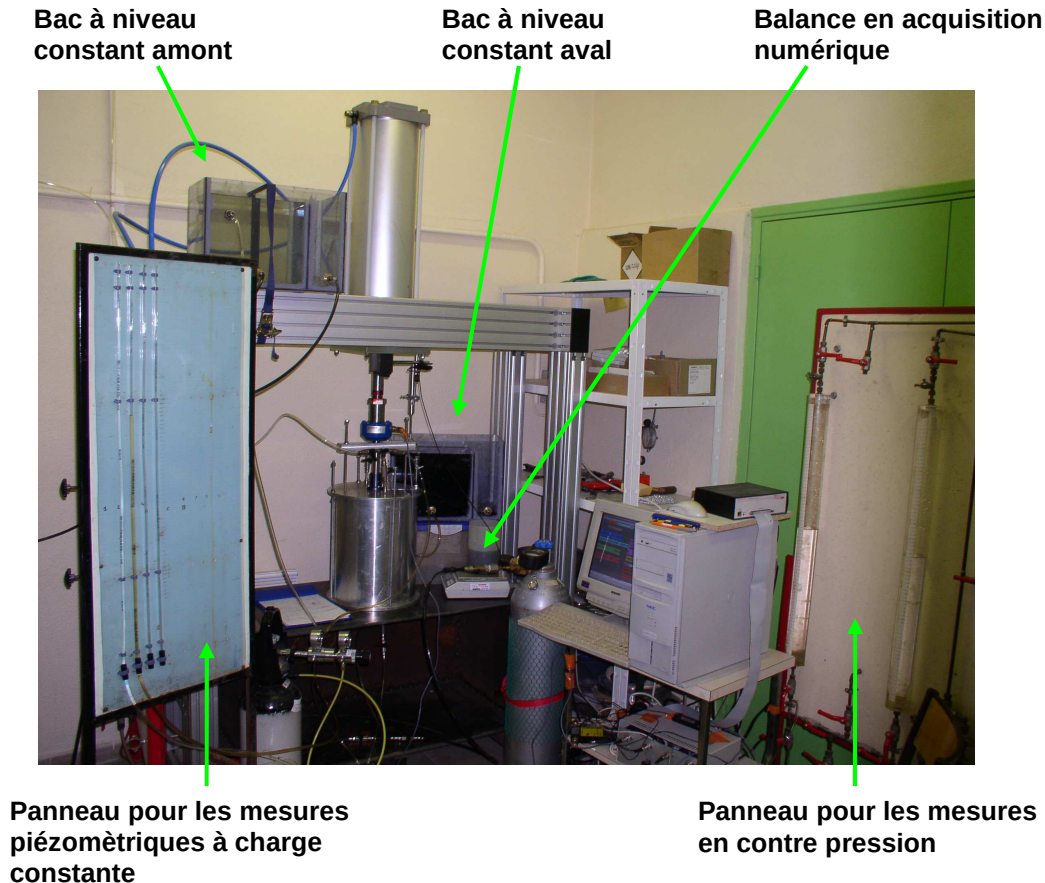


Figure V-5 Cellule oedoperméamètre posée sur le bâti de compression et instrumentée pour des essais de perméabilité à l'eau à charge constante (panneau piezométrique et bacs à niveaux constants) et à charge variable en contre pression

a) A charge constante

En régime permanent, le dispositif est constitué par deux bacs à niveaux constants et le débit est mesuré en sortie à l'aide d'une balance en acquisition numérique (Figure V-5 et Figure V-6). La différence de charge correspond à la différence de hauteur d'eau ΔH_L mesurée par deux tubes piézométriques (pris au niveau de la chambre amont et de la chambre aval). Dans le dispositif, ΔH_L est de l'ordre de 80 cm (Figure V-5).

La formule utilisée pour la détermination de la perméabilité hydraulique est la loi de Darcy, soit :

$$\frac{q}{A} = k_L \frac{\rho_L g}{\eta_L} \frac{\Delta H_L}{L}$$

Avec A section de l'échantillon et L sa longueur.

Une mesure de la température du bac à niveau constant amont et du bac à niveau constant aval est réalisée. Une moyenne de ces températures permet de corriger la viscosité du lixiviat. Cette viscosité est prise égale à celle de l'eau. Il est toutefois possible que la nature chimique différente du lixiviat par rapport à celle de l'eau conduise à des valeurs différentes de viscosités.

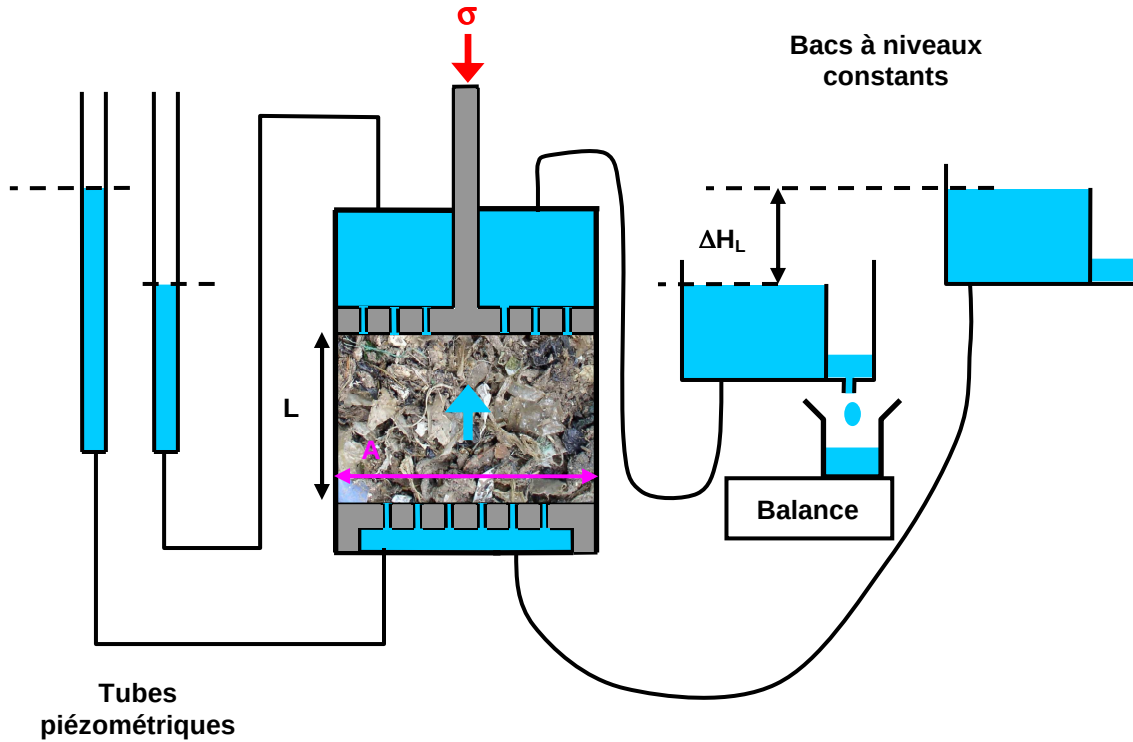


Figure V-6 Mesure de la perméabilité à l'eau à charge constante

b) A charge variable en contre pression

Afin d'avoir un échantillon entièrement saturé sans bulles d'air résiduelles, des mesures de perméabilités hydrauliques à charge variable avec contre pression p_{cp} ont été réalisées. Le schéma de principe est donné Figure V-7. La formule permettant de donner la valeur de la perméabilité hydraulique est celle de Darcy à charge variable, intégrée entre les temps t_0 et t , soit :

$$\ln\left(\frac{\Delta H_L(t)}{\Delta H_L(t_0)}\right) = -k_L \frac{\rho_L g}{\eta_L} \frac{A}{a L} (t - t_0)$$

Avec A section de l'échantillon, a section du tube hydraulique et L la longueur de l'échantillon.

Dans le dispositif, $\Delta H_L(t=0)$ se situe aux alentours de 50 cm.

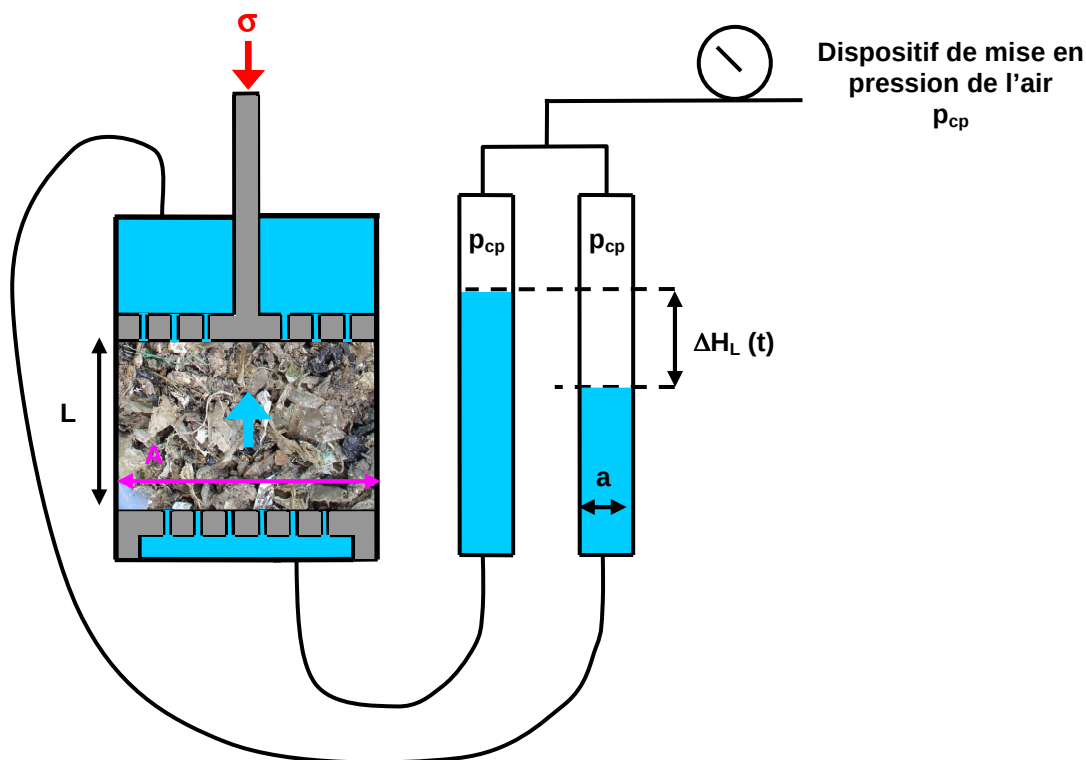


Figure V-7 Mesure de la perméabilité à l'eau à charge variable en contre pression

Pour déterminer quelle valeur de contre pression choisir, les mesures de perméabilités hydrauliques à p_{cp} égale à 50 kPa et 100 kPa ont été comparées à différents niveaux de compression (V - 3.3.2). Une contre pression p_{cp} de 50 kPa est suffisante pour dissoudre les bulles d'air résiduelles et être certain que l'échantillon est saturé.

c) Perte de charge du dispositif

Dans le cas de la mesure de la perméabilité à charge constante, les mesures de hauteurs piézométriques sont prises directement au niveau de la chambre amont et de la chambre aval. Il n'y a donc que les pertes de charges des diffuseurs amont et aval (Figure V-1) qui ne sont pas prises en compte mais supposées négligeables.

Pour la mesure en contre pression, c'est plus compliqué. Les pertes de charge induites par les tubulures ont été déterminées, par une mesure à vide. A une vitesse de circulation de fluide donnée, les pertes de charges de la tubulure sont supérieures à celles induites par le déchet si celui-ci à une perméabilité intrinsèque supérieure à $2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$. On ne peut donc réaliser cette mesure sous contre pression que si le déchet à une perméabilité intrinsèque inférieure à $2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$. Dans ce cas ci, les pertes de charge des tubulures mesurées à vide sont retranchées.

V - 1.4 Détermination de la courbe de rétention d'un échantillon dans l'oedoperméamètre

V - 1.4.1 Description du dispositif

L'oedoperméamètre est une cellule qui permet d'imposer une contrainte de compression à un échantillon tout en permettant de faire circuler des fluides. Nous avons adapté un support intégrant une pierre céramique dont les caractéristiques sont données Figure V-8. Cette méthode permet de déterminer une courbe de rétention à un niveau de compression donné. La pression d'entrée d'air de la céramique choisie (50 kPa) est très faible mais correspond aux pierres céramiques dont la perméabilité hydraulique est la plus grande. Comme l'eau est un liquide fortement chargé en molécules et particules solides en suspension, une pierre céramique avec la plus grande perméabilité hydraulique a été sélectionnée afin de limiter les risques de colmatage. Cependant, il a été observé un colmatage de la pierre céramique au bout de 4 à 5 essais.

La pression capillaire n'étant pas homogène sur toute la hauteur d'un échantillon, l'état d'humidité non plus. Or, c'est la relation entre pression capillaire et humidité volumique qui est recherchée. L'épaisseur d'un échantillon doit donc être la plus fine possible. La détermination de la courbe de rétention sur des sols naturels se fait avec des échantillons d'épaisseur centimétrique. Pour être représentatif dans le cas des déchets, les épaisseurs d'échantillons sont fixées à environ 6 cm dans le cas d'échantillons non comprimés et à 4 cm dans le cas d'échantillons comprimés.

Le temps de stabilisation entre chaque palier est d'environ 2 jours. Les essais de succion sont réalisés sur environ un mois. Les phénomènes de biodégradation sont négligés.

V - 1.4.2 Détermination de la courbe en imbibition

Dans le sens imbibition, l'échantillon est mis en place à sa teneur en eau naturelle. Un petit réservoir de volume d'eau connu est monté de plus en plus haut (baisse de la pression capillaire) et la masse d'eau rentrée dans la cellule est pesée à chaque palier de succion (Figure V-8). Le volume d'eau rentrant dans la cellule permet d'accéder à la teneur en eau volumique θ_L dans l'échantillon. Le dernier palier dans le sens imbibition correspond à un niveau de charge hydraulique situé au niveau de la face supérieure de l'échantillon, de façon à ce qu'il soit saturé (ou du moins saturé du mieux possible compte tenu des bulles d'air piégées dans l'échantillon). A partir de ce dernier palier, l'opération de drainage de l'échantillon commence.

Caractéristiques de la céramique

Diamètre 25 cm

Épaisseur : 1cm

Pression d'entrée d'air :
50 kPa

Conductivité hydraulique :
 $3 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$

Dimensions des échantillons

Hauteur initiale :
de l'ordre de 5 cm

Diamètre : 27cm

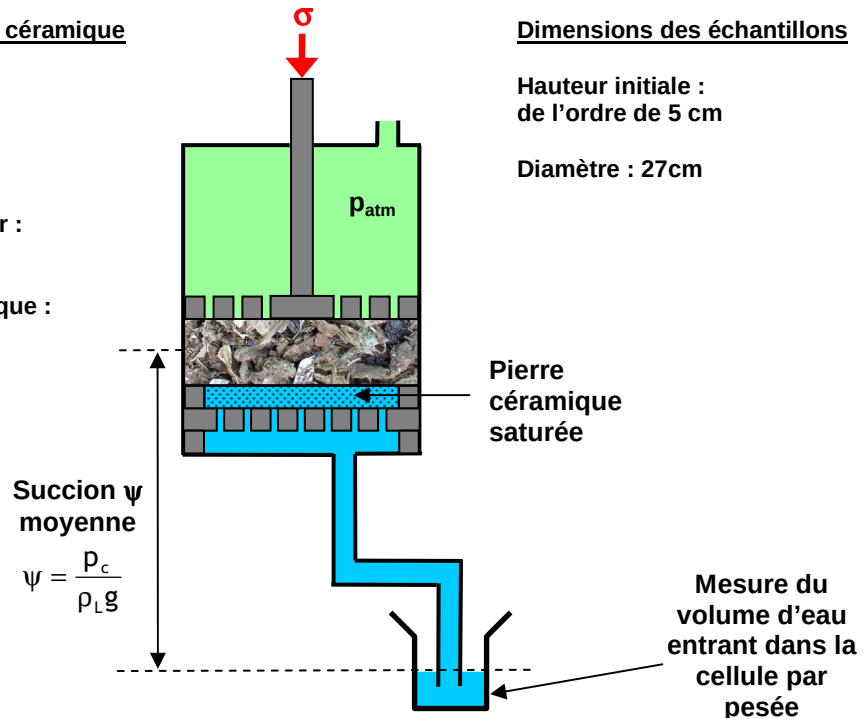


Figure V-8 Schéma du dispositif pour la détermination de courbe de rétention dans l'oedoperméamètre (en imbibition)

V - 1.4.3 Détermination de la courbe en drainage

Dans le sens drainage, on part d'un échantillon au voisinage de la saturation. La pression capillaire imposée à l'échantillon est croissante en fonction de l'abaissement du tuyau d'eau (Figure V-9). La masse d'eau drainée, mesurée à chaque palier de pression capillaire imposée, permet d'accéder à la teneur en eau volumique θ_L dans l'échantillon. En fin d'essai, l'ensemble de l'échantillon est mis à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) de manière à déterminer sa masse sèche M_s et donc sa teneur en eau massique initiale $w_{MS} = \frac{M_L}{M_s}$, avec M_L obtenue par différence entre la masse sèche M_s et la masse totale initiale M_T mise en place dans l'oedoperméamètre.

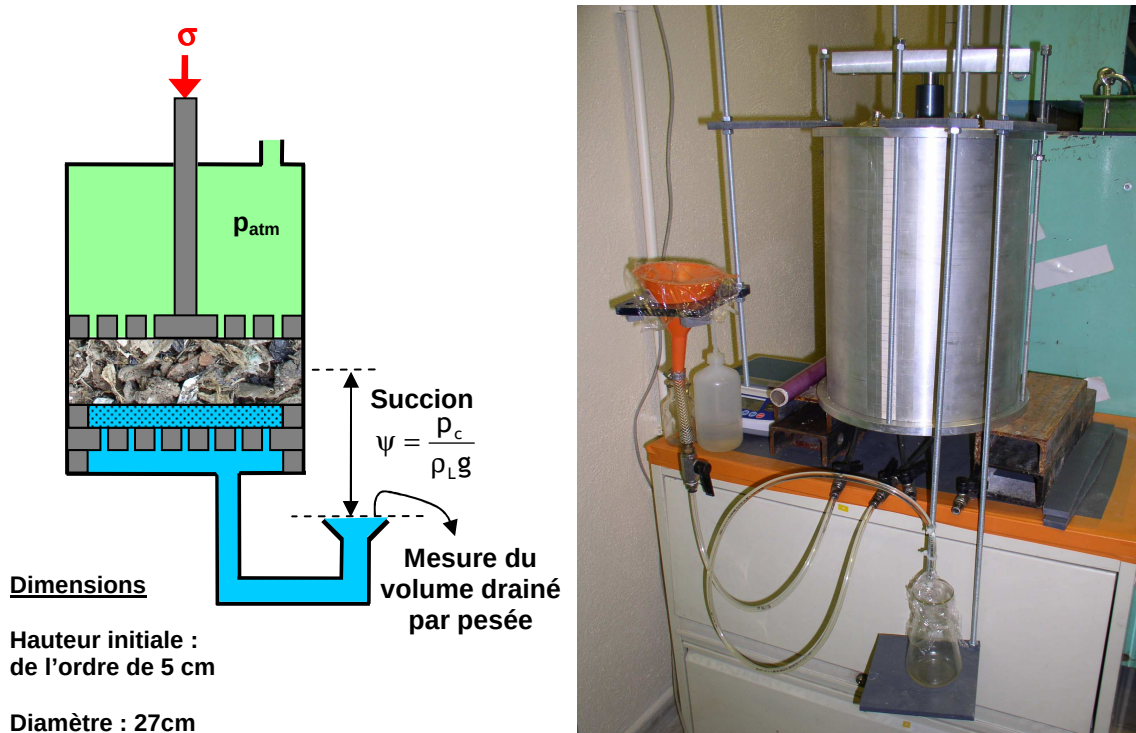


Figure V-9 Schéma du dispositif pour la détermination de courbe de rétention dans l'oedoperméamètre (en drainage)

V - 1.5 Mesures hydro-mécaniques dans le transmissivimètre

V - 1.5.1 Description de la cellule transmissivimètre

Le transmissivimètre est une cellule dont le principe est globalement le même que celui de l'oedoperméamètre à la différence qu'il permet de réaliser à chaque palier des mesures de perméabilités horizontales (au gaz et à l'eau). A chaque palier, l'étanchéité est réalisée :

- au niveau du piston grâce à un joint silicone facilement détachable,
- sur les parois latérales des chambres amont et aval grâce à des bouchons en caoutchouc.

V - 1.5.2 Mesure de la perméabilité horizontale

Les mesures de perméabilités horizontales sont réalisées avec de l'azote N_2 et à charge constante. Le principe est donné sur la Figure V-10.

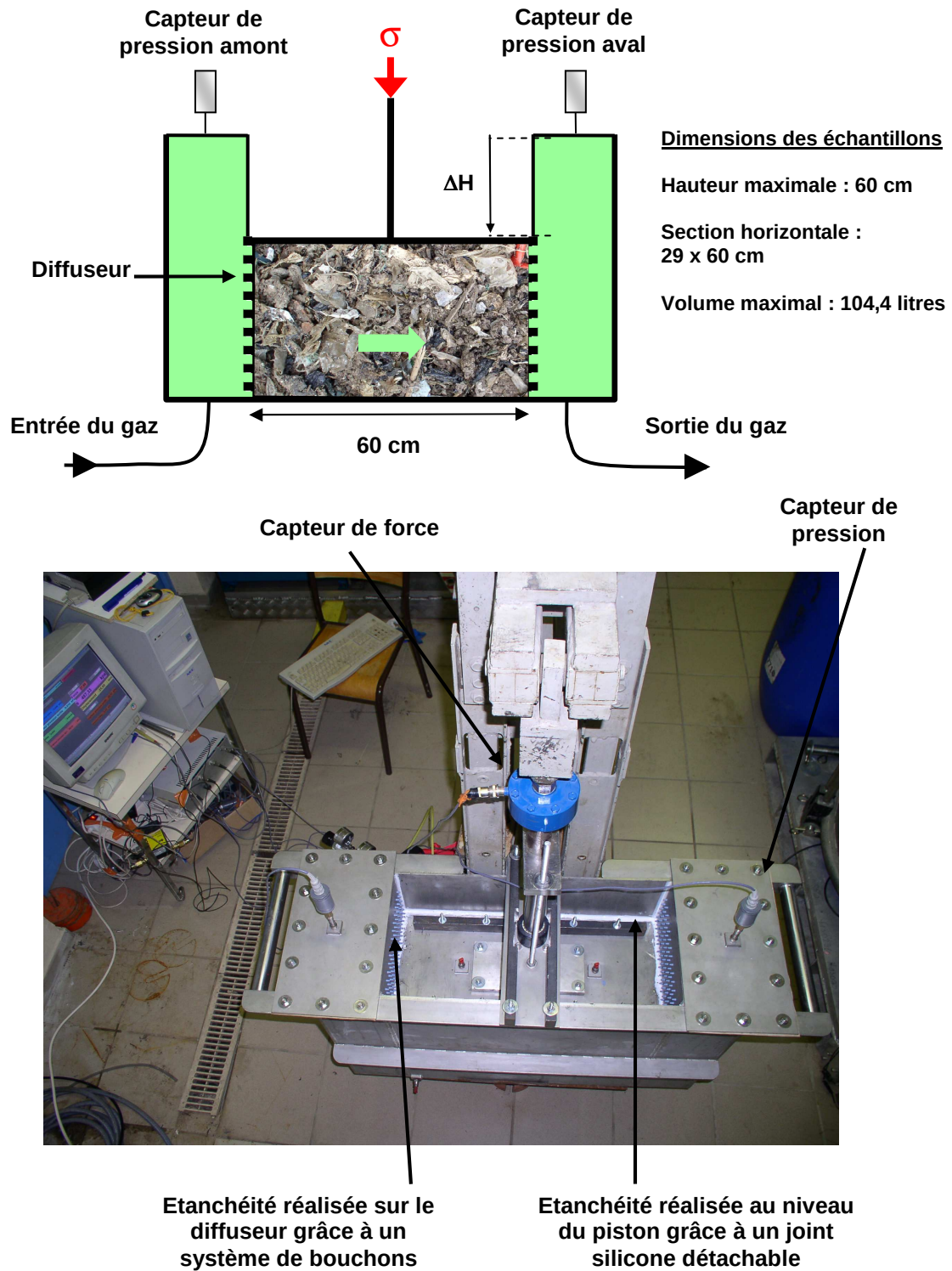


Figure V-10 Schéma et photo de dessus du transmissivimètre monté pour des mesures de perméabilités au gaz (à charge constante)

V - 2 Essais préliminaires dans l'oedoperméamètre

Avant de lancer des campagnes de tests hydro-mécaniques complets dans l'oedoperméamètre (période de septembre 2007 à septembre 2008), une campagne préliminaire a eu lieu début 2007. La série de tests effectués a permis de mettre au point une partie des protocoles (perméabilité au gaz, détermination de courbe de rétention) testés dans la cellule oedoperméamètre. Pour ces tests, toutes les mesures n'étaient pas encore réalisables, comme la mesure de la porosité au gaz et la mesure de la perméabilité hydraulique avec contre pression, qui ont été rendues opérationnelles en septembre 2007. Le déchet testé correspond à un déchet issu d'un forage réalisé sur un site de VEOLIA. Pour des raisons de confidentialité, le déchet est appelé déchet D (Figure V-11). Ce déchet est initialement non broyé mais la méthode de forage utilisée (tarière) pour prélever l'échantillon a eu pour effet de broyer les éléments du déchet. Ce déchet est âgé d'environ un an. Les résultats obtenus au cours de ces tests préliminaires ont été présentés au congrès international SARDINIA (Stoltz et al., 2007 - Annexe C).

La composition du déchet, déterminée par la méthode du MODECOMTM, est donnée Figure V-12.



Figure V-11 Photo du déchet D

Note : une partie de ces tests a été réalisée (détermination de courbe de succion) dans le cadre d'une convention avec l'IMFT.

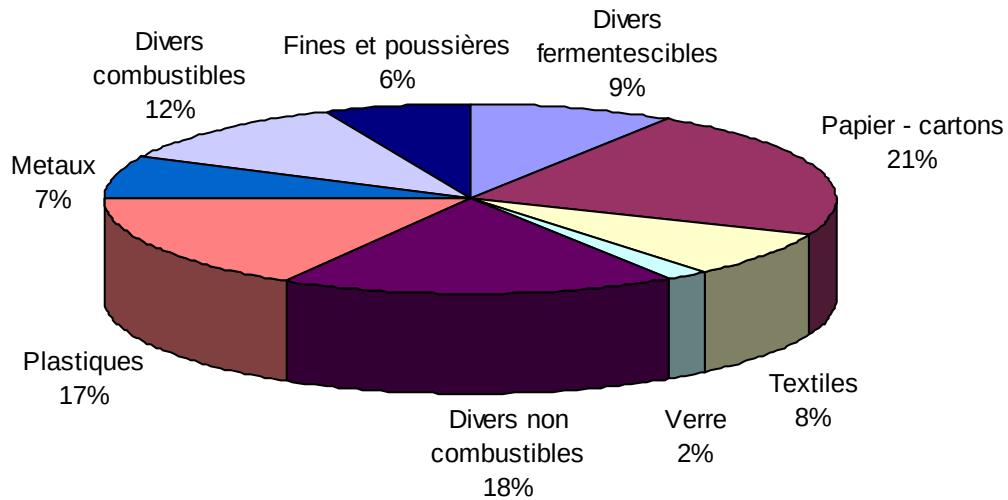


Figure V-12 Composition du déchet D déterminée par la méthode MODECOM™

V - 2.1 Commentaires sur les tests de perméabilité au gaz

Un seul test de compression - perméabilité au gaz a été effectué ce qui ne permet pas d'interpréter les résultats avec des lois d'écoulement en milieux poreux. Les porosité totales n'ont pas été mesurées. L'importance de la caractérisation d'un point initial par les trois paramètres est mise en évidence :

- masse volumique ρ : obtenue par pesée de l'échantillon et mesure du volume de la cellule,
- teneur en eau massique : obtenue par passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) de l'ensemble de l'échantillon ($w = 57 \%_{MS}$),
- porosité totale : non mesurée.

La seule fraction de la porosité pouvant être calculée est la teneur en eau volumique donnée

$$\text{par } \theta_L = \frac{\rho}{\rho_L} \frac{w}{1+w}.$$

C'est pourquoi, suite à ces tests, des méthodes pour la mesure de la porosité totale ont été mises au point (V - 1.2).

Concernant l'aspect mécanique, la durée des paliers de compression a été fixée à 20 minutes. Le temps pour atteindre la fin de la phase de tassement primaire (sous compression constante) se situe aux alentours de 24 H. Pour les essais suivants de compression - perméabilité au gaz, une durée de 24 H a été choisie pour les paliers.

V - 2.2 Commentaires sur les résultats des courbes de succion

Quatre courbes de rétention ont été déterminées sur le déchet D. Le protocole est le suivant :

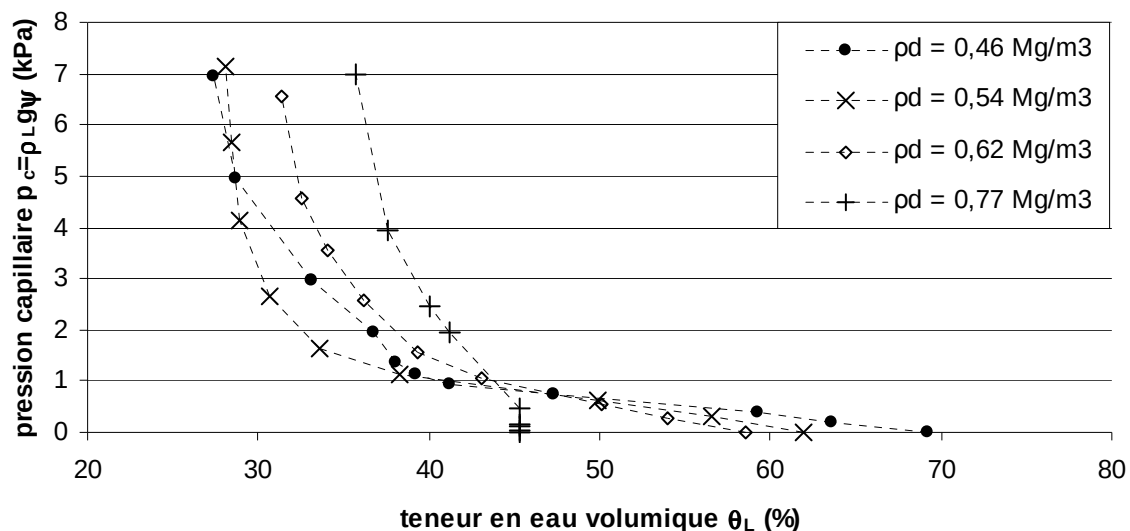
- mise en place du déchet avec une masse volumique sèche faible ($\rho_d = 0,46 \text{ Mg/m}^3$) et détermination d'une courbe de rétention. L'échantillon est saturé en eau avec une charge hydraulique correspondant au niveau supérieur de l'échantillon. De nombreuses bulles d'air étant piégées, l'échantillon se situe en fait au voisinage de la saturation.
- Après avoir imposé le dernier palier de succion, l'échantillon est comprimé à la masse volumique sèche $\rho_d = 0,54 \text{ Mg/m}^3$ et la nouvelle courbe de rétention correspondante est déterminée.
- Deux compressions sont réalisées aux masses volumiques sèches $0,62$ et $0,77 \text{ Mg/m}^3$ et les courbes de rétention correspondantes sont déterminées.

La méthode pour déterminer une courbe de rétention dans l'oedoperméamètre est présentée au V - 1.4.

Remarque : les courbes de rétention étant déterminées dans le sens drainage, le phénomène d'hystérésis n'est pas caractérisé.

V - 2.2.1 Présentation des résultats

Stoltz et al. (2007) présentent seulement les deux courbes à $0,54$ et $0,77 \text{ Mg/m}^3$. Le Graphique V-2 présente les courbes obtenues, tracées en fonction de la pression capillaire $p_c = \rho_L g \psi$.



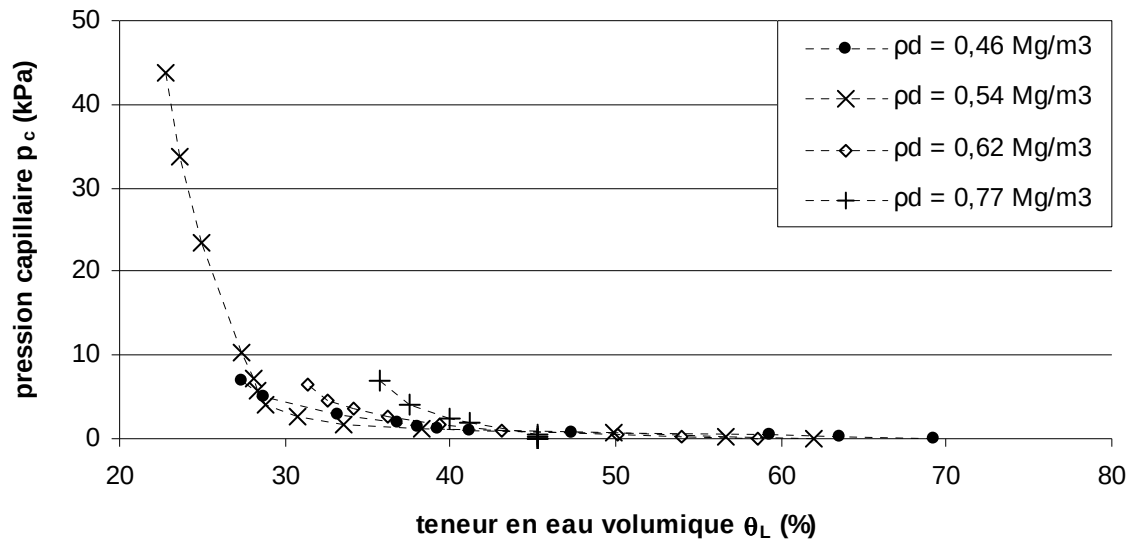
Graphique V-2 Courbes de rétention obtenues pour le déchet D à plusieurs niveaux de compression

Les courbes de rétention ne présentent pas de frange capillaire. Une frange capillaire correspond à une gamme de succion où l'échantillon ne se désature pas. Il y a donc des pores, vraisemblablement de tailles importantes, qui peuvent être qualifiés de macropores et qui se

vident immédiatement pour des suctions appliquées très faibles. Quand la pression capillaire dépasse 2 kPa, la teneur en eau semble se stabiliser.

Pour la masse volumique $0,54 \text{ Mg/m}^3$, l'essai a été poursuivi jusqu'à environ 45 kPa (limite de pression capillaire de la céramique). L'augmentation de pression capillaire a été réalisée par application d'une pression de gaz (azote N_2) dans la cellule. La courbe correspondante est donnée sur le Graphique V-3.

Vers les hautes pressions capillaires, la courbe de rétention prend une pente forte bien qu'il reste encore beaucoup d'eau dans l'échantillon (plus de 20% en teneur en eau volumique). Ce type de courbe est obtenu par Kazimoglu et al. (2005) (Chapitre III). Cette forme de courbe obtenue milite en faveur d'un modèle à double porosité (proposé au Chapitre VI), où les pores de plus grandes tailles de ne retiendraient pas l'eau dès mise en succion. L'autre partie de l'eau qui serait contenue dans des agrégats organiques à porosité fine serait fortement retenue par capillarité.



Graphique V-3 Courbe de rétention obtenue pour le déchet D et poursuivie jusqu'à 45 kPa en dépression pour la masse volumique $0,54 \text{ Mg/m}^3$

A noter que pour les courbes ci-dessus la saturation de l'échantillon n'a pas été complète malgré l'imbibition lente réalisée. En effet, pour une teneur en eau volumique maximale $\theta_{\text{Lsat}} = n = 69,2 \%$ pour l'échantillon le moins dense (soit pour $\rho_d = 0,46 \text{ Mg/m}^3$), une masse

volumique constitutive $\rho_c = \frac{\rho_d}{1-n} = 1,49 \text{ Mg/m}^3$ est obtenue.

Par méthode inverse, à partir de la masse volumique constitutive calculée ($\rho_c = 1,49 \text{ Mg/m}^3$), les valeurs de porosité pour les masses volumiques supérieures testées sont obtenues.

Finalement, on peut comparer ces porosité calculées ($n = \frac{\rho_d - \rho_c}{\rho_c}$) aux teneurs en eau

volumiques maximales mesurées pour chaque masse volumique sèche. La comparaison est donnée dans le Tableau V-1.

Tableau V-1 Comparaison entre les porosités calculées et mesurées pour les essais de succion du déchet D

Masses volumiques sèches Mg/m^3	Porosité mesurées (%) (hypothèse : saturation)	Porosité calculées (%) $n = \frac{\rho_d - \rho_c}{\rho_c}$
0,46	69	69 (point de référence)
0,54	62	64
0,62	58	58
0,77	45	48

L'écart peut provenir de la valeur calculée de ρ_c et de la saturation incomplète possible de l'échantillon.

Les résultats mettent en évidence la difficulté de saturer complètement un échantillon de déchet à l'eau. Ceci est encore plus vrai que le point de référence considéré n'est peut être pas à saturation (présence de bulles d'air piégées).

V - 2.2.2 Interprétation des courbes de succion en terme de diamètre de pores

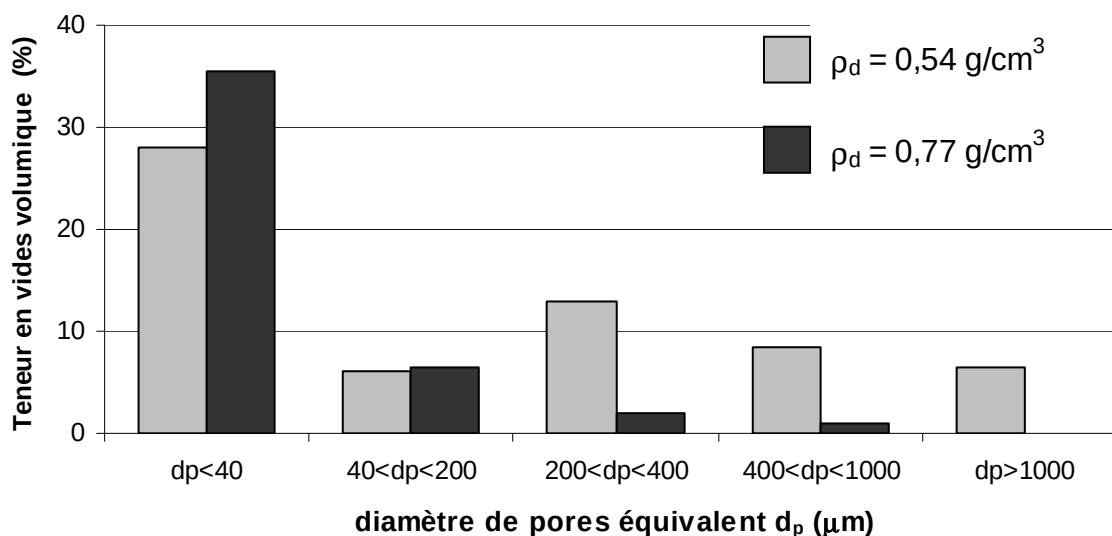
Les courbes de succion peuvent être interprétées en terme de diamètre de pores par la loi de Laplace $\psi = \frac{4\sigma_L \times \cos \alpha'}{\rho_L g \times d_p}$. Des simplifications sont faites dans la mesure où c'est la valeur de la tension superficielle de l'eau qui est prise pour le lixiviat (soit $\sigma_L = 0,073 \text{ N.m}^{-1}$ à 20°C) dont une mouillabilité parfaite ($\alpha' = 0$) est supposée.

Une loi simplifiée $d \text{ (m)} = \frac{2,9 \cdot 10^{-5}}{\psi \text{ (kPa)}}$ est obtenue. L'utilisation de cette loi avec une courbe de

rétenction consiste à considérer pour deux valeurs ψ_1 ($\psi_1 = \psi - \frac{\Delta\psi}{2}$, associé à un diamètre de pores d_{p1}) et ψ_2 ($\psi_2 = \psi + \frac{\Delta\psi}{2}$, associé à un diamètre de pores d_{p2}) l'intervalle de teneur en eau volumique $\Delta\theta_L$ correspondant, ce qui permet d'obtenir la fraction de porosité correspondante $\Delta n = \Delta\theta_L$. Dans les notations considérées, ψ correspond à un ψ moyen $\psi = \frac{\psi_1 + \psi_2}{2}$.

Deux interprétations de ce type ont été réalisées pour les masses volumiques sèches 0,54 et 0,77 Mg/m^3 . Les résultats sont donnés Graphique V-4.

A noter que la somme des Δn permet de retrouver la porosité n pour les deux masses volumiques 0,54 Mg/m^3 ($n = 63,8 \%$) et 0,77 Mg/m^3 ($n = 48 \%$).



Graphique V-4 Comparaison des distributions des tailles de pores pour les masses volumiques sèches $0,54 \text{ Mg/m}^3$ et $0,77 \text{ Mg/m}^3$ déterminées à partir des courbes de rétention correspondantes [déchet D]

Commentaires sur les distributions de tailles de pores du déchet :

- L'échantillon le moins compact n'ayant pas de frange capillaire, la taille maximale de ses pores ne peut pas être déterminée.
- La compression de l'échantillon a tendance à réduire la quantité de pores les plus gros et même à supprimer les pores de taille supérieure au millimètre.
- Pour la masse volumique sèche $0,54 \text{ Mg/m}^3$, les pores de taille supérieure à $40 \mu\text{m}$ représentent une forte proportion de porosité (28 %) tandis que les pores de taille inférieure à $40 \mu\text{m}$ représentent le complémentaire de la porosité soit 34 %.

Cette distribution de taille de pores et son évolution sous compression permet de proposer un modèle de double porosité en définissant conventionnellement la microporosité comme correspondant aux pores de taille inférieure à $40 \mu\text{m}$ et une macroporosité dont les pores sont de taille supérieure à $40 \mu\text{m}$.

Dans le Chapitre VI, où une formulation explicite du modèle à double porosité est donnée, une interprétation des courbes de rétention avec le modèle de Van Genuchten (1980) est réalisée.

V - 3 Campagne d'essai sur le déchet de Chatuzange

[déchet A]

Le déchet A provient du site pilote de Chatuzange. L'étude de ce site et de son déchet fait partie du programme ANR PRECODO « bioréacteur ». Ce déchet a été prélevé sur site en même temps que le déchet étudié par le LGCIE (INSA de Lyon) dans le cadre de ce programme.

Les tests court terme réalisés dans l'oedoperméamètre sur ce déchet ont été :

- Essai de compression - perméabilité au gaz à plusieurs humidités initiales ;
- Essai de compression - perméabilité à l'eau à charge constante et à charge variable avec contre pression ;
- Essai de succion à deux masses volumiques sèches.

Un essai de compression - perméabilité au gaz dans le transmissivimètre a été réalisé.

V - 3.1 Caractérisation du déchet de Chatuzange [déchet A]

Sur le site de Chatuzange, le déchet est stocké non broyé. Pour les expériences au LGCIE et au LTHE, le déchet a spécifiquement été broyé à 70 mm. Les étapes de la préparation du déchet ont consisté en :

- Après 15 jours de pré-aération passive, les déchets ont été transportés vers un site de traitement de déchets disposant d'un broyeur ;
- Les déchets pré-aérés ont ensuite été broyés à 150 mm dans un broyeur à marteaux puis à 70 mm dans un crible-broyeur à couteaux.

Le Tableau V-2 donne la composition du déchet réalisée par le LGCIE (INSA de Lyon).



Figure V-13 Photo du déchet A

Tableau V-2 Composition du déchet A (réalisée par le LGCIE)

Déchet (0-70 mm)	Répartition % _{MH}	Répartition % _{MS}
Plastiques	14,02	14,61
Papiers	20,46	18,98
Textiles sanitaires	3,48	2,19
Cartons	5,63	4,98
Textiles	2,04	1,80
Fines	29,54	27,52
Composites	2,78	2,81
Combustibles	3,42	3,68
Putrescibles	3,20	2,47
Incombustibles (INC)	3,54	4,80
DMS (déchets ménagers spéciaux)	0,10	0,14
Métaux	5,67	7,70
Verre	6,11	8,30
Total	100,00	100,00

V - 3.2 Essais de Compression - perméabilité au gaz

V - 3.2.1 Protocole

a) Principe

Ces essais ont consisté à tester des échantillons, avec des teneurs en eau massiques initiales différentes. Chaque essai, repéré au Tableau V-3, correspond à un prélèvement d'échantillon différent. Après prélèvement de l'échantillon dans son fût, les éléments de taille supérieure à 6 cm sont retirés et le déchet est mis en place à la main dans la cellule.

Pour les échantillons pré-humidifiés, l'opération d'imbibition a eu lieu avant mise en place dans l'oedoperméamètre. Le mode d'imbibition a consisté à « mouiller », avec de l'eau, le déchet étalé dans un bac, la veille du remplissage dans la cellule. Lors de l'opération d'imbibition, le déchet a été malaxé dans le bac de façon à bien homogénéiser la répartition de l'eau.

Quelques essais sont atypiques :

- l'essai E1 a été préalablement passé à l'étuve (pendant quelques heures à 60°C) de manière à abaisser sa teneur en eau en deçà de la teneur en eau naturelle ;
- les E9 et E10 ont été mis en place avec une teneur en eau initiale surabondante (respectivement 144,3 et 129,9 %_{MS}), telle que le déchet a ressuyé de l'eau (pendant

24 heures) avant même le début de la compression en s'équilibrant à des teneurs en eau 116,5 et 120 %_{MS} respectivement ;

- L'essai E11 a été mis en place avec une teneur en eau naturelle mais a été préalablement soumis à un cycle d'imbibition - drainage avant le début de la compression.

Tableau V-3 Récapitulatif de tous les tests de compression – perméabilité au gaz effectués dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Essais	Notation	w initial w ₀ (% _{MS})	Observations
1	E1	22,6	séchage préalable de quelques heures à l'étuve à 60°C
2	E2	46,0	déchet à la teneur en eau naturelle (sans mouillage)
3	E3	60,7	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule
4	E4	72,3	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule plan de chargement : 20 kPa, 80 kPa, 140 kPa, 200 kPa
5	E5	75,0	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule -
6	E6	81,2	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule
7	E7	90,7	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule
8	E8	101,8	déchet humidifié avant mise en place dans la cellule
9	E9	144,3 puis 116,5	déchet trop humide : ressuyage de lixiviat avant compression plan de chargement : 20 kPa, 80 kPa, 140 kPa, 200 kPa
10	E10	129,9 puis 120,0	déchet trop humide : ressuyage de lixiviat avant compression
11	E11	49,1 puis 87,6	déchet initialement mis en place à la teneur en eau naturelle puis soumis à un cycle d'imbibition - drainage

Le plan de chargement adopté a été le suivant : 20 kPa, 40 kPa, 60 kPa, 80 kPa, 100 kPa et 140 kPa. Chaque palier a été appliqué pendant 24 H. Chaque essai s'est donc prolongé sur 6 jours. Le plan de chargement des essais E4 et E9 comporte les paliers 20 kPa, 80 kPa, 140 kPa, 200 kPa.

A chaque palier de compression :

- La mesure du tassement est donnée en fonction du temps grâce à un capteur en acquisition numérique ;
- Une mesure de la perméabilité au gaz est réalisée dont le protocole est donné au V - 1.3.1 ;
- Une pesée de la masse de lixiviat, éventuellement ressuyée, est réalisée.

La structure initiale est caractérisée par :

- Une mesure de la masse volumique initiale, à partir de la masse initiale de l'échantillon et de son volume initial ($\rho_0 = \frac{M_{T0}}{V_{T0}}$). Le passage à l'étuve (85°C jusqu'à

stabilisation de la masse) en fin d'essai de l'ensemble de l'échantillon permet d'obtenir la masse sèche de l'échantillon M_s , donc sa teneur en eau massique initiale $w_0 = \frac{M_{T0} - M_s}{M_s} = \frac{M_{L0}}{M_s}$, sa masse volumique sèche initiale $\rho_{d0} = \frac{M_s}{V_{T0}}$ et sa

teneur en eau volumique initiale $\theta_{L0} = w_0 \frac{\rho_{d0}}{\rho_L}$). La masse volumique ρ_0 initiale n'a pas été fixée à l'avance et le remplissage de l'oedoperméamètre a été poursuivi jusqu'à ce que le déchet remplisse la cellule.

- une mesure initiale de la porosité au gaz θ_{G0} a été faite par la méthode du pycnomètre au gaz (V - 1.2.2) de façon à obtenir la porosité totale, $n_0 = \theta_{L0} + \theta_{G0}$.
- L'évolution des paramètres d'état avec la compression est ensuite calculée à partir de la mesure du tassement ΔH et éventuellement de la masse de lixiviat ressuyée M_{Lr} .
- En fin d'essai, l'ensemble de l'échantillon est mis à l'étuve de façon à obtenir sa masse sèche M_s .

Calcul des paramètres d'état à partir de la mesure de tassement ΔH dans le cas général où le déchet ressue une masse M_{Lr} de lixiviat :

- Masse volumique sèche : $\rho_d = \frac{\rho_{d0}}{1 - \frac{\Delta H}{H_0}}$
- Porosité : $n = n_0 - \Delta n$ avec $\frac{\Delta H}{H_0} = \frac{\Delta n}{1 + \Delta n - n_0}$
- Teneur en eau massique : $w = w_0 - \frac{M_{Lr}}{M_s}$
- Teneur en eau volumique : $\theta_L = (w_0 - \frac{M_{Lr}}{M_s}) \frac{\rho_{d0}}{\rho_L} \frac{1}{1 - \frac{\Delta H}{H_0}}$
- Teneur en gaz volumique : $\theta_G = n - \theta_L$

b) Mesure du tassement dans l'oedoperméamètre

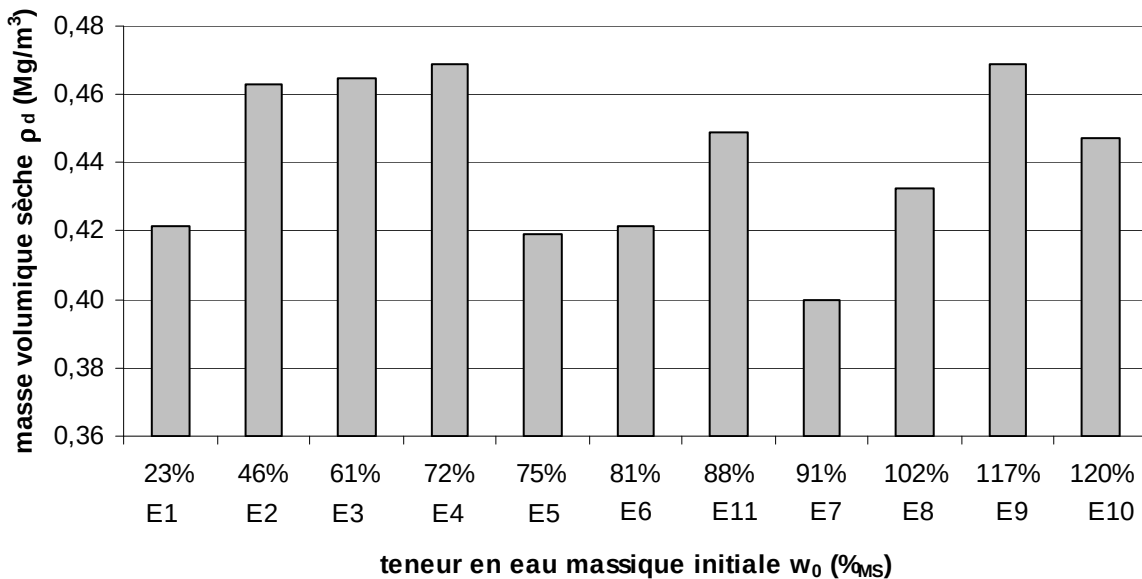
Des tests préliminaires montrent que le temps pour atteindre l'étape de tassement secondaire dans l'oedoperméamètre, repéré par la partie linéaire de la courbe de tassement en fonction du logarithme du temps, se situait aux alentours de 12 H. Pour des raisons pratiques, la durée des paliers a été fixée à 24 H. Le temps de chargement à compression constante, dans l'oedoperméamètre, est aussi fixé à 24 H. Ce temps est insuffisant pour déterminer la pente définie par le coefficient $C_{\alpha\epsilon}^*$ au-delà de l'étape de tassement primaire linéaire en fonction du

logarithme de t à contrainte constante, soit $\frac{\Delta H^s}{H_0} = C_{\alpha\epsilon}^* \log \frac{t}{t_{f1}}$ (Chapitre III).

V - 3.2.2 Caractérisation de la compressibilité

a) Compactage à 20 kPa

Pour caractériser la compressibilité de l'échantillon, par le coefficient de compression primaire C_R^* , une contrainte de préconsolidation σ_{pc} , correspondant à la contrainte de compactage, doit être définie. Cette contrainte de préconsolidation σ_{pc} , due au compactage, est considérée égale à 20 kPa. A noter que le compactage est ici statique, ce qui diffère du compactage in situ. A titre documentaire, les masses volumiques sèches initiales sous 20 kPa, obtenues pour les différents tests effectués sur le déchet A à différentes teneurs en eau initiales, ont été reportées sur le Graphique V-5.



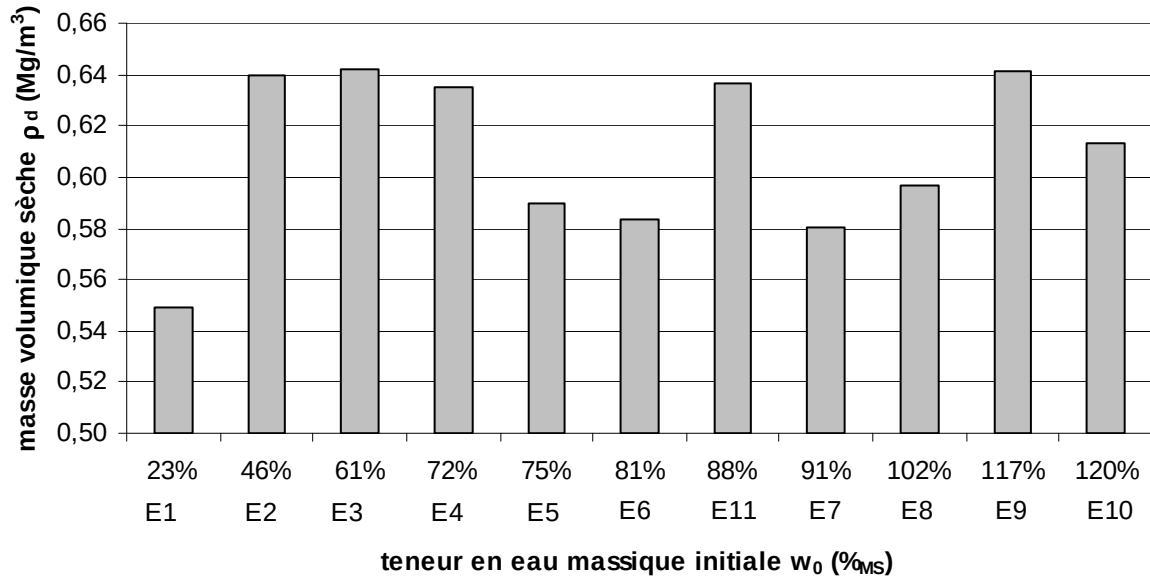
Graphique V-5 Masses volumiques sèches obtenues à 20 kPa en fonction de la teneur eau initiale pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Les échantillons correspondant à des prélèvements différents, l'hétérogénéité inhérente au déchet influence chaque masse volumique. Le Graphique V-5 ne montre pas de corrélation claire entre la teneur en eau massique et la masse volumique sèche. Un test Proctor, tel que fait sur les sols, serait à ce sujet, intéressant. Mais ce test devrait se faire sur le même échantillon de déchets (ce qui n'est pas le cas ici) à différentes humidités. Ce point est précisé par la suite à l'aide d'un essai complémentaire.

L'état de compactage à 20 kPa se caractérise par une masse volumique sèche moyenne $\bar{\rho}_d = 0,44 \text{ Mg/m}^3$ avec un écart type $0,02 \text{ Mg/m}^3$.

b) Masse volumique sèche obtenue pour le niveau de compression maximal (140 kPa)

Pour comparer la compressibilité des échantillons au dernier niveau de compression, le Graphique V-6 présente l'ensemble des masses volumiques sèches atteintes. La teneur en eau initiale influence peu la compression sauf pour l'échantillon le plus sec qui a la plus faible masse volumique sèche finale.



Graphique V-6 Masses volumiques sèches obtenues à 140 kPa en fonction de la teneur eau initiale pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

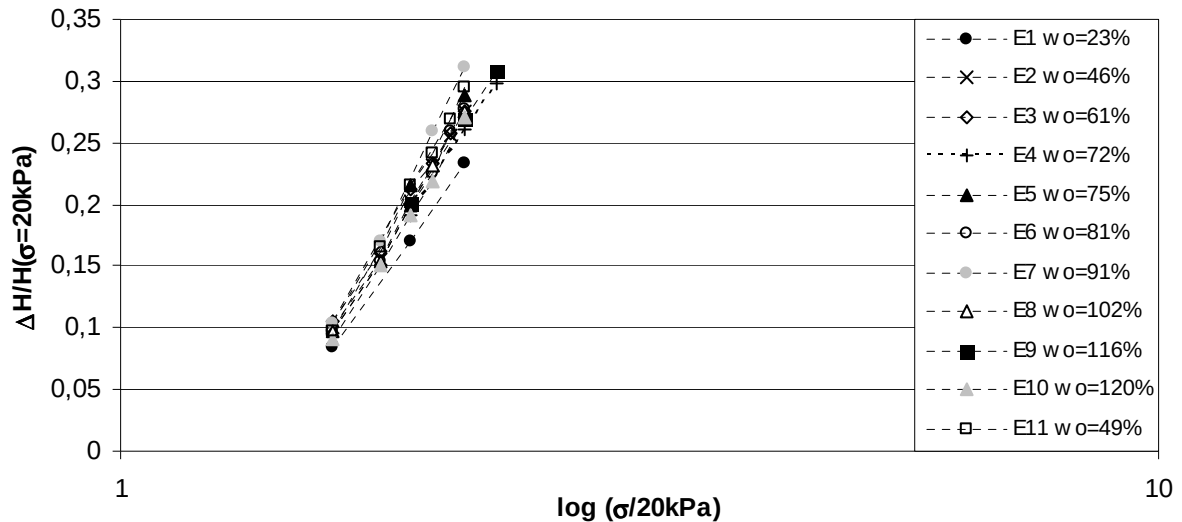
L'état de compression 140 kPa se caractérise par une masse volumique sèche moyenne de $\bar{\rho}_d = 0,61 \text{ Mg/m}^3$ avec un écart type $0,03 \text{ Mg/m}^3$.

c) Détermination du coefficient de compression primaire

Rappelons que le coefficient de compression primaire C_R^* est défini par $\frac{\Delta H^p}{H_0} = C_R^* \log \frac{\sigma}{\sigma_{pc}}$.

La contrainte de préconsolidation a été fixée à $\sigma_{pc} = 20 \text{ kPa}$ et la hauteur H_0 correspond à la hauteur de l'échantillon obtenue à cette contrainte. Le tassement primaire ΔH^p , obtenu pour chaque contrainte σ , est pris à la fin du palier de chargement, soit après 24 H.

La détermination du coefficient C_R^* a été effectuée pour tous les essais (Graphique V-7).

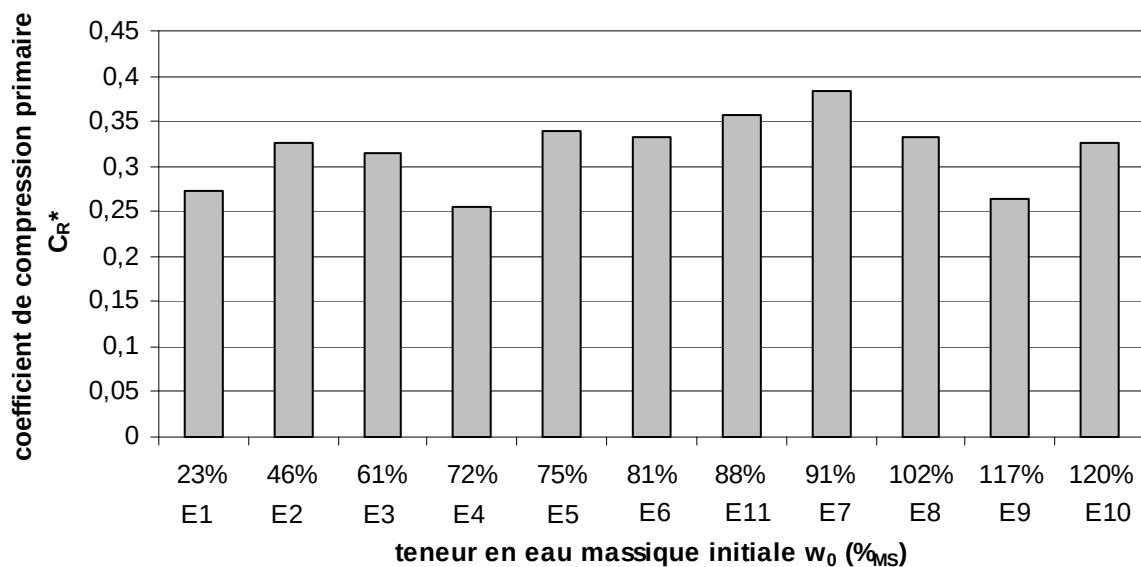


Graphique V-7 Détermination des coefficients de compression primaire C_R^* pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Le calcul de la moyenne donne une valeur moyenne de $\bar{C}_R^* = 0,318$ et un écart type de 0,04.

Recherchons une éventuelle corrélation entre le coefficient de compression primaire C_R^* et les paramètres d'état du déchet, teneur en eau massique et masse volumique sèche, pour tenter d'expliquer sa variation entre les différents échantillons.

Le Graphique V-8 présente les coefficients C_R^* obtenus pour chaque échantillon en fonction de leur teneur en eau massique initiale.

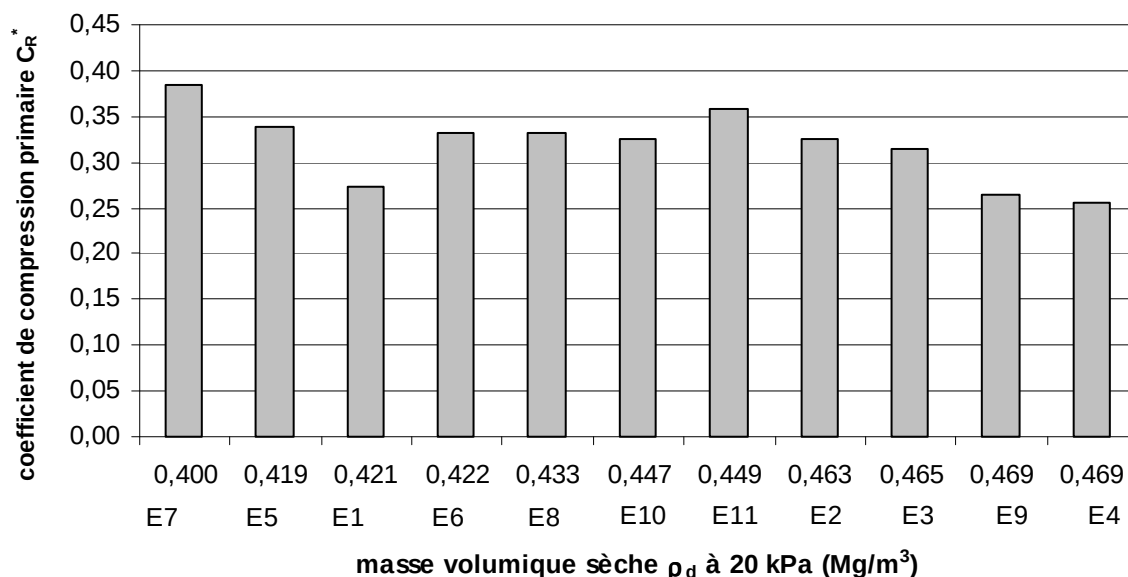


Graphique V-8 Coefficient de compression primaire C_R^* en fonction de la teneur eau initiale pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Le Graphique V-8 ne met pas en évidence une corrélation entre le coefficient de compression primaire et la teneur en eau initiale. Il semblerait que des teneurs en eau comprises entre 75 et 100 %_{MS} conduisent à une plus importante compressibilité de l'échantillon mais l'effet supposé de lubrification des éléments n'apparaît pas très net.

La corrélation entre le coefficient de compression primaire et la teneur en eau initiale est aussi influencée par la masse volumique sèche initiale.

Le Graphique V-8 présente les coefficients C_R^* obtenus pour chaque échantillon en fonction de la masse volumique sèche à 20 kPa.



Graphique V-9 Coefficient de compression primaire en fonction de la masse volumique sèche à 20 kPa pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

La masse volumique sèche la plus forte sous 20 kPa correspond à l'échantillon le moins compressible. A partir de la masse volumique sèche $\bar{\rho}_d = 0,449 \text{ Mg/m}^3$, l'augmentation de la masse volumique sèche initiale conduit à une plus faible compressibilité de l'échantillon.

Avec le nombre de tests limité et l'hétérogénéité des déchets, il semble cependant délicat de dégager une corrélation entre :

- Compressibilité de l'échantillon (donnée par C_R^*) et teneur en eau massique initiale
- Compressibilité de l'échantillon et masse volumique sèche obtenue après compactage

La variation des coefficients C_R^* entre les différents échantillons peut être expliquée par la variation de la masse volumique constitutive.

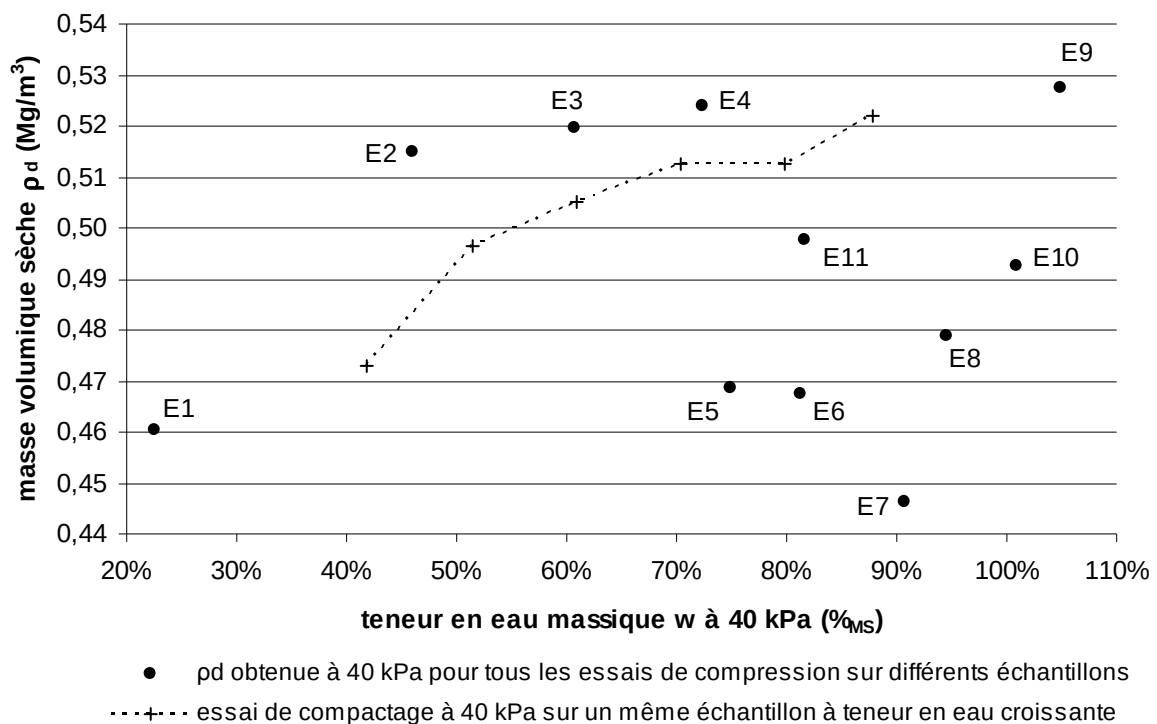
d) Essai complémentaire : compactage à contrainte donnée (40 kPa)

Pour étudier plus en détail l'influence de la teneur en eau sur le compactage, un essai appelé « essai de compactage » a été entrepris. Cet essai a consisté à :

- Soumettre un même échantillon (ce qui diffère du paragraphe ci-dessus) à un compactage, en faisant varier la teneur en eau initiale ;
- prendre une masse d'échantillon à la teneur en eau naturelle, la mettre en place dans l'oedoperméamètre puis effectuer une compression à la contrainte 40 kPa pendant 24 H ;
- Après ces 24 H, l'échantillon est sorti de la cellule puis humidifié de façon à ce que la teneur en eau massique augmente de 10 %. Le même échantillon est alors remis en place dans la cellule sous la même compression de 40 kPa ;
- Cette opération est répétée ainsi de suite et à chaque fin de compression, la teneur en eau massique, la masse volumique sèche ainsi que la perméabilité au gaz sont mesurées ;
- Cette procédure est arrêtée pour l'augmentation de la teneur en eau massique telle que l'échantillon ait ressuyé du lixiviat.

Ce test de compactage se rapproche de l'essai Proctor de mécanique des sols à la différence du mode de compactage qui est ici réalisé de manière quasi-statique.

Le Graphique V-10 donne les résultats de l'essai de compactage à 40 kPa. Ces résultats sont comparés, à titre indicatif, avec les masses volumiques sèches obtenues à 40 kPa pour tous les échantillons testés à l'oedoperméamètre.



Graphique V-10 Masses volumiques sèches obtenues à 40 kPa en fonction de la teneur eau initiale pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre sur différents échantillons et essai de compactage à 40 kPa sur un même échantillon à teneur en eau croissante [déchet A]

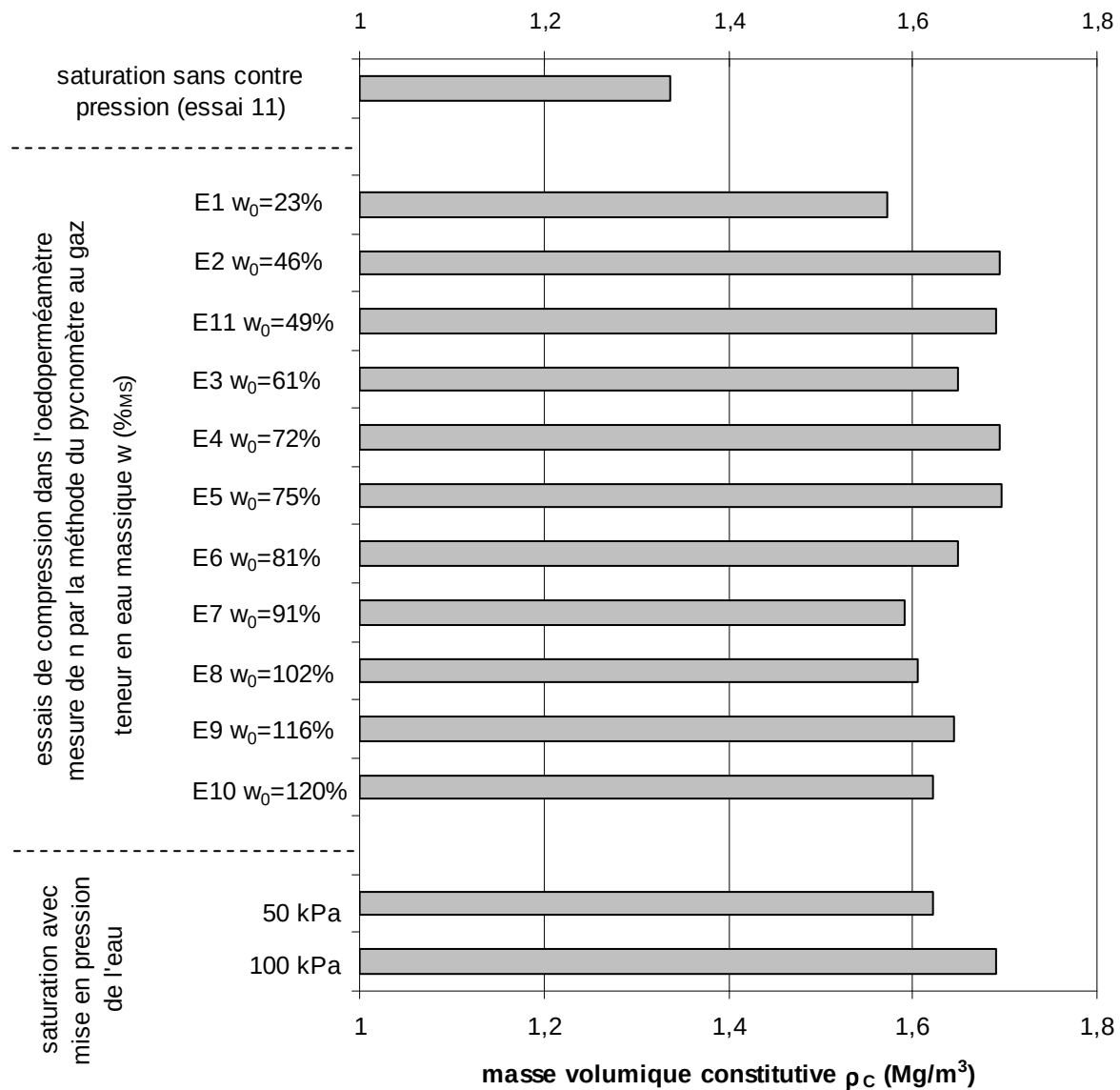
L'augmentation de la teneur en eau massique de compactage permet de densifier le déchet. Ceci devrait s'expliquer par la lubrification des contacts par l'eau qui permet un meilleur

glissement des éléments entre eux. Un déchet sec se compactera donc moins bien. A partir de cet essai de compactage, on peut proposer une teneur en eau massique de 60 %_{MS} [déterminée à partir du déchet A] au delà de laquelle l'augmentation de teneur en eau semble avoir un effet limité.

V - 3.2.3 Caractérisation de la masse volumique constitutive

a) Détermination de la masse volumique constitutive moyenne

La détermination de la masse volumique constitutive des déchets se fait en mesurant la porosité d'un échantillon dont la masse volumique sèche est connue ($\rho_c = \frac{\rho_d}{1-n}$). Les différents protocoles de mesures de la porosité ont été présentés au V - 1.2. Ces protocoles permettent de donner des valeurs de la masse volumique constitutive (Graphique V-1).



Graphique V-11 Valeurs des masses volumiques constitutives en fonctions des différents essais réalisés [déchet A]

Le Graphique V-11 montre que tous les protocoles ne permettent pas une mesure correcte de la masse volumique constitutive ρ_c , due à une mesure minorée de la porosité totale. Les protocoles « pycnomètre au gaz » et « saturation avec mise en pression de l'eau » sont retenus pour la mesure correcte de ρ_c .

Une valeur moyenne de $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ est donc obtenue avec un écart type de $0,039 \text{ Mg/m}^3$. Ceci montre que la masse volumique constitutive n'a pas une grande variabilité et s'avère un paramètre caractéristique et intrinsèque du déchet. Cette masse volumique constitutive a été déterminée à partir de 11 échantillons différents du déchet A, OM broyées et mis en place dans l'oedoperméamètre avec un écrêtage des éléments supérieurs à 6 cm. Plusieurs interrogations subsistent encore quand au changement d'échelle :

- La masse volumique constitutive est elle transposable pour un échantillon de déchet non broyé ? La mesure de la porosité n est quasiment impossible sur site. De plus, la mesure de la porosité d'un échantillon non broyé est quasiment impossible dans des cellules de laboratoire ; le fait de broyer l'échantillon permet de mesurer n en laboratoire et d'en déduire ρ_c . Si l'on admet que le broyage n'a pas modifié ρ_c , la mesure de ρ_d sur site associée à une mesure de ρ_c en laboratoire permettra d'en déduire la porosité n sur site ($n = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c}$).
- Quelle est l'évolution de ρ_c avec la biodégradation du déchet ?
- Quelle est la variation de ρ_c avec la composition du déchet ? En effet, la valeur déterminée à partir de plusieurs échantillons du déchet A est elle caractéristique des OM ou non ?

b) Comparaison avec la détermination de ρ_c à partir de la composition

Il s'agit de calculer la moyenne $\bar{\rho}_c = \frac{1}{\sum_i \frac{\mu_i}{\rho_{ci}}}$. Avec $\mu_i = \frac{m_{si}}{M_s}$ dont m_{si} représente la masse sèche

du constituant i et M_s représente la masse totale sèche de l'échantillon. Cette grandeur correspond aux pourcentages de la composition (par rapport à la masse sèche) et s'exprime en

% M_s . Enfin, $\rho_{ci} = \frac{m_{si}}{V_{si}}$ correspond à la masse volumique constitutive du constituant i .

Le Tableau V-4 reprend les μ_{ci} (% M_s) de la composition du déchet de Chatuzange. Les paramètres ρ_{dci} et ρ_{satci} correspondent respectivement à la masse volumique sèche et à la masse volumique saturée du constituant i . Ils proviennent des valeurs données par Beaven et al. (1995) et Landva et Clarck (1990). Ces valeurs ont été en partie mesurées mais aussi estimées. Les mesures correspondent à la mesure de la porosité ouverte n_{ci} du constituant i ayant une masse volumique sèche ρ_{dci} . Certains matériaux comme les plastiques, les métaux, le verre et les incombustibles sont considérés sans porosité ouverte.

Deux hypothèses sont faites :

- Pour la catégorie « Fines », les valeurs sont prises identiques à celles des catégories « Combustibles » et « Putrescibles ».
- La catégorie « Incombustible » constituée par des cailloux et présente une masse volumique constitutive de $2,6 \text{ Mg/m}^3$.

Remarque : les paramètres ρ_{dCi} , ρ_{satCi} et n_{Ci} sont liées par la relation $n_i = \frac{\rho_{satCi} - \rho_{dCi}}{\rho_L}$.

Le calcul de la masse volumique constitutive des constituants i , notée ρ_{Ci} , est réalisé avec la relation $\rho_{Ci} = \frac{\rho_{dCi}}{1 - n_{Ci}}$.

Remarque : le calcul possible de la moyenne des masses volumiques sèches $\bar{\rho}_{dCi}$ ne correspond en aucun cas à la masse volumique sèche ρ_d d'un échantillon du déchet étudié (qui pourrait être à différents niveaux de compactage).

Tableau V-4 Calcul des différents paramètres des constituants du déchet de Chatuzange pour la détermination de la masse volumique constitutive

	μ_{Ci} (% _{MS})	ρ_{dCi} (Mg/m ³)	ρ_{satCi} (Mg/m ³)	n_{Ci} (%)	ρ_{Ci} (Mg/m ³)
Papier/Cartons	24,0	0,4	1,2	80	2,00
Plastiques	14,6	1,0	1,0	0	1,00
Textiles	4,0	0,3	0,6	30	0,43
Putrescibles	2,5	1,0	1,2	20	1,25
Métaux	7,7	6,0	6,0	0	6,00
Verre	8,3	2,9	2,9	0	2,90
Combustible	6,5	1,0	1,2	20	1,25
Incombustible	4,8	2,6	2,6	0	2,60
Fines	27,5	1,0	1,2	20	1,25

Le calcul de la moyenne $\bar{\rho}_c = \frac{1}{\sum_i \frac{\mu_i}{\rho_{Ci}}}$ donne la valeur de 1,41 Mg/m³.

Cette valeur est à comparer à celle obtenue avec la méthode du pycnomètre soit $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$.

Cette méthode comporte des incertitudes et des simplifications importantes, essentiellement sur les porosités des constituants, qui expliquent cet écart :

- Toutes les catégories ne sont pas entièrement décrites et des valeurs moyennes pour une catégorie rassemblant plusieurs matériaux doivent être prises,
- La catégorie « Fines », toujours présente dans un déchet, ne peut pas être caractérisée précisément et une valeur moyenne lui est affectée, pour la porosité n_{Ci} correspondante, bien que cette catégorie contienne aussi bien des particules organiques, que des plastiques, cartons, verre, cailloutis, etc.,
- Enfin, les valeurs données par Beaven et al. (1995) et Landva et Clarck (1990) donnent des porosités aux textiles de 30 % et aux matières putrescibles et au bois de 20 %. Ces valeurs semblent faibles pour une même masse volumique sèche, des

valeurs de porosité plus grande auraient pour effet d'augmenter la valeur moyenne de la masse volumique constitutive. Des mesures complémentaires sur les masses volumiques constitutives de chaque élément de déchet, seraient souhaitables.

Kazimoglu et al. (2005) ont appliqué cette méthode avec les valeurs de masses volumiques constitutives issues de Landva et Clarck (1990) pour déterminer la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c$ d'un déchet qu'ils évaluent à $1,33 \text{ Mg/m}^3$.

L'utilisation de cette méthode n'est possible que si la composition précise du déchet est connue avec au minimum les catégories verre, métaux comprises. Notons que la biodégradation d'éléments (MO) ayant une masse volumique constitutive relativement faible par rapport aux autres catégories peut conduire à une augmentation de la masse volumique constitutive moyenne du déchet avec le temps.

c) Correction des paramètres d'état avec la masse volumique constitutive moyenne

Le fait que les échantillons n'aient pas tous la même masse volumique constitutive ne permet pas de comparaison directe. Par la suite, l'influence de la structure du déchet, caractérisée par la porosité n pourra être indirectement étudiée à partir de la masse volumique sèche ρ_d , à condition de se ramener à une même masse volumique ρ_c pour tous les échantillons. Dans le cas du déchet A, une masse volumique de référence $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ sera considérée.

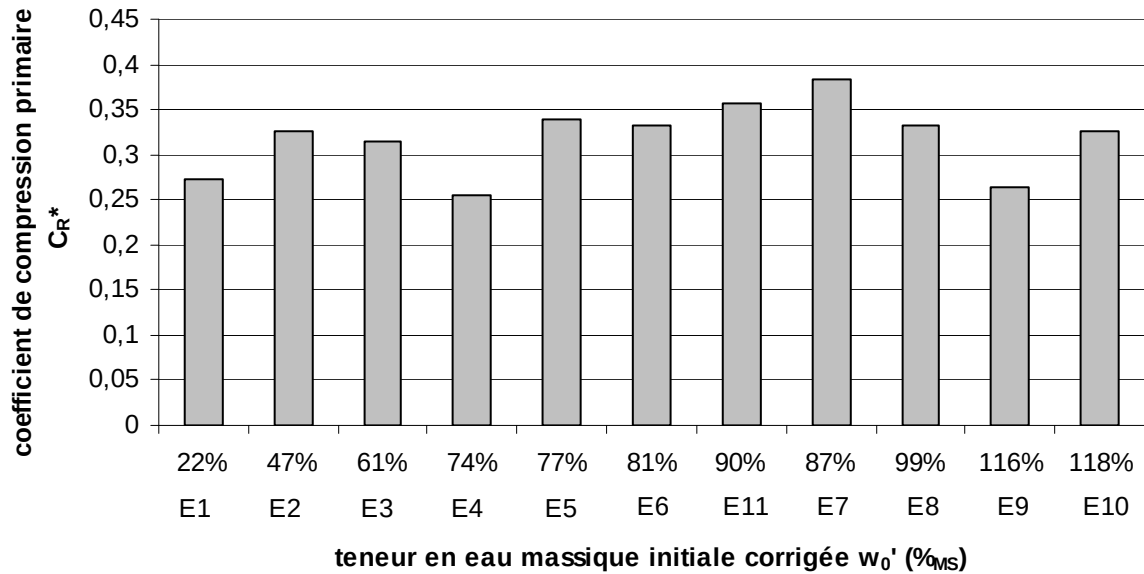
Cette correction est effectuée en corrigeant la masse sèche. Soit ρ_d' et w' la valeur corrigée :

$$\begin{aligned} - \quad n = n' = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_c} = 1 - \frac{\rho_d'}{\bar{\rho}_c} \Rightarrow \rho_d' &= \frac{\bar{\rho}_c}{\rho_c} \rho_d, \\ - \quad \theta_L = \theta_L' = w \frac{\rho_d}{\rho_L} = w' \frac{\rho_d'}{\rho_L} \Rightarrow w' &= \frac{\rho_c}{\bar{\rho}_c} w. \end{aligned}$$

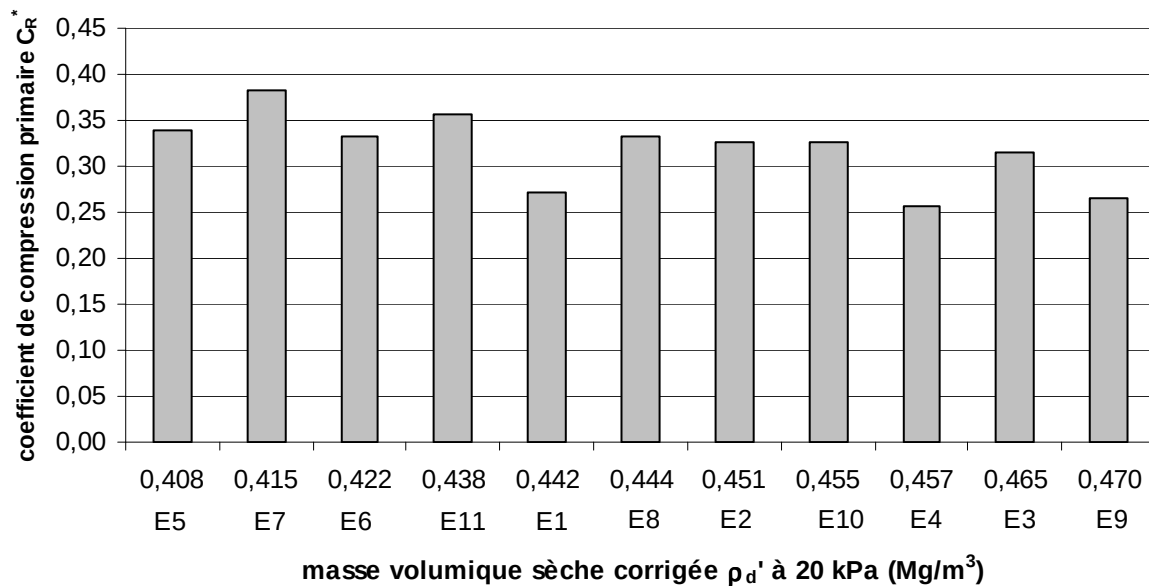
Avec $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$.

d) Corrélation du coefficient de compression primaire avec les paramètres d'état en tenant compte de la correction de la masse volumique constitutive

Une nouvelle corrélation entre le coefficient de compression primaire C_R^* et la teneur en eau massique corrigée w' ou la masse volumique sèche corrigée ρ_d' à 20 kPa peut être envisagée (Graphique V-12 qui remplace le Graphique V-8 et Graphique V-13 qui remplace le Graphique V-10).



Graphique V-12 Coefficient de compression primaire en fonction de la teneur eau initiale corrigée pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]



Graphique V-13 Coefficient de compression primaire en fonction de la masse volumique sèche corrigée à 20 kPa pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

La correction de la teneur en eau massique a peu d'influence. La correction de la masse volumique sèche fait un peu changer l'ordre des échantillons mais l'on ne peut toujours pas dégager une corrélation nette.

En conclusion, sur le coefficient de compression primaire C_R^* , la teneur en eau initiale a une influence (lubrification des éléments) peu significative mais il semble que l'augmentation de la masse volumique initiale entraîne une diminution de ce coefficient. Néanmoins,

l'hétérogénéité des échantillons semble prépondérante pour expliquer les variations du coefficient de compression primaire C_R^* et ne permet donc pas de dégager une corrélation avec les paramètres d'état initiaux (teneur en eau et masse volumique sèche), ayant vraisemblablement un effet couplé).

e) Conclusion sur la correction de la masse volumique constitutive

Les écarts entre la masse sèche initiale et à la masse sèche corrigée sont inférieurs à 4 %. Cette correction, jugée négligeable comparée de l'hétérogénéité des échantillons et à la précision de la mesure de la porosité pour chaque échantillon, n'a donc pas été retenue dans le cadre de cette étude.

V - 3.2.4 Caractérisation de la « teneur en eau d'équilibre » de l'échantillon

a) Ressuyage de lixiviat du déchet sous compression

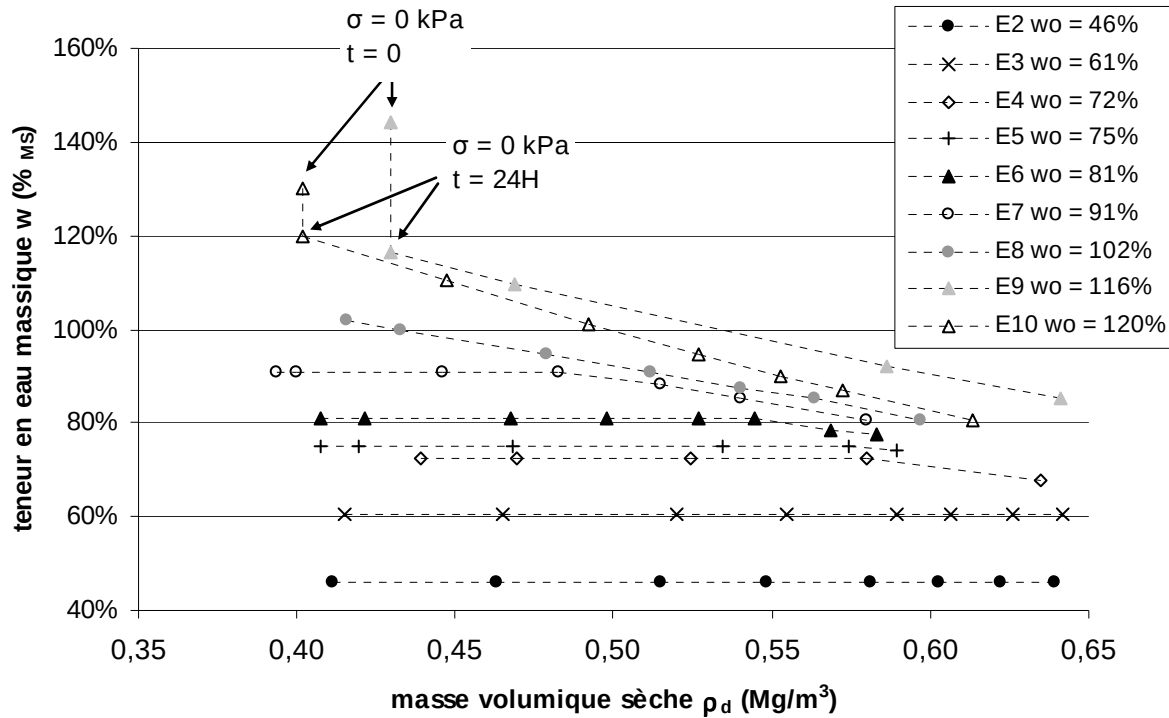
Pour les essais de compression - perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre sur différents échantillons du déchet A, la teneur en eau massique initiale a été augmentée, par rapport à la teneur en eau naturelle, par ajout d'eau. Le ressuyage de lixiviat d'un échantillon correspond à l'écoulement de lixiviat hors de l'échantillon. A chaque palier de compression, l'éventuelle masse de lixiviat ressuyé a été pesée.

Plusieurs représentations sont possibles pour représenter la baisse de teneur en eau en fonction de la compression. La teneur en eau massique peut être représentée en fonction de la contrainte ou en fonction d'un paramètre d'état de l'échantillon. Il apparaît plus caractéristique de mettre en correspondance les teneurs en eau massique d'équilibre en fonction d'un état de structure du matériau.

Le ressuyage est donc caractérisé par des courbes décroissantes de la teneur en eau massique en fonction de la compression (caractérisée par l'augmentation de la masse volumique sèche de l'échantillon (Graphique V-14)).

Le choix de la masse volumique sèche ρ_d est plus pertinent que la porosité n car la teneur en eau volumique θ_L ($\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$) est plus facilement calculable.

Les échantillons les plus secs ne ressuent pas de lixiviat tandis que les échantillons moyennement humides ressuent du lixiviat sous forte compression (Graphique V-14). Les échantillons fortement humides ressuent du lixiviat sous faible compression. Il semble aussi que les teneurs en eau massiques convergent vers la même valeur aux fortes masses volumiques.



Graphique V-14 Evolution de la teneur eau massique en fonction de la masse volumique sèche pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Remarques :

- Sur le Graphique V-14, l'essai E1 avec une teneur en eau initiale $w_i = 23 \text{ \%}_{\text{MS}}$ n'a pas été représenté car il ne ressuie pas de lixiviat ; sa teneur en eau massique reste constante tout au long de l'essai.
- Le déchet qui a commencé à ressuier du lixiviat, pourrait être considéré à sa « capacité au champ ». Cependant, comme souligné au Chapitre III, cette dénomination est ambiguë car elle sous-entend que le déchet admet une seule capacité au champ, qui serait une caractéristique intrinsèque. En fonction des conditions de pressions capillaires au sein de l'échantillon, la teneur en eau volumique d'équilibre est différente. L'emploi du terme « teneur en eau d'équilibre » a été choisi au profit de « capacité au champ ». Pour ces essais compression, les conditions de pressions capillaires ne sont pas connues.
- A partir de l'essai E9, l'importance du temps de drainage pour atteindre l'équilibre est mis en évidence. Cet essai, dont l'échantillon est à une teneur en eau massique initiale élevée ($w_0 = 116 \text{ \%}_{\text{MS}}$ juste avant application du premier palier à 20 kPa), comporte moins de paliers de chargement que les autres essais (V - 3.2.1). Il est probable que la teneur en eau massique ne soit pas à l'équilibre au cours de cet essai.

L'évolution de l'humidité de l'échantillon en cours de l'essai peut être caractérisée par l'évolution de la teneur en eau volumique, qui s'exprime en fonction de la teneur en eau massique par $\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$. La diminution de la teneur en eau massique w n'implique donc pas systématiquement une diminution de la teneur en eau volumique θ_L , lors de la compression. A

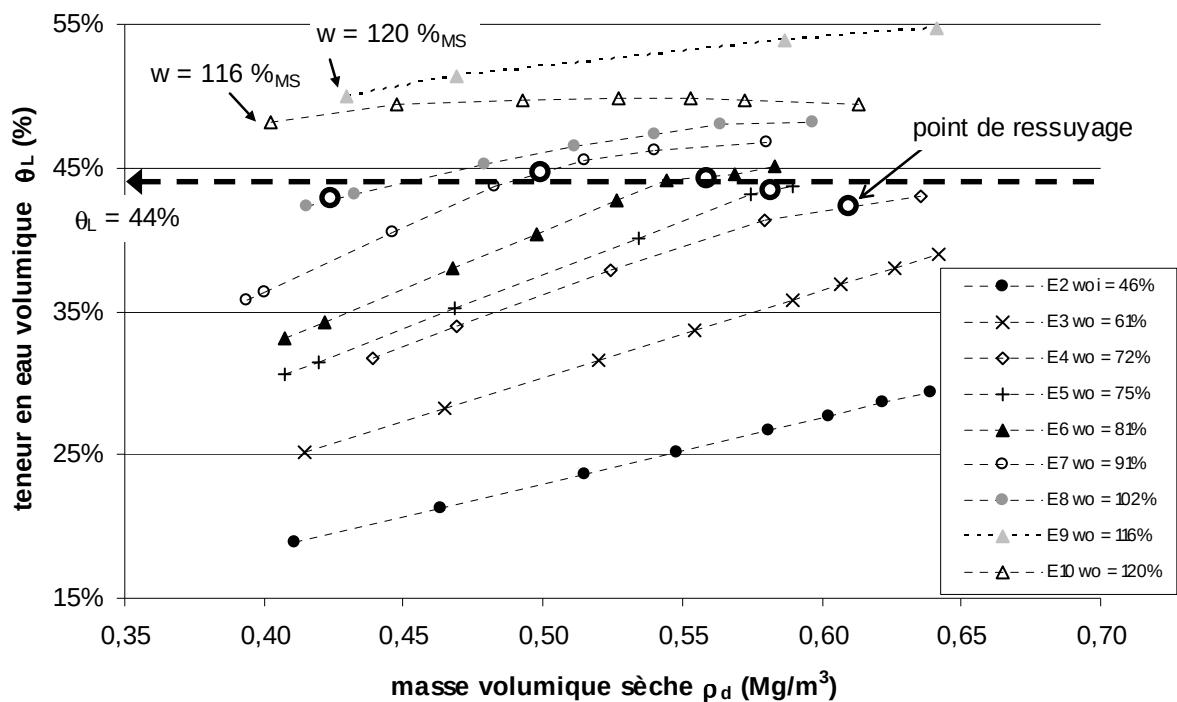
teneur en eau massique constante, la teneur en eau volumique augmente avec le tassement. Le Graphique V-15 donne l'évolution de cette teneur en eau volumique et précise les points correspondant au départ d'eau par ressuyage pour chaque essai.

On note que pratiquement le point de ressuyage est caractérisé par une même valeur de teneur en eau volumique, estimée à $\theta_L = 44\%$, indépendamment de la teneur en eau initiale si l'on considère que le point de ressuyage correspond au coude de la courbe $\theta_L(\rho_d)$. Cette limite sépare deux zones :

- celle à $\theta_L < 44\%$ où il n'y a pas de ressuyage,
- celle à $\theta_L > 44\%$ où le déchet ressuie de l'eau. A partir de cette limite, la teneur en eau volumique augmente un peu en convergeant vers une valeur stable (à l'exception de l'essai E9, mais dont la teneur en eau volumique est considérée à un équilibre instable).

Par contre, pour des échantillons plus humides qui sont initialement à une teneur en eau volumique initiale supérieure à 44% , la teneur en eau volumique semble conserver une valeur relativement constante avec la compression, sans décroître jusqu'à 44% (exception de l'essai E9 dont l'équilibre de teneur en eau est instable).

Il semble y avoir un phénomène d'hystérésis pour l'évolution de la teneur en eau volumique d'équilibre (lors d'un ressuyage) avec la compression. Il est probable qu'un remplissage des pores par l'eau soit différent, à même ρ_d , si un échantillon est initialement sec ou humide. Des teneurs en eau d'équilibre plus importantes (avec la compression) sont obtenues lorsque l'échantillon présente initialement une teneur en eau supérieure à $\theta_L = 44\%$. L'existence probable d'un maximum de teneur en eau volumique reste à déterminer.



Graphique V-15 Evolution de la teneur eau volumique en fonction de la masse volumique sèche pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Conclusion :

- Quand le déchet a une teneur en eau initiale $\theta_L < 44 \%$, qualifié de « coté sec », le départ d'eau lié à la compression se fait pour une teneur en eau volumique maximale indépendante de la teneur en eau massique initiale. Après le point de ressuyage, la teneur en eau volumique semble se stabiliser.
- Quand le déchet a une teneur en eau initiale $\theta_L > 44 \%$, qualifié de « coté humide », la teneur en eau volumique semble stable et ne décroît pas.
- On obtiendra une teneur en eau d'équilibre maximale pour un échantillon en l'humidifiant à une teneur en eau volumique supérieure à $\theta_L > 44 \%$, qualifiée de « coté humide ».

b) Cas de l'essai (E11) soumis initialement à un cycle d'imbibition - drainage

L'essai E11 est particulier dans la mesure où son humidification initiale n'a pas été réalisée par imbibition du déchet hors de la cellule. L'essai a consisté à mettre en place le déchet à sa teneur en eau massique naturelle (soit $w = 49,1 \text{ \%}_{MS}$) puis à réaliser un cycle d'imbibition - drainage avant compression. L'imbibition, à pression atmosphérique, a été menée de façon à saturer le déchet (aux bulles d'air résiduelles près). Cette imbibition est repérée par la flèche E1 sur le Graphique V-16. Le drainage a été prolongé durant 24 H de façon à ce que le déchet ne ressuie plus de lixiviat, correspondant à une teneur en eau d'équilibre stabilisée. Le drainage est repéré par la flèche E2 sur le Graphique V-16. Avant compression, le déchet est donc à une teneur en eau massique $w = 87,6 \text{ \%}_{MS}$.

Lorsque l'on place les points correspondant aux différents états atteints sur le Graphique V-16 des teneurs en eau massiques, on s'aperçoit que « l'état d'équilibre au champ » atteint avant compression est plus faible ($\theta_L = 35 \%$, obtenue avec $\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L} = 0,876 \times 0,4 = 0,35$) que la « borne inférieure » déterminée précédemment pour les autres essais ($\theta_L = 44 \%$).

D'autre part, deux mesures de porosité avant compression sont comparées (comparaison déjà effectuée au V - 1.2.4) :

- La première est effectuée initialement, avant le cycle d'imbibition - drainage, par la méthode du pycnomètre au gaz. Cette mesure donne $n_1 = 76,3 \%$.
- La seconde est effectuée par l'intermédiaire du volume d'eau injecté dans la cellule lors de l'imbibition. Cette mesure donne $n_2 = 70,1 \%$.

Le degré de saturation maximal n'a pas été atteint lors de l'imbibition, puisque $n_2 < n_1$.

Cet exemple montre la difficulté de mouiller un déchet confiné (il n'y a certes pas de contrainte appliquée par le piston mais le fait de fermer la cellule oedométrique impose obligatoirement une contrainte de confinement). Il est probable que lors de l'imbibition, l'eau ait investi les pores les plus gros, qualifiés de macropores, en humidifiant peu les zones à microporosité.

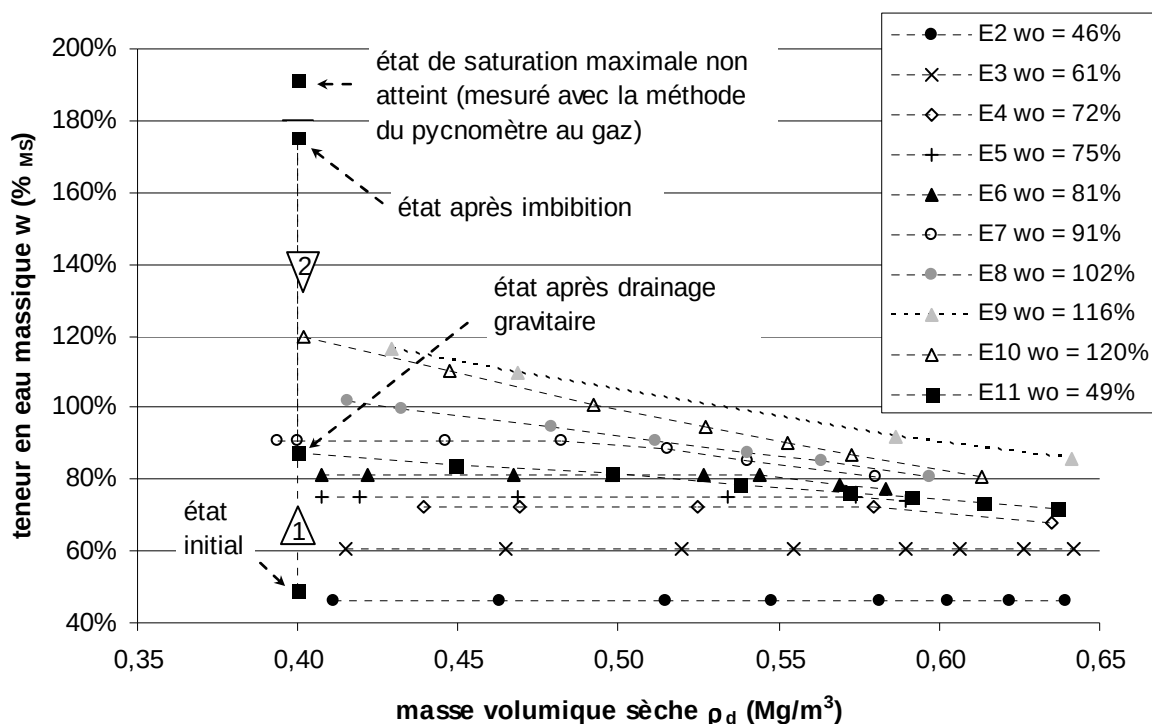
Il se peut en effet que les surfaces d'échanges entre les macropores et les zones à microporosité soient réduites lorsque l'échantillon est confiné et qu'un temps d'imbibition plus long aurait été nécessaire.

Analysons l'évolution de la teneur en eau massique de cet essai avec la compression en la comparant à celle de l'essai E7, qui a une teneur en eau massique initiale très proche de cet essai E11.

L'échantillon E7 a été humidifié avant compression. Le mode d'imbibition est différent du mode de l'essai E11 dans le sens où le déchet a été mouillé hors de la cellule, avec un malaxage dans un bac pour bien homogénéiser l'eau dans le déchet.

On remarque que la compression de l'échantillon E7 n'entraîne pas un ressuyage immédiat ce qui n'est pas le cas de l'échantillon E11.

Le mode d'imbibition de l'essai E7 a probablement permis à l'eau d'investir les pores correspondant à la microporosité, qui semblent ressuyer plus difficilement.



Graphique V-16 Evolution de la teneur eau massique en fonction de la masse volumique sèche pour l'essai E11 en comparaison avec les autres essais de compression –perméabilité au gaz [déchet A]

Comment l'eau qui circule dans un échantillon de déchet confiné mouille-t-elle ce déchet ? Ne fait-elle que transiter dans les pores les plus gros, ou chemins préférentiels, en mouillant très peu la microporosité ? Cette question aura des implications avec le problème de la gestion sur site en mode bioréacteur. En effet, un déchet préalablement mouillé avant stockage retiendra sans doute plus d'eau qu'un déchet humidifié par injection.

c) Enseignements pratiques pour le profil de capacité au champ d'un casier

Les valeurs de teneurs en eau d'équilibre déterminées à partir des essais dans l'oedoperméamètre ne correspondent sans doute pas aux valeurs de teneurs en eau d'équilibre d'un casier, le long d'un profil vertical. Il est en effet peu probable qu'un massif de déchet soit à une teneur en eau volumique supérieure à 45 % sur les 40 m ou 50 m de hauteur du casier. En effet, sur toute la hauteur du profil vertical, la variation du potentiel capillaire h et

simultanément celle du potentiel gravitaire z entraînent une variation des pressions capillaires et donc de la teneur en eau volumique.

Ces tests permettent néanmoins de tirer quelques enseignements :

Pour atteindre la plus grande teneur en eau d'équilibre, il vaut mieux amener initialement, avant compression, le déchet « du côté humide », c'est-à-dire à une teneur en eau volumique $\theta_L > 44\%$ (valeur déterminée à partir du déchet A). Si un compactage de 20 kPa est mis en oeuvre, la valeur moyenne de la masse volumique sèche est évaluée à $\rho_d = 0,44 \text{ Mg/m}^3$ (V - 3.2.2). Ceci correspond à une teneur en eau massique initiale $w = 100\%_{MS}$ (avec $w = \theta_L \frac{\rho_L}{\rho_d}$) ou $50\%_{MH}$.

V - 3.2.5 Interprétation des essais de perméabilité au gaz

A chaque palier de chargement des essais de compression sur les différents échantillons du déchet A (Tableau V-3), une mesure de la perméabilité au gaz a été effectuée.

Deux effets conduisent à la diminution de la perméabilité au gaz : d'une part, la compression de l'échantillon entraînant une diminution de la taille des pores et, d'autre part, l'augmentation de la teneur en eau volumique, à porosité totale donnée.

Recherchons le paramètre d'état caractéristique (parmi la masse volumique sèche ρ_d , la porosité n , la teneur en gaz volumique θ_G (porosité au gaz), le degré de saturation en gaz S_G) permettant de représenter au mieux l'ensemble des valeurs de perméabilités au gaz.

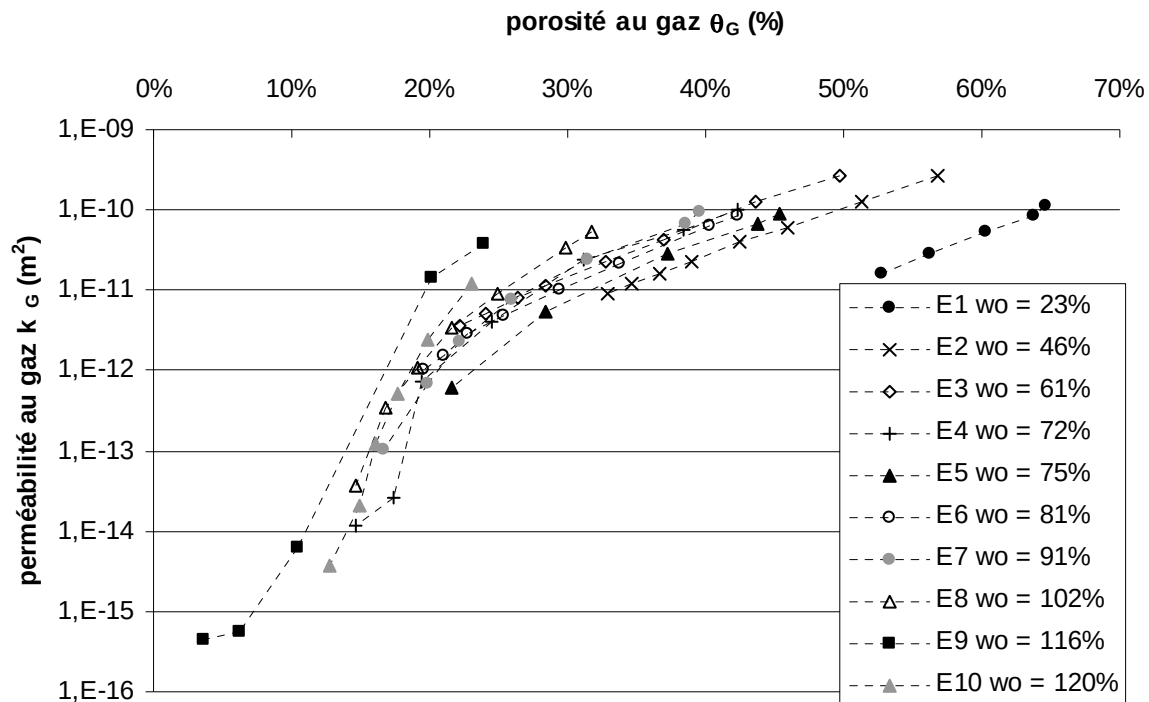
Analysons les paramètres d'état :

- La porosité ($n = \frac{V_v}{V_T}$) comme la masse volumique sèche ($\rho_d = \frac{M_s}{V_T}$) n'est pas complètement caractéristique de la perméabilité au gaz : en effet, elle tient compte de la compression (diminution de V_v et V_T) mais pas de l'augmentation de la teneur en eau volumique (cas de tous les échantillons en conditions non saturées).
- La teneur en gaz volumique ($\theta_G = \frac{V_G}{V_T}$) représente les pores disponibles en gaz par rapport au volume total. Dans la loi de Darcy ($\frac{q}{S} = K \frac{\Delta H}{L}$) la perméabilité est proportionnelle à la longueur de l'échantillon et inversement proportionnelle à sa surface. Cette grandeur est rapportée à un volume total d'échantillon. La teneur en gaz volumique θ_G est donc retenue comme paramètre d'état caractéristique de la perméabilité au gaz.
- Le degré de saturation en gaz ($S_G = \frac{V_G}{V_v} = \frac{\theta_G}{n}$) représente les pores disponibles en gaz par rapport au volume des vides. Une représentation en fonction de ce paramètre n'est pas totalement pertinente. Dans le cas extrême d'un échantillon sec ($S_G=1$) à une porosité n donnée, une compression de cet échantillon entraîne une diminution de la porosité totale n et donc une diminution de la perméabilité au gaz ; le degré de saturation en gaz reste cependant égal à 1.

Le Graphique V-17 présente l'ensemble des mesures réalisées.

Une première analyse de la courbe indique un faisceau de courbes regroupées à l'exception de l'échantillon le plus sec (E1, $w_i = 23\%_{MS}$). Notons que le protocole de cet essai est particulier : le déchet a préalablement été mis à l'étuve de façon à abaisser sa teneur en eau naturelle avant mise en place dans l'oedoperméamètre.

Le regroupement des courbes peut être considéré comme remarquable : quelque soit le chemin (diminution de la porosité par compression ou augmentation de l'humidité à porosité donnée), les valeurs de perméabilités atteintes sont équivalentes.



Graphique V-17 Evolution de la perméabilité au gaz en fonction de la porosité au gaz pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

La Figure IV - 1 présente les courbes types de perméabilités relatives en fonction des degrés de saturation S_L et S_G ($S_L + S_G = 1$) pour un échantillon à une porosité donnée. Le Graphique V-18 présente les points de perméabilité au gaz en fonction du degré de saturation en gaz S_G . Mais dans nos expériences, la diminution de perméabilité est en partie due à la diminution de porosité. Le Graphique V-18 ne peut donc pas être comparé directement à la Figure IV - 1.

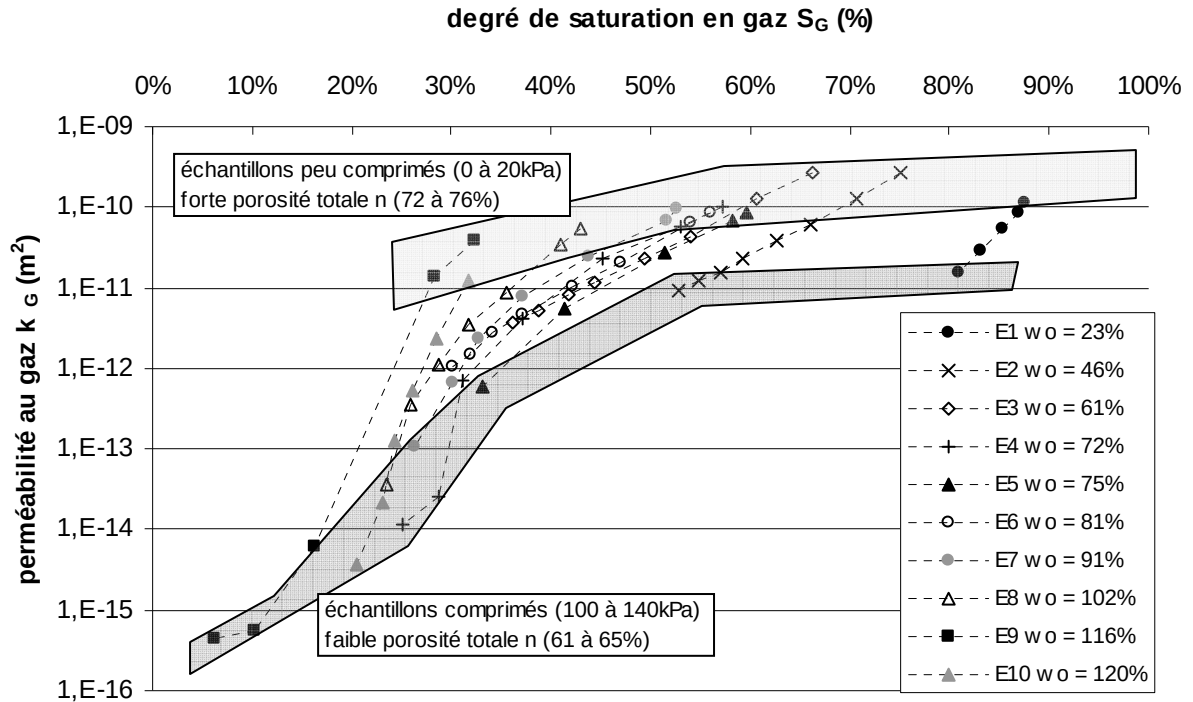
A porosité totale n donnée, la diminution du degré de saturation en gaz S_G par augmentation de la teneur en eau massique initiale w_0 entraîne une diminution plus importante de la perméabilité au gaz pour les échantillons comprimés (n compris entre 61 et 65%). Pour des échantillons peu comprimés (n compris entre 72 et 76%), la diminution du degré de saturation en gaz S_G (qui passe d'environ 90 % à 30 %) a relativement peu d'effet sur la diminution de la perméabilité au gaz (qui passe d'environ $2 \cdot 10^{-10} m^2$ à environ $5 \cdot 10^{-9} m^2$). Ceci pourrait être relié à la diminution de porosité qui affecte plus les macropores que les micropores.

L'effet couplé de la compression et de l'augmentation de la teneur en eau massique entraîne une diminution de la perméabilité au gaz. En effet, pour l'échantillon E2 ($w_0 = 46\%_{MS}$) et l'échantillon E10 ($w_0 = 120\%_{MS}$), la compression entraîne une diminution de la perméabilité au

gaz plus importante dans le cas de l'échantillon le plus humide (E10). A une teneur en eau initiale donnée, l'effet de la compression conduit à :

- Une diminution de la porosité (donc de la taille des pores)
- Une augmentation de la teneur en eau volumique (Graphique V-15)

Cet effet couplé provoque la baisse de la perméabilité au gaz.



Graphique V-18 Evolution de la perméabilité au gaz en fonction du degré de saturation en gaz pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

V - 3.3 Essais de Compression – perméabilité à l'eau en saturé

V - 3.3.1 Protocole

Trois essais (3 échantillons différents) ont été menés de façon à mesurer la perméabilité à l'eau (en saturé, la perméabilité intrinsèque est déduite) du déchet A à différents niveaux de compression en conditions saturées. Ils ont duré 8 H environ (descriptif des essais au Tableau V-5). Le protocole est le suivant :

- Mettre en place un échantillon dans l'oedoperméamètre en mesurant sa masse volumique initiale $\rho_0 = \frac{M_{T0}}{V_{T0}}$. Le passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) en fin d'essai de l'ensemble de l'échantillon permet d'obtenir la masse sèche de l'échantillon M_s ; donc sa teneur en eau initiale $w_0 = \frac{M_{T0} - M_s}{M_s}$, sa masse

volumique sèche initiale $\rho_{d0} = \frac{M_s}{V_{T0}}$ et sa teneur en eau initiale $\theta_{L0} = w_0 \frac{\rho_{d0}}{\rho_L}$. La

masse volumique ρ_0 initiale n'est pas fixée à l'avance. Le remplissage de l'oedoperméamètre est poursuivi jusqu'à ce que le déchet remplisse la cellule.

- Réaliser une mesure de la porosité au gaz θ_{G0} par la méthode du pycnomètre au gaz de façon à obtenir la porosité totale, $n_0 = \theta_{L0} + \theta_{G0}$.
- Saturer l'échantillon en appliquant le protocole suivant : balayage préalable au CO_2 , imbibition avec de l'eau désaérée et sous faible charge ;
- Réaliser une mesure de la perméabilité à l'eau (à charge constante notée CC) en saturé à plusieurs niveaux de compression. La porosité est donnée à chaque niveau de compression suivant la formule $n = n_0 - \Delta n$ avec $\frac{\Delta H}{H_0} = \frac{\Delta n}{1 + \Delta n - n_0}$. Le protocole pour la mesure de cette perméabilité est précisée au V - 1.3.2. Pour chaque mesure de perméabilité, une mesure de la température du bac à niveau constant amont et du bac à niveau constant aval est réalisée. Une moyenne de ces températures permet de corriger la viscosité du lixiviat. Notons ici que cette viscosité est prise égale à celle de l'eau. Même si la nature chimique différente du lixiviat par rapport à celle de l'eau conduise sans doute à des valeurs différentes de viscosité. Aucune mesure tirée de la bibliographie ne permet de caractériser cette erreur.
- En fin d'essai, l'ensemble de l'échantillon est mis à l'étuve de façon à obtenir sa masse sèche M_s .

Les paliers de compressions ont été appliqués pendant 20 minutes avant la mesure de la perméabilité à l'eau.

Le plan de chargement adopté est le suivant : 20 kPa, 40 kPa, 80 kPa, 100 kPa , 140 kPa et 200 kPa.

Pour les fortes compressions (100 kPa , 140 kPa et 200 kPa), une mesure de la perméabilité hydraulique à charge variable en contre pression (CP) est effectuée de façon à dissoudre les bulles d'air résiduelles dans l'échantillon. Cette mesure en contre pression n'a été effectuée que pour les fortes compression car pour les compressions plus faibles, le déchet ayant une perméabilité intrinsèque supérieure à $2.10^{-11} m^2$, les pertes de charge du dispositif sont supérieures à celles induites par le matériau. La mesure de la perméabilité intrinsèque n'est pas possible (V - 1.3.2).

Tableau V-5 Récapitulatif des trois tests de compression – perméabilité à l'eau en saturé effectués dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Essais	Notation	Type de mesures de perméabilités à l'eau
1	E'1	charge hydraulique constante (CC)
2	E'2	charge constante et charge variable sous contre pression (CP) 50 kPa
3	E'3	charge constante et charge variable sous contre pression (CP) 50 kPa et 100 kPa

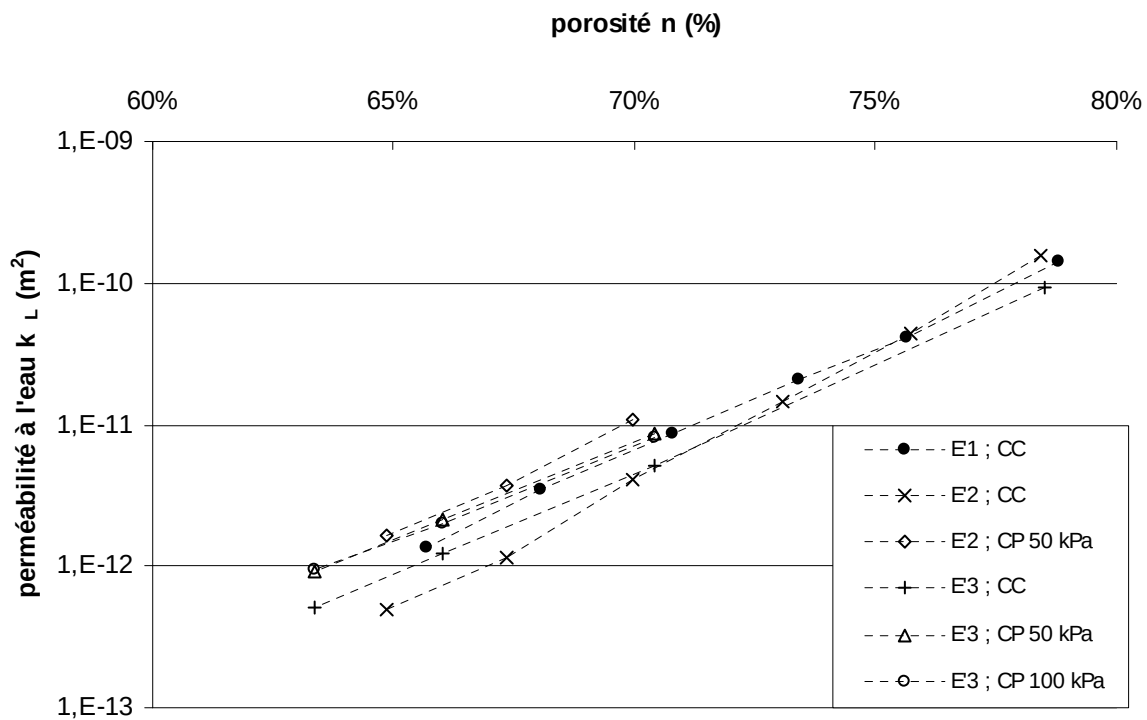
V - 3.3.2 Présentation des résultats

Pour représenter les perméabilités intrinsèques, le paramètre d'état sélectionné est la porosité n . La perméabilité intrinsèque correspond à la perméabilité d'un écoulement de fluide (gaz ou liquide) qui sature complètement le milieu. La perméabilité se rapporte à un volume d'échantillon donné (par sa longueur et sa surface). La porosité ($n = \frac{V_v}{V_T}$) est donc un paramètre d'état caractéristique de la perméabilité intrinsèque.

Les résultats des essais sont reportés au Graphique V-19.

La valeur de perméabilité mesurée sous contre-pression est systématiquement supérieure à celle sans contre-pression. Comme pour la mesure de la porosité totale, s'il n'y a pas une contre pression à l'eau appliquée dans l'échantillon, la saturation n'est pas complète du fait de nombreuses bulles d'air piégées. L'application d'une contre pression de 50 kPa est suffisante car les valeurs sont identiques à celles obtenues avec une contre pression de 100 kPa.

Bien qu'il s'agisse de 3 échantillons différents, une bonne répétabilité de la mesure est observée.



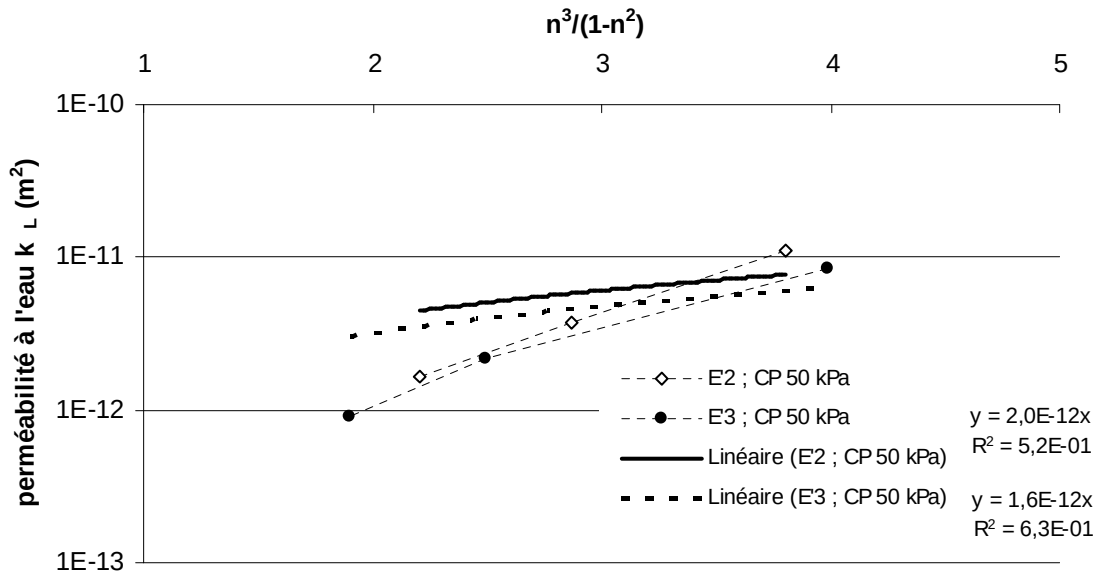
Graphique V-19 Evolution de la perméabilité à l'eau en fonction de la porosité pour les essais de compression –perméabilité à l'eau en saturé menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

V - 3.3.3 Interprétation des résultats

L'objectif de ces mesures était d'obtenir une relation qui permettrait d'obtenir l'évolution de la perméabilité intrinsèque avec la porosité. Seules les mesures sous contre pression qui permettent d'obtenir la perméabilité intrinsèque (correspondant à l'état saturé) sont prises en compte.

Au Chapitre IV, la relation de Kozeny-Carman (KC) a été démontrée ; elle s'exprime par $k_{KC} = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} \frac{n^3}{(1-n)^2}$. N'ayant pas accès à la tortuosité τ ni à la surface spécifique S_s , ces termes seront considérés constants avec la compression. La formule suivante est obtenue : $k_{KC} = C \frac{n^3}{(1-n)^2}$, avec $C = \frac{1}{\tau S_s^2}$ constant. La loi simplifiée de Kozeny-Carman est calée sur les points expérimentaux des essais E'2 et E'3.

La corrélation pour les essais E'2 et E'3 est représentée sur le Graphique V-20.



Graphique V-20 Calage de la loi de Kozeny-Carman simplifiée pour les essais E'2 et E'3 de compression – perméabilité à l'eau en saturé menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Que ce soit pour l'essai E'2 ou bien E'3, la loi de kozeny-Carman ne semble pas correspondre aux points expérimentaux. Néanmoins, plusieurs remarques peuvent être faites :

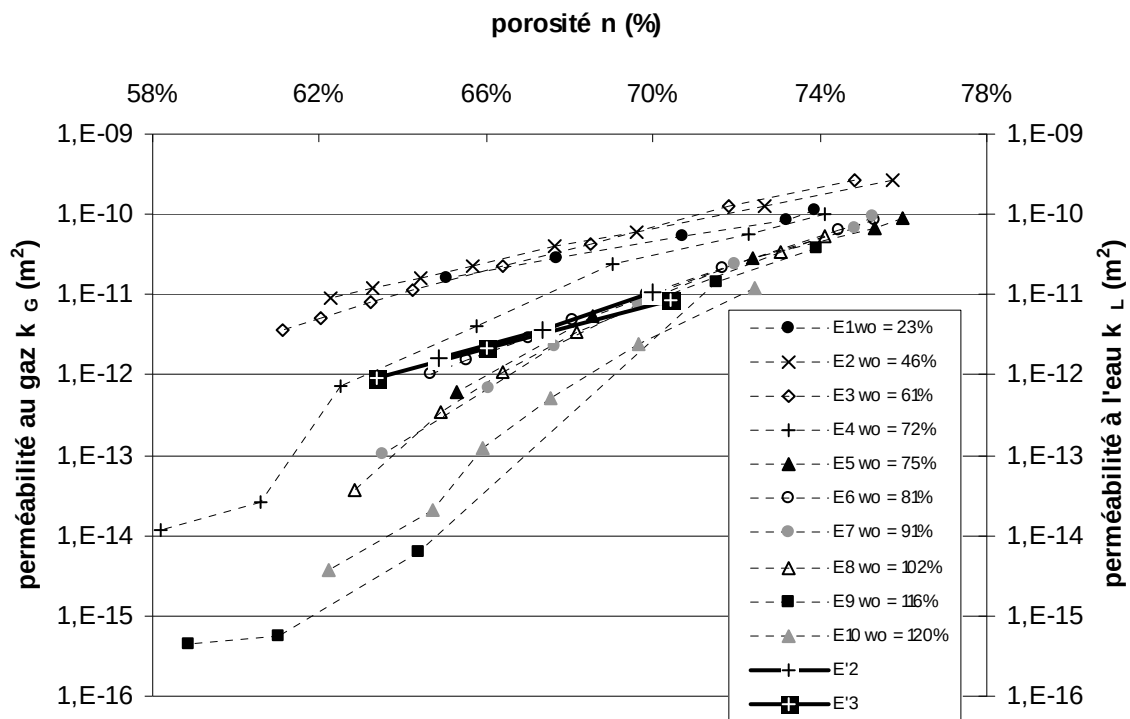
- 3 points seulement sont disponibles pour établir une corrélation, ce qui insuffisant.
- Il est probable que le terme $C = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2}$ varie avec la compression. En effet, si des éléments du déchet se compriment ou changent de forme avec la compression, la tortuosité peut varier.
- Il se peut que toute la porosité n ne soit pas mobilisée pour l'écoulement liquide. En effet, si les présences de macropores (ou chemins préférentiels) et d'une matrice microporeuse sont admises, il se peut que seule la porosité des macropores soit efficace pour l'écoulement tandis que celle des micropores ne l'est pas (ou du moins sa contribution est négligeable). Au Chapitre VI, un modèle de double porosité tenant compte de cette hypothèse sera proposé.

V - 3.3.4 Comparaison des perméabilités à l'eau en conditions saturées avec les perméabilités au gaz

L'objectif est de comparer les mesures de perméabilités à l'eau obtenues en conditions saturées avec les mesures de perméabilités au gaz décrites au V - 3.2.5.

Cependant, il faut représenter ces valeurs en fonction d'un paramètre d'état commun. Comme la perméabilité à l'eau en conditions saturées en fonction de la porosité au gaz ne peut pas être représentée, c'est la porosité totale n qui a été sélectionnée (Graphique V-21).

Cette représentation n'est pas complètement pertinente pour la perméabilité au gaz. En effet, pour une porosité donnée, la perméabilité au gaz peut diminuer avec l'augmentation de la teneur en eau volumique (déplacement le long d'une verticale sur le Graphique V-21).



Graphique V-21 Comparaison des perméabilités au gaz (en conditions non saturées) et à l'eau (en conditions saturées) en fonction de la porosité pour les essais menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

En conditions saturées, les perméabilités à l'eau (échantillon saturé en eau) et les perméabilités au gaz (échantillon sec) devraient être égales.

Pour une porosité donnée (Graphique V-21), des valeurs de perméabilités au gaz sont supérieures aux valeurs de perméabilités à l'eau en conditions saturées. Ceci concerne les essais de E1 à E4, les plus secs, où l'influence de la teneur en eau volumique est donc la plus faible.

Plusieurs remarques peuvent être faites :

- Rappelons que la viscosité du lixiviat est prise égale à celle de l'eau. Il est possible que cette simplification ait son influence et que l'effet de la viscosité du lixiviat pour le calcul de la perméabilité ne soit pas négligeable.

- En comparant les protocoles de mesure de la perméabilité au gaz (V - 1.3.1) et de mesure de la perméabilité à l'eau (V - 1.3.2) les pertes de charges inhérentes au dispositif sont pratiquement négligeables pour le gaz ce qui n'est pas le cas pour l'eau. En effet, pour la mesure de la perméabilité à l'eau en contre pression, les pertes de charges du dispositif sont estimées pour un débit donné et sont retranchées aux pertes de charges mesurées. Par conséquent, la mesure de la perméabilité intrinsèque du déchet à l'eau en conditions saturées est probablement sous-estimée.
- Pour les mesures de perméabilités au gaz, il est probable qu'elles soient proches des perméabilités intrinsèques pour les essais E1, E2 et E3, alors que les échantillons sont en conditions non saturées (présence d'une teneur en eau volumique non nulle). Ceci laisse supposer la présence d'une microporosité et d'une macroporosité du déchet. Les macropores seraient alors prépondérants pour l'écoulement de gaz. Si l'eau des échantillons E1, E2 et E3 est localisée dans la microporosité, la mesure de la perméabilité du déchet au gaz serait proche de la mesure de la perméabilité intrinsèque. Un modèle de double porosité prenant en compte cet aspect est proposé au Chapitre VI.

V - 3.4 Essai de Compression – perméabilité à l'eau en non saturée

Les mesures de ce type sont absentes de la littérature ; ceci s'explique par la difficulté de mettre en place des dispositifs de mesure en conditions non saturées.

La mesure de quelques points de perméabilités à l'eau dans le domaine non saturé a été entreprise de façon à donner une piste de réflexion.

Le protocole appliqué se base sur le fait que si l'on ne prend pas des précautions particulières (cf protocole pour la mesure de la perméabilité en conditions saturées au V - 1.3.2), l'imbibition d'un échantillon peut amener à une saturation incomplète de l'échantillon.

Le principe consiste à mettre en place un échantillon de déchet dans l'oedoperméamètre à une masse volumique $\rho_0 = \frac{M_T}{V_{T0}}$. Cette masse volumique n'est pas fixée à l'avance et le déchet est

mis dans l'oedoperméamètre jusqu'à ce qu'il remplisse la cellule. En fin d'essai, le passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) de l'ensemble de l'échantillon permet d'accéder à la masse sèche M_s de l'échantillon, ce qui donne sa teneur en eau initiale

$w_0 = \frac{M_{T0} - M_s}{M_s}$, sa masse volumique sèche initiale $\rho_{d0} = \frac{M_s}{V_{T0}}$ et sa teneur en eau volumique

initiale $\theta_{L0} = w_0 \frac{\rho_{d0}}{\rho_L}$.

Une mesure de la porosité au gaz θ_{G0} est ensuite réalisée par la méthode du pycnomètre au gaz de façon à obtenir la porosité totale, $n_0 = \theta_{L0} + \theta_{G0}$.

A ce stade, l'ensemble de la cellule est pesé et sa masse M_{cell1} est obtenue.

L'échantillon est compacté à une contrainte de 100 kPa pendant 20 min, le tassement ΔH induit par cette compression étant mesuré.

La porosité atteinte est donnée par cette mesure de tassement ΔH suivant les formules $n = n_0 - \Delta n$ et $\frac{\Delta H}{H_0} = \frac{\Delta n}{1 + \Delta n - n_0}$. A ce stade, la porosité est égale à $n = 65,4 \%$.

Une mesure de la perméabilité au gaz donne $k_G = 1,5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ (pour $S_G = 1 - S_L = 63 \%$).

L'échantillon est ensuite volontairement mal saturé en appliquant le protocole suivant : saturation par le haut et avec une charge importante ($> 1\text{ m}$ de colonne d'eau) de façon à ce que de nombreuses bulles d'air soient encore présentes dans l'échantillon.

Une mesure de la perméabilité au liquide à charge constante est ensuite réalisée (cf protocole décrit au V - 1.3.2. Une valeur $k_L = 6,2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ est obtenue. A ce stade, après fermeture des vannes d'entrée de sortie, l'ensemble de la cellule est pesé et sa masse $M_{\text{cell}2}$ est obtenue. La différence entre $M_{\text{cell}1}$ et $M_{\text{cell}2}$ donne la quantité d'eau injectée dans l'échantillon, ce qui permet de calculer sa teneur en eau volumique, soit $\theta_L = 54,7 \%$. La comparaison de cette valeur avec la mesure de la porosité totale, soit $n = 65,4 \%$, confirme que l'échantillon n'est pas saturé.

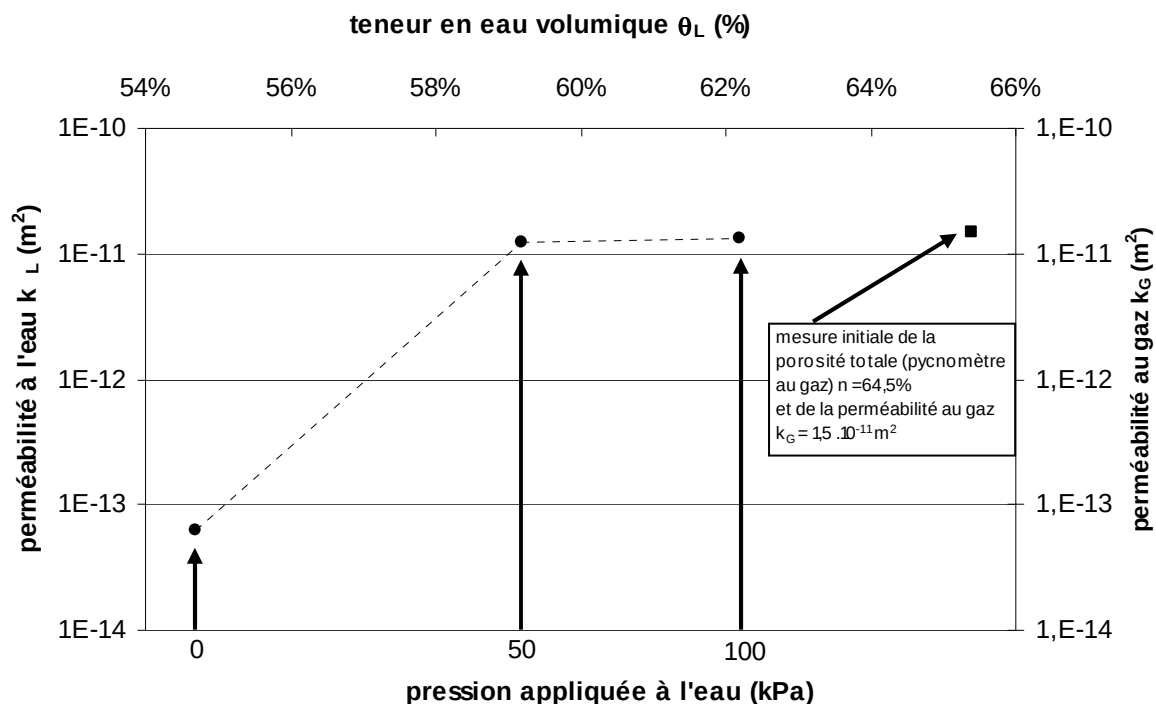
La phase liquide de l'échantillon est ensuite mise en pression, avec une mesure du volume d'eau injecté dans la cellule.

Une mesure de la perméabilité au liquide est effectuée avec contre pression de 50 kPa. Une seconde mesure est réalisée avec contre pression de 100 kPa. Le protocole de cette mesure en contre pression est donné au V - 1.3.2.

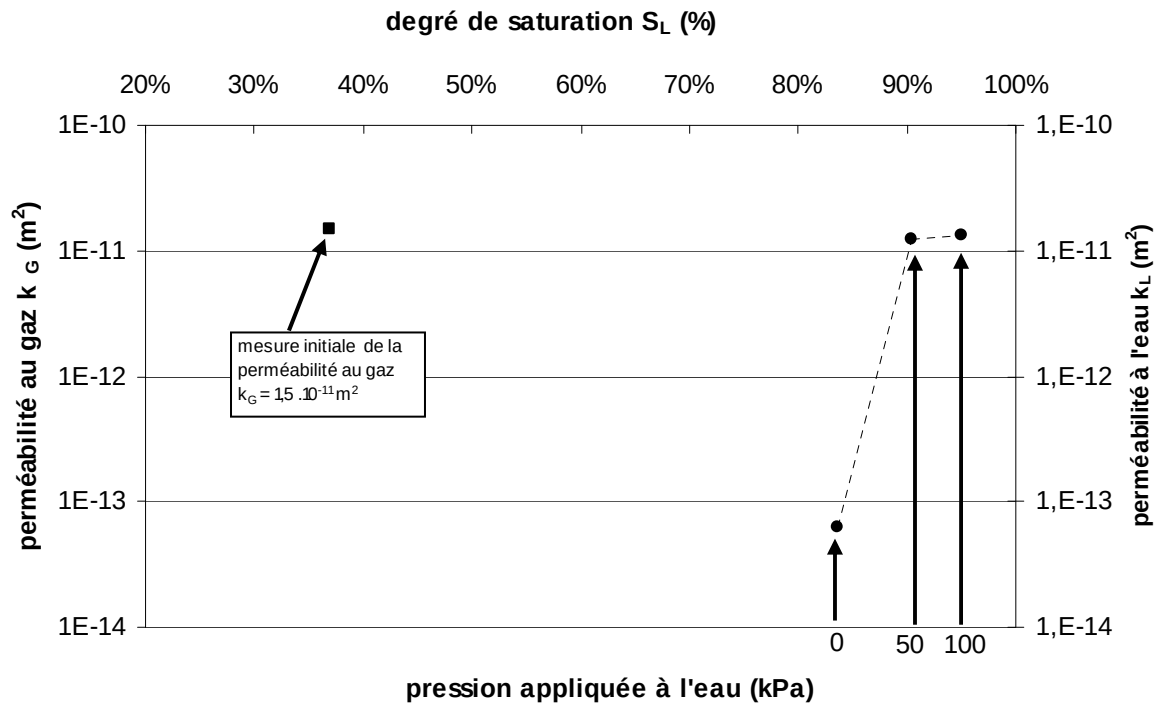
Le Graphique V-22 donne les perméabilités en fonction de la teneur en eau volumique et le Graphique V-23 en fonction du degré de saturation en eau S_L .

Lorsque la teneur en eau volumique est 10 % inférieure à la porosité totale (soit $S_L = 84 \%$), la perméabilité hydraulique est environ 250 fois plus faible que la perméabilité intrinsèque. La mesure de la perméabilité au gaz (pour $S_G = 63 \%$) est proche de la perméabilité intrinsèque, mesurée à l'eau en saturé.

D'autre part, il semblerait que la porosité comprise entre 59 et 65,4 % (en teneur en eau volumique) n'a pas d'influence sur la perméabilité. Cet écart peut correspondre à une part de la porosité qui n'est pas impliquée dans l'écoulement. Cette porosité serait ainsi constituée de micropores, dont la participation à l'écoulement serait négligeable par rapport à d'autres pores (macropores).



Graphique V-22 Mesure de la perméabilité à l'eau en fonction de la teneur en eau volumique à une porosité donnée ($n = 65,4\%$) [déchet A]



Graphique V-23 Mesure de la perméabilité à l'eau en fonction du degré de saturation en eau volumique à une porosité donnée ($n = 65,4\%$) [déchet A]

V - 3.5 Essais de Compression - perméabilité au gaz horizontale avec le transmissivimètre

Le transmissivimètre est une cellule qui permet de mesurer la perméabilité horizontale à différents niveaux de compression (V - 1.5). Il a été utilisé ponctuellement avec le déchet A de manière à comparer les perméabilités horizontales et verticales.

Un seul essai de compression - perméabilité au gaz, noté E''1, a été effectué avec de le déchet A.

V - 3.5.1 Protocole

Le déchet A mis en place dans la cellule n'a pas été écrêté à 6 cm (contrairement à celui mis en place dans l'oedoperméamètre). En effet, les dimensions, 60 cm x 29 cm x 60 cm (L x l x H) sont suffisantes pour des tailles d'éléments pouvant atteindre jusqu'à 10 cm.

Avant mise en place dans la cellule, le déchet est humidifié dans un bac de façon à ce que sa teneur en eau initiale se place entre les teneurs en eau massiques extrêmes des échantillons testés dans l'oedoperméamètre (essais E1 à E11 décrits au V - 3.2).

Après humidification, une masse M_T de déchet est mise en place dans le transmissivimètre jusqu'à remplissage de la cellule. A partir du volume total initial, la masse volumique du déchet est évaluée à $\rho_0 = 0,63 \text{ Mg/m}^3$.

Le passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) en fin d'essai permet d'accéder à la masse sèche M_s de l'échantillon, ce qui permet d'obtenir sa teneur en eau initiale

$$w_0 = \frac{M_{T0} - M_s}{M_s}, \text{ soit } w_0 = 66 \%_{M_s}.$$

La masse volumique sèche initiale est calculée, soit $\rho_{d0} = \frac{M_s}{V_{T0}} = \frac{\rho_0}{1+w_0} = 0,38 \text{ Mg/m}^3$.

De plus, la teneur en eau volumique initiale $\theta_{L0} = w_0 \frac{\rho_{d0}}{\rho_L} = 25 \%$ est obtenue.

Le transmissivimètre n'a pas été étalonné pour permettre une mesure de la porosité au gaz par la méthode du pycnomètre au gaz. De plus, cette mesure requière un réservoir (pycnomètre) adapté au volume du transmissivimètre.

Pourtant, cette donnée est importante pour être mise en correspondance avec la perméabilité au gaz.

C'est pourquoi, la masse volumique constitutive ρ_c du déchet A déterminée à partir des essais de compression dans l'oedoperméamètre est utilisée pour calculer la valeur de la porosité n . Cette masse volumique constitutive est prise égale à $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ (V - 3.2.3).

La porosité initiale n_0 ($n_0 = \frac{\bar{\rho}_c - \rho_{d0}}{\bar{\rho}_c}$) dans le transmissivimètre peut donc être estimée :

$n_0 = 77 \%$. Ceci donne la porosité au gaz initiale θ_{G0} , $\theta_{G0} = n_0 - \theta_{L0} = 52 \%$.

La mesure de la perméabilité au gaz à l'état initial n'est pas possible compte tenu de la perméabilité des déchets, trop grande pour le dispositif utilisé. En effet, le débitmètre massique étant limité à 5 NL/min (V - 1.1.2), si le déchet a une trop forte perméabilité, même pour ce débit maximum, la différence de pression entre chambre amont et chambre aval n'est pas mesurable.

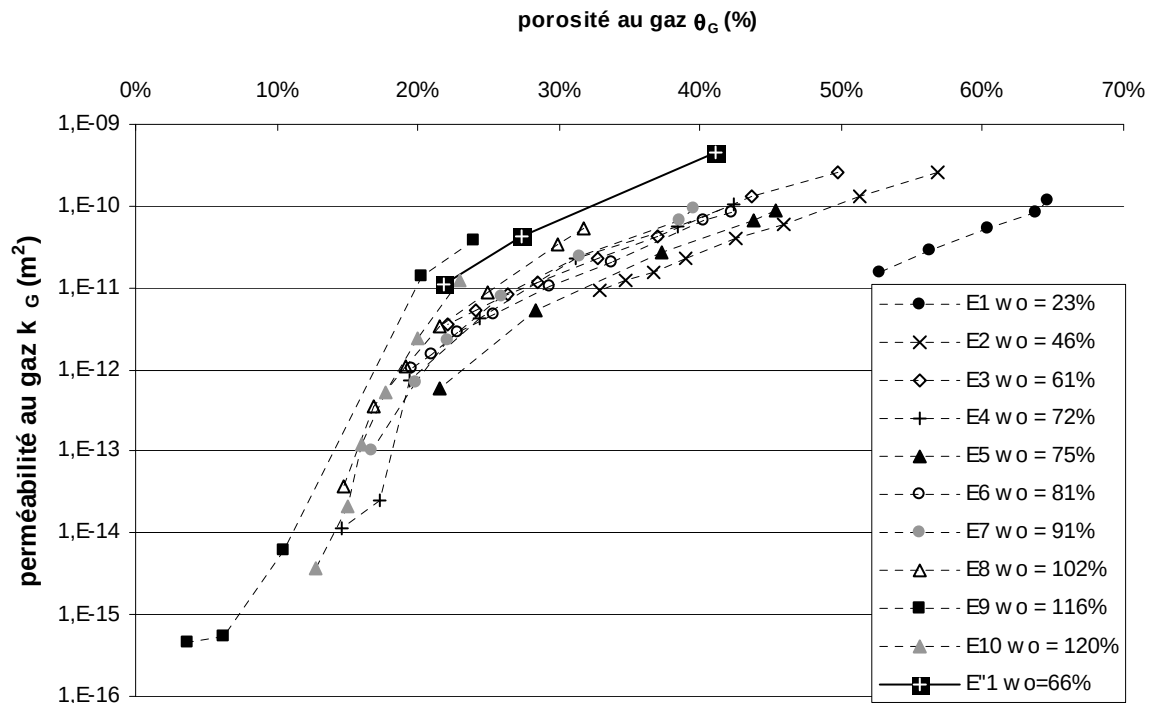
Trois paliers de chargement, maintenus pendant 24 H, ont été effectués : 40 kPa, 80 kPa et 140 kPa. A chaque niveau de compression, une mesure du tassement ΔH et de la perméabilité au gaz horizontale sont réalisées.

Au cours de la compression, le déchet n'a pas ressuyé de lixiviat ($w = w_0$). Les paramètres d'état sont calculés à partir de la mesure de tassement ΔH avec les formules suivantes :

- Masse volumique sèche : $\rho_d = \frac{\rho_{d0}}{1 - \frac{\Delta H}{H_0}}$; porosité : $n = n_0 - \Delta n$ avec $\frac{\Delta H}{H_0} = \frac{\Delta n}{1 + \Delta n - n_0}$
- Teneur en eau volumique, $\theta_L = \frac{\theta_{L0}}{1 - \frac{\Delta H}{H_0}}$ et porosité au gaz : $\theta_G = n - \theta_L$.

V - 3.5.2 Comparaison entre les perméabilités horizontale et verticale du déchet

Le Graphique V-24 donne les perméabilités au gaz horizontales mesurées expérimentalement dans le transmissivimètre (essai E''1). Une comparaison avec les mesures de perméabilités verticales est effectuée.



Graphique V-24 Comparaison des mesures de perméabilité au gaz en horizontale avec les perméabilités au gaz en verticale obtenues dans l'oedoperméamètre [déchet A]

Il apparaît que les perméabilités horizontales sont légèrement supérieures aux perméabilités verticales. Cependant, le rapport $\frac{k_{Gh}}{k_{Gv}}$ est inférieur à 10 et diminue lorsque la porosité au gaz θ_G décroît.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer une plus grande perméabilité horizontale par rapport à la perméabilité verticale :

- Tout d'abord, l'anisotropie du matériau, due à la charge de compression verticale ;
- Dans le cas du déchet, la présence de « nappes plastiques » peut augmenter cette anisotropie. En effet, ces « nappes plastiques » disposées naturellement à l'horizontale, sont des obstacles lors d'un écoulement vertical, mais présentent un effet moindre lors d'un écoulement horizontal.
- On n'oubliera pas que le déchet A, placé dans le transmissivimètre, n'a pas été écrêté à la différence du déchet placé dans l'oedoperméamètre. La Figure V-14 illustre la disposition préférentielle des éléments plastiques à l'horizontale. Les plastiques se comportant pour les fluides comme des nappes imperméables, ceci peut justifier l'anisotropie de perméabilité observée dans les déchets.

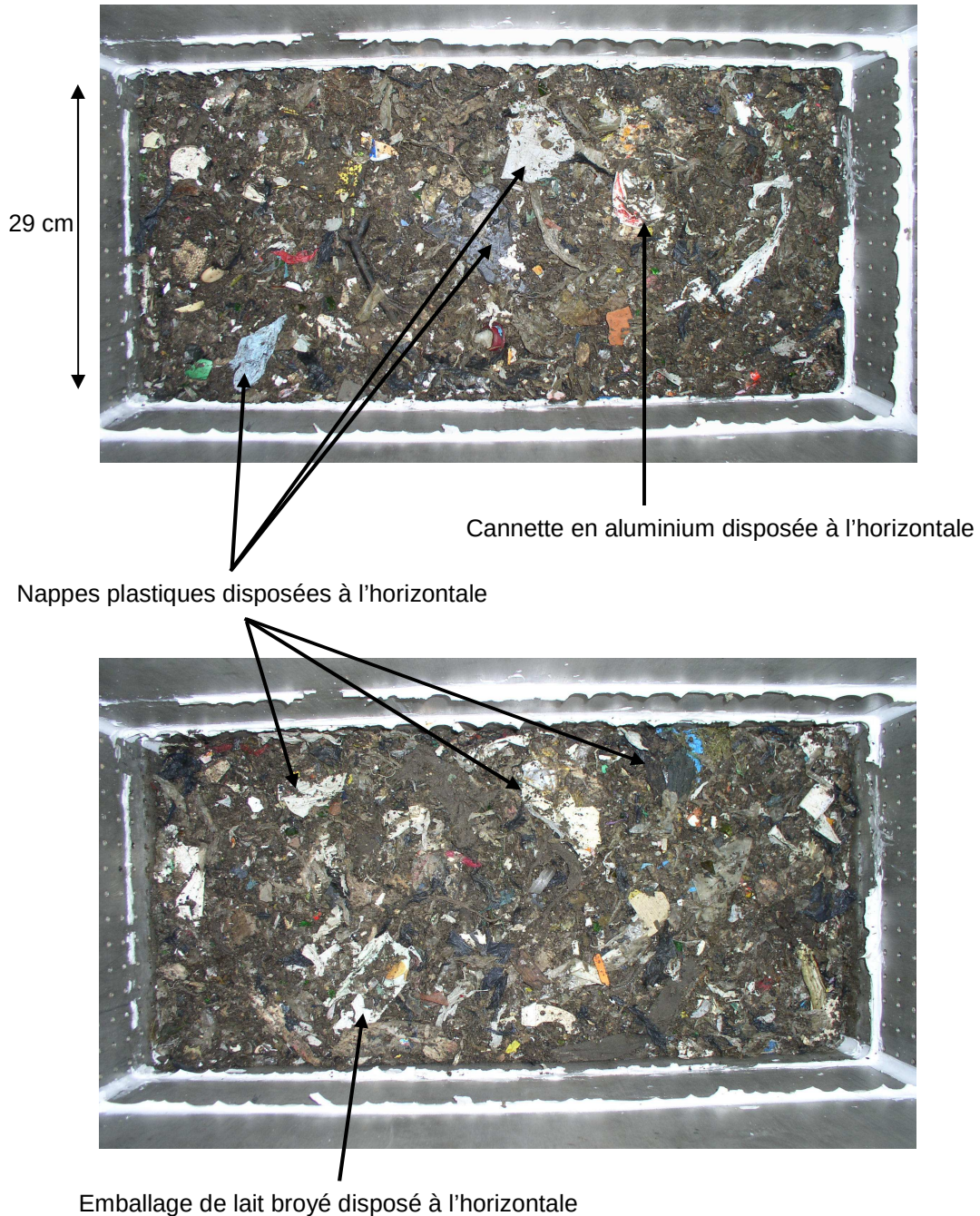


Figure V-14 Photos au déchargement de la cellule transmissivimètre illustrant la disposition des plastiques à l'horizontale [déchet A]

V - 3.6 Détermination de courbes de rétention

Comme pour le déchet D (V - 2), des courbes de rétention pour le déchet A ont été obtenues expérimentalement avec l'oedoperméamètre.

V - 3.6.1 Dans l'oedoperméamètre

Le protocole adopté pour la détermination de courbe de rétention dans l'oedoperméamètre, équipé d'une pierre céramique, est décrit au V - 1.4.

Un échantillon d'une épaisseur de 5 cm est mis en place dans l'oedoperméamètre à une masse volumique $\rho_0 = \frac{M_{T0}}{V_{T0}}$. En fin d'essai, le passage à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse) de l'ensemble de l'échantillon permet d'accéder à la masse sèche M_s , ce qui donne sa teneur en eau initiale $w_0 = \frac{M_{T0} - M_s}{M_s}$, soit $w_0 = 66\%$, sa masse volumique sèche

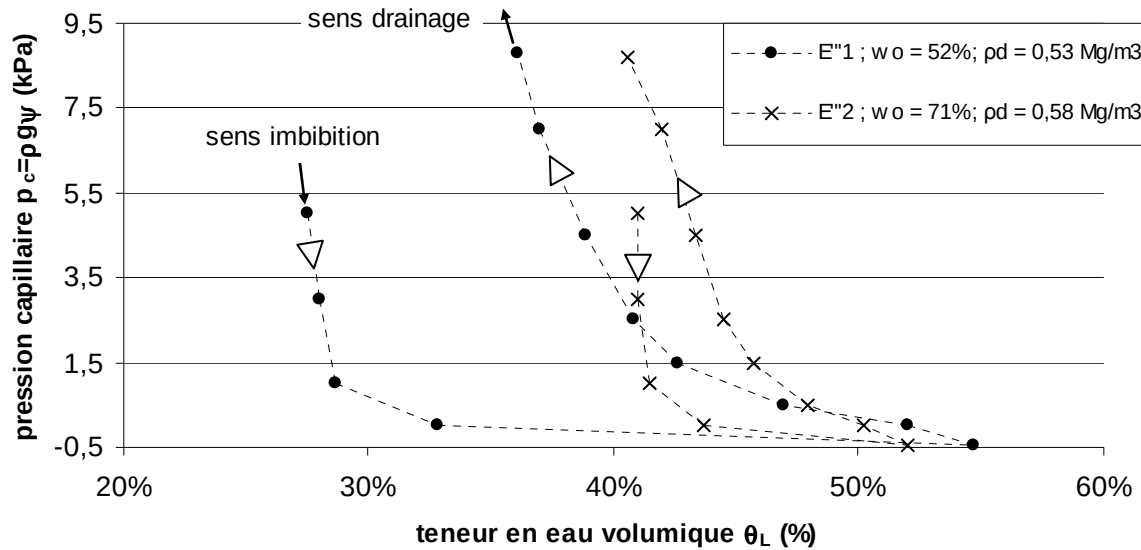
$\rho_{d0} = \frac{M_s}{V_{T0}} = \frac{\rho_0}{1+w_0}$, ainsi que sa teneur en eau volumique initiale $\theta_{L0} = w_0 \frac{\rho_{d0}}{\rho_L}$. L'évolution de

la teneur en eau volumique θ_L au sein de l'échantillon est déterminée par pesées de volumes d'eau entrant (imbibition) ou sortant (drainage), tel que décrit au V - 1.4.

Deux essais en imbibition suivis d'un drainage ont été effectués :

- Un essai à la teneur en eau massique naturelle ($w_0 = 52\%$) mis en place avec une masse volumique sèche $\rho_{d0} = 0,53 \text{ Mg/m}^3$. Cet essai est noté E''1.
- Un essai initialement préimbibé à la teneur en eau massique $w_0 = 71\%$ et mis en place avec une masse volumique sèche $\rho_{d0} = 0,58 \text{ Mg/m}^3$. Cet essai est noté E''2.

Les résultats bruts sont donnés au Graphique V-25. Le point obtenu à saturation (ou du moins à quasi saturation) se trouve à une pression capillaire négative, la pression capillaire ayant été calculée à partir de la base inférieure de l'échantillon. La valeur de (-5 cm) correspond à la hauteur des échantillons (quand le niveau de charge hydraulique se trouve aligné avec la base supérieure de l'échantillon).



Graphique V-25 Courbes de rétention déterminées expérimentalement dans l'oedoperméamètre pour le déchet A

Pour l'échantillon E''1, la teneur en eau volumique maximale s'élève à $\theta_{Lmax} = 54,7 \%$.

Pour l'échantillon E''2, la teneur en eau volumique maximale s'élève à $\theta_{Lmax} = 52,0 \%$.

Ces teneurs en eau volumiques maximales sont à mettre en correspondance avec la porosité totale de l'échantillon.

On compare ces deux teneurs en eau volumiques à la porosité de l'échantillon qui peut être estimée à partir de la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ (voir V - 3.2.3).

La porosité n des échantillons est donnée par $n = \frac{\bar{\rho}_c - \rho_d}{\bar{\rho}_c}$. La comparaison est donnée au Tableau V-6.

Tableau V-6 Comparaison entre les porosité calculées et mesurées pour les essais de succion du déchet A

Echantillon	Masse volumique sèche $\rho_d \text{ (Mg/m}^3\text{)}$	Teneur en eau volumique maximale mesurée $\theta_{Lmax} \text{ (}\%\text{)}$	Porosité calculée $n \text{ (}\%\text{)}$
E''1	0,53	54,7	67,9
E''2	0,58	52,0	64,8

Même si les valeurs de porosité calculées ne sont pas exactes (hypothèse sur ρ_c), l'état de saturation maximal n'a vraisemblablement pas été atteint. Ceci montre encore la difficulté de saturer un échantillon sans contre pression.

Sur les courbes de rétention présentée sur le Graphique V-25, le phénomène d'hystérésis est très important entre l'imbibition et le drainage. Cette hystérésis montre qu'en imbibition, les

pores du matériau captent peu d'eau par succion. En drainage, une partie des pores se vide très rapidement, pour une pression capillaire inférieure à 25 cm, mais au delà, les pores restant présentent une rétention d'eau importante bien qu'il reste encore plus de 30 % d'eau, en teneur en eau volumique.

Pour justifier cet écart, l'idée que le milieu présente une matrice fine à microporosité et des chemins préférentiels qualifiés de macropores peut être avancée. Il est probable que la microporosité soit mal connectée et ne parvient pas à capter l'eau par succion tandis que les macropores sont de tailles trop importantes pour capter l'eau par capillarité.

En drainage à partir de l'échantillon saturé, ce serait les macropores qui se videraient très rapidement (parce qu'ils sont peu capillaires) et l'eau serait ensuite bien retenue par la matrice fine à microporosité.

V - 3.6.2 Dans le transmissivimètre

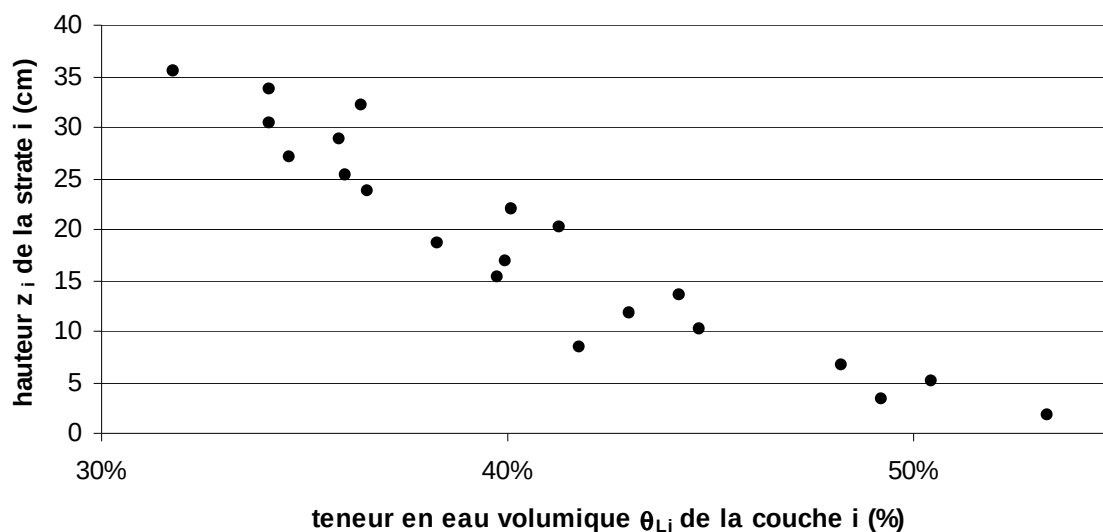
Un autre type d'approche pour caractériser la rétention d'humidité par les déchets a été tenté. Lors de l'essai de compression - perméabilité au gaz mené dans le transmissivimètre (V - 3.5), le déchet est maintenu sous compression constante (au dernier palier soit $\sigma = 140$ kPa) durant 1 semaine de façon à atteindre un état d'équilibre hydraulique stable. Les éventuelles percolations d'eau, dues à la compression, en fond de cellule sont stabilisées.

En partant d'un échantillon saturé et en le laissant drainer gravitairement, le profil d'humidité le long de cet échantillon correspond à un profil de courbe de rétention (Chapitre III).

Après 1 semaine de chargement, l'ensemble du déchet est passé à l'étuve (85°C jusqu'à stabilisation de la masse), en le séparant en strates horizontales de 1,5 cm d'épaisseur.

En supposant que la masse volumique sèche ρ_d est constante le long de la hauteur de l'échantillon (évaluée ici à $\rho_d = 0,61$ Mg/m³), les teneurs en eau massique w_i de chaque strate i passée à l'étuve permettent de déterminer la teneur en eau volumique θ_{Li} de chacune de ces couches ($\theta_{Li} = w_i \frac{\rho_d}{\rho_L}$).

Le profil de teneur en eau volumique obtenu au bout d'une semaine est présenté au Graphique V-26. Les teneurs en eau volumiques θ_{Li} de chaque couche i sont données en fonction de la hauteur z_i (milieu de la strate), la référence $z=0$ correspondant à la première couche au fond du transmissivimètre.



Graphique V-26 Profil d'humidité obtenu en fin d'essai de compression dans le transmissivimètre [déchet A]

On remarque qu'effectivement la teneur en eau volumique n'est pas homogène le long de la hauteur de l'échantillon. Ceci confirme que la capacité au champ n'est pas unique et dépend des conditions de pression capillaire. Dans cet exemple, la pression capillaire varie avec la hauteur. Transposons cet exemple à une colonne de déchet sur site. Si cette colonne est à la « capacité au champ », la teneur en eau volumique d'un échantillon composant la colonne variera avec la hauteur. Ce profil de teneur en eau volumique est fonction des courbes de pression capillaire de chaque échantillon. C'est pourquoi, le terme de « capacité au champ » d'un échantillon est ambiguë et il convient plutôt de parler de teneur en eau d'équilibre.

Remarque : cette méthode ne permet pas d'obtenir de fortes succions. Avec une cellule de 1 m de haut, 10 kPa de pression capillaire peuvent être obtenus soit autant qu'avec la pierre céramique dans l'oedoperméamètre. L'intérêt de cette méthode est la détermination expérimentale d'une courbe de rétention avec un échantillon non broyé et sous compression, ce qui est impossible à réaliser avec les cellules de rétention classiques utilisées en hydrologie des sols.

CHAPITRE VI

Modèle de double porosité appliqué aux mesures hydro-mécaniques dans l'oedoperméamètre

Les notions de double porosité ou multi-porosités apparaissent fréquemment dans les études réalisées sur les déchets des ISDND. De nombreux termes y sont associés : eau libre/eau liée ; porosité utile ou efficace, micropores/macropores, etc. Les notions tirées de l'hydrologie des sols comme l'eau adsorbée, l'eau capillaire, l'eau gravitaire sont également associées à ces termes de double porosité ce qui ne clarifie pas le propos. Mais, comme pour la mesure de la teneur en eau massique, les définitions varient et les termes sont souvent employés avec une définition et caractérisation floues voir absentes.

Cette approche du milieu poreux peut apporter des réponses aux questions posées par l'infiltration de l'eau dans les déchets : Quels sont les pores qui vont être imbibés et comment ? Quelle quantité d'eau est retenue au champ et où se localise-t-elle ? L'intérêt de ces questions est encore plus évident dans l'optique d'une gestion en mode bioréacteur.

A partir des résultats expérimentaux obtenus avec l'oedoperméamètre et présentés au Chapitre V, un modèle de double porosité est proposé avec une définition et description précise des termes employés. Une interprétation de ces résultats expérimentaux est réalisée avec ce modèle.

Dans le modèle de double porosité, le terme d'échange entre la macroporosité et la microporosité n'est pas introduit car aucune expérience n'a été réalisée pour le déterminer. Mais la mesure de ce terme est incontournable dans le futur.

Le modèle de double porosité proposé n'est pas utilisé ici pour étudier le transport d'espèces en milieux poreux. Des modèles de ce type, comme par exemple le modèle « double porosité / mobile immobile » (Van Genuchten et Wierenga, 1976) ou bien « double porosité / mobile mobile » (Gerke et Van Genuchten, 1993) ne peuvent pas être renseignés par cette étude.

Dans ce Chapitre, quelques expériences, tirées de la bibliographie et montrant l'aspect double milieu du déchet, sont décrites. La définition du modèle avec ses hypothèses, ses propriétés et ses paramètres d'état associés est ensuite présentée. Les applications de ce modèle dans l'approche bio-hydro-mécanique sont décrites avec ensuite une interprétation des résultats expérimentaux exposés au Chapitre V.

VI - 1 Concept de double porosité illustré dans la littérature

De nombreuses expériences répertoriées dans la littérature et celles réalisées dans le cadre de cette étude conduisent à envisager le concept d'un double milieu pour l'interprétation des mesures.

Le concept de double porosité ou de porosité bi-modale revient à supposer que la structure poreuse du déchet peut être schématisée par une matrice fine (agrégats à microporosité) dont les masses sont séparées par des interstices (macropores) induits par la présence d'éléments plus grossiers (plastiques, bois, métaux, etc.). L'idée est donc de considérer qu'il y a une discontinuité dans la distribution des pores entre les micropores et les macropores. On suppose également que les agrégats ne sont pas supposés continus entre eux ; la microporosité est ainsi considérée mal connectée.

VI - 1.1 Expériences de traceurs (Beaven et al., 2003)

Beaven et al. (2003) ont réalisé des expériences d'injection de traceurs (lithium) dans des échantillons de déchet comprimés, en cellules de laboratoire. Leurs expériences consistent à imposer une circulation de fluides en régime permanent. Une certaine quantité de lithium est ensuite injectée, suivie d'une mesure en continu de la concentration en lithium à la sortie de l'échantillon. Ils observent que le déchet restitue rapidement une forte concentration de lithium mais, après plus de 90 jours, une concentration résiduelle en lithium subsiste dans le lixiviat qui sort de l'échantillon. Ils mettent ainsi en évidence un aspect de la porosité étalée du milieu. En effet, la restitution rapide d'une partie du lithium injectée provient du lixiviat qui a circulé rapidement dans des macropores. Mais au cours de cette circulation, la microporosité a capté une partie du lithium et le restitue longtemps après. Beaven et al. (2003) proposent un modèle conceptuel de double porosité pour interpréter ces résultats (Figure VI-1) : une partie de l'eau contenue dans la matrice du déchet est considérée immobile. Cette matrice est traversée par des fissures contenant l'eau mobile. Il n'y a pas de flux advectifs entre l'eau mobile des fissures et l'eau immobile de la matrice mais uniquement des flux diffusifs.

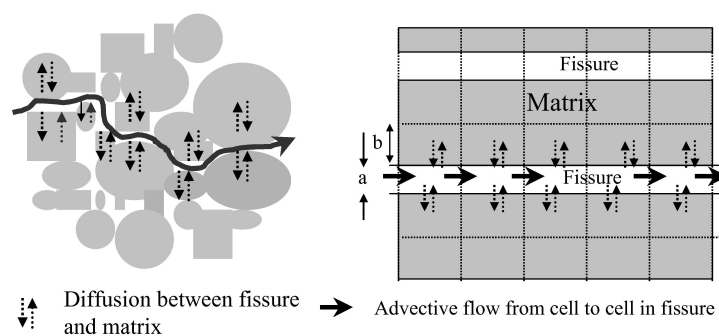


Figure VI-1 Modèle conceptuel proposé par Beaven et al. (2003) pour l'interprétation des tests de traceurs

Cet exemple illustre la double porosité des déchets et montre qu'il peut y avoir des échanges entre les deux porosités, même si l'eau de la microporosité est considérée immobile.

VI - 1.2 Expériences d'imbibition (Capelo et al., 2007)

Capelo et al. (2007) ont réalisé des essais d'infiltration d'une colonne de déchet (60 cm de diamètre sur 3 m de haut) à débit constant de manière à simuler une pluie. Ils suivent le profil d'humidité en fonction du temps à l'aide d'une sonde neutronique (Figure VI-2). Ils observent, qu'après 180 min de pluie, la teneur en eau volumique augmente pratiquement jusqu'au fond de l'échantillon (2,10 m) alors que les couches supérieures ne sont pas encore saturées, leur teneur en eau volumique augmentant par la suite.

Or, d'après la théorie classique de l'infiltration de l'eau dans les sols, le front d'infiltration devrait se propager de proche en proche après saturation de chacune des couches à partir du sommet. Une saturation progressive par le haut de l'échantillon devrait donc être observée avant que de l'eau percole en fond d'échantillon.

Ceci peut indiquer la présence de chemins préférentiels, bien connectés, autour d'une matrice à porosité plus fine et mal connectée. L'eau passerait ainsi d'abord dans les chemins préférentiels, assimilables à des macropores. Puis, cette eau contenue dans ces macropores serait progressivement captée par la microporosité (par différence de pression capillaire entre l'eau des macropores et l'eau des micropores) ce qui ferait augmenter le profil d'humidité de l'échantillon avec le temps.

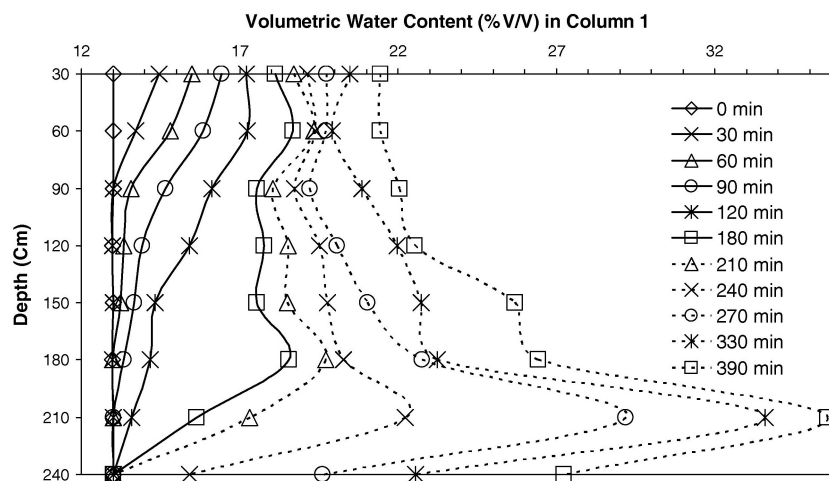


Figure VI-2 Résultats d'infiltration mesurés par suivi neutronique (Capelo et al. 2007)

VI - 2 Modèle de double porosité

VI - 2.1 Hypothèses et propriétés du modèle

Les différentes expériences sur déchets menées en cellules de laboratoire conduisent à définir un modèle de double porosité. La définition des paramètres associés et les hypothèses du modèle sont directement issues des interprétations des résultats d'expériences obtenus.

VI - 2.1.1 Structure des déchets

Les déchets sont composés d'éléments de nature très différente. L'assemblage aléatoire de ces différents éléments forme le milieu poreux. Deux types de porosités peuvent être distinguées : la porosité des éléments du déchet et la porosité autour de ces éléments. Si l'on considère une feuille de papier froissée ; au contact de l'eau, les micropores de cette feuille de papier vont s'imbiber. Maintenant, si l'on considère l'assemblage de plusieurs feuilles de papier du même type, confinées de façon à former un agrégat et si l'on sature cet agrégat, l'eau située dans les micropores des feuilles et l'eau située autour ne vont pas avoir les mêmes comportements lorsque l'échantillon sera soumis à une compression ou à un gradient de charge hydraulique.

Si maintenant on considère tous les agrégats qui constituent le déchet, il est fort peu probable que les micropores de ces agrégats soient du même type (taille, forme, etc.). Caractériser une distribution de taille de pores pour chacun des agrégats étant impossible, deux types de porosités sont définis :

- Une microporosité située dans la matrice fine constituant les agrégats, en majeure partie organique, du déchet
- Une macroporosité située autour des agrégats du déchet

Les multiples états de l'eau rencontrés dans la microporosité (eau hygroscopique, etc.) ne sont pas distingués.

L'eau située dans la macroporosité est soumise aux forces capillaires (ou de tension capillaires) et aux forces gravitaires.

VI - 2.1.2 Propriétés de la microporosité

A partir des distributions de tailles de pores déterminées sur le déchet D (présentées au Chapitre V à partir des expériences de succion), les pores de la microporosité seront arbitrairement supposés inférieurs à 40 μm . Cette microporosité interne aux agrégats est supposée globalement mal connectée.

L'eau contenue dans cette microporosité est supposée peu mobilisable : par compression, sous gradient hydraulique, et sous l'application d'une succion.

En ce qui concerne le tassement, il a été discuté au Chapitre III le fait qu'une partie du tassement pouvait être due à la compression de la microporosité de la matrice organique. Cependant, il semblerait, à partir des résultats expérimentaux, que la compression de la

microporosité de cette matrice microporeuse soit négligeable par rapport à la compression de la macroporosité. Ce point sera discuté par la suite.

En ce qui concerne les écoulements liquides en conditions saturées, les expériences en cellule de laboratoire peuvent justifier l'hypothèse que l'eau contenue dans la microporosité est considérée comme immobile. Les lois d'écoulement en milieux poreux décrites au Chapitre IV (Kozeny - Carman et Van Genuchten - Mualem) sont donc à réécrire de manière à distinguer la porositi  mobilisée lors d'un écoulement (la macroporosité) et celle non mobilisée (la microporosité). Cette réécriture des lois en fonction des paramètres d'état du modèle est r  alis e ci-dessous.

VI - 2.1.3 Propriétés de la macroporosité

Les pores de la macroporosité seront arbitrairement considérés supérieurs à 40 μm .

Cette porositi  sera supposée bien connectée et compressible. Les écoulements liquides emprunteront majoritairement la macroporosité.

L'eau contenue dans cette macroporosité peut être considérée comme libre. Elle sera mobile aussi bien lors d'une expérience de compression que sous l'effet d'un gradient hydraulique.

VI - 2.1.4 Comparaison avec certains modèles de la littérature

Certains auteurs considèrent que l'eau contenue dans les micropores des agrégats est intégrée au « solide ». Dans le modèle proposé, ce qui est r  ellement solide sera distingué de ce qui est liquide. En effet, bien que l'eau de la microporosité soit considérée comme très peu mobilisable par compression ou par l'application d'un gradient hydraulique, les échanges sont possibles entre l'eau de la microporosité et l'eau de la macroporosité [cf ci-dessus la description les expériences de Beaven et al. (2003)]. De plus, les mesures de teneur en eau (par séchage à l'étuve) prennent en compte l'eau incluse dans les agrégats.

Dans la littérature, la notion de « porositi  de drainage » est mentionnée. Cette porositi  correspond au volume des pores vidés par drainage gravitaire, en partant d'un échantillon saturé en eau. La macroporosité n'est pas la porositi  de drainage. En effet, comme l'indiquent les Figure VI-3 et Figure VI-4,   la capacité au champ ou plutôt à un état de teneur en eau volumique d'équilibre, il subsiste de l'eau pendulaire avec des m nismes retenue par capillariti  dans les pores de la macroporosité. La macroporosité est donc supérieure à la porositi  de drainage.

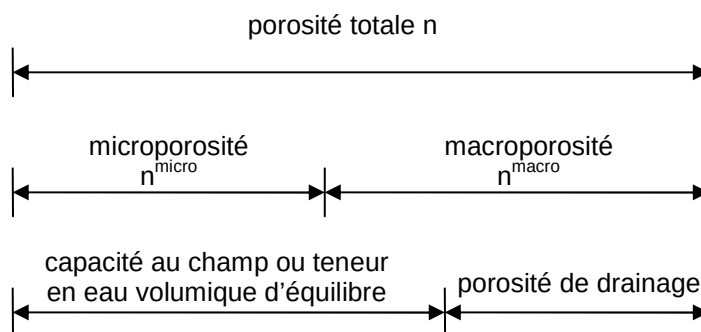


Figure VI-3 Echelles de porositi s

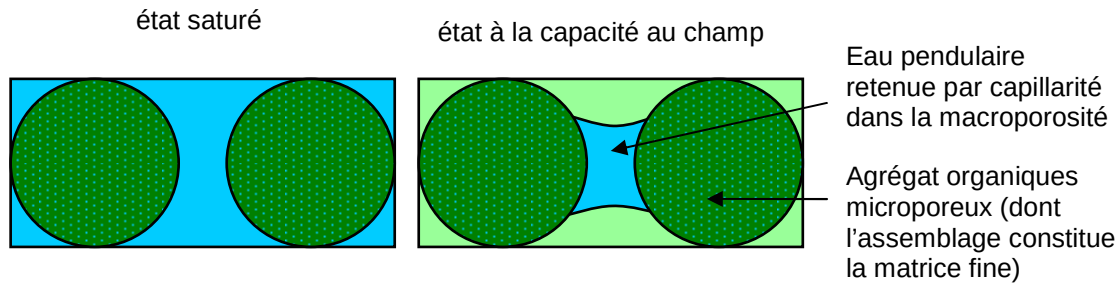


Figure VI-4 Etat saturé et à la capacité au champ

VI - 2.2 Définition des paramètres d'état du modèle

VI - 2.2.1 Représentation du milieu

La Figure VI-5 permet schématiquement de visualiser le milieu.

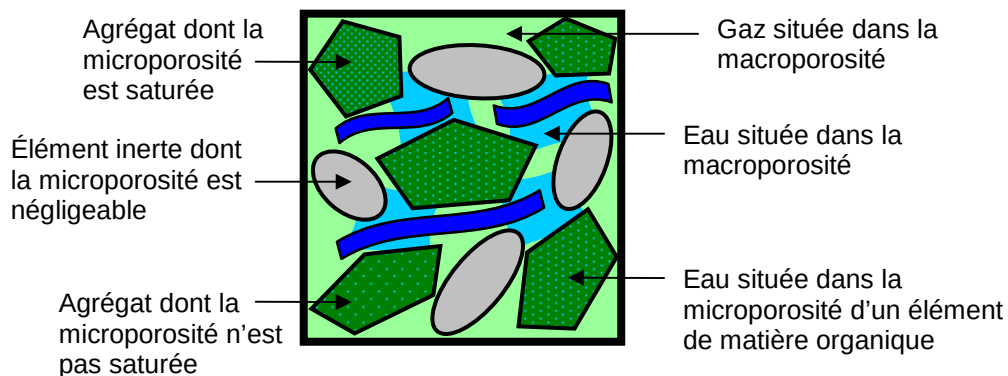


Figure VI-5 Représentation de la double porosité d'un échantillon de déchet

VI - 2.2.2 Définition des paramètres d'état de la microporosité et de la macroporosité

a) Teneurs en eau - porosités - degrés de saturation

Dans le modèle, on suppose qu'il existe un volume de micropores noté V_v^{micro} et un volume de macropores noté V_v^{macro} .

Ces volumes V_v^{micro} et V_v^{macro} permettent de définir :

- une teneur (massique) en micropores, notée w^{micro} et correspondant au volume de micropores V_v^{micro} par rapport à la masse sèche de l'échantillon M_s :
$$\frac{w^{\text{micro}}}{\rho_L} = \frac{V_v^{\text{micro}}}{M_s}.$$

Elle s'exprime en $\%_{MS}$. w^{micro} correspond à la teneur en eau quand l'ensemble du volume des micropores V_v^{micro} est rempli d'eau.

- une teneur (massique) en macropores, notée w^{macro} et correspondant au volume de macropores V_v^{macro} par rapport à la masse sèche de l'échantillon M_s : $\frac{w^{macro}}{\rho_L} = \frac{V_v^{macro}}{M_s}$.

Elle s'exprime en $\%_{MS}$. w^{macro} est le complémentaire de w^{micro} , la somme de w^{micro} et w^{macro} correspondant à la teneur en eau maximale (à saturation) de l'échantillon :

$$w_{sat} = w^{micro} + w^{macro} \text{ (Figure VI-6).}$$

w^{micro} n'est pas égale à la teneur en eau massique w de l'échantillon (Figure VI-6) mais elle peut y être comparée. Si $w < w^{micro}$, la microporosité n'est pas saturée en eau et si $w > w^{micro}$, il est fort probable que la microporosité soit saturée en eau.

Lorsque la microporosité et la macroporosité sont évoqués, c'est un volume de pores divisé par un volume total qui est considéré. Dans le modèle de double porosité de la présente étude, une hypothèse consiste à supposer le volume des micropores de la microporosité constant, notamment sous compression. Ceci revient à considérer w^{micro} constant. Or, sous compression, le volume total varie, ce qui induit une variation de $\frac{V_v^{micro}}{V_T}$. Dans la pratique, le terme w^{micro}

sera largement utilisé pour caractériser la microporosité, car plus facilement manipulable, bien qu'il ne soit pas stricto sensu une porosité.

La Figure VI-6 présente un cas complexe où $w > w^{micro}$ mais la microporosité n'est pas saturée en eau. Comme aucun moyen n'est disponible pour vérifier ce cas, on prend comme hypothèse dans toute l'étude que $w \geq w^{micro}$ signifie que la microporosité est saturée en eau.

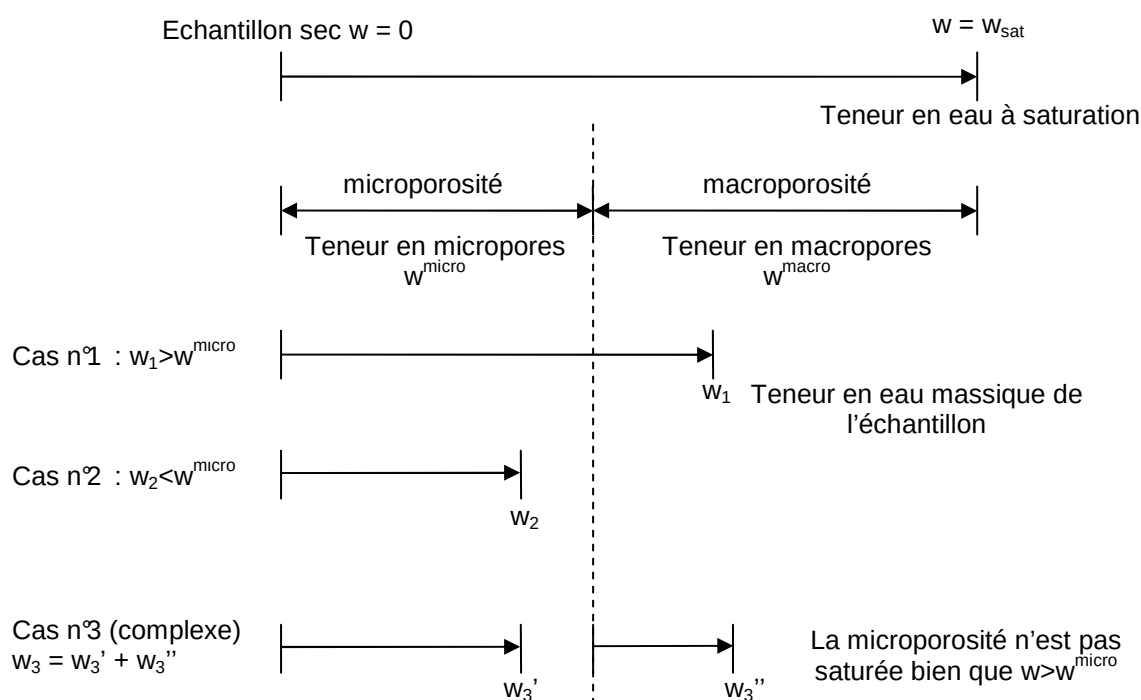


Figure VI-6 Comparaison de la teneur en eau massique avec la teneur en micropores et la teneur en macropores

A partir des volumes de micropores V_v^{micro} et de macropores V_v^{macro} , sont définis :

- une porosité micro : $n^{\text{micro}} = \frac{V_v^{\text{micro}}}{V_T}$.
- une porosité macro : $n^{\text{macro}} = \frac{V_v^{\text{macro}}}{V_T}$.

La somme de la porosité micro n^{micro} et de la porosité macro n^{macro} correspond à la porosité totale, soit : $n = n^{\text{micro}} + n^{\text{macro}}$.

Sont également définis :

- un taux de micropores S^{micro} , soit $S^{\text{micro}} = \frac{V_v^{\text{micro}}}{V_v} = \frac{n^{\text{micro}}}{n}$.
- un taux de macropores S^{macro} $S^{\text{macro}} = \frac{V_v^{\text{macro}}}{V_v} = \frac{n^{\text{macro}}}{n}$.

De même, la somme de S^{micro} et S^{macro} est égale à 1, soit :

$$S^{\text{micro}} + S^{\text{macro}} = \frac{n^{\text{micro}} + n^{\text{macro}}}{n} = 1$$

b) Relation entre paramètres d'état

Les paramètres d'état du modèle à double porosité peuvent s'exprimer les uns en fonction des autres. Expression de n^{micro} en fonction de w^{micro} :

$$n^{\text{micro}} = \frac{\rho_d}{\rho_L} \times w^{\text{micro}} = \frac{\rho_c(1-n)}{\rho_L} w^{\text{micro}}$$

La porosité macro n^{macro} est déduit de la porosité totale n :

$$n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = n - \frac{\rho_d}{\rho_L} \times w^{\text{micro}} = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c} - \frac{\rho_d}{\rho_L} \times w^{\text{micro}}$$

c) Paramètres fondamentaux

Comme précisé au Chapitre III, seulement trois paramètres sont nécessaires pour déterminer tous les autres :

- la masse volumique ρ de l'échantillon
- la porosité n
- la teneur en eau w

Pour le modèle à double porosité, se rajoute w^{micro} pour déterminer tous les autres paramètres.

De plus, l'évolution sous compression de tous les paramètres d'état du modèle à double porosité peuvent être déterminés en fonction du tassement ΔH .

d) Etat caractéristique

Un état caractéristique est l'état pour lequel la porosité micro est saturée en eau et la porosité macro sèche :

$$w = w^{\text{micro}}$$

$$\theta_L = n^{\text{micro}} \text{ et } \theta_G = n - \theta_L = n^{\text{macro}}$$

$$S_L = S^{\text{micro}} \text{ et } S_G = 1 - S_L = S^{\text{macro}}$$

e) Détermination du degré de saturation résiduel S_{rL}

Dans la loi de pression capillaire de Van Genuchten (1980) et dans les lois de perméabilités relatives de Van Genuchten - Mualem, est défini le degré de saturation résiduelle S_{rL} ainsi que le degré de saturation effectif en liquide S_{eL} . Rappelons que $S_{eL} = \frac{S_L - S_{rL}}{1 - S_{rL}}$.

Ces deux termes séparent deux domaines : le premier à l'intérieur duquel l'eau est immobile (saturation résiduelle) et le second à l'intérieur duquel l'eau est mobile (saturation effective). Le modèle de double porosité proposé dans cette étude identifie le degré de saturation résiduel S_{rL} avec le degré de micropores S^{micro} , soit $S_{eL} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}}$.

Le degré de saturation effectif correspond ainsi au degré de saturation en eau de la macroporosité (Figure VI-7). Il peut s'exprimer de différentes façons :

$$S_{eL} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}} = \frac{\theta_L - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}} = \frac{w - w^{\text{micro}}}{w_{\text{sat}} - w^{\text{micro}}}$$

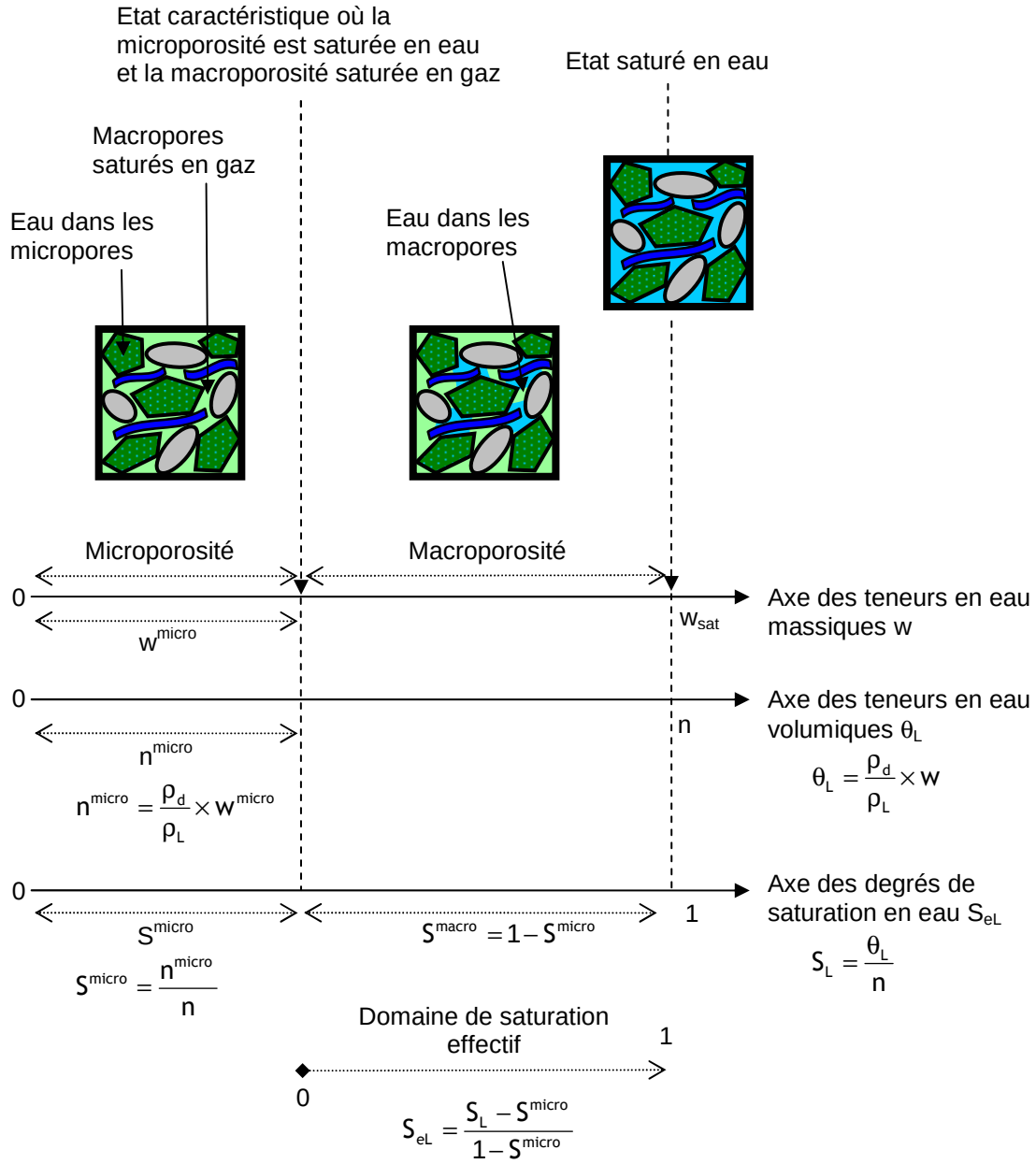


Figure VI-7 Définition du domaine de saturation effectif à partir du modèle de double porosité

En ce qui concerne la phase gaz, le degré de saturation efficace en gaz est déduit du degré de saturation efficace en liquide, soit $S_{eG} = 1 - S_{eL} = \frac{S_G}{1 - S^{\text{micro}}} = \frac{\theta_G}{n_{\text{macro}}}$.

A l'état caractéristique où la porosité micro est saturée en eau ($w = w^{\text{micro}}$), on a :

$$S_{eG} = 1 \text{ et } S_{eL} = 0$$

Dans le cas où $w < w^{\text{micro}}$, on a $S_{eG} > 1$ et $S_{eL} < 0$.

VI - 2.3 Modification du modèle de capillarité

Le modèle de Van Genuchten (1980) est retenu pour l'analyse des courbes de rétention ($p_c = \frac{1}{\alpha} [S_{eL}^{-1/m} - 1]^{1-m}$). Il est à réécrire en fonction des hypothèses fixées ici. Le degré de saturation résiduel S_{rL} correspond en fait au degré de saturation micro S^{micro} pour l'état caractéristique (saturation de la porosité micro) :

$$S_{eL} = \frac{S_L - S_{rL}}{1 - S_{rL}} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}}$$

VI - 2.4 Modification du modèle de perméabilité

Au Chapitre IV la relation de Kozeny - Carman a été utilisée : $k_{KC} = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} \frac{n^3}{(1-n)^2}$. Dans les mesures de perméabilités réalisées dans l'oedoperméamètre, ni la tortuosité τ , ni la surface spécifique S_s ne sont mesurées. La relation de Kozeny - Carman est ainsi simplifiée en considérant que ces deux termes sont constants avec la compression. On a donc $k_{KC} = C \frac{n^3}{(1-n)^2}$, avec $C = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2}$ constante.

VI - 2.4.1 Perméabilité au gaz

Les mesures de perméabilité au gaz permettent d'estimer w^{micro} si l'on admet à partir des résultats obtenus avec l'oedoperméamètre que la perméabilité au gaz n'est pas influencée par l'eau présente dans les micropores.

En considérant un échantillon à une teneur en eau w donnée et en réalisant un essai de perméabilité au gaz avec cet échantillon, deux cas sont distingués (Figure VI-8) :

- Lorsque $S_L < S^{\text{micro}}$: la microporosité n'est pas entièrement saturée. Dans ce cas, une mesure de la perméabilité au gaz donne une valeur proche de la perméabilité intrinsèque.
- Lorsque $S_L \geq S^{\text{micro}}$: la microporosité est saturée eau et la perméabilité au gaz diminue avec l'augmentation d'humidité.

On admet que le seul domaine de saturation qui influence la perméabilité au gaz est le domaine au delà de la saturation micro. Le degré de saturation en eau de ce domaine est décrit par le degré de saturation effectif, soit $S_{eL} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}}$, en partant de l'état caractéristique (saturation de la porosité micro).

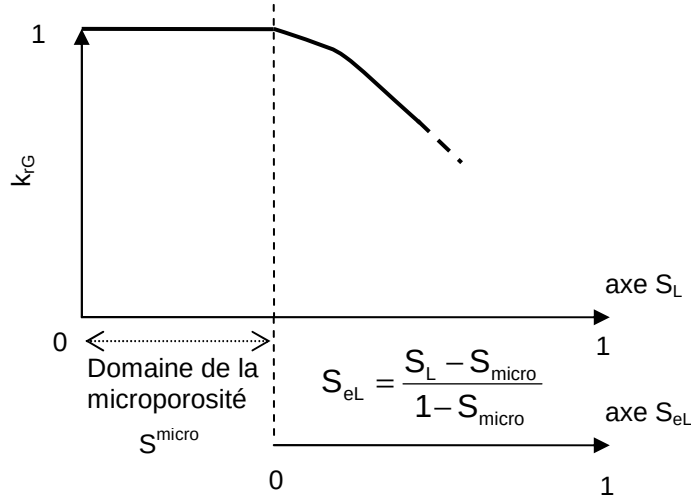


Figure VI-8 Courbe k_{rG} avec l'approche double milieu

La perméabilité intrinsèque du matériau peut être ainsi être mesurée au gaz si l'on a $S_{eL} \leq 0$.

La perméabilité au gaz en non saturé peut être exprimée de deux manières :

- Avec la loi de Kozeny - Carman simplifiée en l'exprimant en fonction de la porosité au gaz pour l'écoulement gazeux, que lorsque $w > w_{micro}$, soit $k_{KC} = C \frac{\theta_G^3}{(1 - \theta_G)^2}$.
- Avec la loi de Van Genuchten - Mualem, en fonction du degré de saturation effectif déterminé ci-dessus, soit $S_{eL} = \frac{S_L - S_{micro}}{1 - S_{micro}}$.

VI - 2.4.2 Perméabilité à l'eau en conditions saturées

Lors d'un écoulement liquide en conditions saturées, on considère que seule la macroporosité est efficace pour l'écoulement, l'eau contenue dans les micropores de la matrice fine étant considérée immobile. La relation de Kozeny - Carman est réécrite en ne considérant que la

porosité macro, soit : $k_{KC} = C \frac{n_{macro}^3}{(1 - n_{macro})^2}$,

Avec $n_{macro} = n - n^{micro} = n - \frac{\rho_d}{\rho_L} \times w^{micro} = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c} - \frac{\rho_d}{\rho_L} \times w^{micro}$.

VI - 3 Application du modèle à l'étude à l'oedoperméamètre

Les résultats sur le déchet A et le déchet D obtenus à partir des tests hydro-mécaniques dans l'oedoperméamètre sont interprétés en tenant compte du modèle à double porosité.

VI - 3.1 Interprétation des mesures de perméabilité au gaz

VI - 3.1.1 Détermination du paramètre w^{micro}

Ce paramètre est important car il délimite la microporosité de la macroporosité. Il donne le volume de micropores V_v^{micro} de la matrice fine, $w^{micro} = \rho_L \frac{V_v^{micro}}{M_s}$.

a) A partir de la composition

De la même manière que la masse volumique constitutive ρ_c du déchet (de Chatuzange) a été déterminée à partir de sa composition (Chapitre III), w^{micro} peut être estimée à partir de cette même composition.

La teneur micropores w^{micro} est supposée correspondre à la teneur en eau de saturation de tous les constituants.

Dans le tableau Tableau VI-1, les ρ_{di} , n_i et w_{sati} sont donnés par Beaven et al. (1995) et Landva et Clarck (1990).

A partir des caractéristiques physiques de chaque constituant i (masse volumique sèche ρ_{di} et porosité n_i), la teneur en eau à saturation de chacun de ces constituants est calculée, soit :

$$w_{sati} = n_i \frac{\rho_L}{\rho_{di}}$$

La teneur en micropores w_i^{micro} pour chacun des constituants i est calculée en fonction de leur proportion (donnée par $\mu_i = \frac{m_{si}}{m_s}$), soit :

$$w_i^{micro} = w_{sati} \times \mu_i$$

La teneur en micropores w^{micro} de l'échantillon complet est obtenue en sommant la contribution des teneurs en micropores de chacun des constituants w_i^{micro} . Soit :

$$\bar{w}_{micro} = \frac{\sum_i w_{sati} \times \mu_i}{\sum_i \mu_i} = \frac{\sum_i w_i^{micro}}{\sum_i \mu_i}, \text{ avec } \sum_i \mu_i = 1.$$

Tableau VI-1 Calcul des teneurs en eau à saturation de chaque constituant i du déchet A pour la détermination de w^{micro}

Constituants	μ_i (% _{MS})	ρ_{di} (Mg/m ³)	n_i (%)	W_{sati} (% _{MS})	W_i^{micro} (% _{MS})
Papier/Cartons	24	0,4	80	200	48
Plastiques	14,6	1	0	0	0
Textiles	4	0,3	30	100	4
Putrescibles	2,5	1	20	20	0,5
Métaux	7,7	6	0	0	0
Verre	8,3	2,9	0	0	0
Combustible	6,5	1	20	20	1,3
Incombustible	4,8	2,6	0	0	0
Fines	27,5	1	20	20	5,5

On obtient ainsi pour le déchet A la valeur de $\bar{w}^{\text{micro}} = 59,3 \text{ \%}_{\text{MS}}$.

La teneur en micropores est surtout due aux papier/cartons (Tableau VI-1), aux textiles et aux putrescibles (dont on peut penser qu'une majeure partie est contenue dans la catégorie « fines »).

A noter que certaines fractions n'ont pas de microporosité : plastiques, métaux, verre, incombustibles.

b) A partir des mesures de perméabilité au gaz à une porosité donnée

Les mesures de perméabilités au gaz à une porosité donnée permettent d'estimer w^{micro} .

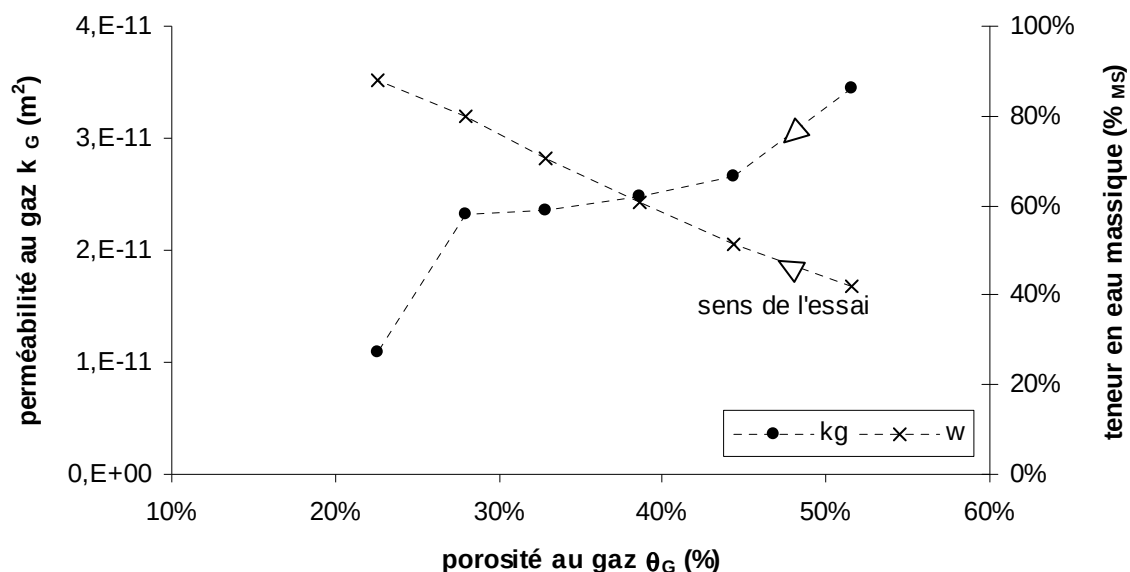
Considérons l'essai de compactage à 40 kPa. Cet essai concerne un échantillon (un seul prélèvement) compacté avec des teneurs en eau croissantes par paliers de 24 H. A la fin d'un palier, la mesure de tassement donne la masse volumique du matériau. Pour chaque teneur en

eau, la masse volumique atteinte [et donc la porosité totale ($n = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c}$)] est pratiquement la

même [environ $n = 73 \text{ \%}$ (Graphique V - 10)]. A la fin de chaque palier de compression, une mesure de la perméabilité au gaz a été effectuée. Ces perméabilités au gaz sont données en fonction de la porosité au gaz Graphique VI-1.

On constate que l'ajout d'eau (qui entraîne une diminution de la porosité au gaz θ_g) n'a qu'une influence faible sur la perméabilité au gaz, pour les teneurs en eau les plus faibles.

On pourrait supposer que pour les faibles teneurs en eau, le matériau se trouve en deçà de la saturation de la microporosité ($w < w^{\text{micro}}$) et l'ajout progressif d'eau conduit à un remplissage de cette microporosité. Or les pores de la microporosité sont supposés ne pas participer à l'écoulement de gaz. Sur le Graphique VI-1, la perméabilité au gaz est influencée, à porosité donnée, par l'humidification à partir d'une porosité au gaz d'environ 30 % qui correspond à une teneur en eau massique de 80 %_{MS}. C'est cette teneur en eau massique qui est retenue comme la teneur en micropores w^{micro} , soit $w^{\text{micro}} = 80 \text{ \%}_{\text{MS}}$.



Graphique VI-1 Evolution de la perméabilité au gaz en fonction de la porosité au gaz pour l'essai de compactage à 40 kPa dans l'oedoperméamètre pour une porosité totale pratiquement constante ($n = 73$ %) [déchet A]

c) A partir de l'ensemble des mesures de perméabilité au gaz

Pour affiner l'estimation de la teneur en micropores w^{micro} , l'ensemble des perméabilités au gaz obtenues à partir des essais de compression menés dans l'oedoperméamètre sur le déchet A a été considéré (V - 3.2). Il s'agit d'essais à porosité totale décroissante et à teneur en eau totale constante (sauf ressuyage).

Pour les porosités totales 75 %, 72,5 %, 70 %, 67,5 %, 65 % et 62,5 %, les couples (n , w , θ_L , θ_G , k_G) ont été relevés. Sur le Graphique VI-2, uniquement les couples (θ_G , k_G) sont représentés.

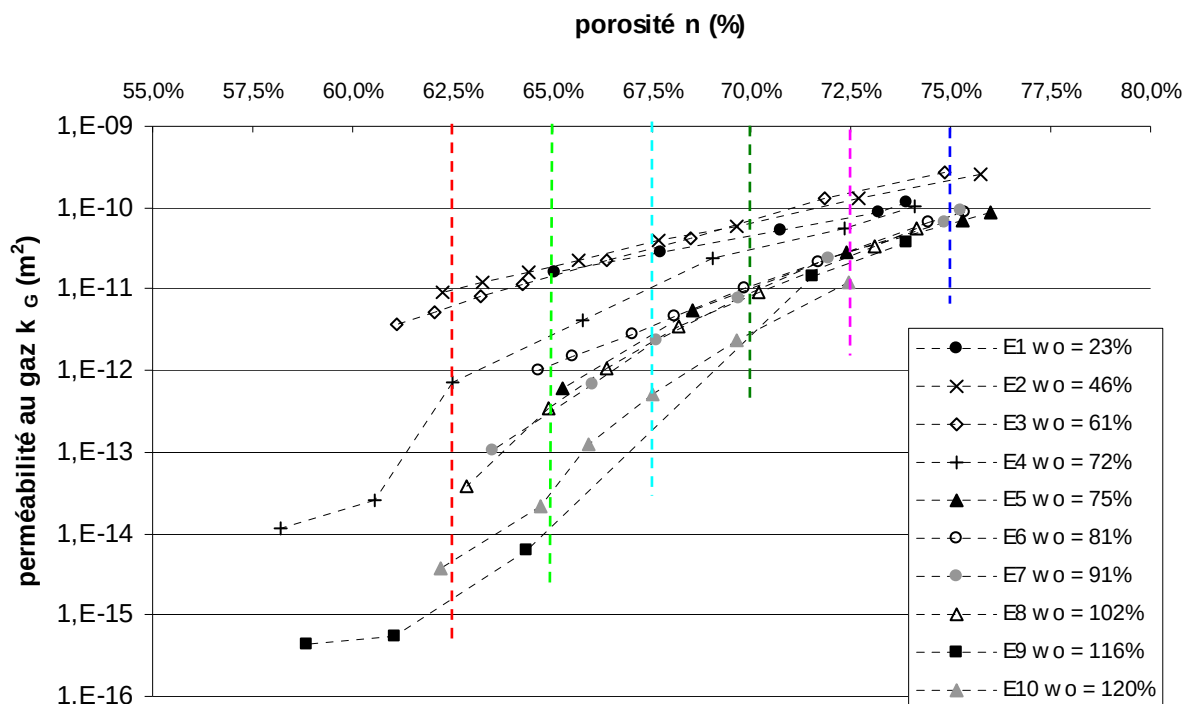
Pour se retrouver dans la configuration de l'essai du Graphique VI-1, ces résultats ont été repris en considérant les couples (k_G , w) obtenus à même porosité totale n . On retiendra cependant qu'ici il s'agit de plusieurs prélèvements différents du déchet A.

Dans le cas où deux valeurs de porosités obtenues expérimentalement encadrent une des porosités citées ci-dessus, une interpolation (linéaire entre la porosité et le logarithme de la perméabilité) a été effectuée.

Pour ces valeurs de porosités (75 %, 72,5 %, 70 %, 67,5 %, 65 % et 62,5 %), les perméabilités au gaz en fonction de la teneur en eau massique ont été mises en correspondance au Graphique VI-3. Pour normaliser le graphique et permettre une comparaison entre les différents niveaux

de porosités, c'est le rapport $\frac{k_G}{k_{G_{\text{max}}}}$ qui a été représenté sur l'axe des abscisses. $k_{G_{\text{max}}}$

correspond à la perméabilité au gaz maximale obtenue à un niveau de porosité donnée (par exemple 70 %). Cette valeur devrait être proche de la perméabilité intrinsèque.

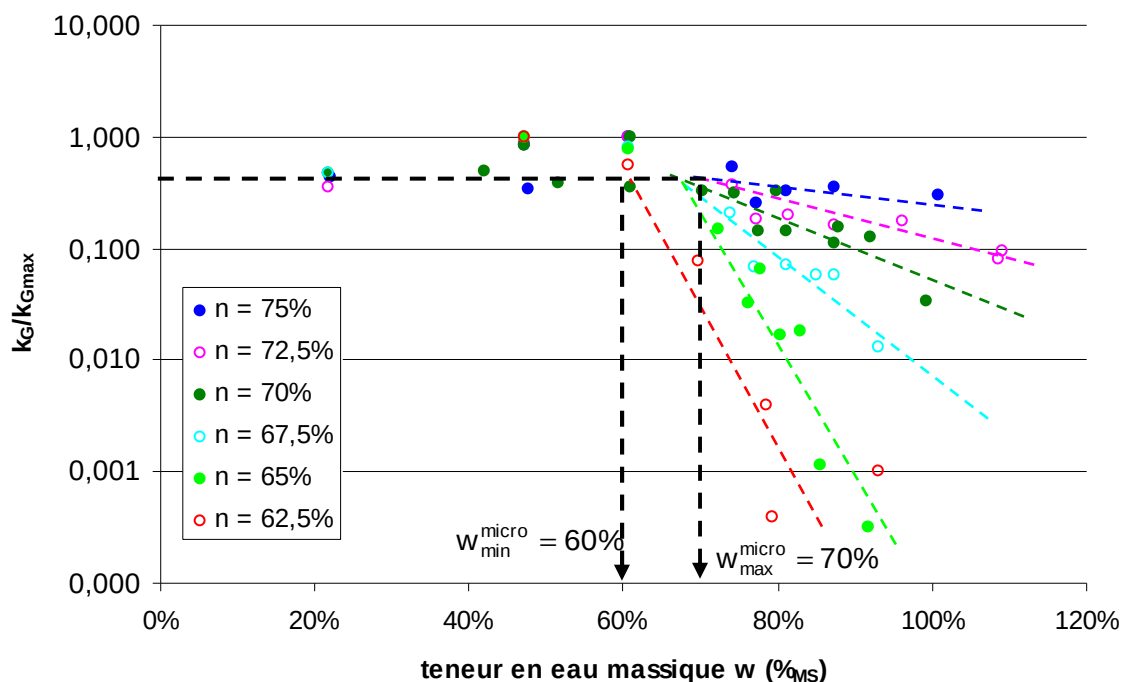


Graphique VI-2 Evolution de la perméabilité au gaz en fonction de la porosité pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

On observe que pour tout un domaine de teneur en eau, la perméabilité au gaz n'est pas influencée par la variation de teneur en eau et le rapport $\frac{k_G}{k_{Gmax}}$ est proche de 1. Pour l'ensemble des essais de perméabilité au gaz, une teneur en micropores moyenne est estimée à $\bar{w}^{micro} = 65\%_{MS}$. Cependant, une analyse fine permet d'observer que ce domaine évolue avec la porosité du déchet.

On détermine ainsi deux bornes qui pourraient correspondre à la saturation de la microporosité, soit $w = w^{micro}$:

- Une valeur maximale aux faibles niveaux de compression $w_{max}^{micro} = 70\%_{MS}$;
- Une valeur minimale aux forts niveaux de compression $w_{min}^{micro} = 60\%_{MS}$.



Graphique VI-3 Détermination du w^{micro} à partir des essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

La décroissance de cette teneur en micropores micro w^{micro} quand n décroît (sous compression croissante) pourrait être attribuée à la compression des éléments de type matière organique.

Sur le Graphique VI-3, on note clairement aussi que, à porosité n donnée, dans le cas d'échantillons comprimés (par exemple $n = 62,5\%$), l'augmentation de la teneur en eau massique w a plus d'effet sur la diminution de la perméabilité au gaz que dans le cas d'échantillons peu comprimés (par exemple $n = 75\%$), la macroporosité décroissant avec la porosité totale.

Autre remarque concernant la teneur en micropores w^{micro} : on note que la teneur en micropores w^{micro} n'est pas directement corrélée à la mesure de la teneur en eau naturelle d'un déchet. En effet, elle est évaluée ici à 65 %_{MS} pour le déchet A, alors que la teneur en eau massique naturelle a été évaluée à 48 %_{MS} (Annexe A). Il est en effet probable que, à l'état naturel, les micropores des éléments du déchet ne soient pas complètement saturés.

VI - 3.1.2 Compression de la microporosité

Une question importante concerne la part de la compression de la microporosité par rapport à la macroporosité (Figure VI-9).

Il faut distinguer la compression des éléments (éléments de type matière organique représentés en vert) de la déformation des éléments comme les nappes plastiques (représentés en bleu). Ces nappes plastiques sont très déformables mais ont une compression volumique négligeable.

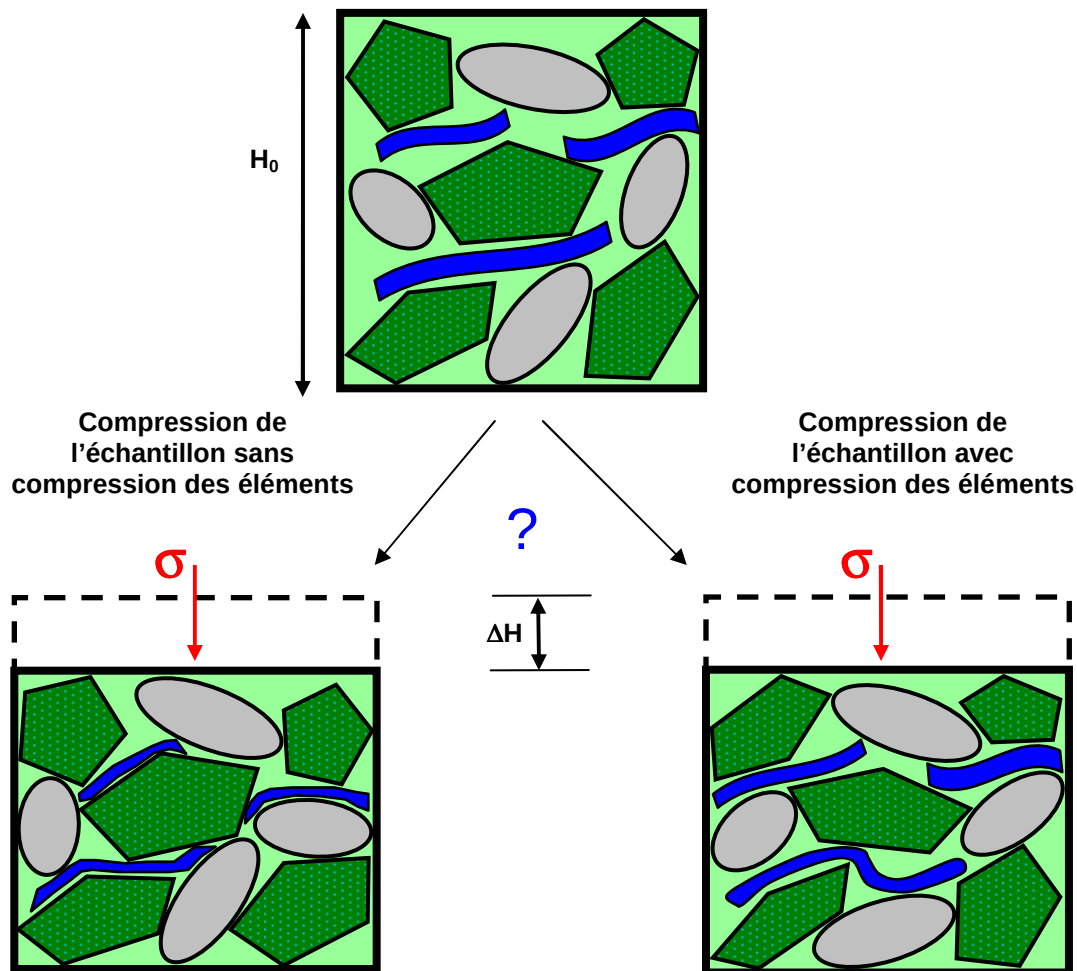


Figure VI-9 Lors de la compression, les éléments microporeux se compriment –t-ils ?

Pour évaluer la compression des éléments par rapport à la compression du volume des vides macro, un calcul a été effectué à l'aide des résultats de compression et de transfert de gaz réalisés dans l'oedoperméamètre.

A l'état compacté à 20 kPa (appelé état 0), la moyenne de la masse volumique sèche est estimée à $\rho_{d0} = 0,44 \text{ g/cm}^3$ (V - 3.2.2 au Chapitre V).

Comme la masse volumique constitutive moyenne du déchet A a été évalué à $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ g/cm}^3$,

$$\text{on a } n_0 = \frac{\rho_{d0} - \rho_c}{\rho_c} = 73,3 \text{ \%}.$$

Les essais de transferts de gaz ont permis d'évaluer une borne supérieure de la teneur en micropores pour cet état 0, $w_0^{\text{micro}} = 70 \text{ \%}$ (VI - 3.1.1).

A l'état comprimé de 140 kPa (appelé état 1), la moyenne de la masse volumique sèche est estimée à $\rho_{d1} = 0,61 \text{ g/cm}^3$ (V - 3.2.2 au Chapitre V) , ce qui permet d'obtenir $n_1 = \frac{\rho_{d1} - \rho_c}{\rho_c} = 63 \%$.

Les essais de transferts de gaz ont permis d'évaluer une borne inférieure de la teneur en micropores associée à cet état 1, $w_1^{\text{micro}} = 60 \%$ (VI - 3.1.1).

Etat 0	→	Etat 1	
$\rho_{d0} = 0,44 \text{ g / cm}^3$ $n_0 = 73,3 \%$	$w_{\text{sat}0} = n_0 \frac{\rho_L}{\rho_{d0}} = 166,6 \%$	$\rho_{d1} = 0,61 \text{ g / cm}^3$ $n_1 = 63 \%$	$w_{\text{sat}1} = 103,3 \%$
$w_0^{\text{micro}} = 70 \%$		$w_1^{\text{micro}} = 60 \%$	
$n_0^{\text{micro}} = \rho_{d0} \times w_0^{\text{micro}} = 30,8 \%$		$n_1^{\text{micro}} = 36,6 \%$	
$n_0^{\text{macro}} = \rho_{d0} \times (w_{\text{sat}0} - w_0^{\text{micro}}) = 42,5 \%$		$n_1^{\text{macro}} = 26,4 \%$	
Avec $V_{T0} = 1 \text{ m}^3$		$V_{T1} = \frac{1-n_0}{1-n_1} V_{T0} = 0,722 \text{ m}^3$	Sur la base $V_{S1} = V_{S0}$
$V_{V0}^{\text{micro}} = 0,308 \text{ m}^3$		$V_{V1}^{\text{micro}} = 0,264 \text{ m}^3$	
$V_{V0}^{\text{macro}} = 0,425 \text{ m}^3$		$V_{V1}^{\text{macro}} = 0,191 \text{ m}^3$	
Soit	$\frac{\Delta V_T}{V_0} = 27,8\%$	$\frac{\Delta V_v^{\text{micro}}}{\Delta V_T} = 15,8\%$	$\frac{\Delta V_v^{\text{macro}}}{\Delta V_T} = 84,2\%$

Ce calcul, sous réserve que les hypothèses faites soient admissibles, montre qu'entre l'état 0 et l'état 1, le volume total s'est comprimé d'environ 30 % (soit un tassement de 30 %). Pour ce tassement, la part de la compression du volume des vides micro est d'environ 16% alors que la part de la compression du volume des vides macro est d'environ 84 %.

La compression du volume des vides macro V_V^{macro} serait nettement prépondérante par rapport à la compression du volume des vides micro V_V^{micro} .

Ceci justifie de manière approchée que dans la gamme de compression 0 - 140 kPa, le volume des vides micro ne se comprime pas : on a donc $w^{\text{micro}} = w_0^{\text{micro}} = \text{constante}$. Seul le volume des vides macro sera supposé de comprimer.

Cette hypothèse reste à confirmer par de résultats complémentaires, notamment en explorant une gamme de contraintes plus élevées.

VI - 3.1.3 Application du modèle aux mesures de perméabilités au gaz

Les résultats de perméabilité au gaz sont réinterprétés avec les hypothèses suivantes :

- Les transferts de gaz se font uniquement dans la macroporosité et en conséquence la saturation ou non de la microporosité ne doit pas intervenir sur la valeur de la perméabilité au gaz.
- On corrige donc les porosités au gaz en supposant que la microporosité est saturée.

Notons w^* la teneur en eau massique corrigée et θ_G^* la porosité au gaz corrigée.

w^* correspond à :

- Si $w < w^{\text{micro}}$ (en terme de porosité $n^{\text{macro}} < \theta_G$), on se ramène à l'état caractéristique soit $w^* = w^{\text{micro}}$. On a alors $\theta_G^* = n^{\text{macro}} = n - \rho_d \times w_{\text{micro}}$.
- Si $w > w^{\text{micro}}$ (en terme de porosité $n^{\text{macro}} \geq \theta_G$), on suppose que la microporosité est saturée. On a alors $w^* = w$ et $\theta_G^* = \theta_G$.

Considérons l'essai de compactage à 40 kPa (Graphique VI-1). Cet essai consiste à partir d'un échantillon à la teneur en eau massique naturelle et de le compacter à 40 kPa durant 24H, en mesurant son tassement (pour en déduire ses paramètres d'état) et sa perméabilité au gaz.

Au bout de ces 24 H, l'échantillon est sorti de la cellule, humidifié et à nouveau compacté à 40 kPa durant 24 H. Une nouvelle mesure du tassement et de la perméabilité au gaz est effectuée à la fin du palier. 6 paliers sont effectués avec la même procédure.

En fin d'essai, l'ensemble de l'échantillon est mis à l'étuve de façon à en déduire sa masse sèche et sa teneur en eau massique à chaque étape.

Le Tableau VI-2 reprend les valeurs expérimentales obtenues pour l'essai de compactage à 40 kPa.

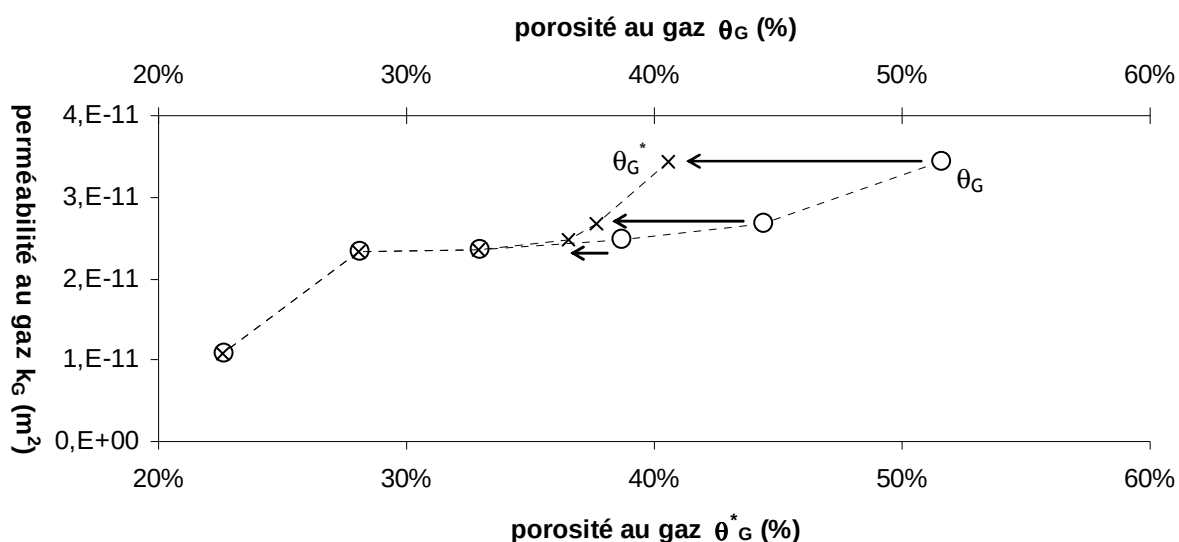
La porosité n est obtenue à partir de la valeur moyenne de la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ g/cm}^3$ déterminée au V - 3.2.3 ; soit $n = \frac{1,65 - \rho_d}{1,65}$. La teneur en eau volumique θ_L

est déduite de la teneur en eau massique w ; soit $\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$. La porosité au gaz est déduite des deux paramètres précédents ; soit $\theta_G = n - \theta_L$.

Les paramètres n^{macro} et θ_G^* sont calculés à partir des formules ci-dessus ($w^{\text{micro}} = 65 \%_{MS}$, VI - 3.1.1). Le Graphique VI-4 présente les résultats correspondants.

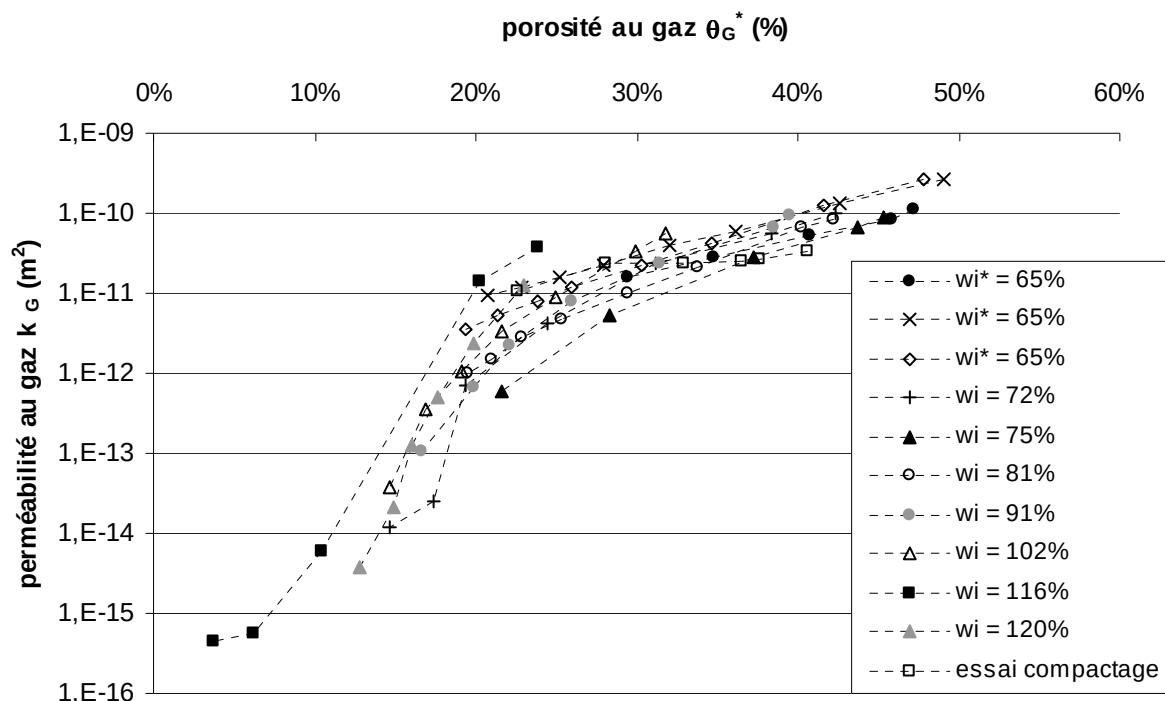
Tableau VI-2 Valeurs expérimentales obtenues pour l'essai de compactage à 40 kPa avec la correction effectuée pour les points en deçà de la saturation de la microporosité [déchet A]

Paliers	w (% _{MS})	ρ_d (Mg/m ³)	n (%)	θ_L (%)	θ_G (%)	n^{macro} (%)	θ_G^* (%)	k_g (m ²)
1	41,9	0,473	71,3	19,8	51,5	40,6	40,6	$3,4 \cdot 10^{-11}$
2	51,5	0,496	69,9	25,5	44,4	37,7	37,7	$2,7 \cdot 10^{-11}$
3	60,9	0,505	69,4	30,8	38,6	36,6	36,6	$2,5 \cdot 10^{-11}$
4	70,4	0,513	68,9	36,1	32,9	35,6	32,9	$2,3 \cdot 10^{-11}$
5	79,8	0,513	68,9	40,9	28	35,6	28	$2,3 \cdot 10^{-11}$
6	87,8	0,522	68,4	45,8	22,6	34,5	22,6	$1,1 \cdot 10^{-11}$

**Graphique VI-4 Correction des points en deçà de la saturation de la microporosité pour l'essai de compactage à 40 kPa [déchet A]**

La même procédure de correction est appliquée à l'ensemble des essais (de E1 à E10) pour retracer le Graphique V - 1.17 en fonction de θ_G^* .

Le Graphique VI-5 présente cette correction de perméabilité en fonction de θ_G^* .



Graphique VI-5 Evolution de la perméabilité au gaz en fonction de la porosité au gaz pour les essais de compression –perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre avec correction des points en deçà de la saturation micro [déchet A]

On observe un regroupement des points qui étaient en dehors du faisceau, notamment l'essai E1 (V - 1.3.2).

On explique ainsi que si l'on considère la vraie porosité au gaz θ_G pour les échantillons les plus sec (par exemple E1), une partie de cette porosité concerne des micropores secs qui ne participent pas à l'écoulement gazeux. On justifie ainsi que la perméabilité au gaz dépend prioritairement de la porosité au gaz des macropores θ_G^* .

En première approximation, il existe une relation unique entre la perméabilité au gaz et la porosité macro θ_G^* .

La remarque faite au Chapitre V se confirme : par différents chemins (diminution de la porosité par compression ou augmentation de l'humidité) une même valeur de perméabilité au gaz est atteinte.

VI - 3.1.4 Détermination des lois constitutives à partir des mesures de perméabilités au gaz

a) Loi de Van Genchuten - Mualem

Cette loi (Chapitre IV) s'écrit $k_{rG} = \frac{k_G}{k_i} = (1 - S_{eL})^\gamma (1 - S_{eL}^{1/m})^{2m}$.

Elle est écrite pour une porosité totale n donnée.

On dispose des essais de perméabilités au gaz, pour les porosités totales n : 75 %, 72,5 %, 70 %, 67,5 %, 65 % et 62,5 % (VI - 3.1.1).

Pour chaque niveau de porosité, on dispose des valeurs (n , w , θ_L , θ_G , d'où $S_L = \frac{\theta_L}{n}$, $S_G = \frac{\theta_G}{n}$ et k_G)

L'objectif est de caler la loi de Van Genchuten - Mualem pour chaque porosité.

Pour cela on calcul k_{rG} et S_{eL} pour tous les échantillons à un niveau de porosité n donné, et pour différentes teneurs en eau.

Démarche pour un niveau de porosité n donné :

La première étape consiste à calculer le degré de saturation effectif S_{eL} .

Dans le modèle de double porosité, ce paramètre est donné par :

$$S_{eL} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}} = \frac{\theta_L - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}} = \frac{w - w^{\text{micro}}}{w_{\text{sat}} - w^{\text{micro}}} \quad (\text{VI} - 2.2.2).$$

Rappelons que la teneur en micropores a été évaluée à $w^{\text{micro}} = 65 \%_{MS}$ (VI - 3.1.1).

Comme énoncé au VI - 3.1.3, pour les échantillons qui ont une teneur en eau w inférieure à la teneur en micropores w^{micro} , $S_{eL} = 0$ (on se ramène à l'état caractéristique).

Pour les échantillons dont $w > w^{\text{micro}}$, $n^{\text{micro}} = \rho_d \times w^{\text{micro}}$ avec $\rho_d = \rho_c(1-n)$, avec la valeur moyenne $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$. Soit Au final, $n^{\text{micro}} = 1,65 \times (1-n) \times 0,65$.

Le calcul du degré de saturation effectif S_{eL} est ensuite effectué à l'aide de la formule ci-dessus.

Pour le calcul de $k_{rG} = \frac{k_G}{k_i}$, l'estimation de la perméabilité intrinsèque est nécessaire. On

supposera que, puisque seule la macroporosité intervient et que la microporosité est humidifiée en premier, la perméabilité intrinsèque correspond à la perméabilité lorsque la teneur en eau est inférieure à la teneur en micropore w^{micro} . Une moyenne arithmétique est réalisée pour obtenir la valeur de la perméabilité intrinsèque au niveau de la porosité n considérée.

Le modèle de Van Genchuten - Mualem fait intervenir deux paramètres : γ et m .

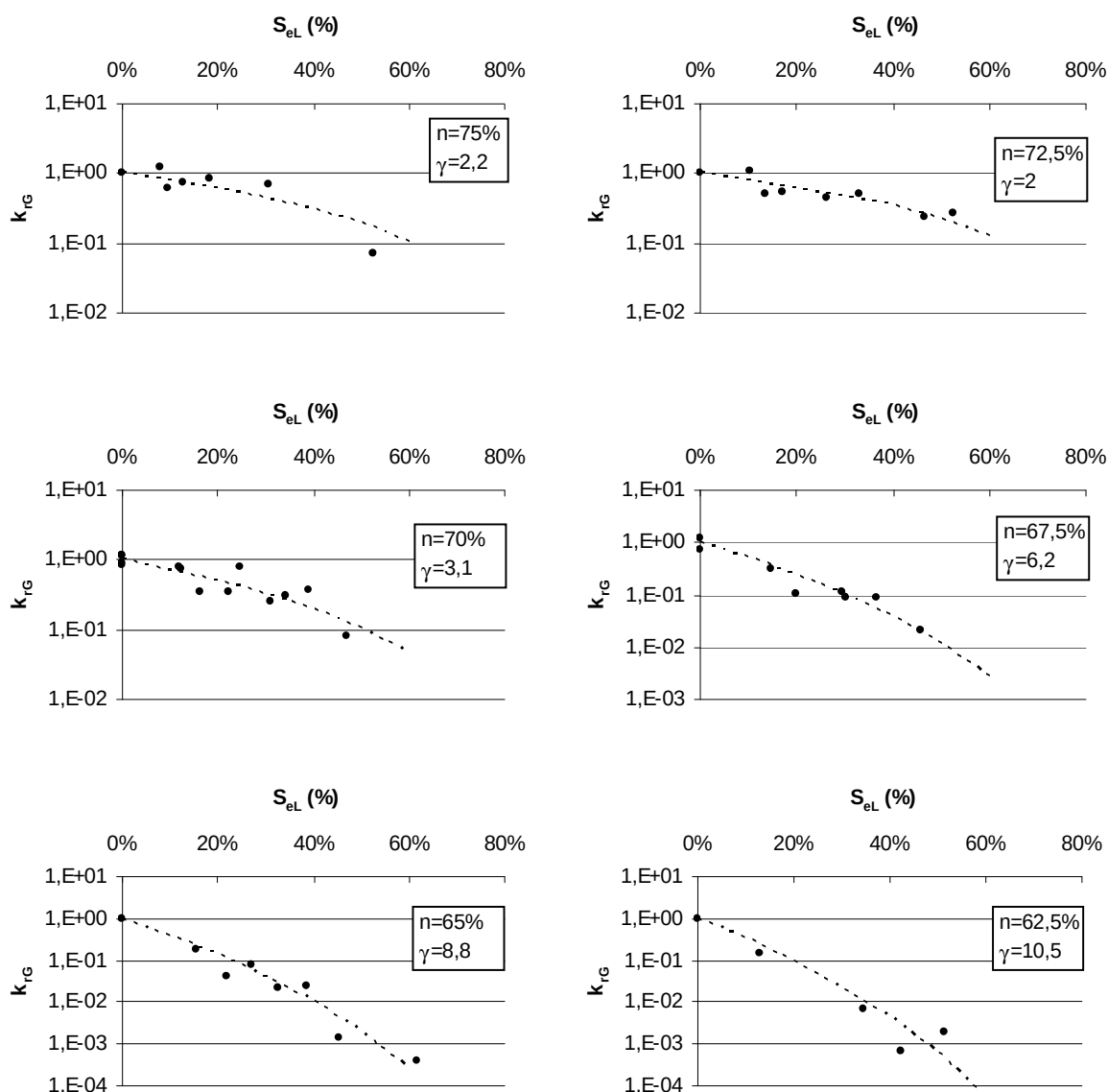
Le paramètre γ , terme de tortuosité, est à rechercher.

Le paramètre m provient du modèle de pression capillaire de Van Genuchten. A partir des courbes de rétention déterminées à partir du déchet A, ce paramètre a été évalué à $m = 0,37$ (détermination au VI - 3.4). On suppose qu'il ne dépend pas de la porosité n .

En définitive, il ne reste que le paramètre γ à caler sur les points expérimentaux.

Pour ce faire, on fait varier γ jusqu'à trouver le minimum de $\sum_i (\log k_{rG}^{\text{exp}} - \log k_{rG}^{\text{th}})^2$. Avec k_{rG}^{exp}

les perméabilités expérimentales et k_{rG}^{th} les perméabilités théoriques du modèle de Van Genuchten - Mualem.



Graphique VI-6 Calage du modèle de Van Genuchten - Mualem sur les points expérimentaux, obtenus à partir des essais de compression – perméabilité au gaz menés dans l'oedoperméamètre [déchet A]

On observe sur le Graphique VI-6 que le paramètre γ , correspondant au meilleur calage, augmente fortement quand la porosité n diminue.

Ce paramètre γ est classiquement pris égal à 0,5 dans les études d'hydrologie des sols. De plus fortes valeurs sont observées ici.

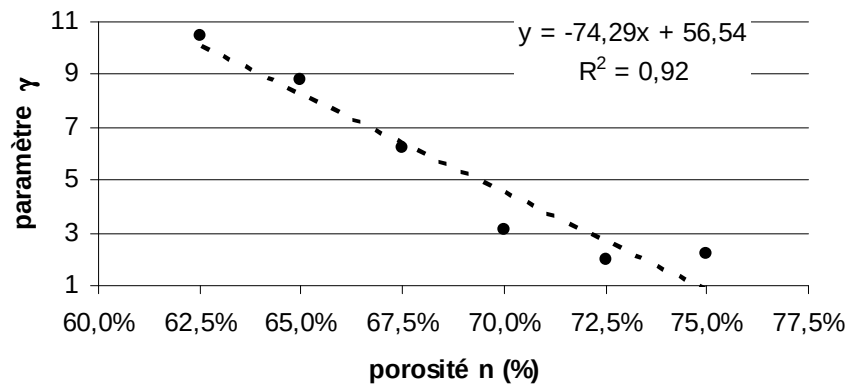
La valeur de γ proposée ici dépend aussi de la valeur choisie de la perméabilité intrinsèque k_i .

On obtient la loi $k_{rg}(n) = \frac{k_G}{k_i(n)} = (1 - S_{eL})^{\gamma(n)} (1 - S_{eL}^{1/0,37})^{0,74}$

Nous avons tenté de caractériser $k_i(n)$ et $\gamma(n)$.

Pour le paramètre γ , le Graphique VI-7 présente l'évolution de γ en fonction de la porosité n que l'on peut approcher par une relation linéaire entre ce paramètre γ et la porosité, par $\gamma(n) = -74,3 n + 56,5$.

Comme la relation entre n et n^{macro} est linéaire ($n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = n - \rho_c \times (1-n) \times w^{\text{micro}}$ avec $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ et $w^{\text{micro}} = 65 \%$), γ s'exprime aussi en fonction de n^{macro} par : $\gamma(n^{\text{macro}}) = -35,8 n^{\text{macro}} + 18,1$.



Graphique VI-7 Paramètre de la relation de Van Genuchten - Mualem γ en fonction de la porosité n [déchet A]

La recherche de $k_i(n)$ ou $k_i(n^{\text{macro}})$ est effectuée à partir des échantillons à macroporosité supposée sèche c'est-à-dire $S_{eL} = 0$. On suppose que les valeurs de perméabilités k_G en ces points correspondent aux perméabilités intrinsèques k_i .

La relation utilisée pour corréler les données est la relation de Kozeny - Carman simplifiée

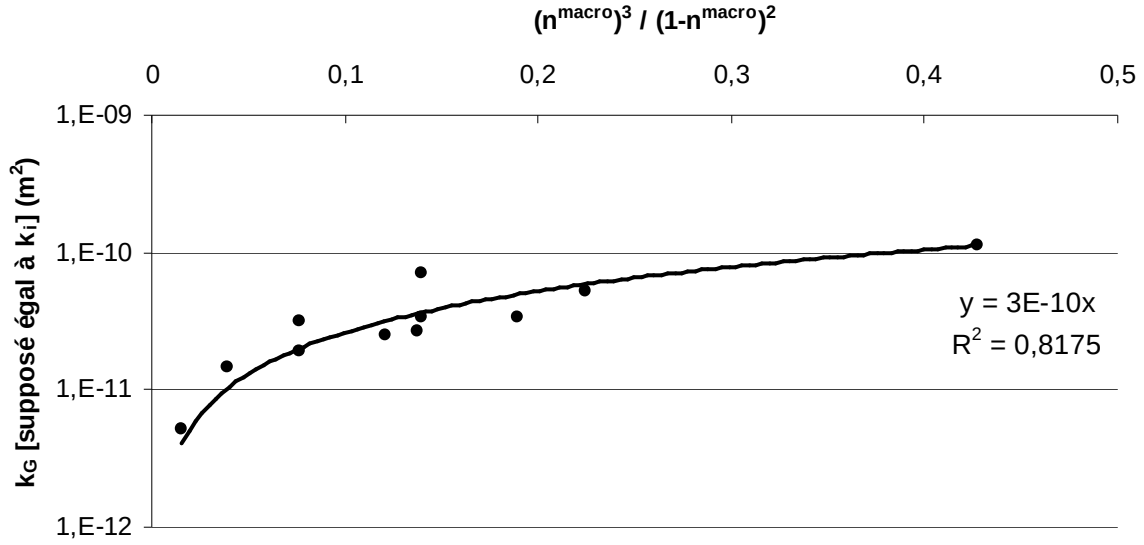
($C = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} = \text{constante}$), qui prend 2 formes :

- Si l'on considère n , $k_{KC}(n) = C \frac{n^3}{(1-n)^2}$ (Graphique VI-8)
- Si l'on considère n^{macro} , $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = C \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1-n^{\text{macro}})^2}$ (Graphique VI-9)

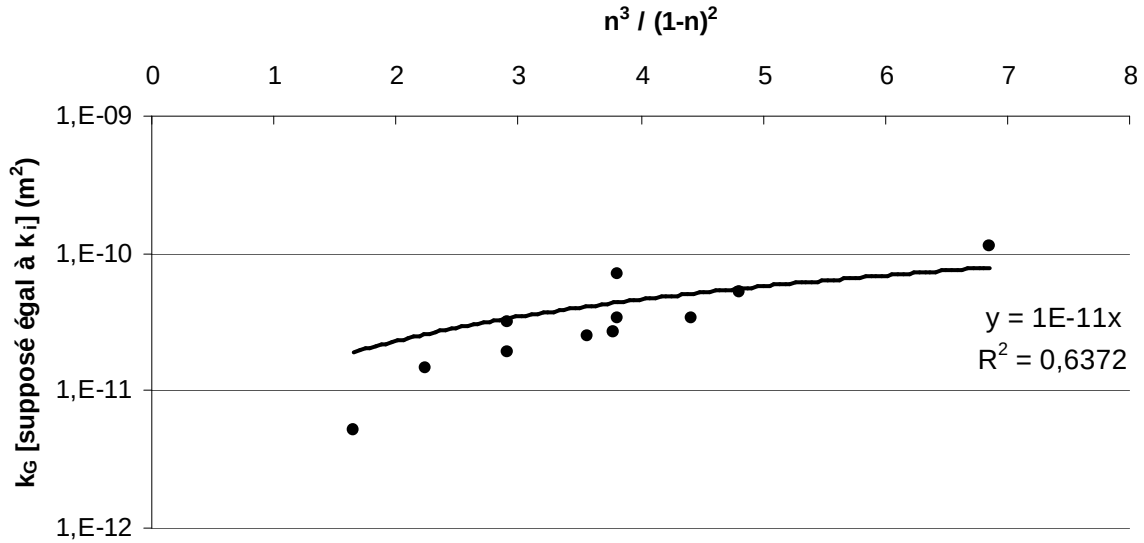
On note que la corrélation avec n n'est pas complètement satisfaisante, avec un rapport 2 entre les valeurs expérimentales et théoriques pour les valeurs extrêmes de porosités.

La corrélation avec n^{macro} explique mieux les données.

On peut ainsi retenir une formulation de la perméabilité intrinsèque à partir des essais de perméabilités au gaz : $k_i(n^{\text{macro}}) = C \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1-n^{\text{macro}})^2}$ avec $C = 3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$.



Graphique VI-8 Calage du modèle de Kozeny – Carman (fonction de n) sur les points de perméabilités au gaz supposés à $S_{eL} = 0$ [déchet A]



Graphique VI-9 Calage du modèle de Kozeny – Carman (fonction de n^{macro}) sur les points de perméabilités au gaz supposés à $S_{eL} = 0$ [déchet A]

Une expression théorique des perméabilités au gaz est obtenue en fonction de la porosité macro n^{macro} : $k_G(n^{macro}) = k_i(n^{macro}) \times k_{rG}(n^{macro})$

Avec :

- $k_i(n^{macro}) = C \frac{(n^{macro})^3}{(1-n^{macro})^2}$ avec $C = 3.10^{-10} m^2$,
- $k_{rG}(n^{macro}) = (1 - S_{eL})^{\gamma(n^{macro})} (1 - S_{eL}^{1/m})^{2m}$

Avec $\gamma(n^{\text{macro}}) = -35,8 n^{\text{macro}} + 18,1$ et $m = 0,37$.

Cette expression nécessite la détermination de n^{macro} pour une porosité n donnée.

La relation entre n et n^{macro} est donnée par $n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = n - \rho_c \times (1 - n) \times w^{\text{micro}}$, avec $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ et $w^{\text{micro}} = 65 \%$ (valeurs obtenues pour le déchet A).

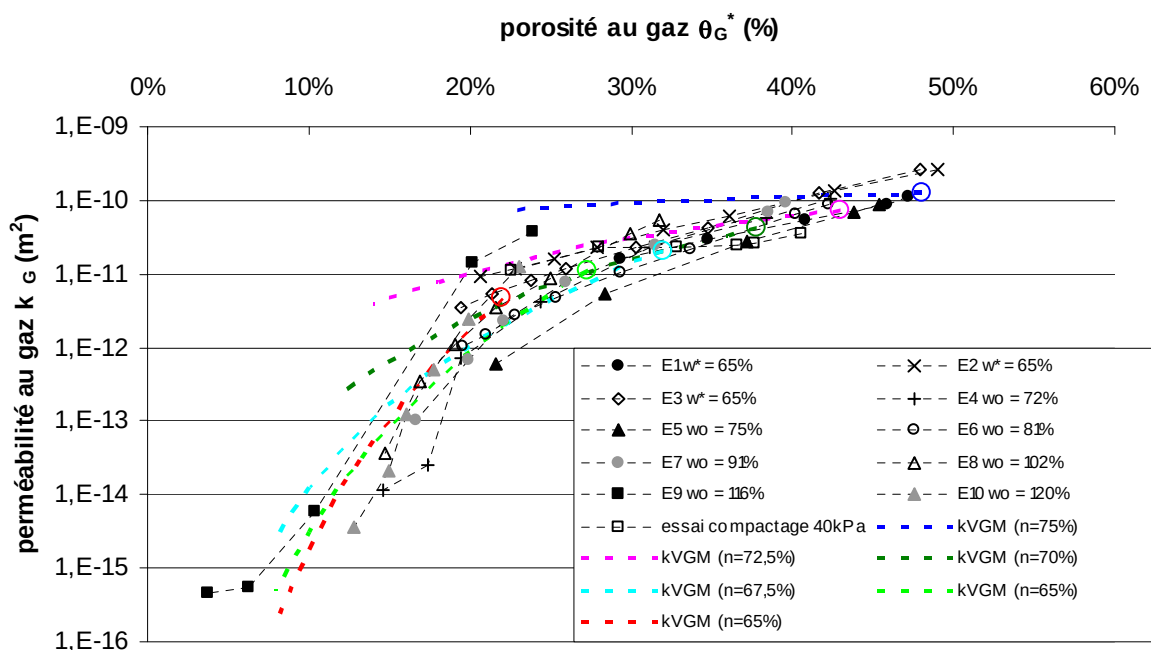
Rajoutons aux courbes expérimentales du Graphique VI-5 les courbes théoriques de perméabilité : Ces diagrammes présentent k_g en fonction de θ_G^* .

On obtient θ_G^* à partir de S_{eL} par $S_{eL} = \frac{\theta_L - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}} = \frac{n - \theta_G^* - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}}$.

Lorsque l'on considère θ_G^* , on a toujours $S_{eL} \geq 0$.

Le Graphique VI-10 donne les perméabilités au gaz obtenues à partir du modèle de Van Genuchten - Mualem (k_{VGM}) pour les porosités totales n : 75 %, 72,5 %, 70 %, 67,5 %, 65 % et 62,5 %. Pour chaque porosité, les γ sont donnés par $\gamma(n^{\text{macro}}) = -35,8 n^{\text{macro}} + 18,1$.

Le rond de couleur qui se trouve à l'extrémité droite des courbes correspond au point où la perméabilité au gaz k_g est égale à la perméabilité intrinsèque théorique k_i donnée par le modèle de Kozeny - Carman. En ce point, on a $\theta_G^* = n^{\text{macro}}$ soit $S_{eL} = 0$.

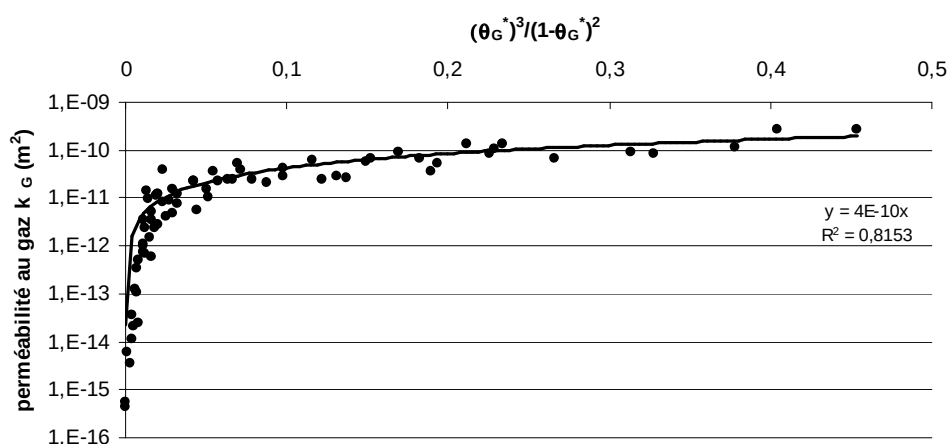


Graphique VI-10 Comparaison du modèle de Van Genuchten – Mualem avec l'ensemble des mesures de perméabilités au gaz issues des essais dans l'oedoperméamètre [déchet A]

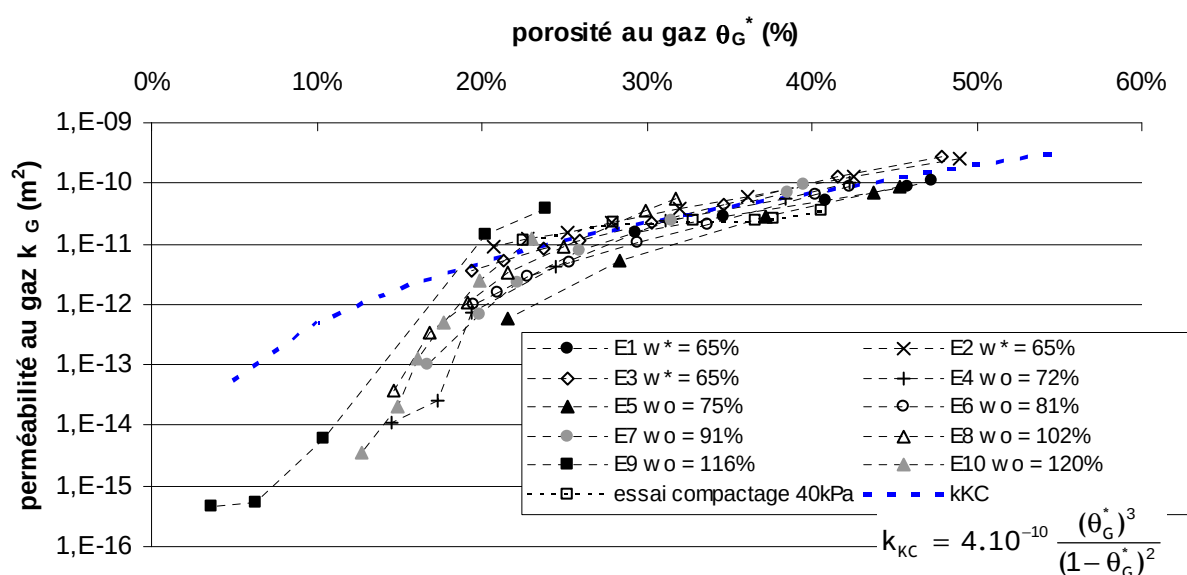
b) Relation de Kozeny - Carman appliquée au gaz

Une relation unique expliquant l'ensemble des valeurs de perméabilités au gaz k_G en non saturé est recherchée à l'aide du modèle de Kozeny - Carman appliqué uniquement à la porosité au gaz θ_G^* : $k_{KC}(\theta_G^*) = C \frac{(\theta_G^*)^3}{(1-\theta_G^*)^2}$. Avec $C = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} = \text{constante}$.

Le Graphique VI-11 donne cette corrélation, soit $k_{KC}(\theta_G^*) = 4.10^{-10} \frac{(\theta_G^*)^3}{(1-\theta_G^*)^2}$. On note que ce modèle n'est pas compatible avec le faisceau de perméabilités au gaz sur l'ensemble du domaine de porosité (Figure VI-12). Il est possible que le terme de tortuosité τ (et éventuellement le terme de surface spécifique S_s) varie avec la compression et l'augmentation de teneur en eau initiale.



Graphique VI-11 Calage du modèle de Kozeny – Carman appliqué au gaz sur l'ensemble des mesures de perméabilités au gaz issues des essais dans l'oedoperméamètre [déchet A]



Graphique VI-12 Comparaison du modèle de Kozeny – Carman appliqué au gaz avec l'ensemble des mesures de perméabilités au gaz issues des essais dans l'oedoperméamètre [déchet A]

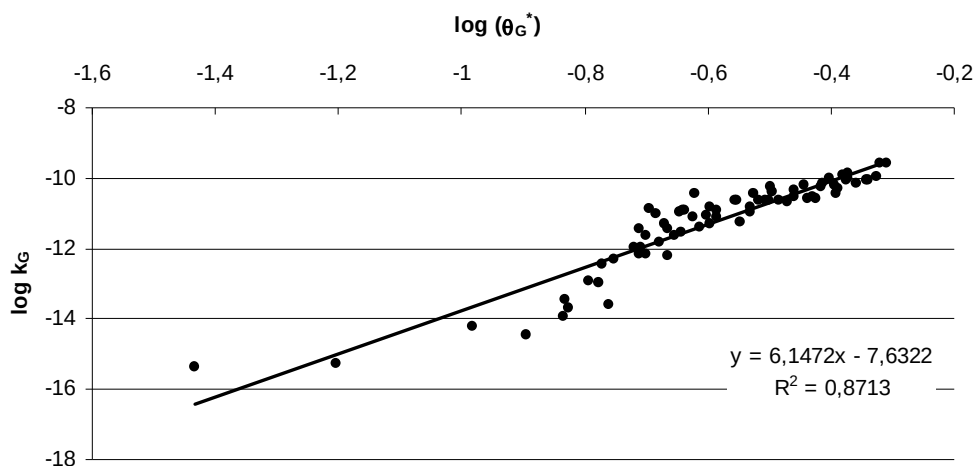
c) Loi puissance

Une relation unique expliquant l'ensemble des valeurs de perméabilités au gaz k_G est recherchée à l'aide d'un modèle puissance (empirique) appliqué à la porosité au gaz θ_G^* :

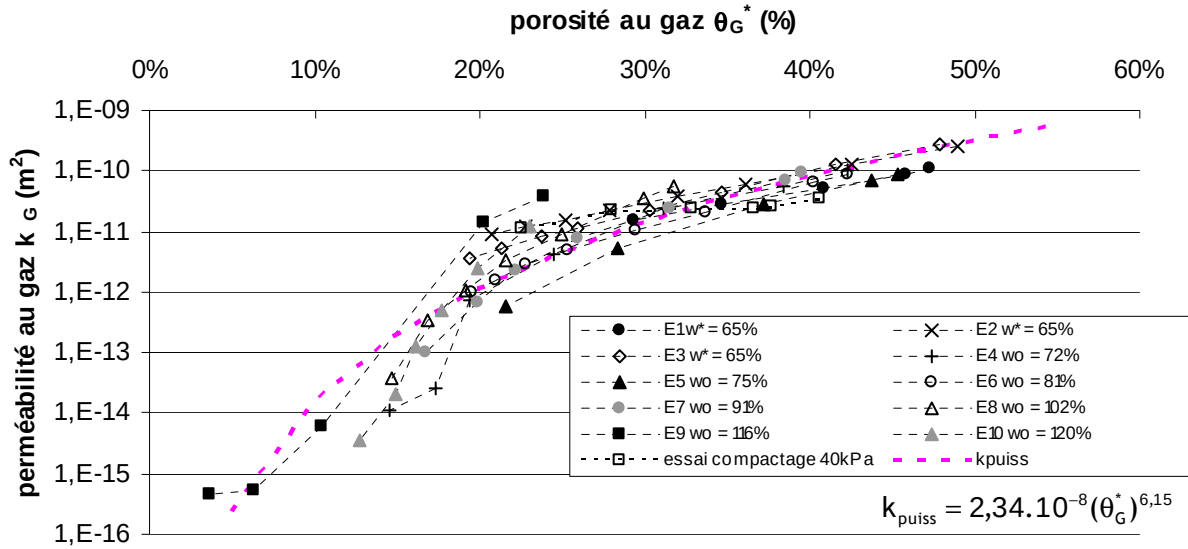
$$k_{\text{puiss}}(\theta_G^*) = a \times (\theta_G^*)^b.$$

Le Graphique VI-13 présente la corrélation linéaire $\log(k_{\text{puiss}}) = \log(a) + b \times \log(\theta_G^*)$ pour l'ensemble des perméabilités au gaz. $b = 6,15$ et $\log a = -7,63$ soit $a = 2,34 \cdot 10^{-8}$, sont obtenus.

Le Graphique VI-14 permet de comparer les perméabilités au gaz expérimentales au modèle puissance, $k_{\text{puiss}}(\theta_G^*) = 2,34 \cdot 10^{-8} \times (\theta_G^*)^{6,15}$. La compatibilité peut être considérée comme très bonne même si cette relation n'a pas de justification théorique.



Graphique VI-13 Calage du modèle puissance sur l'ensemble des mesures de perméabilités au gaz issues des essais dans l'oedoperméamètre [déchet A]



Graphique VI-14 Comparaison du modèle puissance avec l'ensemble des mesures de perméabilités au gaz issues des essais dans l'oedoperméamètre [déchet A]

VI - 3.2 Interprétation des mesures de perméabilité à l'eau ensaturé

Les essais de perméabilités à l'eau en conditions saturées ont été présentés au Chapitre V (V-3.3). Pour l'interprétation des essais E'2 et E'3, ce sont uniquement les couples de valeurs (n , k_L) mesurées en contre pression, c'est-à-dire en conditions les plus proches d'une saturation complète, qui sont considérés.

Une interprétation brute de ces mesures avec le modèle de Kozeny - Carman, en fonction de la porosité a donné (Chapitre V) :

- Pour l'essai E'2 : $k_{KC} = 2 \cdot 10^{-12} \frac{n^3}{(1-n)^2}$.
- Pour l'essai E'3 : $k_{KC} = 1,6 \cdot 10^{-12} \frac{n^3}{(1-n)^2}$.

Une réinterprétation de ces mesures peut être proposée ici, à l'aide du modèle de double porosité. La relation de Kozeny - Carman est fonction de la porosité efficace à l'écoulement, appelée porosité macro et notée n^{macro} est utilisée : $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = C \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1-n^{\text{macro}})^2}$.

Avec $n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = n - \rho_c \times (1-n) \times w^{\text{micro}}$ et $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ (Chapitre V).

On suppose ici aussi que $C = \frac{1}{\tau S_s^2} = \text{constante}$.

La relation de Kozeny - Carman s'exprime ainsi par $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = C \frac{(n - 1,65 \times (1-n) \times w^{\text{micro}})^3}{(1 - (n - 1,65 \times (1-n) \times w^{\text{micro}}))^2}$.

On détermine le couple de paramètre (C, w^{micro}) qui minimise $\sum_i (\log k_L^{\text{exp}} - \log k_{KC})^2$ avec k_L^{exp} .

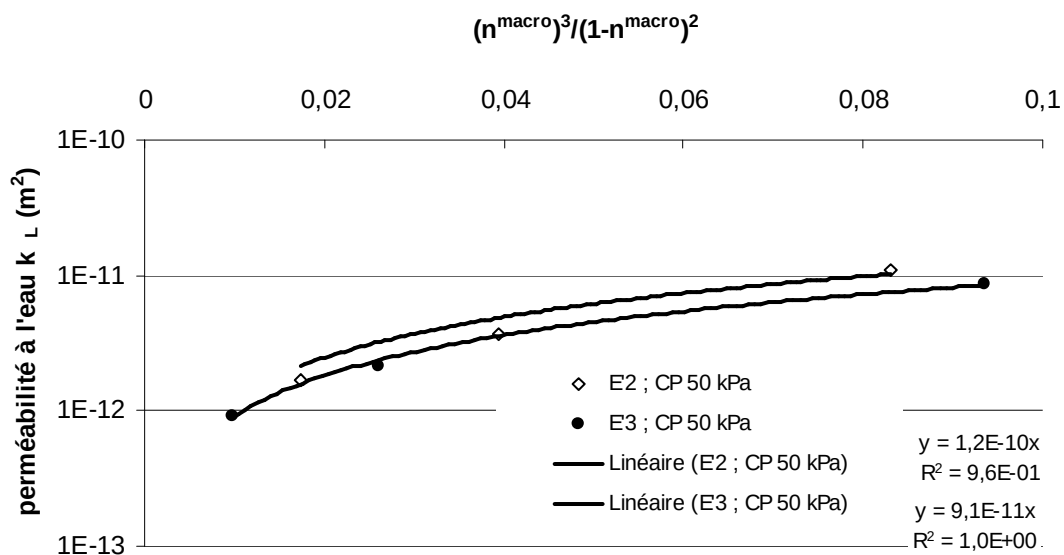
Pour les essais E'2 et E'3, on obtient $w^{\text{micro}} = 74 \%$.

Le Graphique VI-15 et donne les nouvelles expressions théoriques du modèle de Kozeny - Carman, soit :

- Pour l'essai E'2 : $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = 1,2 \cdot 10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$
- Pour l'essai E'3 : $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = 0,91 \cdot 10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$

Avec pour relation moyenne $k_{KC}(n^{\text{macro}}) = 1 \cdot 10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$

En comparant le Graphique VI-15 aux Graphiques V-20 et V-21, on note que l'interprétation des mesures de perméabilité à l'eau en conditions saturées donne de meilleures corrélations en tenant compte du modèle de double porosité.



Graphique VI-15 Calage de la loi de Kozeny - Carman (fonction de n^{macro}) pour les essais E'2 et E'3 de compression –perméabilité à l'eau en conditions saturées [déchet A]

On peut ainsi considérer que la perméabilité intrinsèque peut être exprimée à l'aide du modèle de Kozeny - Carman en fonction de n^{macro} sous la forme : $k_i(n^{\text{macro}}) = 1 \cdot 10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$

VI - 3.3 Comparaison des essais de perméabilités au gaz et à l'eau pour l'évaluation de la perméabilité intrinsèque

A l'aide du modèle de double porosité, une expression de la perméabilité intrinsèque a pu être évaluée (fonction de la porosité macro n^{macro} , c'est-à-dire en supposant que l'écoulement n'emprunte que la macroporosité pour l'écoulement) à partir des essais de perméabilités aux gaz (VI - 3.1.4) et à partir des essais de perméabilités à l'eau en conditions saturées (VI - 3.2).

Le Tableau VI-3 présente une comparaison entre les résultats obtenus avec le gaz et ceux obtenus avec l'eau.

Tableau VI-3 Comparaison entre les résultats obtenus avec le gaz et ceux obtenus avec l'eau pour l'évaluation de la perméabilité intrinsèque

	GAZ	EAU
Teneur en micropores $w^{\text{micro}} (\%_{\text{MS}})$	65	74
Expression du modèle de Kozeny - Carman	$k_i = 3.10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$	$k_i = 1.10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$

A partir du Tableau VI-4 qui présentent les avantages et inconvénients des deux méthodes, il paraît difficile de sélectionner l'une ou l'autre des expressions. Des mesures complémentaires à l'eau en contre pression seraient ici nécessaires.

Tableau VI-4 Comparaison entre la méthode de mesure à partir du gaz et celle à partir de l'eau pour la détermination de la perméabilité intrinsèque

	GAZ	EAU
Avantages	- nombreux essais effectués - les paramètres physiques (ρ et η) de l'azote sont bien connus - peu de problèmes de pertes de charges du dispositif de mesure	- en contre pression (50 kPa) l'échantillon peut être considéré comme complètement saturé - mesure directe de la perméabilité intrinsèque
Inconvénients	- w^{micro} est évalué difficilement (moyenne entre 60 et 70%_{MS} environ) - la détermination des points à $\theta_G^* = n^{\text{macro}}$ est délicate	- 2 essais pour 3 porosités seulement effectués - les pertes de charges du dispositif de mesure ne sont pas négligeables et ne sont qu'estimées - les paramètres physiques (ρ et η) du lixiviat sont mal connus

La relation moyenne déterminée à partir des essais au gaz et des essais à l'eau donne :

$$- w^{\text{micro}} = 70 \%_{\text{MS}}$$

$$- \quad k_i = 2.10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$$

Avec $n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = n - \rho_c \times (1 - n) \times w^{\text{micro}}$ et $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ [déchet A].

VI - 3.4 Interprétation des courbes de rétention à partir du modèle de double porosité

VI - 3.4.1 Déchet A

Les courbes de rétention déterminées pour les masses volumiques $0,53 \text{ Mg/m}^3$ (échantillon E''''1) et $0,58 \text{ Mg/m}^3$ (échantillon E''''2) (Graphique V - 25), dans le sens drainage, ont été interprétées à l'aide du modèle de Van Genuchten.

Ce modèle s'exprime par $p_c = \frac{1}{\alpha} [S_{\text{eL}}^{-1/m} - 1]^{1-m}$.

Il nécessite le calcul du degré de saturation effectif défini par

$$S_{\text{eL}} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}} = \frac{\theta_L - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}} = \frac{w - w^{\text{micro}}}{w_{\text{sat}} - w^{\text{micro}}}.$$

Les porosités sont calculées à l'aide de la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ soit $n = 67,9 \%$ pour l'échantillon E''''1 et $n = 69,8 \%$ pour l'échantillon E''''2.

La méthode a consisté à rechercher le couple de valeurs $(w^{\text{micro}}, \alpha)$ qui minimise la somme $\sum_i (p_c^{\text{exp}} - p_c^{\text{VG}})^2$ avec p_c^{exp} les pressions capillaires expérimentales et p_c^{VG} les pressions capillaires données par le modèle de Van Genuchten. On suppose des valeurs w^{micro} et m identiques pour les deux essais.

Le paramètre w^{micro} est donné par $n^{\text{micro}} = \rho_d \times w^{\text{micro}}$, m est pris égal à 0,37.

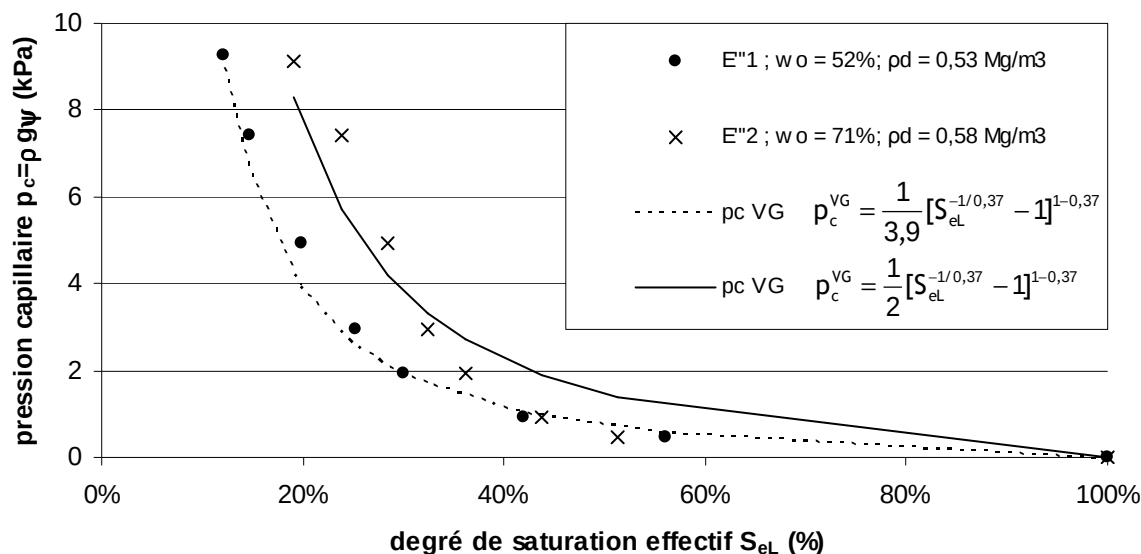
On trouve $w^{\text{micro}} = 60 \%$. Notons que ce paramètre a été évalué à environ $65 \%_{\text{MS}}$ (à partir des essais de perméabilités au gaz) et à $74 \%_{\text{MS}}$ pour les essais de perméabilité à l'eau.

Ensuite le paramètre α varie en fonction de l'essai :

$$- \quad \text{Pour l'échantillon E''''1, } \alpha = 3,9 \text{ et } p_c^{\text{VG}} = \frac{1}{3,9} [S_{\text{eL}}^{-1/0,37} - 1]^{1-0,37}$$

$$- \quad \text{Pour l'échantillon E''''2, } \alpha = 2 \text{ et } p_c^{\text{VG}} = \frac{1}{2} [S_{\text{eL}}^{-1/0,37} - 1]^{1-0,37}$$

Le calage des courbes est donné au Graphique VI-16.



Graphique VI-16 Calage des courbes de rétention expérimentales à l'aide du modèle de Van Genuchten [déchet A]

Remarques :

- La teneur en micropores w^{micro} obtenue est égale à 60 %_{MS}, soit plus faible celles trouvées pour les essais de perméabilités au gaz (65 %_{MS}) et à l'eau (74 %_{MS}). La raison pourrait provenir de la saturation incomplète de l'échantillon.
- Le paramètre α diminue lorsque la masse volumique sèche augmente.
- Le paramètre $m = 0,37$ de Van Genuchten correspond presque exactement à celui déterminé par Kazimoglu et al. (2005) qui propose $n = 1,6$ soit $m = 1 - \frac{1}{n} = 0,375$.

VI - 3.4.2 Déchet D

Les courbes de rétention (drainage) du déchet D ont été présentées au V - 2.2.

La corrélation avec le modèle de Van Genuchten est présentée ici.

De la même façon que pour le déchet A, le degré de saturation effectif défini par

$$S_{eL} = \frac{S_L - S^{\text{micro}}}{1 - S^{\text{micro}}} = \frac{\theta_L - n^{\text{micro}}}{n - n^{\text{micro}}} = \frac{w - w^{\text{micro}}}{w_{\text{sat}} - w^{\text{micro}}} \text{ doit être calculé.}$$

La teneur en eau volumique θ_L est issue des points expérimentaux (Graphique V - 2).

Les porosités, mesurées expérimentalement, sont données au Tableau V - 1. Il est probable que ces porosités soient sous estimées mais aucun moyen ne permet de le vérifier.

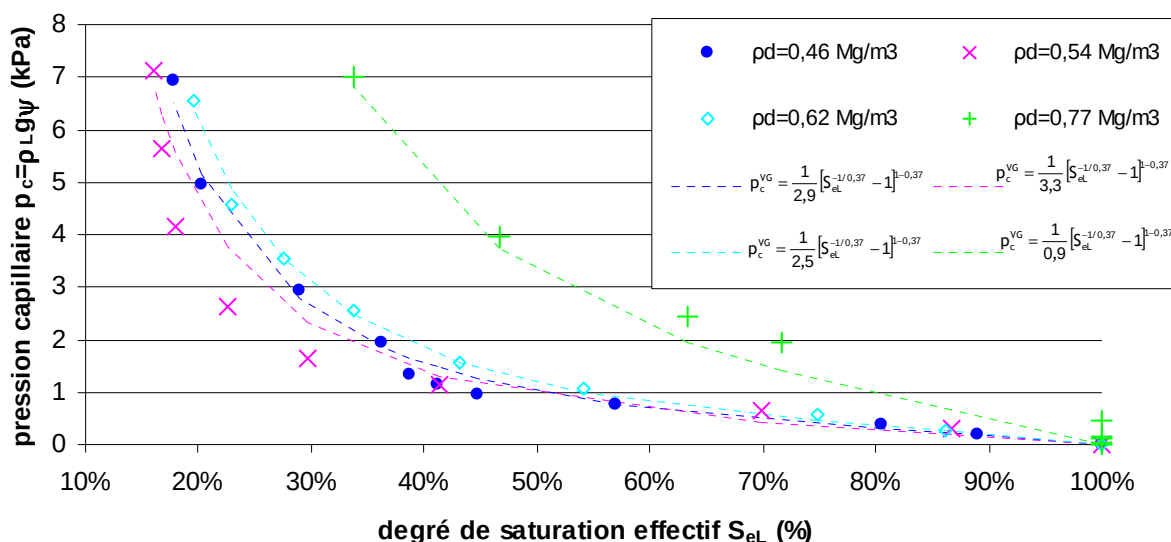
La méthode a consisté à rechercher le triplé de valeurs (w^{micro} , α et m) qui minimise la somme $\sum_i (p_c^{\text{exp}} - p_c^{\text{VG}})^2$ avec p_c^{exp} les pressions capillaires expérimentales et p_c^{VG} les pressions capillaires données par le modèle de Van Genuchten. Cette recherche a été effectuée en prenant w^{micro} identique pour les quatre essais. De plus, le paramètre m a été pris égal à 0,37 pour les quatre essais (valeur identique obtenue pour le déchet A).

L'analyse des courbes donne une teneur en micropores $w^{\text{micro}} = 40 \%_{\text{MS}}$.

Le Tableau VI-5 donne la valeur du paramètre α obtenue pour chacune des courbes de rétention et le Graphique VI-17 compare le modèle de Van Genuchten avec les courbes de rétention expérimentales.

Tableau VI-5 Paramètres m et a du modèle de Van Genuchten obtenus pour les courbes de rétention du déchet D

Masses volumiques sèches Mg/m^3	α
0,46	2,9
0,54	3,3
0,64	2,5
0,77	0,9

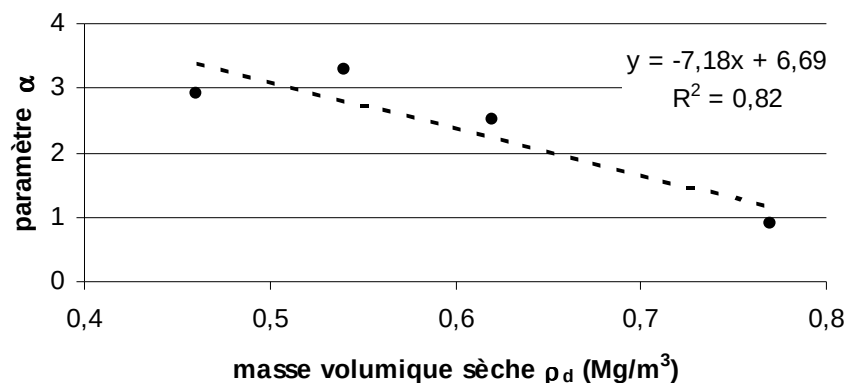


Graphique VI-17 Calage du modèle de Van Genuchten sur les courbes de rétention du déchet D

On trouve pour le déchet D une teneur en micropores $w^{\text{micro}} = 40 \%_{\text{MS}}$, à comparer à la valeur de $60 \%_{\text{MS}}$ obtenue pour le déchet A (VI - 3.4.1).

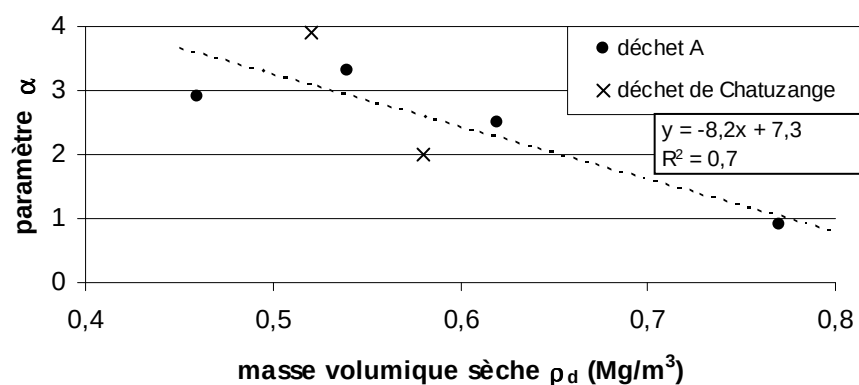
Il est probable que, dans le cas du déchet D, la sous estimation des porosités totales n ait une influence sur l'évaluation de ce paramètre.

Le paramètre α décroît avec la masse volumique, donc avec la profondeur. Une corrélation linéaire purement empirique entre la masse volumique sèche p_d et la coefficient α donne : $\alpha = -7,2p_d + 6,7$.



Graphique VI-18 Corrélation du paramètre α du modèle de Van Genuchten avec la masse volumique sèche ρ_d [déchet D]

En reportant les couples de valeurs (ρ_d, α) obtenus pour le déchet A sur le Graphique VI-18, on constate que ces valeurs sont relativement cohérentes avec celles du déchet D.



Graphique VI-19 Corrélation du paramètre α du modèle de Van Genuchten avec la masse volumique sèche ρ_d [déchet D et déchet A]

Une corrélation linéaire pour l'ensemble des données donne $\alpha = -8,2\rho_d + 7,3$.

VI - 3.4.3 Interprétation des courbes avec le modèle de double porosité

A partir des courbes du Graphique VI-16, on observe qu'à 10 kPa de succion imposée, le degré de saturation effectif S_{eL} tend vers 0, ce qui physiquement peut correspondre à une macroporosité pratiquement vide et une microporosité encore saturée.

Il en découle une interprétation des courbes de rétention à partir du modèle de double porosité (Figure VI-10) :

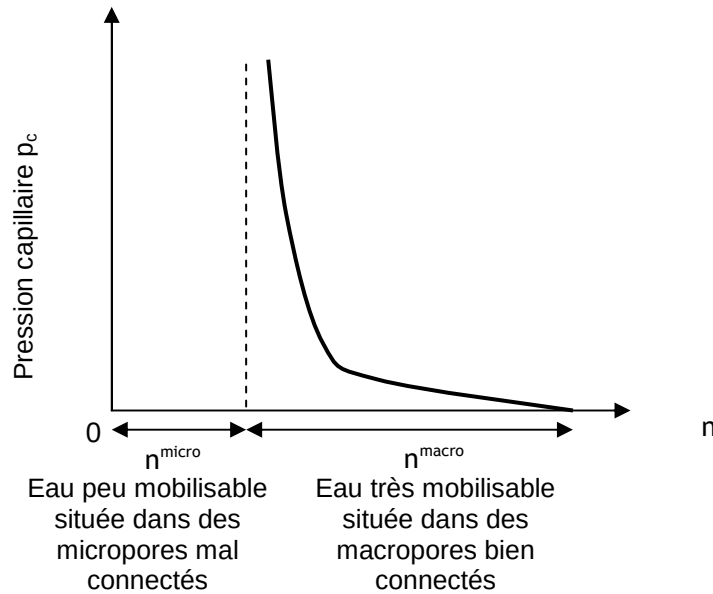


Figure VI-10 Illustration des propriétés de la micro et de la macroporosité à partir de la courbe de rétention

VI - 3.5 Application des mesures à la détermination des paramètres d'état et hydrodynamiques d'un casier

VI - 3.5.1 Evolution des paramètres d'état avec le tassement primaire

En faisant l'hypothèse que la microporosité ne se comprime pas, soit $w^{\text{micro}} = \text{constante}$ (hypothèse du VI - 3.1.2), on peut alors calculer l'évolution de la micro et macro porosités en fonction de la profondeur d'un casier (suite à la phase de chargement primaire).

Ce calcul est réalisé pour le déchet A.

La teneur en micropores w^{micro} moyenne peut être considérée égale à 70 %_{MS} (valeur déterminée à partir des essais de perméabilité au gaz et à l'eau, VI - 3.3).

Comme énoncé au Chapitre III, l'évolution de la porosité totale n peut être calculée à partir du tassement ΔH , soit : $n = n_0 - \Delta n$ avec $\frac{\Delta H}{H_0} = \frac{\Delta n}{1 + \Delta n - n_0}$.

De plus, une loi de compressibilité permet de donner le tassement en fonction de la contrainte statique appliquée. La contrainte statique à une profondeur z est égale à $\sigma = \rho g z$.

En considérant la loi de tassement primaire du modèle ISPM, soit $\frac{\Delta H}{H_0} = C_R^* \log \frac{\sigma}{\sigma_{PC}}$, un calcul a été mené au III - 4.3.3 de façon à obtenir un tracé de l'évolution de la porosité n en fonction de la profondeur d'un casier (Graphique III - 20), suite à la phase de chargement primaire.

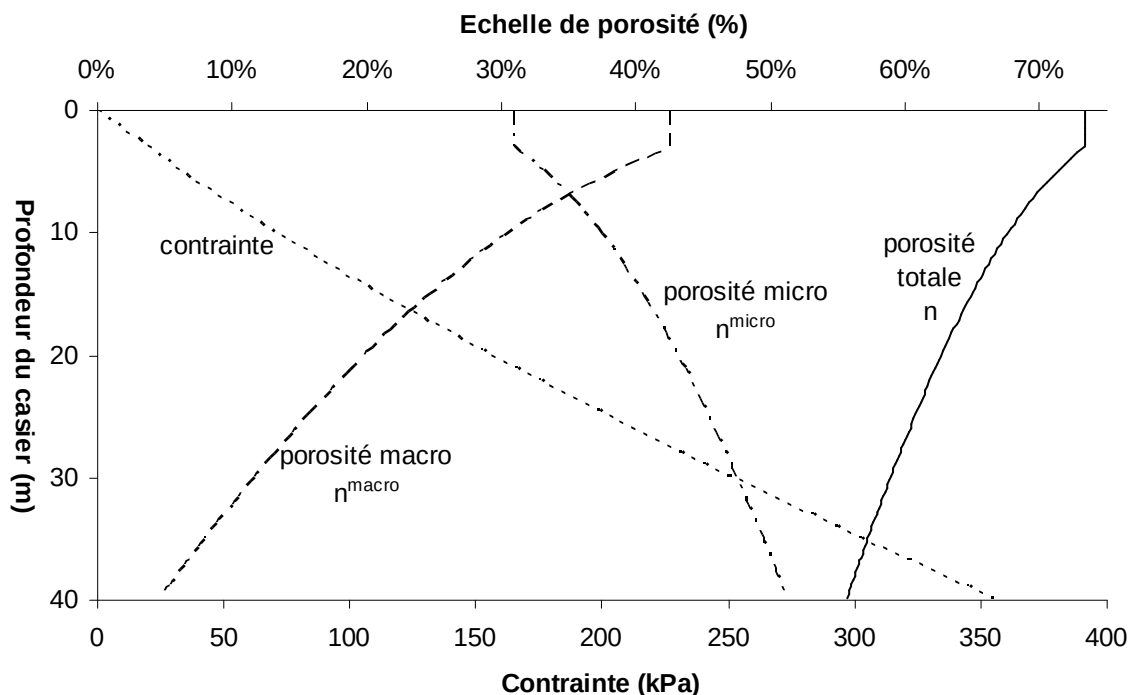
A partir de la porosité n , on obtient la masse volumique sèche $\rho_d = \rho_c (1 - n)$.

La porosité micro est donnée par $n^{\text{micro}} = \rho_d \times w^{\text{micro}} = \rho_c (1 - n) \times w^{\text{micro}}$.

La porosité macro est donnée par $n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}}$.

Pour le calcul, on considère une valeur moyenne pour la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ (déterminée au Chapitre V).

Les résultats du calcul sont donnés Graphique VI-20.



Graphique VI-20 Evolution de la macroporosité n^{macro} et de la microporosité n^{micro} en fonction de la profondeur d'un casier suite à la phase de chargement primaire [déchet A]

Suivant cette modélisation, la porosité totale n reste élevée en fond de casier (environ 56 % à 40 m de profondeur), mais la macroporosité n^{macro} chute significativement à 5 % environ. Cette diminution de la macroporosité, seule efficace pour les écoulements (d'après l'hypothèse du modèle sur la microporosité), conduira à une chute conséquente de la perméabilité intrinsèque en fond de casier.

VI - 3.5.2 Evolution des paramètres d'état avec le tassement secondaire

Avec le tassement secondaire, les phénomènes de biodégradation interviendraient. La dégradation d'une partie de la phase solide va entraîner une modification de la structure poreuse et de la répartition micro et macro porosités. L'évolution de w^{micro} est dans ce cas complexe et le recours à l'expérience apparaît indispensable.

VI - 3.5.3 Evolution de perméabilité intrinsèque avec la profondeur d'un casier

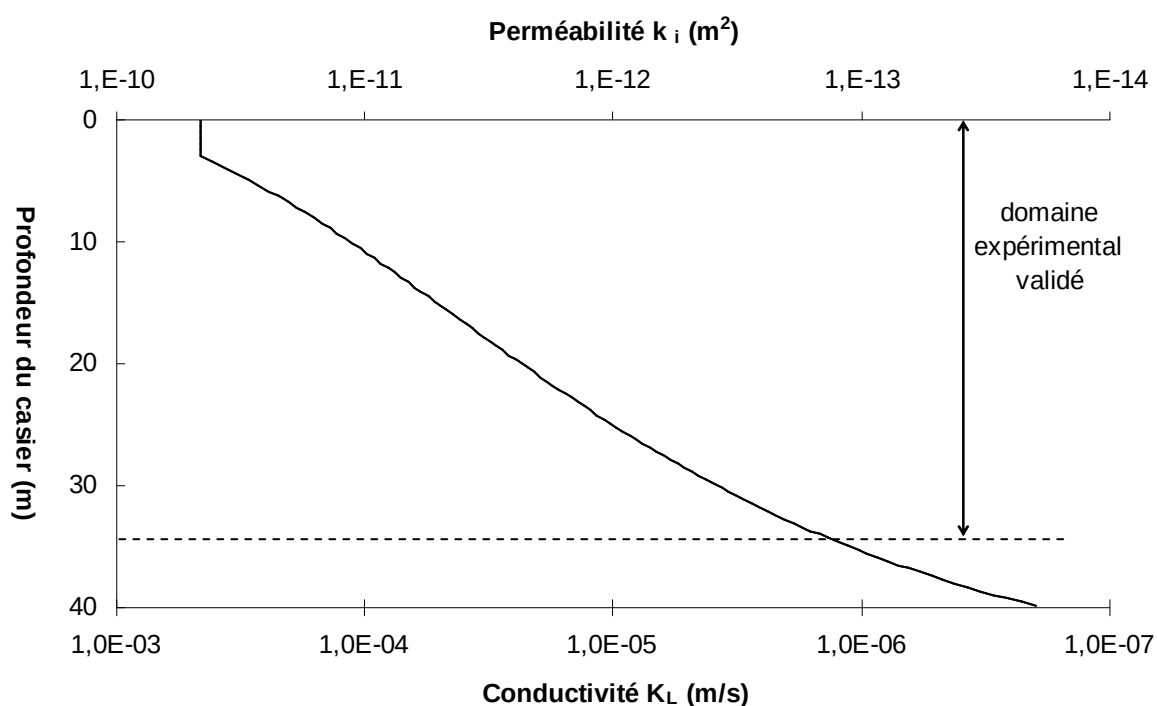
A partir des essais réalisés dans l'oedoperméamètre, une loi constitutive de la perméabilité intrinsèque k_i a été proposée (VI - 3.3), soit $k_i = 2.10^{-10} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$, avec une teneur en

micropores $w^{\text{micro}} = 70\%$ pour le calcul de la porosité macro n^{macro} en fonction de la porosité totale n ($n^{\text{macro}} = n - \rho_c(1-n) \times w^{\text{micro}}$). Ces valeurs ont été déterminées à partir du déchet A.

Le calcul effectué au VI - 3.5.1 a permis de proposer une évolution de la porosité n^{macro} avec la profondeur d'un casier (Graphique VI-20), sous l'effet du tassement primaire. L'étude de laboratoire a porté sur le domaine de compression (0 - 200 kPa) soit jusqu'à une profondeur de 34 m.

En associant les deux relations, on peut déterminer l'évolution de la perméabilité intrinsèque en fonction de la profondeur d'un casier, donnée au Graphique VI-21.

La conductivité hydraulique K_L (m/s) est obtenue à partir de la perméabilité intrinsèque k_i (m^2) suivant : $K_L = \frac{\rho_L g}{\mu_L} k_i = 10^7 \cdot k_i$.

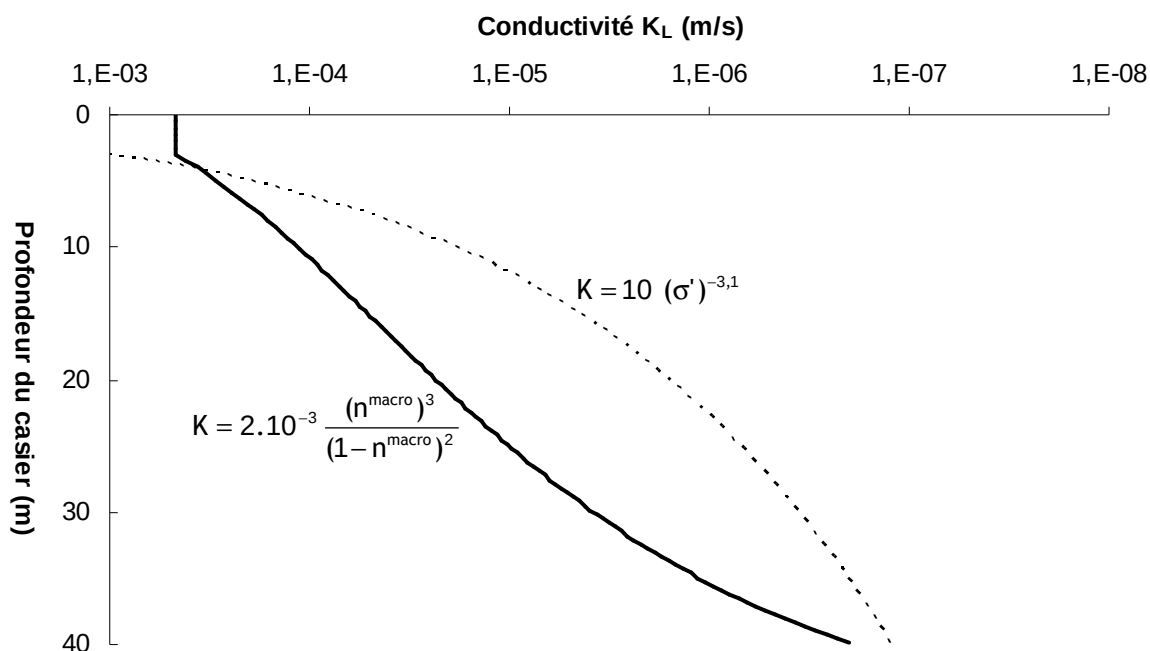


Graphique VI-21 Perméabilité intrinsèque et conductivité hydraulique en fonction de la profondeur d'un casier à la fin du tassement primaire [déchet A]

La loi $K_L = 2 \cdot 10^{-3} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$ peut être comparée à celle donnée par Powrie et al. (2000), soit

$K_L (\text{m/s}) = 10 (\sigma)^{-3,1}$, avec σ en kPa.

La contrainte σ en fonction de la profondeur ($\sigma = \rho g z$) est donnée par le profil tracé au Graphique III - 20.



Graphique VI-22 Conductivité hydraulique en fonction de la profondeur d'un casier, à la fin de la phase de tassement primaire, comparée à celle de Powrie et al. (2000)

La conductivité hydraulique de Powrie et al. (2000) tend, à forte compression, vers une valeur limite.

La conductivité hydraulique déterminée à partir des essais dans l'oedoperméamètre (avec le déchet A) semble montrer une décroissance accrue avec la profondeur.

En effet, une des hypothèses du modèle a consisté à considérer $w^{\text{micro}} = \text{constante}$, hypothèse qui entraîne une diminution importante de n^{macro} à forte compression (et ainsi à forte profondeur).

La validation de ce modèle dans le domaine des fortes compressions ne peut être effectuée car la gamme de contrainte testée est limitée (200 kPa au maximum). Des essais complémentaires à plus forte contrainte seraient indispensables.

Si à plus de 30 m de profondeur, la conductivité hydraulique K_L devient inférieure à 1.10^{-6} m/s (ce que semble confirmer d'autres observations), un dispositif de recirculation, dans le cas d'une gestion en mode bioréacteur, devrait prendre en compte ces valeurs de perméabilité très faibles en profondeur.

VI - 3.5.4 Détermination du profil de capacité au champ d'un casier

a) A partir des courbes de rétention

Comme spécifié au Chapitre III, la capacité au champ d'un casier pourra être caractérisée par un profil qui dépend de la courbe de rétention de chaque échantillon (suivant l'état de compression) et de la pression capillaire de cet échantillon. Les courbes de rétention déterminées à partir des expériences menées dans l'oedoperméamètre ont été extrapolées

pour tracer le profil de capacité au champ d'un casier (le déchet A). Pour cela, les profils de paramètres d'état déterminés au Chapitre III ont été repris (Graphique III - 20 donnant la porosité n en fonction de la profondeur).

On suppose que le fond du casier est saturé en eau (couche drainante de fond de casier).

Le modèle de Van Genuchten, donnant la pression capillaire en fonction du degré de saturation effectif $p_c = \frac{1}{\alpha} [S_{eL}^{-1/m} - 1]^{1-m}$, est utilisé pour tracer ce profil de capacité au champ..

En prenant le fond du casier comme référence des hauteurs, la hauteur z correspond à une pression capillaire $p_c = \rho_L g z$.

Le degré de saturation effectif, défini par $S_{eL} = \frac{\theta_L - n^{micro}}{n - n^{micro}}$, permet d'écrire $\theta_{LFC} = S_{eL} \times (n - n^{micro}) + n^{micro}$. Avec θ_{LFC} correspondant à la teneur en eau d'équilibre (ou capacité au champ soit « Field Capacity ») à une pression capillaire donnée.

n^{micro} se calcule à partir de la teneur en micropores w^{micro} , évaluée à 60 %_{MS} (valeur des essais de rétention, VI - 3.4.1). On a $n^{micro} = \rho_d w^{micro}$.

Où $n^{micro} = \rho_c (1 - n) \times w^{micro}$ avec pour la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$ (déterminée au Chapitre V).

Pour les paramètres du modèle de Van Genuchten, m est pris égal à 0,37 (VI - 3.4.1).

Le paramètre α dépend de l'état de compression de matériau. La relation $\alpha = -8,2\rho_d + 7,3$ (VI - 3.4.2) est considérée. α s'exprime en fonction de la porosité n en passant par la masse volumique constitutive $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$.

D'où $\alpha = -8,2 \times 1,65(1 - n) + 7,3$

Le tracé du profil en teneur en eau volumique se trouve Graphique VI-23 et celui en teneur en eau massique $w_{FC} = \theta_{FC} \times \frac{\rho_L}{\rho_d}$ se trouve Graphique VI-24.

b) A partir de w^{micro}

Les courbes de rétention obtenues sur le déchet A et le déchet D semblent montrer que l'eau contenue dans les micropores est peu mobilisable par application d'une succion, alors que celle contenue dans les macropores est peu retenue par rétention.

De plus les expériences de transferts (perméabilités au gaz et à l'eau en conditions saturées) semblent montrer que l'eau contenue dans la microporosité est peu mobilisable par compression et par l'application d'un gradient hydraulique.

Cette caractéristique induit que l'eau retenue par le casier, à la capacité au champ, correspond à l'eau contenue dans la microporosité.

On reprend le même profil de la porosité en fonction de la profondeur (Graphique III - 20), pour le déchet A.

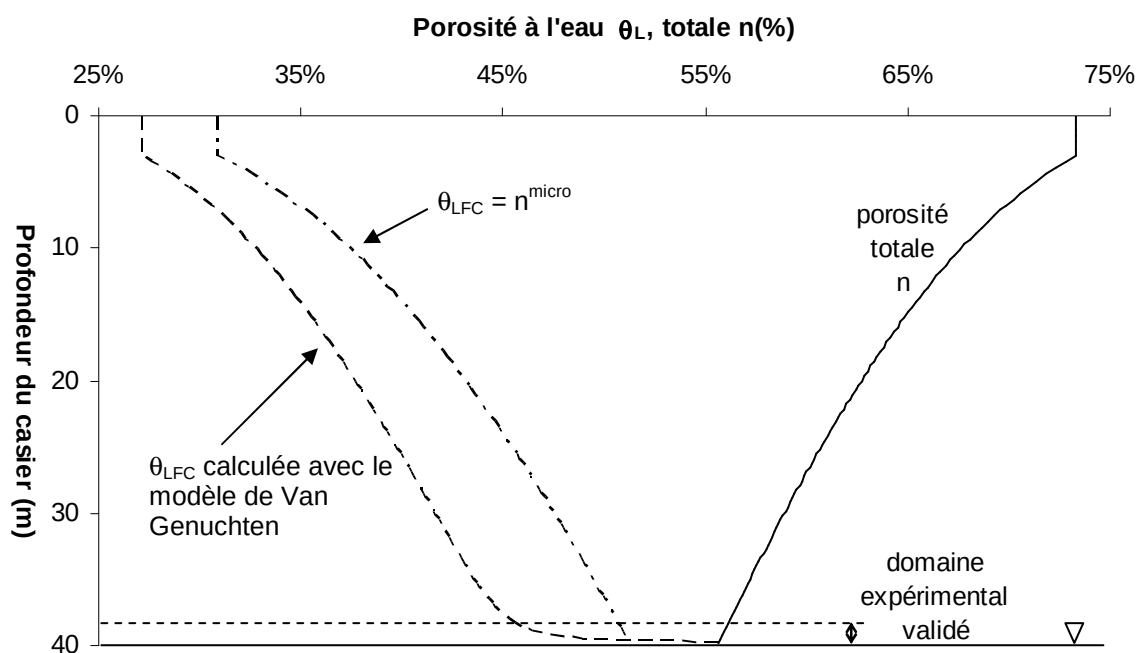
En prenant $w^{micro} = 70 \%$ (moyenne déterminée au VI - 3.3), la teneur en eau volumique au champ d'un échantillon à une masse volumique ρ_d donnée vaut ainsi $\theta_{LFC} = n^{micro} = \rho_d \times w^{micro}$.

Dans ce cas, on a $w_{FC} = w^{micro} = 70 \%_{MS}$.

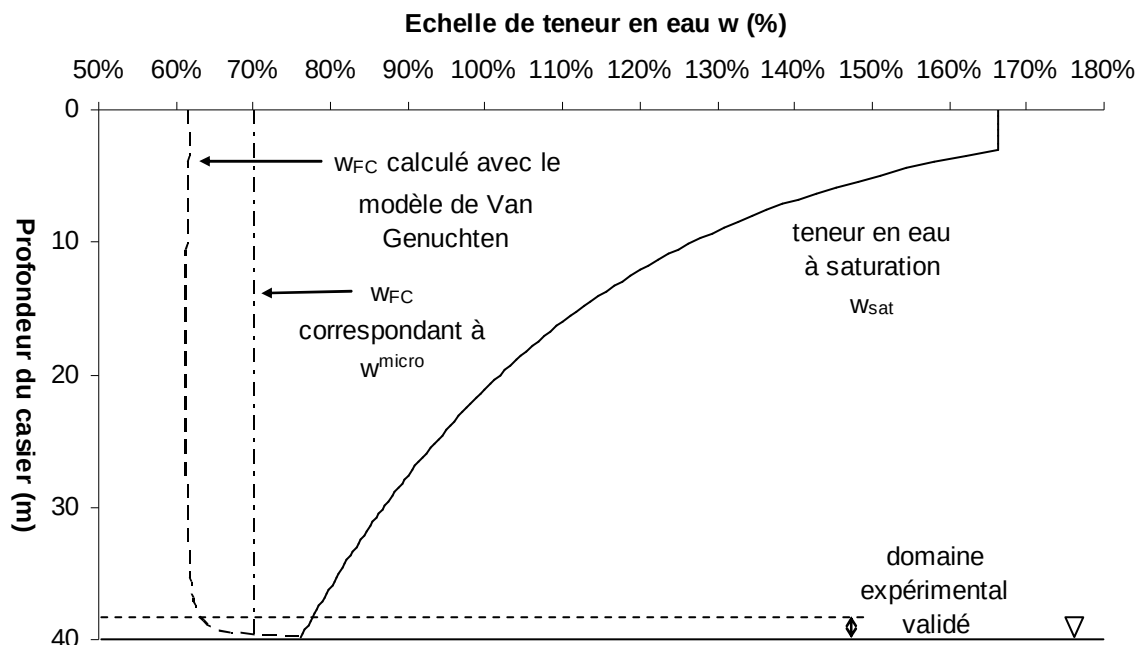
Elle s'exprime en fonction de la porosité totale n par $\theta_{LFC} = \rho_c(1-n) \times w^{micro}$ avec $\bar{\rho}_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$.

Le tracé du profil se trouve Graphique VI-23 et Graphique VI-24.

c) Tracé des profils de teneur en eau d'un casier à la capacité au champ [déchet A]



Graphique VI-23 Profils de capacité au champ tracés en teneur en eau volumique en fonction de la profondeur en considérant le modèle à double porosité et le modèle de Van Genuchten [déchet A]



Graphique VI-24 Profil de capacité au champ tracé en teneur en eau massique en fonction de la profondeur déterminé avec le modèle à double porosité et le modèle de Van Genuchten [déchet A]

On observe sur le Graphique VI-23 que la teneur en eau volumique « à la capacité au champ » diminue avec la hauteur du casier. Pour des casiers de fortes hauteurs, elle sera donc faible près de la surface.

Par contre la teneur en eau massique reste relativement constante (Graphique VI-24) (pour le modèle de Van Genuchten) et constante (pour les résultats obtenus à partir de l'hypothèse $w^{\text{micro}} = \text{constante}$).

Ceci découle des hypothèses du modèle de double porosité. On remarquera cependant que le domaine expérimental validé est faible par rapport au domaine des diagrammes, qui n'est qu'une prospective. Une courbe de rétention couvrant une gamme de succion plus importante serait dans ce cas là indispensable.

Notons que la différence entre les deux teneurs en eau massiques au champ correspond à la différence de teneurs en micropores w^{micro} évaluée à 60 %_{MS} pour la modèle de Van Genuchten et 70 %_{MS} dans l'autre cas.

Les profils de capacité au champ proposés ci-dessus ne sont donnés que pour la fin de la phase de tassement primaire. Aucune mesure à l'heure actuelle ne permet de donner l'évolution de ce profil avec les phénomènes biodégradation.

VI - 4 Application du modèle pour l'analyse des perméabilités sur site à partir de tests de laboratoire

Une campagne de forages réalisés par VEOLIA Environnement au printemps 2008 sur un de ses sites nous a permis d'appliquer à un déchet ancien, donc dégradé, l'approche hydro-mécanique présentée dans ce mémoire. Pour des raisons de confidentialité, le site n'est pas nommé et le déchet correspondant est appelé déchet C.

Réalisés sur des échantillons d'âges différents provenant d'une colonne de forage, les essais à l'oedoperméamètre peuvent apporter des renseignements sur l'évolution des paramètres hydro-mécaniques en fonction de l'âge du déchet ; la plupart des essais ayant portés sur un déchet jeune, le déchet A (Chatuzange).

VI - 4.1 Description des essais effectuées

VI - 4.1.1 Procédure de prélèvement des échantillons

Le forage (F1) a été effectué à l'aide d'un carottier (diamètre 60 cm) (Figure VI-11) ce qui permet de ne pas déstructurer les éléments du déchet en les broyant. La colonne de forage est divisée en 8 tronçons, qui sont notés par la suite de C1 à C8. Pour chacun des tronçons, l'ensemble du déchet foré a été pesé ce qui permet d'obtenir une valeur de masse volumique par tronçon (Tableau VI-6). De plus, des teneurs en eau massiques ont été réalisées sur des échantillons (d'environ 5 kg) de chacun des tronçons.

Pour chacun des tronçons, une quarantaine de kilos de déchet a été prélevée pour les tests hydro-mécaniques dans l'oedoperméamètre. Lors de ce prélèvement, les éléments supérieurs à 10 cm ont été écartés.



Figure VI-11 Carottier utilisé pour le forage [déchet C]

VI - 4.1.2 Désignation des échantillons testés

Le Tableau VI-6 donne les caractéristiques des tronçons (épaisseur, année de remplissage) et les mesures réalisées in situ (masse volumique humide ρ et teneur en eau massique w) lors du forage. La masse volumique sèche ρ_d est déduite par $\rho_d = \frac{\rho}{1+w}$.

Les masses volumiques sèches sont généralement supérieures à $0,8 \text{ Mg/m}^3$. Ces valeurs sont élevées et difficilement reproductibles en laboratoire.

Tableau VI-6 Caractéristiques des tronçons avec les mesures de teneur en eau et masse volumique réalisées au cours du forage [déchet C]

Tronçon	Profondeur (m)	Année de stockage	Masse volumique humide ρ (Mg/m^3)	Teneur en eau massique w ($\%_{\text{MS}}$)	Masse volumique sèche ρ_d (Mg/m^3)
C1	4 – 6	2005	0,94	50,2	0,63
C2	6 – 12	2004	1,15	39,9	0,82
C3	12 – 17	2003	1,18	43,5	0,82
C4	17 – 22	2003	1,66	75,4	0,95
C5	22 – 27	2003	1,39	91,9	0,72
C6	27 – 32	2002	1,60	91,9	0,83
C7	32 – 36	2001	1,48	113,2	0,69
C8	36 – 39	2001	2,17	129,4	0,95

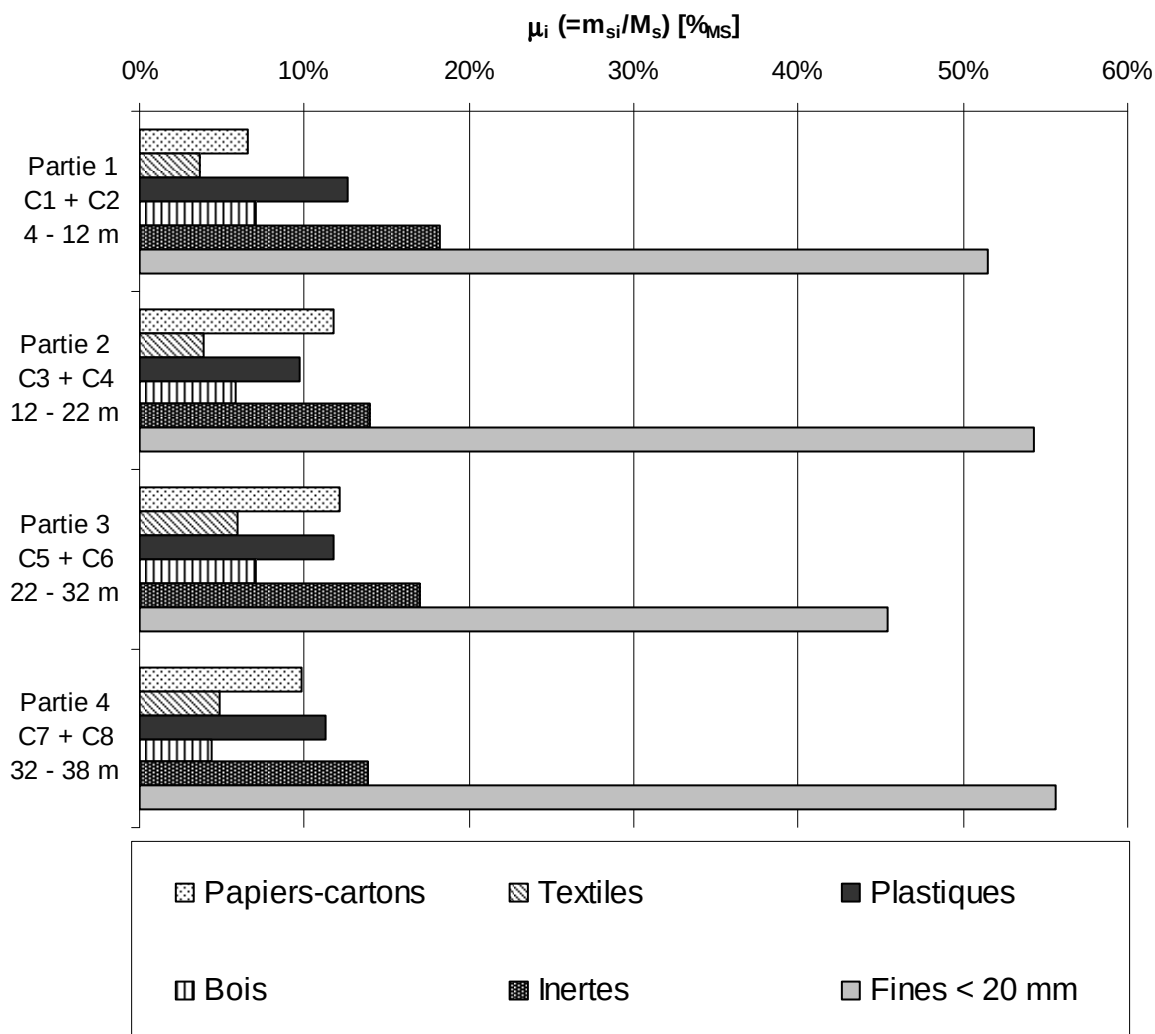
La colonne de forage a été divisée en 4 parties pour une détermination de la composition du déchet ce qui a été réalisé par VEOLIA Environnement : tronçons C1 et C2 (partie 1), C3 et C4 (partie 2), C5 et C6 (partie 3), C7 et C8 (partie 4).

Pour chacune des parties, 150 kg de déchet a été prélevé et une caractérisation de la composition a été effectuée suivant le protocole MODECOMTM.

Ces compositions sont données Graphique VI-25.

Remarque : cette composition est donnée par rapport à la masse sèche de l'échantillon. Le paramètre μ_i représentant la masse sèche m_{si} de la catégorie i rapportée à la masse sèche M_s de l'ensemble des constituants.

Bien que la composition initiale des déchets, qui n'est pas connue, ait pu être hétérogène, la composition de la colonne de forage, après biodégradation, semble assez homogène. Elle comprend notamment une part importante de fines ($< 20 \text{ mm}$).



Graphique VI-25 Compositions des tronçons déterminées suivant le MODECOM™ [déchet C]

Les masses volumiques humides ρ (Tableau VI-6) permettent de calculer les contraintes verticales totales σ appliquées à la profondeur moyenne.

La Figure VI-12 montre la méthode pour le calcul des contraintes, pour les 4 m supérieurs. Au dessus de la colonne de déchet testée, la masse volumique moyenne du remblai sommital, d'épaisseur $H_r = 4\text{ m}$, est supposée de $\rho_r = 1,7 \text{ Mg/m}^3$, soit une contrainte $\sigma_0 = \rho_r \times g \times H_r = 68 \text{ kPa}$.

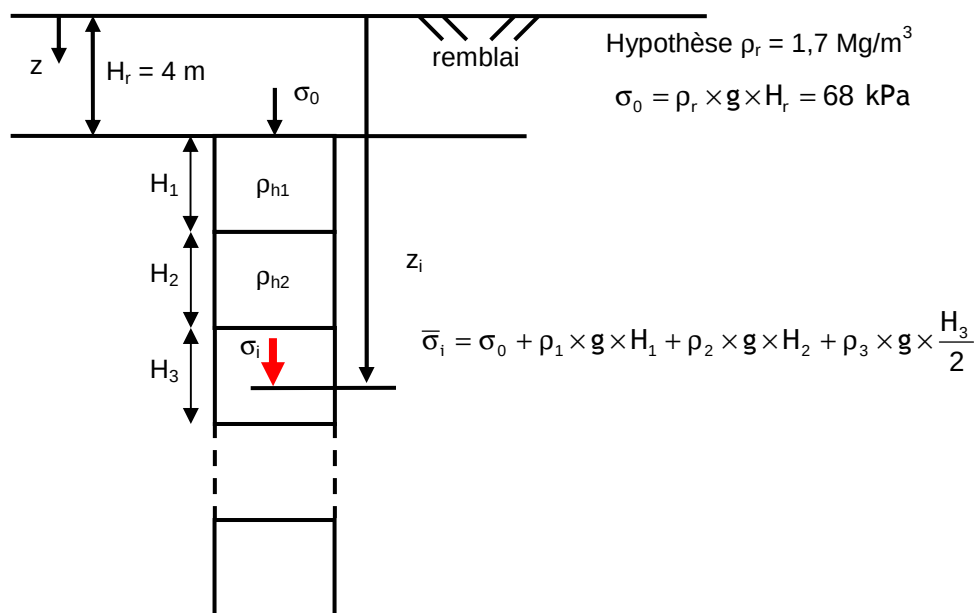


Figure VI-12 Calcul de la contrainte moyenne appliquée au centre d'un tronçon

Le Tableau VI-7 donne les contraintes moyennes calculées à la profondeur moyenne des tronçons.

Tableau VI-7 Contraintes verticales totales $\bar{\sigma}$ calculées à la profondeur moyenne des tronçons

Tronçon	Profondeur (m)	Année de remplissage	Epaisseur tronçon (m)	Profondeur pour laquelle s'applique σ	Contrainte σ (kPa)
C1	4 – 6	2005	2	5,0	77
C2	6 – 12	2004	6	9,0	112
C3	12 – 17	2003	5	14,5	141
C4	17 – 22	2003	5	19,5	183
C5	22 – 27	2003	5	24,5	218
C6	27 – 32	2002	5	29,5	258
C7	32 – 36	2001	4	34,0	287
C8	36 – 39	2001	3	37,5	320

VI - 4.1.3 Visualisation des échantillons testés dans l'oedoperméamètre

Un échantillon correspondant à chacun des tronçons a été testé dans l'oedoperméamètre. Ces échantillons sont notés de EC1 à EC8.

Des photos de chaque échantillon (sec) sont données aux Figure VI-13, Figure VI-14 et Figure VI-15. Plus le déchet est ancien, plus la granulométrie apparaît décalée vers les éléments fins, ce qui est globalement compatible avec le Graphique VI-25.



E1 0-6m [2005]



E2 6-12m [2004]



E3 12-17m [2003]

Figure VI-13 Photo des échantillons E1, E2 et E3 du déchet C



E4 17-22m [2003]

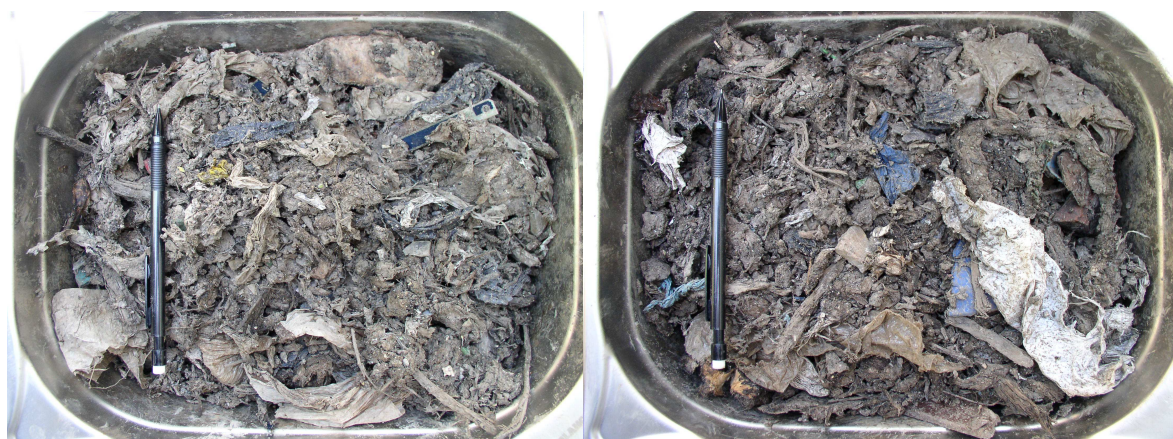


E5 22-27m [2003]



E6 27-32m [2002]

Figure VI-14 Photo des échantillons E4, E5 et E6 du déchet C



E7 32-36m [2001]



E8 36-39m [2001]

Figure VI-15 Photo des échantillons E7 et E8 du déchet C

VI - 4.1.4 Protocole des essais effectués

L'objectif des essais est de mesurer les perméabilités intrinsèques de chaque échantillon pour plusieurs niveaux de compression. Aucune mesure de perméabilité au gaz en non saturé n'a été effectuée. C'est pourquoi, dans la suite de l'étude, le paramètre conductivité hydraulique K_L (en saturé) est utilisé au lieu de la perméabilité intrinsèque k_i (rappel : $K_L = \frac{\rho_L g}{\mu_L} k_i = 10^7 \cdot k_i$).

Le protocole de test appliqué pour chaque échantillon est identique à celui appliqué aux échantillons E'2 et E'3 (déchet A) pour la mesure de la perméabilité hydraulique en conditions saturées. Ce protocole est détaillé au V -3.3.1.

La seule différence réside dans le plan de chargement qui a été adapté suivant les échantillons (profonds ou peu profonds). Les contraintes appliquées pour chaque échantillon sont repérées Graphique VI-26.

Le Tableau VI-8 donne les caractéristiques initiales des échantillons testés et la mesure de la masse volumique constitutive ρ_c .

Tableau VI-8 Caractéristiques initiales des échantillons testés dans l'oedoperméamètre et mesure de la masse volumique constitutive ρ_c [déchet C]

Tronçon	Echantillon	Profondeur (m)	Teneur en eau massique initiale w_0 (% _{MS})	Masse volumique sèche initiale ($\sigma=0$ kPa) ρ_{d0} (Mg/m ³)	Masse volumique constitutive ρ_c (Mg/m ³)
C1	EC1	4 – 6	45,5	0,57	2,16
C2	EC2	6 – 12	46,1	0,43	1,94
C3	EC3	12 – 17	37,6	0,42	1,77
C4	EC4	17 – 22	73,5	0,43	1,97
C5	EC5	22 – 27	72,4	0,49	2,14
C6	EC6	27 – 32	72,9	0,47	2,01
C7	EC7	32 – 36	85,6	0,44	1,96
C8	EC8	36 – 39	94,7	0,48	2,06

VI - 4.2 Analyse des résultats

VI - 4.2.1 Comparaison des masses volumiques obtenues en laboratoire et in situ

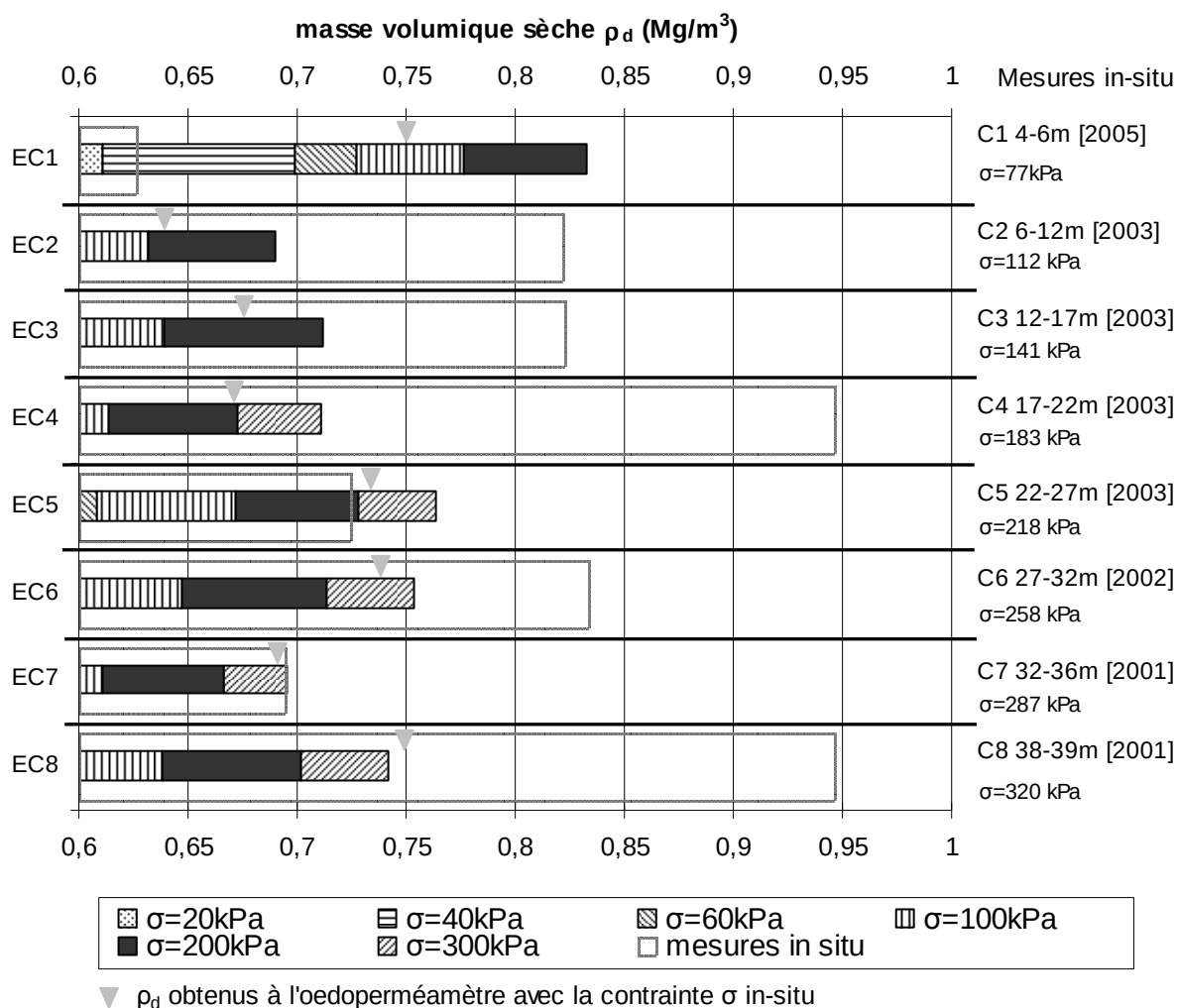
Le Graphique VI-26 compare les masses volumiques sèches obtenues à l'oedoperméamètre et celles obtenues sur site, à partir de la mesure sur l'ensemble du tronçon.

Même pour une compression à 300 kPa (limite du bâti de chargement de l'oedoperméamètre), la masse volumique sèche des échantillons n'a pas dépassé 0,8 Mg/m³, sauf pour EC1 alors que les masses volumiques moyennes ont pu dépasser 0,9 Mg/m³. Sur le Graphique VI-26, la masse volumique sèche ρ_d qui serait obtenue en oedoperméamètre pour la contrainte moyenne verticale σ in situ (obtenue par interpolation linéaire entre la contrainte de laboratoire et le logarithme de la masse volumique sèche de laboratoire) a été repérée par une flèche pour comparaison avec la valeur moyenne obtenue sur le tronçon.

Plusieurs explications peuvent être avancées :

- Les compressions à l'oedoperméamètre ne sont appliquées que sur une durée de 20 minutes, ce qui sous estime les masses volumiques à long terme.
- Le remplissage dans l'oedoperméamètre ne permet pas un triturage tel qu'il est réalisé sur site par le compacteur. L'oedoperméamètre peut ainsi sous - estimer les masses volumiques.
- Il est possible que les masses volumiques sèches in situ aient été surestimées, en particulier à cause de la méthode de prélèvement par carottage. Des frettages dans

le forage peuvent conduire à prélever plus de matériau que celui contenu dans le volume de forage calculé.



Graphique VI-26 Comparaison entre les masses volumiques sèches obtenues à l'oedoperméamètre et celle obtenues sur site [déchet C]

VI - 4.2.2 Masse volumique constitutive

Le Graphique VI-27 donne le profil de la masse volumique constitutive ρ_c le long de la colonne de forage. Aucune tendance ne se dégage sur l'évolution avec la profondeur et donc l'âge du déchet. Cette observation est cohérente avec les compositions homogènes obtenues le long du forage (Graphique VI-25).

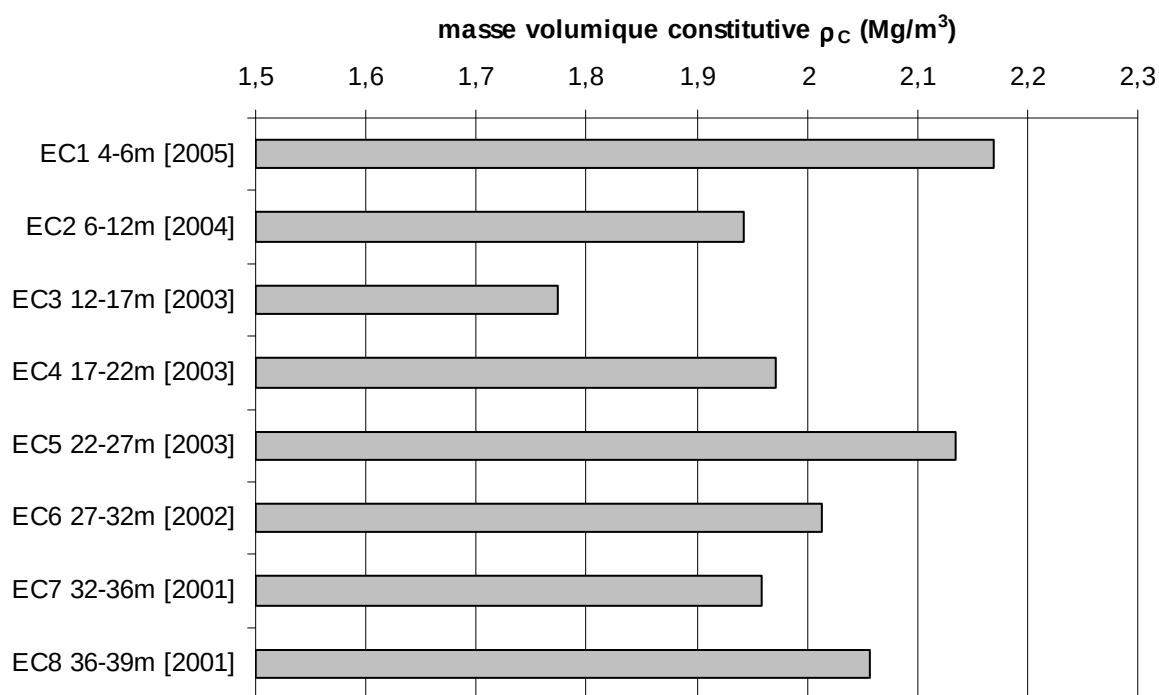
L'évolution de ce paramètre avec l'état de biodégradation n'apparaît pas sensible.

Pour le déchet A, ordure ménagère fraîche, une masse volumique constitutive moyenne de 1,65 Mg/m³ a été mesurée (Chapitre V). Les masses volumiques constitutives données Graphique VI-27 sont globalement toutes supérieures à 1,9 Mg/m³. Il est apparaîtrait qu'un déchet plus ancien voit sa masse volumique constitutive un peu augmenter.

Une augmentation de ρ_c avec le temps pourrait s'expliquer par la dégradation des éléments organiques rapidement dégradables (de faible masse volumique constitutive) et l'augmentation

de la proportion d'éléments inertes de forte masse volumique constitutive (comme les métaux, le verre, les pierres, etc.).

Mais ce phénomène serait rapide et deviendrait peu sensible au-delà d'un an ou deux (disparition des rapidement dégradables), ce qui serait compatible avec les faibles variations de ρ_c mesurées pour les échantillons de plus de 2 ans d'âge.



Graphique VI-27 Masses volumiques constitutives mesurées pour chaque échantillon du forage [déchet C]

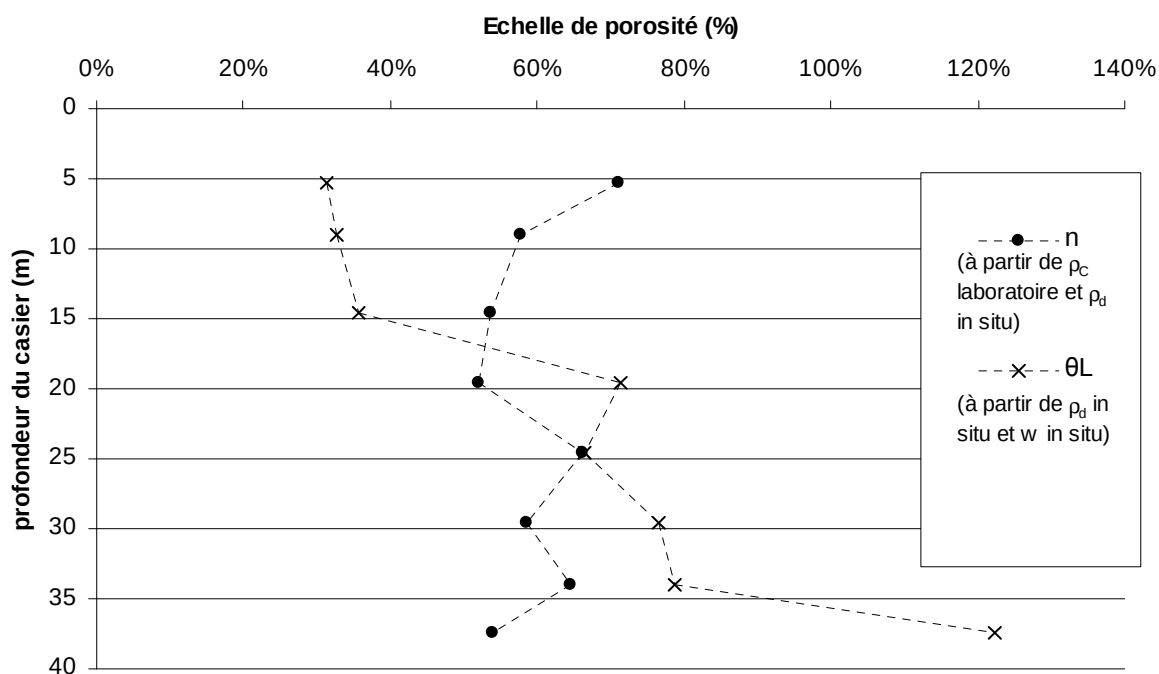
A partir des données de masses volumiques sèches ρ_d in situ (Tableau VI-6) et des masses volumiques constitutives ρ_c obtenues en laboratoire, les porosités totales pour chacun des tronçons sont calculées par $n = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c}$. Le profil de porosité totale le long de la colonne de déchet est présenté par le Graphique VI-28. Ces porosités sont repérées sur le graphique à la profondeur moyenne du tronçon.

A partir des masses volumiques sèches ρ_d et des teneurs en eau massiques w in situ (Tableau VI-6), la teneur en eau volumique θ_L est calculée pour chacun des tronçons par $\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$. Le profil de teneur en eau volumique obtenu est comparé à celui de la porosité (Graphique VI-28).

A partir de n et θ_L , on obtient $\theta_G = n - \theta_L$. Le Graphique VI-28 montre qu'à certains niveaux, $\theta_L > n$ ce qui aboutit à θ_G négatif, valeur impossible. En fond de casier, la valeur de teneur en eau volumique est même supérieure à 100 %, valeur aussi impossible.

La raison la plus probable est la surestimation des ρ_d in situ (Tableau VI-6) qui entraîne des porosités ($n = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c}$) sous-estimées et des teneurs en eau volumiques surestimées.

($\theta_L = w \frac{\rho_d}{\rho_L}$). On peut justifier la surestimation des ρ_d in situ pas la grande différence entre les ρ_d in situ et en laboratoire observée (Graphique VI-26). Les essais à l'oedoperméamètre apparaissent donc très intéressants pour valider ou non les mesures de masses volumiques in situ.



Graphique VI-28 Porosité et teneur en eau volumique obtenues le long de la colonne de forage [déchet C]

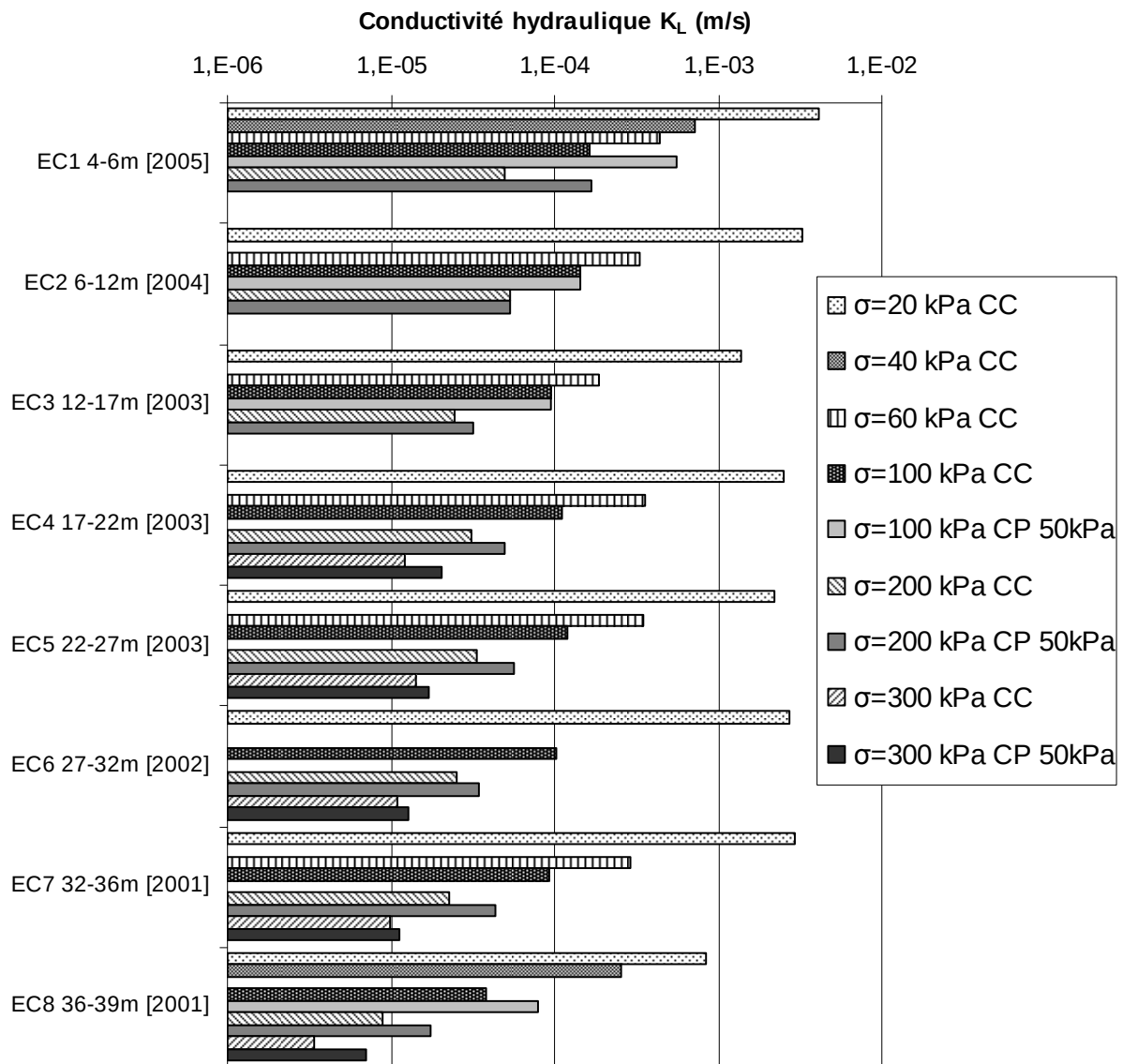
VI - 4.2.3 Analyses des conductivités hydrauliques

a) Résultats bruts

Les tests de perméabilités à l'eau en conditions saturées ont été menés à charge constante (CC), sans contre pression, et avec une contre pression (CP) de 50 kPa. Les protocoles d'essais sont décrits au chapitre V.

Le Graphique VI-29 présente l'ensemble des conductivités hydrauliques obtenues pour les différents échantillons, avec et sans contre pression.

Le rapport des conductivités hydrauliques avec contre pression CP et sans contre pression CC est voisin de 2.



Graphique VI-29 Conductivités hydrauliques obtenues à partir des tests menés dans l'oedoperméamètre [déchet C]

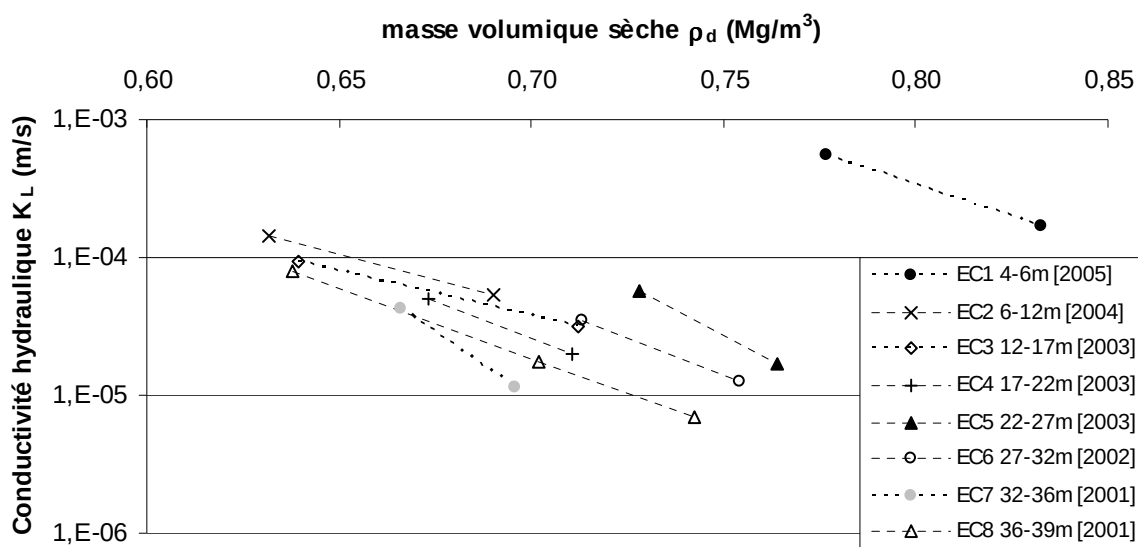
b) Lois constitutives

Les conductivités hydrauliques déterminées en contre pression sont interprétées avec le modèle de Kozeny - Carman, appliqué en tenant compte du modèle de double porosité :

$$K_L = \frac{\rho_L g}{\eta_L} \frac{1}{C} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}, \quad \text{avec} \quad C = \frac{1}{\tau} \frac{1}{S_s^2} \quad \text{supposé constant et}$$

$n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c} - \rho_d \times w^{\text{micro}}$. Le Graphique VI-30 donne les conductivités hydrauliques considérées (en contre pression à 50 kPa) en fonction de la masse volumique sèche ρ_d , mesurée à l'oedoperméamètre.

La méthode pour trouver w^{micro} et C est explicitée VI - 3.2. Dans ce cas, seulement deux mesures (couple ρ_d , K_L) sont disponibles pour chaque essai, à l'exception de l'échantillon EC8. C'est insuffisant pour valider précisément sur les corrélations obtenues.



Graphique VI-30 Conductivités hydrauliques obtenues à partir des tests de perméabilité à l'eau en contre pression (50 kPa) effectués dans l'oedoperméamètre [déchet C]

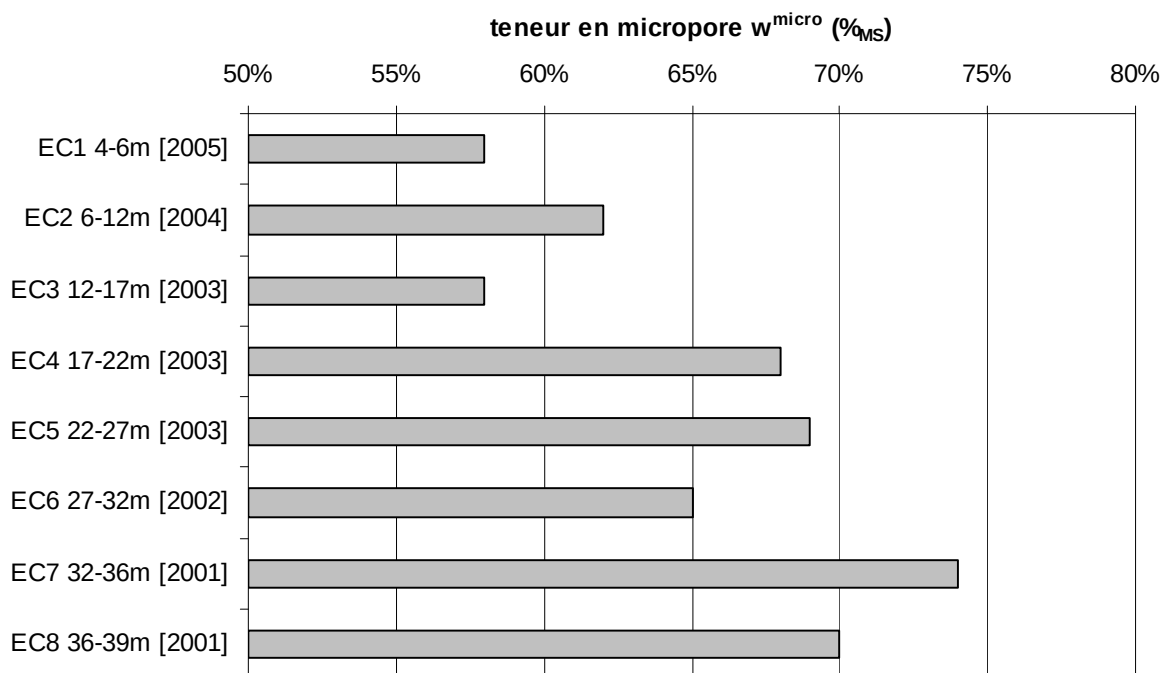
Le Graphique VI-31 donne les teneurs en micropores w^{micro} obtenues et le Graphique VI-32 donne le coefficient C .

La teneur en micropores w^{micro} semble augmenter avec la profondeur. En supposant que le déchet plus ancien en profondeur est plus dégradé que celui en surface, cette observation montrerait que la teneur en micropores ne diminue pas nécessairement avec la dégradation. Compte tenu du faible nombre de résultats, il est évidemment prématuré d'en conclure qu'avec le temps, la biodégradation des éléments organiques supprime leurs micropores en ne laissant que les macropores, alors qu'à l'opposé, il est possible que la biodégradation accentue la matrice fine du déchet.

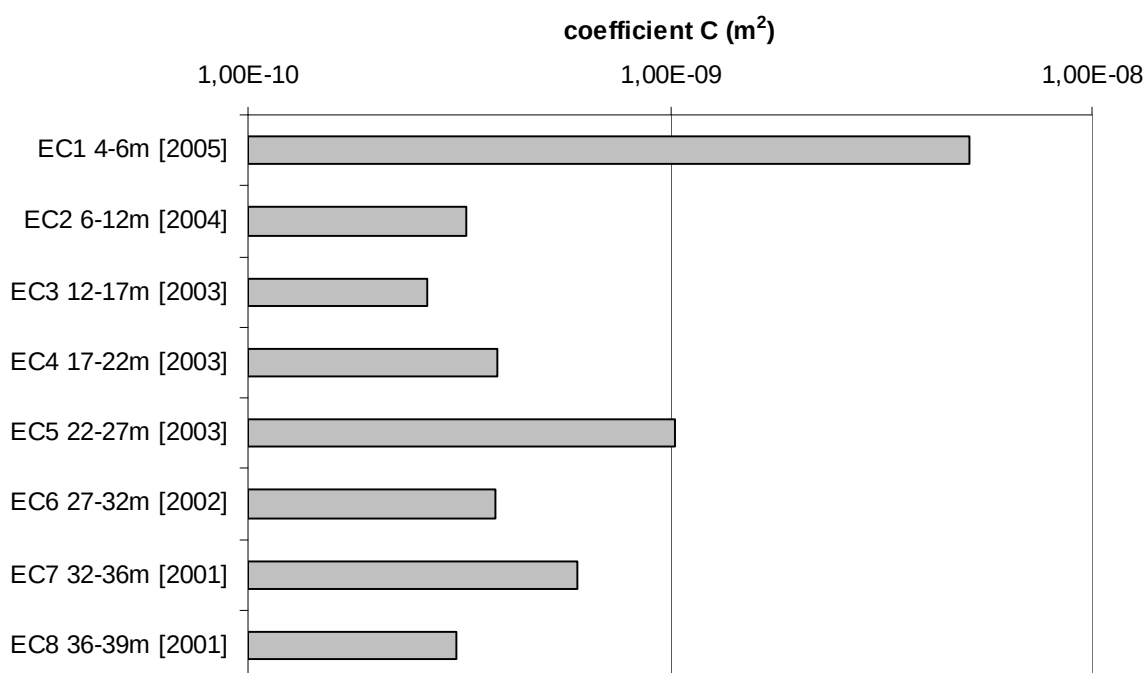
L'évolution des paramètres hydrodynamiques avec la biodégradation reste à ce jour une question ouverte mais l'oedoperméamètre peut être considéré comme un outil intéressant pour l'étude de cette question.

Une moyenne de w^{micro} et C est réalisée sur l'ensemble des échantillons, à l'exception du EC1 dont la valeur de C semble élevée (la photo de cet échantillon Figure VI-13 montre des éléments de grandes tailles qui ne sont pas représentatifs à l'échelle de mesure de l'oedoperméamètre).

On obtient $\bar{w}^{\text{micro}} = 65,5 \%_{\text{MS}}$ et $\bar{C} = 4,7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$. Ces valeurs sont à comparées à celles obtenues (à partir des essais de perméabilités à l'eau en conditions saturées) pour le déchet A (VI - 3.2) soit $\bar{w}^{\text{micro}} = 74 \%_{\text{MS}}$ et $\bar{C} = 3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ (VI - 3.3).



Graphique VI-31 Teneurs en micropores w^{micro} obtenues en laboratoire [déchet C]



Graphique VI-32 Coefficients C (issu de la loi de Kozeny – Carman) obtenus pour chaque échantillon du forage [déchet C]

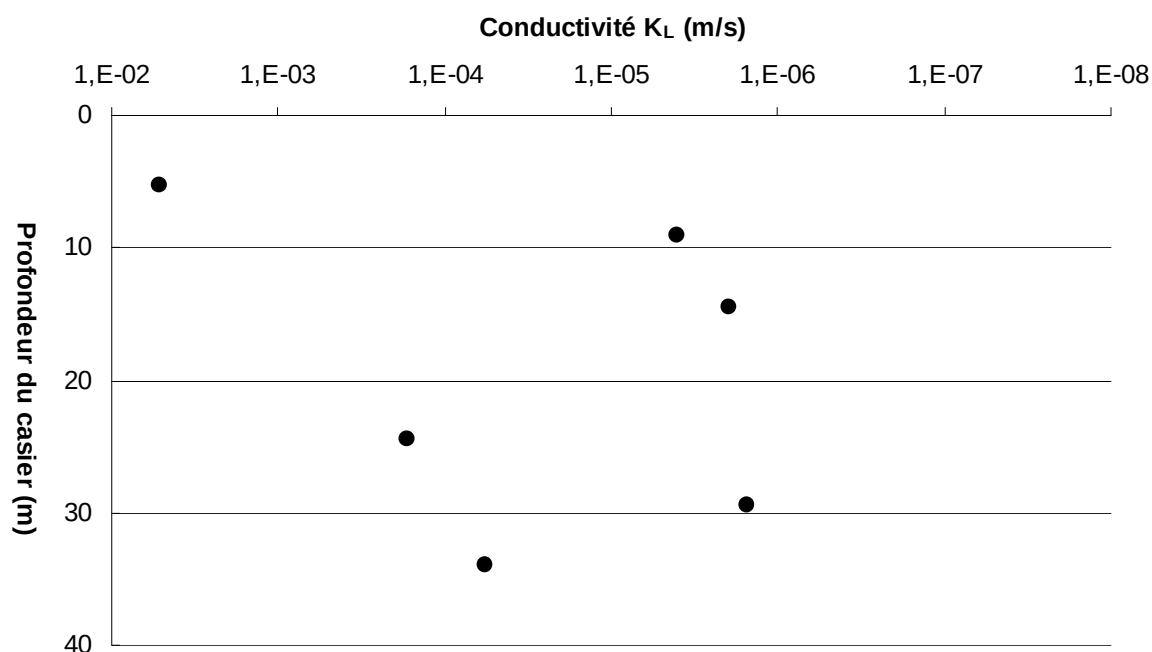
Les relations obtenues en laboratoire peuvent être ensuite appliquées pour déterminer les perméabilités in situ. La porosité macro n^{macro} est calculée à partir des masses volumiques sèches ρ_d in situ, en supposant w^{micro} connu (valeurs obtenues en laboratoire).

Soit $K_L = \frac{\rho_L g}{\eta_L} \frac{1}{C} \frac{(n^{\text{macro}})^3}{(1 - n^{\text{macro}})^2}$ avec $n^{\text{macro}} = n - n^{\text{micro}} = \frac{\rho_c - \rho_d}{\rho_c} - \rho_d \times w^{\text{micro}}$, la conductivité

hydraulique K_L des différents tronçons (Tableau VI-9). Le Graphique VI-33 donne ces conductivités hydrauliques en fonction des profondeurs moyennes des tronçons. Comme indiqué au VI - 4.2.1, certaines valeurs élevées de masses volumiques sèches ρ_d in situ (Tableau VI-6) conduisent à des porosité macro n^{macro} négatives et la procédure n'est alors pas valide.

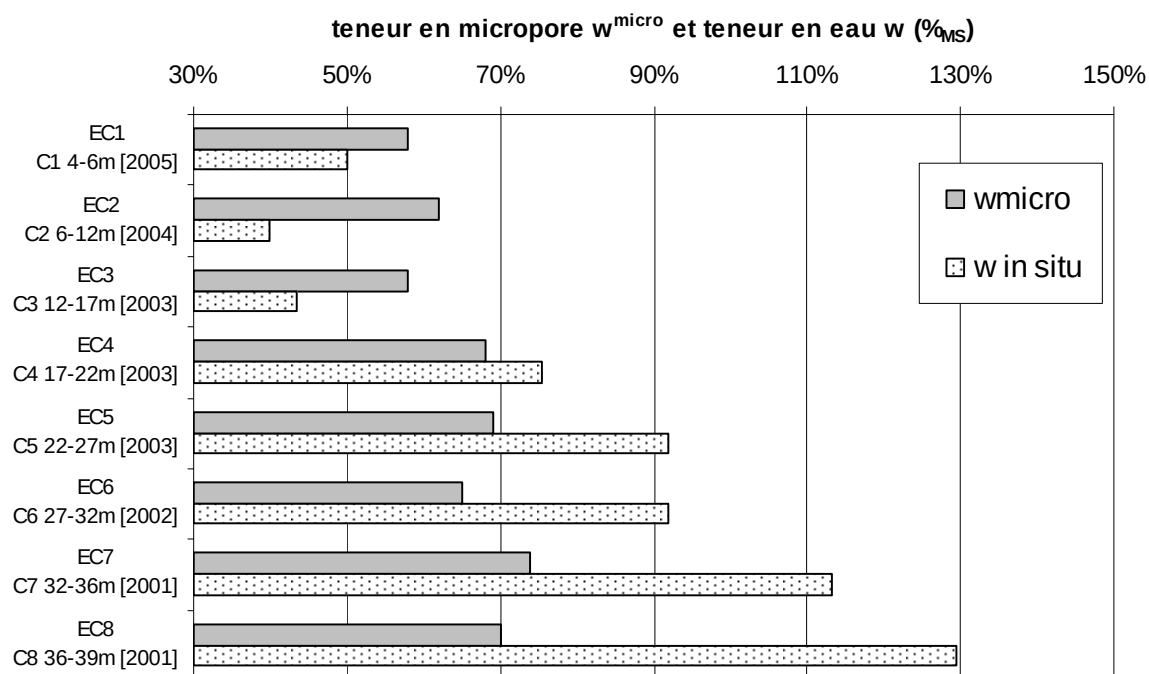
Tableau VI-9 Estimation des paramètres d'état des conductivités hydrauliques in situ à partir des mesures de laboratoire [déchet C]

Tronçon	w^{micro} (% _{MS})	n^{micro} (%)	n^{macro} (%)	C 10^{-10} (m ²)	K_L (m/s)
C1	58	36	35	51,4	$5,3 \cdot 10^{-3}$
C2	62	51	7	3,3	$4,1 \cdot 10^{-6}$
C3	58	48	6	2,6	$2,0 \cdot 10^{-6}$
C4	68	64	- 12	3,9	X
C5	69	50	16	10,3	$1,7 \cdot 10^{-4}$
C6	65	54	4	3,8	$1,6 \cdot 10^{-6}$
C7	74	51	13	6,0	$5,9 \cdot 10^{-5}$
C8	70	66	- 12	3,1	X



Graphique VI-33 Conductivités hydrauliques in situ estimées à partir des mesures de laboratoire [déchet C]

Le Graphique VI-34 compare la teneur en eau naturelle des différents tronçons à la teneur en micropores obtenue à partir des mesures de laboratoire. A partir de 17 m de profondeur, la teneur en eau naturelle est supérieure à la teneur en micropore qui est donc probablement saturée à partir de cette profondeur.



Graphique VI-34 Comparaison entre la teneur en eau mesurée in situ des tronçons et la teneur en micropores obtenue à partir de mesures de laboratoire [déchet C]

CHAPITRE VII

Essai de compression long terme dans la cellule CICLADE

Les questions relevant du comportement bio-hydro-mécanique des déchets soulevées dans les premiers Chapitres de ce mémoire ont conduit à la conception de cellules adaptées à l'étude de la biodégradation d'un déchet sous compression. Quatre cellules de laboratoire nommées CICLADE (Cellule Innovante de Compression en Laboratoire sur DEchets) ont été élaborées sur financement de VEOLIA Environnement dans le cadre d'une collaboration avec le LIRIGM (ex-LTHE). Ce programme fait suite à la cellule C4DC construite au LIRIGM (Olivier, 2003), qui avait montré l'intérêt de ce type d'expérimentation. Le but recherché avec ces nouvelles cellules est en particulier de pouvoir établir un strict bilan massique avec quantification des flux de lixiviats et de biogaz.

Le principe est de reproduire le comportement d'un déchet in situ en ISDND comprimant un échantillon de déchet à charge constante (afin de simuler le poids d'une colonne de déchet sus-jacente) tout en mesurant la biodégradation par la quantification du volume de biogaz généré (essai long terme). Ceci suppose une étanchéité parfaite du système. Afin de pouvoir tester des déchets type DIB pouvant contenir des particules de tailles importantes, le volume de la cellule a été dimensionné à 1 m³. Ceci place les CICLADE au rang de prototype unique dans le monde.

Le caractère prototype de ces cellules a entraîné une lourde période de mise au point qui s'est prolongée sur plus de deux ans. Au bout de cette période, une CICLADE a été rendue entièrement opérationnelle et un test long terme a donc pu être lancé en septembre 2007. Ce test n'est cependant pas complet puisque la métrologie a été réduite au strict minimum (pas de thermocouples, sondes TDR, etc.), le but premier étant de valider l'étanchéité sur le long terme. Ce test a été lancé dans la même période qu'une nouvelle thèse cofinancée par l'ADEME et VEOLIA Environnement. Matthias Staub, qui a débuté cette thèse en octobre 2007, a réalisé la plupart des mesures quotidiennes (lixiviats et biogaz) de cet essai long terme.

Dans un premier temps, le principe général des cellules ainsi que les mesures hydro-mécaniques associées sont présentés. Puis, le test long terme réalisé sur un an dans la CICLADE opérationnelle est décrit et les résultats préliminaires exposés (le test est à l'heure actuelle toujours en cours). Enfin, deux propositions de corrélation entre biodégradation et tassement sont présentées avec une discussion sur les résultats obtenus.

VII - 1 Description générale des CICLADE

Les CICLADE sont des prototypes de laboratoire réalisés, avec une contribution active du LTHE au niveau de l'avant projet, par une entreprise de conception mécanique. Elles font partie d'une collaboration entre le LIRIGM (ex-LTHE) et VEOLIA Environnement. Quatre CICLADE ont été installées au LTHE en septembre 2005 (Figure VII-1) ce qui a nécessité la construction au laboratoire LTHE d'un local spécifique. Cette construction a nécessité de multiples interventions dues notamment à la prise en compte de l'aspect sécurité lié aux expérimentations sur déchets. Le local a ainsi été équipé d'un système de ventilation (insufflateur et extracteur) ; d'un détecteur fixe des gaz H_2S et CH_4 , d'un assécheur de l'air comprimé du bâtiment, etc. L'étuve de grand modèle, pour mesure de la teneur en eau des déchets, a été raccordée au système d'extraction du local, ainsi que les sorties de gaz des CICLADE.



Figure VII-1 Deux des cellules CICLADE dans leur local spécifique au laboratoire LTHE

La phase de mise au point de ces prototypes s'est prolongée sur deux ans. Durant cette phase, un test sur déchet réel, lancé en février 2006, a mis en évidence des défauts d'étanchéité entre le piston et la paroi de la cellule. La résolution de ces fuites a pris plus d'un an notamment en raison de relations délicates avec l'entreprise ayant construit ces cellules. En septembre 2007, une cellule a été mise en service et un test long terme a été lancé fin septembre. Ce test est suivi depuis un an et se trouve toujours en cours. Les trois autres CICLADE ont été rendues opérationnelles durant l'été 2008 et de nouveaux tests vont être prochainement lancés sur ces cellules.

VII - 1.1.1 Description générale d'une cellule CICLADE

Le principe général est de comprimer un échantillon de déchet à contrainte constante, simulant le poids d'une colonne de déchet. La contrainte est appliquée par un piston poussé par 6 vérins hydrauliques. Les vérins peuvent appliquer une contrainte allant jusqu'à 800 kPa (pour deux cellules, les deux autres étant limitées à 200 kPa).

La cellule doit être étanche afin de permettre un suivi avec précision de la quantité de biogaz produit en fonction du temps. Les CICLADE sont spécifiquement conçues pour des essais long terme.

Un cordon chauffant installé en spirale autour de la cellule permet de maintenir la paroi de la cellule à une température de consigne allant jusqu'à 60°C.

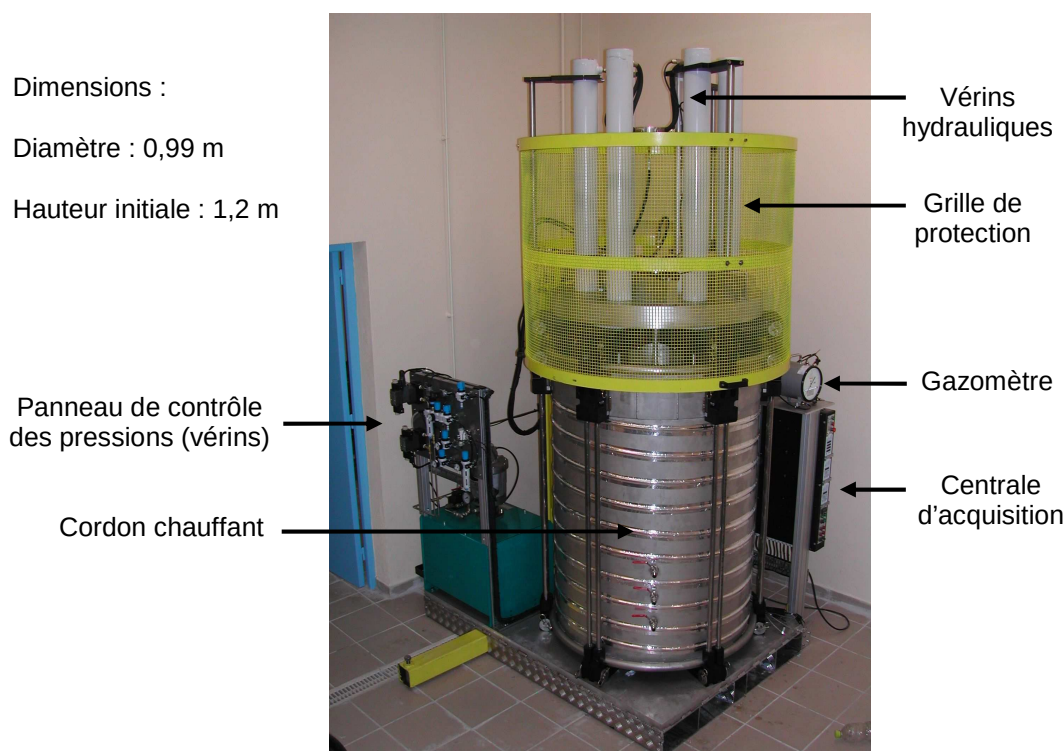


Figure VII-2 Photo d'une CICLADE

VII - 1.1.2 Mesures bio-mécaniques dans une cellule CICLADE

Les mesures réalisées, en acquisition automatique, pour un essai long terme sont :

- la contrainte : elle est régulée suivant une consigne. Un capteur de la pression de l'huile dans les vérins permet un contrôle de cette contrainte, aussi bien en cas de dilatation que de contraction ;
- le tassement mesuré par un capteur électromagnétique ;
- le volume de biogaz issu des processus de biodégradation mesuré par un compteur volumétrique (ou gazomètre). La température est mesurée dans l'enceinte de ce gazomètre à l'aide d'une sonde de platine PT100. La pression interne du gaz est réalisée avec un capteur de pression relatif (par rapport à la pression

atmosphérique) branché sur le circuit gaz en amont du gazomètre. Un capteur de la pression atmosphérique du local permet d'accéder à la pression absolue du gaz ;

- le volume de lixiviat produit est quantifié par l'ouverture périodique d'une vanne reliée au fond de la cellule qui entraîne l'écoulement de lixiviat dans un bac ;

Les émissions fluides sont caractérisées :

- un GA2000 permet la mesure des fractions molaires de dioxyde de carbone CO_2 et de méthane CH_4 ; la quantité de sulfure de dihydrogène H_2S est aussi donnée ;
- le pH et la conductivité du lixiviat sont mesurés par des sondes de laboratoire.

Une métrologie complémentaire peut être installée dans le déchet (des passages de câbles étanches sont possibles dans le piston) : des capteurs de température (thermocouples, sondes résistives, etc.) mais aussi des capteurs d'humidité peuvent être installés (sonde TDR, etc.).

Il est enfin possible de réaliser une recirculation dans les CICLADE par l'intermédiaire d'une entrée dans le piston.

VII - 1.1.3 Remarque sur la contrainte appliquée

Une remarque sur la mesure de la contrainte appliquée sur la surface supérieure de l'échantillon s'impose. Cette mesure est donnée par un capteur mesurant la pression de l'huile dans les vérins. Le système d'étanchéité entre le piston et les parois de la cellule induit des frottements qu'il faut retrancher pour obtenir la contrainte réelle. Il est difficile d'évaluer précisément ces frottements qui sont supposés pour le moment négligeables.

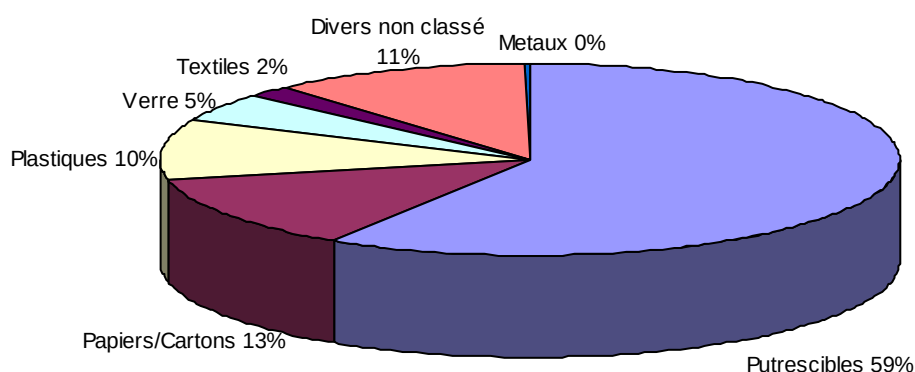
Notons enfin que les frottements entre les parois de la cellule et le déchet devraient être également retranchés. Mais ces frottements sont à ce jour inconnus.

VII - 2 Caractérisation du déchet B

Le déchet qui a été mis en place dans la CICLADE est une ordure ménagère fraîche broyée et criblée à 40 mm. Par souci de confidentialité, ce déchet est appelé déchet B. Le déchet a été caractérisé par sa composition mais aussi de manière hydro-mécanique par des tests court terme dans l'oedoperméamètre.

VII - 2.1 Composition du déchet B

La composition du déchet B est donnée par le Graphique VII-1. La teneur en putrescibles est élevée (59 %_{MH}). Ce déchet présente une teneur en eau massique initiale $w = 101$ %_{MS}.



Graphique VII-1 Composition du déchet B en masse humide (%_{MH})

VII - 2.2 Caractérisation hydro-mécanique court terme du déchet dans l'oedoperméamètre

Pour compléter les résultats long terme obtenus dans la CICLADE, une caractérisation hydro-mécanique court terme a été effectuée dans l'oedoperméamètre.

Deux tests ont été réalisés :

- Un test de compression - perméabilité au gaz. Ce test a permis de donner le coefficient de compression primaire C_R^* , la masse volumique constitutive ρ_c et le coefficient de perméabilité de la loi de Kozeny - Carman et de la loi puissance.
- Un essai de succion pour déterminer la courbe de rétention du déchet.

VII - 2.2.1 Essai de compression – perméabilité au gaz à l'oedoperméamètre

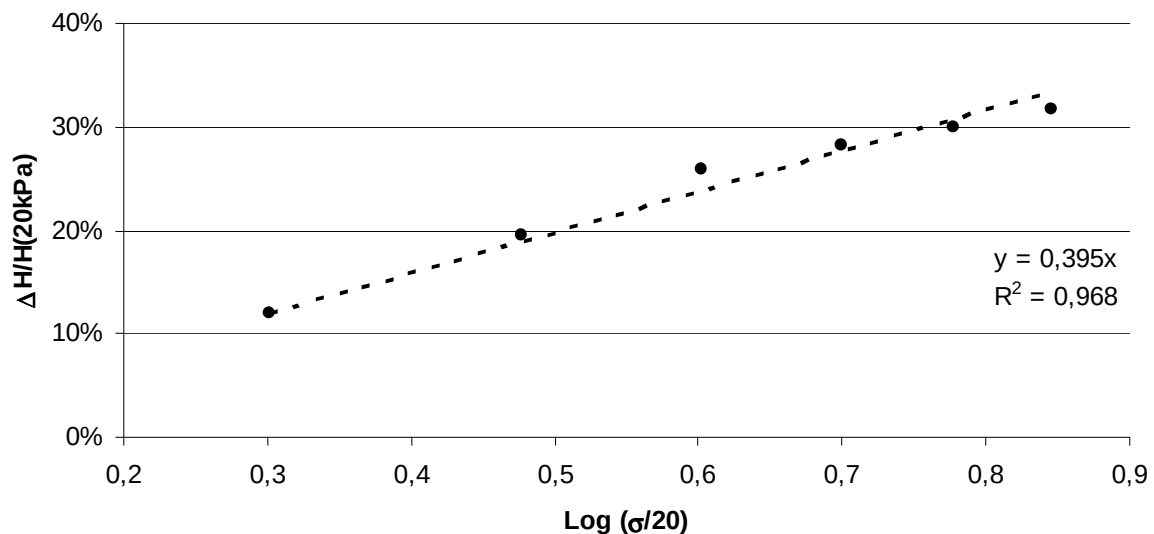
L'essai a consisté à comprimer le déchet avec le plan de charge suivant : 20 kPa, 40 kPa, 60 kPa, 80 kPa, 100 kPa, 120 kPa, 140 kPa. Chaque palier de compression a été maintenu pendant 24 H et le dernier palier (140 kPa) a été maintenu pendant dix jours. Une mesure de la porosité au gaz et de la perméabilité au gaz ont été réalisées à chacun des paliers de compression. L'ensemble de l'échantillon a été mis à l'étuve en fin d'essai de façon à déterminer l'humidité initiale.

a) Compressibilité

Le temps de fin de tassement primaire est fixé à 24 H, comme la durée des paliers.

L'expérience de compression dans l'oedoperméamètre permet de donner la valeur du coefficient de compression primaire C_R^* défini par $\frac{\Delta H^p}{H_0} = C_R^* \log \frac{\sigma}{\sigma_{PC}}$. La contrainte de préconsolidation a été prise à $\sigma_{PC} = 20$ kPa et la hauteur H_0 correspond à la hauteur du déchet compacté à 20 kPa soit $H(20 \text{ kPa})$. Une valeur $C_R^* = 0,395$ est obtenue (Graphique VII-2)

Remarque : la masse volumique sèche obtenue après la contrainte de compactage de 20 kPa s'élève à $0,40 \text{ Mg/m}^3$.



Graphique VII-2 Détermination du coefficient primaire C_R^* à partir de l'expérience menée dans l'oedoperméamètre [déchet B]

b) Masse volumique constitutive

La mesure de la masse volumique constitutive ρ_c est réalisée par la méthode du pycnomètre au gaz, comme pour le déchet A (V - 3.2.3). Les mesures donnent une masse volumique constitutive $\rho_c = 1,62 \text{ Mg/m}^3$. Cette valeur est très proche de celle du déchet A ($\rho_c = 1,65 \text{ Mg/m}^3$), ordure ménagère fraîche.

Afin de vérifier la mesure correcte de la porosité au gaz, une comparaison est effectuée entre :

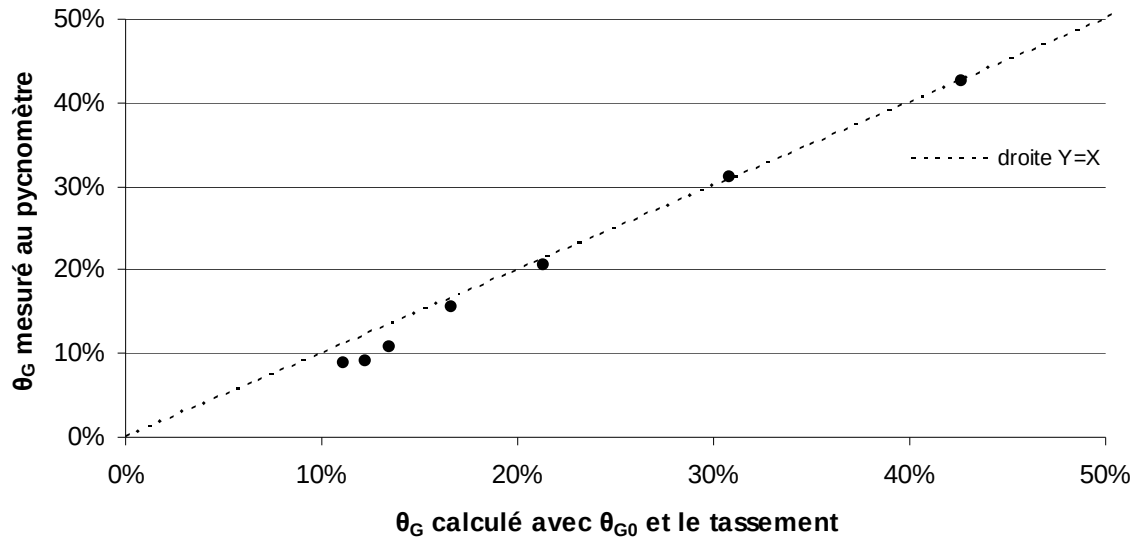
- la porosité au gaz θ_g mesurée à chaque palier au pycnomètre,

- la porosité au gaz θ_G calculée à partir de la mesure de la porosité au gaz initiale θ_{G0} et de la mesure de tassement. Les formules sont données au V - 3.2.1.

Cette comparaison est donnée au Graphique VII-3.

Une très bonne corrélation entre ces deux paramètres est observée. Elle montre que la mesure au pycnomètre au gaz est fiable, sa précision étant estimée à 1 %.

Cette comparaison confirme que le volume solide V_s ne se comprime pas ce qui implique ρ_c constant avec l'étape de tassement primaire.



Graphique VII-3 Comparaison entre la porosité mesurée au pycnomètre et celle calculée à partir du tassement et une mesure initiale [déchet B]

c) Perméabilité au gaz

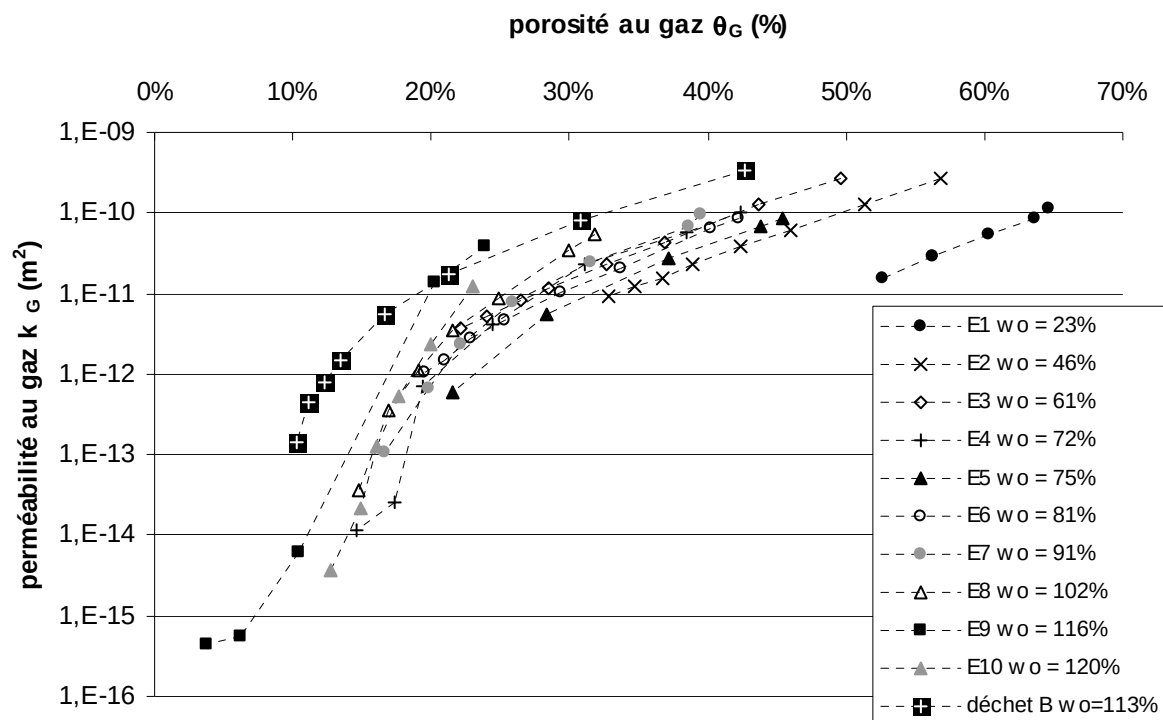
Les mesures de perméabilités au gaz sont données au Graphique VII-4. Elles sont comparées à celles obtenues à partir du déchet A (V - 3.2.5).

Deux lois ont été calées sur les mesures expérimentales :

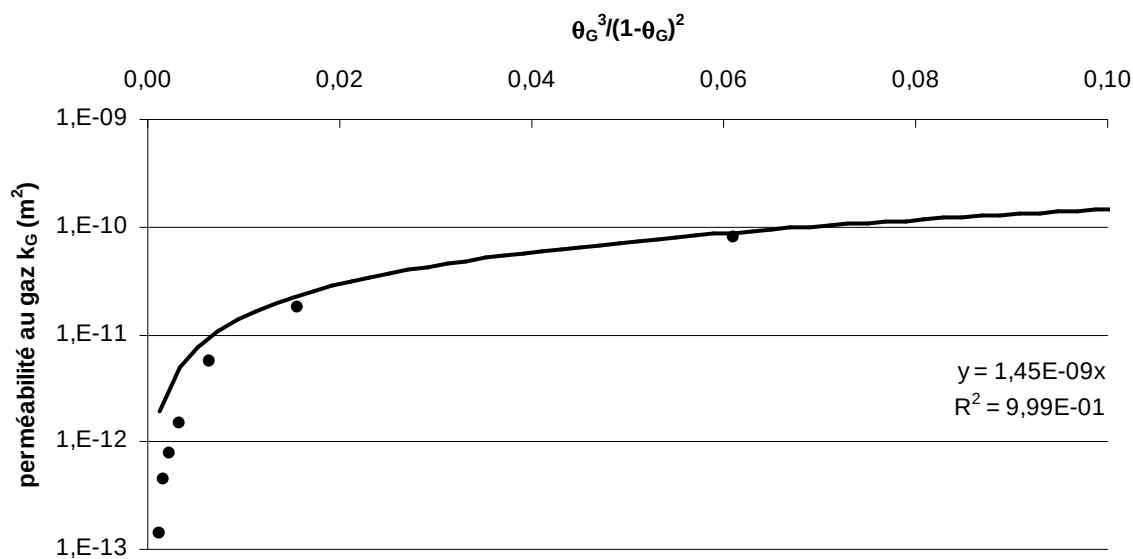
- la loi de Kozeny - Carman $k_G = C \frac{\theta_G^3}{(1 - \theta_G)^2}$ (Graphique VII-5).
- la loi puissance $k_G = a \times \theta_G^b$ (Graphique VII-6).

Ces deux lois corréleront bien les données. On a $C = 1,45 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2$; $a = 3,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2$ et $b = 5,2$.

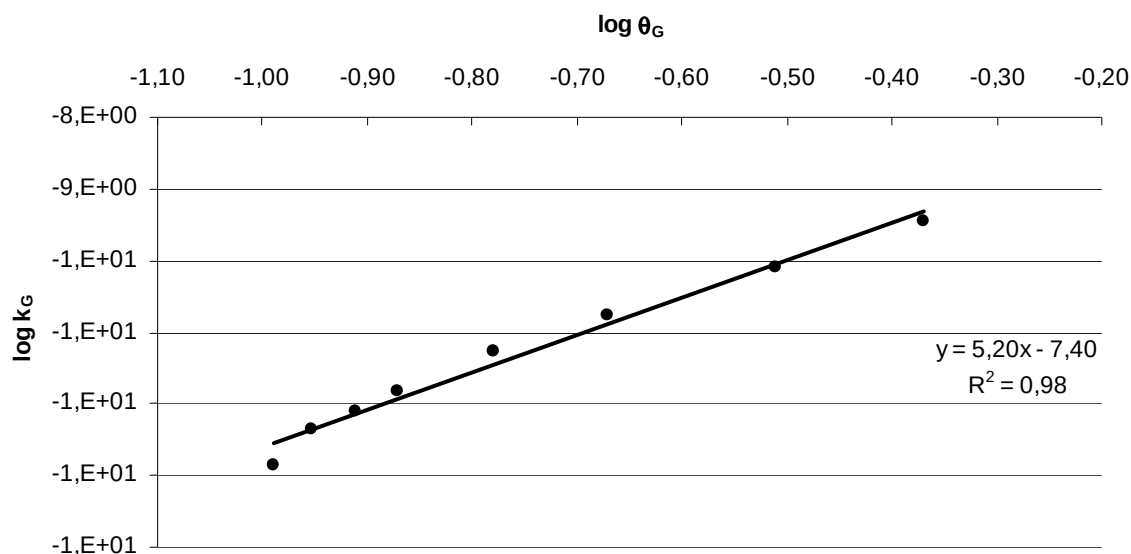
Aucun essai de perméabilité à l'eau en conditions saturées n'a été effectué. La teneur en micropores w^{micro} ne peut donc pas être évaluée.



Graphique VII-4 Perméabilités au gaz du déchet B comparées à celles du déchet A



Graphique VII-5 Loi de Kozeny Carman appliquée au gaz calée sur les points expérimentaux de perméabilités au gaz mesurées dans l'oedoperméamètre [déchet B]

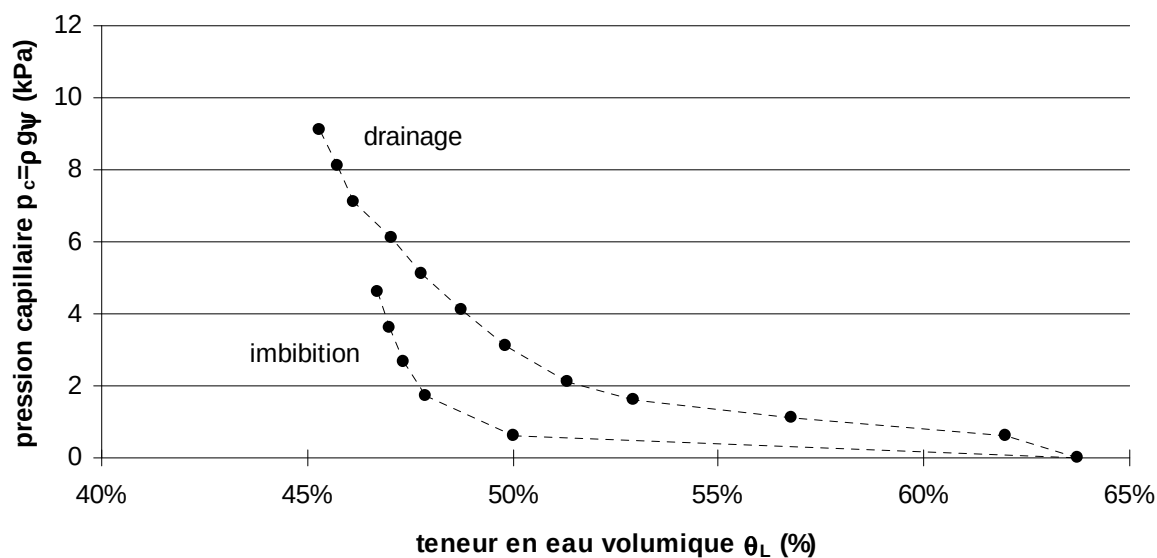


Graphique VII-6 Loi puissance appliquée au gaz calée sur les points expérimentaux de perméabilités au gaz mesurées dans l'oedoperméamètre [déchet B]

VII - 2.2.2 Détermination de la courbe de rétention

Le protocole pour la détermination d'une courbe de rétention dans l'oedoperméamètre est donné au V - 1.4.

Une courbe de rétention (sens imbibition et drainage) est déterminée pour le déchet B à la masse volumique sèche $\rho_d = 0,46 \text{ Mg/m}^3$ (Graphique VII-7).



Graphique VII-7 Courbe de rétention en imbibition et en drainage [déchet B]

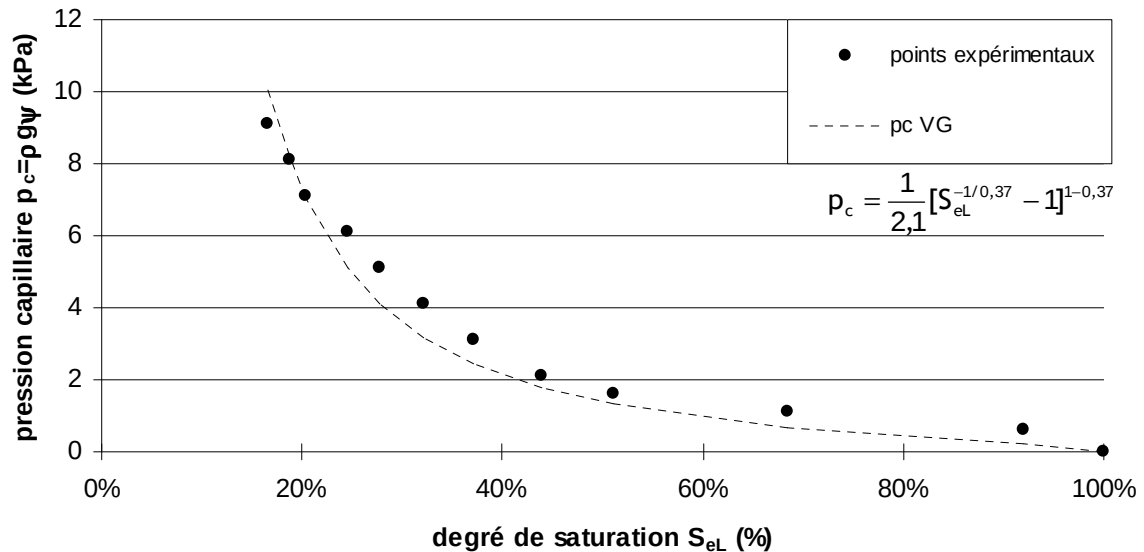
La courbe en drainage est analysée avec le modèle de Van Genuchten $p_c = \frac{1}{\alpha} [S_{eL}^{-1/m} - 1]^{1-m}$.

La méthode de calage est donnée au VI - 3.4.

Pour le calcul de S_{eL} ($S_{eL} = \frac{\theta_L - \rho_d \times w^{\text{micro}}}{n - \rho_d \times w^{\text{micro}}}$), la porosité n est prise égale à $\theta_{L\text{max}} = 64\%$.

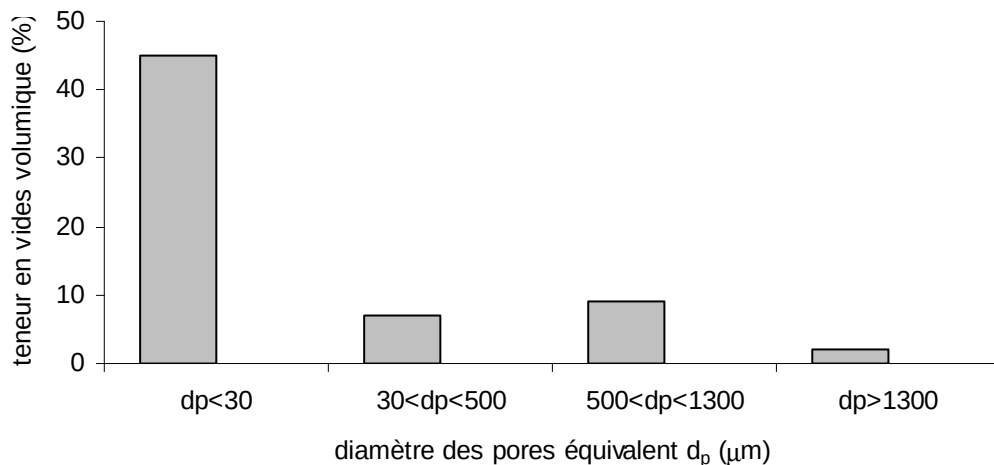
Le paramètre m est pris égal à 0,37 (valeur identique pour les déchets A et D).

La teneur en eau micro w^{micro} est évaluée à 90 %_{MS} et le paramètre α à 2,1 (Graphique VII-8).



Graphique VII-8 Modèle de Van Genuchten appliqué à la courbe de rétention en drainage [déchet B]

A partir de la courbe de rétention (Graphique VII-7), la distribution des tailles de pores peut être tracée (Graphique VII-9) à l'aide de la loi Laplace (méthode décrite au V - 2.2.2).



Graphique VII-9 Distribution des tailles de pores déterminée sur le déchet B à l'aide de la courbe de rétention (obtenue pour la masse volumique sèche $\rho_d = 0,46 \text{ Mg/m}^3$) [déchet B]

VII - 3 Test long terme dans la cellule CICLADE

Un essai long terme a été lancé en septembre 2007 dans la CICLADE opérationnelle. Le déchet mis en place est le déchet B est caractérisé physiquement (composition) mais aussi hydro-mécaniquement au VII - 2. Ce test ayant été effectué dans le cadre de la réception finale des cellules (le but premier étant de valider complètement le système d'étanchéité sur le long terme), aucune métrologie n'a été installée dans la cellule. Nous ne disposons donc pas de la température interne du déchet. L'étanchéité ayant été validée, sous quelques réserves spécifiées plus loin, les prochains tests seront instrumentés avec une métrologie plus complète.

VII - 3.1 Protocole

VII - 3.1.1 Déchet B mis en place

724 kg de déchets ont été mis en place dans un volume initial de 923,7 dm³ (hauteur initiale $H_0 = 1,2$ m) ce qui correspond à une masse volumique humide de 0,784 Mg/m³ et une masse volumique sèche de 0,39 Mg/m³. Le compactage a été réalisé au pied.

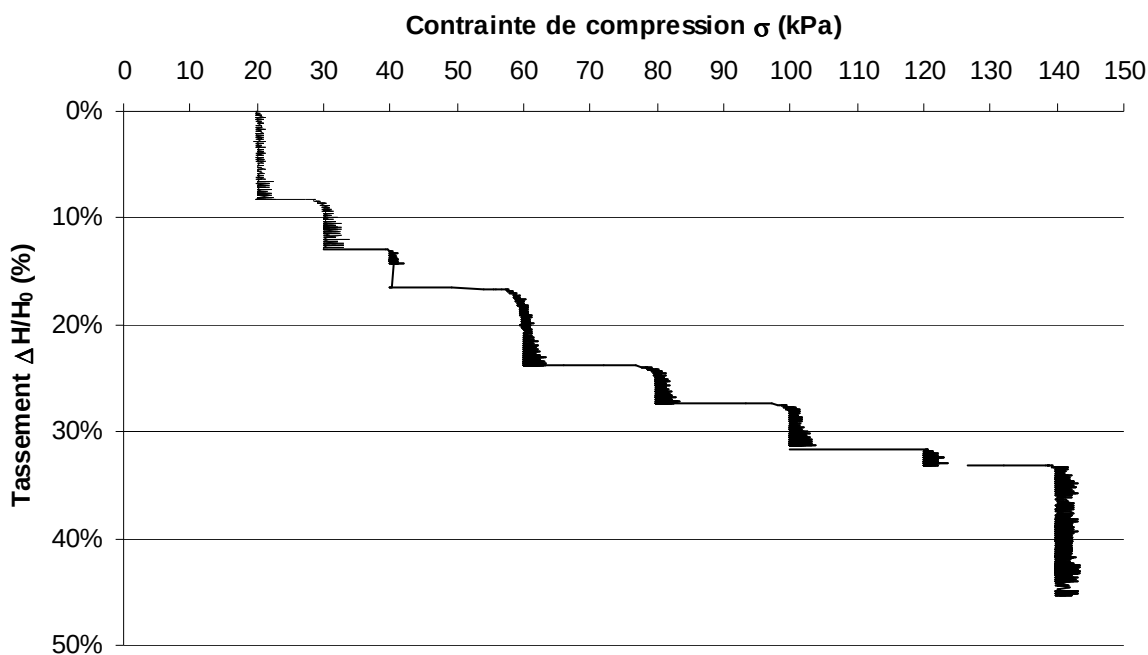
VII - 3.1.2 Plan de chargement

Le plan de chargement (Graphique VII-10) est le suivant : 20 kPa, 30 kPa, 40 kPa, 60 kPa, 80 kPa, 100 kPa, 120 kPa, 140 kPa. Chaque palier a été maintenu pendant 24 H.

L'essai est encore en cours à l'heure de la rédaction sous 140 kPa.

Une phase de chargement sur 8 jours et une phase de tassement sous contrainte constante poursuivie pendant plus de 330 jours ont été réalisées.

La température de la paroi de la cellule a initialement été fixée à 35°C.



Graphique VII-10 Plan de chargement de l'essai du déchet B dans la CICLADE avec le tassement correspondant.

VII - 3.1.3 Conduite de l'essai

a) Mesures réalisées en fonction du temps

Les paramètres suivis et mesures réalisées sont :

- Le tassement avec un contrôle de la contrainte,
- Le volume de biogaz en acquisition automatique,
- Le volume de lixiviat produit : Mesure une fois par semaine par ouverture de la vanne inférieure connectée au fond de la cellule,
- Le pourcentage de dioxyde de carbone CO_2 et de méthane CH_4 : Mesure au GA 2000 une fois par semaine,
- Le pH et la conductivité du lixiviat.

b) Procédure de recirculation

Après 4 mois d'essai (soit 120 jours), le pH étant toujours acide (Graphique VII-16) et la production de biogaz faible, une opération de recirculation 1,5 l/ t_{MS} par semaine a été réalisée. Le liquide réinjecté est un lixiviat prélevé sur un ancien casier de l'ISDND de Chatuzange.

La recirculation n'a pas pour objectif d'accélérer la biodégradation mais de tamponner le milieu et par la même occasion de procéder à un ensemencement du déchet. Le lixiviat a percolé difficilement dans le déchet et des dépôts visqueux entre le piston et la paroi de la cellule ont été observés. L'opération de recirculation a ensuite été stoppée (au bout de 8 mois d'essai, soit 240 jours).

c) Arrêt de la procédure de recirculation

La recirculation a été stoppée suite à un débordement de lixiviat au niveau du piston supérieur.

Lors du début de la procédure de recirculation, le déchet était très humide, $\theta_L > 50 \%$ (Graphique VII-17). Le fait de rajouter du liquide conduit à laisser de moins en moins de pores disponibles pour l'échappement du gaz. Le gaz produit par des processus bio-physico-chimiques, peut monter en pression et conduire à une augmentation de la pression du liquide. Ceci explique probablement le débordement, qui n'a plus été observé après l'arrêt de la procédure de recirculation.

Ceci permet de témoigner du problème de la recirculation de liquide dans un massif fortement comprimé et au sein duquel du gaz s'échappe vers le haut. Connaître l'état du déchet (notamment son humidité) est nécessaire avant de mettre en place une procédure de recirculation. De plus, il semble important de poursuivre les recherches afin de bien dimensionner les quantités de lixiviat à réinjecter et la fréquence de ces réinjections.

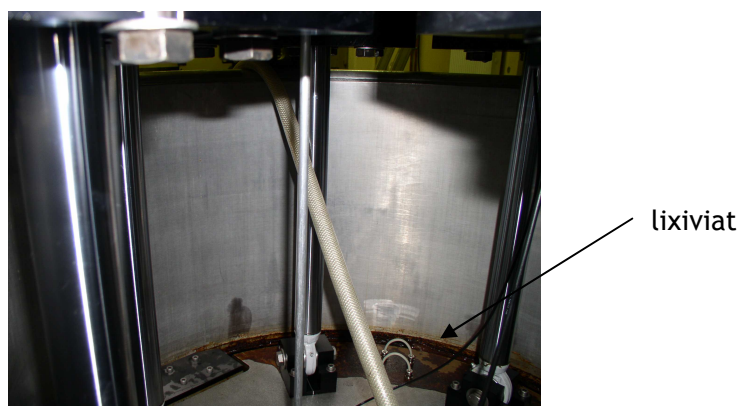


Figure VII-3 Débordement de lixiviat survenu lors de la procédure de recirculation (essai de compression dans la CICALADE) – vue au dessus du piston supérieur

d) Augmentation de la consigne de chauffe de la paroi de la cellule

Au bout de 6 mois et demi (soit 200 jours environ), nous avons procédé à une augmentation de la température de régulation de la paroi de la cellule jusqu'à 45°C. Cette augmentation a un net effet sur la biodégradation.

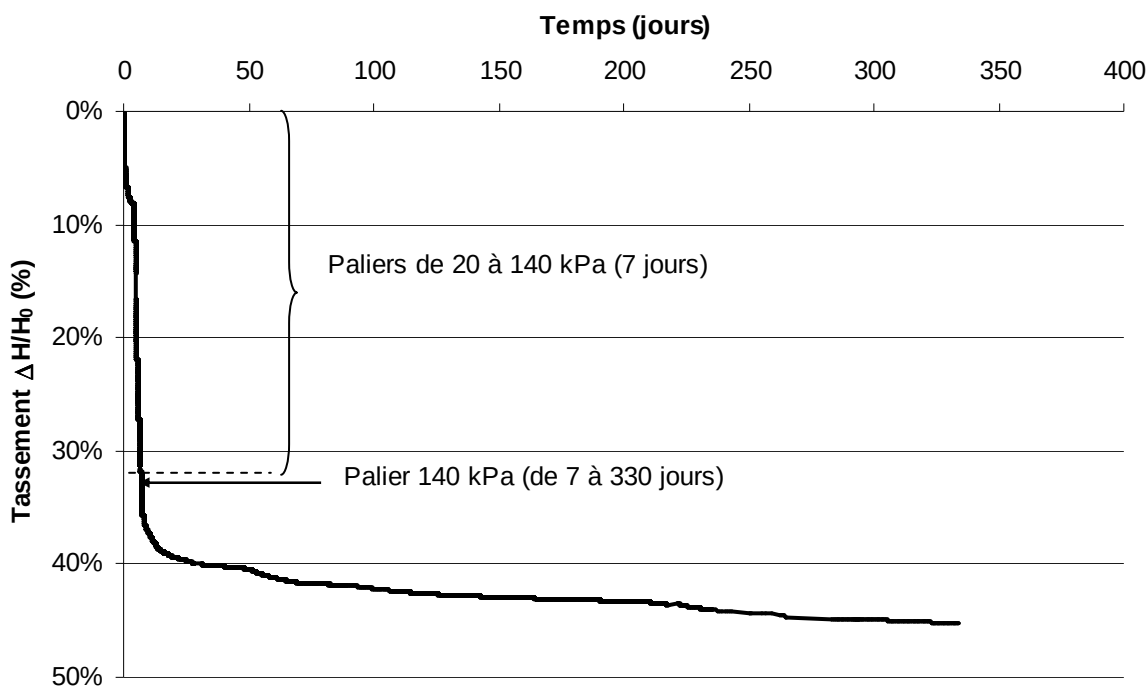
VII - 3.2 Résultats préliminaires

Pour le moment, nous ne pouvons donner que des résultats préliminaires car l'essai est toujours en cours.

VII - 3.2.1 Compressibilité du déchet

a) Courbe générale de tassement

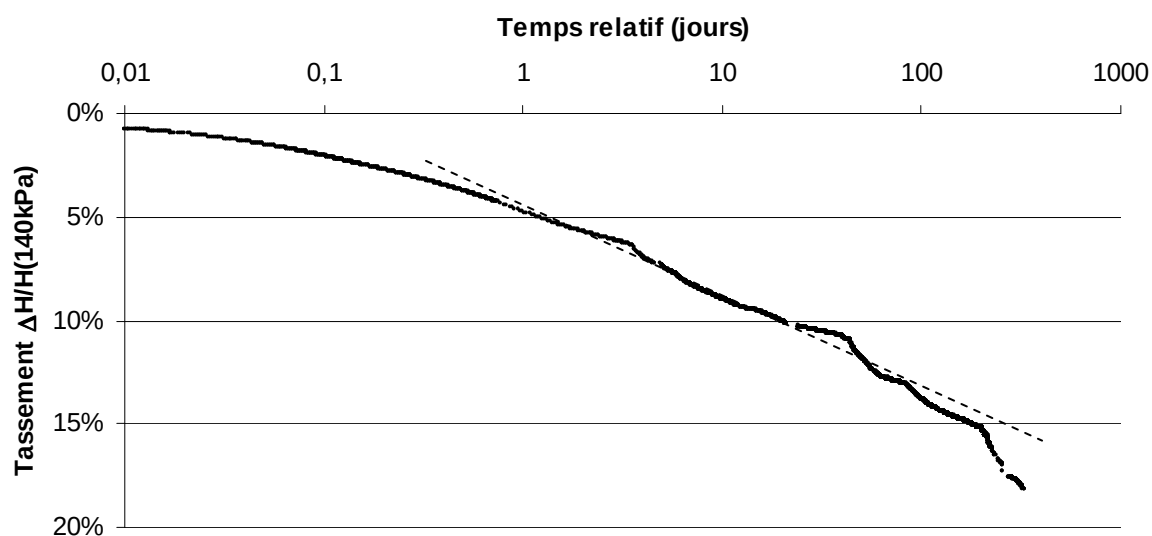
La courbe générale de tassement en fonction du temps (Graphique VII-11) montre que 40 % du tassement est obtenu lors de la phase de chargement primaire de 0 à 140 kPa (sur 7 jours).



Graphique VII-11 Courbe générale de tassement en fonction du temps obtenue à partir de l'essai dans la CICALADE [déchet B]

b) Temps de fin de tassement primaire

Le temps de fin de tassement primaire (lorsque le tassement devient linéaire avec le logarithme du temps sous charge constante) est fixé, comme pour l'oedoperméamètre à 24 H (Graphique VII-12).

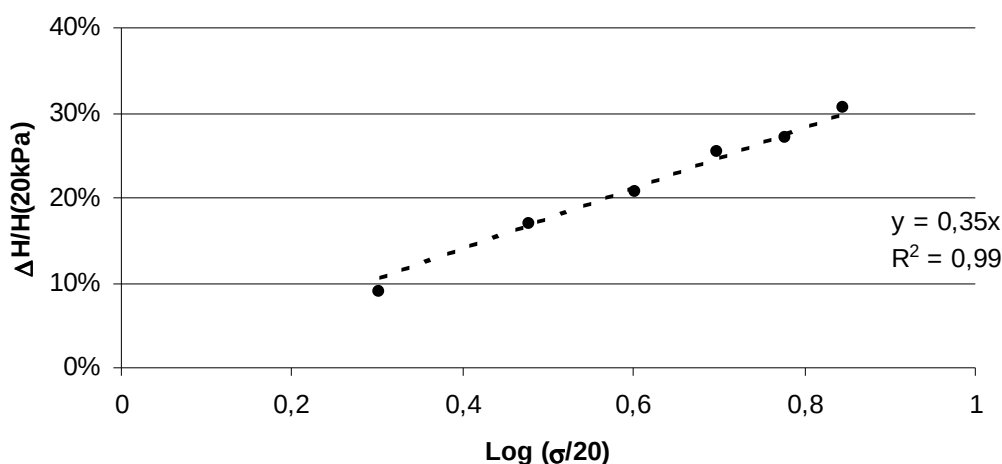


Graphique VII-12 Courbe de tassement obtenue au dernier palier de chargement 140 kPa (essai de compression dans la CICALADE) [déchet B]

c) Coefficient de tassement primaire

La détermination du coefficient de compression primaire C_R^* s'effectue en prenant une contrainte de préconsolidation de $\sigma_{pc} = 20$ kPa. La masse volumique sèche obtenue à 20 kPa est de $0,425 \text{ Mg/m}^3$ à comparer avec les $0,40 \text{ Mg/m}^3$ obtenus dans l'oedoperméamètre. Notons que la masse volumique sèche calculée dans la CICALADE est plus approximative que celle calculée dans l'oedoperméamètre car la teneur en eau massique de la CICALADE est estimée à partir de 4 échantillons (d'environ 2 kg chacun) mis à l'étuve alors que celle de l'oedoperméamètre est déterminé à partir de l'ensemble de la masse sèche mise à l'étuve.

D'après l'expérience de compression dans la CICALADE, le coefficient de compression primaire C_R^* est évalué à 0,35 (Graphique VII-13). Cette valeur est à comparer avec celle obtenue dans l'oedoperméamètre qui s'élevait à 0,395. La différence de volume (et surtout de hauteur des échantillons), expliquent probablement cet écart.



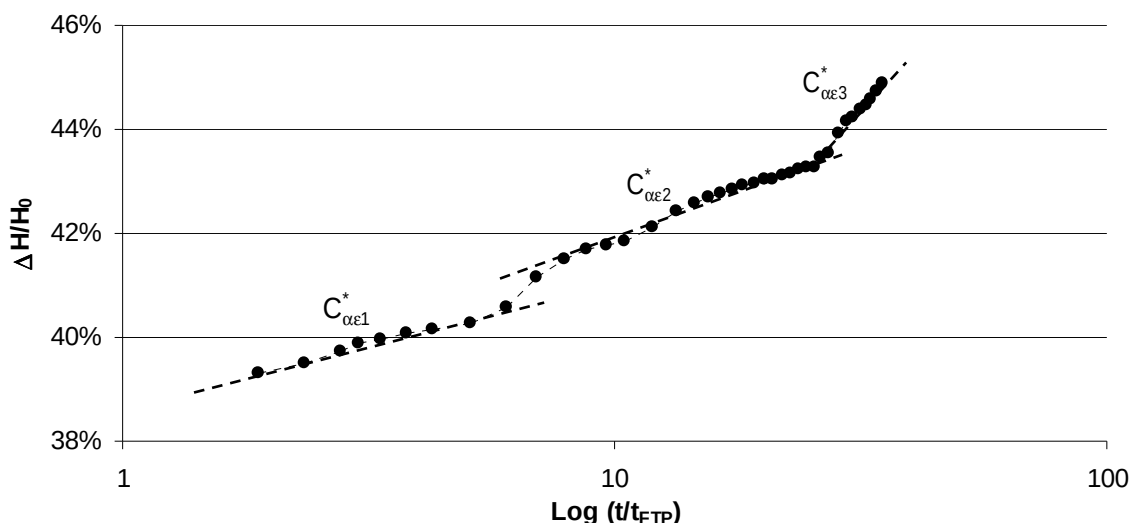
Graphique VII-13 Détermination du coefficient primaire C_R^* à partir de l'expérience de compression menée dans la CICALADE [déchet B]

d) Coefficient de tassement secondaire

A partir de la courbe de tassement secondaire en fonction du logarithme du temps, 3 coefficients de tassement secondaires $C_{\alpha\epsilon}$ définis par $\frac{\Delta H^s}{H_{20\text{kPa}}} = C_{\alpha\epsilon}^* \log \frac{t}{t_{fp}}$ sont déterminés :

- entre 15 et 40 jours, $C_{\alpha\epsilon 1} = 0,0225$
- entre 63 et 196 jours, $C_{\alpha\epsilon 2} = 0,0352$
- entre 203 et 272 jours, $C_{\alpha\epsilon 3} = 0,1150$

Remarque : le temps t_{fp} pour atteindre l'étape de tassement secondaire, au dernier palier de chargement à 140 kPa, est pris égal à 24 H.



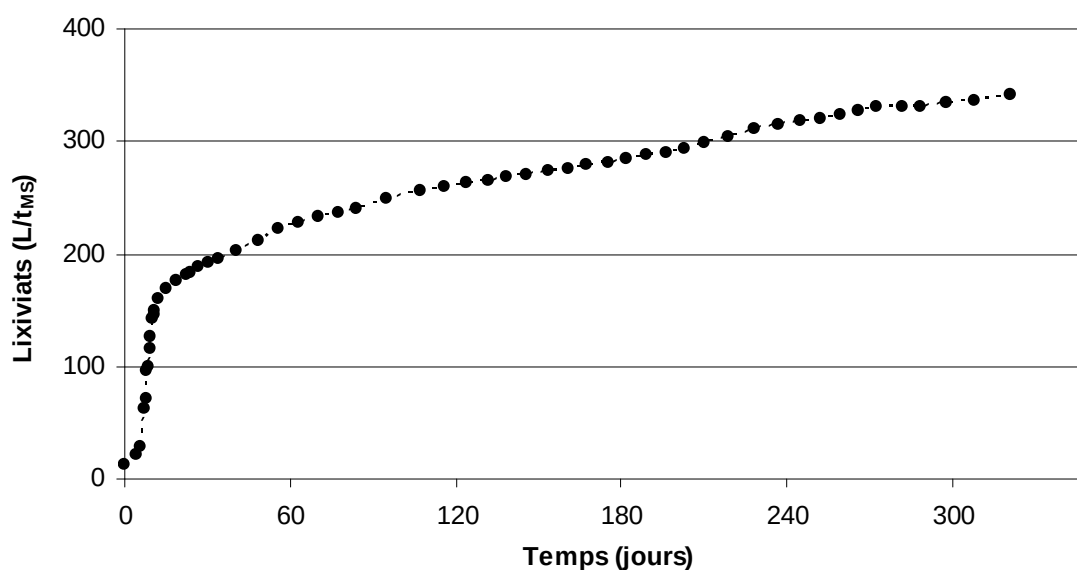
Graphique VII-14 Détermination du coefficient primaire $C_{\alpha\epsilon}$ à partir de l'expérience de compression menée dans la CICALADE [déchet B]

Le coefficient de consolidation secondaire n'est pas considéré comme constant dans le cas présent, ce qui pourra être justifié par le changement de régime de biodégradation.

VII - 3.2.2 Analyse des émissions liquides

a) Production de lixiviat et qualité

Le taux de ressuyage de lixiviat le plus élevé se situe durant l'étape de tassement primaire (Graphique VII-15). Après 140 jours (début de la recirculation), le lixiviat ressuyé englobe en partie les lixiviats recirculés.

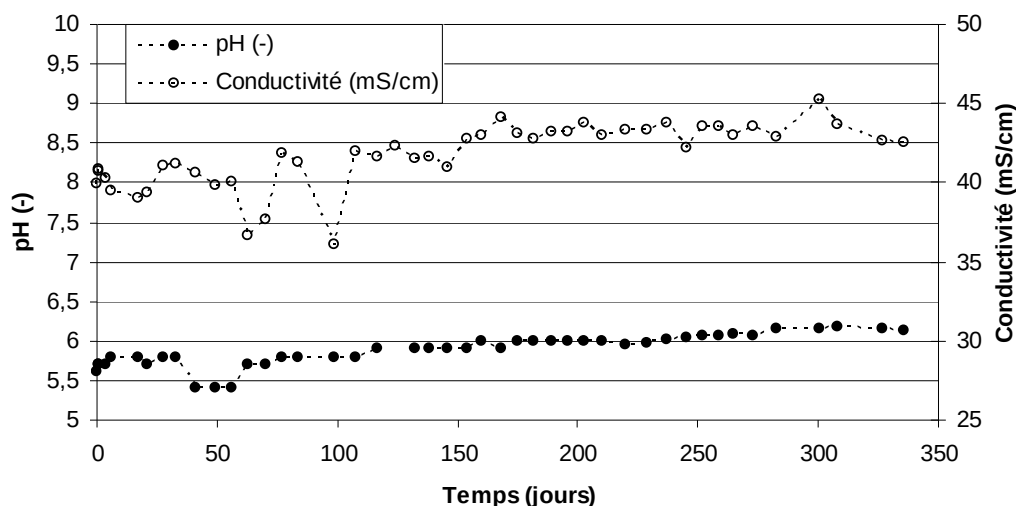


Graphique VII-15 Ressuyage de lixiviat du déchet B (essai de compression dans la CICALADE)

Remarque : La production de lixiviat est donnée en litre par tonne de matière sèche (L/t_{MS}).

Malgré la recirculation avec du lixiviat ancien, le milieu n'a pu être tamponné et il n'a pas été possible d'obtenir un pH neutre (Graphique VII-16).

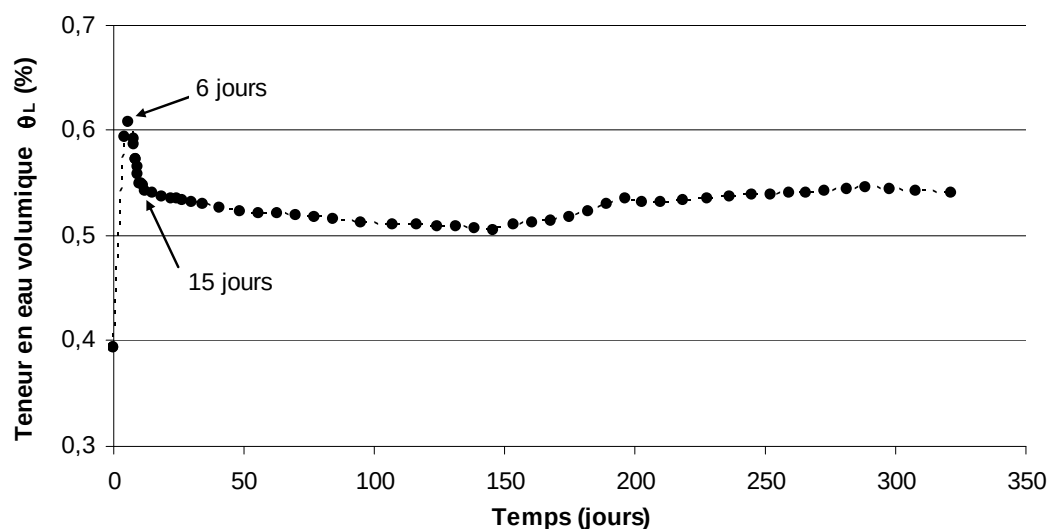
La conductivité est stable (environ 43 mS/cm).



Graphique VII-16 pH et conductivité du lixiviat du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

b) Ressuyage et capacité au champ

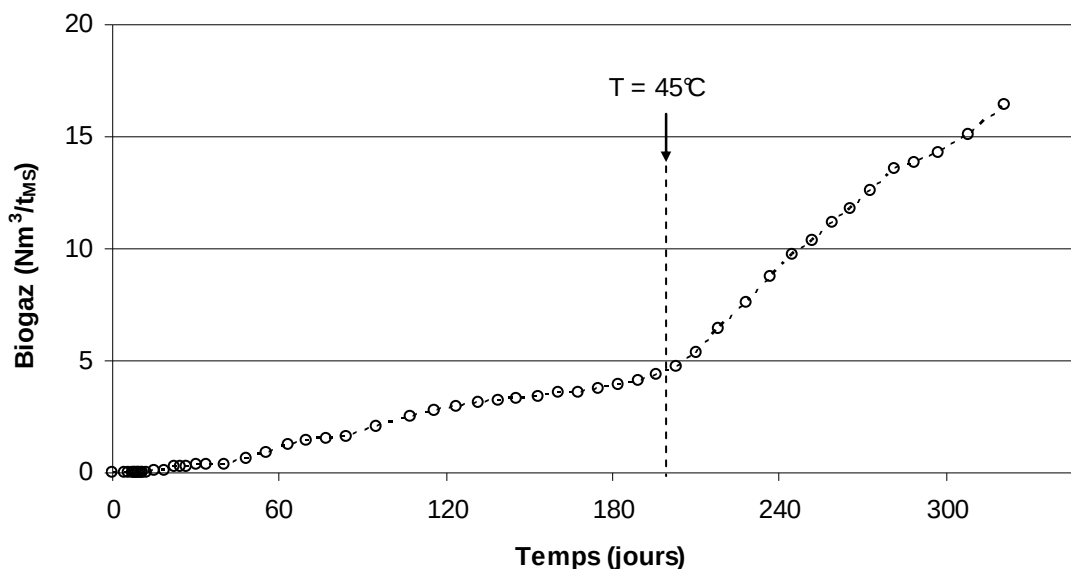
Au cours des 6 premiers jours (phase de chargement), la teneur en eau volumique augmente fortement en passant d'environ 40 % à plus de 60 % (Graphique VII-17), du fait de la forte diminution de volume de l'échantillon. Elle diminue ensuite (la contrainte est constante à 140 kPa au bout de 7 jours) et se stabilise, après 15 jours, à 53 % environ. Après 150 jours, la teneur en eau volumique remonte en liaison avec la procédure de recirculation (arrêtée après 240 jours). Après arrêt de la recirculation, la teneur en eau volumique se stabilise à 54 %.



Graphique VII-17 Teneur en eau volumique du déchet B en fonction du temps (essai de compression dans la CICLADE)

VII - 3.2.3 Analyse de la production de biogaz et qualité

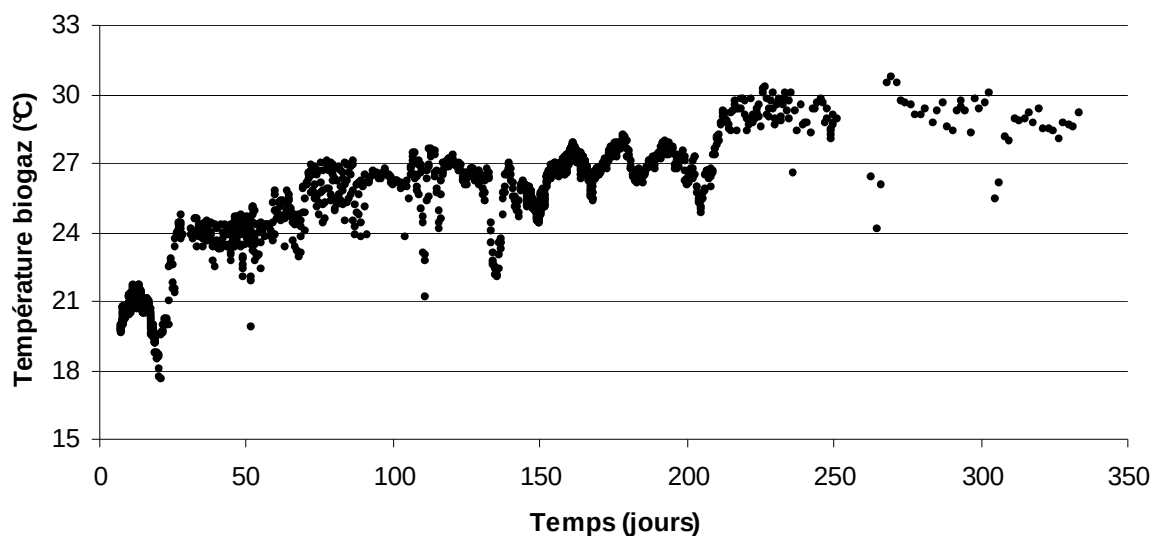
La production de biogaz en fonction du temps est présentée par le Graphique VII-18. A partir de 200 jours, la cinétique de production augmente de manière significative. Cette augmentation correspond au changement de la température de régulation de la paroi de la cellule de 35°C à 45°C, ce qui montre son importance. Le fait de ne pas avoir de mesure de la température au sein même des déchets dans ce test préliminaire manque beaucoup car la température de régulation de la paroi de la cellule, régulée à 45°C, ne permet pas de supposer que la température du déchet est la même.



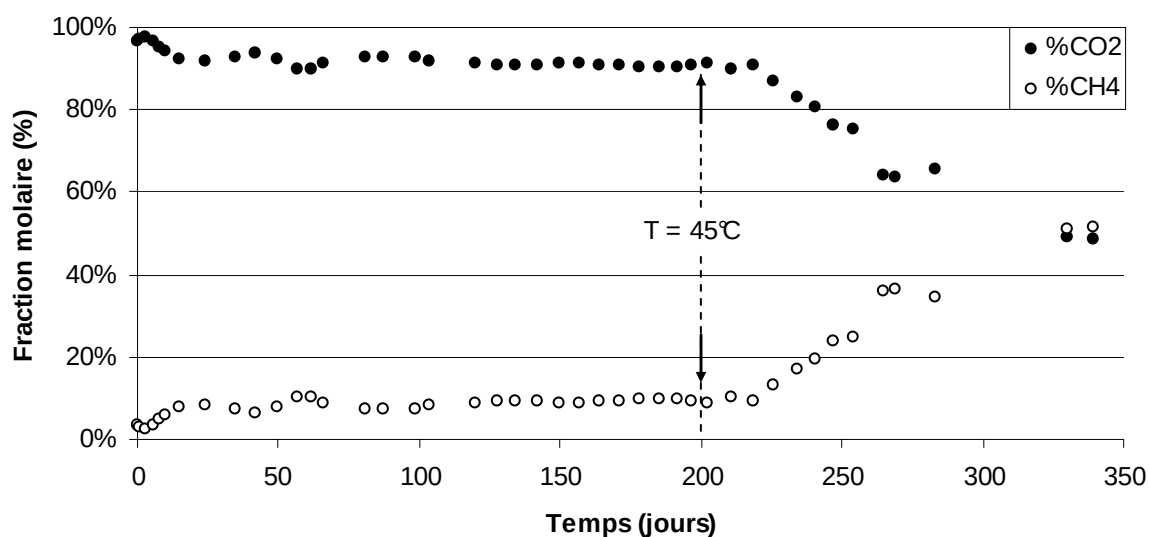
Graphique VII-18 Production de biogaz du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

Remarque sur le graphique ci-dessus : la production de biogaz est donnée en « Norme au m^3 de gaz par tonne de matière sèche ». Les volumes de biogaz sont ramenés aux conditions normales de température ($T = 273 \text{ K}$) et de pression ($p = 1 \text{ atm} = 101,3 \text{ kPa}$) en utilisant la loi d'état des gaz parfaits. La température du biogaz a été prise à 27°C (moyenne obtenue à partir du Graphique VII-19). La pression du biogaz correspond à la somme de la pression atmosphérique (soit 980 kPa correspondant à la moyenne de la pression atmosphérique absolue à Grenoble) et de la suppression dans la CICLADE s'élevant 1 kPa, donc négligeable.

La température du biogaz en sortie de gazomètre est présentée par le (Graphique VII-18) et les pourcentages de méthane et de dioxyde de carbone dans le biogaz sont donnés par le Graphique VII-19. L'augmentation de la consigne de chauffe de la paroi de la cellule à 45°C au bout de 200 jours a clairement modifié la cinétique de biodégradation : la température du biogaz a augmenté et un état de 50 % de CH_4 et 50 % de CO_2 est atteint montrant le passage en méthanogénèse.



Graphique VII-19 Température du biogaz du déchet B (essai de compression dans la CICALADE)



Graphique VII-20 Pourcentage de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2) dans le biogaz du déchet B (essai de compression dans la CICALADE)

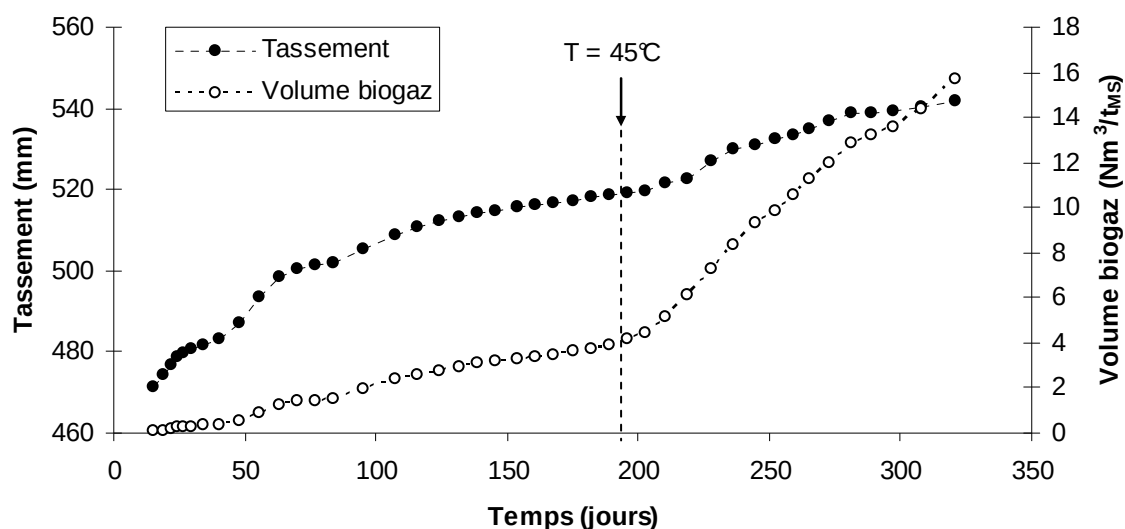
Il apparaît que l'augmentation de température a été le levier d'action le plus important pour permettre le démarrage de la biodégradation en méthanogénèse. En effet, la recirculation débutée à 140 jours n'a pas clairement montré d'effet, lorsqu'elle n'est pas couplée à une augmentation de la température.

VII - 4 Modèle de tassement - biodégradation

L'objectif de ce paragraphe est de mettre en relation le tassement avec la biodégradation (modèle bio-mécanique). A partir des résultats préliminaires obtenus dans la CICALADE avec le déchet B, une corrélation entre le coefficient de tassement secondaire $C_{\alpha\epsilon}^*$ et la cinétique de biodégradation est proposée. Cette proposition constitue une base de réflexion pour la suite des recherches.

VII - 4.1 Observation de la relation tassement - biodégradation

L'augmentation de la production de biogaz sur l'accélération du tassement est observée Graphique VII-21.



Graphique VII-21 Comparaison entre le tassement et le volume de biogaz du déchet B (essai de compression dans la CICALADE)

Le Graphique VII-22 compare le taux de tassement et le taux de biodégradation. Le volume solide initial ($V_{s0} = \frac{M_{s0}}{\rho_c}$) est calculé à partir de la masse sèche initiale ($M_{s0} = 361 \text{ kg}$) et de la masse volumique constitutive déterminée dans l'oedoperméamètre ($\rho_c = 1,62 \text{ Mg/m}^3$).

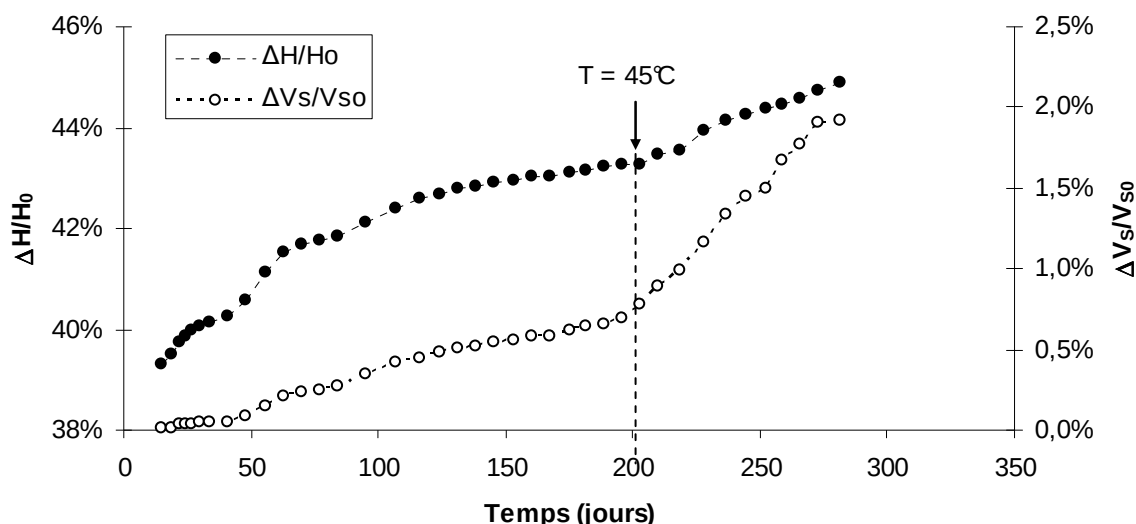
La variation de volume correspondant à la perte solide est donnée par : $\Delta V_s = V_{s0} - \frac{M_{sd}}{\rho_c}$ avec

M_{sd} la masse de solide dégradée. Cette masse M_{sd} est donnée par le volume de biogaz V_G produit et la masse volumique du gaz ρ_G (calculée à partir des fractions molaires de CH_4 et de CO_2) soit : $M_{sd} = \rho_G V_G$ avec $\rho_G = \frac{p_G M_G}{RT}$.

Avec $p_G = 980$ kPa (moyenne de la pression atmosphérique absolue à Grenoble) et $T = 300$ K (moyenne de la température de sortie du biogaz).

M_G correspond à la masse molaire du biogaz soit $M_G = (1 - x_{CH_4}^{molaire})M_{CO_2} + x_{CH_4}^{molaire}M_{CH_4}$.

La fraction molaire $x_{CH_4}^{molaire}$ est mesurée expérimentalement en fonction du temps (Graphique VII-20).

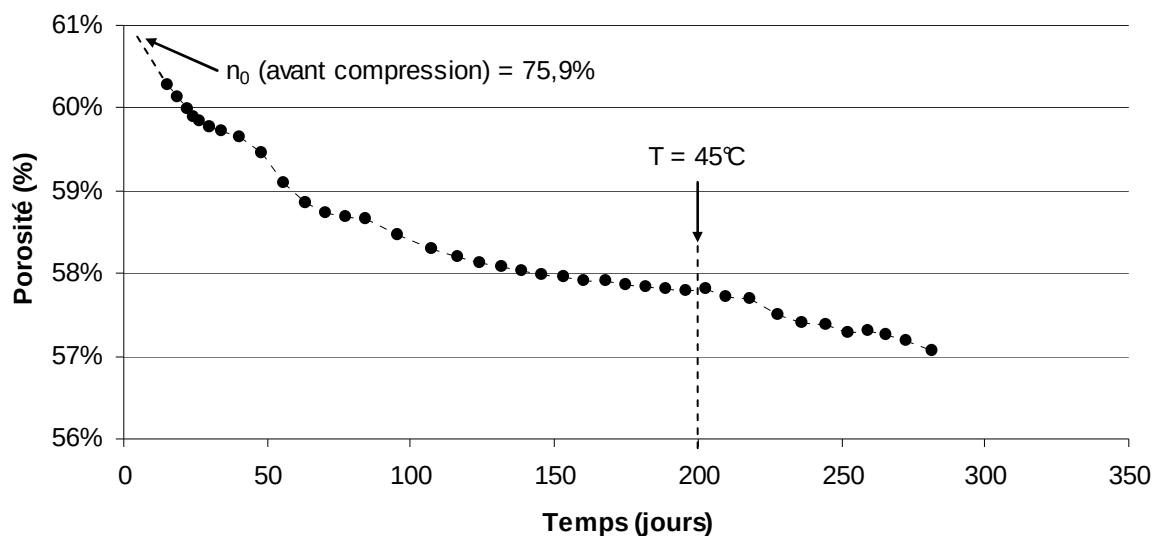


Graphique VII-22 Comparaison entre le taux de tassement et le taux de biodégradation du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

Remarques :

- Prendre une valeur de masse volumique constitutive ρ_c constante avec le temps (et donc avec la biodégradation) est une approximation.
- La perte de masse en suspension ou dissoute dans les lixiviats n'est pas prise en compte (puisque les lixiviats ne sont pas caractérisés biochimiquement). La proportion de cette masse perdue dans les lixiviats est supposée négligeable par rapport à celle dégradée en gaz.
- Une mesure régulière de la porosité au gaz θ_G permettrait d'accéder directement à la mesure de V_s et donc à la perte de masse. En effet $n + \theta_s = \theta_L + \theta_G + \theta_s = 1$ et la teneur en eau volumique θ_L est mesurée (Graphique VII-17).

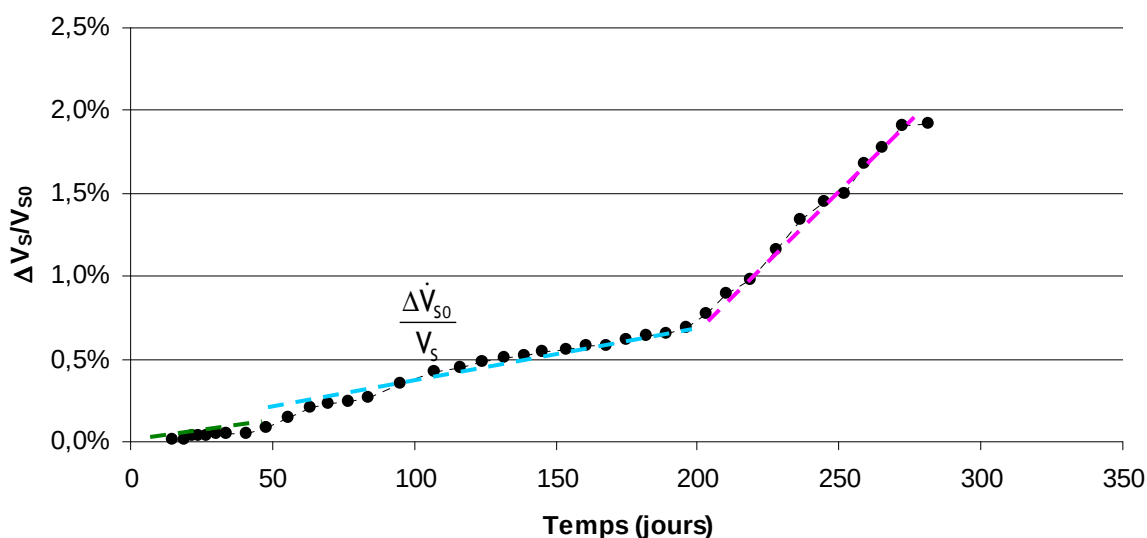
La connaissance du volume solide en fonction du temps permet de calculer l'évolution de la porosité en fonction du temps. Lors de l'étape de chargement primaire, la porosité est passée de la valeur initiale 76 % à 60 % environ. Lorsque la cinétique de biodégradation augmente (au bout de 200 jours), la diminution de la porosité s'accélère. Il n'est ainsi pas possible de supposer que le tassement est équivalent à la perte de volume solide (biodégradation) ; le tassement ayant aussi une partie visqueuse (fluage).



Graphique VII-23 Evolution de la porosité en fonction du temps du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

VII - 4.2 Proposition de la corrélation entre le $C_{\alpha\epsilon}^*$ et la cinétique de biodégradation

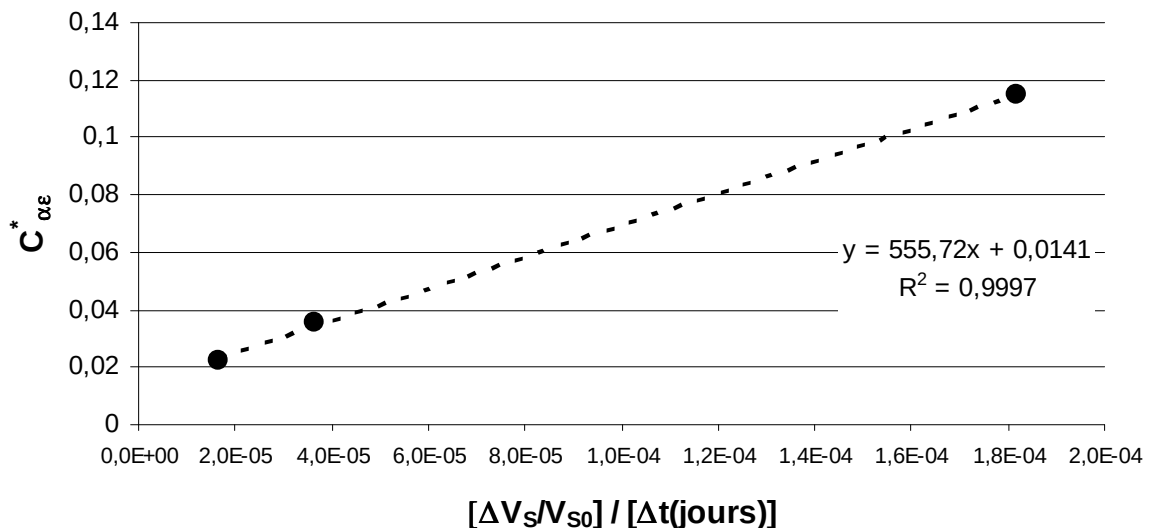
L'idée est de trouver une corrélation entre le coefficient de tassement secondaire $C_{\alpha\epsilon}^*$ et la cinétique de biodégradation soit $\frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}}$.



Graphique VII-24 Mise en lien du $C_{\alpha\epsilon}^*$ et de la cinétique du taux de biodégradation du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

Le calcul des $C_{\alpha\epsilon}^*$ est donné VII - 3.2.1. Les cinétiques de biodégradation $\frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}}$ sont calculées sur les mêmes périodes : entre 15 et 40 jours, $C_{\alpha\epsilon1} = 0,0225$, $\frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}} = 0,00166\%$; entre 63 et 196 jours, $C_{\alpha\epsilon2} = 0,03519$, $\frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}} = 0,00364\%$; entre 203 et 272 jours, $C_{\alpha\epsilon3} = 0,115$, $\frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}} = 0,01620\%$

La mise en relation de ces termes est donnée au Graphique VII-25.



Graphique VII-25 Corrélation linéaire entre le $C_{\alpha\epsilon}^*$ et de la cinétique du taux de biodégradation du déchet B (essai de compression dans la CICLADE)

Une relation linéaire (à prendre avec précaution car seulement 3 points) entre le coefficient de tassement secondaire et la cinétique de biodégradation est établie, soit : $C_{\alpha\epsilon}^* = C_{\alpha\epsilon0}^* + 556 \frac{\Delta \dot{V}_s}{V_{s0}}$.

Avec $C_{\alpha\epsilon0}^* = 0,014$ correspondant au coefficient de tassement secondaire pour un fluage purement mécanique (sans biodégradation).

Cette loi a été établie en prenant une masse volumique constitutive ρ_c constante. La caractérisation de ρ_c en fonction de la biodégradation ($\Delta V_s/V_{s0}$) reste à déterminer.

La détermination expérimentale de cette loi, qui dépend de la composition du déchet, est nécessaire.

Si la loi (empirique) ci-dessus est valable, par intégration sur le temps, les pertes de masse dues à la biodégradation peuvent être évaluées par la mesure du tassement.

Une fois cette loi établie et si l'on dispose de la loi $\rho_c(\Delta V_s/V_{s0})$, les paramètres d'état peuvent être calculés en fonction du tassement secondaire. Concernant les lois de perméabilités en fonction des paramètres d'état déterminées dans le cadre de cette étude, il est possible qu'elles soient modifiées du fait de la variation de structure du déchet dans le temps.

Conclusion et perspectives

Conclusion sur l'étude

L'étude a mis en évidence l'importance des phénomènes bio-hydro-mécaniques régissant le comportement des déchets enfouis dans les Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND). La compréhension de ces phénomènes en interaction est indispensable, en particulier, pour la gestion d'une ISDND en mode bioréacteur.

Une **nouvelle méthode d'études hydro-mécaniques des déchets** a été élaborée dans le cadre de cette thèse. Elle a montré sa potentialité à caractériser un déchet.

Sur un **plan méthodologique**, des appareillages spécifiques (oedoperméamètre et transmissivimètre) ont été développés au LTHE. Des protocoles ont été mis au point pour la mesure des paramètres hydro-mécaniques :

- La méthode du pycnomètre au gaz (Chapitre V) et celle du pycnomètre à l'eau en contre pression (Chapitre V) pour la mesure de la porosité totale. Cette mesure a notamment permis de caractériser la masse volumique constitutive d'un déchet jeune (déchet A, cf Chapitre V) et d'un déchet âgé (déchet C, cf Chapitre VI). La mesure de ce paramètre est essentielle, comme le montre son application pour interpréter des mesures issues d'un forage. En effet, à partir des données de masses volumiques in situ, les porosités d'un casier ont été évaluées.
- Méthode de mesure de la perméabilité au gaz, en conditions non saturées (Chapitre V). Ces mesures réalisées sur le déchet A ont montré l'importance de cette perméabilité qui pouvait être divisée par un facteur 10^6 avec l'augmentation d'humidité et la diminution de porosité suite à la compression d'un échantillon.
- Méthode de mesure de la perméabilité à l'eau en conditions saturées et en contre pression (Chapitre V). Cette méthode a notamment montré qu'une mesure de la perméabilité intrinsèque peut être sous-estimée suite à une saturation non complète d'un échantillon.
- Méthode de détermination d'une courbe de rétention à l'oedoperméamètre à partir d'un échantillon de déchet comprimé. L'analyse de ces courbes permet, en particulier, une caractérisation porométrique de la structure du milieu.

Sur un **plan théorique**, les essais menés à partir de l'oedoperméamètre ont permis d'établir un modèle de double porosité associé aux déchets (Chapitre VI). Ce modèle propose de représenter schématiquement la structure poreuse d'un échantillon de déchet par une porosité bi-modale. Selon ce modèle, le milieu serait constitué d'une matrice fine, formée par des agrégats organiques à microporosité. Une discontinuité entre la microporosité interne aux agrégats et l'espace poral entre ces agrégats serait induite par la présence d'éléments plus grossiers autour de la matrice fine. Le volume des micropores est considéré constant ; la

diminution du volume des vides d'un échantillon qui tasse étant attribuée à la compression de la macroporosité. L'eau contenue dans la microporosité est supposée non mobilisable par application d'un gradient hydraulique ou d'une succion.

Les paramètres d'état associés à ce modèle permettent d'interpréter les mesures de transferts de gaz et de liquide réalisées à l'oedoperméamètre.

Sur un **plan analytique**, les mesures de transferts de liquide et de gaz, à partir d'un déchet jeune (A) et d'un déchet âgé (C), ont permis d'établir des lois constitutives de perméabilité en fonction de la compressibilité, court terme, du milieu. L'application de ces lois peut servir pour des modèles de prédiction de perméabilités avec le tassement.

Les lois de rétention du milieu poreux peuvent, d'une part, renseigner des modèles d'écoulement en non saturé, et, d'autre part, permettent d'étudier les capacités de rétention d'un casier à la « capacité au champ ».

L'approche hydro-mécanique a, non seulement, été appliquée sur le déchet du site pilote de Chatuzange (déchet A), mais aussi, en parallèle avec une campagne de forage sur une ISDND en activité (déchet C). Dans ce dernier cas, l'oedoperméamètre a bien montré sa pertinence pour une estimation des propriétés hydro-mécaniques in situ, mais aussi pour valider des mesures de masses volumiques faites in situ.

Ces études permettent également de donner des **éléments de réflexion** pour l'exploitation d'une installation de **stockage en mode bioréacteur**. Plus la profondeur des casiers est importante, plus il y aura des difficultés à collecter les lixiviats et à capter le biogaz. En effet, la diminution significative de la perméabilité intrinsèque avec la profondeur du casier (Chapitre VI), peut compromettre la circulation des fluides (captage des biogaz et percolation des lixiviats).

Les études sont toutefois à poursuivre pour optimiser les conditions hydro-mécaniques (compactage initial, tassement, capacité au champ, perméabilité) pour l'exploitation optimisée d'une ISDND gérée en mode bioréacteur.

L'**approche bio-mécanique** consistant à corréler tassement secondaire et biodégradation a été explorée par l'intermédiaire d'un unique essai dans une cellule CICLADE. Cette expérience, toujours en cours à l'heure actuelle, a permis de proposer un modèle reliant le tassement secondaire (par l'intermédiaire du coefficient $C_{\alpha\epsilon}^*$) à la cinétique de biodégradation. Cette corrélation, qui permet de connaître l'évolution des paramètres d'état avec le tassement, reste une piste de réflexion, à valider par des essais complémentaires.

Perspectives

Le modèle de double porosité proposé doit être validé par des expériences complémentaires :

- Essais sur différents déchets,
- Essais couvrant une gamme de contrainte plus importante, par exemple 0 - 500 kPa, pour répondre aux questions suivantes : Est-ce que l'hypothèse d'une teneur en micropores constante reste valable sous forte compression ?
- Essais long terme pour explorer l'impact des phénomènes de biodégradation sur des paramètres du modèle comme la teneur en micropores w^{micro} (les essais réalisés jusqu'à présent n'ayant concerné que le tassement court terme).

Des études portant sur les transferts d'eau entre la microporosité et la macroporosité pourraient apporter des éléments de réponse concernant l'humidification des déchets lors d'une réinjection de lixiviat.

Concernant les lois de perméabilités, des interrogations demeurent :

- Quelles sont les lois de perméabilités à l'eau en conditions non saturées ?
- Evolution des lois de perméabilités, intrinsèques et non saturées, avec le tassement secondaire qui inclut les phénomènes de biodégradation.
- D'autres facteurs peuvent conduire à une modification des perméabilités : par exemple, le colmatage des pores des couches inférieures par les fines transportées par le lixiviat. Ce colmatage peut être également augmenté par la croissance de la biomasse.

La capacité de rétention des déchets est peu étudiée. Les expériences de la présente étude ont exploré la gamme de succion 0 - 50 kPa : l'extrapolation des résultats pour la détermination d'un profil de capacité au champ d'un casier est donc à prendre avec précaution.

Enfin, la transposition des lois d'écoulement et de rétention, déterminées en laboratoire, à l'échelle d'un site est à étudier, notamment par des mesures de perméabilités in situ.

La suite de cette étude permettra la mise en place d'un modèle bio-hydro-mécanique global appliqué à l'étude des déchets enfouis en ISDND.

Le travail réalisé au cours de cette étude s'intègre dans un large cadre multi-disciplinaire et multi-échelles ayant pour objectif une meilleure connaissance de ce matériau complexe qu'est le déchet.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- ADEME (2008) *Les installations de traitement des ordures ménagères Résultats 2006*, Direction Déchets et Sols, Département des Observatoires, des Coûts et de la Planification des Déchets, 6 p.
- ADEME (2007) *Les déchets en chiffres - données et références*, Direction Déchets et Sols, Département des Observatoires, des Coûts et de la Planification des Déchets, 14p.
- ADEME (2006) *Bilan du traitement des Ordures Ménagères en France en 2006 et 2004*, Année 2006, <http://www.sinoe.org/exploitegeneassistee/export/TBIITOMNational.php>, page consultée le 13/10/08.
- ADEME (1999) *Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations*. Ademe Editions, Paris, 106 p.
- ADEME (1993) *Méthode de caractérisation des ordures ménagères*, Connaître pour agir - Manuel de base, 64 p.
- Aguilar-Juarez, O. (2000) *Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique*, Thèse de doctorat, Institut des Sciences Appliquées de Toulouse. 233 p.
- Aran, C. (2001) *Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviats dans un centre de stockage*, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse. 248 p.
- Arigala SG, Tsotsis TT, Webster IA, et al. (1995) *Gas generation, transport, and extraction in landfills*, Journal of the Environmental Engineering-ASCE, 121 (1), p 33-44.
- Bareither, C., Breitmeyer, R., Suna Erses, A., Benson, C., Edil, T., Barlaz, M. (2008), *Relative Contributions of Moisture and Biological Activity on Compression of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills*, Colorado Congress.
- Barlaz M. A., Rooker A. P., Kjeldsen P., Gabr M. A., Borden R. C. (2002) *Critical evaluation of factors required to terminate the post closure monitoring period at solid waste landfills*. Environmental Science and Technology, 36, p 3457-3465.
- Barlaz, M.A, Ham, R.K., Schaefer, D.M. (1990) *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics*. C.r.i.e. Control, Vol. 19, n°6, p 557-586.
- Barlaz, M. A., Ham, R. K., Shaefer, D. M. (1989) *Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse*, Journal of Environmental Engineering, vol. 115, n° 6, p 1088- 1102.
- Beaven, R.P., Barker, J.A., Hudson, A. (2003) *Description of a tracer test trough waste and application of a double porosity model*, In: Proceeding Sardinia 2003, 9th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.

- Beaven, R.P., Knox Associates (1999) *Design of a demonstration High Rate Flushing Bioreactor*, Project SUNRISE, Report V1 : 31/8/99, 59 p.
- Beaven, R.P. et Powrie, W. (1995) *Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell*. Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.II, p 745-760.
- Bellenfant, G. (2001) *Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers*, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, 180 p.
- Binner, E., Zach, A., Lechner, P. (1999) *Test methods describing the biological reactivity of pretreated residual wastes*, In: Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. I, p 465-472.
- Blight, G.E., Ball, J.M. and Blight, J.J. (1992) *Moisture and suction in sanitary landfills in semi-arid areas*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol. 118, n° 6, p 865-877.
- Boothe, D., Smith, M., Gattie, D., Das, K.C. (2001) *Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction*, Advances in Environmental Research, Vol. 5, p 285-294.
- Brooks R. H., Corey A. T. (1964) *Hydraulic properties of porous media*, Hydrology Paper n° 3, Colorado State University, Fort Collins.
- Buisman, A.S.K. (1936) *Results of long duration settlement tests*. Proc. 1st International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Harvard University, Cambridge Massachusetts, Vol. 1, p 103-106.
- Burdine N. T. (1953) *Relative permeability calculation size distribution data*, Pet. Trans. Am. Inst. Min. Metal. Pet. Eng., vol. 198, p 71-78.
- Caicedo, B., Giraldo, E., Yamin, L (2002) *The landslide of Dona Juana landfill in Bogota A case study* In: de Mello, L. G., Almeida, M. A. A. eds. , Environmental Geotechnics (4th ICEG), Balkema, Lisse, Netherlands, p 171-175.
- Capelo, J., de Castro, M.A.H. (2007), *Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach*, Waste Management, Vol. 27, p 818-819.
- Chenu, D. (2007) *Modélisation des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage de déchets ménagers : application aux installations de type bioréacteur*, Thèse de doctorat (confidentielle), INP Toulouse, Spécialité Science de la Terre et de l'Environnement, 288 p.
- Christensen, B. and Characklis, W. (1990) *Physical and Chemical Properties of Biofilms*, in *Biofilms*, New York, N.Y : John Wiley & Sons, Inc, p 93-130.
- Coldberg, P. J., Young, L. Y. (1982) *Biodegradation of lignin-derived molecules under anaerobic conditions*. Canadian Journal of Microbiology, vol. 28, p 886-889.
- Couturier, C., Galtier, L. (1998) *Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques*, Programme ADEME Santé Déchet, Solagro, 98 p.

- Crausse P. (1983) *Etude Fondamentale des Transferts Couplés de Chaleur et d'Humidité en Milieu Poreux non Saturé*, Thèse de l'INP Toulouse
- Degremont (1989) *Mémento technique de l'eau*. Rueil-Malmaison : Degremont, 2 vol, 1477 p.
- Durmusoglu E, Corapcioglu MY, Tuncay K (2005) *Landfill settlement with decomposition and gas generation*, Journal of the Environmental Engineering, 131 (9), p 1311-1321.
- El-Fadel, M., A. N. Findikakis et J. O. Leckie (1996) *Estimating and Enhancing Methane Yield from Municipal Solid Waste*. Hazardous Waste & Hazardous Materials 13(3), p 309-331.
- Ehrig, H.J. (1983) *Quality and quantity of sanitary landfill leachate*, Waste Management and Research, Vol. 1, p 53-68.
- Farquhar, G.J., Rovers, F.A. (1973) *Gas production during refuse decomposition*, Water Air Soil Pollution, Vol. 2, 483 p.
- FNADE (2007) *Etat des connaissances techniques et recommandations de mise en œuvre pour une gestion des ISDND en mode bioréacteur*, 48 p.
- Gabr, M.A., and S.N. Valero (1995) *Geotechnical properties of municipal solid waste: Geotechnical Testing Journal*, Vol. 18, p 241-254.
- Gachet C. (2005) *Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation de lixiviats*. Thèse de Doctorat, Villeurbanne, INSA de Lyon, 271 p.
- Gerke H. et M. T. van Genuchten (1993) *A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media*. Water Resour. Res. 29, p 305-319.
- Grellier, S. (2005) *Suivi hydrologique des centres de stockage de déchets-bioréacteurs par mesures géophysiques*, Thèse de doctorat spécialité Géophysique appliquée, Université Paris VI -Pierre et Marie Curie, 238 p.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q. et Tancredi, G. (1995) *Contribution to a technical classification of MSW*. Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol. II, p 703-710.
- Guérin R., Munoz M.L., Aran C., Laperelle C., Hidra M., Drouart E., et Grellier S. (2004). *Leachate recirculation : moisture assessment by means of a geophysical technique*, Waste Management, 24, p 785-794.
- Harmon, J.L., Svoronos, S.A., Lyberatos G., Chynoweth, D. (1993) *Adaptive temperature optimization of continuous anaerobic digesters*, Biomass & Bioenergy, Vol. 4, p 1-7.
- Hettiaratchi, J.P.A, Shroff, V. and Powrie W. (1999) *Effect of individual rainfall events on leachate production in a young semi-arid landfill*. Proc. Sardinia 1999, 7th International Landfill Symposium, Cagliari, p 3-10.
- Hossain, M.S, Gabr, M.A., Barlaz M.A (2003) *Compressibility parameters of MSW with leachate recirculation* Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol. 129, N° 12, p 1151-1158.
- Hudson, A.P., White, J.K., Beaven, R.P. (2004) *Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste* Waste Management, Vol. 24 (3), p 269.

- Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R. (2007) *Methods for measuring liquid in bioreactor landfills - A critical review*, Waste Management, Vol. 27, p 729-745.
- Jessberger, H.L. et Kockel, R. (1991) *Mechanical properties of waste materials*. Proc. XV Ciclo di Conference di Geotecnica di Torino, Turin, 41 p.
- Kazimoglu, Y.K., McDougall, J.R. & Pyrah, I.C. (2005) *Moisture retention and movement in landfilled waste*, Proc. GeoProb2005 Int'l. Conf. Problematic Soils, Eastern Mediterranean University, North Cyprus, p 307-314.
- Kim, M. and Barry, R. C. (2002) *Sampling and extraction of total RNA from landfill gas for analysis of microbial community structure*, in Abstracts of the 102nd General Meeting of the American Society for Microbiology. American Society for Microbiology, Washington, D.C.
- Klinkenberg, L.J. (1941) *The permeability of porous media to liquid and gases*. American Petroleum Institute, Drilling and production practice, p 200-213.
- Koelsch, F., Fricke, K., Mahler, C., & Damanhuri, E. (2005) *Stability of landfills-The Bandung dumpsite disaster*. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy: CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Kölsch, F. (1995) *Material values for some mechanical properties of domestic waste*. Proc Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol. II, p 711-729.
- Lambe T.W. (1951) *Soil testing for engineers*. Wiley, New-York
- Landva, A.O. et Clark, J.I. (1990) *Geotechnics of waste fill - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, p 86-103.
- Lornage, R. (2006) *Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères - Etude du comportement en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées*, Thèse de doctorat spécialité Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, 266 p.
- Lanini, S. (1998) *Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères*, Thèse de doctorat spécialité Physique et Chimie de l'Environnement, INPT Toulouse, 134 p.
- Machado, S.L., Vilar, O.M., Carvalho, M.F. (2007) *Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior*, Computeurs and geotechnics, In press.
- Manoukian A. (2008) *Evaluation des émissions de composés organiques volatils sur site de stockage et sur pilotes contenant des déchets en cours de dégradation : quantification des BTEX*, Mémoire de Master 2 Recherche, Université de Grenoble 1.
- Marchaim, U. (1992) *Biogas processes for sustainable development*. FAO Agricultural Services Bulletin N° 95, 232 p.
- Marcoux, M-A. (2008) *Optimisation des performances hydro-bio-mécaniques d'une ISDND exploitée en mode bioréacteur : étude à l'échelle du site*, Thèse de doctorat (confidentielle), Université Joseph Fourier, Grenoble, 324 p.
- Mata-Alvarez, J. (2003) *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*, London, UK. IWA. Publishing, 323 p.

- Maystre, L.Y., Diserens, T., Duflon, V., Leroy, D., Simos, J. et Viret, F. (1994) *Déchets urbains - nature et caractérisation*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Collection Gérer l'Environnement, 232 p.
- McCauley-Bell, P., Reinhart, D. R., Sfeir, H., and Ryan, B. O. (1997) *Municipal solid waste composition studies*. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 1(4), p 158-163.
- McDougall, J. (2007) *A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste*, Computers and geotechnics, Volume 34, p 229-246.
- Merry, S.M., Fritz, W.U., Budhu M. et al. (2006) *Effect of gas on pore pressures in wet landfills* Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, Vol 132, Issue 5, p 553-561.
- Merry, S. M., Kavazanjian, E. Jr., and Fritz, W. U. (2004). *Reconnaissance of the July 10, 2000, Payatas landfill failure*. J. Perform. Constr. Facil. 19 2, p 100-107.
- Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M, Sinderson, L. (2002) *Refuse decomposition in the presence and the absence of leachate recirculation*, Journal of the Environmental Engineering, Vol. N03, p 228-236.
- Milanov, V., Corade, J. M., Bruyat-Korda, F., & Falkenreck, G. (1997) *Waste slope failure analysis at the Rubastens landfill sites*. Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium (Cagliari), p 551-556.
- Millot, N. (1986) *Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement*. Thèse de doctorat, gestion et traitement des déchets, INSA, Lyon, 180 p.
- Molz, F.J., Widdowson, M.A., Benefield, L.D. (1986) *Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media*, Water Resources Research, Vol. 22, N°8, p 387-401.
- Moreau, S., Bouye, J-M., Barina, G., Oberti, O. (2003) *Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill*, In: Proceeding Sardinia 2003, 9th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.
- Mosey, F. E., Mistry, P. B. (1990) *Biological in best : how feasible is MSW digestion for the UK ?*, Proceedings of international conference landfill gas : energy and environment' 90 held in Bournemouth, p 387-401.
- Mualem, Y. (1976), *A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media*, Water Resources Research, vol. 12, n°3, p 513-522.
- Münnich, K., Bauer, J., and Fricke, K. (2007) *Investigation of pore water pressures in MBT waste material*. In Proc. Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari.
- Münnich, K., Ziehmman, G. and Fricke, K. (2003) *Hydraulic behaviour of mechanical biological pre-treated waste*. Proc. Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium, Cagliari
- Muntoni, A., Manca, M. G., Demuro, M. (1995) *An integrated model for the prediction of landfill emissions*, Proceeding Sardinia 95, 5th Inter. Land. Symp., vol. 1, p 231-239.

- Mustin, M. (1987) *Le compost, Gestion de la matière organique*. Editions François Dubusc. Paris. ISBN 2-864-72008-6, 954 p.
- Olivier, F., Gourc, J.P. (2007) Hydro-mechanical behaviour of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression cell, *Waste Management*, Vol. 27, N°1, p 44-58.
- Olivier F. and Gourc J.P. (2005) *Hydro-physico-mechanics of a mechanically pretreated waste in a large-scale laboratory cell*. Proc. International Workshop "Hydrophysico- mechanics of landfills", Grenoble.
- Olivier, F. (2003) *Tassements des déchets en CSD de classe II : du site au modèle*, Thèse de doctorat, Spécialité Géomécanique, Géophysique et Géochimie, Université Joseph Fourier, Grenoble, 305 p.
- Orta de Velasquez, M.T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I. and Sanchez-Gomez, J. (2003) *Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation*. *Waste Management & Research*, Vol. 21, No. 2, p 137-144.
- Owens, J.M., Chynoweth, D.P. (1993) *Biological methane potential of municipal solid waste (MSW) components*, *Water Science and Technique*, Vol. 27, N°2, p 1-14.
- Pacey, J., Augenstein, D., Mork, R., Reinhart, D., Yazdani, R. (1999) *The Bioreactor Landfill*, *MSW Management*, p 52-60.
- Pelmont, J. (1993) *Bactéries et environnement, Adaptation physiologiques*, Grenoble, Presses Universitaires de Grenoble, 899 p.
- Pohland, F. G., Kim, J. C. (1999) *Microbially-mediated attenuation potential of landfill bioreactor systems in: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecci, F. Proceedings of Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona : Grafiques 92, S. A., vol. I, p 234-241.*
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., and Lefebvre, X. (2007) *A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanisation in landfills*. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 97, No. 3, p 473-482.
- Powrie, W., Hudson, A.P., Beaven, R.P. (2000) *Development of sustainable landfill practices and engineering technology*, Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (Grant reference GR/L 16149), 27 p.
- Rees, J.F. (1980) *Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control*, *Journal of chemical technology and biotechnology*, Vol. 30, N°458.
- Reinhart, D. R., Mac Creanor, P.T., Townsend, T.G. (2002) *The Bioreactor landfill: its status and future*, *Waste Management & Research*, vol. 20, p 172-186.
- Reinhart, D., Townsend, T.G (1998) *Landfill bioreactor design and operation*, Lewis Publishers, Boca Raton, NY, 189 p.
- Rittmann, B. (1993). *The significance of biofilms in porous media*. *Water Ressources Research*, 29(7), p 2195-2202.
- Rowe, R. K., Armstrong, M. D., and Cullimore, D. R. (2000). *Mass loading and the rate of clogging due to municipal solid waste leachate*. *Canadian Geotechnical Journal*, 37(2), p 355-370.

- Sowers, G.F. (1973) *Settlement of waste disposal fills*. Proc. 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscou, Vol. 2, p 207-210.
- Stoltz, G., Gourc, J.P. (2007) *Influence of compressibility of domestic waste on fluid permeability*. In Proc. Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium
- Taylor, S. W. and Jaffe, P. R. (1990). *Biofilm growth and the related changes in the physical properties of a porous medium, experimental investigation*. Water Resources Research, 26, p 2153-2159.
- Thomas, S. (2000) *Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation)*. Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Townsend TG, Wise WR, Jain P (2005) *One-dimensional gas flow model for horizontal gas collection systems at municipal solid waste landfills* Journal of environmental engineering, Vol 131, Issue 12, p 1716-1723.
- Townsend, T.G., Miller, W.L. (1998) *Leachate recycle using horizontal injection*, Advances in Environmental Research, Vol. 2, N° 2, p 129-138.
- Vaidya, R.D. (2002) *Solid waste degradation, compaction and water holding capacity*. Master thesis, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 71 p.
- Van Genuchten, M., Wierenga, P. (1976). *Mass transfer studies in sorbing porous media : I. analytical solutions*. Soil Sci. Soc. Am. J. 40, p 473-80.
- Van Genuchten, M. (1980) *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*, Soil Sci. So. Am. J., vol. 44, p 892-898.
- Vigneron, V. (2005) *Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés*, Thèse de doctorat, Université de Paris-XII - Val-de- Marne, 336 p.
- Vincent F. (1991) *Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge. Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet-type*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Warrick, A.W. (2001) *Soil physics companion*, CRC Press, Boca Raton, 398 p.
- Warith, M. (2002) *Bioreactor landfills: experimental and field results*, Waste Management, Vol. 22, p 7-17.
- Watson, G. V., Powrie, W., & Blades, A. P. (2007) *An investigation into the effects of degradation on waste structure*. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy
- Weast R. C. (1981) *Handbook of chemistry and physics*. 61st ed. Boca Raton, FL : CRC Press, 1981.
- Zekkos, D.P., Bray, J.D., Kavazanjian, E., Matasovic, N., Rathje, E., Riemer, M., Stokoe, K.H., (2005) *Framework for the estimation of MSW unit weight profile*: in Proc. Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari
- Zeikus, J. G., Wellstein, A. L., Kirk, T. K. (1989) *Molecular basis for the biodegradability recalcitrance of lignin in anaerobic environments*. FEMS Microbiology, vol. 47, p 796-807.

Zeiss, C. (1997) *A comparison of approaches to the prediction of landfill leachate generation*. Proc. Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, Cagliari, p 13- 22.

Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R., Cooley, B.H (1999) *Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion* ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol.125, No.7, p 583-594.

Références Normatives

AFNOR NF EN 13137, Caractérisation des déchets. *Dosage du carbone organique total (COT) dans les déchets, boues et sédiments*. 2001, 20 p.

AFNOR XP U 144-64, Amendements organiques et supports de culture. *Méthode d'analyse des composants inertes dans un compost*, Janvier 2004, 13 p.

AFNOR NF U44-160 Matières fertilisantes et supports de cultures : échantillonnage, analyses chimiques et essais physico-chimiques. Amendements organiques et support de culture - Détermination de la matière organique totale - Méthode par calcination, Novembre 1985.

ISO NF 11465, Qualité des sols. *Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau : Méthode gravimétrique*, Août 1994, 12 p.

ISO NF 14235, Qualité des sols. *Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique*, Septembre 1998, 12 p.

ISO NF 14235, Qualité des sols. *Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique*, Septembre 1998, 12 p.

Textes réglementaires

Arrêté du 9 septembre 1997, *relatif aux installations de stockage des déchets ménagers et assimilés* (JO du 2 octobre 1997), modifié par l'arrêté du 31 décembre 2001 (JO du 2 mars 2002), modifié par l'arrêté du 3 avril 2002 (JO du 19 avril 2002), 27p.

Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999, *concernant la mise en décharge de déchets* (JO L182 du 16 juillet 1999).

Directive européenne 2001/77/CE du 27 septembre 2001, *relative à la promotion de l'électricité produite à partir de sources d'énergies renouvelables sur le marché intérieur de l'électricité* (Journal Officiel des Communautés européennes du 27/10/2001)

Décret N°2002-540 du 18 avril 2002, *relatif à la classification des déchets* (JO 20 avril 2002).

DIN 38414, décret allemand relatif au stockage écologique des déchets urbains Abfallablagerungsverordnung, AbfAbIV) et aux installations de traitement biologique des déchets publié au Bundesgesetzblatt -équivalent du Journal Officiel français, Février 2001.

Loi N°92-646 du 13 juillet 1992, *relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement* (JO du 14 juillet 1992).

Loi N°75-633 du 15 juillet 1975, *relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux* (JO du 16 juillet 1975), modifiée par la loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 (JO du 14 juillet 1992).

Annexes

ANNEXE A : Etude de modes de séchage à l'étuve

ANNEXE B : Loi de Darcy pour des écoulements laminaires de gaz

ANNEXE C : Article du colloque SARDINIA 2007

ANNEXE A : Etude de modes de séchage à l'étuve

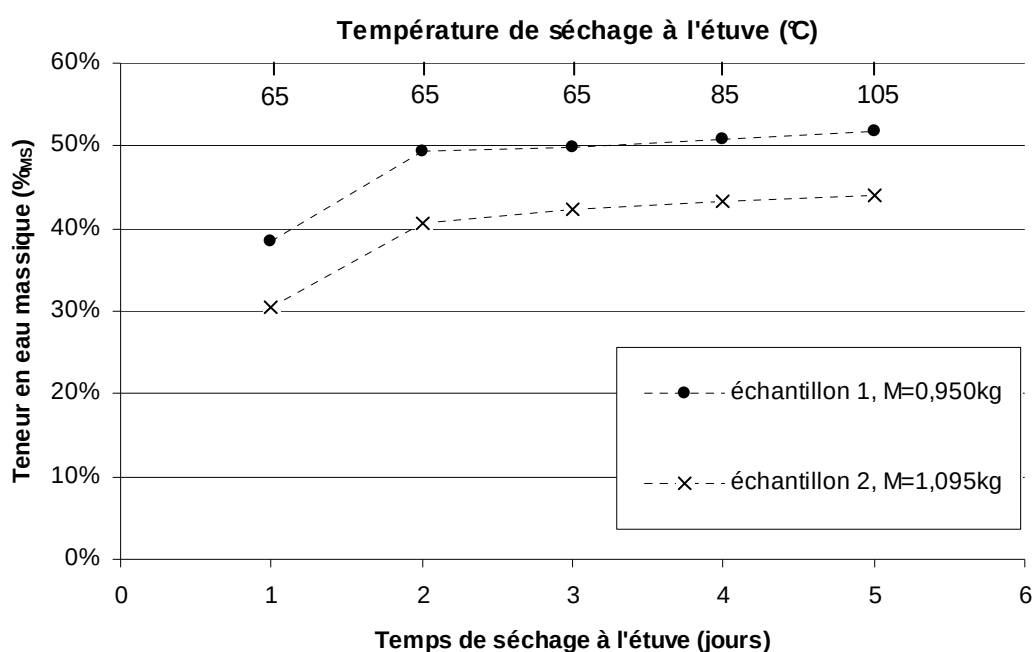
Le protocole a consisté à sécher à l'étuve différents échantillons de déchets à des températures croissantes et à regarder l'évolution de la teneur en eau massique en fonction du temps :

- Le Graphique A - 1 présente un essai avec le déchet A (Chatuzange) ; deux échantillons sont testés. Le déchet A est une OM broyée à 40 mm.
- Le Graphique A - 2 présente un essai avec le déchet B. Ce déchet est une ordure ménagère finement broyée et criblée à 40 mm (donc, a priori, plus homogène que le déchet A).

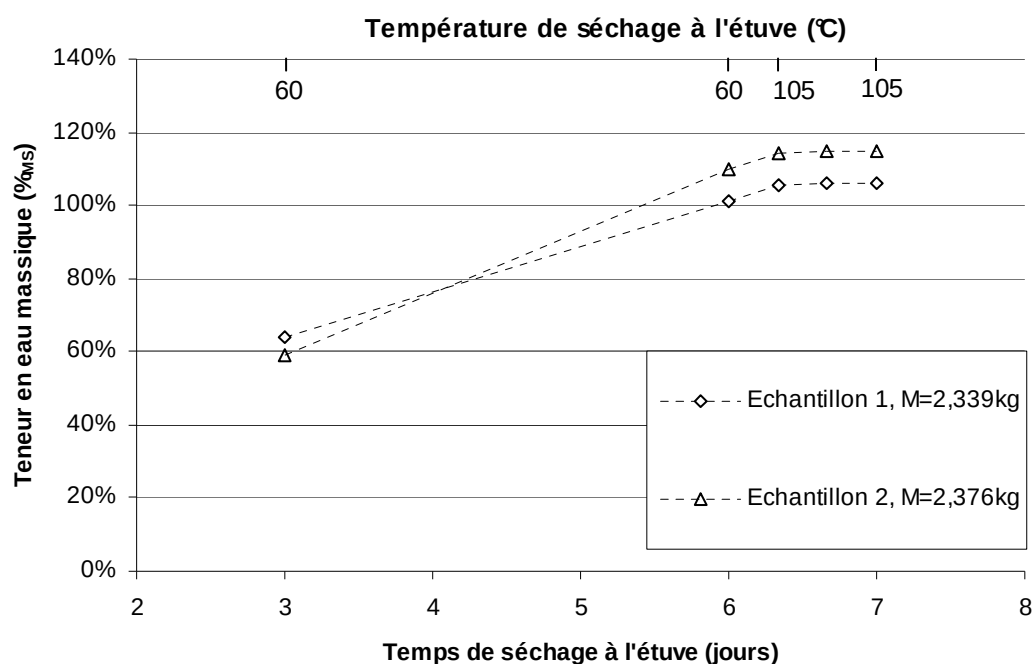
Remarque : La stabilisation de la masse sèche aux températures 65°C (déchet A) et 60°C (déchet B) n'est pas certaine.

Plusieurs enseignements sont tirés de ces expériences :

- Dans les deux cas, plus la température croît, plus la teneur en eau massique augmente [toutefois très peu vers la fin du séchage (quelques pourcents)]. Mais cette perte de masse à 105°C est elle attribuée à un départ d'eau difficilement mobilisable ou un départ de matière organique ?
- Plus le prélèvement est homogène (comme le déchet de type B), plus les mesures d'échantillons différents seront proches. Un échantillonnage homogène et représentatif est indispensable pour des mesures représentatives. On note, à partir des résultats avec le déchet A, que la mise à l'étuve de 2 kg de déchet est insuffisant pour accéder à une teneur en eau moyenne représentative.
- Plus le déchet est humide, plus le temps pour obtenir une stabilisation de la masse est long. Le déchet A ayant une teneur en eau proche de 50 %_{MS}, la stabilisation de la masse est obtenue au bout de trois jours alors qu'il en faut six pour le déchet B qui a une teneur en eau supérieure à 100 %_{MS}.

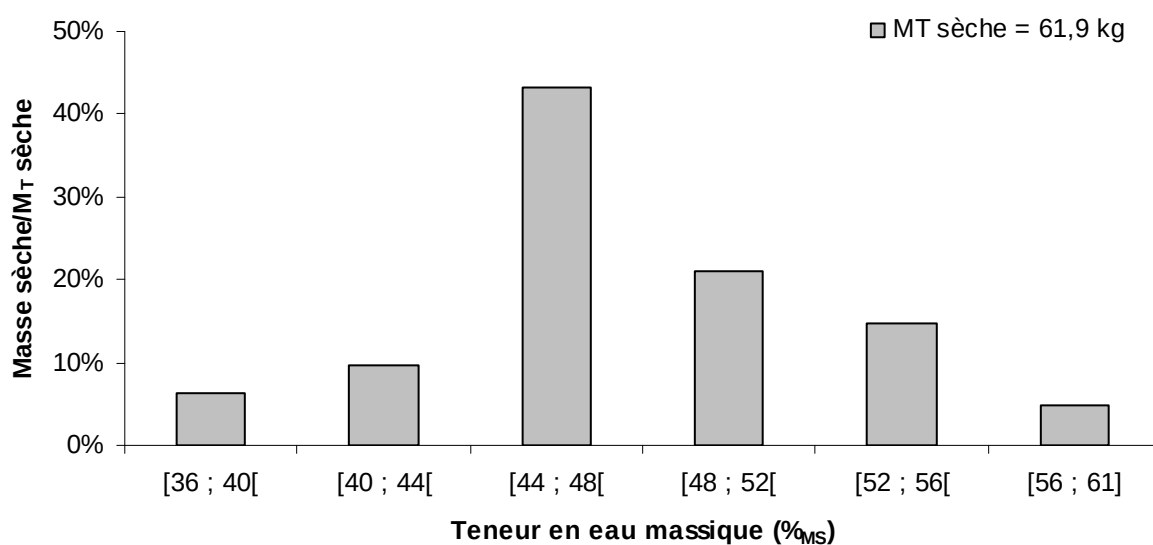


Graphique A – 1 Essai de séchage à l'étuve avec le déchet A



Graphique A – 2 Essai de séchage à l'étuve avec le déchet B (dont on dispose de deux prélèvements différents)

Le Graphique A - 3 présente toutes les teneurs en eau naturelles de ce déchet mesurées dans le cadre des essais de perméabilité et de succion réalisés dans l'oedoperméamètre (chapitre V). Ces mesures de teneur en eau ont été réalisées à 105°C jusqu'à stabilisation de la masse. Ce Graphique A - 3 met en relation la masse sèche divisée par la masse totale sèche mise à l'étuve en fonction de la gamme de teneur en eau mesurée.



Graphique A – 3 Répartition des teneurs en eau massique naturelles du déchet A pour 61,9 kg de masse séchée

Le calcul de la moyenne pondérée $w_{\text{moy}} = \frac{\sum_i m_i \times w_i}{\sum_i m_i}$ donne une teneur en eau naturelle

$$w_{\text{nat}} = 48,1 \%_{\text{MS}}.$$

Le calcul de l'écart type pondéré $\sigma(w) = \sqrt{\frac{\sum_i m_i \times (w_i - w_{\text{moy}})^2}{\sum_i m_i}}$ donne une valeur

$$\sigma(w) = 5,8 \%_{\text{MS}}.$$

Sur le Graphique A - 3, une gamme de variation importante de la teneur en eau massique est observée. Elle passe de 36 à 61 $\%_{\text{MS}}$ (soit 25 $\%_{\text{MS}}$ d'écart). Notons toutefois que la dispersion des mesures (donnée par l'écart type) reste relativement faible par rapport au 25 $\%_{\text{MS}}$ d'écart maximal.

Pour une mesure représentative de la teneur en eau massique, un échantillon représentatif et en masse suffisante doit être prélevé. Il est difficile de donner une masse minimale à prélever car elle dépend du type de déchet (OM ou DIB), de sa composition, de son homogénéité (broyage, tri, etc.). Pour les OM étudiées dans le cadre de ce travail, un minimum de 10 kg a été fixé.

ANNEXE B : Loi de Darcy pour des écoulements laminaires de gaz

La loi de Darcy pour un gaz s'écrit : $v = -K_G \frac{dH_G}{dz}$ (Chapitre IV).

Avec K_G coefficient de conductivité au gaz pouvant s'exprimer en fonction de la perméabilité au gaz k_G , soit $K_G = \frac{\rho_G g}{\eta_G} k_G$.

H_G est la charge pneumatique, soit $H_G = \frac{P_G}{\rho_G g}$.

La loi peut ainsi s'écrire $v = -\frac{k_G}{\eta_G} \frac{dP_G}{dz}$.

Du fait de la détente d'un gaz, la vitesse de filtration v n'est pas constante d'une section à l'autre d'un perméamètre ; on a ainsi $v = v(z)$

Le débit massique est invariant soit : $\rho_G v = -\rho_G \frac{k_G}{\eta_G} \frac{dP_G}{dz} = \text{cte}$.

Cette conservation est valable si la viscosité dynamique ne varie pas avec la pression. Cette hypothèse est vérifiée pour un gaz parfait, soit $\eta_G(P_G, T) = \eta_G(T)$.

Il existe une relation entre p et ρ en considérant une détente de gaz isotherme.

Soit pour un gaz parfait, la loi de Boyle-Mariotte permet d'écrire $PV = nRT \Rightarrow \frac{P}{\rho_G} = \frac{RT}{M}$.

Avec : M : masse molaire du gaz et R la constante des gaz parfait.

D'où $\rho_G v = -\frac{P_G M}{RT} \frac{k_G}{\eta_G} \frac{dP_G}{dz} = \text{cte}$.

Par intégration d'une section à l'autre du perméamètre $\rho_G v \int_0^L dz = -\frac{M}{RT} \frac{k_G}{\eta_G} \int_0^L P_G \frac{dP_G}{dz}$ on obtient

$$\rho_G v = -\frac{M}{RT} \frac{k_G}{\eta_G} \frac{P_s^2 - P_e^2}{2L}.$$

Avec P_e la pression du gaz en entrée du perméamètre et P_s la pression en sortie.

En écrivant la loi de Boyle-Mariotte à l'entrée $\frac{P_e}{\rho_G} = \frac{RT}{M}$ et en utilisant le débit volumique

d'entrée q_e ($v = \frac{q_e}{A}$) on aboutit à $\frac{q_e}{A} = -\frac{k_G}{\eta_G} \frac{1}{2L} \frac{P_s^2 - P_e^2}{P_e}$.

ANNEXE C : Article du colloque SARDINIA 2007

Stoltz, G., Gourc, J-P., Influence of compressibility of domestic waste on fluid permeability
Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium
S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007
2007 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy

INFLUENCE OF COMPRESSIBILITY OF DOMESTIC WASTE ON FLUID PERMEABILITY

G. STOLTZ*°, JP. GOURC*

* *LTHE Laboratory, Grenoble University, BP 53 - 38041 Grenoble Cedex 9, France*

° *CRPE, Veolia Environnement, Limay, France*

SUMMARY: Domestic waste (MSW) can be considered as a gradually changing porous medium. This paper reports tests of a new type on a waste sample in order to get correlations between mechanical and hydraulic properties. Compression tests coupled with gas permeability tests have been made on waste sample taken from a hole drilled in a French landfill. The apparatus used for these tests is an oedo-permeameter developed in Lirigm-LTHE. In a second part, the oedo-permeameter cell has been modified to carry out retention tests on a waste sample under compression. These tests allow to get water retention curve and to assess pores volumetric distribution of the waste.

1. INTRODUCTION

Land disposal of solid waste has changed dramatically over the last ten years. There are many new approaches to manage landfills because the “dry tomb” approach which leaves landfilled wastes in potentially polluting state for many generations is not sustainable. Indeed optimal moisture is required for biological degradation. Municipal solid waste landfills can be operating as bioreactor which consists to accelerate waste degradation by circulating fluids through the waste in a controlled manner. One of the main uncertainties concerning the practicality of operating a landfill as a bioreactor is the control of fluids flows and of the water content of waste. The hydraulic permeability (leachate), the gas permeability (biogas) and the retention properties of the waste govern the ease with which fluids may be introduced into and extracted from the landfill. These hydrodynamics properties depend on the mechanical compression and the saturation degree of the fluids (liquid and gas) and also on the waste evolution upon the elapsed time characterized by biodegradation,. Moreover these parameters depend on initial mechanical and biological pre-treatment of the waste (MBT).

In the context of bioreactor technique, these data could be specifically useful (Beaven 1995, Benson 2006, Durmusoglu 2006, Jain 2005 and 2006, Olivier 2007, Powrie, 1999)

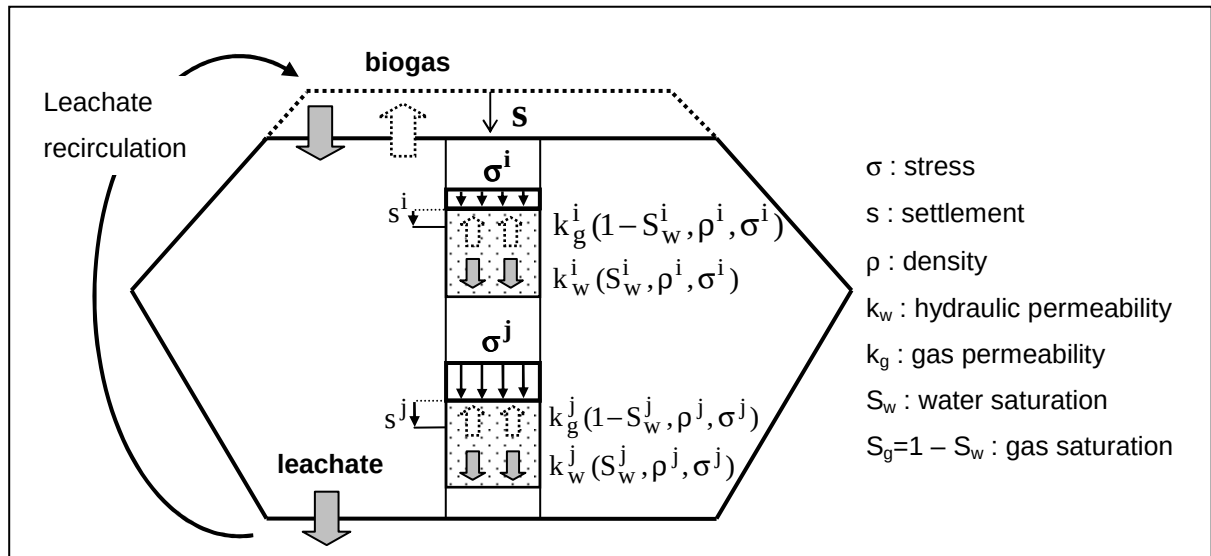


Figure 1. General schema of a bioreactor with the hydro-mechanical parameters

2. PRESENTATION OF THE RESEARCH PROGRAM

Domestic waste is a complex porous medium. The void structure is widely depending of the components and the possible mechanical pre-treatment. Its evolution upon the elapsed time is dramatically conditioned by its settlement due to the surcharge of the column of waste in the landfill and to the biodegradation.

Characterization of the evolution of the void structure can be obtained through measurement of the fluid permeability and water retention. In addition, quantification of these properties is important for a better understanding of the bioreactor working. This technology, for which control of leachate and gas percolation is very important, is more and more used in different countries, specifically in France.

Following a large research programme about waste settlement and geomechanical properties of waste, a new programme is starting in Lirigm-LTHE about the correlation between mechanical and hydraulic properties. The main originality of this programme is to attempt to use for waste, experimental tests previously used for soils.

Several specific prototype devices are used for coupling measurement of settlement of a refuse sample and measurement of the hydraulic or gas permeability.

3. COUPLING MECHANICAL AND HYDRAULIC PROPERTIES OF WASTE

3.1. General description of the oedopermeameter

The oedopermeameter consists of a rigid cylindrical cell (diameter 0,27 m) subject to vertical compression σ in oedometric conditions (lateral strains prevented) up to 200 kPa (equivalent to the self-weight of a 20 m waste column) by means of a load apparatus (Figure 2). The cell is equipped to realize gas permeability test. All electronic equipments are connected to an automatic data-acquisition system.

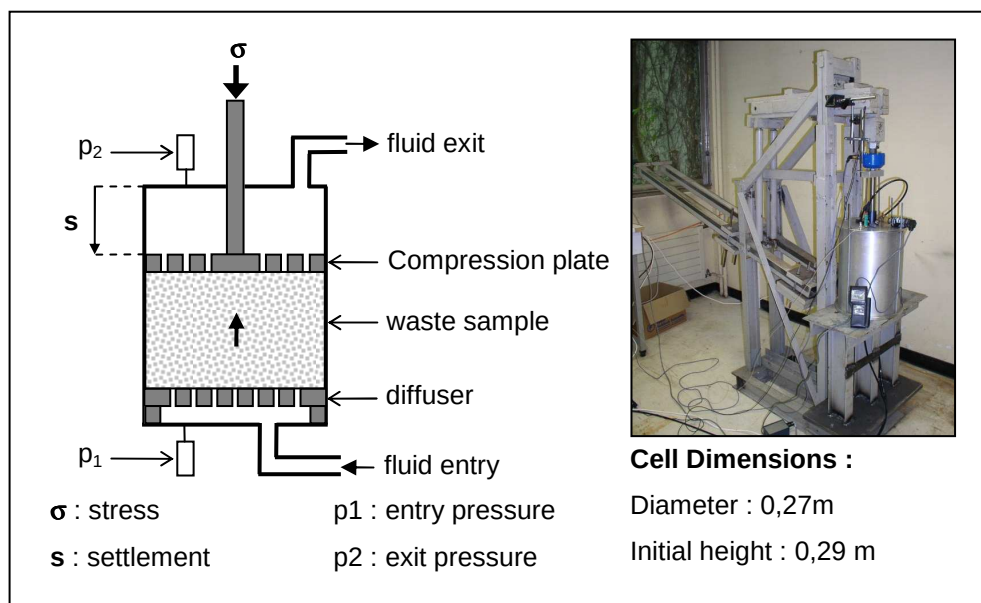


Figure 2. Schematic section of the compression cell and photo of the apparatus

3.2. Origin and composition of the tested waste

The studied waste is taken from a hole drilled in a French landfill. Its depth taking is few meters under the surface and its age is one year. This waste was dumped in the landfill without any pre-treatment but the effect of drilling was to shred the waste.

A characterization of the material has been realized. It is composed of 20 % of organic waste (including kitchen and green waste, wood, paper and cardboard), 16 % of plastics, 8 % of glass, 3 % of textile, 7 % of metals, 29% of dusts and 17 % of others.

Its particle size distribution was also evaluated: The fraction < 50 mm is around 70% of the waste mass.

The diameter of the sample is 0,27 m and the initial height is 0,29 m. So the ratio size of the cell / size of the waste biggest particles is considered as relevant.

The waste was characterised first with regard to its initial water content (by oven-drying at 70°C during 72 h). The water content (w) expressed as the ratio of the mass of constitutive water to the mass of solid particles was hence evaluated to approximately 30%.

Only short tests are presently carried out, so the influence of the biodegradation is not taken in consideration.

3.3. Compression of the waste samples

The waste was put in the cell in thin layers and compacted with added water. After humidification for compaction in the cell, the water content (w) reached 56% and the corresponding volumetric water content (θ) (which is expressed as the ratio of the volume of water in the sample to the total volume of the sample) was around 27%.

The test consisted in compressing the waste to 200 kPa by 20 kPa steps. Every step lasts 20 minutes. A diagram corresponding to the compression of the sample is presented Figure 3. At each compression step, a gas (nitrogen) permeability test has been carried out.

At the last step, the load was held at 200 kPa for two days. During this phase at constant load, a mechanical creep is observed. A gas permeability test has been done at the end of this phase.

3.4. Evolution of the hydro-physical characteristics of the waste versus compression stress

In order to perform the gas permeability tests, the cell is fitted out with pressure sensors at the entry and exit (Figure 2). A mass flow meter is placed at the entry of the cell.

Temperature is an important factor for gas viscosity. Measures correspond to a temperature near 20°C. Viscosity of nitrogen is taken at 20°C.

The gas permeability measures are realized in Darcy's conditions and the gas permeability coefficient k_g is given by the relation:

$$\frac{q_1}{A} = \frac{k_g}{\mu_g} \frac{1}{2L} \frac{p_1^2 - p_2^2}{p_1}$$

With A the section of the sample, L the height of the sample, μ_g the dynamic viscosity of gas, q_1 the gas volumetric flow at the entry of the sample, p_1 the gas entry pressure of and p_2 the gas exit pressure.

3.4.1 Influence of settlement versus compression stress

The figure 4a and 4b show that the gas permeability decreases when the compression and thus the dry density increases. The creep phase is identified on every diagram. It is worth noting on figure 4b that the relationship between gas permeability and dry density seems independent of the mode for achieving settlement, increasing compression stress or creep under constant compression stress.

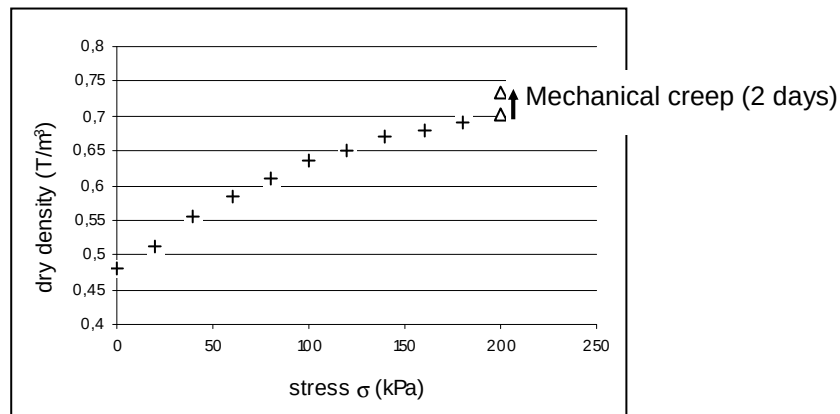


Figure 3. Evolution of the dry density versus the compression vertical stress (0 - 200 kPa)

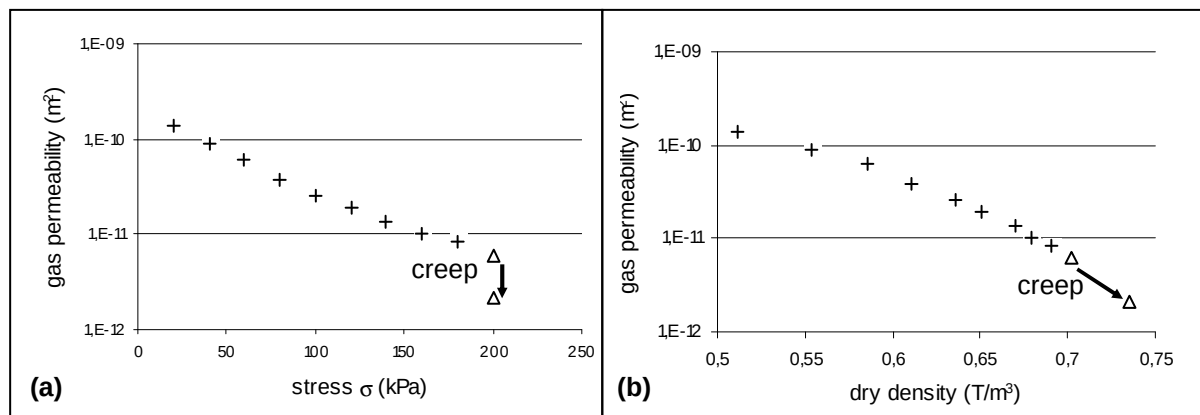


Figure 4.

- (a) Evolution of the gas permeability versus the compression vertical stress
- (b) Evolution of the gas permeability versus the dry density

3.4.2 Influence of the saturation on the permeability

At a fixed density, the fluid (gas, water) permeability varies with the water saturation (figure 5) and whether the system is wetting or drying (hysteresis).

Fluid permeability ($k_{g,w}$ in m^2) is related to fluid conductivity ($K_{g,w}$ in m/s) as follows:

$$K_{g,w} = k_{g,w} \frac{\rho_{g,w} G}{\mu_{g,w}}$$

With $\mu_{g,w}$ the dynamic viscosity of fluid, $\rho_{g,w}$ the density of fluid and G the acceleration due to gravity.

When the fluid saturation of the porous media is 100%, the fluid permeability is marked $k_{g,wSat}$ and is corresponding to the intrinsic permeability.

At the end of the compression, the waste sample have been firstly fully saturated with water and after drained so as to reach the field capacity. At the field capacity, the volumetric water content is around 43,5%. A gas permeability test has been done at this saturation level (figure 6a). In the future, we intend to perform tests at a constant density and at different water content to obtain a diagram similar to figure 5.

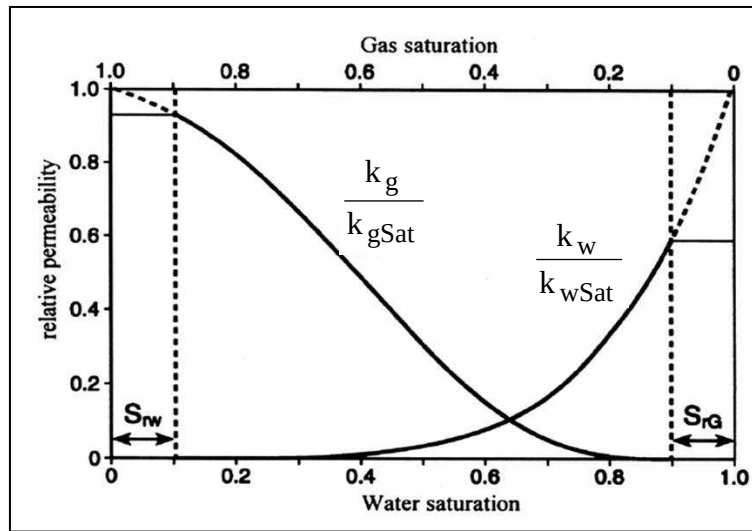


Figure 5. Schematic relative permeability with respect to fluid saturation (Warrick, 2002)

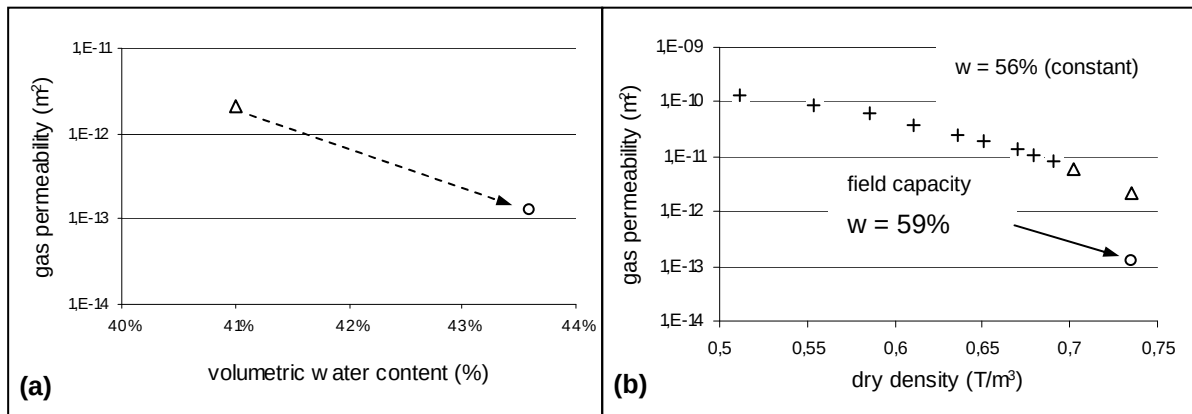


Figure 6. (a) Evolution of the gas permeability versus the volumetric water content after a cycle saturation-desaturation (field capacity state)
(b) Evolution of the gas permeability during the phase of compression and after a cycle saturation-desaturation (field capacity state)

3.5. Water retention curve and pore volumetric distribution

The oedopermeameter is modified so as to realize a retention test on a waste sample under compression. The waste sample is set above a porous ceramic plate which has an air entry pressure of 50kPa. The suction is given by the capillary pressure which is the difference between the pressure of the water and the atmospheric pressure (Figure 7).

At a suction equilibrium, the capillary pressure is plotted versus the corresponding volumetric water content. This is the conventional retention curve obtained from a desaturation of the sample. The hysteresis effect is not studied. Results of the Figure 8 correspond to two compression stresses and therefore to two dry densities.

The retention curve obtained shows that the porometric structure is modified by the compression.

The water retention curve can be interpreted in pores volumetric distribution. Indeed, the Laplace relationship gives a relation between the capillary pressure and the equivalent pores diameter d_p :

$$p_c = 4 \frac{T}{d_p}$$

With T the superficial tension of the fluid and given by the value of the water at 20°C ($T = 7,3 \cdot 10^{-2} \text{ N} \cdot \text{m}^{-1}$). The wettability of the fluid is supposed perfect.

The Figure 9a and 9b show the pores volumetric distribution deduced of the Laplace relationship for the same densities than on the Figure 8.

The two suction tests at two dry density are realized at constant solid dry mass ($m_d=1970\text{g}$). The figure 9a shows that for a given sample in the oedopermeameter the volume of void of each class decreases when the sample is compressed. The volume of void with pore diameter $d_p < 40 \mu\text{m}$ is almost the same for the two tests when the biggest pores are dramatically decreasing.

The figure 9b extrapolated of the figure 9a correspond to two samples of the same overall volume: the total void volume (characterized by θ_{sat}) is decreasing with increasing density, but the volume of smallest pores is increasing.

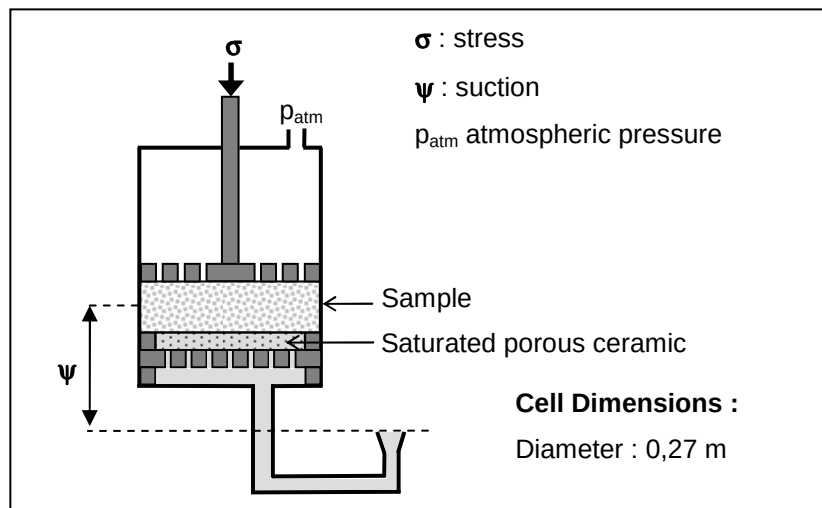


Figure 7. Schematic section of the modified oedopermeameter compression cell for the suction test

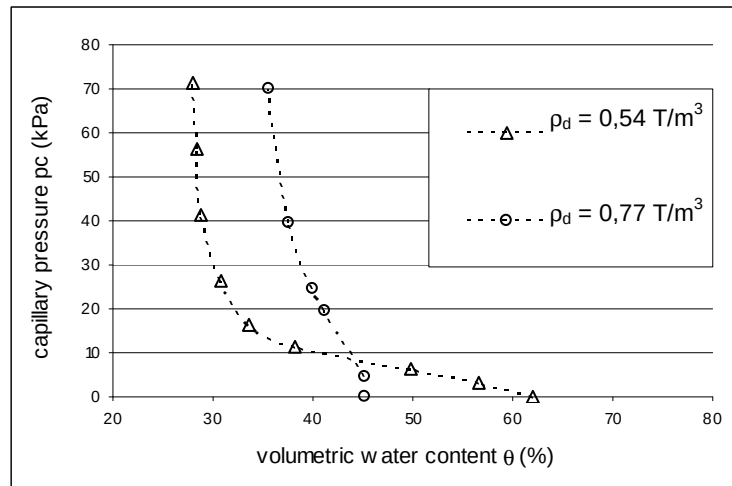


Figure 8. Water retention curve of the drilled domestic waste at two dry densities

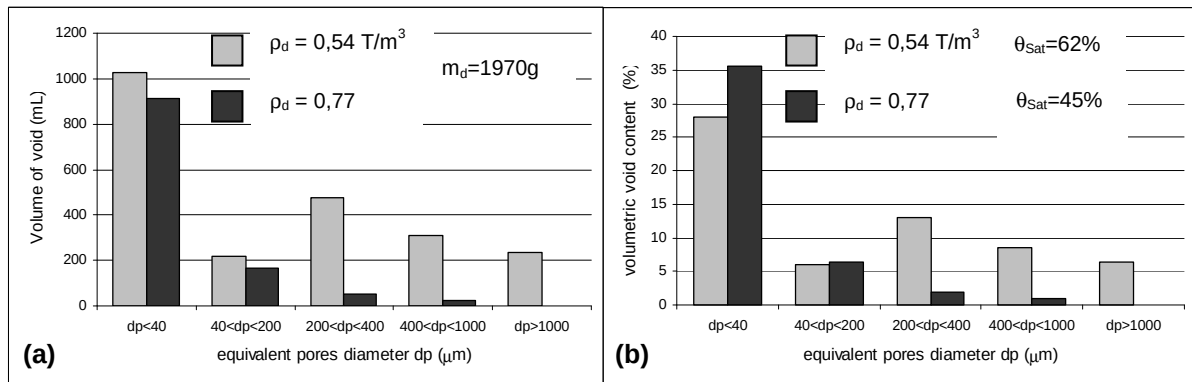


Figure 9.

(a) Volume of void versus equivalent pores diameter of the drilled domestic waste at two dry densities, for a given mass of waste

(b) Volumetric void content versus equivalent pores diameter of the drilled domestic waste at two dry densities (corresponding to a given unit overall volume of waste)

4. CONCLUSION AND PERSPECTIVES

Bioreactor efficiency is depending of the optimal wetting of the waste body. As demonstrated here, the porometric structure is dramatically changing with compression. Consequently the alteration of the hydraulic and gas conductivities will be taken into account in the management of a bioreactor. The use of the oedopermeameter to assess the hydro-mechanical properties of waste is promising.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research programme is supported by the Environment French Agency (Ademe) and the Veolia Environment Research Center (Crpe).

REFERENCES

- Beaven, R.P. et Powrie, W. (1995) Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol.II
- Benson CH, Barlaz MA, Lane DT, et al. (2007) Practice review of five bioreactor/recirculation landfills Waste Management 27
- Durmusoglu E, Sanchez IM, Corapcioglu MY (2006) Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples Environmental Geology
- Jain P, Powell J, Townsend TG, et al. (2005) Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill Journal of Environmental engineering
- Jain P, Powell J, Townsend TG, et al. (2006) Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test Journal of Environmental engineering
- Olivier, F. and Gourc, J.P. (2007) Hydro-mechanics of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. Waste Management 27
- Olivier, F. Gourc, J.P. Achour, F. Morais, J. Bayard, R. (2005) Evolution of bio-physical and mechanical characteristics of MSW after 2 years incubation in a laboratory-scale bioreactor Proc. Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy
- Olivier, F. (2003) Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle. PhD dissertation, University of Grenoble, 325 p.
- Powrie, W. et Beaven, R. P. (1999) Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. Proc. of the Institution of Civil Engineering, Vol. 137
- Warrick. A.W. (2002) Soil Physics Companion CRC Press LLC 389 p

Thèse de doctorat

Auteur : Guillaume STOLTZ

Etablissement : LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement), 38041 Grenoble Cedex 9.

Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND

Résumé

Cette thèse, cofinancée par l'ADEME et VEOLIA, porte sur l'étude du comportement hydro-mécanique d'un déchet biodégradable déposé en Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND). La biodégradation induit des biogaz et le concept de bioréacteur suppose une circulation de lixiviat, d'où l'importance de l'étude des transferts des effluents dans la masse stockée. La compressibilité du déchet doit aussi être prise en compte car le tassement des différentes couches de déchets d'un casier, dû à la contrainte imposée par la colonne de matériau sus-jacente, entraîne une diminution de la perméabilité intrinsèque du milieu. De plus, les perméabilités au gaz et au liquide vont dépendre de la perméabilité intrinsèque mais aussi du degré de saturation en liquide. Trois types de cellules, oedo-perméamètre, oedo-succiomètre, transmissivimètre ont été conçus afin de mesurer l'évolution des propriétés de transfert d'un déchet sous compression. Les résultats ont notamment permis de monter le bon accord avec un modèle de double porosité. L'objectif était aussi de considérer l'évolution du matériau avec la biodégradation : quatre pilotes de méthanisation sous confinement, nommés CICLADE, simulant les conditions in situ et permettant des bilans massiques en continu, ont été mises au point. Les expériences sont, au moment de la rédaction de ce mémoire, toujours en cours.

Mots clés

Déchet, ISDND, bioréacteur, biodégradation, tassement, courbe de rétention, perméabilité, non saturé, double porosité, expérimentation, modélisation analytique

Transfers in biodegradable, unsaturated, and deformable porous media with dual porosity: application to landfills

Abstract

This thesis, supported by The French Environmental Agency and VEOLIA, is related to the study of the hydro-mechanical behaviour of waste, stored in a landfill. The settlement of the different layers of a landfill, due to the compression stress, induced by the upper column of waste, conducts a decrease of the intrinsic permeability of the medium. The gas and hydraulic permeability depend on the intrinsic permeability but also on the saturation degree. Three cells were designed in LTHE in order to assess the evolution of the transfer's properties of a compacted waste. Results are in good agreement with a dual porosity model. The target was in addition to consider the settlement linked to the biodegradation phenomena: four compression cells, called CICLADE have been developed. Experiences are still in progress.

Key words

Waste, landfill, bioreactor, biodegradation, settlement, retention curve, permeability, unsaturated, double porosity, experimental work, analytic modelling