Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux pour un stockage hors site

Hadi Chahal

▶ **To cite this version:**

Hadi Chahal. Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux pour un stockage hors site. Autre. INSA de Lyon, 2013. Français. NNT : 2013ISAL0077 . tel-00961297

HAL Id: tel-00961297

https://theses.hal.science/tel-00961297

Submitted on 19 Mar 2014

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

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

N° d'ordre : 2013-ISAL-0077 Année 2013

Thèse

Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux pour un stockage hors site

présentée devant

l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

pour obtenir

le grade de docteur

École doctorale: M.E.G.A.

Mécanique, Energétique, Génie Civil et Acoustique de Lyon

spécialité: Génie Civil

par

Hadi CHAHAL

Soutenue le 23 juillet 2013 devant le jury composé de :

Daniel LEVACHER	Professeur, Université de Caen	Rapporteur
Nadia SAIYOURI	Professeur, Université de Bordeaux 1	Rapporteur
Christine de BRAUER	Professeur, INSA de Lyon	Examinateur
Guillaume LOUCHEZ	Directeur R&D, SITA FD	Examinateur
Catherine POTHIER	Maître de conférences, INSA de Lyon	Encadrant
Irini DJERAN-MAIGRE	Professeur, INSA de Lyon	Directeur de thèse

Laboratoire de recherche :

Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

INSA Direction de la Recherche – Ecoles Doctorales – Quinquennal 2011-2015

SIGLE	ECOLE DOCTORALE	NOM ET COORDONNEES DU RESPONSABLE
CHIMIE	**CHIMIE DE LYON** **http://www.edchimie-lyon.fr** Insa : R. GOURDON	M. Jean Marc LANCELIN Université de Lyon – Collège Doctoral Bât ESCPE 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72.43 13 95 directeur@edchimie-lyon.fr
E.E.A.	**ELECTRONIQUE, ELECTROTECHNIQUE, AUTOMATIQUE** **http://edeea.ec-lyon.fr** Secrétariat : M.C. HAVGOUDOUKIAN eea@ec-lyon.fr	M. Gérard SCORLETTI Ecole Centrale de Lyon 36 avenue Guy de Collongue 69134 ECULLY Tél : 04.72.18 65 55 Fax : 04 78 43 37 17 Gerard.scorletti@ec-lyon.fr
E2M2	**EVOLUTION, ECOSYSTEME, MICROBIOLOGIE, MODELISATION** **http://e2m2.universite-lyon.fr** Insa : H. CHARLES	Mme Gudrun BORNETTE CNRS UMR 5023 LEHNA Université Claude Bernard Lyon 1 Bât Forel 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cédex Tél : 06.07.53.89.13 e2m2@ univ-lyon1.fr
EDISS	**INTERDISCIPLINAIRE SCIENCES-SANTE** **http://www.ediss-lyon.fr** Sec : Samia VUILLERMOZ Insa : M. LAGARDE	M. Didier REVEL Hôpital Louis Pradel Bâtiment Central 28 Avenue Doyen Lépine 69677 BRON Tél : 04.72.68.49.09 Fax :04 72 68 49 16 Didier.revel@creatis.uni-lyon1.fr
INFOMATHS	**INFORMATIQUE ET MATHEMATIQUES** **http://infomaths.univ-lyon1.fr** Sec :Renée EL MELHEM	Mme Sylvie CALABRETTO Université Claude Bernard Lyon 1 INFOMATHS Bâtiment Braconnier 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72. 44.82.94 Fax 04 72 43 16 87 infomaths@univ-lyon1.fr
Matériaux	**MATERIAUX DE LYON** **http://ed34.universite-lyon.fr** Secrétariat : M. LABOUNE PM : 71.70 –Fax : 87.12 Bat. Saint Exupéry Ed.materiaux@insa-lyon.fr	M. Jean-Yves BUFFIERE INSA de Lyon MATEIS Bâtiment Saint Exupéry 7 avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72.43 83 18 Fax 04 72 43 85 28 Jean-yves.buffiere@insa-lyon.fr
MEGA	**MECANIQUE, ENERGETIQUE, GENIE CIVIL, ACOUSTIQUE** **http://mega.ec-lyon.fr** Secrétariat : M. LABOUNE PM : 71.70 –Fax : 87.12 Bat. Saint Exupéry mega@insa-lyon.fr	M. Philippe BOISSE INSA de Lyon Laboratoire LAMCOS Bâtiment Jacquard 25 bis avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Cedex Tél :04.72 .43.71.70 Fax : 04 72 43 72 37 Philippe.boisse@insa-lyon.fr
ScSo	**ScSo*** **http://recherche.univ-lyon2.fr/scso/** Sec : Viviane POLSINELLI Brigitte DUBOIS Insa : J.Y. TOUSSAINT	M. OBADIA Lionel Université Lyon 2 86 rue Pasteur 69365 LYON Cedex 07 Tél : 04.78.77.23.86 Fax : 04.37.28.04.48 Lionel.Obadia@univ-lyon2.fr

*ScSo : Histoire, Géographie, Aménagement, Urbanisme, Archéologie, Science politique, Sociologie, Anthropologie

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

A ma famille
Mouzayan,
Camélia

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Remerciements

Ce travail de thèse a été réalisé au Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale LGCIE à l'INSA de Lyon. Il s'inscrit dans le cadre du projet national PCB-Axelera, action PCB-ECODEPOT.

Avant tout, je tiens à exprimer ma gratitude à madame Irini DJERAN-MAIGRE, professeur au laboratoire LGCIE à l'INSA de Lyon et directrice de ma thèse, pour m'avoir guidé tout au long de ce travail de recherche. Je la remercie vivement pour m'avoir orienté, soutenue scientifiquement, et motivé moralement à m'investir dans ce travail tout au long de ces années afin de le rendre disponible.

Je tiens à remercier le président du jury monsieur Daniel LEVACHER, Professeur à l'université de Caen, pour l'intérêt qu'il a approuvé pour ce travail ainsi pour sa disponibilité pour examiner consciencieusement mon travail de thèse. Je remercie madame Nadia SAIYOURI, Professeur à l'université de Bordeaux 1 et rapporteur de mon travail, pour sa disponibilité et ses précieux commentaires.

Je remercie également Madame Catherine de BRAUER, Professeur à l'INSA de Lyon, et Monsieur Guillaume LOUCHEZ, Responsable R&D à SITA FD, d'avoir accepté être membre de mon jury et pour leur suivi tout au long de ce travail de recherche.

Je remercie madame Catherine POTHIER, maître de conférences à l'INSA de Lyon et encadrante de mon travail, pour sa disponibilité, richesse scientifique et les discussions qui étaient très utiles pour mon travail.

Je remercie Monsieur Ali LIMAM, Professeur et Directeur du LGCIE, de m'avoir accueilli dans le LGCIE et assurer le bon déroulement de ma thèse.

J'adresse mes remerciements aux membres du laboratoire LGCIE équipe géotechnique, que j'ai profité de leurs conseils techniques et scientifiques et qui m'ont accompagné durant les années de thèse.

J'adresse mes remerciements à mes collègues et mes amis au LGCIE : Fidaa, Anna, Fatima, Mahmoud, Hoann, Ayman, Hamid, Wahib, Bo et Amine. Je les remercie d'être présents pour me soutenir tout au long de cette thèse et le jour de soutenance. Je n'oublie jamais nos pauses café et sorties qu'on a eu ensemble pendant ces années.

Enfin, pour leur soutien et leur encouragement très précieux de tous les instants, j'associe ce travail à mon épouse Mouzayan, mes parents, mes sœurs. Ma fille Camélia, j'espère te laisser un monde moins pollué.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Résumé

A l'heure actuelle, des sédiments fluviaux et lacustres se trouvent pollués par des substances telles que les polychlorobiphényles (PCB), à des degrés de gravité divers. Les PCB se présentent comme des micropolluants persistants dans l'environnement et nuisibles à la santé. Un programme de recherche « PCB-Axelera » est conduit afin de se pencher sur cette problématique et explorer les solutions d'élimination ou de diminution de cette pollution.

En France, l'ensemble des arrêtés préfectoraux (30/10/2002 et 14/06/2000) et le décret du 18/04/2002 considèrent les sédiments pollués comme déchets et autorisent leur stockage dans les installations de stockage de déchets si leurs teneurs en PCB sont comprises entre 0,68 ppm et 50 ppm. L'objectif principal de cette étude est de concevoir une méthodologie adaptée pour une installation de stockage de déchets non-dangereux ISDND. Les géomatériaux dans ce stockage seront utilisés comme barrière d'étanchéité pour les sédiments pollués.

L'étude est composée de trois parties :

1. Dans la première partie la caractérisation hydromécanique et chimique des sédiments pollués par les PCB est présentée. La classification des sédiments et une analyse environnementale sont effectuées. Le comportement mécanique du sédiment est déterminé à l'aide de l'œdomètre. Quant au comportement hydromécanique il est étudié à l'aide du filtre presse et du perméamètre à paroi rigide (PPR). Cette caractérisation est indispensable pour proposer la meilleure mise en œuvre des sédiments dans le centre de stockage.

2. Dans la deuxième partie, les performances hydraulique (perméabilité) et mécanique (gonflement) des différents géomatériaux en contact avec un fluide extrait du sédiment et d'autres fluides synthétiques contenant des PCB sont explorées. L'étude du gonflement des géomatériaux est réalisée à l'échelle du laboratoire tandis que, l'étude de sa performance hydrique est réalisée sur deux échelles centimétrique et métrique. L'étude menée sur un pilote de 1,2 m^3 de volume comprenant un système de pluviation automatique a permis de suivre les tassements à l'aide d'un capteur ultrason et de mesurer la perméabilité des sédiments et des géomatériaux sous conditions réelles de stockage.

3. Dans la troisième partie, une modélisation hydraulique 1 D est développée afin de suivre le front d'eau au sein d'un échantillon de sédiment soumis à une charge hydraulique représentant l'expérimentation dans un PPR. La méthode VER est utilisée. Un modèle hydrique du sédiment est proposé pour reproduire les résultats expérimentaux. La courbe de rétention d'eau du sédiment est calculée à l'aide du modèle de Durner (1994).

Les résultats expérimentaux montrent que le degré de contamination en PCB de ces sédiments n'influence pas le comportement hydromécanique et donc la qualité d'étanchéité des géomatériaux étudiés. Les résultats numériques de simulation du comportement hydraulique du sédiment sont en concordance avec les résultats expérimentaux. La solution de stockage hors site des sédiments pollués est alors envisageable puisqu'elle confine la pollution en éliminant le risque de contamination du milieu environnant.

Mots clés : sédiments, caractérisation hydromécanique, PCB, géomatériaux, pollution, milieux poreux non saturés.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Abstract

Nowadays, rivers and lakes sediments are contaminated by polychlorinated biphenyls (PCB), persistent and toxic micro-pollutants in the environment.

After the discovery of the PCB contamination of the Rhône river, a research program "PCB-Axelera" is conducted to address this issue and to explore the solutions to eliminate or decrease PCB contamination.

In France, all prefectural orders (30/10/2002 and 14/06/2000) and the decree of 18/04/2002 consider contaminated sediment as waste and allow their landfilling if their PCB concentration is between 0,68 ppm and 50 ppm. The main objective of this thesis is to study the landfilling of PCB polluted sediments in a non-hazardous waste facility. Geomaterials will be used as a barrier to confine the polluted sediments.

The study consists of three parts:

- In the first part the hydromechanical and chemical characterization of the polluted sediments are presented. The sediment classification and chemical analysis are performed. The mechanical behavior of the sediment is determined using oedometer tests. As for the hydromechanical behavior, it is studied using the filter press and the rigid wall permeameter (PPR). This characterization is essential to provide the best establishment of sediments in the storage facility.

- In the second part, the hydraulic performance (permeability) and mechanical (swelling) of various geomaterials in contact with a fluid extracted from the sediment and other synthetic fluids containing PCB are being explored. The swelling behavior of geomaterials is performed on a laboratory scale tests while its hydraulic performance was achieved on two scales: centimetric and metric scales. Metric studies tests were conducted in a 1,2 m3 volume pilot. The pilot test was equipped with an automatic pluviation system to study the hydraulic behavior of the geomaterial and the sediment under site conditions. It was also equipped by an ultrasonic sensor to track the settlements of the sediment

- In the third part, a 1 D hydraulic model is developed to follow the waterfront of a sample of sediment placed in a rigid wall permeameter and subjected to a hydraulic load. The VER method is used. A water model of the sediment is proposed to reproduce the experimental results. A curve of the water retention of the sediment is calculated using the model Durner (1994).

The experimental results showed that the degree of PCB contamination of the sediments does not affect the hydromechanical behavior and therefore the performance of the studied geomaterials. Numerical results conducted using the proposed hydraulic model were consistent with the experimental results. The solution of landfilling PCB contaminated sediment is then possible and efficient since it confines the pollution and it eliminates the risk of environmental contamination.

Key words : sediments, hydromechanical characterization, PCB, geomaterials, pollution, unsaturated porous medium

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Sommaire

Remerciements **5**

Résumé **7**

Abstract **8**

Sommaire **9**

Liste des figures **13**

Liste des tableaux **19**

Nomenclature **21**

Chapitre I : Introduction générale **25**

I.1 Contexte de l'étude ***27***

I.2 Objectifs de l'étude ***27***

I.3 Organisation du document ***28***

Chapitre II : Synthèse bibliographique **31**

II.1 Les sédiments ***33***

II.1.1 Définition et origine 33
II.1.2 Caractérisations physique et chimique des sédiments 34
II.1.3 Le problème des sédiments contaminés 37

II.2 Les polluants PCB dans la nature ***38***

II.2.1 Propriétés physico-chimiques et utilisation des PCB 40
II.2.2 PCB dans la nature 42
II.2.3 Comportement PCB dans les sédiments 47
II.2.4 Modes de transport des polluants dans le sol 48

II.3 Gestion et réglementations des sédiments pollués par les PCB ***52***

II.3.1 Méthode de traitement et de remédiation 52
II.3.2 Méthode de valorisation 54
II.3.3 Méthode de mise en dépôt 55

II.4 Les installations de stockage de déchets ***62***

II.4.1 Les barrières de sécurité des ISDND 63

II.5 Les argiles ***65***

II.5.1 Classification des argiles 65
II.5.2 Les bentonites 67

II.6 Les Géosynthétiques Bentonitiques (GSB) ***68***

II.6.1 Classification des GSB 68

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.6.2 Avantages et inconvénients des GSB 69

II.7 Facteurs affectant le gonflement et la conductivité hydraulique des GSB 71

II.7.1 Les paramètres influençant le gonflement de la bentonite 71
II.7.2 Relation entre le gonflement de la bentonite et la conductivité hydraulique des GSB....75
II.7.3 Les paramètres affectant la conductivité hydraulique des GSB 76

II.8 Conclusion 80

Chapitre III : Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB 81

III.1 Introduction et objectif 83

III.2 Présentation du matériau 84

III.2.1 Etat de pollution en PCB de la zone d'extraction des sédiments 85
III.2.2 Réception et homogénéisation du sédiment 89
III.2.3 Teneur en eau du sédiment de l'étude 91

III.3 Caractérisation et classification du sédiment 92

III.3.1 Paramètres physico-chimiques 92
III.3.2 Synthèse des résultats de caractérisation physico-chimique 107

III.4 Paramètres mécaniques 108

III.4.1 Essai Proctor 108
III.4.2 Essai à l'œdomètre 110
III.4.3 Essai à la boîte de cisaillement 116
III.4.4 Synthèse des résultats des essais mécaniques 118

III.5 Etude du comportement hydromécanique du sédiment 119

III.5.1 Essai au perméamètre à paroi rigide (PPR) 120
III.5.2 Essai au filtre presse 124
III.5.3 Synthèse des résultats des essais hydromécaniques 126

III.6 Conclusion 127

Chapitre IV : Etude du comportement du géomatériau en contact avec des fluides extraits du sédiment et des fluides synthétiques préparés avec des PCB 129

IV.1 Introduction 131

IV.2 Etude du gonflement de la bentonite en interaction avec les sédiments pollués par les PCB 131

IV.2.1 Matériaux 131
IV.2.2 Méthode d'essais 134
IV.2.3 Résultats 135

IV.3 Capacité d'échange cationique (CEC) des bentonites 138

IV.3.1 Méthode d'essai 139
IV.3.2 Résultats 139

IV.4 Etude de la conductivité hydraulique des GSB 140

IV.4.1 Essai à l'aide du filtre presse 141

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

IV.4.2 Essais à l'œdoperméamètre 147
IV.5 Conclusion 154

Chapitre V : Approche expérimentale à l'échelle du pilote du comportement hydromécanique du sédiment et de l'interaction sédiment/ barrière d'étanchéité 155

V.1 Introduction et objectifs 157
V.2 Conception du pilote 159
V.2.1 Les concepts proposés par SITA FD 160
V.2.2 Concept proposé et réalisé 162
V.3 Conception du pilote et mise en place 164
V.4 Sollicitations appliquées et mesures effectuées 170
V.4.1 Suivi de l'état hydrique du sédiment 172
V.5 Déroulement de l'essai 174
V.6 Résultats 176
V.6.1 Phase 1 176
V.6.2 Phase 2 177
V.6.3 Phase 3 178
V.6.4 Phase 4 179
V.7 Mesures après le démontage du pilote 182
V.7.1 Etat hydrique du sédiment 182
V.7.2 Autopsie GSB 183
V.7.3 Indice de gonflement 184
V.7.4 Essai à l'œdoperméamètre 187
V.8 Conclusion 188

Chapitre VI : Etude numérique du comportement hydrique du sédiment. 189

VI.1 Introduction et objectif 195
VI.2 Etude bibliographique 195
VI.2.1 Volume élémentaire représentatif (VER) 195
VI.2.2 Ecoulement de l'eau dans les sols non saturés 196
VI.2.3 Courbe de rétention d'eau 198
VI.2.4 Rappel des modèles hydrauliques 199
VI.3 Méthode et essai de perméabilité 201
VI.3.1 Simulation des essais de perméabilité 205
VI.3.2 Conditions aux limites et méthode de calcul 205
VI.3.3 Prise en compte de l'hétérogénéité unidimensionnelle 210
VI.3.4 Etude paramétrique 211
VI.3.5 Résultats 213
VI.4 Conclusion 215

Chapitre VII : Conclusion générale 217

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

VII.1 Etude à l'échelle du laboratoire *219*
VII.2 Etude à l'échelle du pilote *219*
VII.3 Etude numérique *220*
VII.4 Perspectives *220*
Références bibliographiques **223**
Normes **235**

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Liste des figures

Figure II-1 : processus d'érosion, transport et sédimentation (Julien, 2010) *33*

Figure II-2 : Transport et dépôt des sédiments suite à une tempête dans la rivière Blackwarrior aux Etats Unis (Brooke, 2006 ; 2008) *34*

Figure II-3 : Composition des sédiments (Rusch, 2010) *35*

Figure II-4 : Amplification des PCB dans la chaine alimentaire du golfe de Saint Laurent Canada (Gagnon, 1998) *38*

Figure II-5 : Formule semi-développée de la molécule de PCB *39*

Figure II-6 : Solubilité des congénères PCB dans l'eau en fonction de leur degré de chloration (Ruell et al., 1993) *40*

Figure II-7 : Principaux congénères PCB utilisés dans les industries (INERIS, 2005) *42*

Figure II-8 : Les différentes sources de production industrielle de PCB en fonction du type d'application et les mouvements possibles une fois libérés dans l'environnement (Nations Unies, 2001) *43*

Figure II-9 : Emission atmosphérique des PCB par secteur en France métropolitaine en kg (CITEPA, 2012) *44*

Figure II-10 : Relation linéaire entre le PCB 138 et la teneur en matière organique (Schorer, 1997) *45*

Figure II-11 : Contamination des sédiments fluviaux et estuariens par le PCB (MEDDE, 2007) *46*

Figure II-12 : Principe de l'adsorption *47*

Figure II-13 : Transfert advectif avec diffusion (Rowe et al., 2004) *49*

Figure II-14 : a) Transfert advectif avec dispersion b) Transfert advectif sans dispersion (Gaidi, 2001) *49*

Figure II-15 : Gamme des vitesses d'écoulement de Darcy dans laquelle l'advection, la dispersion mécanique et la diffusion peuvent contrôler la migration des polluants à travers une barrière d'étanchéité minérale de 1,2 m de hauteur (Rowe, 1987) *51*

Figure II-16 : Méthodes de remédiation des PCB et d'autres polluants (USEPA, 1994) *53*

Figure II-17 : Les sédiments valorisés sont utilisés en couche de fondation ou couche de forme (http://www.planete-tp.com/) *54*

Figure II-18 : Régalage des sédiments (http://www.planete-tp.com/) *55*

Figure II-19 : Démarche à suivre pour le choix du mode de gestion des sédiments pollués (Le Guern et al., 2004) *56*

Figure II-20 : Les barrières de fonds et de couverture utilisées dans les centres de stockage des sédiments pollués par les PCB (USEPA, 2006) *58*

Figure II-21 : Schéma du centre de stockage de sédiments pollués en PCB à Pottesburg Canada (MOE, 2008) *59*

Figure II-22 : La pollution en PCB des différentes composantes du centre de stockage (Jones et al., 2009) *60*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure II-23 : Schémas représentant les CDF (Palermo et Averett, 2000) *61*

Figure II-24 : Installation de stockage confiné à la baie Saginaw (Miller, 1998) *61*

Figure II-25 : Analyses des critères des choix pour les différents types d'installation de stockage de déchets (ADEME, 2009) *62*

Figure II-26 : Barrière en couverture d'alvéole (Barral, 2008) *63*

Figure II-27 : Composition du fond d'un centre de stockage (Razakamanantsoa, 2009) *64*

Figure II-28 : Unité de base et réseaux associés *65*

Figure II-29 : Les différentes familles d'argile selon le mode d'empilement des feuillets (Mitchell et Soga, 2005) *66*

Figure II-30 : Principales propriétés des minéraux d'argiles (Reddi et Inyang, 2000) *67*

Figure II-31 : Type de GSB selon le mode de liaison *69*

Figure II-32 : a) Modèle de Gouy-Chapman b) Modèle de Gouy-Chapman Stern (Mitchell et Soga, 2005) *71*

Figure II-33 : Influence de la valence sur le gonflement de la bentonite sodique (Shackelford et al., 2000) *73*

Figure II-34 : Variation de l'indice de gonflement de la bentonite en fonction de la concentration de l'électrolyte (Jo et al., 2001) *74*

Figure II-35 : Effet de la concentration d'une solution de CaCl2 sur la bentonite sodique (Lee et al., 2005) *74*

Figure II-36 : Relation entre la conductivité hydraulique et le gonflement de la bentonite sodique (Kolstad et al., 2004) *76*

Figure II-37 : Effet de la valence et de la concentration de la solution sur la conductivité hydraulique des GSB (Jo et al., 2001) *77*

Figure II-38 : Variation de la conductivité hydraulique en fonction des indices des vides finaux (Petrov et al., 1997a) *78*

Figure II-39 : Conductivité hydraulique des GSB en fonction du degré de confinement (Bouazza, 2002) *78*

Figure III-1 : Principaux modes de défaillance du centre de stockage liés au corps du déchet (Dixon et Jones, 2004) *83*

Figure III-2 : Fractions triées des déchets ménagers (Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, MODECOM) *84*

Figure III-3 : Lac du Bourget, Marina du Petit Port *85*

Figure III-4 : a) zone d'extraction des carottes de sédiment du lac du Bourget de l'étude de Jung (2009) b)Profil de pollution en PCB en fonction de la profondeur pour six carottes extraites du lac du Bourget (Jung, 2009) *86*

Figure III-5 : Comparaison entre le profil de concentrations en Σ7PCB mesurés dans la carotte B2 et l'évolution de la production et de la consommation française en Σ7PCB entre 1930 et 2000 (Jung, 2009) *87*

Figure III-6 : Analyses PCB sur les carottes extraites de la zone de prélèvement des sédiments de notre étude *88*

Figure III-7 : Pic de pollution en PCB indicateur *89*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure III-8 : Sédiments reçus et vidés dans les bennes *89*
Figure III-9 : Premier essai d'homogénéisation *90*
Figure III-10 : Pompe bouchée par des algues et des cordelettes *90*
Figure III-11 : Principe de l'homogénéisation du sédiment *91*
Figure III-12 : Concentration en PCB des sédiments de l'étude *94*
Figure III-13 : Concentration en PCB total et PCB indicateurs dans le sédiment du lac du Bourget *95*
Figure III-14 : Courbe granulométrique *96*
Figure III-15 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture *97*
Figure III-16 : Comparaison de la granulométrie déterminée avec les résultats déterminés par Jung (2009) *97*
Figure III-17 : Différents états hydriques d'un sol fin et les limites d'Atterberg *99*
Figure III-18 : Diagramme de Casagrande *101*
Figure III-19 : Dispositif pour la mesure de la limite de retrait *102*
Figure III-20 : Limites de retrait du sédiment de deux échantillons D et D' *103*
Figure III-21 : Profil de teneur en carbonate dans le sédiment du lac du Bourget (Giguet-Covex et al., 2010) *104*
Figure III-22 : Teneur en matière organique pour les différents échantillons de sédiment *105*
Figure III-23 : Courbe Proctor *109*
Figure III-24 : Comparaison entre les courbes Proctor de différents sédiments *110*
Figure III-25 : Courbe de compressibilité du sédiment *111*
Figure III-26 : Relation fluage-matière organique (Levacher et Sanchez, 2011) *113*
Figure III-27 : Courbe de consolidation pour les deux échantillons représentée par la méthode de Taylor et de Casagrande *114*
Figure III-28 : Comparaison de courbes de compressibilité entre échantillon préparé sous conditions Proctor et échantillon préparé sans compactage *115*
Figure III-29 : Comparaison de la variation de la hauteur relative de l'échantillon de sédiment entre l'essai avec compactage Proctor et l'essai sans compactage *116*
Figure III-30 : Appareil de cisaillement *116*
Figure III-31 : Contrainte de cisaillement en fonction du déplacement horizontal *117*
Figure III-32 : Courbe intrinsèque *118*
Figure III-33 : Vue éclatée d'un perméamètre à paroi rigide (PPR) *120*
Figure III-34 : Perméamètre à Paroi Rigide (e=50 mm ; h=150 mm) *121*
Figure III-35 : Evolution du volume infiltré au cours du temps *122*
Figure III-36 : Perméabilité d'entrée et de sortie du sédiment préparé sous conditions Proctor *123*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure III-37 : Variation du coefficient de perméabilité en fonction de l'indice des vides initial du sédiment 123
Figure III-38 : Coefficient de perméabilité des sédiments de la rivière Maumee (Krizek, 2004) 124
Figure III-39 : Schéma représentatif du filtre presse 124
Figure III-40 : Volume du percolât récupéré de la cellule du filtre presse en fonction du temps 126
Figure IV-1 : Ampoule de PCB en poudre et agitation horizontale de la solution 133
Figure IV-2 : Essai de gonflement libre 134
Figure IV-3 : Appareillage pour la mesure de la conductivité électrique et pH 135
Figure IV-4 : IG des différentes bentonites utilisées en contact avec le SN 135
Figure IV-5 : Evolution du pH dans les éprouvettes des essais 136
Figure IV-6 : Evolution de la conductivité électrique mesurée dans les éprouvettes 137
Figure IV-7 : Indice de gonflement des différentes bentonites testées avec les PCB 138
Figure IV-8 : Préhydratation de l'échantillon GSB 143
Figure IV-9 : Volume du filtrat cumulé au cours du temps 144
Figure IV-10 : Volume du filtrat cumulé au carré en fonction du temps 145
Figure IV-11 : Cinétique d'infiltration des trois essais de filtre presse 146
Figure IV-12 : Représentation schématique d'une cellule œdoperméamétrique (Razakamanantsoa, 2009) 147
Figure IV-13 : Œdoperméamètre en cours d'essai 148
Figure IV-14 : Représentation hyperbolique pour le gonflement de l'échantillon 150
Figure IV-15 : Suivi du gonflement du GSB 150
Figure IV-16 : Cinétique des flux entrant de l'œdoperméamètre 152
Figure IV-17 : Représentation de la loi hyperbolique d'infiltration 152
Figure IV-18 : Variation de la perméabilité au cours du temps 153
Figure IV-19 : Variation du flux hydrique en fonction du gradient hydraulique 154
Figure V-1 : Schéma du pilote à l'échelle intermédiaire (Barroso et al., 2006) 157
Figure V-2 : Essai à l'échelle du pilote (Myers et Horden, 2003) 158
Figure V-3 : Schéma du casier expérimental de stockage (Lornage, 2006) 158
Figure V-4 : Résultats de l'essai à l'échelle du pilote (Kastanek et al., 1995) 159
Figure V-5 : Adsorption des PCB au cours du temps par différents types de polymères (Cseh et al., 1989) 160
Figure V-6 : Concept A proposé par SITA FD 161
Figure V-7 : Concept B proposé par SITA FD 162
Figure V-8 : Concept C proposé par SITA FD 162
Figure V-9 : Concept du pilote. 163

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure V-10 : Les dimensions du pilote *165*

Figure V-11 : Placement de la couche du béton armé *165*

Figure V-12 : La géomembrane au fond du pilote, avec étanchéité latérale assurée par la bentonite *166*

Figure V-13 : La couche d'aluminium avec la couche drainante de graviers inerts *166*

Figure V-14 : Géotextile de filtration pour éviter le colmatage de la vanne *166*

Figure V-15 : Couche drainante et au-dessus le géotextile de filtration *167*

Figure V-16 : Préparation du sédiment avant sa mise en place *168*

Figure V-17 : Protocole de mise en place du sédiment dans le pilote *169*

Figure V-18 : Précipitations moyennes à Lyon en 2010 (OTHU) *170*

Figure V-19 : Le système d'arrosage du pilote *171*

Figure V-20 : Surface théorique couverte par une buse de pulvérisation *171*

Figure V-21 : Diamètre de la surface arrosée en fonction de la hauteur du brumisateur *172*

Figure V-22 : a) Sonde PR2 b) Tubes de mesure de la teneur en eau à l'aide de la sonde PR2 placés dans le sédiment *173*

Figure V-23 : Comparaison entre courbe d'étalonnage théorique et expérimentale *174*

Figure V-24: Schémas de l'essai à l'échelle du pilote *175*

Figure V-25 : Comparaison des iso-courbes entre l'épaisseur du sédiment avant (a) et après (b) tassement et retrait du sédiment (fin de la phase 1) *176*

Figure V-26 Retrait du sédiment et traces laissées par le sédiment sur les parois de la cuve ... *176*

Figure V-27 : Propagation de fissures superficielles à la surface du sédiment. *177*

Figure V-28 : Bilan hydrique de la couche du sédiment et du GSB (vanne B ouverte et vanne A fermée) *179*

Figure V-29 : Evolution du niveau d'eau dans le sédiment *180*

Figure V-30 : Evolution de la masse de lixiviat récupérée et le niveau d'eau dans le sédiment en fonction du temps *180*

Figure V-31 : Représentation de la courbe de masse de lixiviat collecté et la courbe du niveau d'eau dans le sédiment *181*

Figure V-32 : Emplacement des zones d'extraction du sédiment (vue de dessus) *182*

Figure V-33 : La teneur en eau à différents niveaux dans le sédiment *183*

Figure V-34 : a) GSB testé par l'essai pilote b) GSB testé en contact avec le SN à l'aide de l'œdoperméamètre *184*

Figure V-35 : Indice de gonflement de la bentonite des essais avec de l'eau déminéralisée *185*

Figure V-36 : Relation entre l'indice de gonflement de la bentonite et la fraction molaire du sodium échangeable (Meer et Benson, 2007) *186*

Figure V-37 : Variation du coefficient de perméabilité du sédiment en fonction du temps *188*

Figure VI-1 : Volume élémentaire représentatif d'un sol non saturé (Fredlund et Rahardjo, 1993) *196*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure VI-2 : a) Courbe de rétention typique d'un sol limoneux b) Courbes de rétention de différents types de sol (Fredlund et al., 1994)..... 199

Figure VI-3 : Résultats expérimentaux (en bleue et rouge) et lignes noires qui délimitent les résultats de simulation 203

Figure VI-4 : Courbes de rétention d'eau de différents types de sol..... 204

Figure VI-5 : Courbe de rétention d'eau du sédiment calculée à l'aide du modèle de Durner double porosité (1994) avec 65 % de limon et 35 % de sable (courbe continue)..... 204

Figure VI-6 : Architecture globale du modèle..... 206

Figure VI-7 : Schéma descriptif de la discrétisation de l'échantillon..... 206

Figure VI-8 : Algorithme descriptif de la méthode de calcul local à chaque incrément de calcul 208

Figure VI-9 : Courbe de rétention d'eau proposée pour le sédiment et domaine d'intérêt concernant cette étude..... 209

Figure VI-10 : Représentation schématique de l'évolution de l'expérimentation dans un PPR. 210

Figure VI-11 : Influence du paramètre β sur le volume entrant (à gauche) et le volume sortant (à droite)..... 211

Figure VI-12 : Influence du paramètre K_s sur le volume entrant (à gauche) et le volume sortant (à droite)..... 211

Figure VI-13 : Le modèle proposé pour le sédiment avec les paramètres déterminés (β =13 et K_s =2.10^{-10} m/s) et la concordance entre résultats numériques et résultats expérimentaux à saturation 212

Figure VI-14 : Comparaison entre les résultats expérimentaux et les résultats numériques..... 213

Figure VI-15 : Front d'eau de l'écoulement descendant à travers l'épaisseur du sédiment dans la cellule PPR..... 214

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Liste des tableaux

Tableau II-1 : Classement granulométrique des sédiments 34

Tableau II-2 : Quelques sources des principaux contaminants présents dans les sédiments (Taylor et al., 2008) 37

Tableau II-3 : Quantité de PCB produite dans le monde entier (tonnes) (Brievik et al., 2007) ... 41

Tableau II-4 : Seuil français pour l'immersion et le stockage des sédiments en (mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm), (Arrêté du 9 août 2006) 57

Tableau II-5 : Conductivité hydraulique des GSB en contact avec différents types de fluides 79

Tableau III-1 : Concentration des polluants environnementaux détectés dans le sédiment 95

Tableau III-2 : Répartitions granulométriques de différents sédiments 98

Tableau III-3 : Limites d'Atterberg 100

Tableau III-4 : Influence de la matière organique sur les limites d'Atterberg (Zentar et al., 2009a) 100

Tableau III-5 : Limites d'Atterberg pour différents sédiments 101

Tableau III-6 : Teneur en carbonates du sédiment 104

Tableau III-7 : Essai de détermination de la valeur au bleu 105

Tableau III-8 : Essais de détermination du poids volumique des grains solides du sédiment ... 106

Tableau III-9 : Poids volumique des grains solides de différents sédiments 106

Tableau III-10 : Caractéristiques physiques du sédiment 107

Tableau III-11 : Charges et contraintes correspondantes appliquées au sédiment 111

Tableau III-12 : Résultats de l'essai œdométrique 112

Tableau III-13 : Indice de fluage calculé pour les différentes charges appliquées 113

Tableau III-14 : Caractéristiques mécaniques du sédiment 119

Tableau III-15 : Résultats des essais au filtre presse 125

Tableau IV-1 : Différentes bentonites utilisées pour cette étude et l'étude LIXAR2 132

Tableau IV-2 : Minéralogie des différentes bentonites utilisées pour cette étude et le projet LIXAR2 (tableau modifié de Guyonnet et al., (2009)) 132

Tableau IV-3 : Composition chimique du surnageant du sédiment SN 133

Tableau IV-4 : Concentration en PCB de la solution ∑7PCB du mélange F2 134

Tableau IV-5 : Résultats des mesures de pH et de la conductivité électrique des différents essais de gonflement libre 138

Tableau IV-6 : La CEC de différentes bentonites après essai à l'ED et au mélange ∑7PCB 140

Tableau IV-7 : Caractéristiques des essais à l'aide du filtre presse 145

Tableau IV-8 : Caractéristiques des essais au filtre presse sur le GSB 146

Tableau IV-9 : Caractéristiques de l'essai à l'œdoperméamètre 148

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau IV-10 : Epaisseur du GSB à atteindre à stabilité à la fin de la phase de saturation 151
Tableau IV-11 : Calcul du volume absorbé 152
Tableau V-1 : Propriétés du GSB utilisé 167
Tableau V-2 : Propriétés du sédiment dans le pilote 169
Tableau V-3 : Les constituants chimiques des lixiviats extraits du pilote 178
Tableau V-4 : La perméabilité de Darcy calculée dans les différents sous intervalle 181
Tableau V-5 : Teneur en cation de la bentonite extraite des GSB 185
Tableau VI-1 : Modèles de la courbe de rétention d'eau 200
Tableau VI-2 : Modèles de courbes de conductivité hydraulique 201
Tableau VI-3 : Les paramètres de van Genuchten utilisés pour tracer la courbe de rétention d'eau du sédiment et les pondérations de Durner pour chaque constituant 205
Tableau VI-4 : Caractéristiques de l'essai effectué à l'aide du perméamètre à paroi rigide 205

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Nomenclature

Abréviation et Acronymes

ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maitrise de L'Energie
AEAP	Agence de l'Eau Artois Picardie
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BE1	Bentonite sodique (Na)
BE2	Bentonite sodique (Na)
BE3	Bentonite calcique activée (Ca-Na)
BE4	Bentonite calcique activée (Ca-Na)
BE5	Bentonite calcique (Ca)
BE6	Bentonite calcique (Ca)
BE7	Bentonite sodique (Na)
BE7N	Bentonite extraite d'un géosynthétique bentonitique neuf
BE7O	Bentonite extraite du géosynthétique bentonitique testée en contact avec le surnageant du sédiment à l'aide de l'œdoperméamètre
BE7P	Bentonite extraite du géosynthétique bentonitique testé dans l'essai pilote
BNDE	Banque Nationale des Données sur l'Eau
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CAH	Complexe Argilo Humique
CDF	Confined Disposal Facility
CE	Conductivité Electrique
CEC	Capacité d'Echange Cationique
CFG	Comité Français de Géosynthétique
CG	Chromatographie Gazeuse
IARC	International Agency of Cancer Research
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
COC	Carbone Organique Colloïdale
COD	Carbone Organique Dissout
COP	Carbone Organique Particulier
CSD	Centre de Stockage de Déchets
DDT	DichloroDiphenyltrichloroeThane
DGX	Directorate-General of The Environment, Nuclear Safety, And Protection
ED	Eau Déminéralisée
ELS	Etat Limite de Service
ELU	Etat Limite Ultime
GSB	GéoSynthétique Bentonitique
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IG	Indice de Gonflement libre
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
ISDD	Installation de Stockage des Déchets Dangereux

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

ISNDN	Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux
LD	Limite de Détection
MEDDE	Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie
MODECOM	Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères
MOE	Ministry of Environment in Ontario
NRC	National Academy Press
OIE	Office International de l'Eau
ONU	Organisation des Nations Unies
OTHU	Observatoire de Terrains en Hydrologie Urbaine
PCB	PolyChloroBiphenyle
PCB DL	PCB Dioxin Like
PCBi	PCB indicateurs
∑7PCB	Mélange contenant les 7 PCB indicateurs
PEHD	PolyEthylène Haute Densité
pH	Potentiel Hydrogène
PNUE	Programme des Nations Unies sur l'Environnement
PPR	Perméamètre à Paroi Rigide
SN	SurNageant du sédiment
THT	Très Haute Tension
URSS	Union des Républiques Socialistes Soviétiques
USACE	United States Army Corps of Engineers
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V_{BS}	Valeur au bleue

Symboles Latins

A	section de l'échantillon [L^2]
B	volume spécifique du cake déposé par unité de volume infiltré où h est l'épaisseur du cake [-]
c	concentration du contaminant dans la phase liquide du milieu poreux, la masse de matière par unité de volume du fluide [ML^{-3}]
c	cohésion [$ML^{-1}T^{-2}$]
c_e	concentration restante en équilibre dans le solvant [ML^{-3}]
C_c	indice de compression [-]
C_s	indice de gonflement [-]
De	coefficient de diffusion [L^2T^{-1}]
D_m	coefficient de dispersion mécanique [L^2T^{-1}]
dt ; t	temps ou la durée de l'essai [T]
dV	volume infiltré [entrée, sortie, moyen] [L^3]
e	L'épaisseur finale de l'échantillon lorsque la cellule est démontée [L] ; épaisseur de l'échantillon [L]
e_0	indice de vides initial [-]
e_f	indice de vides final [-]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

F	constante de Faraday [$C.mol^{-1}$]
F	flux d'infiltration [LT^{-1}]
g	accélération de la pesanteur [LT^{-2}]
h	épaisseur de l'échantillon [L]
i	gradient hydraulique [-]
I_P	indice de plasticité [%]
$J_{advection}$	masse de matière transportée par advection par unité de surface et de temps [$ML^{-2}T^{-1}$]
$J_{diffusion}$	flux de matière de l'élément considéré traversant une unité de surface par unité de temps dans le sens opposé au gradient de concentration [$ML^{-2}T^{-1}$]
k	conductivité hydraulique de Darcy [LT^{-1}]
K	perméabilité intrinsèque du matériau [L^{-2}]
K_D	coefficient de partage [L^3M^{-1}]
K_s	perméabilité du matériau à saturation [LT^{-1}]
$masse_{eau}$	masse de l'eau dans l'échantillon [M]
$masse_{sèche}$	masse sèche de l'échantillon [M]
$masse_{totale}$	masse totale de l'échantillon [M]
MO	teneur en matière organique [%]
P, P_{air}	pression d'air appliquée [$ML^{-2}T^{-}$]
q_{ae}	quantité adsorbée par le sol/sédiment [MM^{-1}]
R	facteur de retardation due à la sorption ; constante des gaz [$J.mol^{-1}K^{-1}$]
S	siccité [%]
T	température absolue [K]
t_x	temps pour atteindre 90 % du gonflement infini [T]
t_y	temps correspondant à y % du volume à l'adsorption à l'infini [T]
v ; v_a	vitesse d'infiltration de Darcy [ML^{-1}]
V_∞	volume correspondant à l'adsorption infinie [L^3]
V	volume infiltré [L^3] ; volume absorbé [L^3]
ω	teneur en eau de l'échantillon [%]
W_L	limite de liquidité [%]
W_{opn}	teneur en eau optimale [%]
W_P	limite de plasticité [%]
W_R	limite de retrait [%]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Lettres grecques

C_α	coefficient de fluage [-]
γ_{dopn}	poids volumique optimal [$ML^{-2}T^{-2}$]
γ_s	poids volumique des grains solides [$ML^{-2}T^{-2}$]
γ_w	poids volumique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]
ε	permittivité relative du milieu [C $mol^{-1}m^{-1}$] ; porosité effective du matériau [-]
ε_0	permittivité du vide [C $mol^{-1}m^{-1}$]
η	concentration en ions [mol]
μ	viscosité de l'eau [$ML^{-1}T^{-1}$]
v	valence des cations [-]
ρ	masse volumique [ML^{-3}]
$\sigma'p$	contrainte de pré-consolidation [$ML^{-1}T^{-2}$]
φ	angle de frottement [°]
Δe	gonflement de l'éprouvette [L]
Δe_∞	gonflement vertical pour un temps infini [L]
Δh	charge hydraulique appliquée [L]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre I : Introduction générale

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

I.1 Contexte de l'étude

Depuis plusieurs années, il est apparu que les sédiments des grands fleuves et lacs nord-américains (Hudson river…), canadiens (Saint Laurent, Sydney Tar Pound...), suédois (Lake Jarnsjon...) et français dont le Rhône, sont pollués par différentes substances dont les polychlorobiphényles (PCB) à des degrés divers. Les PCB sont des composés organo chlorés utilisés dans l'industrie depuis les années 1920. En effet, la France a produit durant le 20ème siècle en grande quantité de PCB (environ 135000 tonnes) et ceci pour ses propriétés avantageuses : faible réactivité, stabilité chimique... Cependant, même si la fabrication de ces polluants est interdite depuis 1987, leur stabilité et leur faible biodégradabilité font qu'ils restent fortement persistants dans l'environnement et particulièrement dans les milieux aquatiques et leurs sédiments.

La pollution des sédiments et des eaux du Rhône par les PCB est mise en évidence en 2005. Un projet de recherche porté par le Pôle de Compétitivité Axelera, PCB-Axelera, est mis en œuvre. L'objectif global de ce projet est de développer une gamme complète d'outils analytiques et de technologie afin de mieux comprendre et d'analyser la contamination des sédiments et des eaux par les PCB pour aboutir aux traitements et/ou stockage de ces sédiments.

Ce programme de recherche est divisé en sous programmes, chacun d'entre eux s'intéressent à une partie de la problématique. La combinaison de l'ensemble de ces sous programmes doit répondre à l'objectif global de ce projet.

Notre étude est liée au programme ECODEPOT piloté par SITA FD, qui vise à concevoir un stockage spécifique des sédiments pollués par les PCB. Ce stockage doit assurer le confinement des sédiments pollués par les PCB et éliminer toute diffusion de cette pollution vers l'environnement.

I.2 Objectifs de l'étude

Dans ces dernières décennies, la gestion des sédiments pollués par les PCB est devenue un sujet d'intérêt mondial qui a sollicité l'attention de beaucoup de pays et a abouti à la mise en œuvre d'un grand nombre de projets de recherche. Ces différentes recherches ont montré qu'il existe des solutions pertinentes pour éliminer la pollution en PCB des sédiments. Cependant, ces différentes solutions sont souvent soumises à des contraintes techniques et économiques compte-tenu des volumes importants de sédiments à traiter. De ce fait, la solution de stockage se présente comme une solution économique et environnementale parmi les autres solutions (USEPA, 2001).

La solution de stockage est une solution déjà adoptée pour éliminer les différents types de déchets (dangereux, non-dangereux et inertes). Dans le cas des sédiments pollués par les PCB cette solution est peu examinée. En effet, il n'existe pas de centre de stockage spécifique dédiés aux sédiments pollués par les PCB. Par contre, les installations de stockage des déchets non-dangereux ISDND paraissent convenables d'un point de vue technique, sécuritaire et économique pour recevoir ce type de déchets. Dans cette thèse, le stockage des sédiments pollués par les PCB est étudié. Les objectifs principaux de l'étude sont :

1. Déterminer la nature et le comportement du sédiment et proposer des conseils pour le stockage des sédiments pollués. Le stockage du sédiment doit assurer la sécurité et la pérennité de l'installation de stockage.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Déterminer le comportement de gonflement et la performance hydromécanique des géomatériaux en contact avec les PCB. En effet, de nombreux auteurs (Petrov et al., 1997a, 1997b ; Jo et al., 2001 ; Kolstad et al., 2004 ; Guyonnet et al., 2009 ;..) ont testé la performance hydromécanique des géomatériaux en contact avec différents types de fluides naturels et synthétiques. En ce qui concerne les PCB, il y a un manque d'étude concernant l'interaction de ces polluants avec les géomatériaux.

3. Elaborer un essai à l'échelle du pilote afin d'étudier l'interaction entre les geomatériaux et les sédiments pollués par les PCB.

4. Développer un modèle hydromécanique afin de simuler les essais expérimentaux et de prévoir le comportement du sédiment et le transfert des polluants dans l'installation de stockage à long terme.

I.3 **Organisation du document**

Afin de répondre à ces objectifs, cette étude est composée de trois parties : partie bibliographique, partie expérimentale et une partie numérique.

Dans la partie bibliographique (Chapitre II), la pollution des sédiments par les PCB est traitée, l'origine de cette pollution ainsi que la spécificité des polluants PCB, sont discutées. Puis, les différents modes de gestion des sédiments pollués en France et à l'international sont présentés. Parmi ces modes de gestion, des exemples d'installation de stockage hors site en utilisant les géomatériaux comme barrière d'étanchéité sont cités. Les géomatériaux utilisés au fond de l'installation de stockage assurent l'étanchéité du fond et empêchent la diffusion des lixiviats pollués vers l'environnement. Les caractéristiques des géomatériaux ainsi que leur vulnérabilité sont présentées.

La partie expérimentale est réalisée sur deux échelles, l'échelle du laboratoire et l'échelle du pilote. Dans cette partie, le comportement hydromécanique du sédiment en phase de stockage est étudié à l'échelle du laboratoire (Chapitre III). Les différentes caractéristiques physiques, hydriques et mécaniques des sédiments sont déterminées. Ces caractéristiques ont permis de proposer une méthodologie adaptée pour stocker le sédiment tout en assurant la stabilité du corps du déchet et par suite la pérennité de la solution de stockage.

Dans la seconde partie expérimentale (Chapitre IV), le comportement du géomatériau en contact avec les fluides pollués par les PCB est examiné. L'interaction entre les géosynthetiques bentonitiques (GSB) et des fluides extraits des sédiments ou des fluides contenant des PCB, est étudiée.

A l'échelle du pilote, un modèle expérimental est développé pour affiner la compréhension des transferts de polluants et le comportement des barrières en contact avec les sédiments pollués. Les essais en laboratoire restent limités à une échelle déterminée. Les essais à l'échelle du pilote sont essentiels car on se rapproche des conditions d'une installation de stockage réel, avec l'avantage supplémentaire de contrôler les paramètres d'entrée, comme la pluie. A l'aide de ce pilote on étudie le comportement du sédiment lors du stockage avec des cycles de séchage et d'humidification. Puis, on étudie la perméabilité du GSB soumis à un long contact avec les sédiments pollués par les PCB.

L'étude numérique (Chapitre VI) est réalisée à l'aide d'un modèle hydrique (1 D) développé à l'aide de Matlab. Les essais de conductivité hydraulique à l'aide du perméamètre à paroi rigide sont simulés. L'objectif du modèle proposé est de suivre le front d'eau à l'intérieur de l'échantillon et par suite de déterminer le transfert advectif des polluants à travers un échantillon

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

de sédiment. Un modèle hydrique simple est proposé en se basant sur les résultats expérimentaux. Une étude paramétrique est réalisée afin d'étudier la sensibilité du modèle proposé aux paramètres d'entrées. Les résultats numériques et les résultats expérimentaux montrent une bonne concordance.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre II : Synthèse bibliographique

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.1 **Les sédiments**

Les sédiments constituent un composant majeur des écosystèmes aquatiques. Ils assurent le développement ainsi que la survie de la faune et de la flore présentes dans ces systèmes. De nos jours, ces sédiments se trouvent pollués par différents polluants et notamment les PCB. La pollution des sédiments ainsi que la méthode de gestion la plus convenable reste une question encore ouverte.

II.1.1 Définition et origine

Le sédiment est un matériau d'érosion formé suite à la précipitation et la réunion de plusieurs particules plus ou moins grossières (Figure II-1). Il est transporté par les cours d'eau et le vent et déposé dans les chemins d'eau (Figure II-2).

Généralement, un sédiment est issu d'un dépôt dans un milieu gorgé d'eau, ainsi au fil du temps, il subit un ensemble de processus qui conduit à la transformation des particules qui le constituent en roches sédimentaires.

On retrouve deux origines des sédiments (Schneider, 2001) :

- L'origine endogène : Il s'agit d'une sédimentation provenant de la production autochtone du milieu. Cette production primaire engendre des débris de macrocytes comme les plantes aquatiques, les microphytes et les cadavres des animaux.

- L'origine exogène : Il s'agit d'une sédimentation provenant d'un apport de matières allochtones issues du ruissellement des fleuves, des effluents ou de l'atmosphère. Cet apport peut être d'origine naturelle comme l'érosion des sols, décomposition de la matière végétale ou anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques, de nutriments ou de micropolluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques).

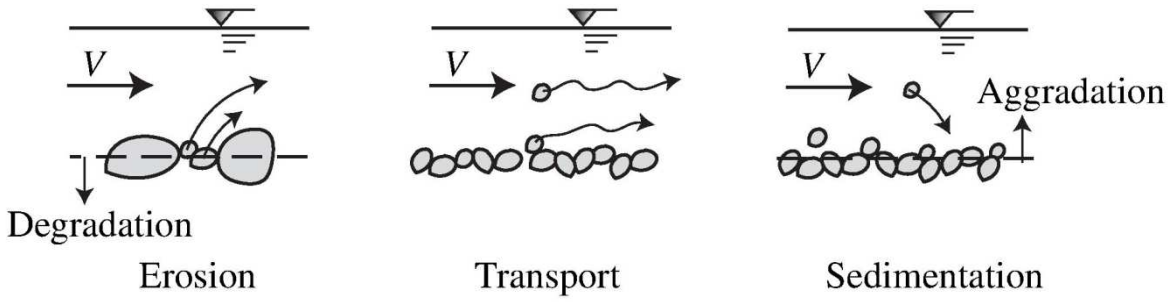

Figure II-1 : processus d'érosion, transport et sédimentation (Julien, 2010)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure II-2 : Transport et dépôt des sédiments suite à une tempête dans la rivière Blackwarrior aux Etats Unis (Brooke, 2006 ; 2008)

II.1.2 Caractérisations physique et chimique des sédiments

D'après, l'INRA (Schneider, 2001), les sédiments se caractérisent essentiellement par leurs :

- granulométrie ;
- composition minérale ;
- teneur en matière organique.

1) La granulométrie

La granulométrie d'un sédiment est déterminée et répartie selon les tailles de diamètre normalisé comme tous les autres matériaux en géologie. Le classement granulométrique est représenté dans le Tableau II-1 :

Diamètre	Dénomination
> 20 mm	Cailloux
2 mm à 20 mm	Graviers
63 µm à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
2 µm à 63 µm	Limons
< 2 µm	Argiles

Tableau II-1 : Classement granulométrique des sédiments

La composition granulométrique d'un sédiment est conditionnée par le lieu de prélèvement, la région et la nature du milieu aquatique géométrique (rivières, estuaires, zones côtières,….). Par exemple, les grosses particules restent en amont tandis que les plus fines se retrouvent en aval. Les fractions fines, et plus particulièrement les argiles sont responsables de la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques et de leur structure en feuillet (Magdaliniuk et al., 2002).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Pour une analyse granulométrique plus précise des sédiments, d'autres paramètres peuvent être déterminés comme la médiane, le mode principal, la moyenne de la taille des grains, le classement…

2) Composition minérale et teneur en matière organique

Les sédiments sont essentiellement composés d'eau interstitielle et de particules solides (Figure II-3). L'eau interstitielle peut composer jusqu'à 90 % du volume des sédiments non compactés et jusqu'à 50 % du volume des sédiments se trouvant à une profondeur plus importante par conséquent plus compactés (Magdaliniuk et al., 2002).

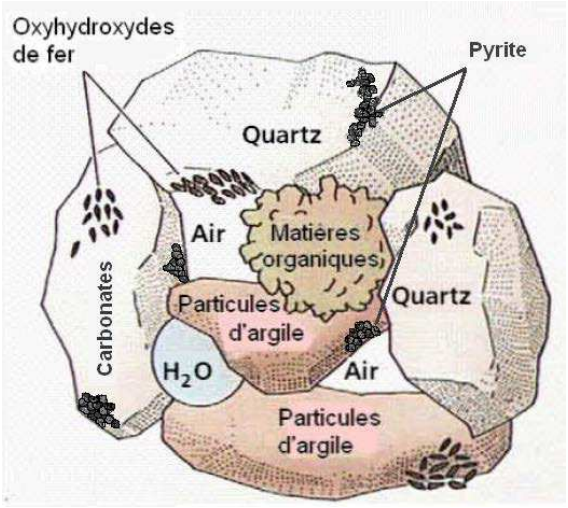

Figure II-3 : Composition des sédiments (Rusch, 2010)

Dans la phase solide on trouve la matrice minérale (quartz, feldspaths ou carbonates), la fraction argileuse (kaolinite, illite ou smectite), et la fraction organique (débris végétaux, micro-organismes, acides fulviques et humiques) (AEAP, 2000). Cette phase solide dépend généralement du sol érodé.

- La matrice minérale : Les quartz et les feldspaths sont présents dans les sédiments sous forme de silicate. Tandis que les carbonates peuvent être d'origine biologique (squelette des animaux, coquille...), chimique (les carbonates se trouvent autour des particules en suspension), ou d'origine géologique des roches calcaires. Ils sont essentiellement présents dans les sédiments sous forme de calcite ($CaCO_3$) et de dolomite ($CaMg(CO_3)_2$) (Manuelle, 2007). Les carbonates se précipitent dans les pores des sédiments rapidement, ou suivant plusieurs phases successives (Beauchamp, 2005).

- Les argiles : Ce sont des minéraux alumino-silicatés, de formule générale ($nSiO_2Al_2O_3mH_2O$), ayant une structure cristalline en feuillet. A l'intérieur et à l'extérieur de ces feuillets, les ions Si^{4+} sont substitués par les ions Al^{3+}. Ceci leur confère une charge négative. Afin d'amener l'électro neutralité et de compenser la charge négative, des cations (essentiellement K^+, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}...) font des liaisons avec les feuillets et se placent sur leur surface (Meer et Benson, 2007). L'ensemble de ces liaisons explique la capacité d'échange cationique des argiles qui est à l'origine de leur caractère gonflant, leur affinité pour les métaux lourds, et leur complexation avec la matière organique (complexes argilo-humiques CAH).

- La matière organique : Elle provient des débris végétaux et animaux de la colonne d'eau vers les sédiments. Il en existe trois classes ; (i) carbone organique particulier (COP), (ii) carbone

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

organique colloïdale (COC), (ii) carbone organique dissous (COD). Ces classes dépendent de la taille et du caractère physique de la matière organique. Ces principaux composants sont le carbone, l'azote et la substance humique (acide humique, acide fulvique). L'abondance et la nature de la matière organique varient suivant les milieux et les aires de dépôt. Les acides fulviques sont solubles dans l'eau mais précipitent en présence des ions Fe^{2+} ou Al^{3+} souvent insolubles dans l'eau. Ce complexe flocule en milieu acide ou en présence d'ions positifs bivalents comme Ca^{2+} et Mg^{2+} (Magdaliniuk et al., 2002). La dégradation de la matière organique aboutit à la formation d'azote minéral et de produits carbonés. La minéralisation de l'azote produit des sels ammoniacaux adsorbés sur les fines particules et en solution dans l'eau interstitielle.

Les principaux polluants des sédiments sont certains nutriments tels que l'azote et le phosphore, les métaux lourds et les micropolluants organiques (Schneider, 2001) :

- **Les éléments nutritifs :** Les éléments nutritifs sont des éléments ou des composés qui sont essentiels à la croissance et à la survie des organismes vivants. La plupart des cellules vivantes ont besoin de grandes quantités de certains éléments nutritifs, tels que l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium et le calcium (macroéléments nutritifs), mais ne nécessitent que de petites quantités d'autres éléments nutritifs, tels que le bore, le manganèse, le cuivre, le zinc et le chlorure (micro éléments nutritifs). L'abondance de certains éléments nutritifs peut causer l'eutrophisation des milieux aquatiques et avoir des effets toxiques sur l'environnement (mort des poissons, contaminations des eaux des réserves par les toxines d'algue...) (Ironside et al., 2001).

- **Les métaux lourds :** Les principaux polluants métalliques qu'on trouve dans les sédiments sont le zinc (Zn), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), l'aluminium (Al), le fer (Fe) et le mercure (Hg). Les métaux et les métalloïdes lourds sont présents de façon naturelle dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche mère du sous-sol. En plus, ils peuvent être d'origine anthropique due à l'activité humaine. On peut trouver ces polluants sous forme soluble dans l'eau, ou sous forme de colloïdes ou en suspension, et dans les phases sédimentaires (Peng et al., 2009). Ces polluants sont fixés dans les sédiments mais sous certaines conditions physico-chimiques ils peuvent être remobilisés dans l'eau (Theofanis et al., 2001). D'après Peng et al. (2009) les plus importants facteurs affectant la distribution des métaux dans les sédiments sont ; la teneur en matière organique, le pH, et le potentiel d'oxydoréduction (ORP). En plus, il existe d'autres facteurs affectant moins cette répartition comme la température, la salinité, et le temps de rétention. La teneur en matière organique et le pH influençent directement ces distributions tandis que le potentiel d'oxydoréduction altère indirectement la distribution des métaux. La distribution de ces polluants dans les sédiments est corrélée avec leur granulométrie et leur teneur en matière organique (Karickchof et al., 1979 ; USEPA, 1994 ; Babut et Miège, 2008).

- **Les polluants organiques :** Les polluants organiques sont connus mondialement dans les dernières décennies. Ils proviennent essentiellement des sources pyrolytiques (HAP), et des pesticides et des différents appareils électriques. Ils persistent dans l'environnement et possèdent un caractère cancérogène. Parmi ces polluants, on peut citer les PCB et les HAP.

Les différentes sources de ces polluants sont présentées dans le Tableau II-2.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Contaminant	Source
Métaux lourds (Ag, Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn, As)	Eaux usées, mines, industrie, eaux de ruissellement urbaines, sidérurgie, agriculture, géologie
Nutriments (P, N)	Agriculture, eaux de ruissellement urbaines, eaux usées, centres de traitement des eaux usées
Composés organiques (pesticide, herbicide, hydrocarbure)	Agriculture, industrie, eaux usées, stockage, eaux de ruissellement urbaines
Radionucléides (^{137}Cs, ^{129}I, ^{239}Pu, ^{230}Th, ^{99}Tc).	Industries nucléaires, armes militaires, géologie, agriculture

Tableau II-2 : Quelques sources des principaux contaminants présents dans les sédiments (Taylor et al., 2008)

II.1.3 Le problème des sédiments contaminés

La majorité des polluants comme les métaux lourds (Pb, Zn, Cd…) et les polluants organiques (PCB, HAP…) rencontrés dans les rivières sont stockés dans les sédiments (Karickhoff et al., 1979 ; Schorer, 1997 ; Babut et Miège, 2008). Ils proviennent essentiellement des décharges industrielles, municipales, des canaux des sites sidérurgiques et des eaux de ruissellement urbaines et agricoles.

Il existe un risque de transfert des polluants des sédiments vers l'écosystème, ce qui les transforme en une deuxième source de pollution. En effet, les contaminants stockés dans les sédiments au fond des lacs et des rivières sont remis en suspension lorsque ces derniers sont érodés artificiellement ou naturellement (tempêtes, les bateaux...).

Les contaminants peuvent se transférer par une autre voie à partir des microorganismes vivants. Les sédiments forment une grande variété d'habitat de nombreuses espèces aquatiques et d'organismes vivants. Les microorganismes digèrent certaines toxicités et transmettent la contamination aux plus grandes espèces vivantes via la chaine alimentaire. En effet, la majorité des organismes vivants sont capables de métaboliser et de réguler leur teneur en certains polluants comme les métaux lourds (sauf le mercure) et les HAP (Gagnon, 1998). Cependant, ils sont incapables d'éliminer ou de métaboliser rapidement le mercure et les substances organochlorées comme les PCB, le DDT et le mirex (Gagnon, 1998).

La progression de ces polluants dans la chaine alimentaire est proportionnelle à leur toxicité Alors, cette toxicité continue à s'accroître jusqu'à ce qu'elle atteigne les êtres humains en passant et se bio-amplifiant par chacun des maillons de la chaine alimentaire.

Gagnon (1998) a étudié ce phénomène de bioamplification dans la chaîne alimentaire du golfe de Saint-Laurent dans le cas des PCB, du mirex et du mercure. Par exemple, les concentrations de PCB sont cent à mille fois plus élevées dans la graisse des phoques communs que chez les

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

macro- zooplanctons dans le même milieu. Le niveau de contamination des organismes marins par les substances bio-amplifiées dépend de la position de l'organisme dans la chaîne alimentaire et de son temps de résidence dans les zones contaminées (Figure II-4).

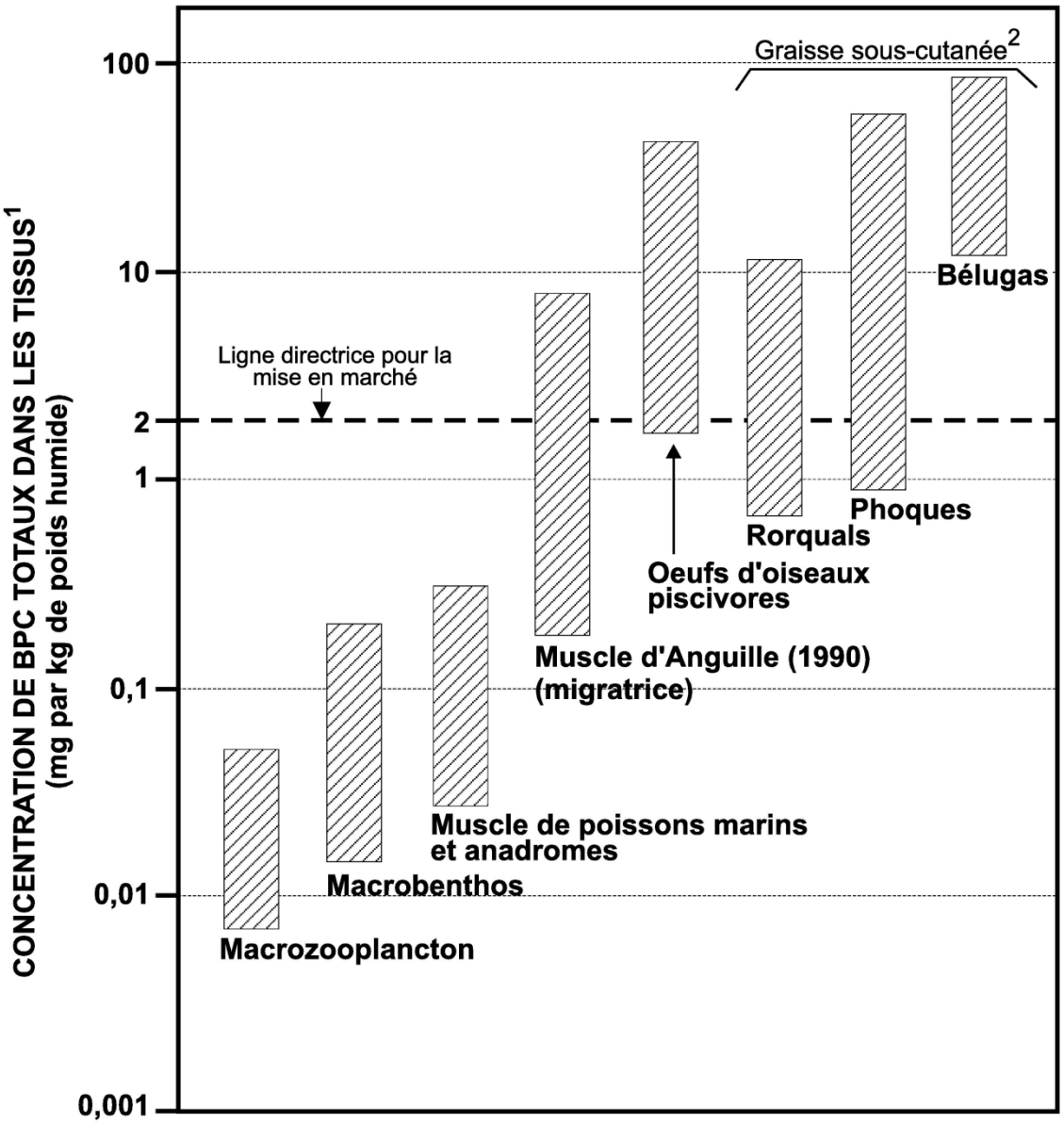

Figure II-4 : Amplification des PCB dans la chaine alimentaire du golfe de Saint Laurent Canada (Gagnon, 1998)

II.2 **Les polluants PCB dans la nature**

Les polychlorobiphényles PCB sont des composés organochlorés de formule générale :

$$C_{12}\,H_{(10-n)}\,Cl_n$$

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La molécule a la forme suivante (Figure II-5):

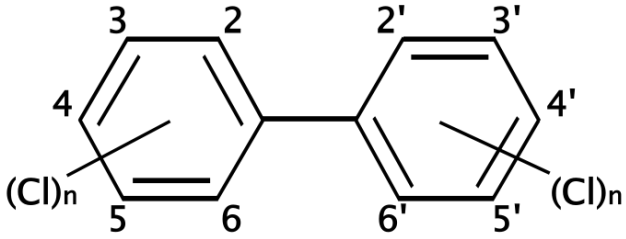

Figure II-5 : Formule semi-développée de la molécule de PCB

Il existe 209 congénères dans la théorie possédant de 1 à 10 atomes de chlore. Les congénères varient en fonction du nombre et de la position des atomes de chlore attachées au biphényle. Le pourcentage pondéral de chlore varie entre 21 et 68 % (INRS, 2007). Sur ces 209 congénères, environ 150 congénères sont utilisés dans des mélanges industriels.

Les PCB sont plus connus sous l'appellation commerciale Aroclor et Askarel (Etats-Unis) Chlophen (Allemagne), Phénochloret et Pyralène (France). Par exemple l'Aroclor 1242 avec 12 atomes de carbone et 42 % de taux de chlore, est le PCB 1242. La fabrication industrielle de PCB est basée sur la chloration de biphényle par du chlore à chaud anhydre en présence d'un catalyseur (chlorure de fer).

Parmi les congénères PCB, les plus connus sont les suivants :

- Les PCBi : C'est un ensemble de sept congénères appelés les PCB indicateurs PCB-28 (2 atomes de chlore), le PCB-52 (4 atomes de chlore), les PCB-101 et 118 (5 atomes de chlore), les PCB-138 et 153 (6 atomes de chlore), et le PCB 180 (7 atomes de chlore). Ces PCB représentent de 20 à 30 % de la teneur en PCB dans les mélanges industriels (Chevreuil, 2009) et représentent approximativement la moitié de la teneur totale d'un sédiment en PCB (Guibert, 2009).

- Les PCB DL (dioxine like) : C'est un ensemble de 12 congénères de propriétés biochimiques toxiques semblables aux dioxines (PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189).

Les PCB sont inscrits sur la liste des polluants organiques persistants (POP) établie dans le cadre du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Ils sont considérés par l'ONU comme l'un des 12 types de polluants les plus dangereux pour l'homme.

Cette dangerosité des PCB envers les êtres humains est mise en évidence suite à deux événements majeurs survenus au cours des années 1970. Le premier s'est déroulé au Japon en 1968 où 1780 personnes à Fukuoka et Nagasaki furent victimes d'une maladie inconnue. Après six mois de recherche les médecins ont découvert que l'origine du mal, qui fut responsable de plusieurs décès, était la consommation d'huile de riz contaminée par des PCB provenant d'une fuite de compresseur à hauteur de 2000 ppm. Un événement similaire a touché 2000 personnes à Taiwan en 1979. Une exposition chronique aux PCB peut être nocive pour la santé de l'être humain (effets pulmonaires, gastro-intestinaux, hépatiques, endocriniens, oculaires et dermatologiques, immunologiques et neurologiques). Les PCB ont été examinés mais ne sont pas classés cancérogènes pour l'homme par l'Union Européenne. Ils sont classés éventuellement cancérogènes par le IARC (International Agency of Cancer Research) (groupe 2A) et l'USEPA (classe B2). Les PCB sont en général transmis aux êtres humains par voie alimentaire. Ils sont absorbés par ingestion accidentelle lors de la consommation de la nourriture contaminée

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

(poissons, lait, légumes, viandes) (ATSDR, 2000). Il existe des preuves indirectes sur une autre voie de transmission, par inhalation après exposition professionnelle (Wolff, 1985).

II.2.1 Propriétés physico-chimiques et utilisation des PCB

Les PCB se présentent en général sous forme d'un liquide huileux dont la viscosité et la teinte s'intensifient avec le degré de chloration. Les plus légers sont liquides et incolores et les plus chlorés sont solides, blancs et opaques (Pellet et al., 1993). La combustion des PCB peut entraîner le dégagement d'une fumée chlorée et très toxique comme les furanes, les dioxines à partir des températures de l'ordre de 500 °C et surtout 675 °C (Pellet et al., 1993). Leur toxicité varie selon les congénères, les milieux et les organismes. Chacun des congénères des PCB a ses propres caractéristiques physiques, chimiques et de biodégradation. En général, plus les atomes de PCB sont chlorés moins ils sont solubles et volatiles, par suite ils sont plus stables et immobiles dans l'environnement (Scrudato et al., 1999). Les PCB résistent aux acides, bases et températures relativement élevées (<500 °C). Ils sont solubles dans la plupart des solvants organiques et les graisses mais très peu solubles dans l'eau (0,007 à 5,9 mg/L) (INRS, 2007). La solubilité des PCB dans l'eau dépend de leur degré de chloration (Figure II-6).

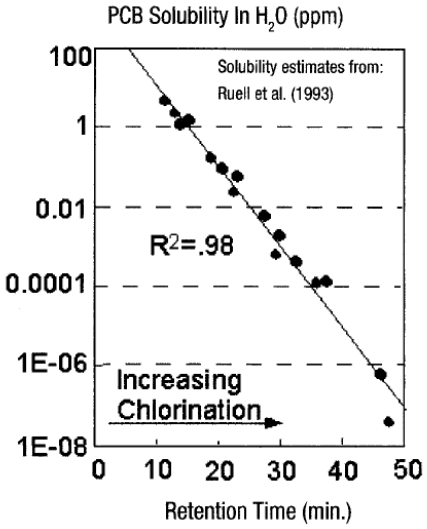

Figure II-6 : Solubilité des congénères PCB dans l'eau en fonction de leur degré de chloration (Ruell et al., 1993)

Sous certaines conditions chimiques, thermiques et biochimiques les PCB sont détruits. La réduction microbienne et la dé-chloration des PCB sont liées à la position du congénère PCB sur l'atome de biphényle. Par exemple, les PCB présents dans les sédiments et dont l'atome de chlore se trouve sur la position ortho (2 ou 6) de la molécule de biphényle ne subissent pas la dé-chloration microbienne (Scrudato et al., 1999).

Les PCB sont apparus intéressants pour leurs propriétés diélectriques dès le début du XXe siècle. Les principaux pays producteurs ont été l'Autriche, la Chine, la Tchécoslovaquie, la France, l'Allemagne, l'Italie, le Japon, la Pologne, l'ex-URSS, l'Espagne, le Royaume-Uni et les États-Unis. La quantité de PCB totale produite dans le monde entre les années 1930 et 1993 est estimée à 1325,810 tonnes dont 45,8 % produits aux États-Unis (Tableau II-3).

Ces molécules ont été massivement utilisées entre les années 1930 aux années 1970 comme lubrifiants pour la fabrication des transformateurs électriques, condensateurs, sectionneurs de

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

puissance, ou comme isolateurs dans des environnements à très haute tension (THT) en raison de leur relative ininflammabilité et de leurs excellentes caractéristiques diélectriques.

Producteur	Pays	début	Arrêt	Quantité (tonnes)	%	Référence
Monsanto	USA	1930	1977	641,246	48,4	de Voogt et Brinkman (1989)
Bayer AG	West Germany	1930	1983	159,062	12,0	de Voogt et Brinkman (1989)
Orgsteklo	U.S.S.R. (Russia)	1939	1990	141,8	10,7	AMAP (2000)
Prodelec	France	1930	1984	134,654	10,2	de Voogt et Brinkman (1989)
Monsanto	U.K.	1954	1977	66,542	5,0	de Voogt et Brinkman (1989)
Kanegafuchi	Japan	1954	1972	56,326	4,2	Tatsukawa (1976)
Orgsintez	U.S.S.R. (Russia)	1972	1993	32,00	2,4	AMAP (2000)
Caffaro	Italy	1958	1983	31,092	2,3	de Voogt et Brinkman (1989)
S.A. Cros	Spain	1955	1984	29,012	2,2	de Voogt et Brinkman (1989)
Chemko	Czechoslovakia	1959	1984	21,482	1,6	Schlosserová (1994)
Xi'an	China	1960	1979	8,00	0,6	Jiang et al. (1997)
Mitsubishi	Japan	1969	1972	2,461	0,2	Tatsukawa (1976)
Electrochemical Company	Poland	1966	1970	1,00	< 0,1	Zulkowski et al. (2003)
Zaklady Azotowe	Poland	1974	1977	0,679	< 0,1	Falandysz (2000)
Geneva Industries	USA	1971	1973	0,454	< 0,1	de Voogt et Brinkman (1989)
Total	Global	1930	1993	1325,810	100	

Tableau II-3 : Quantité de PCB produite dans le monde entier (tonnes) (Brievik et al., 2007)

Les PCB ont aussi été utilisés comme fluides caloporteurs (dans les environnements à risque d'incendie, dont les navires transportant des carburants), ou comme fluides hydrauliques (dans des environnements à risque ou à contraintes thermiques tels que les mines). On les a aussi utilisés dans les moteurs de pompe, fours à micro-ondes, ou comme additifs d'huiles ou de produits de soudures, dans certains adhésifs, peintures et jusque dans des papiers autocopiants

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

(Figure II-7). En général, le nombre de congénères utilisés dans l'industrie varie entre 50 et 60 congénères.

UTILISATIONS	AROCLORS			
	1242	1248	1254	1260
Condensateurs électriques			X	
Transformateurs électriques	X		X	X
Transfert de chaleur	X			
Fluides hydrauliques	X	X	X	X
Pompes à vide		X	X	
Caoutchoucs	X	X	X	
Résines synthétiques		X	X	X
Adhésifs	X	X	X	
Cires	X		X	
Agents dispersants			X	X
Encres			X	
Huiles de coupe			X	
Produits de calfatage			X	

Figure II-7 : Principaux congénères PCB utilisés dans les industries (INERIS, 2005)

II.2.2 PCB dans la nature

La présence des PCB dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique. Les sources de contamination peuvent être classées en deux grandes catégories : Les sources historiques dues à la production de PCB de 1930 à 1987 et les sources actuelles de contamination qui permettent aujourd'hui encore la libération des PCB dans l'environnement.

La quantité totale de PCB non détruite est inconnue, mais il en existe des stocks importants et un volume très significatif déjà diffusé dans l'environnement. À titre d'exemple, la DGXI (Directorate-General of the Environment, Nuclear Safety, and Protection (European Union)) a estimé en 1994 qu'il en restait 200 tonnes (liquide) venant de transformateurs et condensateurs à détruire. La France (en raison de sa forte électrification et nucléarisation), puis l'Italie et l'Allemagne en détenaient la plus grande quantité (avec respectivement 45 tonnes, 45 tonnes et 30 tonnes) alors que la Grèce, le Portugal et l'Irlande semblaient disposer de plus petites quantités.

Les PCB sont répandus dans la nature, on peut les trouver dans l'air, les sols, l'eau et les sédiments (Figure II-8). Cette dispersion des PCB dans l'environnement est un résultat de leurs caractères persistants et ubiquistes (Brunet, 2007). La persistance des PCB dans l'environnement (durée de demi vie allant de 94 jours à 2700 ans suivant les molécules) rend possible leur transport sur de longues distances si bien qu'ils peuvent être détectés à des centaines de kilomètres de leurs lieux de production ou d'utilisation. Par exemple une pollution en PCB est détectée sur le continent de l'Antarctique. En effet, Klánová et al. (2008) ont découvert une pollution en PCB dans les sédiments de l'Antartique avec des concentrations PCB indicateurs variant entre 0,32-0,83 ng/g. Des concentrations plus importantes en PCB indicateurs variant entre 0,51-1,82 ng/g sont détectées dans les sols de l'île James Ross dans l'Antartique. Les investigations ont montré que l'origine principale de cette contamination est le transport atmosphérique des PCB sur de longues distances.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

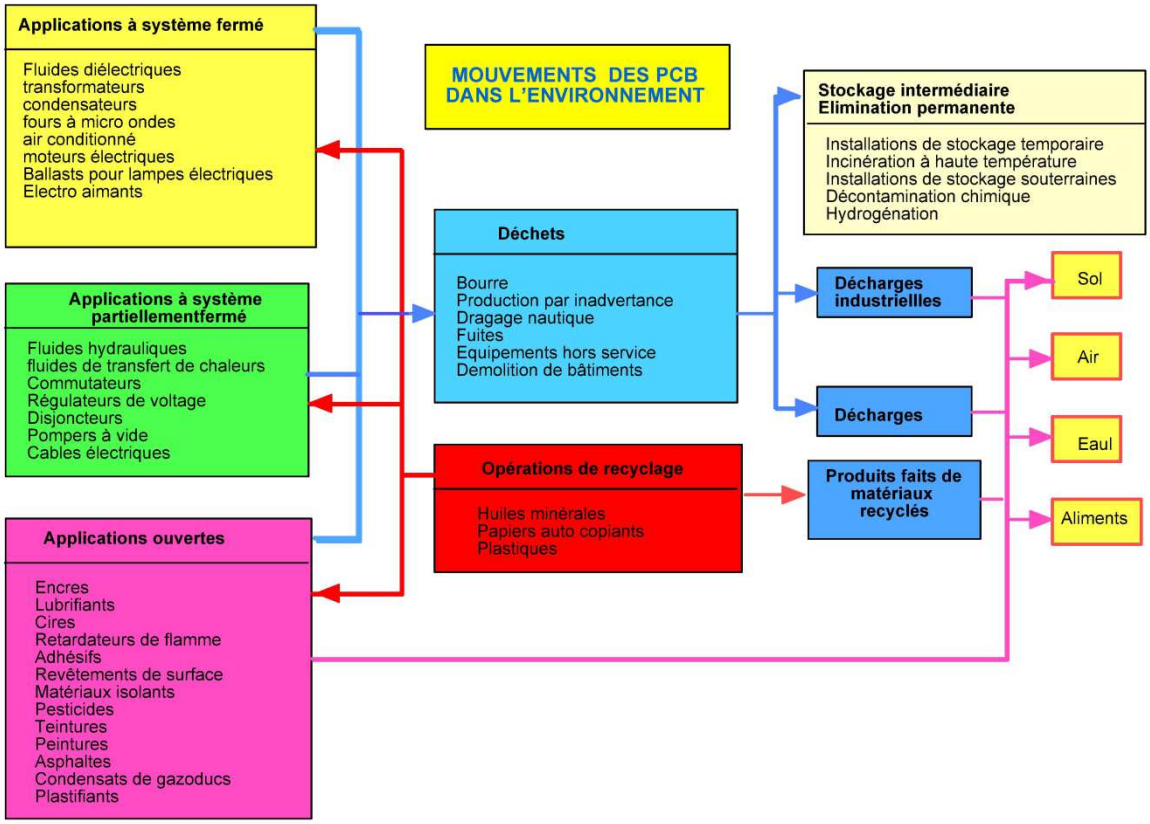

Figure II-8 : Les différentes sources de production industrielle de PCB en fonction du type d'application et les mouvements possibles une fois libérés dans l'environnement (Nations Unies, 2001)

1) PCB dans l'air

Les émissions des PCB dans l'air peuvent être d'origine primaire ou d'origine secondaire. L'origine primaire est le rejet atmosphérique de l'industrie, les incinérations des déchets industriels et les déchets d'ordure ménagère. Depuis 1990, le secteur de l'industrie manufacturière est le secteur responsable de la majorité des émissions des PCB dans l'atmosphère en France (74 %). Les installations de traitement des déchets industriels dangereux ainsi que les installations d'incinération de déchets (majoritairement les déchets hospitaliers) seront à l'origine de la majorité de ces émissions en PCB. Suite à la mise en conformité par les arrêtés de septembre 2002 concernant les déchets dangereux et non dangereux, cette émission a baissé de 76 % entre 1990 et 2010 (CITEPA, 2012) ; (Figure II-9).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

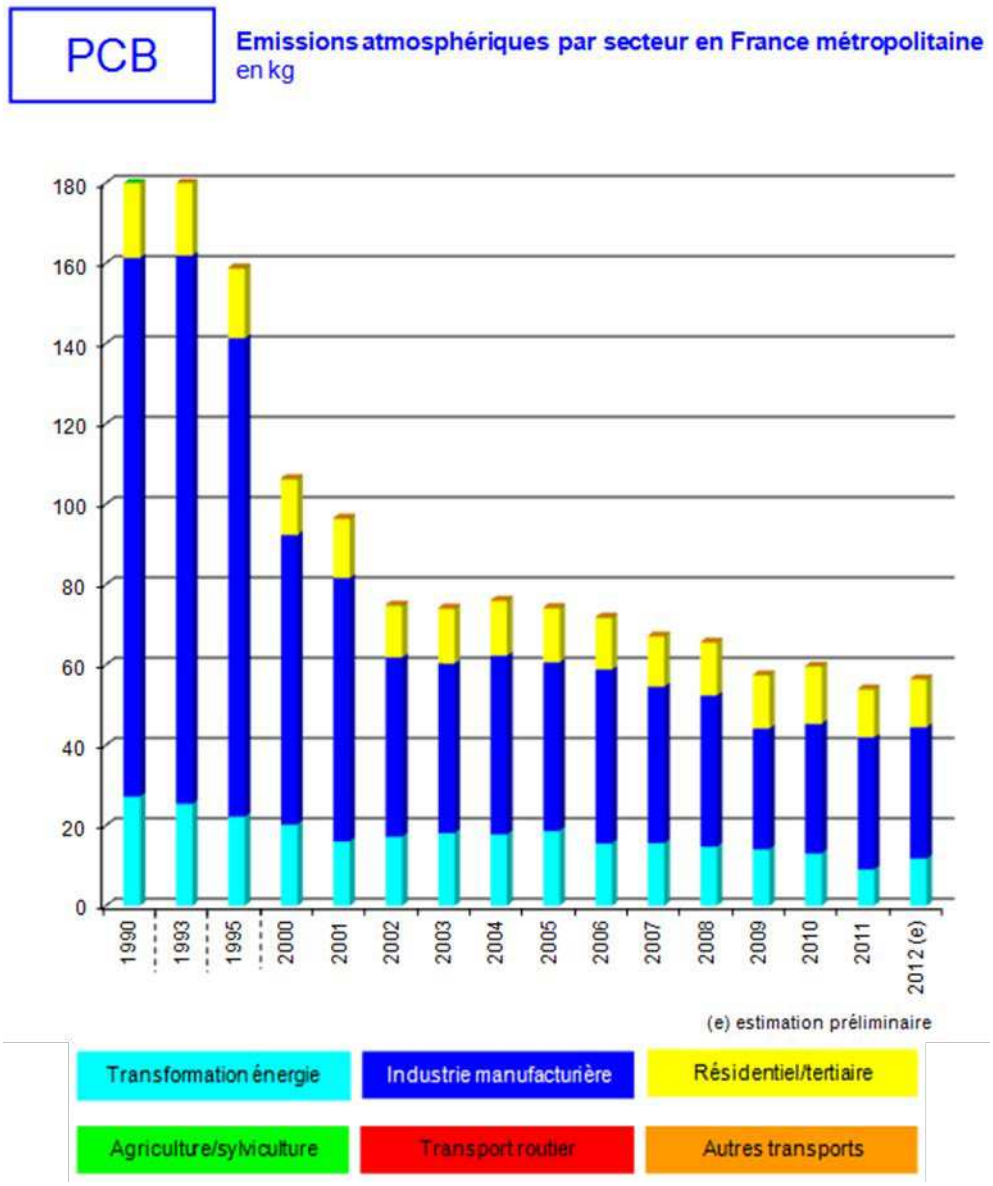

Figure II-9 : Emission atmosphérique des PCB par secteur en France métropolitaine en kg (CITEPA, 2012)

L'origine secondaire des PCB dans l'atmosphère est leur évaporation des sols contaminés. Les PCB plus chlorés sont plus volatiles que les PCB moins chlorés (Scrudato et al., 1999). Les origines secondaires de pollutions de l'atmosphère par les PCB peuvent être importantes. Harrad et al. (1994) estiment que 90 % des PCB présents dans l'atmosphère de la Grande Bretagne provient de la volatilisation des PCB des sols contaminés. En effet, la pollution en PCB émis vers l'atmosphère lors des années 1960-1970 s'est déposée dans les sols. Après l'équilibre entre le sol et l'air cette quantité s'est volatilisée de nouveau dans l'atmosphère.

2) PCB dans les sols et les cours d'eau

La quantité majeure des PCB se trouve dans les sols et les sédiments, comme ils ont une affinité à s'adsorber sur la matrice solide des sols, des sédiments et des matières en suspension dans l'eau. L'origine principale de cette pollution est l'abandon illégal ou impropre des transformateurs contenant des PCB dans un cours d'eau. Ainsi, un transformateur peut contenir

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

jusqu'à 500 kg de PCB, l'abandon de ce transformateur dans un cours d'eau peut aboutir à la contamination en PCB de tout l'écosystème environnant.

Une autre source de PCB dans les cours d'eau concerne les rejets de station d'épuration par rejets directs ou par épandage et qui contribuent à la dispersion de ces composés dans l'environnement. L'incorporation des PCB dans les sédiments constitue le principal mécanisme conduisant à leur immobilisation dans le système aquatique (Pellet et al., 1993 ; Scrudato et al., 1999). La répartition des PCB est reliée au type de congénères de PCB, le type du sol, la quantité en matière organique et l'humidité (Bianco et al., 2008). En général, les PCB ont l'affinité à s'adsorber sur la matière organique des sols. En effet, le comportement des polluants organiques (PCB et HAP) est en relation avec l'abondance de la matière organique. La distribution de la taille des particules joue un rôle mineur dans la distribution des micropolluants organiques dans un sédiment. Karickhoff et al. (1979) ont trouvé que la distribution des éléments hydrophobes dans les fractions fines des sols (argiles, limons…) est liée à la teneur en carbone organique contenue dans chacune d'entre elles. Schorer (1997) a trouvé une relation linéaire entre le congénère PCB 138 et le carbone organique présent dans les sédiments (Figure II-10).

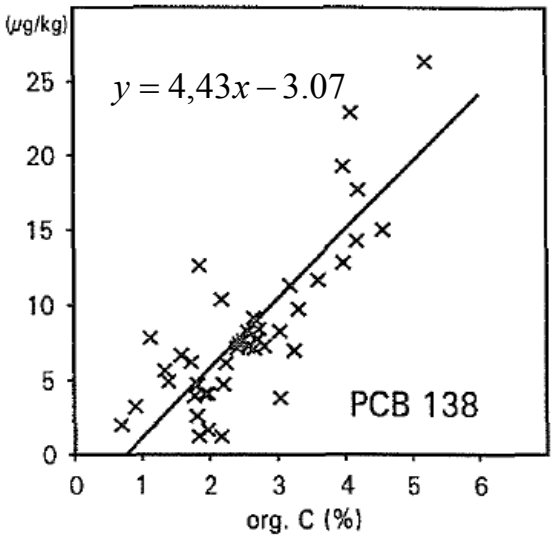

Figure II-10 : Relation linéaire entre le PCB 138 et la teneur en matière organique (Schorer, 1997)

3) Pollution de la France par les PCB

En France, d'après l'arrêté du 8 juillet 1975 la mise en œuvre sur le marché et l'emploi des polychlorobiphényles sont soumis à certaines conditions, l'usage des PCB est soit interdit soit toléré dans certains systèmes clos permettant leur récupération. Depuis 1979, les PCB sont interdits d'utilisation dans les applications ouvertes comme les encres, les peintures, etc.

Le décret du 2 février 1987 interdit la vente, l'acquisition des PCB ou d'appareils en y contenant. En outre, ce décret interdit la mise sur le marché de tels appareils neufs renfermant plus de 0,005 % de PCB en poids.

Le Décret du 18 janvier 2001 (modifiant le décret du 2 février 1987) transpose en droit français la directive européenne 96/59/CE du 16 septembre 1996 concernant l'élimination des PCB, et prévoit la réalisation d'un plan d'élimination des PCB pour les appareils les plus contaminés. L'échéance pour cette élimination a été fixée au 31 décembre 2010.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Afin de faire un bilan de contamination en PCB des surfaces aquifères sur le plan national, une campagne de recherche a été lancée par la Banque Nationale des Données sur l'Eau (BNDE) sous la direction de l'Office International de l'Eau (OIE) (MEDDE, 2007).

Cette étude est réalisée sur les sédiments des différents cours d'eau, plan d'eau et les zones estuariennes sur la période 2000-2005. Les différentes données traitées sont les concentrations en PCBi mesurées sur les sédiments, exprimées en µg/kg de matières sèches (MS). Dans cette étude les PCBi sont considérés comme représentant de la contamination globale en PCB.

Un ensemble de 852 sites ont été analysés dans la France entière, 65 % de ces sites ne présentent pas de contamination en PCBi. Environ 21 % des sites présentent une contamination en PCBi variant entre 11 et 140 µg/kg et 10 % des sites sont atteints par une contamination supérieure à 140 µg/kg (Figure II-11). De cette figure, on peut remarquer que la Seine et le Rhône sont les deux fleuves les plus atteints par la pollution en PCBi. Cette forte contamination est liée à l'activité industrielle importante.

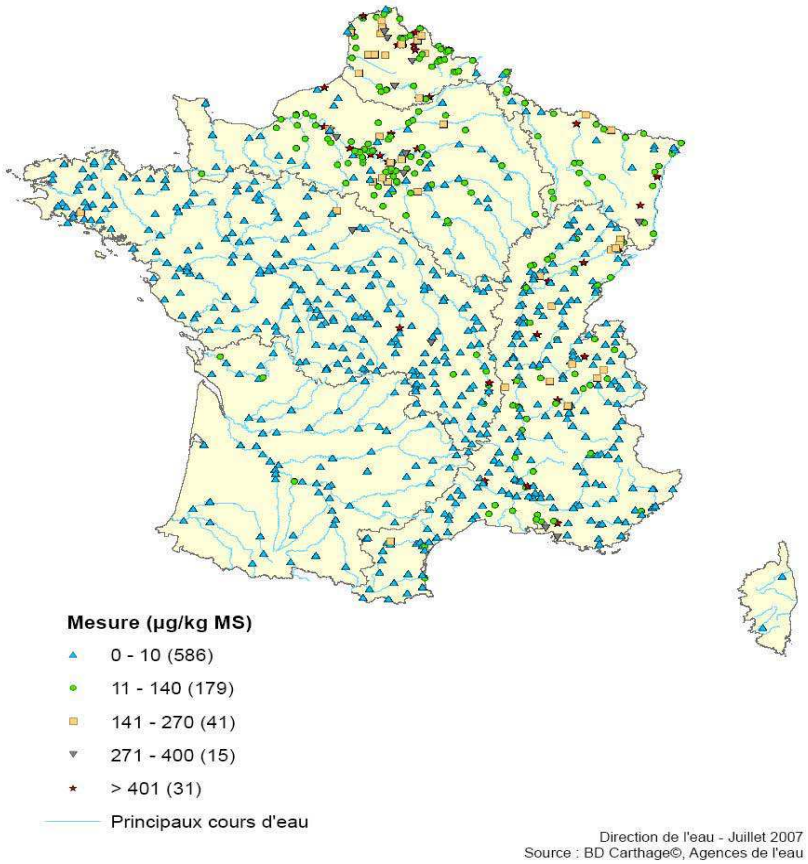

Figure II-11 : Contamination des sédiments fluviaux et estuariens par le PCB (MEDDE, 2007)

Des données plus détaillées existent sur la pollution des différents sites français par les PCB. Ces données sont accessibles à l'aide des outils BASOL et BASIAS. BASOL est une base de données gérée et diffusée par le MEDDE (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie). Elle constitue une base de données sur les sites et sols pollués par plusieurs polluants parmi lesquels les PCB. Jusqu'à août 2012, 4244 sites sont exploités. Un autre outil élaboré par le BRGM à la demande du ministère de l'environnement, une base de données le BASIAS, sur les sites industriels en France responsable de l'émission des polluants dans l'environnement.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.2.3 Comportement PCB dans les sédiments

Dans les cours d'eau, les PCB ont l'affinité à s'adsorber sur la matrice solide des sédiments avec une majorité de PCB adsorbée sur la matière organique. L'adsorption est l'adhésion physique ou la réunion des ions et des molécules sur la surface d'autres molécules (Figure II-12).

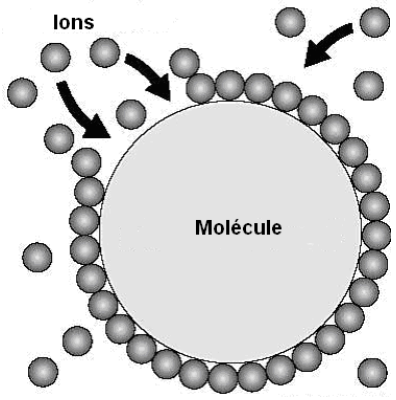

Figure II-12 : Principe de l'adsorption

Il semble que l'adsorption de nombreuses molécules organiques puisse être décrite par des isothermes linéaires et interprétée en terme de partage de même nature que le partage entre deux phases non miscibles, ce qui est affirmé par plusieurs auteurs (Chiou et al., 1979 ; Karickhoff, 1979)

L'équation proposée pour cette théorie est la suivante :

$$q_{a_e} = K_D C_e \qquad \textbf{II-1}$$

où,

q_{a_e} : la quantité adsorbée par le sol/sédiment (MM^{-1}) ;

K_D : le coefficient de partage (L^3M^{-1}) de sédiment ;

C_e : la concentration restante en équilibre dans le solvant (ML^{-3}).

La distribution des PCB entre les phases aqueuses et solides est relative au pouvoir adsorbant du sol et elle est définie par un coefficient de partage. Ce paramètre essentiel exprime le transfert d'éléments hydrophobes depuis le sol vers l'eau et correspond au ratio des concentrations des éléments dans le sol et dans l'eau. Le facteur de répartition K_D est lié à la teneur en carbone organique (oc) du sol (f_{oc}) par une constante K_{oc} propre à chaque élément, qui exprime son affinité pour la matière organique. Cette constante K_{oc} peut être assimilée à un coefficient de partage du polluant entre le carbone organique et l'eau avec :

$$K_{oc} = \frac{K_D}{f_{oc}} \qquad \textbf{II-2}$$

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.2.4 Modes de transport des polluants dans le sol

Les modes de transport des polluants dans les sols sont d'une grande variété. Les mouvements des polluants seront conditionnés par les caractéristiques macroscopiques du terrain et les éventuelles hétérogénéités qui pourront, selon leur nature, constituer des voies de migration préférentielles ou, au contraire, des obstacles. Ces discontinuités du sous-sol peuvent être naturelles telles que les karsts, les barrières argileuses ou anthropiques telles que les réseaux enterrés ou les anciennes fondations. On peut résumer ces modes par les mécanismes principaux suivants (Rowe, 2005) :

1) Transport advectif et loi de Darcy

Les polluants sont transportés par suspension (particules fines..) ou par dissolution dans l'eau interstitielle mobile sous les effets des mouvements des eaux sous-terraines (Rowe, 2005)

Ce transport, avec un gradient hydraulique est contrôlé par la loi de Darcy :

$$v_A = -k.i \qquad \textbf{II-3}$$

où,

v_A : la vitesse d'infiltration de Darcy (LT^{-1}) ;

k : la conductivité hydraulique de Darcy (LT^{-1}) ;

i : le gradient hydraulique (-).

Le flux massique advectif ($J_{advection}$) pour un contaminant chimique est donné par :

$$J_{advection} = v_A.c \qquad \textbf{II-4}$$

où,

$J_{advection}$: la masse de matière transportée par advection par unité de surface et de temps ($ML^{-2}T^{-1}$) ;

c : la concentration du contaminant dans la phase liquide du milieu poreux, la masse de matière par unité de volume du fluide (ML^{-3}).

Le transport advectif est proportionnel à la conductivité hydraulique, au gradient hydraulique et à la concentration locale du soluté (Mohamed et Antia, 1998).

2) Transport diffusif

L'advection est un phénomène physique lié à l'écoulement macroscopique de l'eau souterraine alors que la diffusion est un phénomène moléculaire. La migration des molécules et des ions dans l'air, l'eau et les solides due à leur mouvement d'une zone plus concentrée à une zone moins concentrée en phase liquide est régie par le phénomène de diffusion et de dispersion... Le taux de variation de concentration dépend de la différence de concentration entre les deux milieux et de la distance les séparant (Mohamed et Antia, 1998).

Le transport diffusif est contrôlé par la loi de Fick :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$J_{diffusion} = -\varepsilon\, D_e \frac{\partial c}{\partial z} \qquad \textbf{II-5}$$

où,

$J_{diffusion}$: le flux de matière de l'élément considéré traversant une unité de surface par unité de temps dans le sens opposé au gradient de concentration ($ML^{-2}T^{-1}$) ;

ε : la porosité effective du matériau (-) ;

D_e : le coefficient de diffusion (L^2T^{-1}) ;

$\frac{\partial c}{\partial z}$: le gradient de concentration dans la direction z (ML^{-4}).

Le transport diffusif constitue une partie non négligeable du transport total des polluants dans le sol. Lorsque le transport diffusif est dans le même sens que l'écoulement des eaux souterraines dans un sol, la vitesse du transport des polluants augmente (Figure II-13).

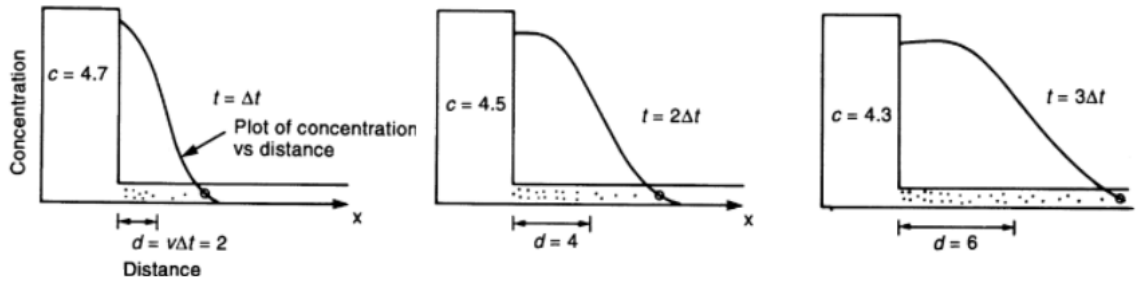

Figure II-13 : Transfert advectif avec diffusion (Rowe et al., 2004)

3) Transport par dispersion

Lorsque la migration de matière est associée à un flux d'écoulement élevé comme dans les aquifères par exemple, il apparaît un troisième mécanisme de transport appelé la dispersion (Gaidi, 2001).

Les particules fluides qui sont initialement proches les unes des autres tendent à s'écarter et à se propager. Ce mécanisme est attribué à des variations de la vitesse d'infiltration qui se produisent lors du transport des polluants dans les sols. Cette variation de vitesse est liée à plusieurs facteurs comme la tortuosité et l'hétérogénéité du sol… La dispersion mécanique traduit le fait que les éléments chimiques occupent lors du transfert de matière un volume de plus en plus grand dans le temps et dans l'espace (Figure II-14 (a), (b)).

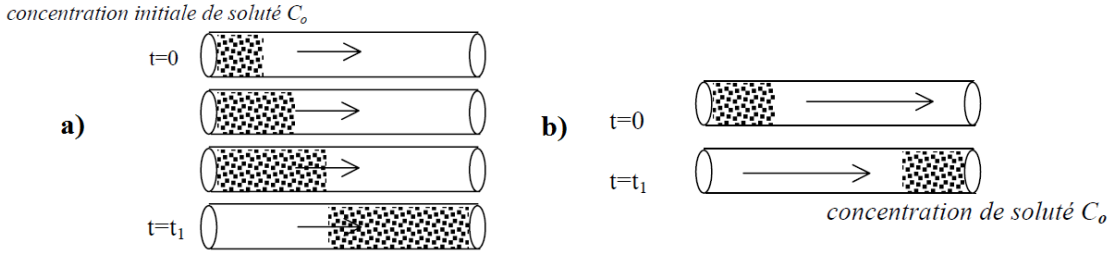

Figure II-14 : a) Transfert advectif avec dispersion
b) Transfert advectif sans dispersion (Gaidi, 2001)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le phénomène de dispersion mécanique est souvent couplé au phénomène d'advection lorsque le milieu présente suffisamment de pores ouverts. L'advection se réfère à la vitesse moyenne de mouvement tandis que la dispersion se réfère à l'écart par rapport à cette moyenne (Mohamed et Antia, 1998).

Bien que ce phénomène soit totalement différent du processus de diffusion, la dispersion est aussi décrite par la première loi de Fick :

$$J_{disperssion} = -\varepsilon\, D_m \frac{\partial c}{\partial z} \qquad \textbf{II-6}$$

où,

$J_{disperssion}$: le flux de matière de l'élément considéré traversant une unité de surface par unité de temps dans le sens opposé au gradient de concentration ($ML^{-2}T^{-1}$) ;

ε : la porosité effective du matériau (-) ;

D_m : le coefficient de dispersion mécanique (L^2T^{-1}) ;

$\frac{\partial c}{\partial z}$: le gradient de concentration dans la direction z (ML^{-4}).

4) Equation différentielle gouvernant les phénomènes de transfert

Le flux massique transporté par unité de surface et de temps par le couplage des trois phénomènes de transfert advectif, diffusif et dispersif est donné par la relation suivante :

$$J = J_{advection} + J_{diffusion} + J_{disperssion} \qquad \textbf{II-7}$$

Le flux massique total est donné par la formule :

$$f = \varepsilon\, v\, c - \varepsilon\, D \frac{\partial c}{\partial z} \qquad \textbf{II-8}$$

Avec D le coefficient de dispersion hydrodynamique ;

$$D = D_e + D_m \qquad \textbf{II-9}$$

où,

D_e : le coefficient de diffusion moléculaire ;

D_m : le coefficient de dispersion mécanique.

Dans le cas des vitesses d'écoulement relativement faibles dans le sol (cas des sols argileux…), le coefficient de diffusion moléculaire contrôle le paramètre D tandis que le coefficient de dispersion mécanique est négligeable, cependant pour des vitesses plus élevées, le paramètre D varie linéairement avec la vitesse de l'écoulement (Perkins et Johnston, 1963) (Figure II-15). Dans les centres de stockage modernes, le coefficient de diffusion est négligé, suite à l'interdiction du stockage des déchets liquides (Rowe, 2005).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

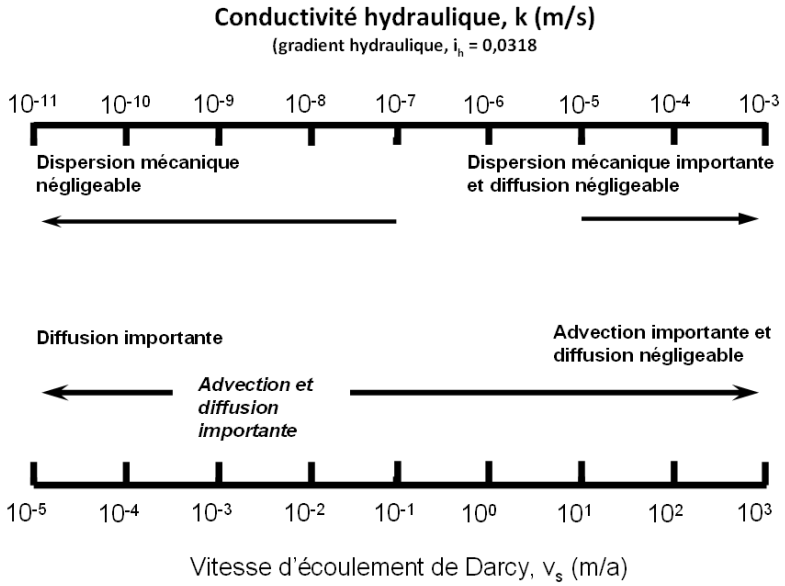

Figure II-15 : Gamme des vitesses d'écoulement de Darcy dans laquelle l'advection, la dispersion mécanique et la diffusion peuvent contrôler la migration des polluants à travers une barrière d'étanchéité minérale de 1,2 m de hauteur (Rowe, 1987)

Dans le cas de certains polluants hydrophobes (PCB…) la sorption affecte, en l'atténuant et le retardant le transport des contaminants à travers le sol (Mohamed et Antia, 1998). La sorption dépend de la minéralogie du sol, de la matière organique et des caractères chimiques du polluant et le lixiviat. Ce phénomène complexe peut être représenté par le facteur de partition K_d (voir paragraphe II.2.3). Alors l'équation de transport global gouvernant le transport des polluants (cas des barrières minérales) peut s'écrire par :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_R \frac{\partial^2 c}{\partial^2 z^2} - v_R \frac{\partial c}{\partial z} \qquad \textbf{II-10}$$

avec,

$D_R = \frac{D}{R}$,

$v_R = \frac{v}{R}$;

où,

$R = 1 + \frac{\rho K_D}{n}$: le facteur de retardation due à la sorption.

La vitesse de transport d'un polluant dans un sol est 5 fois plus lente que la vitesse d'écoulement de l'eau dans le même sol lorsque le facteur retardateur du polluant dans le sol considéré est égal à 5. Par exemple le facteur retardateur R de certains congénères PCB dans les sols limoneux varie entre 27000 et 140000 (Anderson et Pankow, 1986).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.3 **Gestion et réglementations des sédiments pollués par les PCB**

Les sédiments pollués ont fait l'objet de plusieurs recherches dans le monde entier. On trouve beaucoup de documentations sur la gestion des sédiments pollués par les PCB et d'autres polluants au niveau national et international (USEPA, 1994 ; AEAP, 2000 ; NRC, 2001 ; Le Guern et al., 2004 ; Salomons, 2004 ; Brunet, 2007). Les différentes méthodes de gestion de sédiments pollués peuvent être décomposées en trois groupes :

1. méthodes de traitement et de remédiation ;
2. méthodes de valorisation ;
3. méthodes de mise en dépôt.

Le choix entre ces différentes méthodes dépend d'une part des caractéristiques du sédiment et de ses polluants, et d'autre part des contraintes socio-économiques liées à chaque méthode de gestion.

Avant le traitement des sédiments une phase de prétraitement peut être appliquée aux sédiments afin de réduire les volumes de sédiments à traiter et de rendre la solution de traitement plus efficace. De ces méthodes, on note :

- les méthodes de séparation : bassin de séparation, coagulation floculation, criblage, hydrocyclone, lit fluidisé, séparateur magnétique, séparateur électrostatique et électrodynamique ;
- les méthodes de déshydratation : Filtration, lagunage, séchage avec les geotubes®, consolidation sous vide, centrifugation, évaporation.

II.3.1 Méthode de traitement et de remédiation

Il existe plusieurs méthodes de traitement et de remédiation. Ces méthodes ont pour objectifs principaux, la réduction de la concentration et la mobilité des PCB et par suite la réduction de la toxicité des sédiments. Cette remédiation est essentiellement réalisée selon 4 méthodes (Figure II-16) :

1. la destruction ou la réduction de la toxicité des polluants ;
2. la séparation des contaminants des parties solides des sédiments ;
3. la réduction des volumes des sols contaminés par la séparation entre particules très contaminées et particules moins contaminées ;
4. la stabilisation chimique et physique des polluants afin de les rendre plus résistants aux transferts vers l'environnement (lixiviation, érosion).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

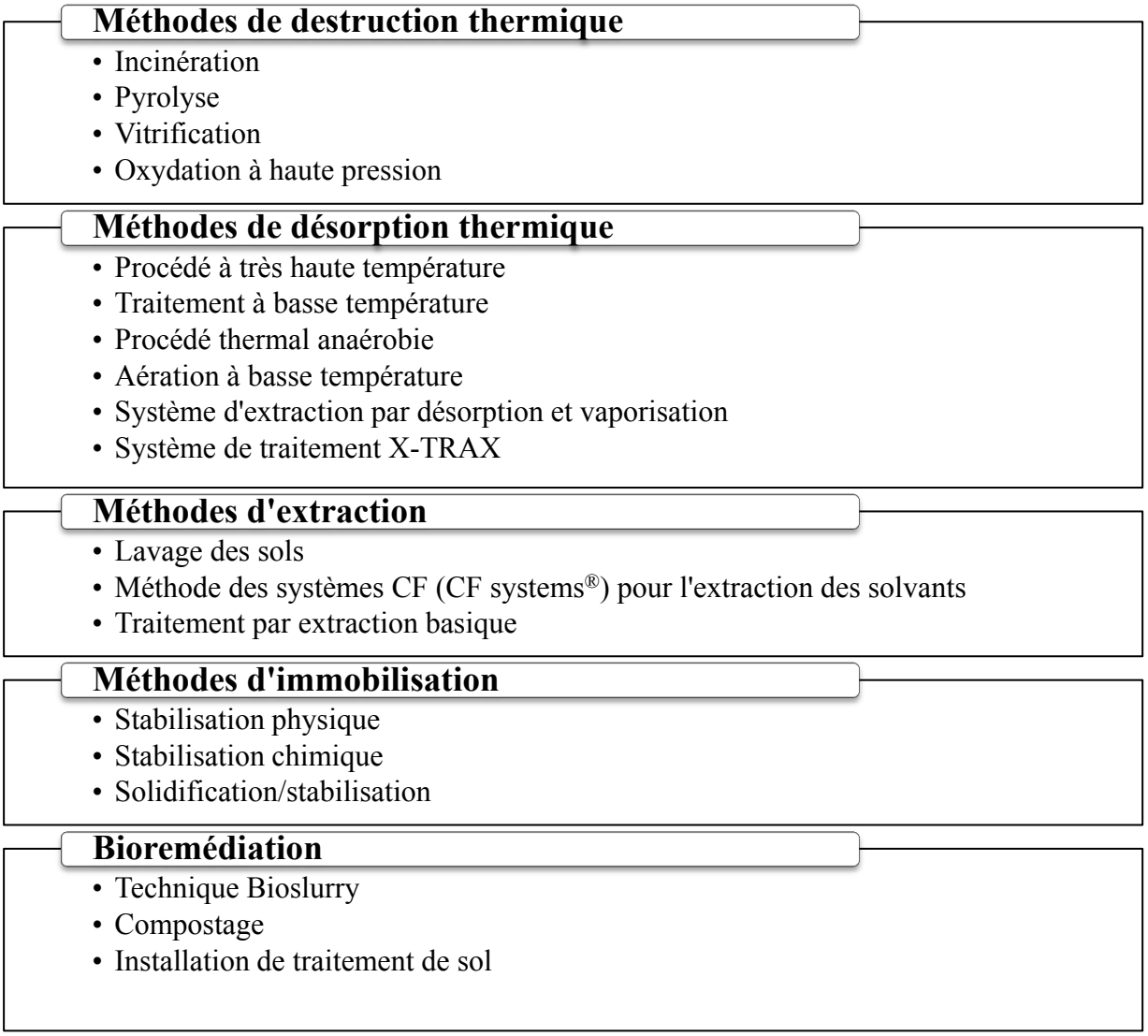

Figure II-16 : Méthodes de remédiation des PCB et d'autres polluants (USEPA, 1994)

La majorité de ces méthodes sont en cours d'utilisation et d'autres sont toujours en phase d'exploration. Le choix entre ces méthodes dépend essentiellement du type du contaminant par exemple l'incinération des sédiments pollués par les PCB peut entraîner la production des dioxines et des furanes qui sont beaucoup plus toxiques que les PCB, un traitement de fumée après incinération sera indispensable (Pellet et al., 1993 ; Le Guern et al., 2004).

Pour l'efficacité de chaque méthode, plusieurs facteurs doivent être pris en considération. On peut citer :

- la granulométrie du sédiment, plus le sédiment contient des particules fines plus la désorption des contaminants est difficile ;

- le niveau de contamination dans le sédiment. Un haut niveau de contamination nécessite l'application de techniques spécifiques et supplémentaires pour une décontamination efficace ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- la teneur en eau initiale : lorsque le sédiment est d'une teneur en eau très élevée, certaines méthodes de remédiation nécessitent le séchage du sédiment. Le séchage en grande quantité de sédiment entraîne une augmentation considérable du coût énergétique.

II.3.2 Méthode de valorisation

Les sédiments valorisés sont essentiellement utilisés dans le domaine du génie civil. Cette valorisation peut avoir lieu avant ou après traitement des sédiments selon leur niveau de pollution. Les sédiments traités sont utilisés comme matières premières pour la confection de matériaux à matrice cimentaire (Agostini, 2006). D'autres études ont montré la possibilité d'utilisation de ces sédiments comme matériaux routiers (Figure II-17) (Scordia, 2008 ; Tribout et Husson 2011). Une des méthodes utilisées est le procédé Novosol®, développé par la société Solvay, qui traite les sédiments selon deux étapes : une étape de phosphatation destinée à stabiliser les métaux lourds, puis une étape de calcination permettant la destruction des composés organiques, dont les PCB.

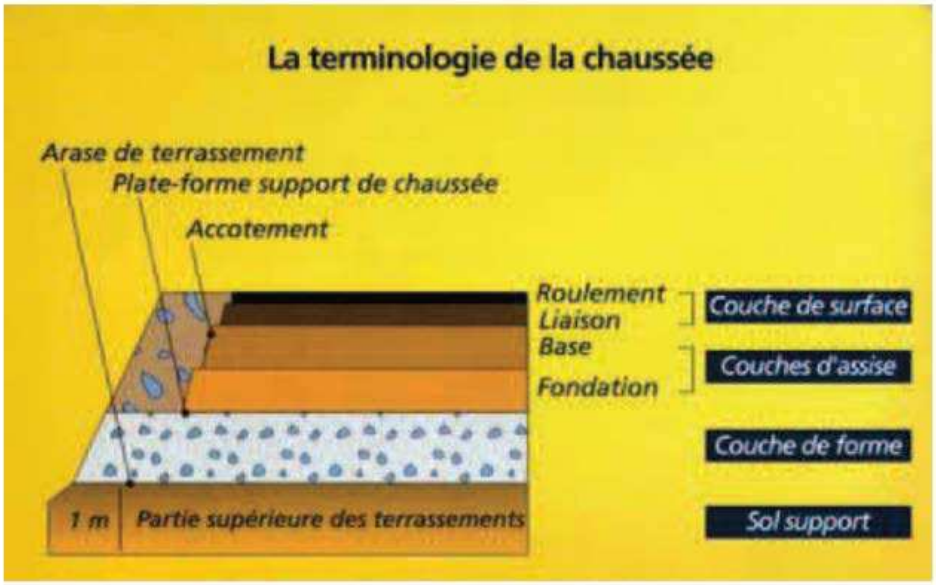

Figure II-17 : Les sédiments valorisés sont utilisés en couche de fondation ou couche de forme (http://www.planete-tp.com/)

Les sédiments non pollués sont utilisés dans des travaux d'agriculture (la stabilisation et la fertilisation des sols) ou dans d'autres travaux d'entretien et de renforcement des berges. Un autre type de dépôt non confiné existe, le régalage. Ce genre de dépôt est utilisé pour les petits volumes de sédiments. Il consiste à distribuer et étendre les sédiments sous forme de couches de faibles épaisseurs sur les rives des cours d'eau (Figure II-18).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure II-18 : Régalage des sédiments (http://www.planete-tp.com/)

II.3.3 Méthode de mise en dépôt

La mise en dépôt des sédiments pollués est un mode de gestion de sédiments pollués utilisé mondialement. On peut distinguer trois modes utilisés en France et à l'international qui dépendent essentiellement du niveau de pollution des sédiments :

1. l'immersion dans l'eau ;

2. les installations de stockage mono déchets, inspirées des installations de stockage des déchets dangereux ou non-dangereux avec adaptation à la nature et la spécificité du déchet. Ces installations peuvent être classées pour la protection de l'environnement (ICPE) ;

3. les installations de stockage de déchets confinés (CDF) : Ce sont des structures utilisées mondialement pour fournir un volume adéquat pour le stockage des matériaux dragués, retenir les particules solides lors du dépôt et les contaminants à court et à long terme.

La démarche à suivre pour le choix entre les trois modes est présenté dans la (Figure II-19).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

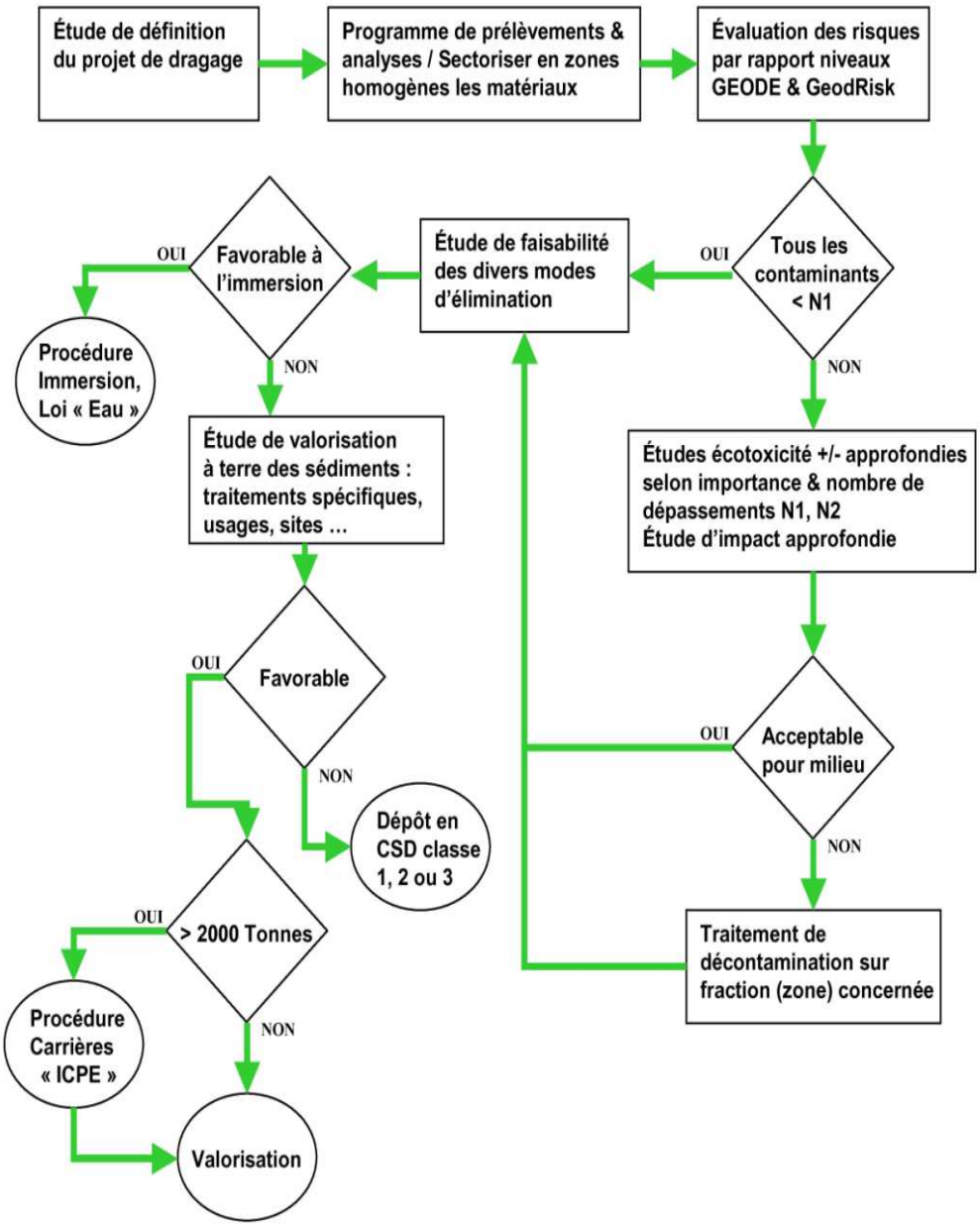

Figure II-19 : Démarche à suivre pour le choix du mode de gestion des sédiments pollués (Le Guern et al., 2004)

1) Immersion dans l'eau (clapage)

L'immersion dans l'eau est la méthode de dépôt la plus utilisée en France, cette filière est règlementée par l'arrêté du 8 août 2006. Cet arrêté indique les seuils de polluants (PCB inclus) N1 et N2 pour les sédiments marins et estuariens et le seuil S1 pour les sédiments extraits des cours d'eau ou de canaux (Tableau II-4).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Métaux	N1	N2	S1
Arsenic	25	50	**30**
Cadmium	1,2	2,4	**2**
Chrome	90	180	**150**
cuivre	45	90	**100**
Mercure	0,4	0,8	**1**
Nikel	37	74	**50**
Plomb	100	200	**100**
Zinc	276	552	**300**

PCB	N1	N2	S1
PCB totaux	0,5	1	**0,68**
PCB 28	0,025	0,05	-
PCB 52	0,025	0,05	-
PCB 101	0,05	0,1	-
PCB 118	0,025	0,05	-
PCB 138	0,05	0,1	-
PCB 153	0,05	0,1	-
PCB 180	0,025	0,05	-

Tableau II-4 : Seuil français pour l'immersion et le stockage des sédiments en (mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm), (Arrêté du 9 août 2006)

Si plusieurs polluants dépassent le seuil N2 (ou S1) l'immersion à l'eau des sédiments est susceptible d'être interdite. D'autres investigations complémentaires plus lourdes avec une analyse des risques seront demandées afin d'étudier la toxicité des matériaux dragués vis-à-vis du milieu d'immersion. Dans ce cas, la circulaire du 4 juillet 2008 propose un autre mode de gestion des sédiments pollués, la gestion à terre. En effet, lorsque les sédiments de dragage sont extraits ils sont considérés comme déchets et entrent dans la nomenclature 17 05 05* (boues de dragage contenant des substances dangereuses) ou 17 05 06 (boues de dragage autres que celles visées à la rubrique 17 05 05*). Cette approche est fondée par le décret du 18 avril 2002 et consolidée dans le décret du 17 octobre 2007. Donc le dépôt à terre des sédiments pollués par les PCB est réglementaire, à condition que la teneur en PCB soit inférieure à 50 mg/kg (seuil fixé par l'arrêté du 10 octobre 2002). Au-dessus de ce seuil, tout stockage à terre est interdit et un mode d'élimination doit être utilisé.

Lorsque l'immersion dans l'eau des sédiments pollués n'est pas possible, les autres modes de gestion à terre sont utilisés.

2) Les installations mono-déchets

La réglementation de stockage oblige de qualifier les déchets dangereux, non dangereux et inertes. Le caractère dangereux d'un déchet est entouré d'une ambigüité, d'où la nécessité d'une évaluation détaillée afin de déterminer ce caractère. Ces propriétés dangereuses sont définies dans le décret n°2002-540 du 18 avril 2002. Un déchet est considéré dangereux s'il répond au minimum à l'un des 15 critères de dangerosité (récemment le décret n°2011-828 du 11 juillet 2011, article 8 II ajoute un 15ème critère aux 14 critères déjà existants). Le critère de dangerosité le plus susceptible d'aboutir à un classement des sédiments en déchets dangereux est le critère H 14 (où paraissent les PCB), ce dernier est le moins connu. Pour l'instant, il n'existe pas un protocole officiellement normalisé de déclenchement du protocole H14. Par contre il existe un protocole, réalisé par le MEDDE en octobre 2009, parfois utilisé. Cependant le critère H14 reste non imposé. Un autre mode de qualification de déchets est possible suivant la décision n°2003/33/CE du 19/12/02 indiquant les seuils entre déchets inertes, non-dangereux et dangereux. Ces seuils sont obtenus via des essais de lixiviation ou de percolation.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

En France, les installations de stockage mono-déchets sont rarement utilisées. Par contre, on les retrouve répandues dans plusieurs autres pays du monde. Aux Etats Unis, une pollution importante en PCB a été détectée dans la Fox river, environ 600000 m^3 de sédiments étaient pollués par les PCB avec des concentrations allant jusqu'à 186 mg/kg. D'abord une étude était conduite sur les risques de re-suspension des PCB suite aux opérations de dragage des sédiments, cette étude a montré que la re-suspension des PCB suite à ces opérations est plus faible que la re-suspension des PCB causée par le passage des bateaux. Après l'étude de faisabilité de plusieurs alternatives de gestion des sédiments dragués pollués par le PCB, il a été décidé que le stockage des sédiments pollués par les PCB en utilisant des barrières à base d'argile (Figure II-20) serait le mode de gestion le plus écoenvironnemental vis-à-vis des autres modes de gestion étudiés (USEPA, 2006)

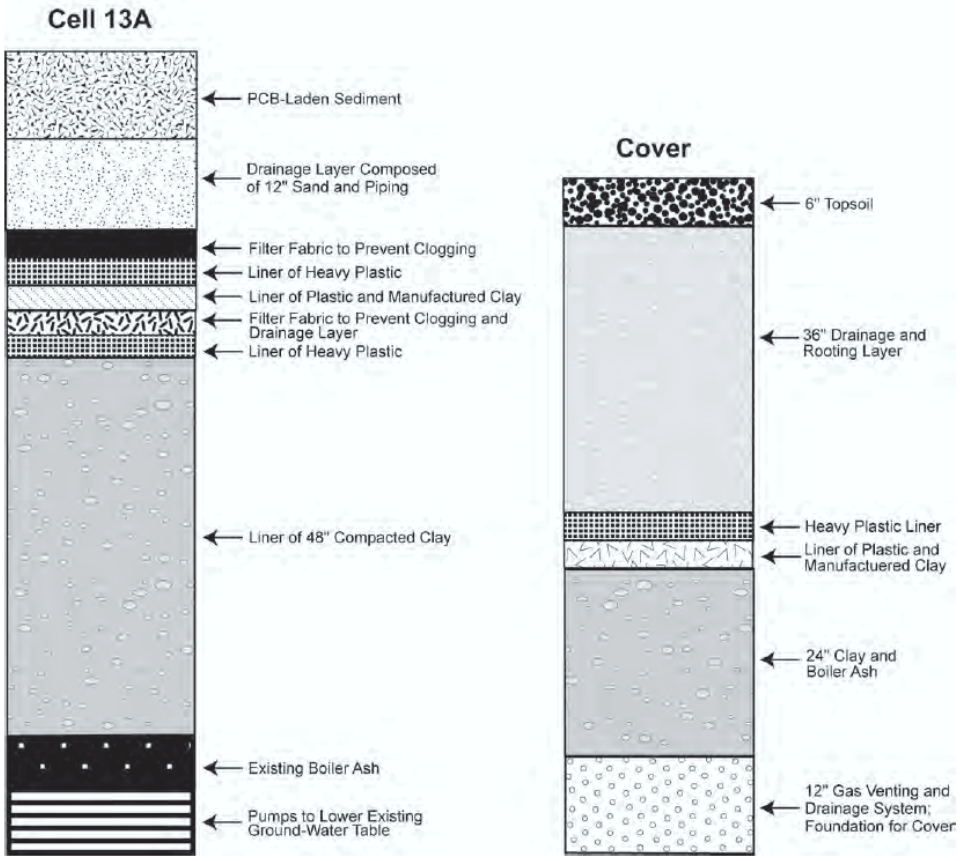

Figure II-20 : Les barrières de fonds et de couverture utilisées dans les centres de stockage des sédiments pollués par les PCB (USEPA, 2006)

Cette méthode de gestion choisie sera performante à court terme et à long terme. En effet, en 1980 une pollution en PCB est détectée dans les sédiments du ruisseau de Pottesburg au Canada. La concentration en PCB dans les sédiments était supérieure à 50 mg/kg. Un volume de 35500 m^3 de sédiments pollués a été dragué et stocké dans un centre de stockage entre les années 1984 et 1987 (Figure II-21). Des investigations mensuelles sont conduites afin d'analyser la qualité de l'eau des lixiviats collectés de ce centre de stockage. L'ensemble de ces investigations a montré que les lixiviats collectés contenaient des concentrations en PCB inferieures aux limites acceptées dans l'eau potable à Ontario Canada. Cette méthode de gestion a montré sa performance et sa faisabilité. En effet, des études conduites en 2008 ont montré que la pollution en PCB dans le ruisseau de Pottesburg est éliminée (MOE, 2008). D'autres investigations conduites entre 2008 et 2010 ont montré qu'il n'y avait pas de pollution en PCB de la végétation dans une zone de 1 km entourant le centre de stockage de sédiments pollués (MOE, 2010).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

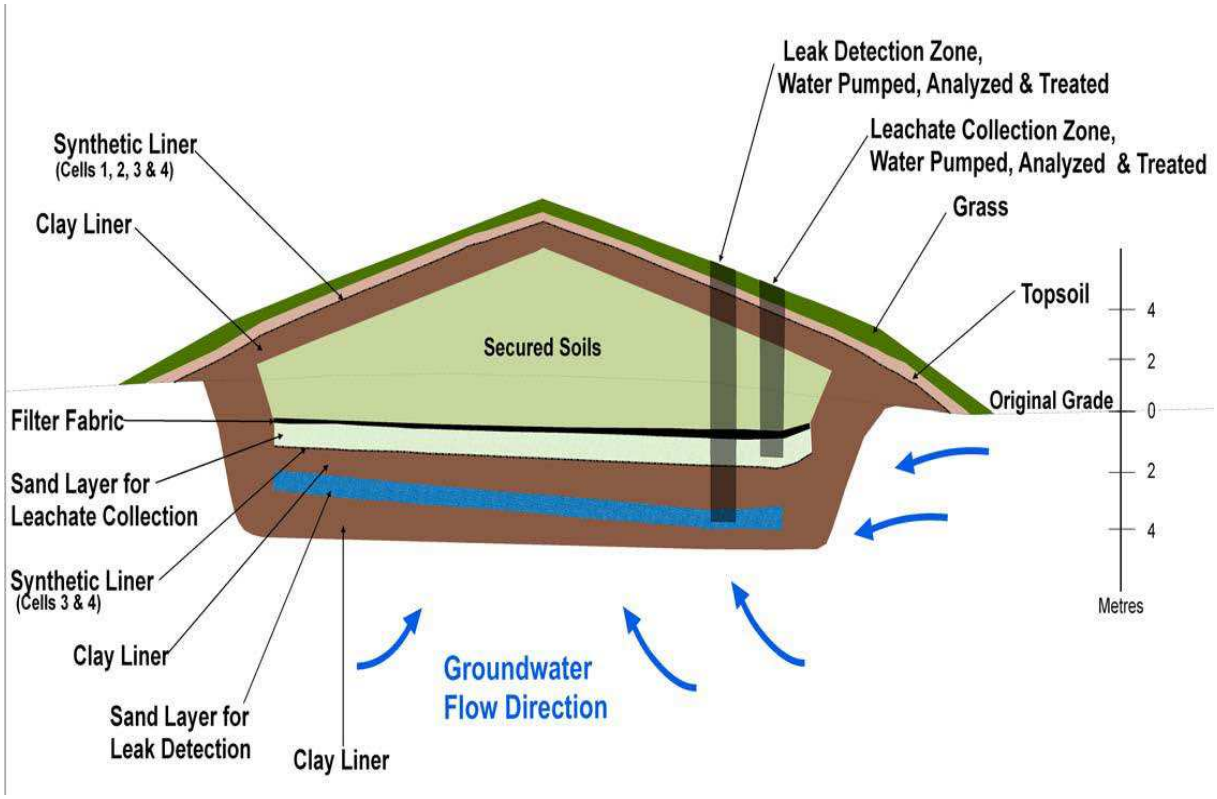

Figure II-21 : Schéma du centre de stockage de sédiments pollués en PCB à Pottesburg Canada (MOE, 2008)

En plus, une autre étude a eu lieu en 2009 sur le centre de stockage de Pottesburg afin de déterminer la migration des PCB dans les différents composants du centre de stockage (barrière de couverture, déchets et barrière de fond). Les résultats de cette étude ont montré que la quantité de PCB qui a migré vers le fond du centre de stockage est faible. La majorité de cette quantité est adsorbée sur les géotextiles (Figure II-22), (Jones et al., 2009).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cell 2 Sample Collection Strata		PCB Concentrations			
Cover Liner	**Depth below Surface**	**Aroclor 1242**	**Aroclor 1254**	**Aroclor 1260**	**Total PCBs**
	cm	**µg/g**	**µg/g**	**µg/g**	**µg/g**
Grass	0-10	-	-	-	-
Top Soil	10-30	<0.1	0.2	<0.1	0.3
Clay Till	30-90	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Geotextile		8.0	<0.1	0.2	8.2
Drainage Layer	90-122	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Geomembrane	(1.5 mm)	1.8	0.55	1.6	4.0
Drainage Layer	122-145	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Clay Cap		-	-	-	-
Waste	Average	4.0	0.5	0.9	5.4
Base Liner	**Depth below Waste**	**Aroclor 1242**	**Aroclor 1254**	**Aroclor 1260**	**Total PCBs**
	cm	**µg/g**	**µg/g**	**µg/g**	**µg/g**
Geotextile		1.5	0.1	0.1	1.6
Sand LCS	0-5	0.01	<0.01	<0.01	0.01
	5-10	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	10-15	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	15-20	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
CCL	0-2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	2-7	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	7-12	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	12-17	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	17-22	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	22-27	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	27-32	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

"-" indicates unmeasured data

Figure II-22 : La pollution en PCB des différentes composantes du centre de stockage (Jones et al., 2009)

D'autres études sur le stockage des sédiments pollués par les PCB aux Etats Unis (Hudson river) et en Suède (lac Jarnjson) ont montré la performance écoenvironnementale des centres de stockage des sédiments pollués par les PCB. Ce mode de gestion doit prendre en considération plusieurs facteurs socioéconomiques, ainsi la recherche d'un site de dépôt doit faire l'objet d'une étude d'impact des bassins sur l'environnement (milieu naturel, milieu physique, contexte socio-économique), (Le Guern et al., 2004).

3) Les installations de déchets confinés (Confined disposal facilities CDF)

Ce type d'installation est la méthode de gestion des sédiments contaminés la plus utilisée aux Etats Unis et dans le monde. Depuis 1960, 68,4 millions de m^3 de sédiments dragués sont mis dans les CDF, en outre ce type d'installations a fait l'objet de plus de 40 programmes de recherches de gestion de sédiments contaminés (Miller, 1998 ; USACE, 2003a). En effet, ce sont des installations confinées et entourées par des digues contenant des argiles de faible perméabilité. Ils peuvent être placés hors site, sur les littoraux, et sous forme d'îles. Le choix entre ces trois zones dépend essentiellement du degré de contamination des sédiments, de la disponibilité des sites, et d'autres facteurs économiques (Figure II-23).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

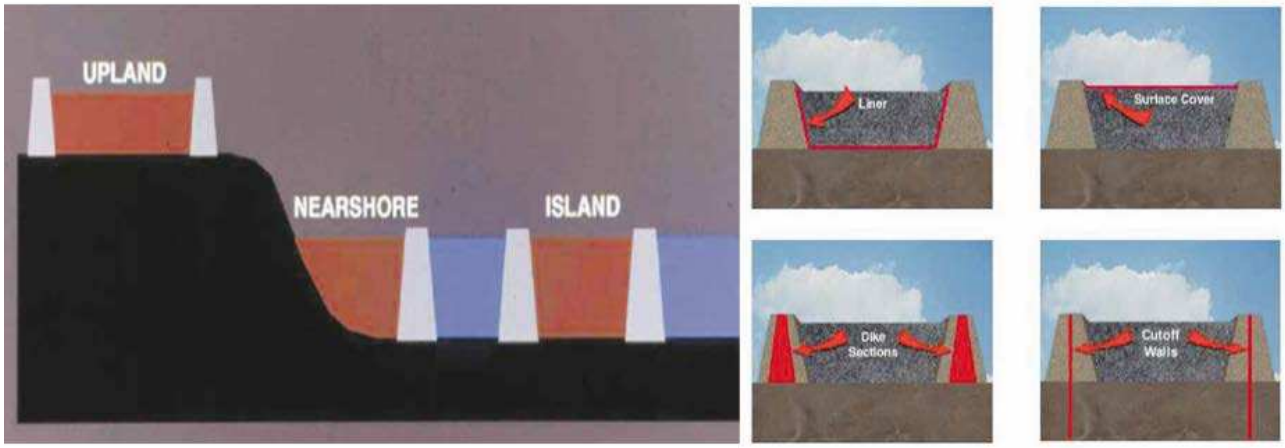

Figure II-23 : Schémas représentant les CDF (Palermo et Averett, 2000)

Ce type d'installations est conçu pour fournir un volume adéquat pour retenir les matières solides et les différents contaminants des sédiments à court et à long terme. Ces objectifs sont assurés en utilisant des matériaux de faible perméabilité comme les argiles au fond de ce type de stockage et dans les digues. Ce type de centre de stockage est utilisé en France en général pour le stockage provisoire des déblais de dragage. Aux Etats Unis, ce type est utilisé pour le stockage des sédiments pollués par différents contaminants parmi lesquels les PCB. Le Saginaw Bay CDF constitue un exemple (Figure II-24), où 184000 m^3 de sédiments pollués par les PCB sont stockés. La masse de PCB présente dans les sédiments est de, 11,23 kg. Des études numériques ont montré que pendant 13,7 ans, 2 % (0,22 kg) de la quantité de PCB sera infiltrée à travers les digues. Tandis qu'une quantité plus importante (29 %) de PCB sera volatilisée. Ces résultats sont validés par des études de bioaccumulation sur les espèces vivantes habitant dans une zone entourant le CDF (USACE, 2003b).

Figure II-24 : Installation de stockage confiné à la baie Saginaw (Miller, 1998)

Afin de prendre en considération la volatilisation des PCB, le CDF de New Bedford Harbor était couvert par une géomembrane en PEHD (polyéthylène haute densité). Cette géomembrane était placée avant la mise en œuvre des sédiments pollués par les PCB. Les sédiments sont placés par pompage au-dessous de la géomembrane. Des analyses d'eaux souterraines entourant le site ont montré que les fuites de PCB sont négligeables (Palermo et Averett, 2000).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.4 **Les installations de stockage de déchets**

En France, il existe trois types de centre de stockage, les installations de stockage des déchets inertes (ISDI), les installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND) et les installations de stockage des déchets dangereux (ISDD). Les installations de stockage des déchets inertes sont conçues pour recevoir les déchets minéraux non pollués qui ne subissent aucun changement (décomposition, biodégradation…) ou qui n'entrent pas en réaction physico-chimique avec d'autres matières d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. Cependant, les ISDND sont conçues pour recevoir les déchets ménagers et assimilés ou déchets ménagers non dangereux, et les ISDD sont conçues pour recevoir les déchets industriels spécifiques et toxiques.

L'utilisation de ce type d'installation pour le stockage des sédiments pollués par les PCB est possible. Une étude réalisée par l'ADEME en 2009 sur l'utilisation de ce type de centre de stockage pour les sols pollués montre que ces trois types de centres de stockage :

- sont acceptables par les parties prenantes ;
- éliminent les risques juridiques à long terme ;
- possèdent des techniques de mise en œuvre en France maîtrisées depuis plusieurs années.

Dans le cas de stockage des sols pollués, leurs empreintes environnementales sont élevées (Figure II-25). Ces empreintes sont majoritairement liées au transport de terres excavées. Ce risque peut être réduit avec une maîtrise de transport réduisant au maximum l'émission des polluants.

Parmi ces trois types de centre de stockage, les ISDND sont les plus susceptibles d'accueillir les sédiments pollués par les PCB. En effet, les sédiments ne sont pas acceptés en tant que déchets inertes tandis que les ISDD coûtent trop chers (~ 120€/tonne contre 60 €/tonne pour le dépôt dans les ISDND, Le Guern et al., 2004).

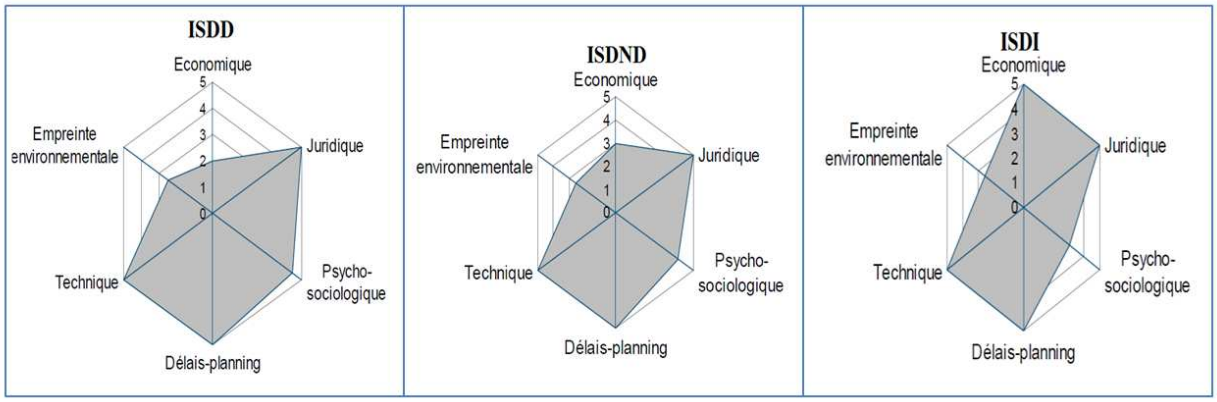

Figure II-25 : Analyses des critères des choix pour les différents types d'installation de stockage de déchets (ADEME, 2009)

Le stockage dans un ISDND doit ainsi respecter plusieurs prescriptions relatives à la nature des déchets à stocker et aux normes d'émission, la localisation et l'aménagement du site. Il s'agit d'un ensemble de casiers ou « alvéoles » hydrauliquement indépendants grâce à une étanchéité en fond, latérale et en couverture. Au fond des alvéoles, les lixiviats issus des déchets stockés,

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

potentiellement chargés en polluants, sont récupérés. Il existe près de 300 structures de ce type sur l'ensemble du territoire français. L'exploitation d'un tel site ne doit ni être incompatible avec les autres activités et occupations du sol environnantes, ni générer des nuisances qui mettent en cause la préservation de l'environnement et la salubrité publique. Pour cela, le site doit présenter un contexte géologique et hydrogéologique favorable, c'est-à-dire des caractéristiques de perméabilité suffisamment faibles pour pallier à une improbable pollution du sous-sol par le lixiviat. Dans un casier, la hauteur des déchets varie entre quelques mètres sur les bords jusqu'à 40 mètres au centre du casier (Arrêté du 09/09/1997).

II.4.1 Les barrières de sécurité des ISDND

1) En couverture d'alvéole

La barrière d'étanchéité en couverture (Figure II-26) est celle qui a le plus d'impact sur l'évolution du site (Poignard, 1999). Elle régit les échanges entre les déchets et l'extérieur et remplit plusieurs fonctions :

- contrôle les infiltrations d'eaux pluviales afin de favoriser l'achèvement de la fermentation des déchets ;
- réduit les migrations des gaz en maximisant leur récupération ;
- sépare les déchets du vivant (rongeurs, insectes et racines) ;
- favorise un bon drainage extérieur.

Dès la fin du comblement d'un casier, une couverture finale est mise en place pour limiter les infiltrations d'eau vers l'intérieur de l'installation de stockage.

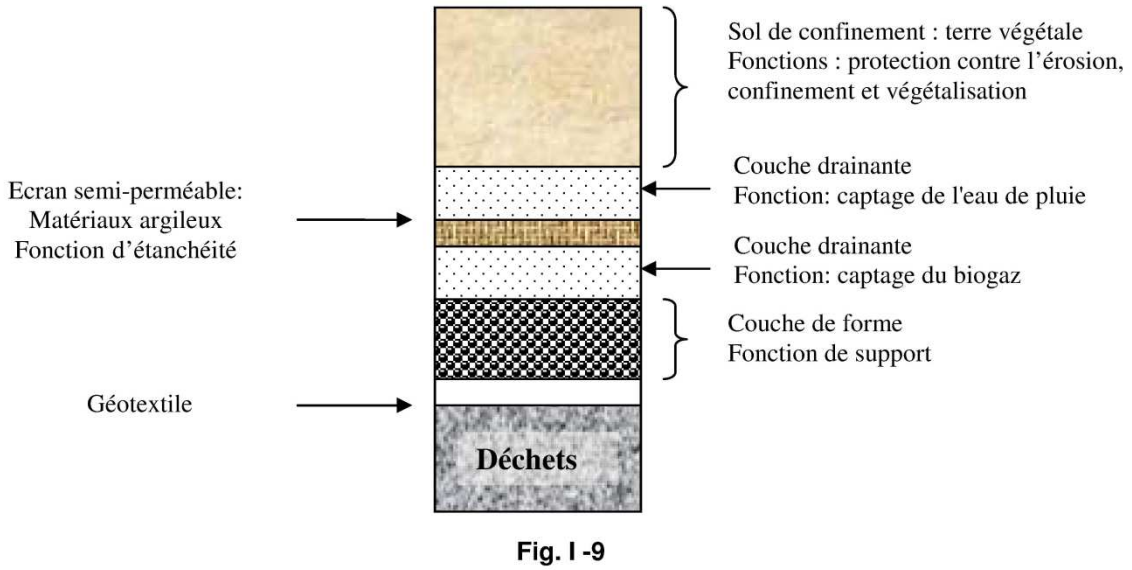

Figure II-26 : Barrière en couverture d'alvéole (Barral, 2008)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Dans le cas des déchets non dangereux, le type de couverture préconisé est donc une couverture semi-perméable permettant d'apporter une quantité d'eau suffisante aux déchets pour améliorer sa dégradation. La perméabilité alors retenue est de l'ordre de 10^{-7} m/s (BRGM, 2009). Dans le cadre du projet PCB AXELERA, d'autres méthodes de remédiation seront explorées en parallèle avec la méthode de stockage, la présence d'une barrière de couverture pour le centre de stockage pourrait affecter les autres méthodes de remédiation et notamment la phytoremédiation.

2) En fond d'alvéole

La règlementation Française et Européenne (arrêté du 09/09/1997) et directive européenne 1999/31/CE) relative aux installations de stockage des déchets imposent la présence d'une barrière active et d'une barrière passive au fond d'un centre de stockage de déchets. La barrière active est composée d'un système de drainage et d'un ensemble d'étanchéité composée de géomembrane et de géotextiles. Cette barrière a pour rôle principal d'assurer un drainage efficace des lixiviats et le captage du biogaz afin de réduire les pollutions éventuelles (Saadi, 2003). La barrière de sécurité passive est composée d'un système étanche formé de matériaux de faible perméabilité (argiles, géosynthetiques bentonitiques GSB…) assurant la performance et la pérennité du système de confinement à long terme. Le bon contact entre la géomembrane et l'argile permet de réduire considérablement les flux de polluants dans l'argile provenant des inévitables défauts (trous, déchirures…) des géomembranes (Pierson et al., 2004).

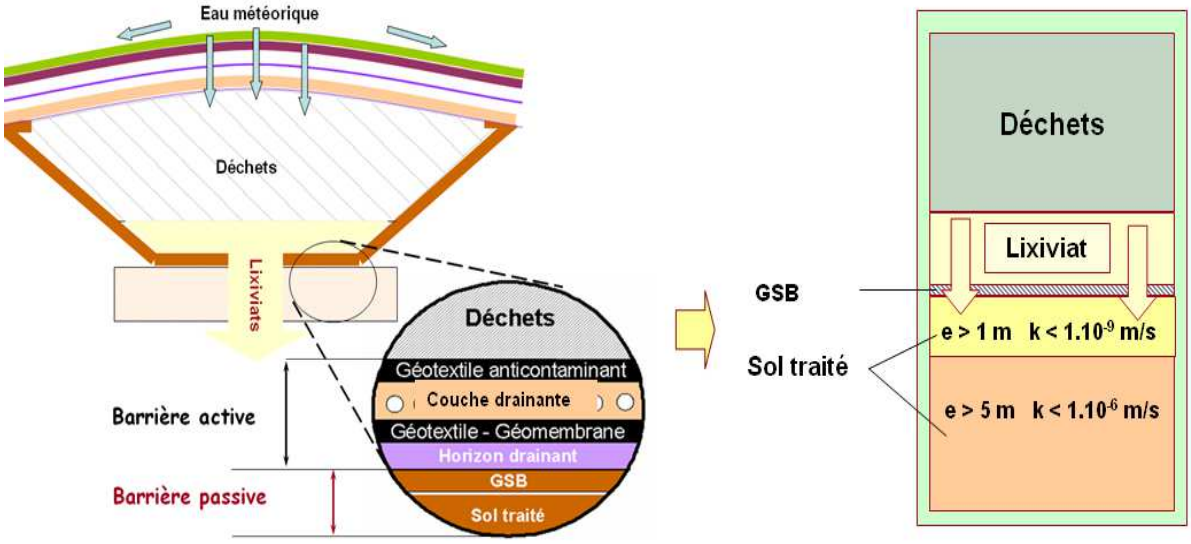

Figure II-27 : Composition du fond d'un centre de stockage (Razakamanantsoa, 2009)

La barrière passive de fond des ISDND doit être composée d' (Figure II-27) :

- une couche d'une épaisseur supérieure ou égale à 1 m et dont la perméabilité est inférieure à 10^{-9} m/s ;
- une couche d'une épaisseur supérieure à 5 m est dont la perméabilité est inférieure ou égale à 10^{-6} m/s.

L'argile est le matériau naturel utilisé pour assurer la faible perméabilité de la couche de sécurité. D'autres types de matériaux à base d'argile peuvent être utilisés pour renforcer cette

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

couche d'argile et même la substituer dans certains cas ; il s'agit des géosynthetiques bentonitiques (GSB) (Daniel, 1993 ; Bouazza, 2002 ; Rowe et al., 2004 ; MEDDE, 2009).

II.5 Les argiles

Les argiles sont de grains minéraux formés par l'altération des roches silicatées par l'eau. Elles possèdent une structure en feuillet et appartiennent à la famille des phyllosilicates. En général, la taille des particules des argiles est < 2µm. Leur structure est composée de deux unités de base, les tétraèdres et les octaèdres (Velde et Meunier, 2008) (Figure II-28) :

- Les tétraèdres sont composés des cations Si^{2+} ou Al^{3+} occupant leur centre et des anions O^{2-} occupant leurs sommets. Les tétraèdres sont liés entre eux en mettant en commun trois ou quatre sommets, l'ensemble de ces tétraèdres forment un réseau hexagonal.

- Les octaèdres sont composés des cations Al^{3+}, Fe^{3+}, Fe^{2+}, Mg^{2+}, et des anions O^{2-} et OH^-. Les anions occupent les sommets des octaèdres tandis que les cations occupent leur centre. Les couches octaédriques sont liées entre elles en mettant 6 sommets en commun.

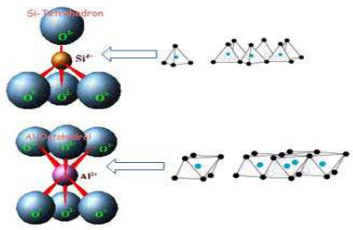

Figure II-28 : Unité de base et réseaux associés

Idéalement, les sommets des tétraèdres et octaèdres sont composés des cations Si^{2+} et les Al^{3+}, les substitutions de ces cations par d'autres cations (Al^{3+} à la place de Si^{2+}, Fe^{2+} à la place de Al^{3+}) sont des substitutions isomorphes comme elles n'affectent pas la morphologie des argiles. Grâce à ces substitutions les argiles sont chargées négativement, et sont aptes à conserver leur électro-neutralité par l'attraction des cations échangeables sur les différents espaces interfoliaires et les surfaces et bords des particules (Mitchell et Soga, 2005)

Les réseaux formés par l'assemblage des tétraèdres et/ou octaèdres sont appelés feuillets. Les liaisons dans ces réseaux sont très fortes. Le type de liaisons, diffère entre liaisons d'hydrogènes et ou liaisons de Van der Waals, liaisons hydrostatiques (Marshall, 1964).

II.5.1 Classification des argiles

Les minéraux argileux sont classés selon l'empilement des feuillets et le type de liaisons entre deux ou trois couches de feuillets (Mitchell et Soga, 2005). Ainsi, il existe plusieurs familles de minéraux argileux (Figure II-29).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

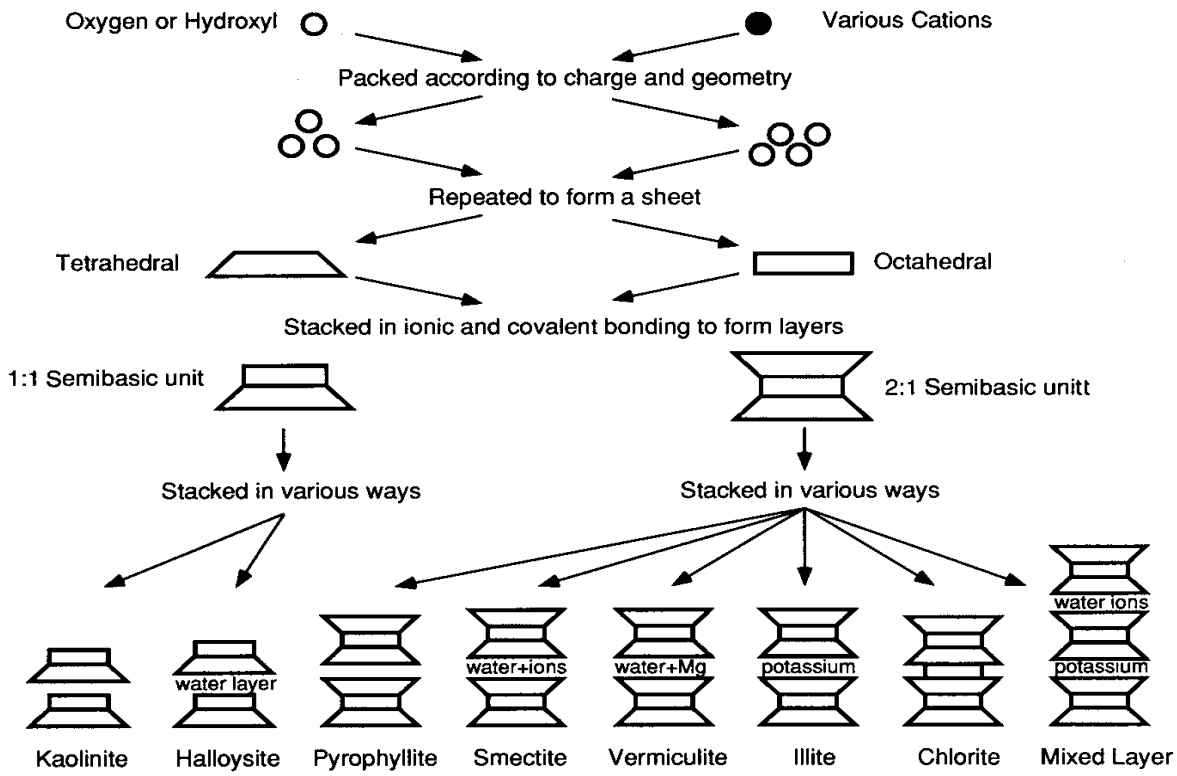

Figure II-29 : Les différentes familles d'argile selon le mode d'empilement des feuillets (Mitchell et Soga, 2005)

Les familles les plus importantes sont les suivantes (Gaboriau, 1997) :

- Les kaolinites : Elles sont formées d'empilement de structures en feuillets 1:1 constituées par un octaèdre et un tétraèdre et dont l'épaisseur est de 0,713 nm. En général, les liaisons entre les unités de base sont des liaisons d'hydrogène. Les kaolinites possèdent une sous-famille les hallocidites. Les kaolinites sont dites argiles non-gonflantes car elles ont de faibles propriétés d'hydratation ; les espaces interfoliaires ne sont notamment pas hydratables.

- Les illites : Elles sont formées de deux couches octaédriques encadrant une couche tétraédrique (2 :1). Ces deux couches sont liées par les ions potassium. Elles possèdent une structure similaire aux micas mais moins cristallisée et ont une teneur en potassium moins importante. Les ions potassium placés entre les feuillets empêchent leur gonflement et amènent à une petite surface interfoliaire limitant les échanges cationiques (Reddi et Inyang, 2000).

- Les smectites : Elles ont une structure similaire à celle des illites (2 :1). Par contre, les feuillets ne sont pas liés par les ions potassium, et les molécules d'eau peuvent pénétrer facilement les espaces interfoliaires. Cette famille regroupe minéralogiquement plusieurs espèces dont les plus importantes sont la montmorillonite, la bedellite, l'hectorite et la saponite. Les smectites sont caractérisées par une plasticité, un gonflement, une surface spécifique élevée, et un retrait important.

Les propriétés les plus intéressantes de ces minéraux sont présentées sur la Figure II-30.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Minéral	Surface spécifique (m^2/g)	Densité	CEC (mEq/100 g)	Espace interfoliaire (Å)
Kaolinite	10–20	2.60–2.68	3–15	7.2
Illite	65–100	2.6–3.00	10–40	10
Smectite	700–840	2.35–2.70	80–150	9.6– infinité

Figure II-30 : Principales propriétés des minéraux d'argiles (Reddi et Inyang, 2000)

II.5.2 Les bentonites

La bentonite est une argile appartenant à la famille des smectites. Elle est composée de 75 % à 90 % en masse de montmorillonite (Egloffstein, 2001). Elle est utilisée mondialement dans plusieurs applications notamment dans les barrières d'étanchéité des déchets. La faible perméabilité des bentonites, leur plasticité et gonflement ainsi que leur capacité de sorption importante envers les contaminants empêchent la migration des polluants vers l'environnement (Murad et Cushman., 2000).

1) Mécanisme de gonflement et d'hydratation de la bentonite

La propriété de gonflement de l'argile est liée à son aptitude à emprisonner les molécules d'eau dans les espaces interfoliaires (Meunier, 2005). Cette eau immobile est liée aux molécules des feuillets par des forces électriques fortes et est considérée comme un prolongement de la surface solide (Kolstad et al., 2004). Le gonflement total de la bentonite est égal à la somme du gonflement unitaire de chaque espace interfoliaire. L'hydratation de la bentonite se déroule en deux phases (Kolstad et al., 2004 ; Anderson et al., 2010) :

- La phase cristalline : Cette phase d'hydratation est commune pour les différents types d'argile. La phase cristalline a lieu en premier lorsque plusieurs couches d'eau hydratent les surfaces extérieures et l'espace interfoliaire de la bentonite initialement sec. Plusieurs molécules d'eau s'arrangent linéairement pour former une structure quasi-cristalline entre les espaces interfoliaires (Anderson et al., 2010). L'espace interfoliaire gonfle jusqu'à atteindre 4 monocouches dont l'épaisseur totale est de 1,96 nm.

- La phase osmotique : Cette phase se déroule après la phase cristalline lorsque les molécules d'eau hydratent à nouveau les espaces interfoliaires. Elle a lieu lorsque les cations dans les espaces interfoliaires sont monovalents. Ceci explique le faible gonflement de la bentonite calcique par rapport à la bentonite sodique. En effet, les forces électriques entre les cations polyvalents et les feuillets sont plus grandes et empêchent ainsi le gonflement osmotique. Plusieurs couches d'eau occupent les espaces interfoliaires, ceci aboutit à un gonflement de cet espace allant jusqu'à 100 nm. A l'équilibre, la quantité d'eau immobile est importante et est proportionnelle au nombre des couches d'eau occupant les espaces interfoliaires. Avec l'augmentation de la quantité d'eau immobile, la tortuosité augmente, par suite le flux d'eau entre les particules de bentonite s'affaiblit et ceci explique la relation inverse entre le gonflement et la perméabilité (Shackelford et al., 2000 ; Jo et al., 2001).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

2) La capacité d'échange cationique

La présence de cation dans l'espace interfoliaire explique une autre caractéristique de la bentonite à savoir sa capacité d'échange cationique. Il s'agit de la quantité de cations qu'une argile minérale peut absorber sur ses surfaces chargées négativement. Ses propriétés peuvent ainsi être modifiées en interagissant avec différents liquides d'hydratation. Les liaisons créées sont énergétiquement faibles et le degré d'échange dépend de la valence, de l'abondance et de la taille des cations. En général les cations de plus grande valence et de plus petite taille remplacent ceux de valence plus faible et de taille plus grande (Kolstad et al., 2004 ; Muhammed, 2004).

$$Li^{+} < Na^{+} < K^{+} < Rb^{+} < Cs^{+} < Mg^{2+} < Ca^{2+} < Ba^{2+} < Cu^{2+} < Al^{3+} < Fe^{3+} < Th^{4+}$$

Les cations les plus facilement échangeables sont situés à gauche. Par exemple, les ions sodium sont habituellement échangés lorsqu'ils sont en contact avec une solution contenant des ions Ca^{2+}. Cette chaîne de remplacement est valable uniquement lorsque les concentrations en cations sont identiques. En effet, si un cation de plus faible valence (Na^{+}) est en plus grande quantité qu'un cation de plus grande valence (Ca^{2+}), les ions de plus faible valence vont se substituer aux ions de plus forte valence (Meer et Benson, 2004).

II.6 **Les Géosynthétiques Bentonitiques (GSB)**

Les Géosynthetiques Bentonitiques (GSB) sont des matériaux composites, formés par deux géo synthétiques (géotextiles ou géomembranes) entre lesquelles il y a des matériaux minéraux (la bentonite). Le Comité Français des Géosynthétiques (CFG) en donne la définition suivante « *tous produits manufacturés en forme de nappe, constitués d'un assemblage de matériaux comprenant au moins un géotextile et de la bentonite, utilisés dans le domaine de la géotechnique, du génie civil et assurant une fonction d'étanchéité »*. L'étanchéité des GSB est assurée par les bentonites qui sont des matériaux à base d'argile de très faible perméabilité (Shackelford et al., 2000). Cependant le rôle des géotextiles est la séparation, le renforcement et la protection du GSB. Un autre rôle important des géotextiles est la limitation de la migration de la bentonite à l'état sec et à l'état hydraté.

II.6.1 Classification des GSB

Les GSB peuvent être classés selon leur mode d'assemblage (CFG, 1998). Ainsi, il existe trois types de GSB composés d'un géotextile de support et d'un géotextile de couverture entre lesquels il y a une couche de bentonite. On distingue ces types de GSB selon le mode d'assemblage de ces trois couches (Figure II-31) :

- les GSB collés : Les deux géotextiles sont collés à la surface de la bentonite à l'aide d'une colle hydrosoluble ;
- les GSB cousus : L'ensemble est uni mécaniquement par un système de couture ;
- les GSB aiguilletés : Les trois couches sont assemblées par aiguilletage. En effet, l'aiguilletage traverse la couche de bentonite de part et d'autre et se fixe sur les géotextiles.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

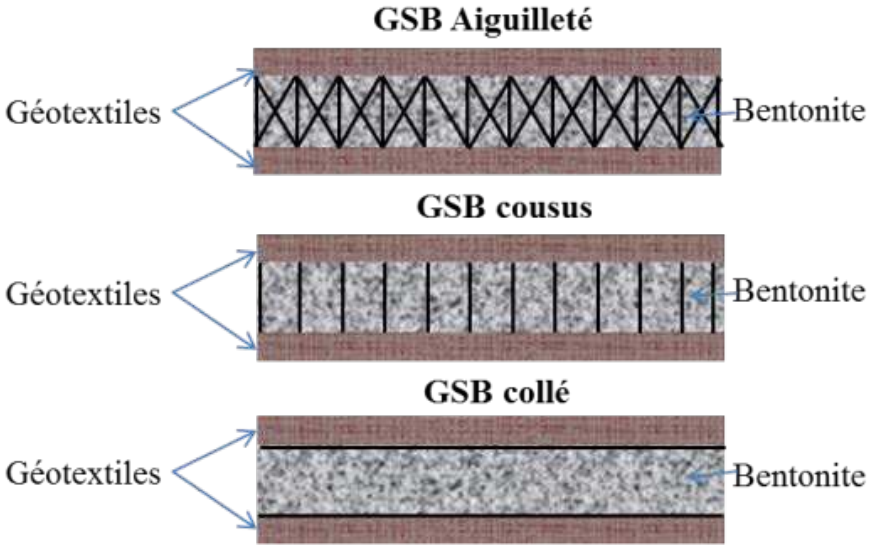

Figure II-31 : Type de GSB selon le mode de liaison

Les GSB peuvent aussi différer selon la nature (poudre ou granulé) et le type de la bentonite utilisée. Ainsi, il existe trois types de bentonite utilisés dans les GSB : les bentonites sodiques, calciques et calciques activées. La bentonite sodique est caractérisée par un gonflement important allant jusqu'à 18 fois son volume initial, tandis que le gonflement de la bentonite calcique est moins important (4 fois son volume initial, Silvestre et al., 2004). La rareté de la bentonite sodique a amené à activer la bentonite calcique à l'aide de carbonate de sodium. Le sodium remplace le calcium de la bentonite calcique afin d'obtenir une bentonite calcique activée ayant des propriétés de gonflement et de perméabilité similaires aux bentonites sodiques. En plus du type et de la nature de la bentonite utilisée dans les GSB, d'autres composantes peuvent différer comme le type et la nature du géotextile, la teneur en smectite, la masse surfacique en bentonite…

II.6.2 Avantages et inconvénients des GSB

Les GSB sont largement utilisés ces dernières années dans les centres de stockage des déchets et dans d'autres applications dans le domaine du géoenvironnement. Cette utilisation considérable est une conséquence de leurs propriétés intéressantes et avantageuses vis-à-vis d'autres barrières d'étanchéité minérales utilisées. Les principaux avantages sont les suivants (Bouazza, 2002) :

- Faible conductivité hydraulique : La conductivité hydraulique des GSB varie entre 2.10^{-10} m/s et 2.10^{-12} m/s selon le degré de confinement (Petrov et al., 1997a). En effet, ces différentes valeurs répondent aux seuils imposés par les différentes réglementations pour les barrières d'étanchéité.

- Facilité de mise en œuvre : Les GSB sont stockés sous forme de rouleau. Cette forme rend leur mise en œuvre efficace, plus facile et moins coûteuse. Rowe et al. (2004) ont remarqué que les déformations du système d'étanchéité géomembrane/GSB sont moins nombreuses que les déformations du système d'étanchéité géomembrane/argile compactée. Par suite, le risque de fuites des lixiviats à travers la géomembrane est moins important. La mise en œuvre efficace des GSB est l'une des principales raisons pour cette diminution.

- Capacité d'auto-cicatrisation : Les GSB hydratés ont une capacité d'auto-cicatrisation. Cette capacité est conférée au GSB par le gonflement de la bentonite. En effet, le gonflement de la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

bentonite aide à la fermeture de certaines fissurations ou endommagement. Shan et Daniel (1991) ont testé la capacité d'auto-cicatrisation des GSB en fonction de la taille des trous. Ils ont créé trois trous de diamètres respectifs 12, 25 et 75 mm dans trois GSB. Ils ont testé la conductivité de ces trois GSB après hydratation sous une charge de 14 kPa. Ils ont trouvé que la conductivité hydraulique des GSB ayant des trous de 12 et 25 mm n'était pas affectée. Tandis qu'ils ont remarqué une augmentation importante de la conductivité hydraulique pour les GSB ayant un trou de 75 mm. Didier et al. (2002) ont montré qu'un GSB a besoin de 15 jours pour fermer un trou de 30 mm. Sivakumar Babu et al. (2001) ont montré que la méthode d'assemblage des GSB peut affecter la capacité d'auto-cicatrisation du GSB.

En plus de ces propriétés importantes, beaucoup d'études ont montré que les GSB sont capables de résister aux cycles de gel/dégel et à la dessiccation. La réhydratation du GSB après dessiccation provoque le gonflement de la bentonite et par suite à la fermeture des fissures (Rowe et al., 2004).

Malgré ces propriétés avantageuses, les GSB au fond des centres de stockage sont amenés à résister aux différents types de sollicitations dont on peut citer (Pierson et al., 2004) :

- sollicitations chimiques par la charge ionique du lixiviat de décharge en cas de fuite à travers la géomembrane ;
- sollicitations hydrauliques par la charge potentielle de lixiviat en cas de fuite à travers la géomembrane ;
- sollicitations mécaniques par poinçonnement et tassement différentiel en fond et cisaillement sur les flancs ;
- sollicitations thermiques par les réactions exothermiques dues à la décomposition des déchets.

La performance des GSB face à ces différentes sollicitations a fait l'objet de plusieurs études (Shan et Daniel, 1991 ; Petrov et al., 1997a ; Shackelford et al., 2000 ; Jo et al., 2001 ; Jo et al., 2004 ; Rowe et al., 2004 ; Guyonnet et al., 2009…). Ces différentes études ont relevé quelques limites des GSB :

- La faible épaisseur des GSB : D'une part la faible épaisseur des GSB est avantageuse et d'autre part elle peut ne pas l'être. Ainsi, la faible épaisseur des GSB les rend vulnérables aux sollicitations mécaniques. En plus, ils ont une capacité de sorption et une capacité d'atténuation des polluants relativement faibles par rapport aux barrières d'argile compactée (Bouazza, 2002 ; Rowe et al., 2004). En outre, leur faible épaisseur entraîne une augmentation du gradient hydraulique appliqué à leur surface.
- La migration de la bentonite : Lorsque la bentonite est hydratée sa résistance aux cisaillements est faible. Par suite il y a un risque de migration de la bentonite, ce qui laisse des zones dans le GSB à faible teneur en bentonite, ainsi plus vulnérable contre les sollicitations hydriques. La migration de la bentonite est encore possible suite aux défauts de l'installation.
- L'altération chimique : Les propriétés hydrauliques et de gonflement des GSB sont altérées suite à des sollicitations chimiques. La performance des GSB est affectée par l'échange cationique entre la bentonite et les différents lixiviats agressifs. Principalement l'échange ionique entre ions monovalent et polyvalents altère les propriétés des GSB. Cette altération

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

peut se révéler à court terme ou à long terme (vieillissement du GSB). Bien que la performance des GSB prouvée face à différents types de lixiviats, les essais de compatibilité et de perméabilité restent indispensables afin d'examiner la performance du GSB. Les études de compatibilité des GSB avec différents lixiviats seront développées plus tard.

Les propriétés hydriques et de gonflement des GSB sont dues à la bentonite. Les caractéristiques physiques et chimiques de la bentonite sont présentées dans la partie suivante.

II.7 Facteurs affectant le gonflement et la conductivité hydraulique des GSB

Dans ce paragraphe, on présente les facteurs les plus importants qui affectent le gonflement de la bentonite présente dans les GSB et leur conductivité hydraulique.

II.7.1 Les paramètres influençant le gonflement de la bentonite

Le phénomène de gonflement des argiles est décrit par la théorie de la double couche diffuse. Cette théorie basée sur le modèle de Gouy-Chapman (1910-1913) consiste au fait que les phyllosilicates électrolysés négativement se comportent comme des condensateurs plans (Figure II-32 a) (Meunier, 2005). Sur ces couches le potentiel électrique diminue exponentiellement en s'éloignant de la surface chargée grâce aux contre ions provenant du solvant (Mitchell et Soga, 2005). Stern (1924) a développé ce modèle en introduisant un film mince « Stern Layer » directement adjacent aux surfaces chargées (Figure II-32 (b)). Ce film est constitué de dipôles orientés de l'eau et de cations hydratés fixes répartis linéairement (Meunier, 2005). A proximité immédiate de ce film, réside une couche diffuse de cations hydratés attirés par la surface de l'argile.

a) Modèle Gouy-Chapman

b) Amélioration du modèle par Stern

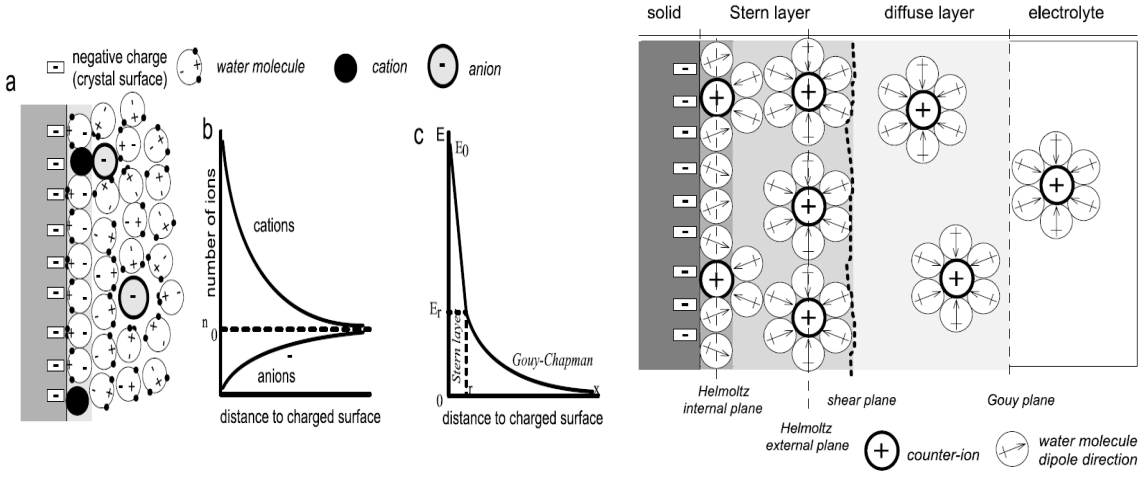

Figure II-32 : a) Modèle de Gouy-Chapman b) Modèle de Gouy-Chapman Stern (Mitchell et Soga, 2005)

L'épaisseur de la double couche diffuse (λ) est déterminée par la formule suivante (Mitchell et Soga, 2005) :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$\lambda = \sqrt{\frac{\varepsilon\ \varepsilon_0\ RT}{2\nu^2 F^2 \eta}} \qquad \textbf{II-11}$$

où ;

ε : la permittivité relative du milieu ($C.mol^{-1}m^{-1}$) ;

ε_0 : la permittivité du vide ($C.mol^{-1}m^{-1}$) ;

R : la constante des gaz ($J.mol^{-1}K^{-1}$) ;

F : la constante de Faraday ($C.mol^{-1}$) ;

T : la température absolue (K) ;

ν : la valence des cations (-) ;

η : la concentration en ions (mol).

Le gonflement de la bentonite est affecté par différents paramètres. Plusieurs études ont examiné l'influence de ces paramètres (Shackelford et al., 2000 ; Jo et al., 2001 ; Jo et al., 2004 ; Lee et al., 2005 ; Liu, 2010). Les principaux paramètres qui influent le gonflement de la bentonite sont la valence, la concentration du fluide, la constante diélectrique et le pH du fluide.

1) La valence

Shackelford et al. (2000) ont étudié l'effet de la valence des fluides sur l'indice de gonflement de la bentonite en réalisant des essais sur la bentonite sodique. Trois types de fluides avec la même concentration ionique sont utilisés : LiCl, $MgCl_2$ et $AlCl_3$. Les résultats ont montré que l'indice de gonflement (mL/2g) de la bentonite sodique diminue avec l'augmentation de la valence des fluides utilisés (Figure II-33). Ce résultat est conforme avec la formule de Gouy-Chapman qui considère que la plus faible épaisseur de la double couche diffuse est obtenue par les cations Al^{3+}. En plus, Liu (2010) a montré que les cations métalliques contribuent fortement à la modification de la microstructure des argiles.

Jo et al. (2001) ont aussi étudié l'effet de la valence sur l'indice de gonflement de la bentonite sodique. D'abord, ils ont confirmé les résultats de l'étude de Shackelford et al. (2000). En plus, ils ont remarqué que le gonflement de la bentonite est plus affecté pour le passage d'une valence de +1 vers +2 que pour le passage d'une valence de +2 vers +3. Et le type du cation divalent influence faiblement l'IG de la bentonite sodique.

L'échange cationique entre les ions monovalents et divalents réduit l'espace interfoliaire et par suite inhibe le gonflement de la bentonite (Egloffstein, 2001). Ce résultat montre que la présence de cations polyvalents dans le lixiviat affecte le gonflement de la bentonite.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

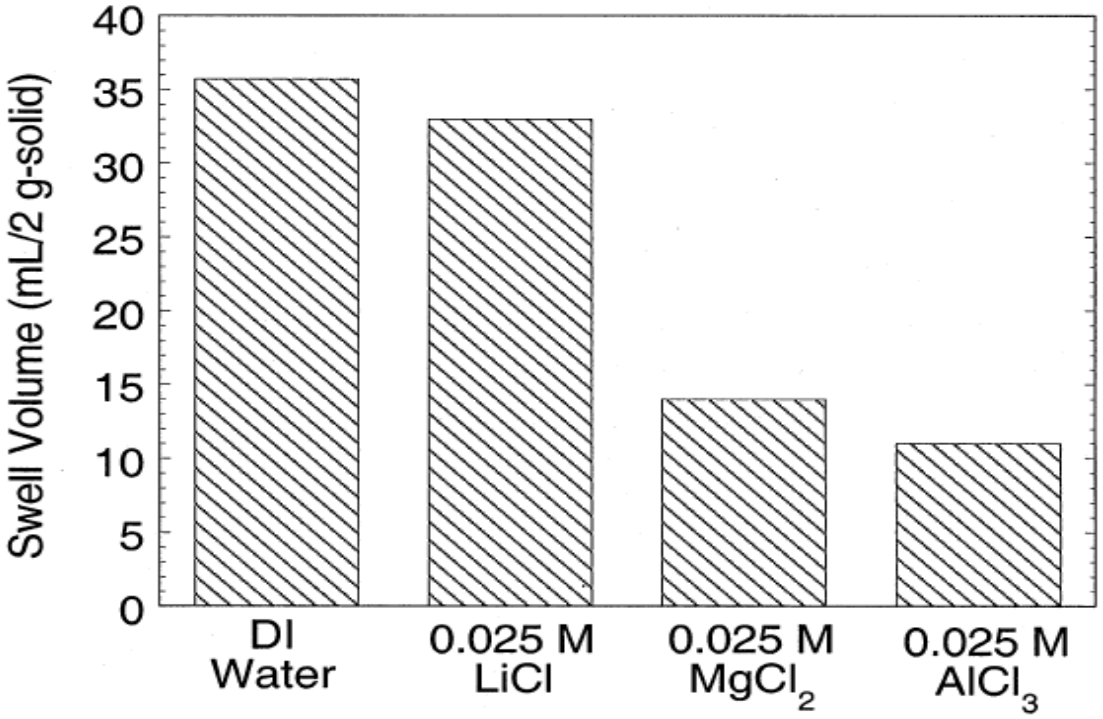

Figure II-33 : Influence de la valence sur le gonflement de la bentonite sodique (Shackelford et al., 2000)

2) Influence de la concentration sur le gonflement de la bentonite

L'étude de l'influence de la concentration de l'électrolyte sur la capacité de gonflement de la bentonite est bien développée dans la littérature. Les études effectuées par Jo et al. (2001) paraissaient intéressantes. En effet, l'influence de la concentration de l'électrolyte sur le gonflement est évaluée dans cette étude. Des essais de gonflement libre sur une bentonite sodique sont réalisés. Huit différents types de fluides à cinq concentrations croissantes sont testés.

Les résultats montrent que l'augmentation de la concentration de l'électrolyte diminue l'IG de la bentonite sodique (Figure II-34). Pour les cations monovalents, l'effet de la concentration sur l'IG est plus important pour des concentrations supérieures à 0,025M. Ainsi pour les cations polyvalents l'effet de concentrations sur l'IG est immédiat. Ces résultats sont conformes avec les résultats de Muhammed (2004) et Kolstad et al. (2004).

Liu (2010) a montré qu'il existe un changement de la microstructure de la bentonite suite à son contact avec différents types de cations métalliques. D'une manière générale, plus la concentration en cations métalliques est importante, plus l'épaisseur de la double couche diffuse des particules est faible, donc, plus la floculation des particules est forte. En conséquence, une microstructure plus compacte se forme (Liu, 2010)

Dans une autre étude Lee et al. (2005) ont testé l'influence de la concentration d'une solution de $CaCl_2$ sur le gonflement de la bentonite (Figure II-35). La solution de $CaCl_2$ est d'une importance distincte grâce à son agressivité et sa présence importante dans les lixiviats naturels des déchets (Egloffstein, 2001).

Les résultats obtenus confirment ceux de l'étude de Jo et al. (2001).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

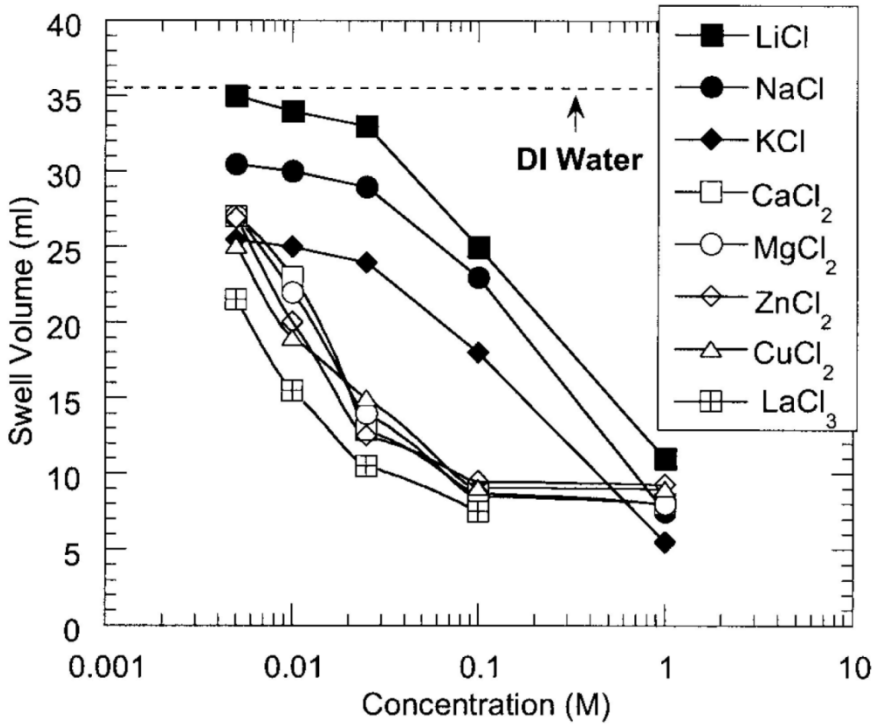

Figure II-34 : Variation de l'indice de gonflement de la bentonite en fonction de la concentration de l'électrolyte (Jo et al., 2001)

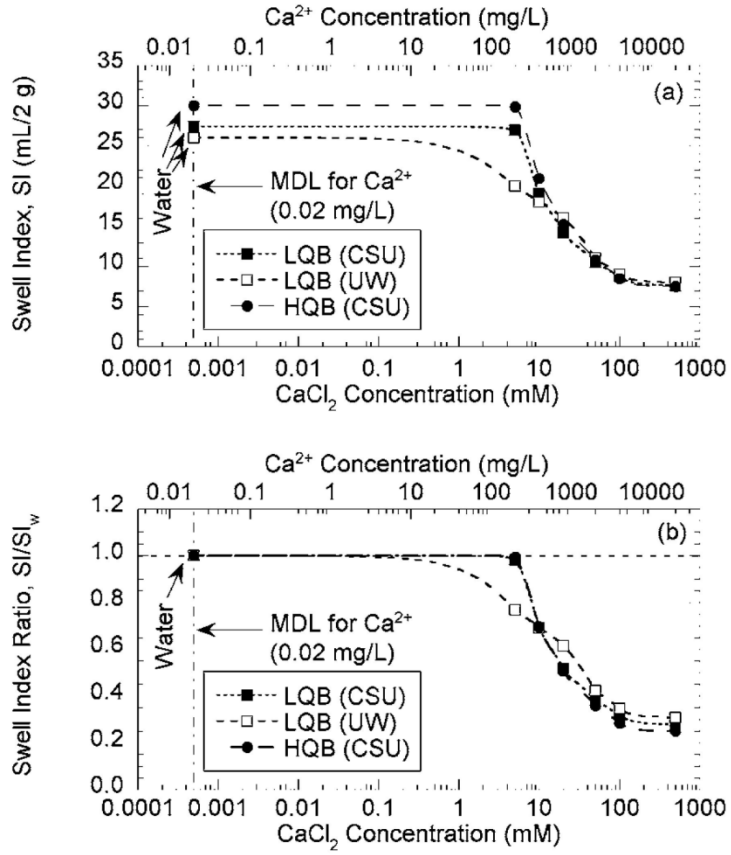

Figure II-35 : Effet de la concentration d'une solution de CaCl2 sur la bentonite sodique (Lee et al., 2005)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

3) Influence des propriétés physiques du fluide sur l'IG

Les propriétés physiques du fluide concerné dans ce paragraphe sont la conductivité électrique et le pH. Ces propriétés sont faciles et rapides à mesurer. Ces propriétés peuvent d'une part influencer directement le gonflement de la bentonite, et d'autre part être utilisées comme indicateur de l'agressivité du fluide vers la bentonite.

L'effet du pH sur le gonflement de la bentonite sodique est testé par Jo et al. (2001). Ils ont remarqué que l'IG est constant pour des pH entre 3 et 12 et sa valeur est comparable avec l'IG de la bentonite en contact avec de l'eau déminéralisée (IG=35 mL/2g). La valeur de l'IG diminue fortement pour des pH supérieurs à 12 ou inférieurs à 3. Les investigations ont montré que pour des pH=1 la montmorillonite est dissoute. Par contre, pour des pH=13, la réduction de la phase osmotique du gonflement de la bentonite est la raison de faible IG. Les transformations subies par la bentonite pour des faibles ou fortes valeurs de pH sont irréversibles (Gates et Bouazza, 2010)

La conductivité électrique du fluide à tester peut être utilisée comme un indicateur d'agressivité du fluide sur la bentonite. Pour des fluides ayant une conductivité électrique > 1000 µS/cm la mesure de concentration des cations bivalents est conseillée (Egloffstein, 2002).

II.7.2 Relation entre le gonflement de la bentonite et la conductivité hydraulique des GSB

Les principaux facteurs influençant le gonflement de la bentonite ont été présentés. L'agressivité d'un fluide envers la bentonite peut être déterminée et expliquée à l'aide de ces différents paramètres. L'indice de gonflement de la bentonite est considéré comme un indicateur de compatibilité chimique entre la bentonite et le fluide testé (Guyonnet et al., 2009). Ainsi l'IG est un indicateur de performance hydrique des GSB et il existe une relation entre l'IG et le coefficient de perméabilité du GSB (Jo et al., 2001, Kolstad et al., 2004,).

Jo et al. (2001) ont étudié cette relation pour l'interaction entre les bentonites sodiques granulées avec les solutions contenant un seul cation (LiCl, NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$, $ZnCl_2$, $LaCl_3$). Kolstad et al. (2004) ont étudié cette relation pour l'interaction entre les bentonites sodiques avec des solutions contenant plusieurs cations (Li-Ca, Na-Mg, Li-Na-Ca-Mg). Les deux résultats sont présentés sur la Figure II-36. Les résultats de Kolstad et al. (2004) confirment les résultats de Jo et al. (2001). Ces deux études montrent qu'avec l'augmentation de l'IG , la perméabilité diminue et *vice versa*.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

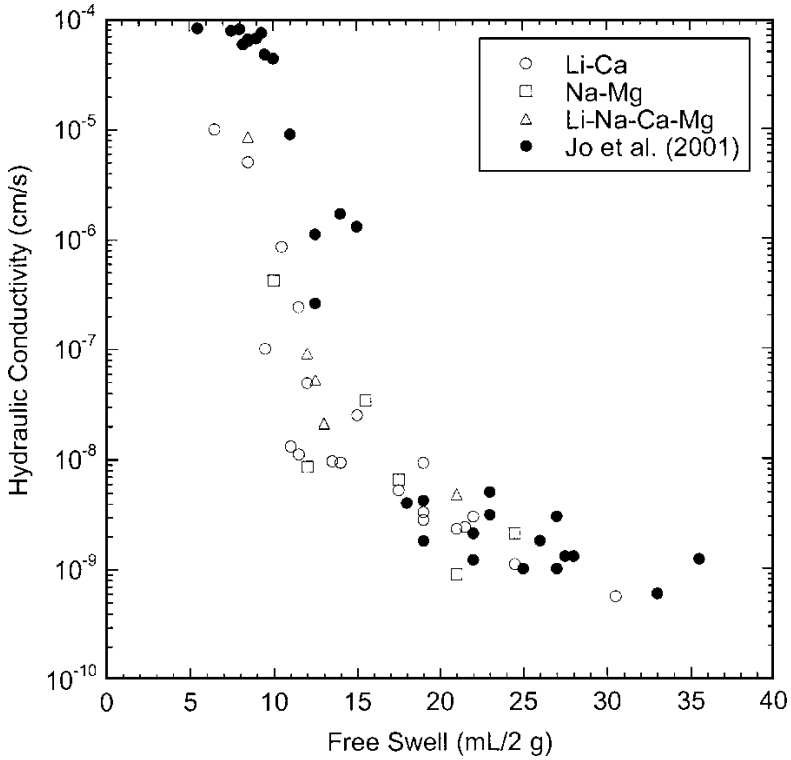

Figure II-36 : Relation entre la conductivité hydraulique et le gonflement de la bentonite sodique (Kolstad et al., 2004)

II.7.3 Les paramètres affectant la conductivité hydraulique des GSB

La performance hydraulique des GSB est liée à la performance hydraulique de la bentonite présente dans le GSB (Shackelford et al., 2000). Dans la littérature, plusieurs études sont consacrées à l'influence de divers paramètres sur la performance hydraulique des GSB (Petrov et al., 1997 a ; Ruhl et Daniel, 1997 ; Shackelford et al., 2000 ; Bouazza, 2002) :

1) La nature du fluide d'hydratation

La performance hydraulique des GSB est affectée par la nature du fluide d'hydratation. En effet, les mêmes paramètres des fluides qui affectent le gonflement de la bentonite affectent aussi la conductivité hydraulique des GSB ; les paramètres les plus importants sont la valence et la concentration des cations présents dans le fluide de percolation. Pour une même concentration, une augmentation de la conductivité hydraulique est mesurée avec l'augmentation de la valence des cations (Figure II-37).

D'après la théorie Gouy-Chapman, la valence et la concentration sont des paramètres qui rentrent dans le calcul de l'épaisseur de la double couche diffuse. L'augmentation de l'un de ces paramètres réduit le diamètre de la double couche diffuse induit une attraction entre les particules, ce qui amène à la floculation du mélange et à son instabilité. Ceci diminue le gonflement et augmente les vides entre les agrégats de particules floculées. On assiste ainsi à une augmentation de la perméabilité du système en question (Saiyouri et al. 2000 ; Liu, 2010).

L'augmentation de la concentration de la solution est suivie par un accroissement de la conductivité hydraulique (Petrov et al., 1997a ; Shackelford et al., 2000 ; Jo et al., 2001). De même, la conductivité hydraulique des GSB est affectée par des pH < 3 ou des pH > 12.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

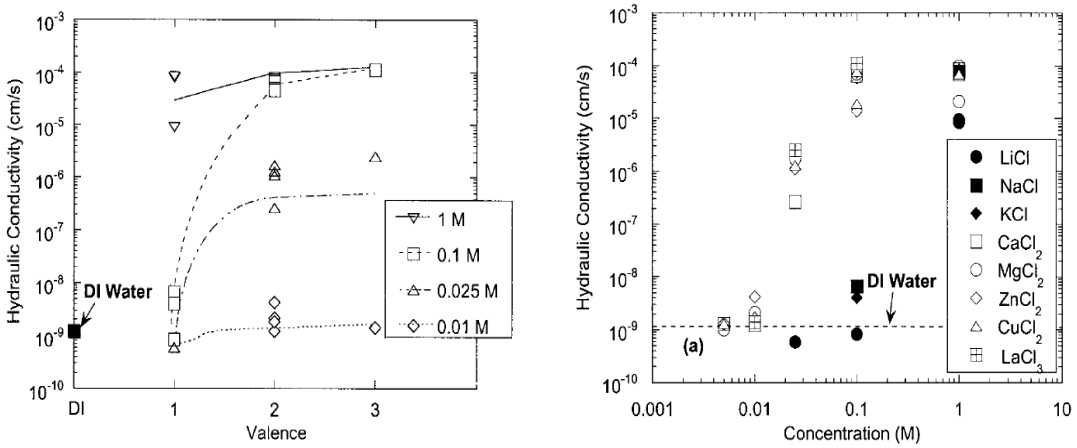

Figure II-37 : Effet de la valence et de la concentration de la solution sur la conductivité hydraulique des GSB (Jo et al., 2001)

Dans le cas des solutions organiques, l'effet de la concentration en éthanol est discuté par Petrov et al. (1997b). Ils ont mesuré une diminution de la conductivité hydraulique des GSB pour des concentrations en éthanol comprises entre 25 % et 50 %. En revanche, pour des concentrations en éthanol supérieures à 75 % la conductivité hydraulique du GSB décroit. Ruhl et Daniel (1997) ont étudié l'effet d'un fluide organique synthétique agressif sur la conductivité hydraulique des GSB. Ce fluide simule les lixiviats des déchets dangereux, et il contient de l'acétone, phénol, acide benzoïque, dichlorométhane et du cadmium dont les concentrations varient entre 1000 mg/L et 5000 mg/L. Ce lixiviat synthétique a un faible impact sur la conductivité hydraulique du GSB. Dans le cas des hydrocarbures hydrophobes (comme le kérosène), la performance des GSB n'est affectée que pour de très grands gradients hydrauliques (Rowe et al., 2007). Il faut noter que les grands gradients hydrauliques sont interdits généralement dans les réglementations des installations de stockage.

2) La préhydratation des GSB

Les GSB peuvent être préhydratés lors de leur mise en œuvre, ou par l'eau des précipitations ainsi que par l'eau provenant des sols adjacents (Rowe et al., 2004). Ruhl et Daniel (1997) ont prouvé que le fluide de préhydration des GSB affecte l'altération des GSB en contact avec les solutions chimiques. Ainsi, la préhydratation des GSB avec de l'eau déminéralisée avant l'application de fluide de test améliore la performance hydrique des GSB (diminution de k) tandis que la préhydratation des GSB avec des solutions contenant différentes concentrations en NaCl diminue les performances hydriques (Petrov et al., 1997a ; Ruhl et Daniel, 1997). La préhydratation des GSB avec de l'eau du sol avant le contact avec les lixiviats réels, a diminué de 5 à 10 fois la conductivité hydraulique du GSB par rapport au GSB mis en contact direct avec les mêmes lixiviats réels (Shackelford et al., 2010).

3) L'indice des vides final

Le volume des vides des GSB est un sujet traité par l'équipe de Rowe. Les résultats des différentes études (Petrov et al., 1997a ; Rowe et al., 2004) ont montré que l'augmentation de l'indice des vides final implique une augmentation de la conductivité hydraulique (Figure II-38).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

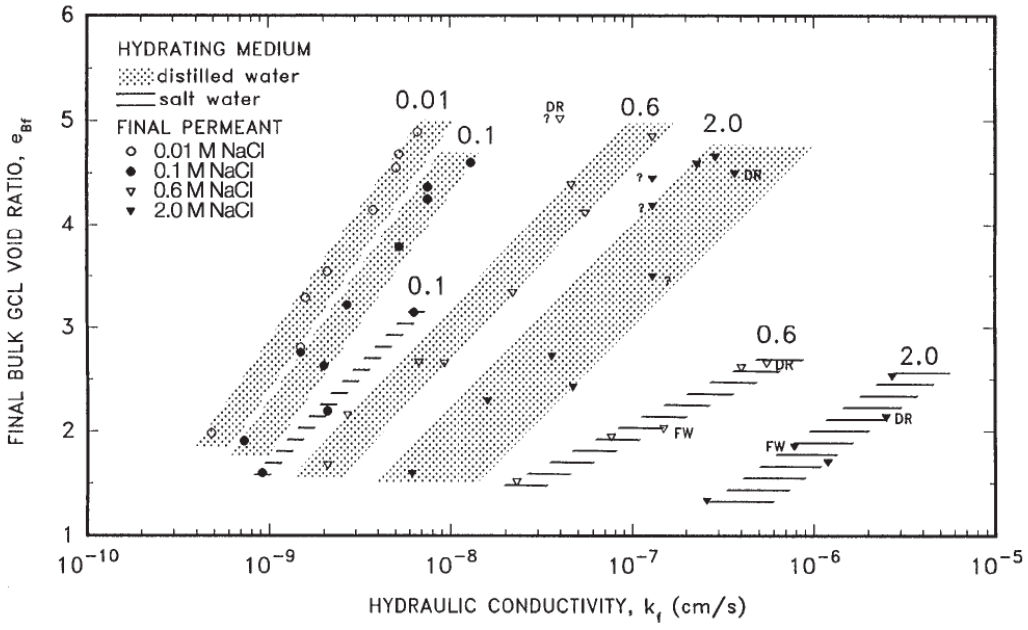

Figure II-38 : Variation de la conductivité hydraulique en fonction des indices des vides finaux (Petrov et al., 1997a)

Petrov et al. (1997a) expliquent que la diminution de la conductivité hydraulique des GSB est liée à la baisse des indices des vides résultants. D'après Bouazza (2002), une baisse des indices des vides finaux est proportionnelle au degré de confinement (Figure II-39).

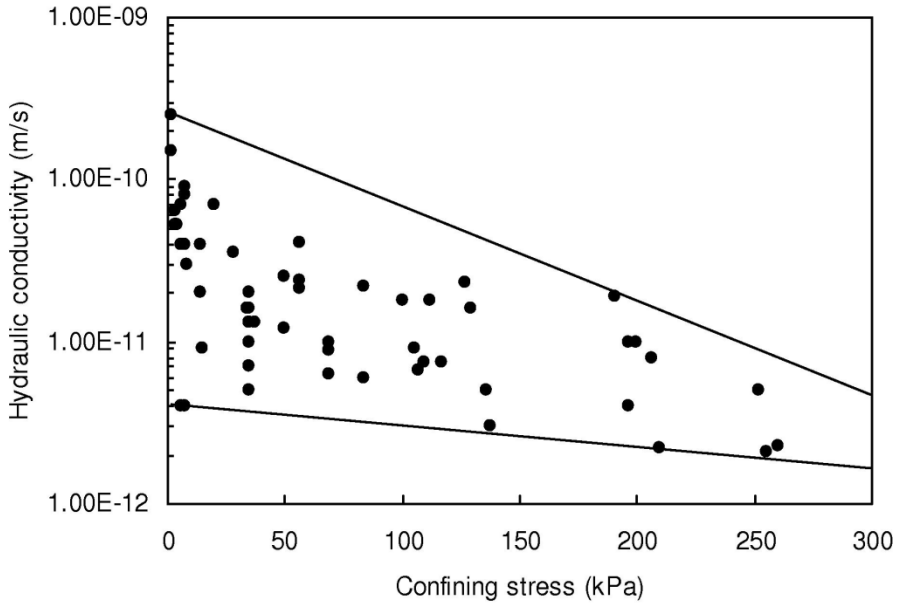

Figure II-39 : Conductivité hydraulique des GSB en fonction du degré de confinement (Bouazza, 2002)

Les principaux facteurs affectant la conductivité hydraulique des GSB sont présentés. La conductivité hydraulique mesurée pour différents types de GSB en interaction avec différents types de fluides est présentée dans le tableau suivant (Tableau II-5) :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Etude	Liquide de préhydratation	Liquide d'hydratation	Pression de confinement (kPa)	Conductivité hydraulique (m/s)
Petrov et al. 1997a	ED	ED	3 à 4 kPa	$5{,}2.10^{-11}$
			33 à 36 kPa	$1{,}3.10^{-11}$
			101 à 108 kPa	$7{,}5.10^{-12}$
		NaCl 0,01 M	3 à 4 kPa	$6{,}0.10^{-11}$
			33 à 36 kPa	$1{,}5.10^{-11}$
			101 à 108 kPa	$5{,}0.10^{-12}$
		NaCl 0,1 M	3 à 4 kPa	$1{,}2.10^{-10}$
			33 à 36 kPa	$2{,}0.10^{-11}$
			101 à 108 kPa	$6{,}5.10^{-12}$
		NaCl 1 M	3 à 4 kPa	$9{,}0.10^{-10}$
			33 à 36 kPa	$8{,}0.10^{-11}$
			101 à 108 kPa	$2{,}0.10^{-11}$
		NaCl 2 M	3 à 4 kPa	$3{,}0.10^{-9}$
			33 à 36 kPa	$5{,}0.10^{-10}$
			101 à 108 kPa	$6{,}0.10^{-11}$
Jo et al. 2001	---	$CaCl_2$ 0,005 M	35 kPa	$1{,}3.10^{-11}$
		$CaCl_2$ 0,01 M	35 kPa	$1{,}2.10^{-11}$
		$CaCl_2$ 0,025 M	35 kPa	$2{,}6.10^{-9}$
		$CaCl_2$ 0,1 M	35 kPa	$6{,}3.10^{-7}$
		$CaCl_2$ 1 M	35 kPa	$8{,}7.10^{-7}$
		$MgCl_2$ 0,005 M	35 kPa	$1{,}0.10^{-11}$
		$MgCl_2$ 0,01 M	35 kPa	$2{,}1.10^{-11}$
		$MgCl_2$ 0,025 M	35 kPa	$1{,}7.10^{-8}$
		$MgCl_2$ 0,1 M	35 kPa	$6{,}5.10^{-7}$
		$MgCl_2$ 1 M	35 kPa	$5{,}9.10^{-7}$
		$LaCl_3$ 0,01 M	35 kPa	$1{,}4.10^{-11}$
		$LaCl_3$ 0,025 M	35 kPa	$2{,}8.10^{-8}$
		$LaCl_3$ 0,1 M	35 kPa	$1{,}1.10^{-6}$
		ED	35 kPa	$1{,}5.10^{-11}$-$9{,}1.10^{-12}$
Guyonnet et al. 2005	NaCl	Lixiviat réel	10kPa	$1{,}4.10^{-11}$-$5{,}0.10^{-11}$
	Lixiviat réel	Lixiviat réel	10kPa	$1{,}6.10^{-11}$-$6{,}0.10^{-11}$

Tableau II-5 : Conductivité hydraulique des GSB en contact avec différents types de fluides

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

II.8 **Conclusion**

Dans ce chapitre les différentes caractéristiques physico-chimiques des sédiments sont présentées. Le problème des sédiments pollués par les PCB est abordé. La production exhaustive mondiale des PCB ainsi que leurs propriétés ont abouti à leur diffusion dans l'environnement et leur incorporation dans les sédiments des cours d'eau. La prise de conscience mondiale de ce problème a mené au développement de plusieurs méthodes de gestion des sédiments pollués par les PCB. Le choix entre méthodes est essentiellement lié à des facteurs économiques. Parmi ces différentes méthodes de gestion, le stockage des sédiments pollués par les PCB, en utilisant les argiles, se présente comme une solution écoenvironnementale utilisée dans le monde entier. Le stockage des sédiments pollués par les PCB est réglementé en France mais il n'existe pas d'installations de stockage spécifiques à ce type de déchets. Par contre, les Installations de Stockage des Déchets Non Pollués paraissent les plus susceptibles d'accueillir ce type de déchets pour des raisons économiques et de sécurité.

Les GSB sont des matériaux innovants utilisés dans les centres de stockage modernes pour renforcer ou substituer les barrières d'étanchéité traditionnelles. Ils présentent beaucoup de propriétés avantageuses vis-à-vis de différentes sollicitations hydriques, mécaniques et chimiques rencontrées dans les centres de stockage des déchets. Leur comportement avec les sédiments pollués par les PCB n'est pas connu et reste une question à explorer.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre III : Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

III.1 Introduction et objectif

Dans le premier chapitre, on a présenté les sédiments pollués par les PCB ainsi que les différentes méthodes de leur gestion. Le stockage des sédiments pollués par les PCB présente des avantages juridiques (réglementés ; Figure II-25), économiques et environnementaux. D'un point de vue hydromécanique, cette solution n'est acceptable que lorsque la stabilité du centre de stockage et sa durabilité sont assurées. Cette stabilité dépend des caractéristiques géotechniques du déchet. Ainsi, les caractéristiques du déchet et son comportement dans le centre de stockage influencent la faisabilité et la pérennité de cette solution. Dans le cas des déchets ménagers, certaines caractéristiques du déchet peuvent amener à l'instabilité du centre de stockage et par suite sa défaillance (Zekkos et al., 2011). Les principaux modes de défaillance liés à ces caractéristiques sont la stabilité et l'intégrité du corps du déchet (Dixon et Jones, 2004). En effet, l'instabilité du corps du déchet et son altération peuvent se manifester par des tassements différentiels et totaux. Ces tassements peuvent être accompagnés par des glissements affectant l'état limite ultime et de service (ELU et ELS) des composantes du système d'étanchéité et amenant jusqu'à l'effondrement du centre de stockage. En plus, le poids du déchet peut amener à l'effondrement du système de récupération des lixiviats et de captage des biogaz (Figure III-1)

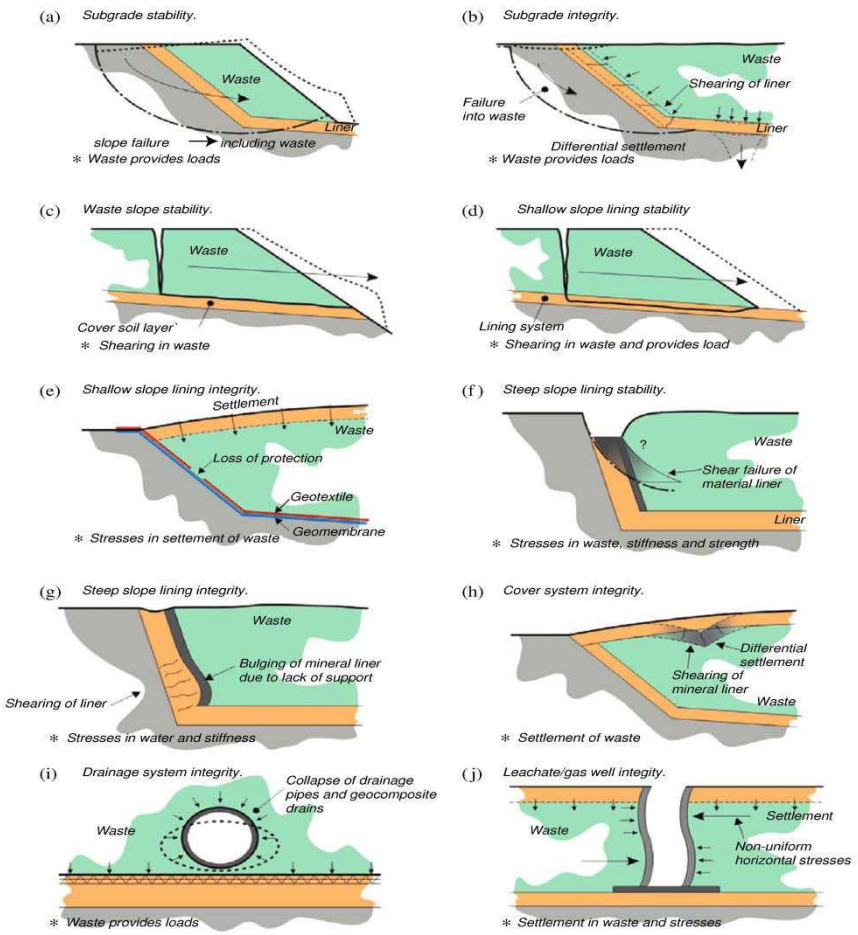

Figure III-1 : Principaux modes de défaillance du centre de stockage liés au corps du déchet (Dixon et Jones, 2004)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La caractérisation géotechnique des déchets ménagers semble être difficile car ils présentent une grande hétérogénéité liée à leur type et leur granulométrie. Les déchets ménagers sont constitués de déchets organiques, plastiques, textiles, etc… Ces différents déchets et leur granulométrie sont présentés sur la Figure III-2.

Fraction > 100 mm	Déchets organiques, Plastiques,
Fraction 20 - 100 mm	Textiles, Métaux, Verre,
Fraction < 20 mm	Déchets spéciaux, Autres déchets

Figure III-2 : Fractions triées des déchets ménagers (Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, MODECOM)

Dans le cas de stockage des sédiments, les problèmes d'hétérogénéité sont moins importants comme les sédiments appartiennent à la famille des sols et présentent en général une granulométrie inférieure à 10 mm. Donc, l'objectif principal de ce chapitre est de proposer des conseils sur le stockage à adopter pour les sédiments pollués qui assurent la stabilité du point de vue mécanique du corps du sédiment et ainsi la pérennité de la solution de stockage.

Afin de connaître cette méthodologie, la détermination des caractéristiques géotechniques des sédiments est indispensable. Cette caractérisation permet de comprendre et d'étudier le comportement du sédiment lors du stockage.

III.2 Présentation du matériau

Les sédiments utilisés dans cette étude ont été prélevés du lac du Bourget, Aix les Bains la Marina du Petit Port (Figure III-3) à l'aide d'une pelle mécanique. Ce lac est relié au Rhône par le canal de Savières.

La zone de prélèvement se trouve sur le bassin versant d'une usine de fabrication des transformateurs électriques remplissant les PCB sur place. Cette usine est nommée « la Savoisienne» et fait partie de la société ALSTOM implantée à Aix les Bains depuis 1921.

Ce site pollué par les PCB paraît sur la base des données du BASOL (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire) (http://basol.environnement.gouv.fr)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure III-3 : Lac du Bourget, Marina du Petit Port

III.2.1 Etat de pollution en PCB de la zone d'extraction des sédiments

La pollution du lac du Bourget est traitée dans différentes études. Elle est récemment cartographiée dans le cadre de la thèse de Jung (2009) dans laquelle six zones d'extraction étaient choisies et la concentration en PCB indicateurs de chaque carotte en fonction de la profondeur du lac était tracée (Figure III-4).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

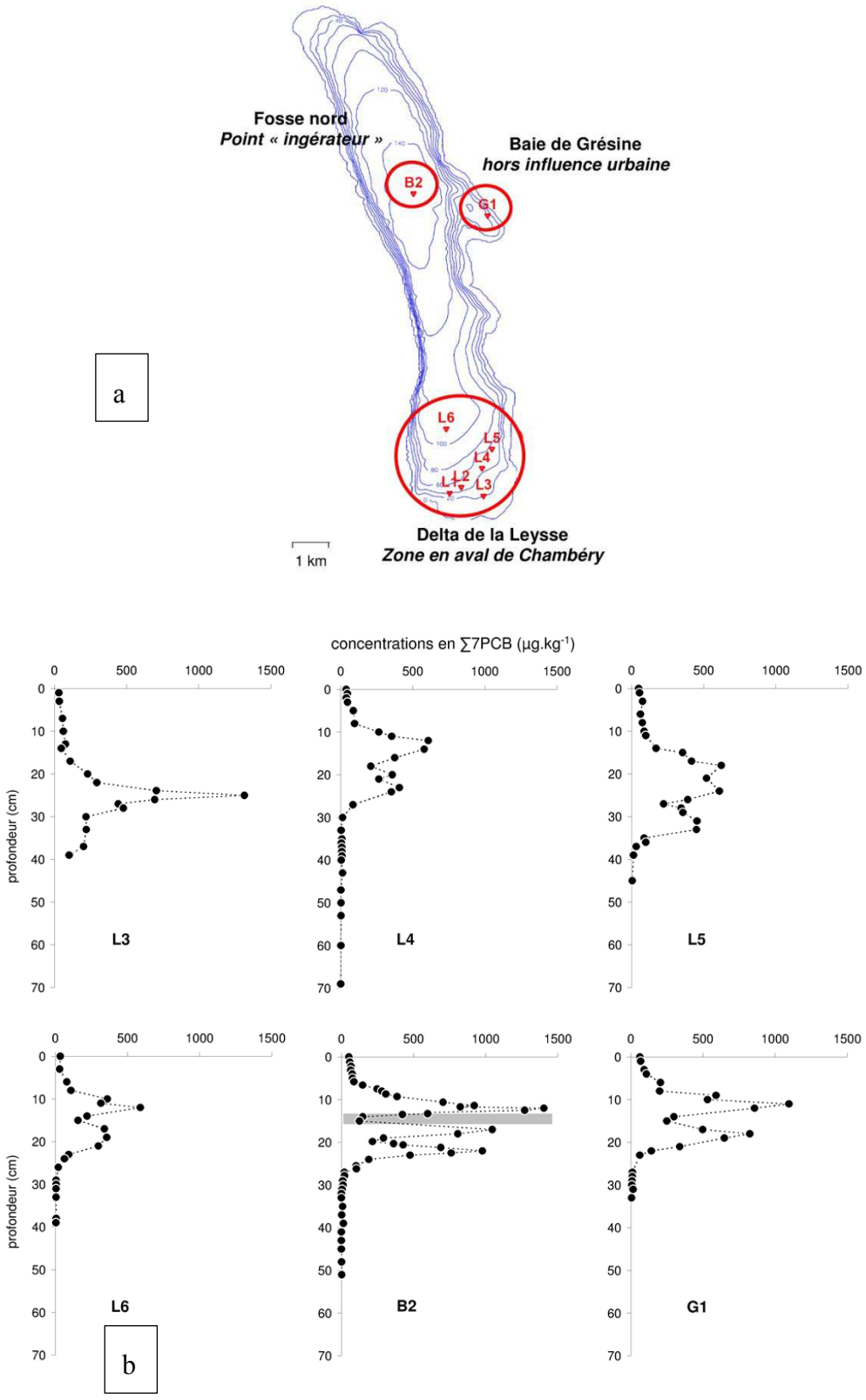

Figure III-4 : a) zone d'extraction des carottes de sédiment du lac du Bourget de l'étude de Jung (2009)
b)Profil de pollution en PCB en fonction de la profondeur pour six carottes extraites du lac du Bourget (Jung, 2009)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Ces résultats montrent que la pollution du lac du Bourget en PCB n'est pas homogène. Elle diffère en fonction de la profondeur du sédiment. La teneur en PCBi des sédiments du Bourget varie entre 550 µg/kg et 1450 µg/kg et elle est concentrée entre 10 cm et 30 cm de profondeur. Après le calcul du taux de sédimentation annuelle (âge-profondeurs) du lac du Bourget, la datation de la pollution en PCB était établie (Figure III-5). Le premier pic de PCB date de 1960 environ. En effet, la production française n'a cessé d'augmenter entre 1950 et 1970. Cette phase de décroissance des concentrations en PCB dans les sédiments du Lac du Bourget, entre 1960 et 1970 est suivie d'une période de forte augmentation jusqu'en 1980 où le pic de contamination est atteint. Après 1980, les concentrations en PCB dans les sédiments du Lac du Bourget diminuent rapidement. Cette nette diminution des apports en PCB dans le Lac du Bourget coïncide avec la diminution de la consommation française en PCB à partir de cette date.

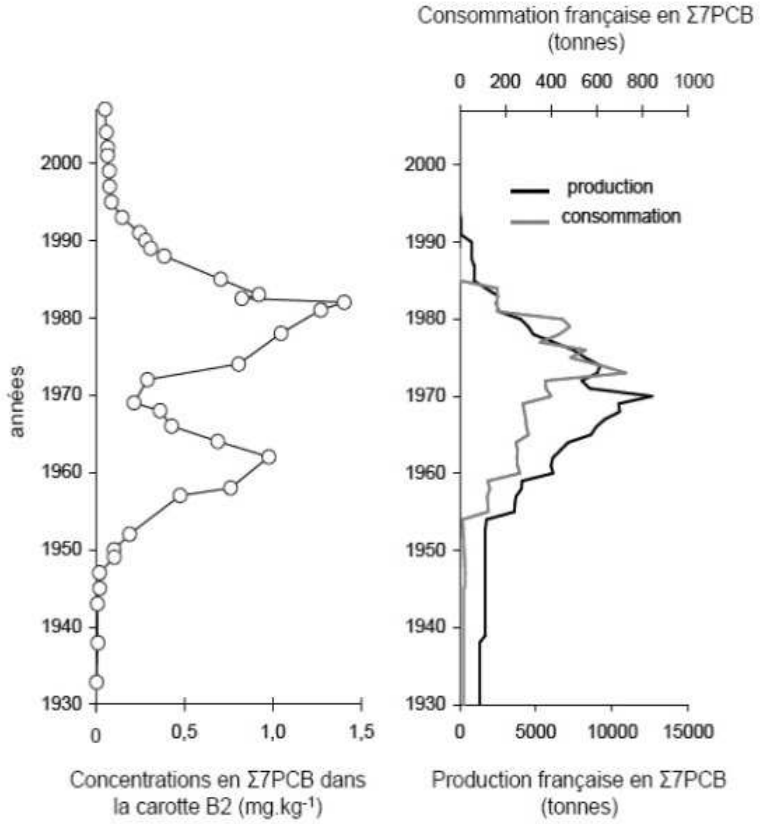

Figure III-5 : Comparaison entre le profil de concentrations en Σ7PCB mesurés dans la carotte B2 et l'évolution de la production et de la consommation française en Σ7PCB entre 1930 et 2000 (Jung, 2009)

Avant le prélèvement des sédiments de l'étude, des carottages en août 2009 ont été réalisés sur différents points de la zone d'extraction des sédiments. L'objectif de ces carottages était d'avoir des indications sur le niveau de pollution en PCB indicateurs de cette zone. La hauteur des carottes était de 60 cm et représentait l'épaisseur du sédiment dans la zone d'extraction du lac. Les carottes extraites ont été analysées par le laboratoire Eurofins afin de déterminer leur teneur en PCB indicateurs. Trois analyses étaient réalisées sur chaque carotte de sédiment. En effet, chaque 20 cm du sédiment de la carotte était homogénéisé et la teneur en PCB était analysée. Les résultats sont présentés sur la Figure III-6. Ces mesures montrent que pour toutes les carottes la contamination en PCB est concentrée dans la tranche supérieure des carottes entre 0 et 40 cm. Pour les carottes extraites de la zone 2, 3 et 4 une diminution de la concentration en PCB en fonction de la profondeur est remarquée. Le pic de la concentration en PCB est détecté dans la tranche 0-20 cm où la concentration en PCBi varie entre 1,4 et 1,7 ppm. Pour les tranches

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

inférieures, la concentration diminue progressivement pour disparaitre dans la tranche 40-60 cm. Le profil de contamination en PCB de ces différentes carottes est en accord avec les résultats de Jung (2009) sur la pollution des sédiments du lac du Bourget. La carotte extraite de la zone 1 présente un profil de contamination en PCB différent des autres carottes. D'une part, le pic de concentration en PCB (1,9 ppm) est détecté dans la tranche 20-40 cm et d'autre part la contamination en PCB ne disparait pas dans la tranche 40-60 cm. La zone d'extraction des sédiments (Marina du Petit Port) est une zone de circulation active des bateaux. Ce passage peut entraîner la remobilisation des sédiments et la ré-suspension des PCB qui peuvent affecter le profil de contamination de la carotte.

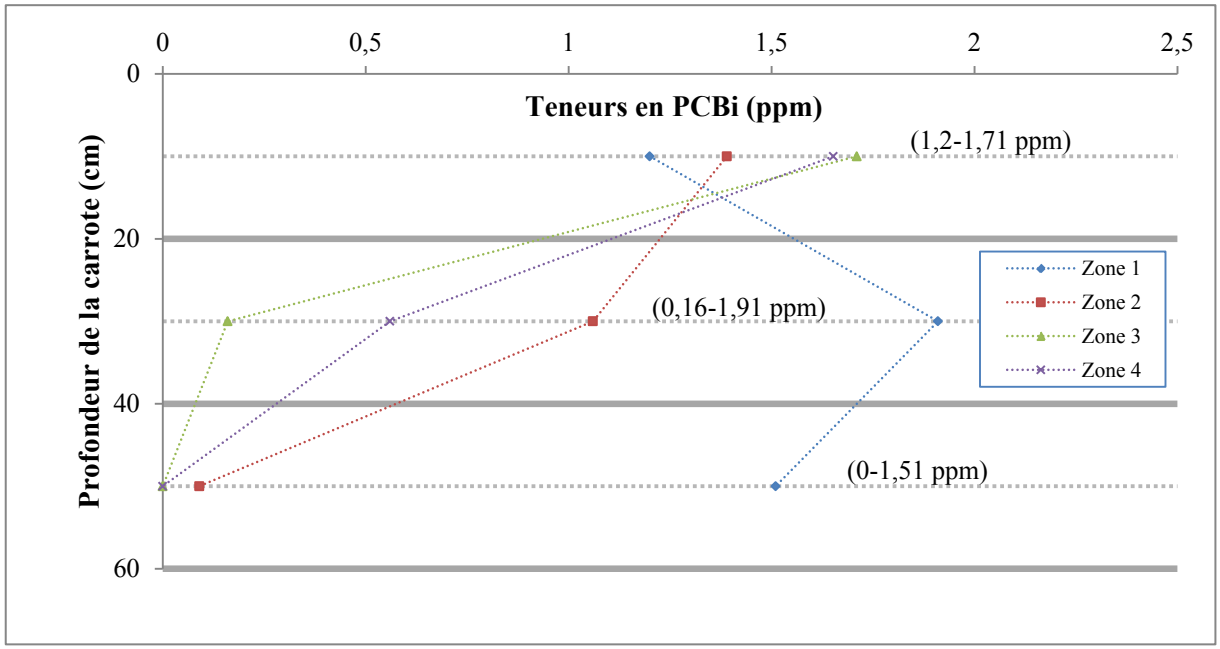

Figure III-6 : Analyses PCB sur les carottes extraites de la zone de prélèvement des sédiments de notre étude

En comparant les pics de pollution en PCBi des carottes de l'étude de Jung (2009) avec ceux de la zone d'extraction du sédiment de notre étude, on remarque que ces derniers réceptionnés dans notre laboratoire sont plus pollués par les PCBi (Figure III-7). Cette différence du degré de contamination pourrait s'expliquer par l'éventuel éloignement de la zone d'extraction des sédiments de l'étude de Jung (2009) par rapport à l'usine originaire des PCB.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

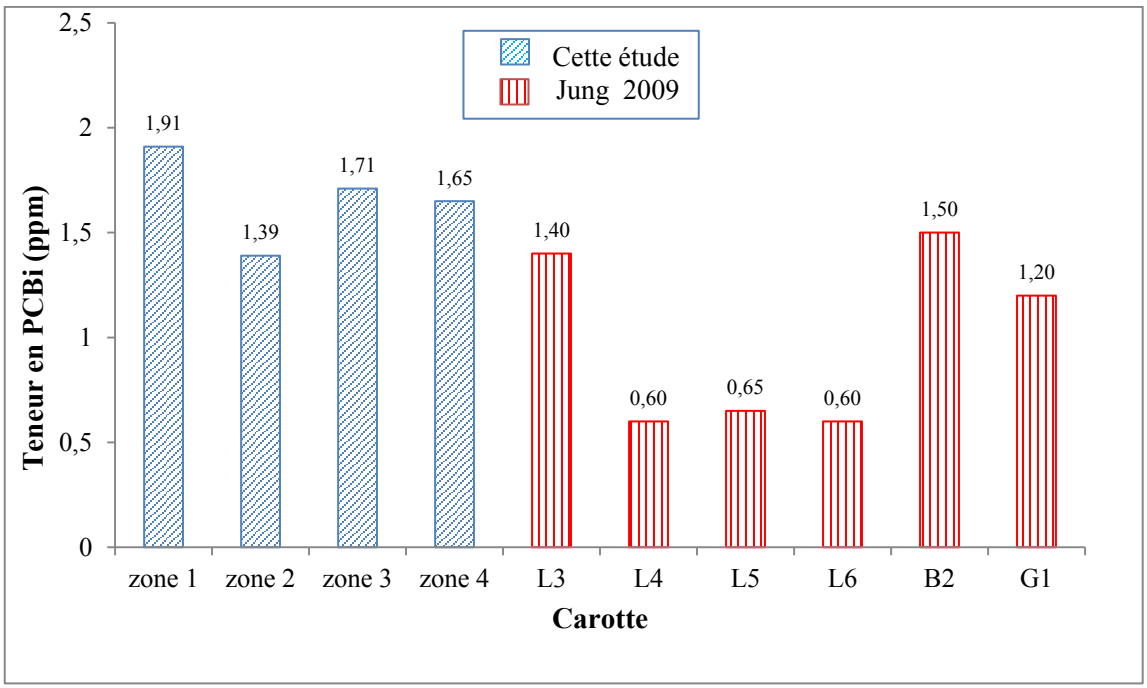

Figure III-7 : Pic de pollution en PCB indicateur

III.2.2 Réception et homogénéisation du sédiment

Les sédiments ont été réceptionnés au site de l'INSA de Lyon le 2 novembre 2009. Ils ont été transportés par un camion à pompe et vidés dans deux bennes en métal placées sur la plateforme du laboratoire responsable de l'homogénéisation des sédiments à l'INSA de Lyon (Figure III-8). Les sédiments reçus étant gorgés d'eau ont été facilement vidés dans les bennes.

Figure III-8 : Sédiments reçus et vidés dans les bennes

Afin de rendre le matériau homogène, un essai d'homogénéisation a été réalisé le 15 décembre 2009. Celui-ci consistait à utiliser deux pompes, la première a aspiré du sédiment de la benne numéro 1 et l'a vidé dans la benne numéro 2. Simultanément, une autre pompe a aspiré du sédiment de la benne numéro 2 et l'a vidé dans la benne numéro 1 (Figure III-9).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure III-9 : Premier essai d'homogénéisation

Cette homogénéisation a échoué pour plusieurs raisons dont :

- La longue durée séparant le dépôt des sédiments dans les bennes et l'essai d'homogénéisation. Ce délai a entraîné le tassement du sédiment au fond de la benne et a rendu le sédiment de plus en plus consolidé et par suite plus difficile à aspirer.

- L'hétérogénéité du sédiment s'est manifestée par la présence de cordelettes et d'algues dans les sédiments qui ont bouché les pompes et empêché la circulation du sédiment d'une benne à l'autre (Figure III-10).

Figure III-10 : Pompe bouchée par des algues et des cordelettes

Suite à cet échec, un autre essai d'homogénéisation était conduit le 14 janvier 2010. Dans cet essai, un autre type de pompe caractérisée par une capacité d'absorption plus importante était utilisé. La démarche de l'essai était la suivante (Figure III-11) :

- Les sédiments étaient présents dans deux bennes. L'eau surnageante dans les deux bennes contenant les sédiments, a été prélevée à l'aide d'une pompe et stockée dans une troisième benne initialement vide.

- Les sédiments ont été aspirés d'une benne et ajoutés dans la deuxième benne contenant du sédiment.

- Les sédiments ont été aspirés par un tuyau placé au fond de la benne vers le camion à pompe. Après le malaxage du sédiment dans le camion, il a été revidé dans la benne. Cette procédure a duré environ 4 heures.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

.

Figure III-11 : Principe de l'homogénéisation du sédiment

Après l'homogénéisation, les sédiments sont conservés dans des fûts en polyéthylène de haute densité.

III.2.3 Teneur en eau du sédiment de l'étude

L'état hydrique du sédiment est représenté par sa teneur en eau. La teneur en eau (ω) est la masse de l'eau contenue dans l'échantillon divisée par la masse de la partie solide à l'état sec (III-1).

$$\omega(\%) = \frac{masse_{eau}}{masse_{sèche}} \qquad \textbf{III-1}$$

Dans le cas des sédiments dragués, il est préférable d'utiliser la siccité au lieu de la teneur en eau. La siccité (S) représente la concentration en matière solide par rapport à la masse totale du sédiment (III-2)

$$S(\%) = \frac{masse_{sèche}}{masse_{totale}} = \frac{masse_{sèche}}{masse_{sèche} + masse_{eau}} \qquad \textbf{III-2}$$

D'après les équations III-1 et III-2 la siccité est représentée en fonction de la teneur en eau par l'équation III-3 :

$$S(\%) = \frac{1}{1 + \omega(\%)} \qquad \textbf{III-3}$$

Dans cette étude, trois protocoles ont été appliqués afin de déterminer la teneur en eau du sédiment :

1. étuvage pendant 24 heures à une température de 105 °C (Norme NF P94-050) ;
2. séchage aux micro-ondes pendant 45 minutes ;
3. étuvage pendant 48 heures à une température de 50 °C (Norme NF P94-050).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les deux premières méthodes (étuvage 105 °C et micro-ondes) ont été utilisées pour la majorité des essais de caractérisation hydromécanique du sédiment. En effet, Zri et al. (2011) ont remarqué que la teneur en eau mesurée par ces deux méthodes est similaire.

Quant aux essais de caractérisation chimiques du sédiment (teneur en PCB, teneur en matière organique…) la méthode d'étuvage à 50 °C était utilisée. L'avantage de cette méthode par rapport aux deux autres est qu'elle permet de réduire le risque d'évaporation de la matière organique ainsi que l'eau liée. En effet, une différence de 2 à 4 % est remarquée sur la valeur de la teneur en eau mesurée par la méthode d'étuvage à 50 °C et les deux autres méthodes (Dubois, 2006 ; Zri et al., 2011).

Les différents essais d'homogénéisation subis par le sédiment ont abouti à la variation de sa teneur en eau naturelle. Sa teneur en eau, après homogénéisation, mesurée le jour de son obtention dans le laboratoire variait entre 185 % et 195 %.

III.3 Caractérisation et classification du sédiment

Les essais en laboratoire fournissent des données importantes (nature du sédiment, masse volumique, compressibilité et compacité des sédiments, ...) pour la conception des centres de stockage pour qu'ils soient compatibles avec les contaminants des sédiments et les volumes de sédiments à stocker.

Cette caractérisation correspond à la détermination des paramètres suivants du matériau :

1. les paramètres physico-chimiques ;
2. les paramètres mécaniques ;
3. les paramètres hydromécaniques.

Le nombre des essais est optimisé, car la quantité de sédiments fournie était faible vis-à-vis du grand nombre d'expérimentations à effectuer. En effet, chaque essai était réalisé entre trois et cinq fois. Avant chaque campagne d'essai, le sédiment stocké dans les futs était remué à l'aide d'une pelle mécanique, puis il était prélevé. Ensuite, il était mélangé à l'aide d'un malaxeur automatique pendant 30 minutes. Enfin, il était laissé séché à l'air libre jusqu'à atteindre la teneur en eau souhaitée.

III.3.1 Paramètres physico-chimiques

Les premiers paramètres à déterminer dans cette caractérisation sont les paramètres physiques. Ces derniers ne varient pas ou peu ni dans le temps ni au cours des différentes manipulations que subit le matériau lors de sa mise en œuvre. Les paramètres sont les suivants :

1. analyse environnementale du sédiment ;
2. la granulométrie ;
3. les limites d'Atterberg ;
4. la limite de retrait ;
5. l'argilosité (V_{BS}) ;
6. la teneur en carbonate ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

7. la teneur en matière organique ;
8. le poids volumique des grains solides.

1) Analyse environnementale du sédiment

Des analyses chimiques sont conduites sur le sédiment après son homogénéisation afin de déterminer ses concentrations en PCB et la présence d'autres polluants environnementaux.

Plusieurs analyses sur différents échantillons ont été réalisées. Les analyses PCB étaient conduites à l'aide de la Chromatographie Gazeuse (CG) qui consiste à séparer les composés d'intérêt par rapport à leur volatilité puis à leur affinité avec la phase stationnaire. Les différentes analyses PCB étaient réalisées avec l'assistance du laboratoire LGCIE site Carnot. La teneur en PCB total (analyses faites sur 24 congénères) varie entre 1700 µg/kg et 2000 µg/kg de masse sèche de sédiment, ainsi que la teneur en PCB indicateurs (PCBi) varie entre 1180 µg/kg et 1330 µg/kg de masse sèche de sédiment (Figure III-12). Les concentrations en PCBi sont supérieures au seuil S1 de l'arrêté du 8 août 2006 (seuil GEODE). A ces teneurs en PCB, le sédiment est considéré dangereux et son stockage hors site d'un point de vue réglementaire est possible. Une faible différence de teneur en PCB est remarquée entre les carottes de sédiments extraite *in situ* et les sédiments reçus dans le laboratoire. Cette différence peut être liée d'une part à l'homogénéisation du sédiment et d' autre part au transport des sédiments et leur exposition à l'air. Selon les carottes extraites de la zone du prélèvement, il existe des quantités de sédiments très faiblement pollués par les PCB. Suite à l'homogénéisation du sédiment, la pollution s'est dispersée et diluée dans tout le volume du sédiment.

L'exposition du sédiment à l'air libre et son transport peut aboutir à la perte de petites quantités de PCB dans l'environnement par évaporation. Ainsi, Bremle et Larsson (1998) ont détecté la présence de quantité importante de PCB dans l'air environnant d'un centre de stockage de sédiments pollués par les PCB lors de la phase d'exploitation du centre.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

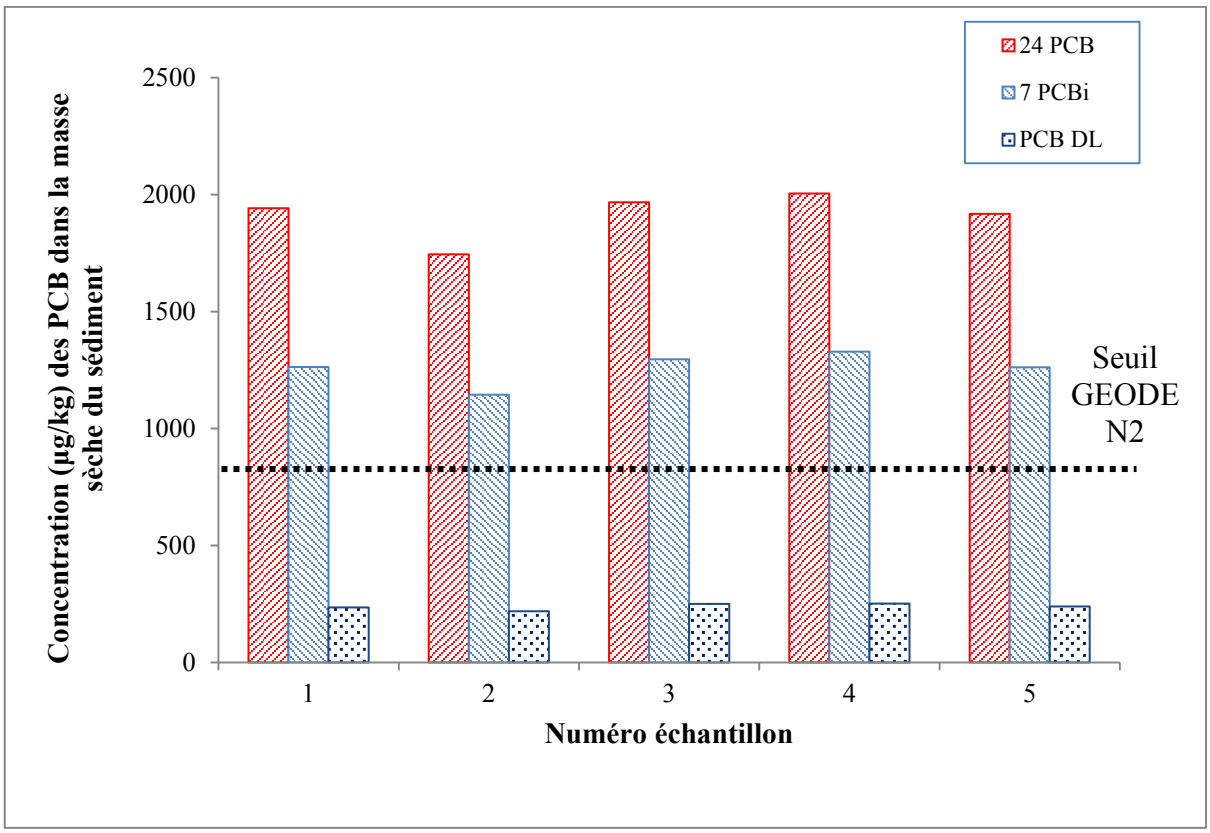

Figure III-12 : Concentration en PCB des sédiments de l'étude

Une comparaison est faite entre la concentration de chaque congénère des PCB indicateur et les seuils GEODE N2 (Figure II-11).Les concentrations présentées dans ce graphe sont la moyenne de concentration de chaque congénère détecté dans les différents essais.

On peut remarquer que la concentration de la majorité des congénères PCBi est supérieure aux seuils GEODE N2. Seulement la concentration du congénère PCB 28, qui est le moins concentré parmi les autres congénères PCB, est inférieure au seuil GEODE. Parmi les PCBi, le congénère PCB 153 est le plus concentré. La concentration du congénère PCB 118 qui est commun entre les PCB indicateurs et les PCB DL (dioxine like) est importante. Elle représente environ la moitié de la concentration totale des 12 congénères dioxine like.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

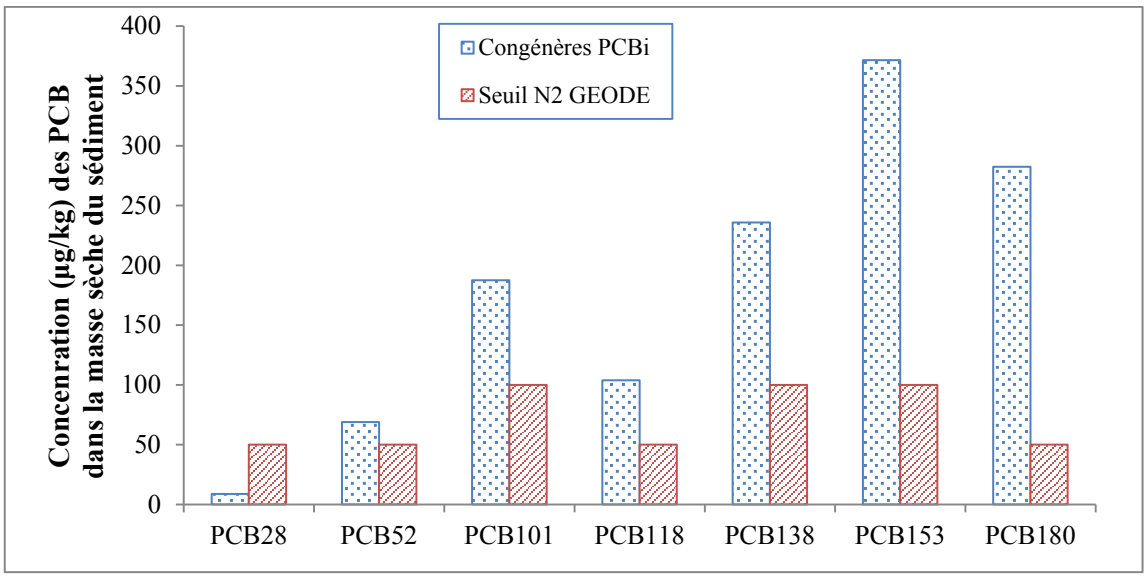

Figure III-13 : Concentration en PCB total et PCB indicateurs dans le sédiment du lac du Bourget

D'autres polluants environnementaux sont analysés. Leur toxicité vis-à-vis de l'environnement a été déterminée en comparant leur concentration aux seuils GEODE (Tableau III-1). Dans cette comparaison, on considère le seuil GEODE S1, relatif aux sédiments extraits des canaux d'eau douce, et qui est inférieur au seuil N2. La concentration de la plupart des polluants ne dépasse pas les seuils GEODE. Les seuls polluants détectés ayant des concentrations supérieures ou égales au seuil GEODE sont le zinc, le plomb et le cuivre. La concentration du plomb est égale au seuil GEODE, tandis que la concentration du zinc et cuivre le dépasse légèrement.

Polluants	Concentration (mg/kg)	Seuil S1 (mg/kg) (GEODE)
Arsenic (As)	5,10	30,00
Zinc (Zn)	**308,35**	300,00
Cadmium (Cd)	1,30	2,00
Plomb (Pb)	**100,30**	100,00
Nickel (Ni)	28,65	50,00
Chrome (Cr)	54,95	150,00
Cuivre (Cu)	**129,05**	100,00
Baryum (Ba)	194,00	-
Molybdène (Mo)	<5,00	-
Mercure (Hg)	0,22	1,00
HAP	<16,00	22,8

Tableau III-1 : Concentration des polluants environnementaux détectés dans le sédiment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les principaux polluants présents dans les sédiments sont les PCB. La concentration des autres polluants reste relativement mineure et ne présente pas un risque majeur vis-à-vis de l'environnement.

2) Granulométrie

Un sol est caractérisé par la taille de ses particules. On distingue généralement les graviers (diamètre supérieur à 2 mm), les sables (diamètre compris entre 63 µm et 2 mm) et les particules ayant un diamètre inférieur à 63 µm. Ces particules sont principalement constituées de limon, d'argile et de matière organique. Les limons, avec un diamètre compris entre 2 µm et 63 µm sont des sols caractérisés par une capacité de rétention d'eau intéressante lors de sécheresse, et sont en présence d'eau des sols peu portants et sensibles aux tassements. Les argiles avec un diamètre compris entre 0,2 µm et 2 µm ont une conductivité hydraulique faible et certains types d'argile sont caractérisés par un gonflement et retrait important.

L'analyse granulométrique est réalisée par tamisage à voie humide selon la norme (XP P94-041). Elle permet de tracer la courbe granulométrique du sol pour les particules ayant un diamètre compris entre 80 µm et 50 mm. Quant aux particules les plus fines comprises entre 1 µm et 80 µm, un essai d'analyse sédimentométrique (Norme NF P94-057) permet de compléter la courbe et d'obtenir une répartition granulométrique de particule allant de 1 µm jusqu'à 50 mm. Les résultats de cette étude permettent de prévoir certaines propriétés du matériau comme la perméabilité et l'aptitude au compactage. En plus, la courbe granulométrique constitue un élément fondamental de la classification des sols. Cinq essais ont été réalisés afin de vérifier l'homogénéité du sédiment, puis la moyenne de ces différents essais est calculée (Figure III-14).

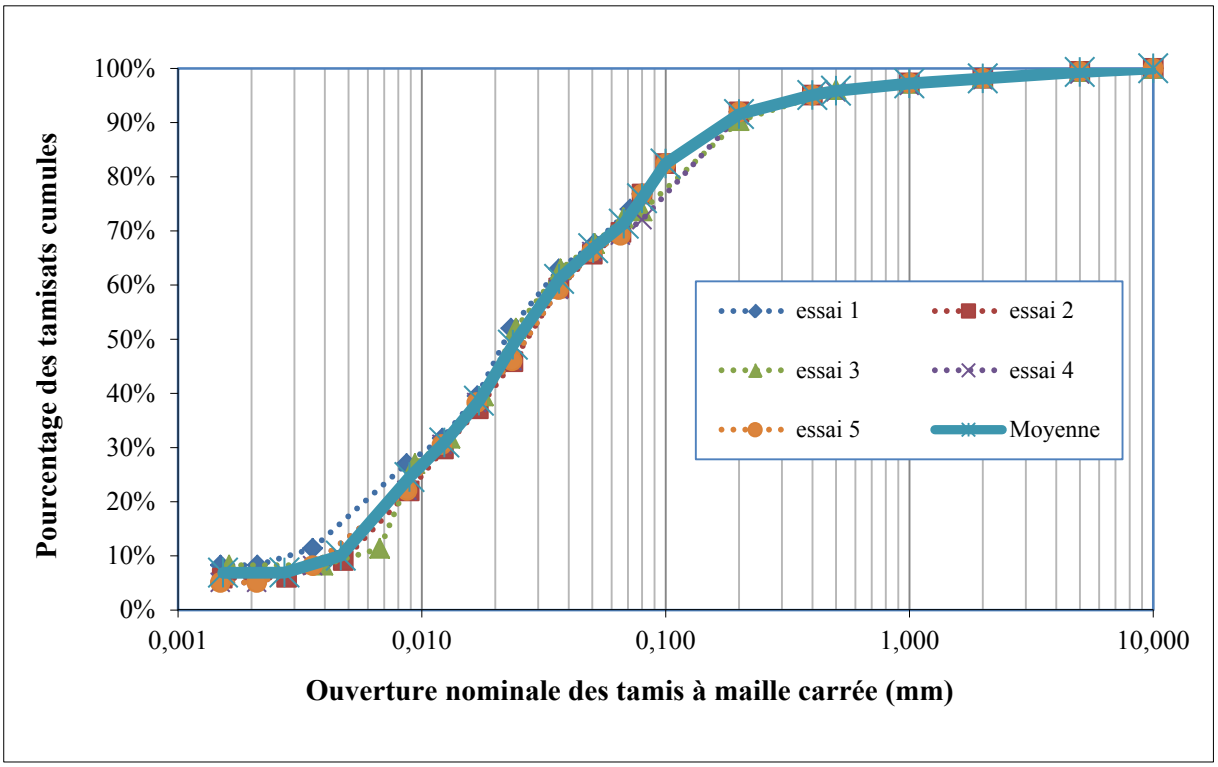

Figure III-14 : Courbe granulométrique

L'analyse granulométrique a montré que la fraction fine inférieure à 63 µm est majoritaire, et représente près de 71 %. La fraction sableuse représente près de 27 %. Dans la fraction fine, les particules limoneuses sont dominantes, par rapport aux particules argileuses. D'après le

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

diagramme triangulaire de classification des sols (Figure III-15), ce sol appartient aux sols limoneux légèrement sableux.

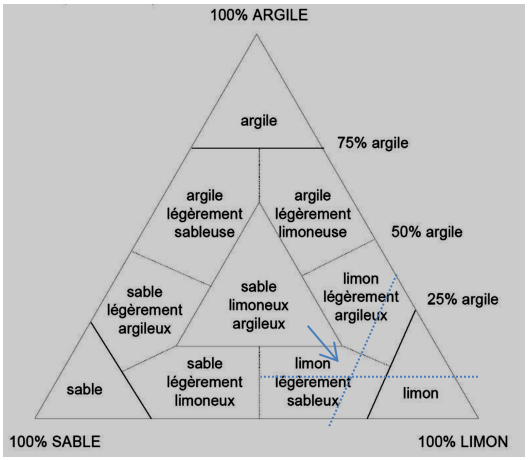

Figure III-15 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture

Lors du stockage, la fraction fine importante du sédiment sera responsable de la rétention de grande quantité d'eau sous forme d'eau interstitielle et d'eau liée, et de la faible perméabilité de celui-ci ; ce qui est favorable aux stockages d'un matériau pollué.

Les résultats obtenus sont comparés à ceux de l'étude de Jung (2009) sur les sédiments du lac du Bourget (Figure III-16).

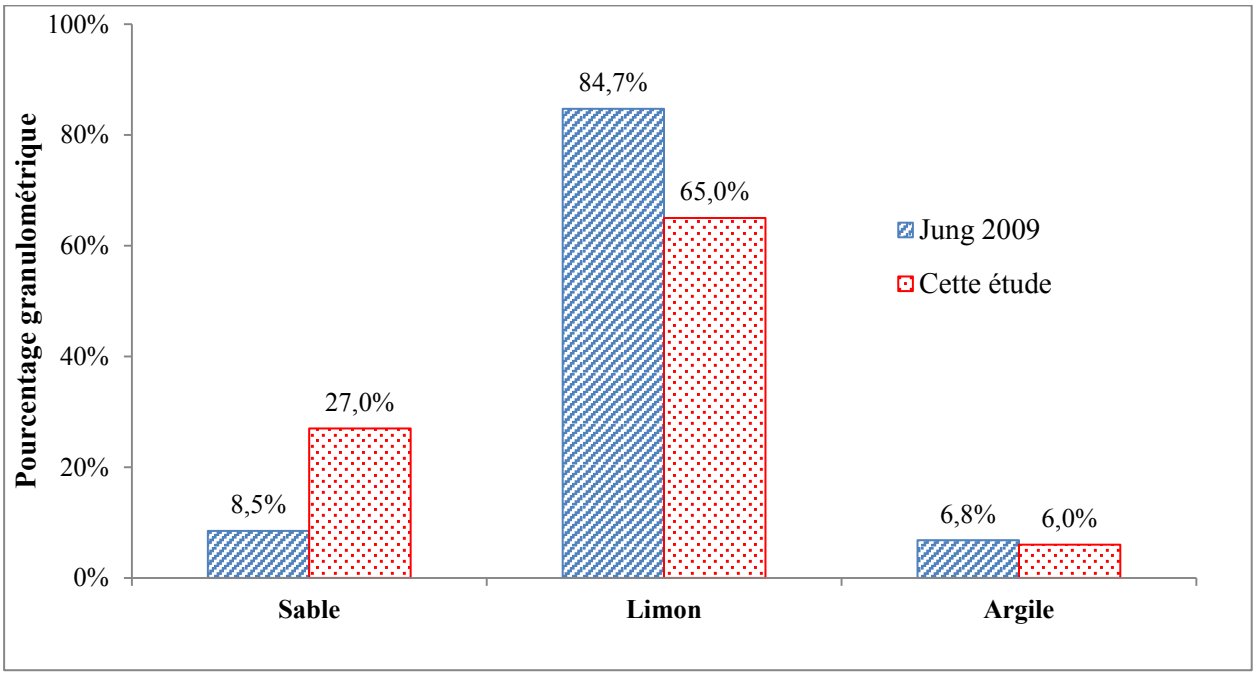

Figure III-16 : Comparaison de la granulométrie déterminée avec les résultats déterminés par Jung (2009)

Les résultats des deux études sont corrélés entre eux, mêmes si les proportions sont différentes. Les études de Jung ont montré que le constituant majeur du sédiment est le limon, puis le sable et le moins prépondérant est l'argile. La différence entre les proportions peut s'expliquer par la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

différence entre les zones d'extraction des sédiments. En effet, dans l'étude de Jung (2009), plusieurs carottes étaient extraites de plusieurs zones du lac. Chacune de ses carottes présentait une proportion granulométriques différentes des autres carottes.

La répartition granulométrique d'un sédiment varie d'une zone d'extraction à une autre. Le Tableau III-2, présente la répartition granulométrique de différents sédiments consignés dans la littérature. Des similarités au niveau des proportions granulométriques existent entre les sédiments du lac du Bourget et ceux du port Dunkerque et du port d'Ouistreham.

Origine du sédiment	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)
Sédiment du Lac du Bourget (cette étude)	27,0	65,0	6,0
Sédiment port de Dunkerque, Nord France (Zentar et al., 2008)	36,0	59,7	5,3
Sédiment de Cheurfas (Bourabah et al., 2011)	4,0	43,0	53,0
Sédiment du port de Gravelines (G1) (Dubois, 2006)	38,1	57,4	4,5
Sédiment du port d'Ouistreham (Calvados) (Rekik et Boutouil, 2006)	10,0	76,0	14,0

Tableau III-2 : Répartitions granulométriques de différents sédiments

3) Les limites d'Atterberg

Un sol constitué de particules ou de grains fins peut avoir une consistance caractérisée par sa teneur en eau. En effet, quand on ajoute de l'eau à un sol sec, chaque particule se recouvre d'une couche d'eau adsorbée. Si on continue de l'humidifier, l'épaisseur des couches augmente. Cette augmentation d'épaisseur des couches permet aux particules de glisser les unes sur les autres plus facilement. L'état des sols fins va du solide à l'état liquide s'ils sont trempés, et *vice versa* s'ils sont séchés. Entre ces deux états, il existe un état intermédiaire dit plastique (pâte à modeler). Atterberg a défini des limites qui sont des constantes physiques conventionnelles (teneur en eau pondérale) caractérisant ces trois états de consistance des sols fins et marquant le seuil entre :

- le passage d'un sol de l'état liquide à l'état plastique (limite de liquidité W_L) ;
- le passage d'un sol de l'état plastique à l'état solide (limite de plasticité W_P).

L'indice de plasticité correspond à la différence entre la limite de liquidité W_L et la limite de plasticité W_P. Il définit l'intervalle de teneur en eau dans lequel le sol reste souple et déformable tout en conservant une certaine résistance au cisaillement. L'expérience a prouvé que cet indice est extrêmement important pour estimer la sensibilité à l'eau d'un sol fin (Figure III-17). La détermination de ces différentes limites est indispensable pour connaître l'état selon lequel le sédiment sera stocké.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

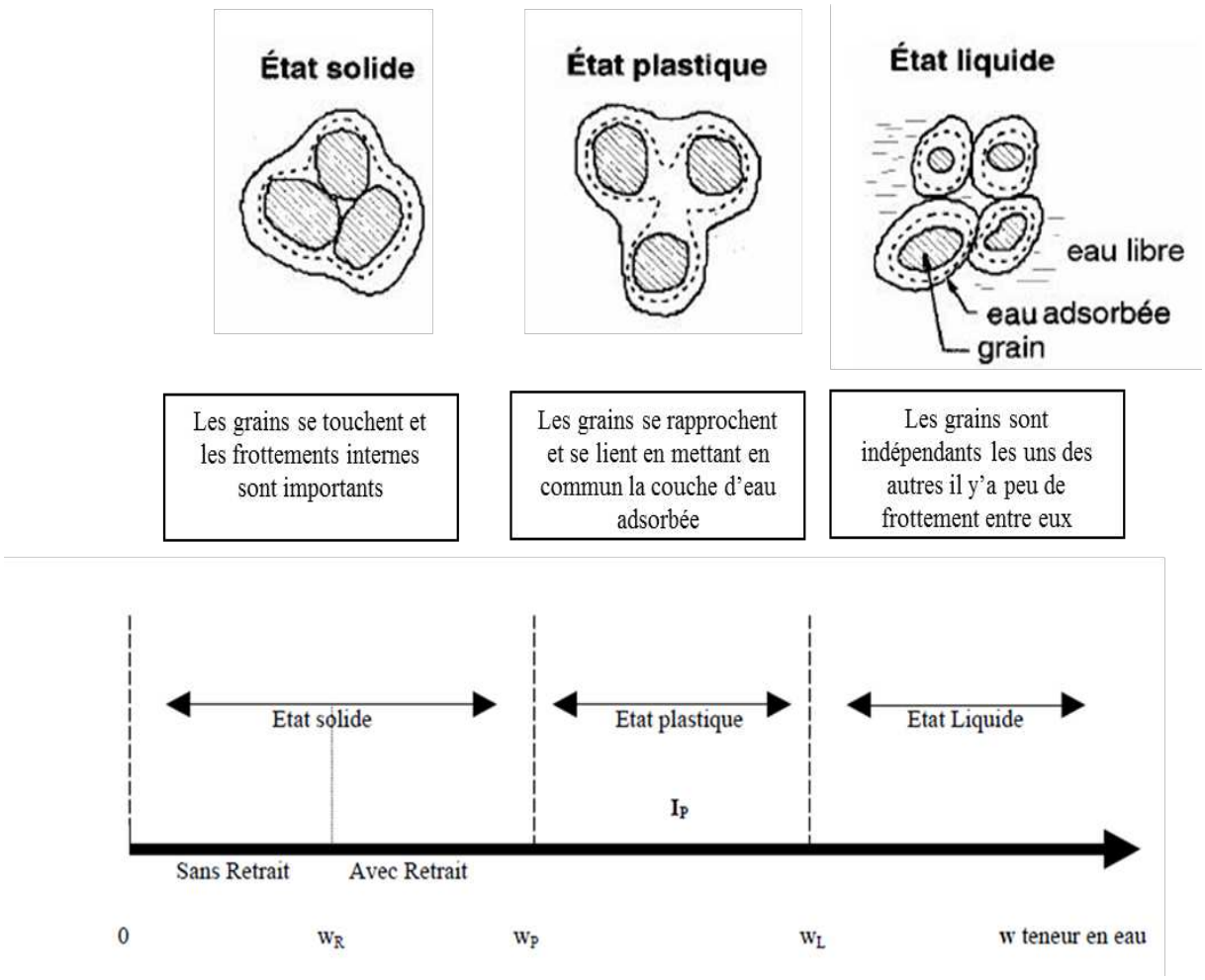

Figure III-17 : Différents états hydriques d'un sol fin et les limites d'Atterberg

Le matériau est tamisé à 400 µm par voie humide pour obtenir une pâte homogène presque fluide. Puis la limite de liquidité est déterminée en utilisant deux méthodes :

- La coupelle de Casagrande (norme française NF P94-051) : A l'aide de l'outil de rainure de Casagrande on partage la pâte en deux en traçant un sillon suivant le plan de symétrie de la coupelle et de son attache. En tournant la manivelle de l'appareil on applique des chocs à la coupelle contenant le matériau jusqu'à fermeture de la rainure d'environ 1 cm. Par définition, la limite de liquidité W_L est la teneur en eau correspondant à 25 coups.

- Le pénétromètre à cône (norme anglaise BS 1377) : Le principe de cette méthode consiste à mesurer l'enfoncement d'un cône normalisé pendant 5 secondes dans un échantillon de sédiment. La limite de liquidité par définition correspond à un enfoncement de 20 mm dans le sédiment.

La limite de plasticité est déterminée après la limite de liquidité en utilisant la méthode du rouleau. Le principe est d'obtenir en roulant un échantillon de la pâte sur le marbre un rouleau qu'on amincit progressivement jusqu'à ce qu'il y ait 3 mm de diamètre. La limite de plasticité est la teneur en eau du rouleau qui se brise au moment où son diamètre atteint 3 mm.

Ces essais sont réalisés deux fois sur des échantillons de sédiment et chaque valeur obtenue est répétée deux à trois fois afin de s'assurer du résultat. Les résultats sont présentés dans le Tableau III-3.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

W_L (%) (Méthode de Casagrande)	93	**Moyenne (%)**	**W_P (%)**	49
W_L (%) (Méthode du cône)	79	86	**I_P (%)**	37

Tableau III-3 : Limites d'Atterberg

La valeur de la limite de liquidité déterminée par la méthode de Casagrande est supérieure à celle déterminée par la méthode du pénétromètre à cône. Ce résultat est en accord avec les résultats de Zentar et al. (2008) et Tran (2009). Haigh (2012) explique cette différence en montrant que par la méthode de coupelle de Casagrande on mesure la résistance spécifique ainsi que par la méthode de cône on mesure la résistance directe.

La valeur de la limite de liquidité et celle de l'indice de plasticité du sédiment sont élevées. Lors de la réception du sédiment, on a remarqué qu'il contient une quantité importante de matière organique se présentant sous forme de petites algues et de petits morceaux de bois liée à l'origine du sédiment. Ce sédiment était en plus caractérisé par une couleur noire et une odeur très désagréable. La grande valeur de la limite de liquidité et de la limite de plasticité peut s'expliquer par une teneur en matière organique importante du sédiment

En effet, Zentar et al. (2009a) ont trouvé que l'élimination de la matière organique du sédiment par l'eau oxygénée aboutit à la réduction des valeurs des limites d'Atterberg (Tableau III-4). De même, Bourabah et al. (2011) ont conclu que l'élimination de la matière organique par calcination diminue la plasticité du sédiment.

Sédiment	**W_L(%)**	**W_P(%)**	**I_P(%)**
A1	129	48	81
A2	114	47	67
B1	102	46	56
B2	93	44	49
A1 Traité avec de l'eau oxygénée	56	25	21
A2 Traité avec de l'eau oxygénée	51	26	25
B1 Traité avec de l'eau oxygénée	41	33	8
B2 Traité avec de l'eau oxygénée	44	31	13

Tableau III-4 : Influence de la matière organique sur les limites d'Atterberg (Zentar et al., 2009a)

Selon le diagramme de Casagrande, le sédiment appartient aux sols organiques limoneux très plastiques (Figure III-18).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

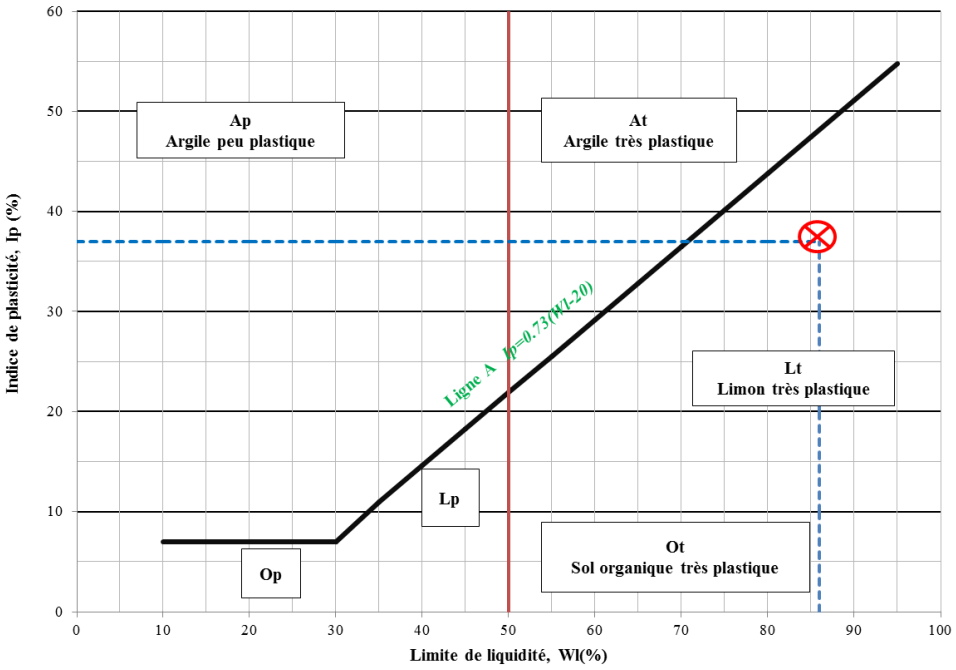

Figure III-18 : Diagramme de Casagrande

Les résultats obtenus sont comparés avec les résultats d'autres sédiments dans la littérature (Tableau III-5). Le tableau III-5 montre que les sédiments présentent une variété de la valeur des limites d'Atterberg, et cette variabilité ne dépend pas de l'origine du sédiment.

Type	Origine du sédiment	W_L(%)	W_P(%)	I_P(%)
Lacustre	Lac du Bourget (cette étude)	86	49	37
Fluviale	Canal de la Scarpe Supérieure (nord France) (Zentar et al., 2009b)	49,5	28,0	21,5
Fluviale	Ensemble de six fleuves dans le Brésil (Almeida et al., 2001)	38-65	19-26	-
Lagon	Ensemble de quatre lagons dans le Brésil (Almeida et al., 2001)	131-275 73-355	31-160 25-130	-

Tableau III-5 : Limites d'Atterberg pour différents sédiments

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

4) Limite de retrait

L'essai de retrait permet de déterminer la limite de retrait, c'est-à-dire la teneur en eau d'un sol au-dessous de laquelle le sol ne présente plus ou peu de variation géométrique au cours de sa dessiccation (Figure III-17, paragraphe 3). Cet essai est en général utilisé pour quantifier le retrait et le gonflement des sols argileux. Dans le cadre de cette étude, la détermination de ce paramètre est intéressante. Ainsi, les sédiments seront stockés à une teneur en eau élevée, la perte d'eau au cours du temps peut entraîner un retrait et des dessiccations importantes affectant le comportement hydromécanique du sédiment dans le centre de stockage.

L'essai consiste à laisser un échantillon de sol se dessécher librement et progressivement et à mesurer périodiquement sa variation de hauteur et sa masse. Un échantillon de sol est placé dans une bague métallique en prenant le soin de relever sa hauteur, sa masse et son diamètre initiaux. On mesure périodiquement ces trois grandeurs (Figure III-19). L'échantillon se dessèche à température ambiante hors contrainte. Quand le volume d'échantillon devient constant, il est séché par étuvage.

Figure III-19 : Dispositif pour la mesure de la limite de retrait

Dans le cadre de cet essai, nous avons fait sécher un échantillon de sol à l'air libre jusqu'à une teneur en eau d'environ 25 %. Cet échantillon a été placé dans la bague métallique et un arasement a été réalisé. Quatre points septentrionaux sur les bords de l'échantillon et un cinquième au centre ont été placés. Les différentes mesures ont été réalisées à intervalle régulier (toutes les 20 minutes au départ, toutes les 30 minutes, puis toutes les 40 minutes.). Cet essai permet de déduire une limite de retrait située entre 39 % et 45 % de W_R= [39 %, 45 %] (Figure III-20).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

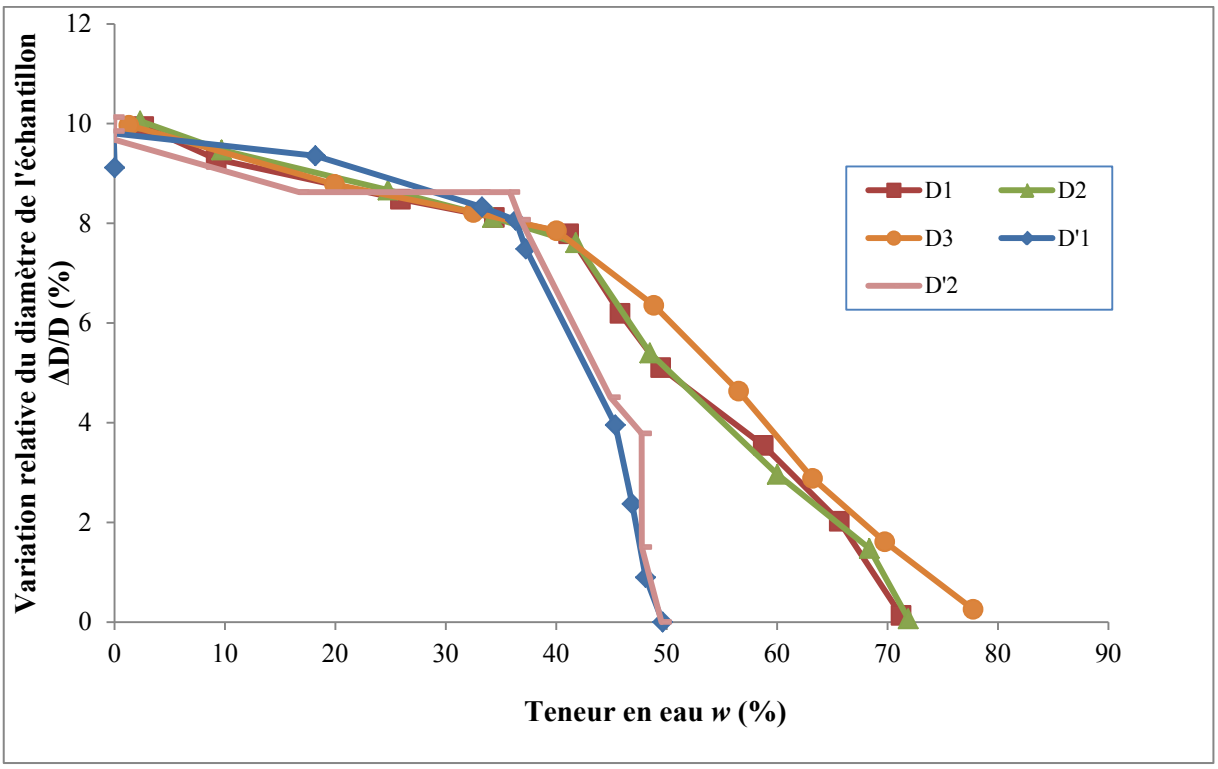

Figure III-20 : Limites de retrait du sédiment de deux échantillons D et D´

Le stockage du sédiment à une teneur en eau inférieure à la limite de retrait entraîne une réduction importante de variation de volume du corps du sédiment liée à la perte d'eau. D'après le résultat de la Figure III-20, que pour des teneurs en eau supérieures à la W_R les variations de volume des échantillons liées à la perte d'eau sont importantes. Pour des teneurs en eau inférieures à W_R, les variations des volumes des échantillons liées à la perte d'eau sont faibles.

5) La teneur en carbonate

La détermination de la teneur en carbonate du sédiment est importante. Le carbonate présent dans le sédiment peut affecter la barrière du fond du centre de stockage. La bentonite des GSB est vulnérable au contact avec les ions Ca^{2+} (Jo et al., 2001).

Cet essai est effectué selon la norme NF P94-048 à l'aide du calcimètre Bernard. Le principe de l'essai consiste à déterminer le volume de dioxyde de carbone (CO_2) dégagé sous l'action de l'acide chlorhydrique en excès par l'échantillon de l'essai (Equation III-4).

$$CaCO_3 + 2HCl \rightarrow CO_2 + H_2O + CaCl_2 \qquad \textbf{III-4}$$

Les résultats des essais ont montré que la teneur en carbonate du sédiment est égale à 36 % (Tableau III-6). Ce sédiment appartient à la famille des sols moyennement calcaires comme la marne.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Numéro d'essai	1	2	3	Moyenne	Ecart type
$\%CaCO_3$	36	36	35	36	0,58

Tableau III-6 : Teneur en carbonates du sédiment

Le résultat de notre essai est en accord avec les résultats de Giguet-Covex et al. (2010) qui ont relevé une teneur en carbonate dans le sédiment du lac du Bourget qui varie entre 32 % et 38 % (Figure III-21).

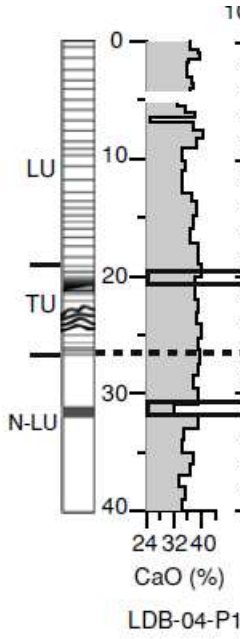

Figure III-21 : Profil de teneur en carbonate dans le sédiment du lac du Bourget (Giguet-Covex et al., 2010)

6) Adsorption au bleu de méthylène V_{BS} (essai au bleu)

Cette mesure de V_{BS} fait l'objet de la norme NF P94-068, elle est utilisée afin d'évaluer la fraction argileuse d'un sol ou d'un granulat. Les résultats permettent de déterminer rapidement l'activité colloïdale des matériaux argileux qui dépendent directement de la nature minéralogique de l'argile et de leur teneur dans le sol.

Cet essai consiste à injecter successivement des doses de volume connu d'une solution de bleu de méthylène de concentration fixée dans une solution d'eau contenant une masse sèche connue. Considérant la capacité ionique des sols fins, le bleu de méthylène se fixe sur les grains fins des sols, et cette quantité de colorant augmente lorsque sa surface spécifique augmente.

Après chaque injection de bleu de méthylène, on examine le mélange en prélevant une goutte et la déposant sur un papier filtre. Tant que la tache ne présente pas une auréole persistante pendant un certain temps, les grains du sol ne sont pas recouverts par le colorant.

À partir d'une certaine dose de bleu, l'auréole reste persistante signifiant que l'argile a totalement épuisé sa capacité d'absorption.

Les résultats des différents essais réalisés sont présentés dans le Tableau III-7.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Numéro d'analyse	1	2	3	4	5	6	Moyenne
V_{BS}	1,0	1,9	1,8	1,8	1,2	1,5	1,5

Tableau III-7 : Essai de détermination de la valeur au bleu

Les différentes valeurs des V_{BS} sont comprises entre 1 et 1,9. Selon la norme NF P11-300, ces valeurs de V_{BS} appartiennent à deux types de famille de sol : la famille des sols sableux-limoneux et celle des sols limoneux plastiques.

7) La teneur en matière organique

Lors des différents essais précédents, on a remarqué que le sédiment contient une quantité importante de matière organique se présentant sous forme de petites algues et de petits morceaux de bois avec des quantités de graisses liées à l'origine du sédiment. Ce sédiment est en plus caractérisé par une odeur très désagréable. Le but de cet essai est la détermination de la teneur en matière organique dans le sédiment. La présence de matière organique influence les caractéristiques physiques et mécaniques du matériau. Une quantité de 3 % à 4 % de matière organique change les caractéristiques du matériau (Bennert et al., 2000), et il existe une relation linéaire positive entre les congénères PCB indicateurs et la teneur en matière organique (Schorer, 1997).

L'essai est réalisé en suivant le protocole de la norme XP P94-047. Il consiste à déterminer la perte en masse d'un échantillon préalablement séché après calcination pendant 3 heures dans un four à une température de 500 °C.

L'essai est conduit sur 12 échantillons, la teneur en matière organique moyenne déterminée est de 8,02 % avec un écart type de 0,06 %. Les résultats sont présentés sur la Figure III-22.

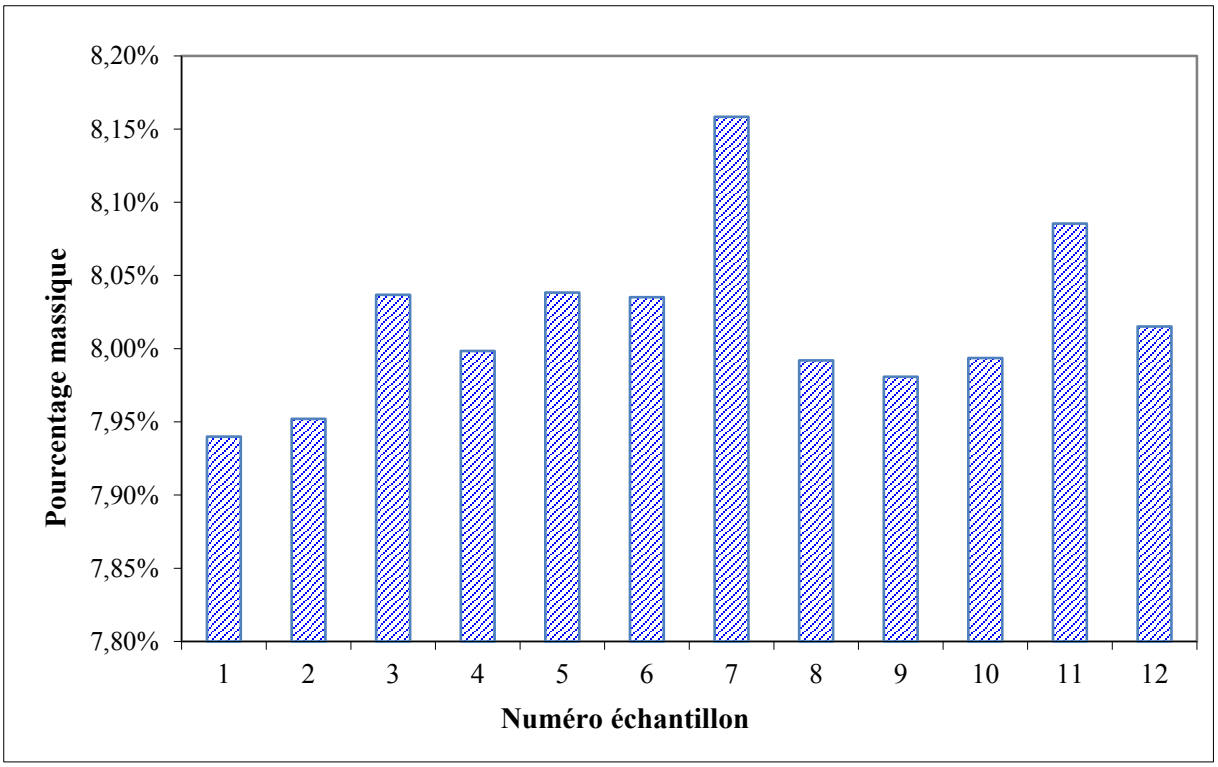

Figure III-22 : Teneur en matière organique pour les différents échantillons de sédiment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La teneur en matière organique du sédiment peut affecter son comportement hydromécanique. En effet, la présence de la matière organique dans les sédiments est responsable de l'augmentation de la limite de plasticité et de retrait, elle est également responsable de leur grande compressibilité et de leur faible perméabilité (Mitchell et Soga, 2005 ; Dubois, 2006). En règle générale, une teneur en matière organique supérieure à 4-5 % affecte les propriétés hydromécaniques des sédiments (Keller, 1982).

8) Poids volumique des grains solides (γ_s)

Le poids volumique des grains solides est un paramètre intrinsèque du sédiment qui ne varie pas ou peu au cours du temps. Il est indispensable de le mesurer afin de calculer d'autres paramètres du sol (indice des vides, degré de saturation...).

Ce paramètre est calculé selon la norme NF P94-054. Le principe est de déterminer le volume des particules du sol par pesage à l'aide d'un pycnomètre en substituant de l'eau de masse connue aux particules solides. La mesure a été effectuée sur les matériaux broyés et séchés à 50 °C.

Les résultats sont présentés dans le Tableau III-8. Les valeurs mesurées sont comprises entre 24,7 et 25,9 (kN/m^3).

Numéro de l'échantillon	1	2	3	4	5	6	**Moyenne**	**Ecart type (%)**
γ_s (kN/m^3)	25,8	25,7	24,7	25,8	25,9	25,4	25,6	0,45

Tableau III-8 : Essais de détermination du poids volumique des grains solides du sédiment

En comparant ces résultats avec d'autres sédiments (Tableau III-9), on trouve que les valeurs déterminées sont en accord avec celles des autres types de sédiment. Ces valeurs sont considérées faibles par rapport à celles des différents types de sol qui sont comprises entre 26,5 et 27 (kN/m^3).

Cette différence peut être liée à la présence de la matière organique dans le sédiment. Ainsi, Tran (2009) a montré qu'après l'élimination de la matière organique des sédiments, les valeurs du poids volumique des grains solides sont comparables avec celles des sols.

Type	**Origine du sédiment**	**Poids volumique des grains solides γ_s (kN/m^3)**
Lacustre	Lac du Bourget (cette étude)	25,1
Fluvial	Canal de la Scarpe Supérieure (nord France) (Zentar et al., 2009b)	25,6
Marin	Port Dunkerque nord France (Zentar et al., 2008)	25,3
Marin	Port de Ouistreham (Calvados) (Rekik et Boutouil, 2006)	24,0

Tableau III-9 : Poids volumique des grains solides de différents sédiments

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

III.3.2 Synthèse des résultats de caractérisation physico-chimique

Les différents essais de caractérisation physique ont montré que notre sédiment appartient à la classe F1 des sols fins organiques. La teneur en matière organique du sédiment est relativement importante comme elle peut affecter son comportement hydromécanique et par suite expliquer sa forte plasticité. Les caractéristiques physico-chimiques font référence aux sols A3th en utilisant I_P comme critère d'indentification ou aux sols A1th en utilisant la V_{BS} comme critère d'identification. Nos sédiments sont moyennement carbonatés. Une lixiviation éventuelle de calcium peut affecter le comportement de la barrière de stockage. Les différents résultats de cette partie sont présentés dans le Tableau III-10.

Paramètres mesurés		**Classification**
Granulométrie	2 % sable grossier	Classification LPC-Setra : F1, sol fin organique plastique moyennement calcaire. GTR : A3th/A1th, sol difficile à mettre en œuvre et à manipuler
	27 % sable	
	65 % limon	
	6 % argile	
Teneur en eau initiale (%)	180-190	
Limite de plasticité W_P (%)	49,0	
Limite de liquidité W_L (%)	86,0	
Indice de plasticité I_P (%)	37,0	
Limite de retrait W_R (%)	39,0-45,0	
MO (%)	8,0	
γ_s (kN/m^3)	25,6	
Teneur en carbonate (%)	36,0	
Valeur au bleu V_{BS}	1-1,9	

Tableau III-10 : Caractéristiques physiques du sédiment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

III.4 Paramètres mécaniques

Le comportement mécanique d'un sol est caractérisé par un ensemble de paramètres qui permet d'estimer les tassements, la compressibilité, la consolidation et la résistance au cisaillement de celui-ci. Ces paramètres peuvent être déterminés par les essais géotechniques suivants :

1. essai Proctor ;
2. essai à l'œdomètre ;
3. essai à la boîte de cisaillement.

III.4.1 Essai Proctor

Le choix d'une plage de la teneur en eau pour le stockage des sédiments est indispensable. La teneur en eau du sédiment lors de l'extraction est très élevée (180-190 %). Le stockage à cette teneur en eau est désavantageux par rapport aux volumes à stocker. De plus, même si la majorité des PCB sont attachés à la matrice solide du sédiment, le stockage d'un déchet à grande teneur en eau implique la génération d'une grande quantité de lixiviats qui risque de diffuser la pollution à travers la barrière de confinement.

Enfin, la présence de grande quantité d'eau dans un sol affaiblit ses propriétés mécaniques car lors du chargement d'un sol contenant de l'eau, cette charge est supportée par le squelette solide et l'eau contenue dans le sol. Au cours du temps, l'eau va s'évacuer du sol ce qui implique l'augmentation du chargement prise par le squelette solide entraînant des tassements qui peuvent affecter la stabilité de l'installation de stockage et aboutir éventuellement à son effondrement.

L'essai Proctor a pour but d'établir la relation expérimentale entre la densité sèche d'un sol sensible à l'eau et l'influence de sa teneur en eau pour une énergie de compactage fixée. Il se pratique pour les sols entrant dans la constitution de remblais, couches de formes, constructions de routes et barrages. L'aptitude d'un sol à se compacter peut donc être appréhendée par cet essai. A partir de cela sont déterminées les caractéristiques Proctor du sol considéré. Ces valeurs peuvent servir de référence pour caractériser la qualité de compactage éventuel à réaliser sur le chantier.

Cependant, les caractéristiques Proctor constituent avant tout des critères d'identification d'un sol permettant de situer son état naturel par rapport à son état optimal de mise en œuvre.

Les caractéristiques de compactage Proctor peuvent être déterminées à partir de deux essais : essai Proctor normal et essai Proctor modifié. Les deux essais sont identiques dans leur principe, seules diffèrent les valeurs des paramètres qui définissent l'énergie de compactage appliquée.

Le mode opératoire (Normal ou Modifié) à choisir dépend de l'utilisation prévue du matériau. Le mode opératoire normal est utilisé lorsque le matériau est utilisé en tant que remblai. Tandis que le mode opératoire modifié est utilisé dans le cas de l'utilisation du matériau en tant que matériau de couche de chaussée.

Dans le cas du sédiment qu'il est prévu de stocker, le mode opératoire normal paraît plus adapté. En stockant à cette teneur eau et avec la même énergie de compactage on améliore la portance du sédiment et le module de déformation avec limitation des tassements différentiels et totaux.

La détermination des paramètres Proctor se fait suivant la norme NF P94-093. Cet essai consiste à humidifier le matériau à plusieurs teneurs en eau, placer le matériau dans un moule (Proctor) et

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

le compacter selon un procédé et une énergie de compactage conventionnels. A chaque teneur en eau on mesure la masse volumique sèche pour tracer la courbe de la variation de la masse volumique sèche en fonction de la teneur en eau.

La courbe Proctor (Figure III-23) montre que la teneur en eau optimale est d'environ W_{opn}= 30 %, ce qui correspond à un poids volumique sec égal à γ_{dopn}=13,8 kN/m^3. Le poids volumique apparent sec du sédiment lors de sa reception mesuré au laboratoire est de 5,6 kN/m^3. Le stockage du sédiment à sa teneur en eau Proctor avec le compactage convenable amène à une réduction des volumes à stocker d'environ 60 %. La teneur en eau optimale élevée peut être expliquée par l'indice de plasticité important du sédiment (Morin et Todor, 1977).

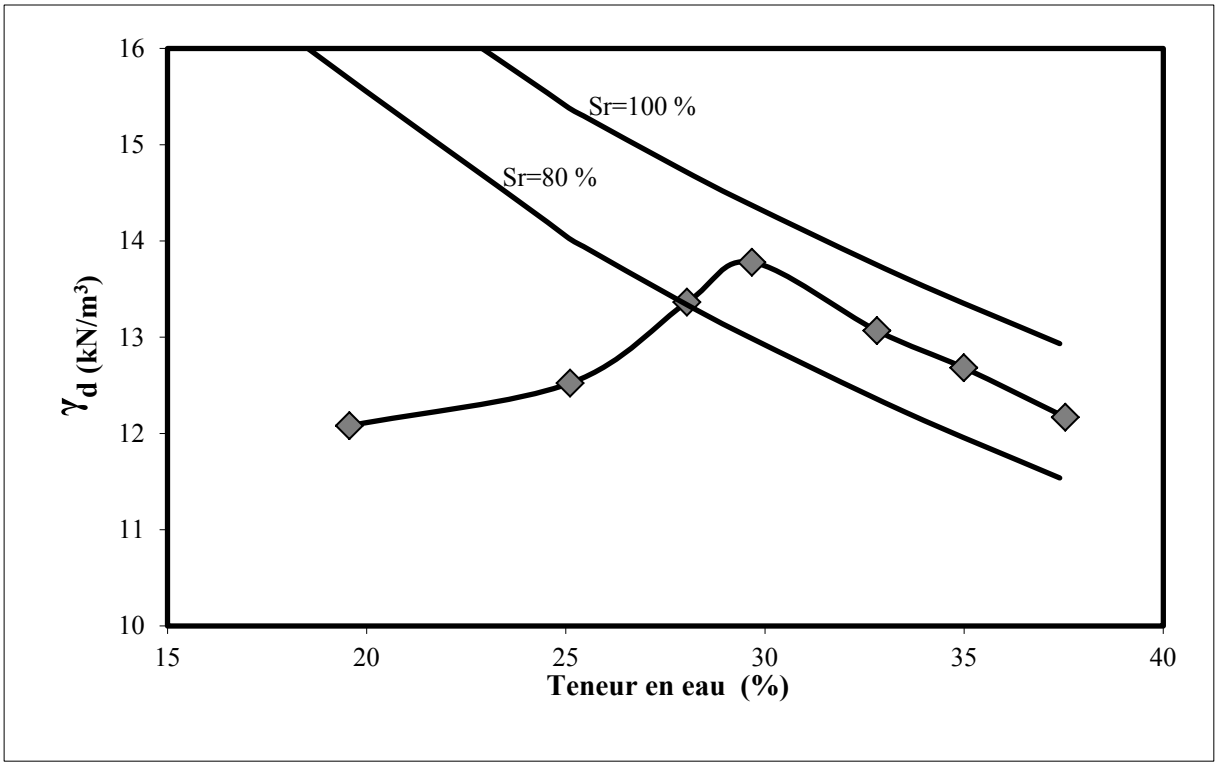

Figure III-23 : Courbe Proctor

Les caractéristiques Proctor du sédiment ne correspondent pas à ceux d'un sol limoneux conventionnel pour lequel γ_{dopn} est généralement compris entre 16 et 18 kN/m^3 pour une teneur en eau W_{opn} de l'ordre de 20 %. D'une manière générale, une augmentation de la limite de liquidité ou de la limite de plasticité se traduit par une augmentation de la teneur en eau optimale et une dimunition du poids spécifique maximal (Laréal et al., 1976).

Le sédiment possède une teneur en eau optimale élevée par rapport aux sols sableux limoneux. La valeurs de sa teneur en eau optimale est comaprable avec la valeur de teneur en eau optimale des sédiments du port Ouistreham et des sédiments du bassin de Vauban à Toulon (Figure III-24).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

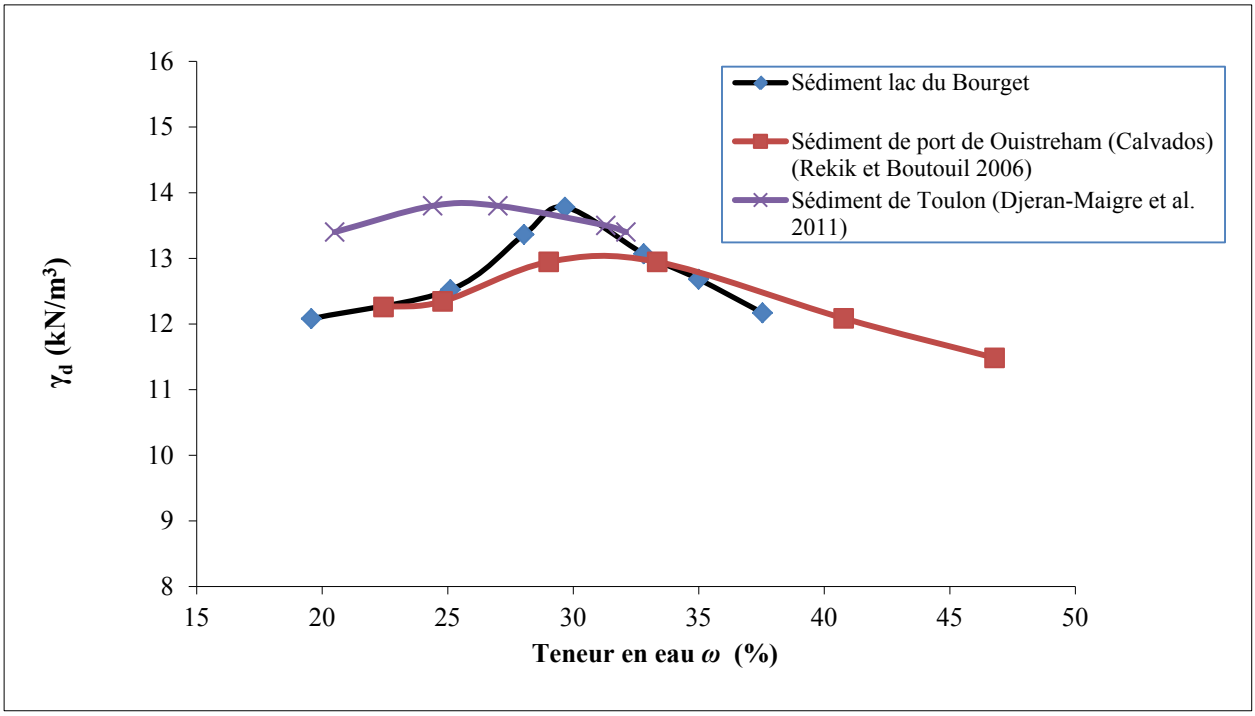

Figure III-24 : Comparaison entre les courbes Proctor de différents sédiments

III.4.2 Essai à l'œdomètre

Cet essai a pour objectif la détermination des tassements du sédiment au cours du temps sous chargement variable. Il donne des indications sur la variation de la hauteur du sédiment stocké à court terme et à long terme. En outre, il permet de déterminer les relations entre contraintes–déformations obtenues sous différentes charges ainsi que les paramètres de consolidation et de compressibilité qui peuvent éventuellement être utilisés dans l'amélioration des propriétés mécaniques du sol.

L'essai est effectué suivant la norme XP P94-090-1 en utilisant un appareil œdométrique comportant deux parties principales :

- une cellule contenant l'éprouvette de sol ;
- un système de mise en charge.

L'échantillon est placé dans un moule cylindrique. Un piston vient coulisser dans ce cylindre afin d'appliquer la charge désirée. Des pierres poreuses permettant l'évacuation de l'eau et le drainage sont placées au niveau des faces supérieures et inférieures de l'échantillon de sol. La variation de hauteur de l'échantillon est mesurée grâce à un capteur de déplacement.

L'essai consiste ensuite à effectuer des cycles de chargement/déchargement en observant les déformations verticales. Le programme de chargement est le suivant (Tableau III-11) :

- Une phase de chargement de 1 kg à 32 kg avec un taux d'accroissement de la contrainte de 2.
- Un cycle de déchargement de 32 kg à 0,5 kg avec un taux de diminution de la contrainte de 2.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- Un rechargement du matériau de 0,5 kg à 64 kg avec un taux d'accroissement de la contrainte de 2.
- Un dernier déchargement de 64 kg à 1kg avec un taux de diminution de contrainte de 2.

Charge (kg)	1	2	4	8	16	32	64
Contrainte (kPa)	56	112	224	448	896	1792	3584

Tableau III-11 : Charges et contraintes correspondantes appliquées au sédiment

La courbe de compressibilité œdométrique qui représente la variation de l'indice des vides en fonction de la contrainte appliquée est présentée sur la Figure III-25.

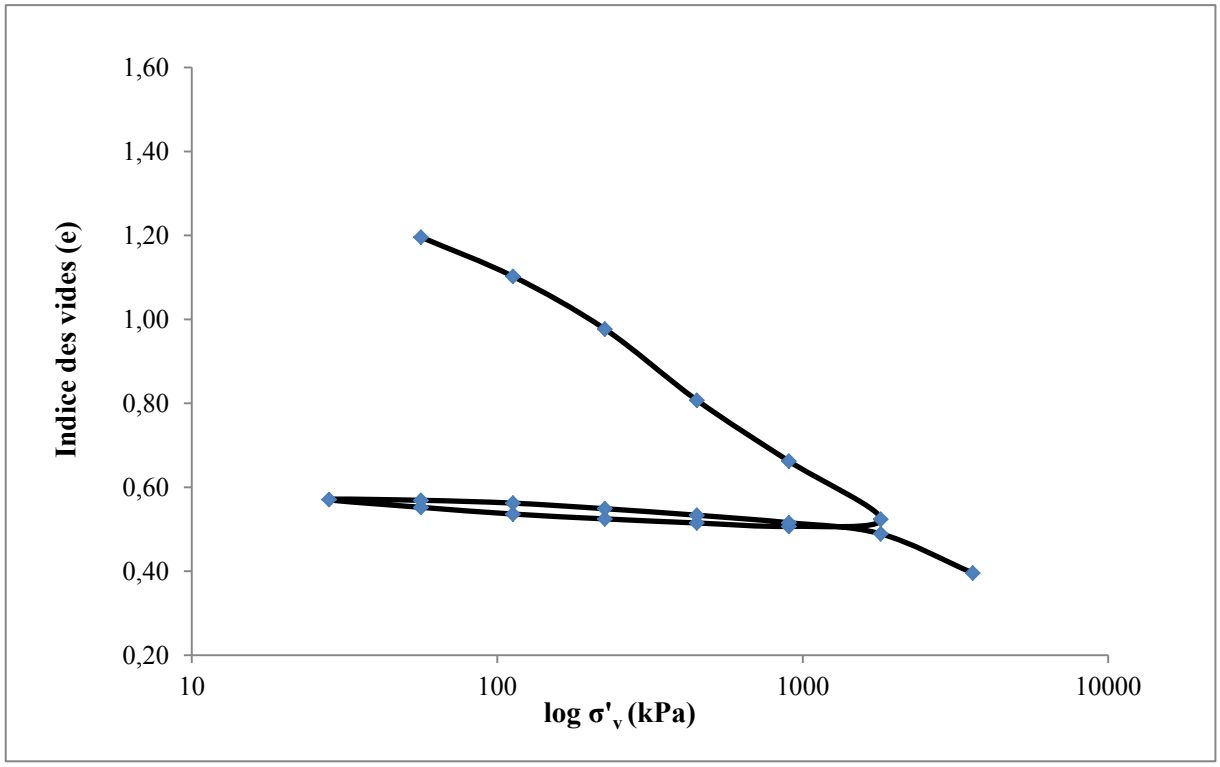

Figure III-25 : Courbe de compressibilité du sédiment

Les coefficients de compressibilité C_c et le coefficient de décompression ou de gonflement C_s tirés de ce graphe sont calculés selon les équations III-5 et III-6 :

$$C_c = -\frac{\Delta e}{\Delta \log \sigma_v'} \qquad \textbf{III-5}$$

$$C_s = +\frac{\Delta e}{\Delta \log \sigma_v'} \qquad \textbf{III-6}$$

La courbe de compressibilité du sédiment est linéaire sans pression de pré-consolidation. Les différentes manipulations (homogénéisation) subies par le sédiment ont abouti à effacer cette

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

contrainte σ'_p. Ce type de courbes est caractéristique pour ses matériaux du fait de leur remaniement qui ne permet pas le développement d'une structure réelle (Rekik, 2008).

Le coefficient de consolidation C_v est calculé à l'aide de la méthode de Taylor (exemple de représentation de cette méthode Figure III-27). D'après le LPC, l'utilisation de cette méthode est préférable dans le cas des matériaux compressibles présentant une consolidation secondaire importante.

Les différents résultats de l'essai de compressibilité sont présentés dans le tableau suivant (Tableau III-12) :

Caractéristiques de compressibilité		
Indice de vides initial	$\mathbf{e_0}$	1,46
Indice de vides final	$\mathbf{e_f}$	0,57
Contrainte de pré-consolidation (kPa)	$\mathbf{\sigma'_p}$	----
Indice de compression	$\mathbf{C_c}$	0,53
Indice de gonflement	$\mathbf{C_s}$	0,05
Coefficient de consolidation (Méthode de Taylor)		
$\mathbf{\sigma'_v}$ **(kPa)**	$\mathbf{C_v}$ **(m/s²)**	
de 0 à 56	$1{,}40.10^{-7}$	
de 56 à 112	$3{,}22.10^{-7}$	
de 112 à 224	$1{,}91.10^{-7}$	
de 224 à 448	$1{,}23.10^{-7}$	
de 448 à 896	$1{,}02.10^{-7}$	
de 896 à 1792	$1{,}23.10^{-7}$	
de 1792 à 3584	$1{,}41.10^{-7}$	

Tableau III-12 : Résultats de l'essai œdométrique

La valeur moyenne de C_v calculée est égale à $1{,}63.10^{-7}$ m/s². Les coefficients de compressibilité et de gonflement sont respectivement égaux à C_c=0,53 et C_s=0,05.

Le sédiment est considéré compressible et la valeur de son indice de compressibilité est comparable avec les sols argileux (illites) et avec les sédiments du port Dunkerque (Dubois, 2006), les sédiments du port de Saint-Mandrier, du vieux port de Marseille et les sédiments du port de Cherbourg (Levacher et Sanchez, 2011).

On remarque que les courbes de consolidation exprimées en fonction du logarithme du temps présentent une partie finale linéaire. Cette partie de la courbe de tassement est appelée tassement secondaire. Le tassement secondaire est un phénomène important dans l'étude de la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

consolidation des sédiments et sols fins. Afin de caractériser le tassement secondaire, l'indice de fluage C_α représentant la pente de cette courbe est calculé selon l'équation III-7 (Tableau III-13).

$$C_\alpha = \frac{\Delta H / H_0}{\Delta \log t} \qquad \textit{III-7}$$

σ'_v (kPa)	0-56	56-112	112-224	224-448	448-896	896-1792	1792-3584	**Moyenne**
C_α	0,0077	0,0081	0,0109	0,0087	0,0084	0,0088	0,0075	0,0086

Tableau III-13 : Indice de fluage calculé pour les différentes charges appliquées

La valeur de l'indice de fluage du sédiment déterminée est importante. Cet indice est influencé par la teneur en matière organique. Levacher et Sanchez (2011) ont proposé une relation entre l'indice de fluage des sédiments méditerranéens et leur teneur en matière organique. Cette relation est déterminée à l'aide des essais œdométriques. L'augmentation de la teneur en matière organique dans le sédiment augmente l'indice de fluage. Les caractéristiques de fluage du sédiment du Bourget sont corrélées avec ce résultat (Figure III-26).

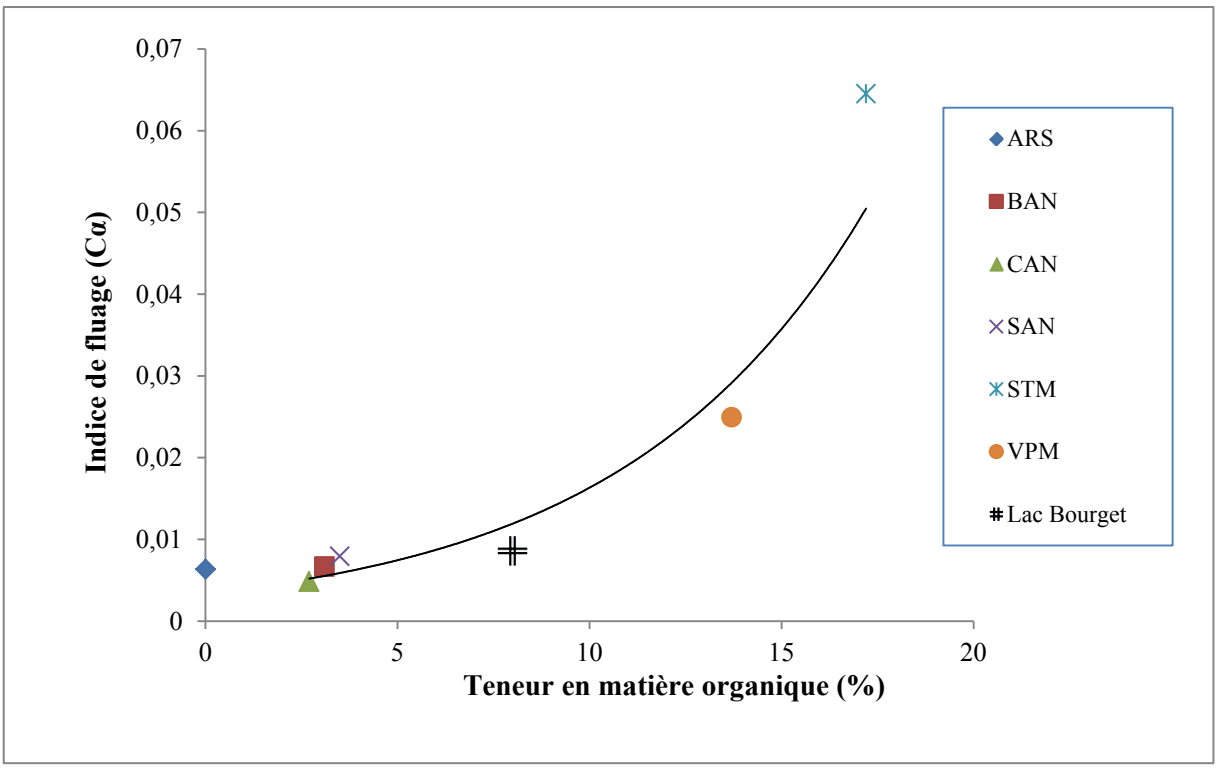

Figure III-26 : Relation fluage-matière organique (Levacher et Sanchez, 2011)

L'amélioration des caractéristiques mécaniques et de compressibilité du sédiment est possible par l'ajout de liants hydrauliques et/ou des correcteurs granulométriques. Les liants hydrauliques peuvent être des ciments et de la chaux. L'ajout des liants hydrauliques aux sédiments amène à une augmentation de la portance et une réduction de la compressibilité du sédiment (Rekik et Boutouil, 2006 ; Dubois, 2006 ; Zri et al., 2011). L'ajout des correcteurs granulométriques aboutit à améliorer le squelette granulaire du matériau solidifié, répondant à une meilleure répartition granulométrique et permet de réduire les vides pour obtenir une compressibilité plus faible et une résistance mécanique plus élevée. Il atténue les paramètres de nature tels que

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

l'argilosité, la teneur en matière organique et la teneur en eau initiale et il influe sur la mise en œuvre du matériau (Levacher et al., 2006).

L'étude de l'amélioration des caractéristiques mécaniques et de compactage du sédiment par ajout de liants ne rentre pas dans les objectifs de cette étude. L'étude de la réduction de compressibiltié du sédiment est réalisée en préparant l'échantillon sous caractéristiques Proctor. L'échantillon était préparé dans le moule Proctor normal sous conditions Proctor (W_{opn} et γ_{dopn}). Un carottage est réalisé dans le moule et les caractéristiques de l'échantillon carotté sont déterminées à l'aide de l'œdomètre. Un chargement similaire à l'essai précédent (sans compactage) était appliqué (Tableau III-11).

Les courbes de consolidation des deux essais montrent que l'echantillon avec compactage ne présente pas de phase de consolidation primaire (Figure III-27). Par conséquent, le calcul du coefficient de consolidation n'était pas possible. La phase de consolidation primaire paraît clairement pour l'échantillon sans compactage selon la représentation de Taylor et de Casagrande. Ces deux courbes montrent que le fluage du sédiment après compactage reste important. La valeur de l'indice de fluage calculée pour l'échantillon avec compactage est égale à 0,0054. Cette valeur est inférieure à la valeur mesurée pour l'échanillon sans compactage.

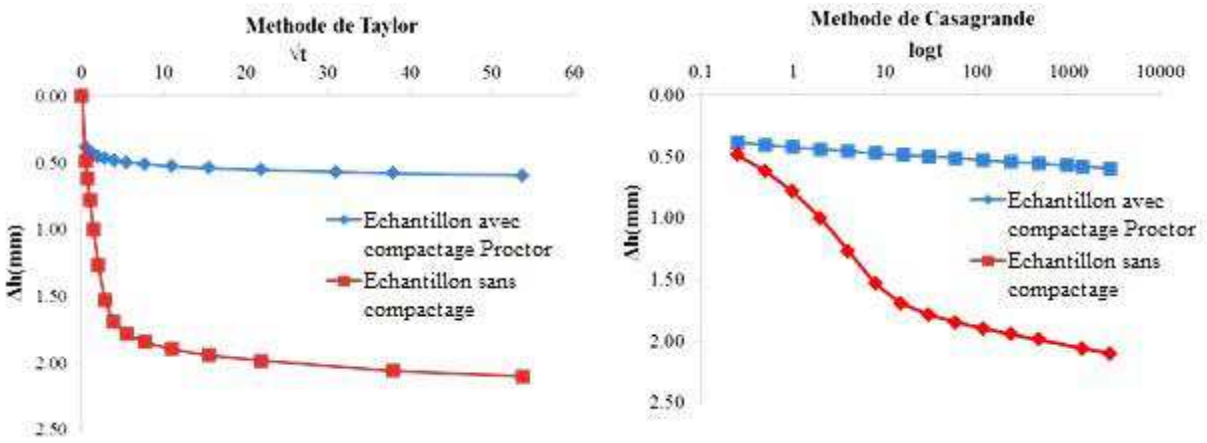

Figure III-27 : Courbe de consolidation pour les deux échantillons représentée par la méthode de Taylor et de Casagrande

Une comparaison entre les courbes de compressibilité des deux essais est établi (Figure III-28). En effet, le compactage Proctor amène à créer une contrainte de préconsolidation dans le sédiment de l'ordre de 1000 kPa (déterminée graphiquement). Cette contrainte est équivalente à un sédiment situé à une profondeur de sédiment d'environ 58 m. Les coefficients de compressibité et de décompression calculés sont égaux à C_c=0,40 et C_s=0,03 respectivement. Les valeurs de ces paramètres sont inférieures aux valeurs de l'essai sans compactage.

Ces paramètres sont des paramètres intrinsèques du sol et ne doivent pas changer en fonction des différentes conditions d'essais. Cette différence peut être expliquée par l'hétérogénéité importante du sédiment. Le compactage Proctor a d'une part, affecté la texture du sédiment, l'interface entre les grains et les vides et d'autre part, il a affecté la structure du sédiment. La répartition des grains et la porosité du sédiment se trouvent donc changées.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

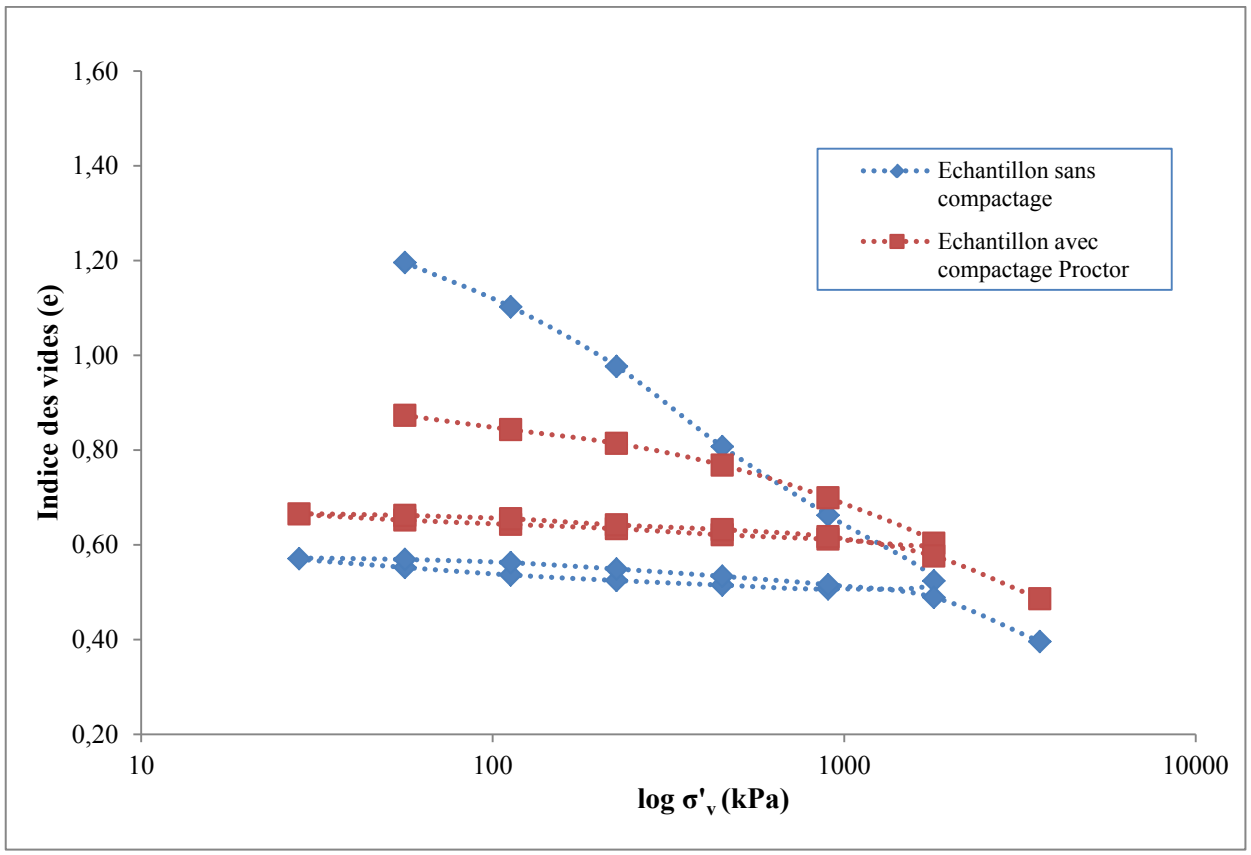

Figure III-28 : Comparaison de courbes de compressibilité entre échantillon préparé sous conditions Proctor et échantillon préparé sans compactage

La variation de l'indice des vides en fonction des différentes contraintes appliquées est plus importante dans le cas où le sédiment n'est pas compacté. Pour mettre en évidence cette différence, la variation de la hauteur relative du sédiment en fonction des différentes contraintes appliquées est tracée pour les deux essais (Figure III-29). Dans le cas de l'échantillon non compacté, la variation totale de la hauteur relative à la fin de l'essai est égale à 43,3 %. Le maximum de variation de la hauteur de l'échantillon s'est avéré lors de l'application de la première charge et est de l'ordre de 11,3 %. Dans le cas de l'échantillon compacté, la variation totale de la hauteur relative à la fin de l'essai est égale à 23,1 %. Le maximum de variation de la hauteur de l'échantillon est lors de l'application d'une charge supérieure à σ'_p et est de l'ordre de 6,3 %. Le compactage du sédiment améliore les caractéristiques de compressibilité du sédiment. Une réduction d'un facteur de 1,9 sur les tassements totaux du sédiment est mesurée sous un chargement de 3500 kPa suite au compactage du sédiment lors de sa mise en œuvre. La hauteur de stockage des sédiments proposée par SITA FD est de 10 m et correspond à une contrainte entre 160 kPa et 178 kPa (déterminée à l'aide de la courbe Proctor, Figure III-23). Pour cette hauteur un tassement de 1,8 m sous le poids propre du sédiment est prévu si le sédiment est stocké sans compactage. Cependant, un tassement de 0,6 m est attendu si le sédiment est stocké sous compactage Proctor.

Le compactage Proctor apporte une amélioration des propriétés mécaniques du stock du sédiment. Cette amélioration mécanique est très avantageuse vis-à-vis de la stabilité du centre de stockage. Par contre, le séchage du sédiment peut entraîner des charges économiques importantes. La question de séchage doit être discutée afin de trouver un compromis entre contraintes mécaniques de mise en œuvre et contraintes économiques. L'étude du séchage des sédiments n'entre pas dans le cadre de cette étude. Ce sujet est discuté dans d'autres travaux, on peut citer ceux de Slim (2007) et de Miraoui (2010).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

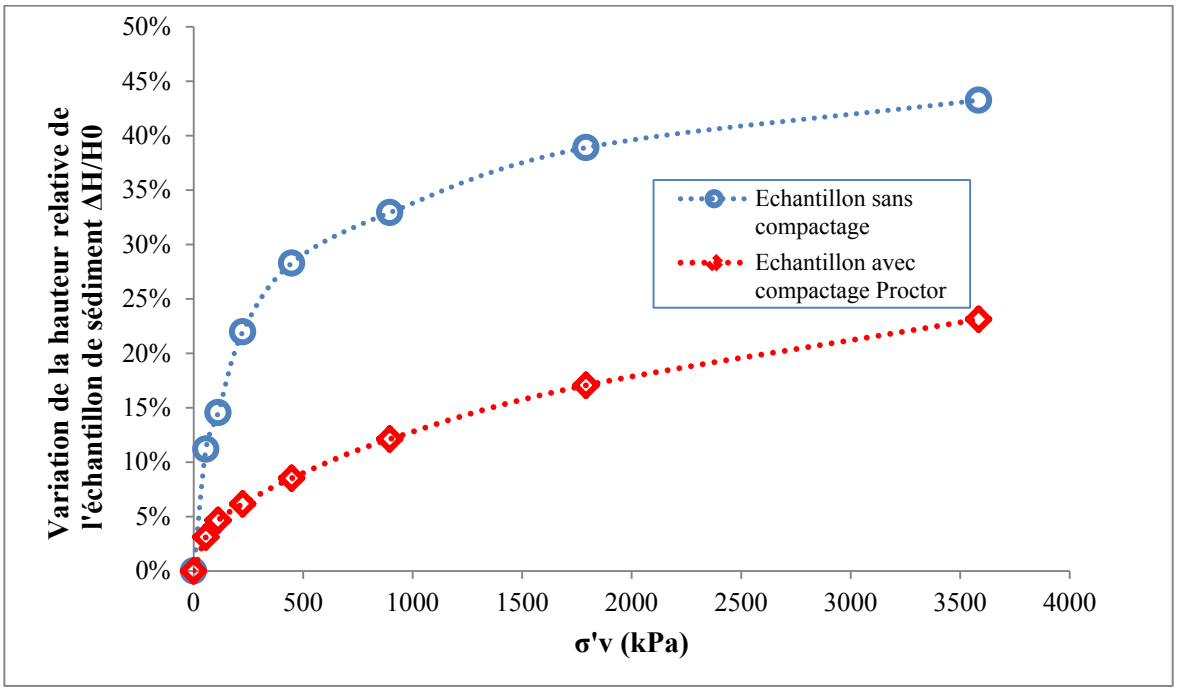

Figure III-29 : Comparaison de la variation de la hauteur relative de l'échantillon de sédiment entre l'essai avec compactage Proctor et l'essai sans compactage

III.4.3 Essai à la boîte de cisaillement

L'essai de cisaillement rectiligne à la boîte a pour objectif la détermination des critères de rupture d'un sol (angle de frottement φ et cohésion c). L'essai consiste à cisailler un échantillon de sol parallélépipédique suivant un plan imposé à vitesse constante (Figure III-30). Pendant l'essai, on applique également une contrainte constante normale au plan de cisaillement σ'. Lors du déplacement de la boîte inférieure, on enregistre la force F dans le plan de cisaillement et les déplacements verticaux de l'échantillon. La résistance au cisaillement du sédiment est la plus faible au moment de la mise en place dans le centre de stockage, tant que la pression d'eau interstitielle due aux charges ne s'est pas dissipée par drainage entraînant la consolidation du sol. L'essai à la boite de cisaillement permet d'étudier la stabilité du sédiment lors du stockage dans l'alvéole.

Figure III-30 : Appareil de cisaillement

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Suivant les conditions de drainage et les caractéristiques qu'on souhaite étudier, deux types d'essais peuvent être envisagés :

- l'essai rapide qui permet d'étudier la stabilité à court terme d'un massif de sol (l'intérêt de cet essai porte sur la phase initiale du phénomène de consolidation) ;

- l'essai lent qui permet d'étudier la stabilité à long terme d'un massif de sol (lorsque les surpressions interstitielles induites par l'application d'un chargement se dissipent et quand le phénomène de consolidation primaire est terminé).

Le cas consolidé non drainé (CU) correspond le plus aux objectifs de cet essai. Trois niveaux de charges sont choisis : 55 kPa, 111 kPa, et 222 kPa. Ces charges correspondent respectivement à une contrainte de 3 m, 6 m, et 12 m de sédiment stocké sous conditions Proctor.

Afin de consolider l'échantillon, le sédiment est préparé dans le moule Proctor normal sous les conditions Proctor. Puis l'échantillon est carotté et placé dans la boite de cisaillement. La contrainte normale choisie est appliquée pendant 20 min avant le début de l'essai. Cette durée correspond à une déformation de 85 % de la déformation totale mesurée après l'application de la charge.

Ensuite, l'essai commence en appliquant une vitesse de cisaillement de 1mm/min ; il s'agit de la vitesse maximale autorisée par la norme. Le volume de la boîte est de 115,3 cm^3 ce qui correspond à une masse de 205 g de sédiment à une teneur en eau optimale (30 %).

Cet essai est conduit pour différentes charges jusqu'à la stabilité de la contrainte de cisaillement en fonction de la déformation horizontale (Figure III-31).

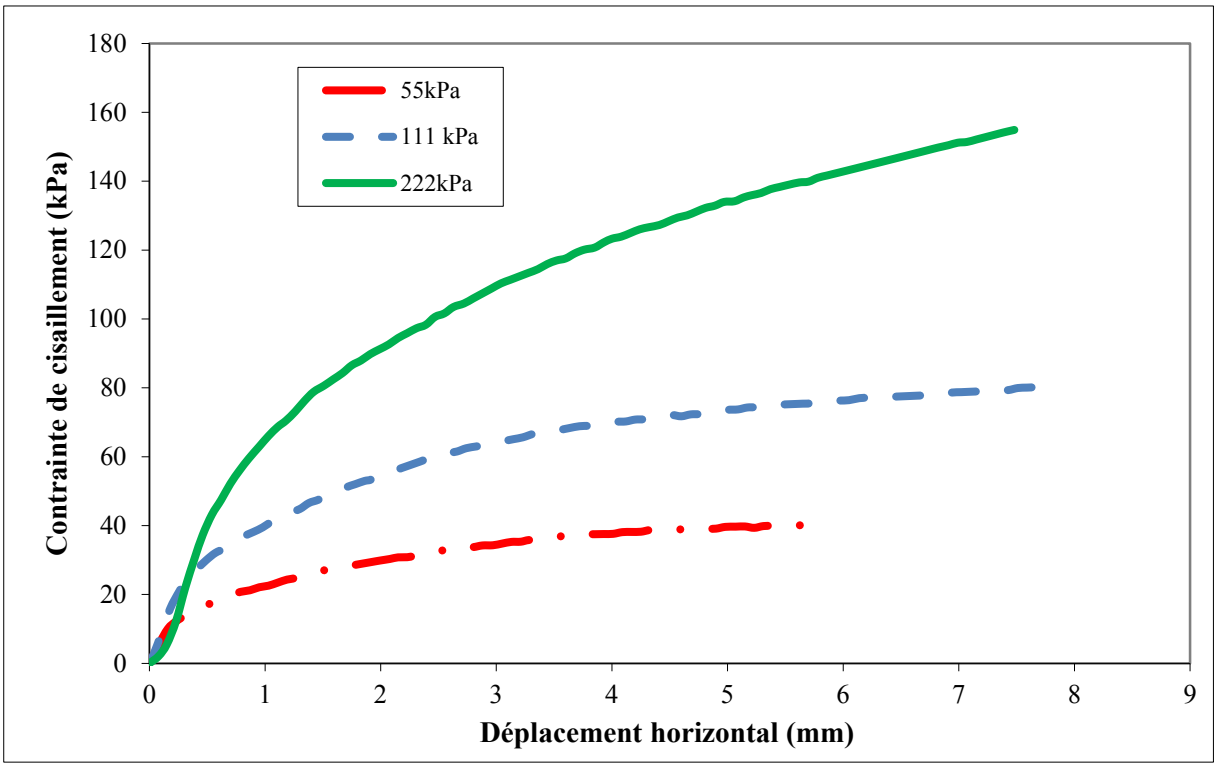

Figure III-31 : Contrainte de cisaillement en fonction du déplacement horizontal

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Quant à l'essai mené à la contrainte de 222 kPa, on a remarqué que la contrainte augmente tant que le déplacement horizontal imposé augmente sans stabilité des valeurs, jusqu'à ce que la machine atteigne son maximum de déplacement horizontal de 8 mm. Ceci peut être expliqué par le fluage important du sédiment.

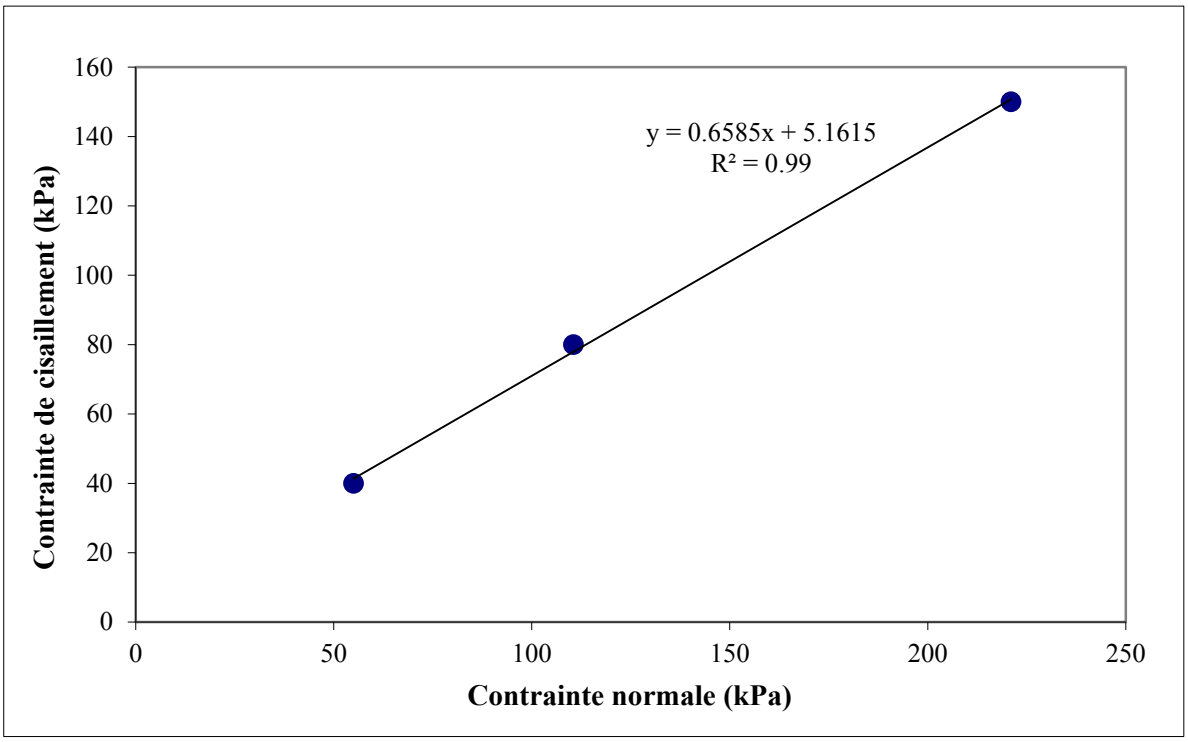

Figure III-32 : Courbe intrinsèque

L'angle de frottement φ est de 33,4° et la cohésion est de 5,2 kPa (Figure III-32). Ces résultats sont comparables avec les résultats des sols limoneux classiques. La faible cohésion est due à la faible quantité d'argile, et l'importante quantité de sable fin. Ces paramètres seront utilisés dans la modélisation numérique du comportement hydromécanique du sédiment.

III.4.4 Synthèse des résultats des essais mécaniques

Les caractéristiques de compactage, de compressibilité et de cisaillement du sédiment sont déterminées dans cette partie. Le sédiment est un sol compressible dont l'indice de fluage est important, ses propriétés sont influencées par sa teneur en matière organique. La forte compressibilité du sédiment peut entraîner des déformations volumiques importantes. Des tassements sont à prévoir lors du stockage des sédiments. Ces déformations peuvent affecter la stabilité de l'installation de stockage. Donc il est fortement conseillé d'améliorer les propriétés mécaniques des sédiments avant de les stocker. L'amélioration des propriétés mécaniques du sédiment est possible en réduisant sa teneur en eau. Dans cette partie on a déterminé la teneur en eau optimale sous compactage Proctor. Le compactage du sédiment sous caractéristiques Proctor réduit les volumes de sédiment à stocker de 60 % ainsi qu'il augmente la résistance de compressibilité du sédiment qui a comme effet de limiter les tassements. Pour 10 m de sédiment stocké une réduction de tassement d'un facteur de 3 est obtenue si le sédiment est stocké sous caractéristiques Proctor. Le comportement du cisaillement du sédiment et comparable avec celui des sols limoneux. Les différents résultats de cette partie sont présentés dans le tableau suivant (Tableau III-14).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Caractéristiques mécaniques du sédiment		
Caractéristiques Proctor		
Teneur en eau optimale	**W_{opn} (%)**	30
Poids volumique apparent sec	**γ_{dopn} (kN/m^3)**	13,8
Indice de compression et de gonflement		
Coefficient de compressibilité	**Cc**	0,5
Coefficient de gonflement	**Cs**	0,05
Caractéristique du cisaillement		
Angle de frottement	**φ (°)**	33,4
Cohésion	**c (kPa)**	5,2

Tableau III-14 : Caractéristiques mécaniques du sédiment

III.5 Etude du comportement hydromécanique du sédiment

Le comportement hydromécanique du sédiment est représenté par la mesure de sa conductivité hydraulique. La perméabilité du sédiment donne des indications sur le dimensionnement du système de récupération des lixiviats au fond du centre de stockage et la capacité aux champs du déchet (Manassero et al., 2000).

L'étude du comportement hydromécanique du sédiment est réalisée par deux types d'essai :

1. perméamètre à paroi rigide (PPR) ;
2. filtre presse.

Le PPR est utilisé pour des teneurs en eau inférieures ou égales à la limite de liquidité du sédiment. Cet appareil ne convient pas pour mesurer la perméabilité du sédiment à des teneurs en eau élevées, dans ce cas le filtre presse est utilisé.

Dans les différents essais, la détermination du coefficient de perméabilité est effectuée suivant la loi de de Darcy :

$$v = -k \times i \qquad \textbf{III-8}$$

avec :

$$i = \frac{\Delta h}{e}$$

où,

v : la vitesse d'infiltration (m/s) ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

k : le coefficient de perméabilité (m/s) ;

i : le gradient hydraulique (-) ;

Δh : la charge hydraulique appliquée (m) ;

e : l'épaisseur de l'échantillon (m).

III.5.1 Essai au perméamètre à paroi rigide (PPR)

La détermination de la perméabilité du sédiment est réalisée avec un Perméamètre à Paroi Rigide (PPR). Dans cet essai, le sédiment est placé à une teneur en eau choisie dans un anneau cylindrique. Des couches drainantes sont placées de part et d'autre de l'échantillon. La cellule du PPR est connectée à une bouteille de Mariotte contenant de l'eau déminéralisée qui permet d'appliquer une charge hydraulique constante. Les flux d'eau entrant et sortant sont mesurés. La loi de Darcy appliquée pour l'écoulement vertical stabilisé dans l'échantillon donne le coefficient de perméabilité du sédiment.

L'essai s'effectue sur une éprouvette placée dans une bague cylindrique rigide de diamètre de 101,5 mm et de 50 mm d'épaisseur. Il existe un autre type de PPR ou une bague cylindrique en PVC est utilisée de diamètre de 150 mm et de 142 mm d'épaisseur (Figure III-33).

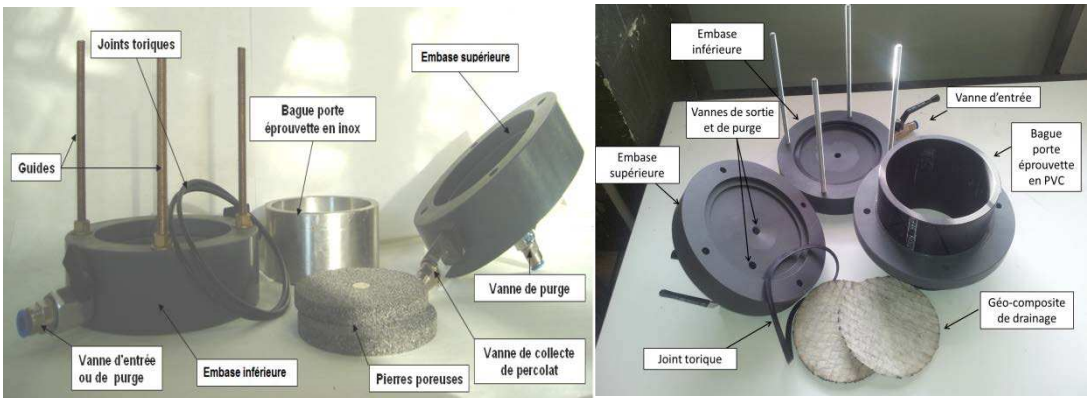

Figure III-33 : Vue éclatée d'un perméamètre à paroi rigide (PPR)

Les embases inférieure et supérieure sont munies de disques drainants ou des géo-composites de drainage qui sont en relation avec des circuits hydrauliques permettant de maintenir une charge hydraulique constante et de mesurer les volumes d'eau entrant et sortant de l'éprouvette (Figure III-34).

Plusieurs essais étaient réalisés pour des teneurs en eau du sédiment entre 28 % et 85 %. La procédure de préparation de l'échantillon se déroule comme suit :

- le sédiment est préparé à une teneur en eau donnée ;
- la paroi interne de la bague porte-échantillon est d'abord enduite de graisse silicone pour assurer l'étanchéité latérale ;
- le sédiment est compacté en deux couches/ trois couches dans le porte-échantillon ; la méthode de compactage utilisée est adaptée d'une façon qu'elle soit équivalente à la méthode de compactage Proctor ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- les excédents du sédiment sont ensuite arasés;
- les pierres poreuses sont pré-saturées avec de l'eau déminéralisée ;
- l'ensemble des compartiments contenant l'éprouvette et le reste de la cellule est rassemblé lorsqu'il n'y a plus de bulle d'air dans le circuit ;
- l'entrée d'eau se fait par le bas de la cellule afin de s'assurer qu'il n'y a plus d'air dans le circuit. Une charge hydraulique très faible est alors utilisée jusqu'à la fin de la phase de saturation.

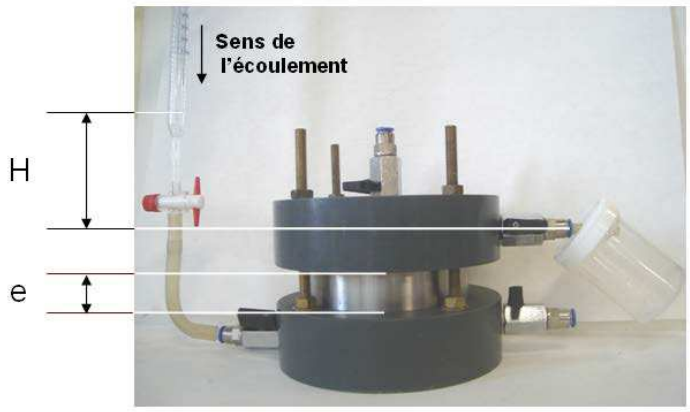

Figure III-34 : Perméamètre à Paroi Rigide (e=50 mm ; h=150 mm)

Pendant la phase de circulation, les volumes d'eau entrant et sortant de l'éprouvette sont mesurés par deux dispositifs de variation de volume : une bouteille de Mariotte et un système de collecte de percolât situé au niveau de la cellule (Figure III-35)

Le flux peut être obtenu par la relation suivante :

$$F = \frac{1}{A}\frac{dV}{dt} \qquad \textbf{III-9}$$

où,

F : le flux d'infiltration (m/s) ;

dV : le volume infiltré (entrée, sortie, moyen) (m^3) ;

dt : le temps (s) ;

A : la section de l'échantillon (m^2).

Le volume entrant et le volume sortant sont mesurés au cours du temps ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

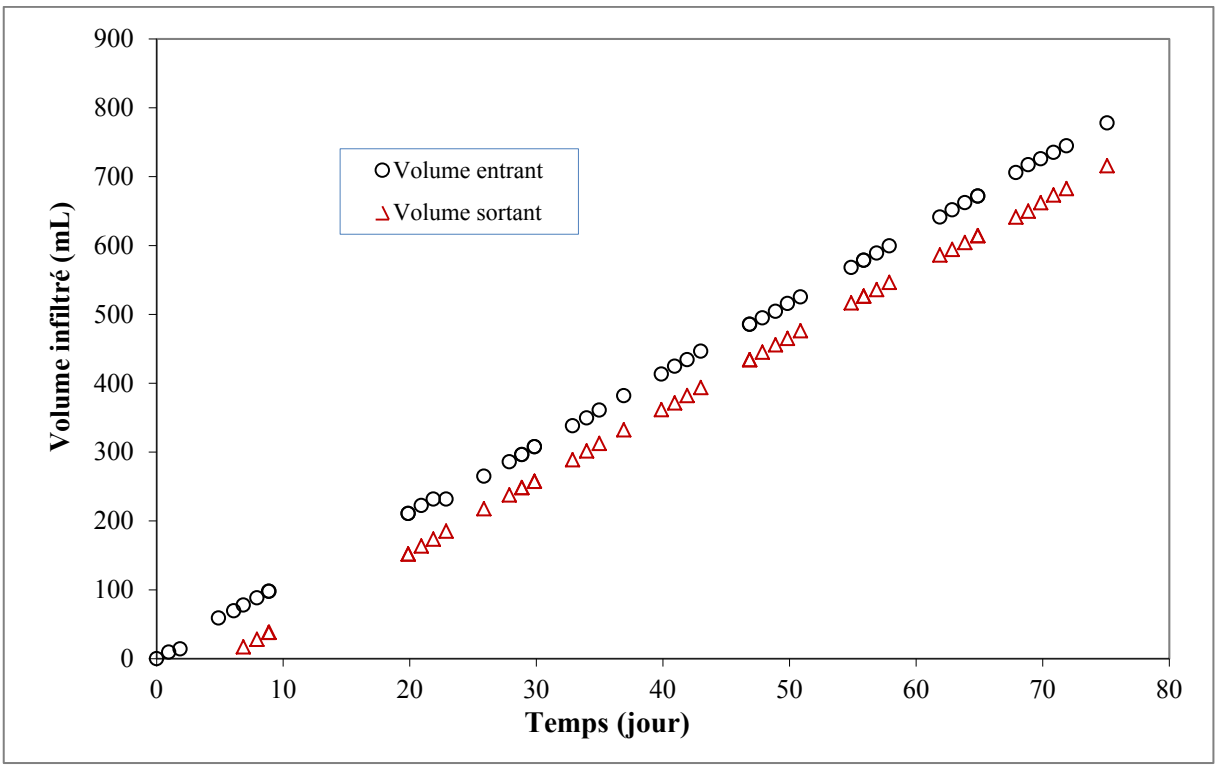

Figure III-35 : Evolution du volume infiltré au cours du temps

Le coefficient de perméabilité est obtenu ensuite à l'aide de la relation :

$$k = \left(\frac{\Delta h}{e}\right) \times \left(\frac{1}{A}\frac{dV}{dt}\right) \qquad \textit{III-10}$$

où,

Δh : la charge hydraulique ou pression (m) ;

e : l'épaisseur de l'échantillon (m) ;

Le critère d'arrêt de ces différents essais de perméabilité est l'écart relatif maximal mesuré entre les différentes valeurs de coefficient de perméabilité mesurées (Figure III-36). Selon Shackelford et al. (2000), une fluctuation entre 25 % et 50 % de la moyenne sur un minimum de quatre mesures successives est acceptable pour les mesures de la performance hydraulique.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

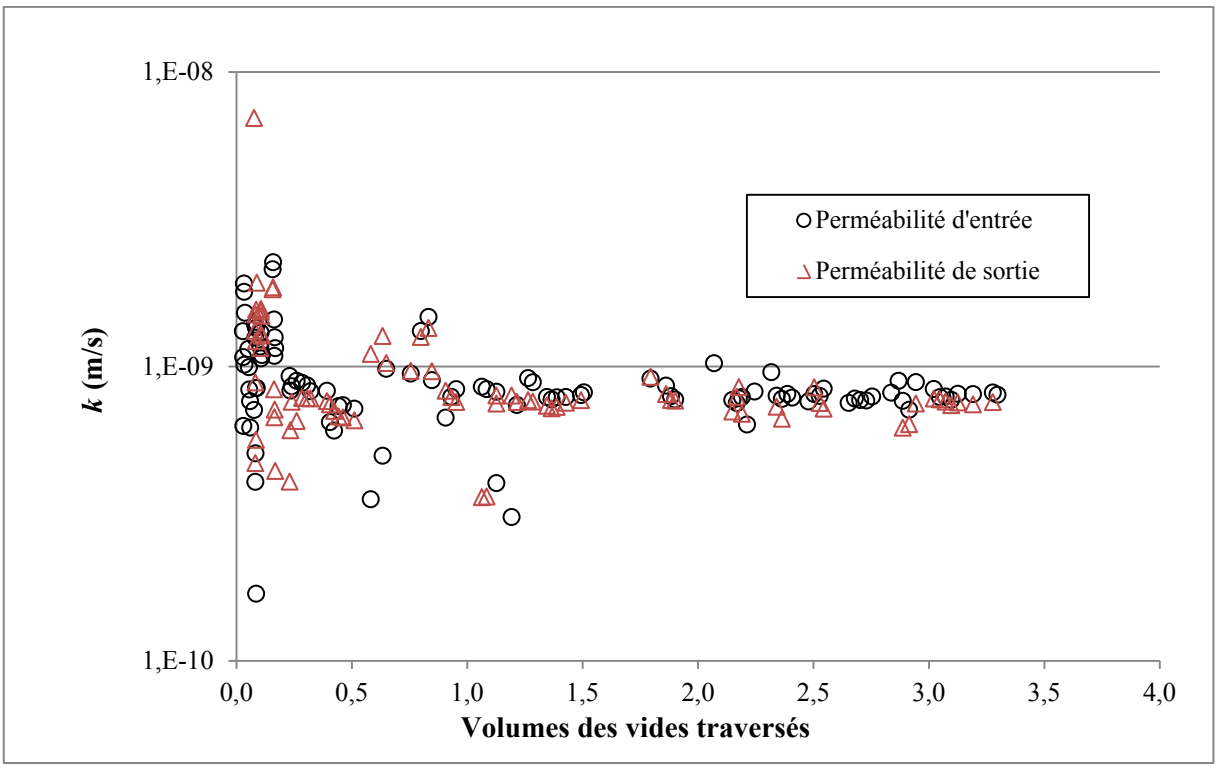

Figure III-36 : Perméabilité d'entrée et de sortie du sédiment préparé sous conditions Proctor

En effet, plusieurs essais sont réalisés à des teneurs en eau initiales différentes. Ces différents essais ont permis de tracer la variation du coefficient de perméabilité du sédiment en fonction de l'indice de vides initial (Figure III-37).

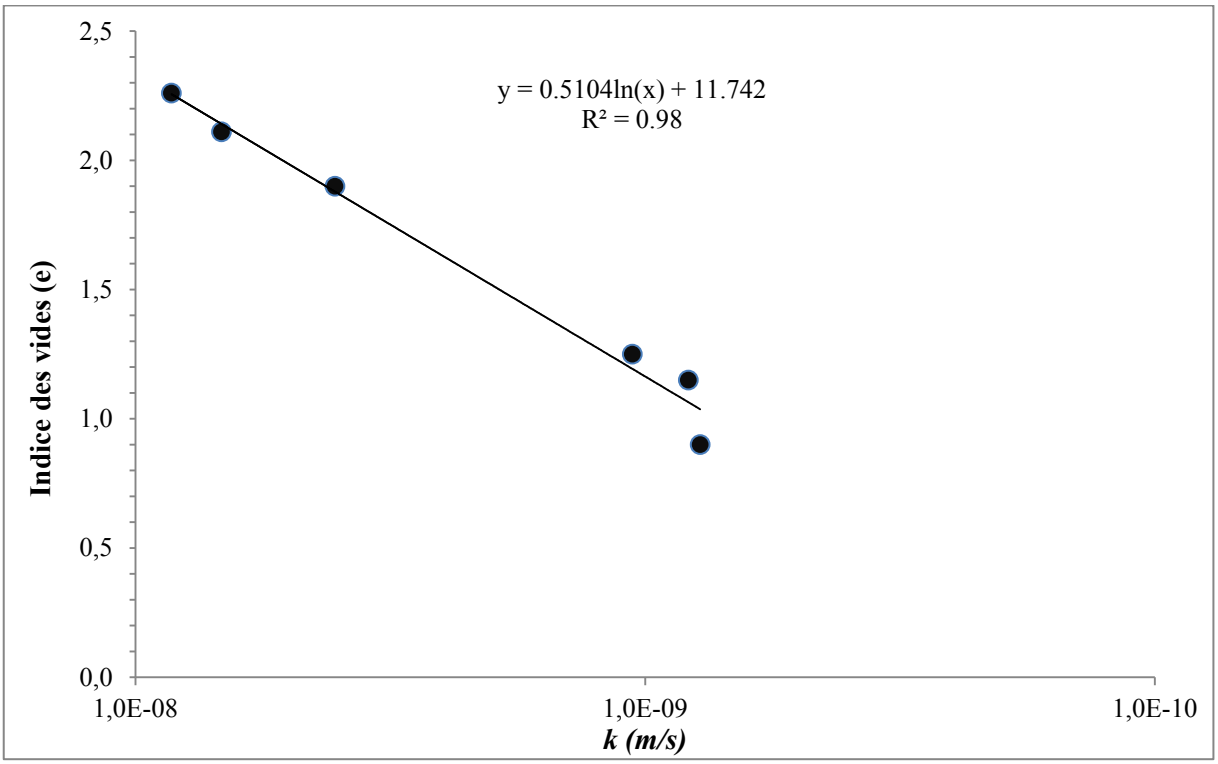

Figure III-37 : Variation du coefficient de perméabilité en fonction de l'indice des vides initial du sédiment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La Figure III-37 montre que le coefficient de perméabilité du sédiment est compris entre 10^{-9} et 10^{-10} m/s. La valeur du coefficient de perméabilité mesurée décroit avec la diminution de l'indice de vides initial. Une faible variation du coefficient de perméabilité est notée pour des indices de vides inférieurs à 1,3. La fluctuation des coefficients de perméabilité pour des indices de vides inférieurs à 1,3 est inférieur à 50 %, donc le comportement hydrique du sédiment peut être considéré constant.

Les valeurs du coefficient de perméabilité mesurées sont faibles. Elles sont corrélées avec les résultats de Krizek (2004) sur les sédiments de la rivière Maumee à Ohio USA pour des indices de vides compris entre 1 et 2 (Figure III-38).

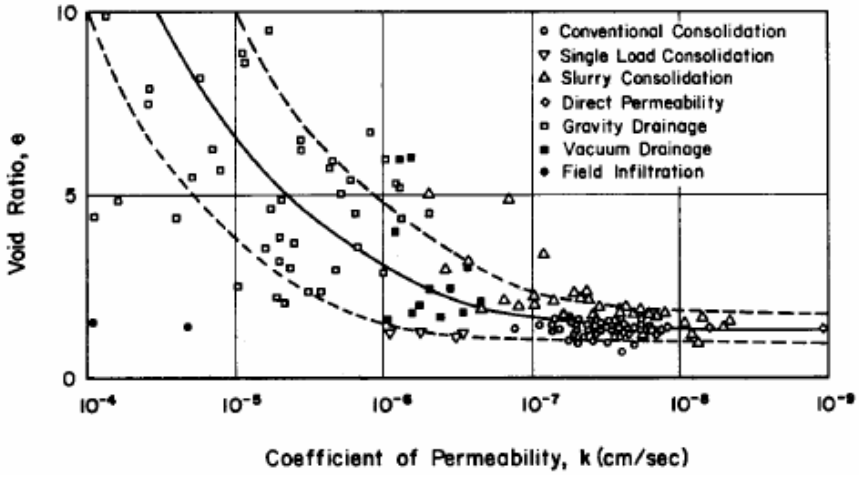

Figure III-38 : Coefficient de perméabilité des sédiments de la rivière Maumee (Krizek, 2004)

III.5.2 Essai au filtre presse

Pour des teneurs en eau élevées, l'utilisation du PPR et de l'œdomètre pour déterminer la perméabilité du sédiment n'est pas possible. Dans ce cas le filtre presse est utilisé (Figure III-39).

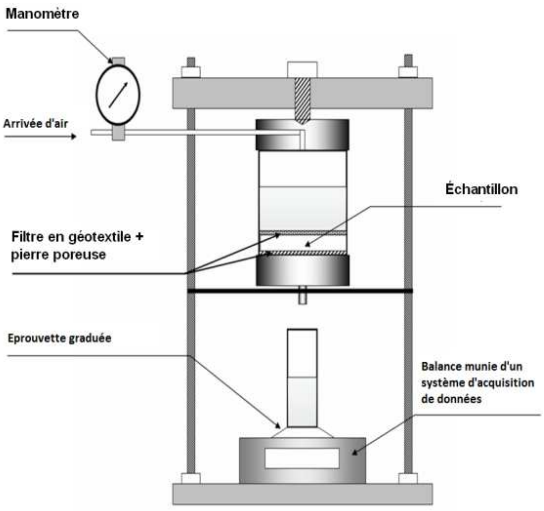

Figure III-39 : Schéma représentatif du filtre presse

En effet, le sédiment est tamisé à 2 mm, ensuite préparé à la teneur en eau demandée avec de l'eau déminéralisée et homogénéisée pendant trois heures à l'aide d'un agitateur magnétique. Puis

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

il est placé dans la cellule du filtre presse. Une pression d'air de 100 kPa est appliquée sur l'échantillon jusqu'à la fin de l'essai (pendant 10 minutes). Cette charge correspond à un poids de sédiment de 5 à 7 m de hauteur selon sa teneur en eau. Suite à l'application de cette pression, l'eau s'évacue et un cake de sédiment se forme. On considère qu'après formation du cake que le sédiment est consolidé. Après consolidation du sédiment, la cellule est remplie de nouveau d'eau déminéralisée et mise sous pression de 100 kPa. La masse d'eau sortante est mesurée à l'aide d'une balance automatique.

Cette méthode est utilisée pour la détermination de la perméabilité du sédiment à trois teneurs en eau différentes, 66 %, 100 % et 150 %. La Figure III-40 représente le volume du percolât récupéré pour les trois essais. La cinétique d'infiltration augmente avec l'augmentation de la teneur en eau initiale du sédiment. La perméabilité du sédiment est calculée en appliquant la loi de Darcy sur le cake :

$$\frac{1}{A}\frac{dV}{dt} = k\frac{P}{h\gamma_w} \qquad \textbf{III-11}$$

où,

k : le coefficient de perméabilité (m/s) ;

V : le volume infiltré (m^3) ;

P : la pression d'air appliquée (Pa) ;

A : la section de l'échantillon normale à la direction de l'écoulement (m^2) ;

h : l'épaisseur de l'échantillon (m) ;

dt : le temps (s) ;

γ_w : le poids volumique de l'eau (N/m^3).

Les résultats de ces essais sont présentés dans le Tableau III-15.

Essai	1	2	3
ω (%)	66	100	150
Perméabilité (m/s)	$1{,}65.10^{-9}$	$2{,}30.10^{-9}$	$3{,}25.10^{-9}$

Tableau III-15 : Résultats des essais au filtre presse

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

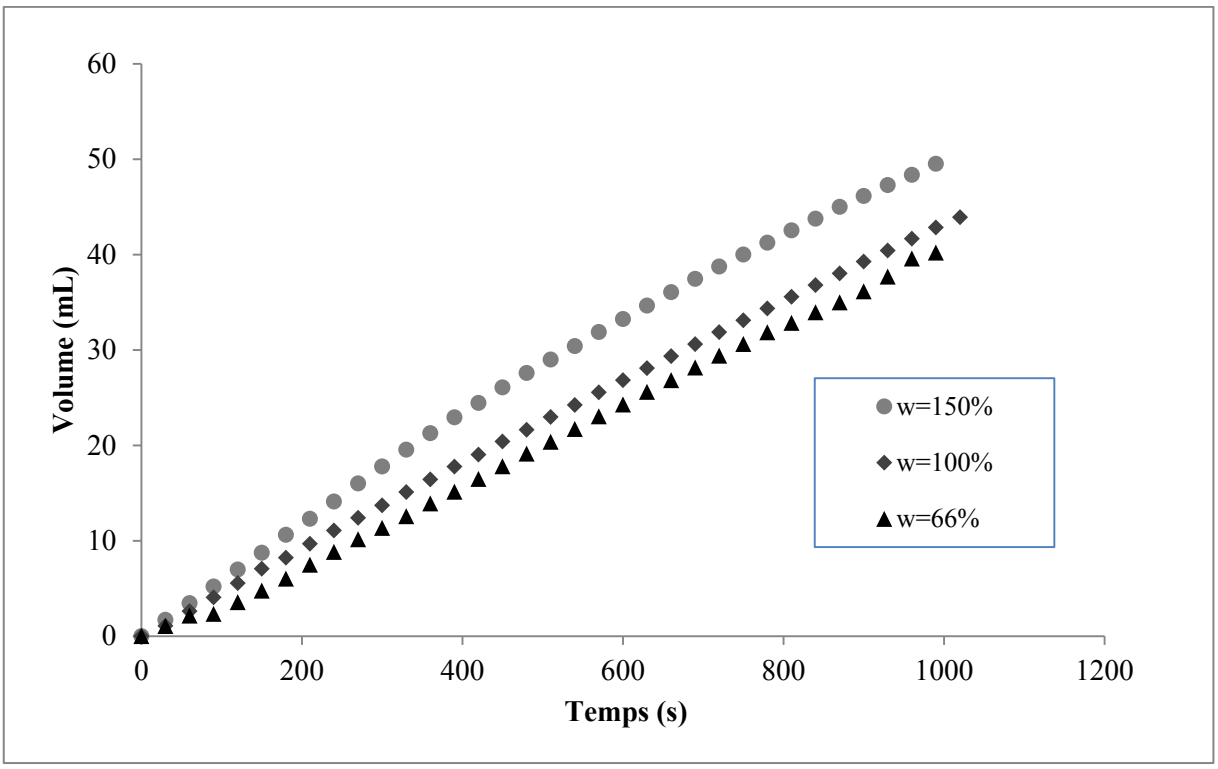

Figure III-40 : Volume du percolât récupéré de la cellule du filtre presse en fonction du temps

La perméabilité des trois essais est de l'ordre de 10^{-9} m/s, avec une variation décroissante (de $1{,}65.10^{-9}$ à $3{,}25.10^{-9}$ m/s) de la perméabilité en fonction de l'augmentation de la teneur en matière solide, à masse d'eau constante. Avec l'augmentation de la teneur en matière solide, l'épaisseur du cake augmente et la perméabilité diminue (Barast, 2010). Les résultats de cet essai sont en accord avec ceux du PPR. Le sédiment est caractérisé par une faible perméabilité qui est un avantage pour le stockage hors site.

III.5.3 Synthèse des résultats des essais hydromécaniques

Les différents essais de caractérisation hydromécaniques ont montré que le sédiment possède un coefficient de perméabilité compris entre 10^{-9} et 10^{-10} m/s. Les résultats des essais de filtre presse sont comparables avec les essais effectués à l'aide du PPR. La méthode de filtre presse se présente comme une méthode facile et rapide afin de déterminer les caractéristiques hydromécaniques des sédiments.

Une relation entre l'indice des vides du sédiment et son coefficient de perméabilité est établie. Cette relation est importante pour caractériser le comportement hydromécanique du sédiment.

Le sédiment est de très faible perméabilité, cette faible perméabilité est favorable vis-à-vis du stockage des sédiments pollués. En effet, cette faible perméabilité réduit d'une part les volumes des lixiviats traversant la barrière d'étanchéité et d'autre part, elle réduit le transfert des polluants dans le sédiment et vers la barrière d'étanchéité de fond de centre de stockage. Avec la faible perméabilité du sédiment, le transport advectif est limité, et par-delà les transferts des polluants dans le sédiment et vers la barrière d'étanchéité sont réduits.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

III.6 Conclusion

Les différents résultats hydromécaniques déterminés sont cohérents. En effet, la caractérisation physico-chimique a permis de classer le sédiment et de déterminer sa nature. Le sédiment est un sol fin (limoneux sableux) contenant une quantité importante de matière organique. Il est caractérisé par une forte plasticité liée à sa teneur en matière organique. La forte plasticité du sédiment entraîne une forte compressibilité. Cette forte compressibilité est examinée et validée à l'aide des essais à l'œdomètre. Les sols fins sont en général caractérisés par une faible perméabilité. Les essais de caractérisation hydromécaniques ont montré que le sédiment possède une faible perméabilité comparable avec celles des sols argileux utilisés dans les barrières de fonds des installations de stockage.

Le sédiment est un sol difficile à manipuler. Il faut réduire la teneur en eau naturelle du sédiment. Trois choix de teneurs en eau de stockage sont proposés :

- Teneur en eau Proctor (30 %) : Afin d'obtenir les caractéristiques hydromécaniques optimales du sédiment la teneur en eau Proctor sous compactage doit être choisie. Les essais mécaniques ont montré que le stockage du sédiment sous caractéristiques Proctor améliore la compacité et réduit la compressibilité du sédiment.

- Limite de retrait (39 %- 45 %) : L'évapotranspiration peut entraîner de grandes variations de volume du sédiment. Ces variations de volume liées à l'évapotranspiration peuvent être réduites si le sédiment est stocké à une teneur en eau inférieure à sa limite de retrait déterminée.

- Limite de plasticité (49 %) : Seuil de teneur en eau à ne pas dépasser. Au-dessus de cette limite le sédiment est à son état plastique ou liquide. D'un point de vue mécanique, ces deux états sont les plus néfastes pour le stockage du sédiment. Des grandes variations de volume auront lieu pour des teneurs en eau de stockage supérieure à W_p. Ces variations de volume sont causées par la compressibilité du sédiment et l'évapotranspiration.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre IV :
Etude du comportement du géomatériau en contact avec des fluides extraits du sédiment et des fluides synthétiques préparés avec des PCB

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

IV.1 Introduction

L'identification et la caractérisation hydromécanique-chimique du sédiment a permis de le classer, d'identifier ses principaux polluants environnementaux et de prévoir son comportement hydromécanique dans le centre de stockage.

Dans les centres de stockage les barrières d'étanchéité sont utilisées afin d'empêcher toute diffusion ou dispersion de pollution vers l'environnement. Parmi les différents composants formant les barrières d'étanchéité, les matériaux à base d'argiles sont essentiellement utilisés pour assurer l'étanchéité du fond des centres de stockage. L'utilisation des barrières argileuses est liée à leurs propriétés de faible conductivité hydraulique et de rétention de polluants. Les barrières argileuses sont utilisées sous plusieurs formes dont les couches d'argiles compactées et les géosynthetiques bentonitiques (GSB).

Les GSB présentent des avantages et des inconvénients par rapport aux couches d'argiles compactées (Bouazza, 2002). L'équivalence entre les deux types de matériaux semble assurée pour les critères hydrauliques. Les principaux inconvénients pour lesquels les GSB présentent une performance inférieure à l'argile, sont principalement la résistance au poinçonnement et l'altération chimique (Barral, 2008). En revanche, les principaux avantage*s* des GSB sont : la facilité, la rapidité et le faible coût de la mise en œuvre ; la relative faible sensibilité aux tassements différentiels et aux cycles de gel/dégel et les propriétés auto-cicatrisantes lorsqu'ils sont hydratés, qui leur confèrent une bonne résistance aux cycles d'humidification/dessiccation.

L'utilisation des GSB dans les centres de stockage modernes est due majoritairement à des raisons économiques toute en conservant la sécurité de la barrière en comparaison avec les autres barrières d'étanchéité (Kolstad et al., 2004 ; Rowe, 2009). La bentonite présente dans les GSB leur confère la faible conductivité hydraulique. Plusieurs études ont montré que les propriétés des bentonites sont altérées par le contact avec les fluides agressifs (Petrov et al., 1997a; Shackelford et al., 2000 ; Egloffstein, 2001 ; Jo et al., 2001 ; Jo et al., 2004 ; Guyonnet et al., 2009...).

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'effet de l'interaction du géomatériau avec le lixiviat du sédiment pollué par le PCB et des fluides synthétiques contenant les PCB.

Les deux paramètres qui peuvent être utilisés afin de caractériser l'effet de l'interaction sur la performance du GSB sont le gonflement de la bentonite et sa conductivité hydraulique.

IV.2 Etude du gonflement de la bentonite en interaction avec les sédiments pollués par les PCB

IV.2.1 Matériaux

1) Bentonites utilisées

L'effet des différents fluides est testé sur différents types de bentonites : bentonite sodique, calcique et calcique activée. Le nombre de bentonites utilisé est de 7 dont : trois bentonites sodiques, deux bentonites calciques et deux bentonites calciques activées (Tableau IV-1). Les différentes bentonites utilisées sont testées dans le cadre du projet LIXAR2 dont l'objectif est d'étudier les modifications subies par les argiles utilisées dans les GSB (bentonites) en contact prolongé avec différents lixiviats chargés. Une partie importante du projet LIXAR2 est réalisée au sein du LGCIE.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

BE1	Bentonite sodique (Na)
BE2	Bentonite sodique (Na)
BE3	Bentonite calcique activée (Ca-Na)
BE4	Bentonite calcique activée (Ca-Na)
BE5	Bentonite calcique (Ca)
BE6	Bentonite calcique (Ca)
BE7	Bentonite sodique (Na)

Tableau IV-1 : Différentes bentonites utilisées pour cette étude et l'étude LIXAR2

Les différentes compositions de ces bentonites sont présentées dans le Tableau IV-2 extrait de l'étude de Guyonnet et al. (2009).

Minéraux	**BE1**	**BE2**	**BE3**	**BE4**	**BE5**	**BE6**	**BE7**
Smectite	76,5	71,3	75	71,5	29,6	76,8	68,8
Autres silicates	0,6	2,1	0	2,8	44,4	6,7	0,5
Silice	9,5	14,6	6,4	7,7	23,4	12,1	18
Feldspath	1,2	8,1	7,6	6	0	2,3	10,5
Carbonates	2,3	2,4	9,2	2,9	0,4	0,9	1,2
Oxydes	1,5	0	0,6	7,3	0,7	0,1	0
Halite	1,8	0	0	0,9	0	0	0
Phosphates	0,9	0,1	0,2	0,4	0,2	0	0
Composantes organiques	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,2
Composantes sulfurées	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,1	0,8
Pyroxène diopside	0	0	0	0,8	0,8	1,2	0

Tableau IV-2 : Minéralogie des différentes bentonites utilisées pour cette étude et le projet LIXAR2 (tableau modifié de Guyonnet et al., (2009))

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

2) *Fluides utilisés*

Différents types de fluides sont utilisés pour tester le gonflement de la bentonite. D'abord les essais d'indice de gonflement libre (IG) sont réalisés à l'aide de l'eau déminéralisée ED. Les valeurs d'IG ainsi mesurées sont considérées comme des valeurs de référence. Les sédiments de l'étude avec une teneur en eau élevée sont stockés dans des fûts spécifiques. Le surnageant (SN) récupéré après la décantation de la partie solide du sédiment pollué constitue le premier fluide extrait du sédiment. Les analyses chimiques ont montré que ce fluide est faible en ions (force ionique : I=0,003) et que la concentration en PCB de ce fluide est inférieure à 0,013µg/L (Limite de détection LD) (Tableau IV-3). Le fluide SN est également utilisé comme fluide pour la mesure de l'indice de gonflement.

SN	Ba^{+}	Ca^{2+}	Cr^{3+}	Cu^{2+}	K^{+}	Mg^{2+}	Na^{+}	Pb^{2+}	Zn^{2+}	N sous forme de NH4+	Cl^{-}	NO_3^{-}	SO_4^{2-}	24 PCB
Concentration (mg/L)	0.01	15	<LD	0.01	8.2	11.2	36.7	<LD	0.01	<LD	31	<LD	10.2	<LD

Tableau IV-3 : Composition chimique du surnageant du sédiment SN

Suite à l'absence de PCB dans le surnageant du sédiment différents fluides synthétiques contenant des PCB sont fabriqués dans le laboratoire. Une série de huit fluides sont préparés ; sept contenaient chacun un congénère des 7 congénères PCB indicateurs (F1a : F1g) et le huitième contenait un mélange des sept PCBi (F2). La préparation de ces fluides suit un protocole élaboré par les chimistes du site Carnot du LGCIE qui ont une expérience dans les composés peu solubles, tels que les HAP. Ils ont préconisé la réalisation de solution en excès afin de garantir une concentration effective. Ces solutions en excès seront ensuite filtrées avant leur utilisation. Le protocole de préparation suivi est le suivant (Figure IV-1) :

1. Pour la préparation des fluides contenant un seul congénère PCBi (F1a :F1g), entre 0,5-1 mg (balance de faible précision) de congénère PCBi en poudre ont été ajouté à 1 L d'eau déminéralisée préchauffée à une température entre 40 °C et 50 °C. Pour la préparation du fluide F2, 0,5 mg de chaque PCBi a été ajouté.

2. Le mélange est préparé dans une bouteille en Pyrex avec joint de silicium.

3. Cette bouteille est placée sur agitateur horizontal (120 tours/min) pendant 72h.

4. Après la phase d'agitation, le mélange est filtré.

Figure IV-1 : Ampoule de PCB en poudre et agitation horizontale de la solution

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les concentrations en PCB ont été analysées. Pour les mélanges F1a :F1g les analyses chimiques ont montré que malgré la faible solubilité des PCB dans de l'eau, les concentrations en congénère PCB atteignent jusqu'à 648 µg/L.

Le résultat de l'analyse chimique du mélange F2 des ∑7PCB avec de l'eau déminéralisée est présenté dans le Tableau IV-4. La concentration totale en PCBi du mélange est de 1621 µg/L. Les valeurs en PCBi obtenues sont élevées et dépassent le degré de solubilité des PCB dans l'eau. Zitko (1971) a mesuré des concentrations en PCB dans l'eau variant entre 1500 à 3000 µg/L. Il a expliqué cette forte concentration par la formation d'émulsions de PCB.

La concentration en PCBi obtenue est proche de la concentration en PCB du sédiment qui est comprise entre 1700-2000 µg/L.

PCB congénères	**PCB28**	**PCB52**	**PCB101**	**PCB118**	**PCB138**	**PCB153**	**PCB180**
Concentration (µg/L)	10	190	223	115	189	483	411
∑ 7PCB (µg/L) F2	1621						

Tableau IV-4 : Concentration en PCB de la solution ∑7PCB du mélange F2

IV.2.2 Méthode d'essais

L'essai de gonflement libre est conduit selon la norme française XP P84-703 qui est équivalente à la norme américaine ASTM D5890. Ce protocole d'essai consiste à ajouter 2 g de bentonite en poudre sèche (séchage à l'étuve à 105 °C pendant 24h) préalablement broyée et tamisée à 160 µm progressivement dans 100 mL de solution par prise de 0,1 g (Figure IV-2). L'éprouvette est ensuite couverte par un film en polyéthylène pour éviter une évaporation. Au bout de 24 heures la hauteur correspondant au gonflement est estimée à vue. D'après Jo et al. (2001), 24 heures sont suffisantes pour établir l'équilibre. L'indice de gonflement (IG) correspond au volume (V) occupé par ces 2 g dans l'éprouvette graduée, il est déterminé après 24h de repos par lecture visuelle et il est donné en (cm^3/2g).

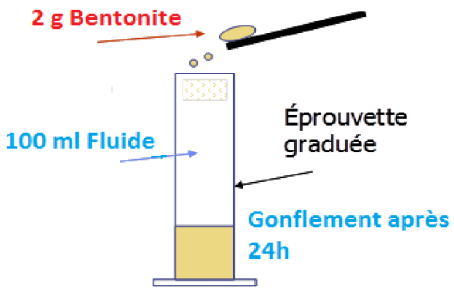

Figure IV-2 : Essai de gonflement libre

Afin de qualifier l'échange cationique entre la bentonite et les différents fluides utilisés, la conductivité électrique et le pH du fluide sont mesurées avant et après 24 heures de l'application de la bentonite (Figure IV-3). Pour chaque essai, quatre mesures sont réalisées. La première mesure dans le fluide utilisé avant l'ajout de la bentonite, puis une deuxième mesure après

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

l'ajout de 1g de la bentonite ensuite une troisième mesure après l'ajout de 2 g de bentonite. Une mesure finale est réalisée à la fin de l'essai c'est-à-dire après 24 heures de l'essai.

Figure IV-3 : Appareillage pour la mesure de la conductivité électrique et pH

IV.2.3 Résultats

Plusieurs essais ont été conduits, les résultats sont présentés sur la Figure IV-4. Les valeurs d'IG de la bentonite sodique (BE1, BE2, BE7) avec l'ED sont comprises entre 29 et 37 mL/2g. Ainsi que les valeurs d'IG de la bentonite calcique activée (BE3, BE4) sont comprises entre 25 et 28 mL/2g. Cependant les valeurs d'IG des bentonites calciques (BE5, BE6) sont comprises entre 6 et 12 mL/2g. Ces différents résultats sont en accord avec les résultats de la littérature (Zhang et al., 1995 ; Shackelford et al., 2000 ; Jo et al., 2001 ; Egloffstein, 2001 ; Muhammed, 2004) ; Guyonnet et al., 2009). La comparaison entre les IG des différentes bentonites en contact avec l'ED et le SN montre une faible variation entre ces deux résultats. L'IG des différents types de bentonites testés n'est pas affecté par le SN. Les cations bivalents présents dans le SN n'ont pas affecté le gonflement des bentonites testées. Ce résultat peut être expliqué par la faible concentration en cations qui confère une faible force ionique au surnageant du sédiment.

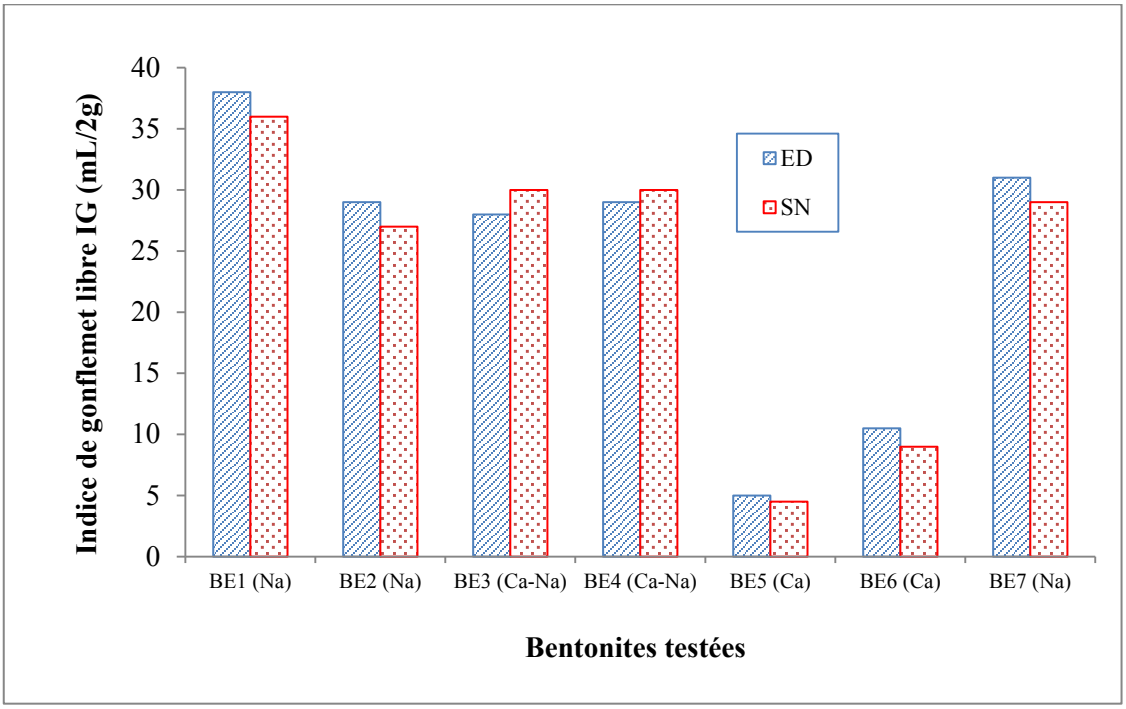

Figure IV-4 : IG des différentes bentonites utilisées en contact avec le SN

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Pour les différents essais, les résultats montrent que le pH de la solution augmente en fonction de la quantité de bentonite ajoutée. Après l'ajout de 2 g de bentonite, le pH de la solution ne varie pas ou peu (Figure IV-5). Pour les essais où la bentonite est en contact avec l'ED, le pH a beaucoup évolué vers un pH basique. Le contact de la bentonite avec de l'eau déminéralisée a abouti à la libération des ions OH^- qui ont conféré la nature basique à la solution. Cependant, pour les essais en contact avec le SN le pH a faiblement évolué. Les ions OH^- libérés lors du contact de la bentonite avec le SN sont entrés en contact avec les ions présents dans le SN et comme conséquence le pH a faiblement varié.

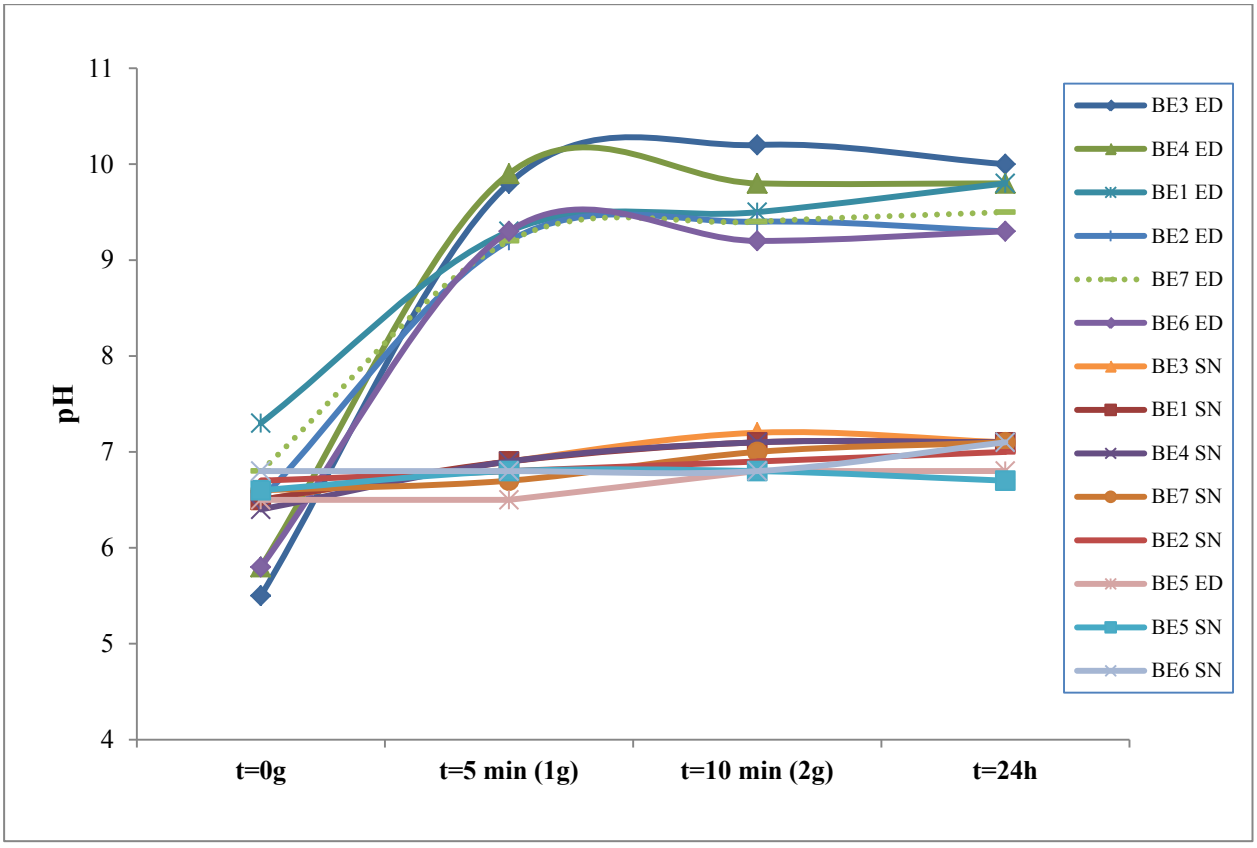

Figure IV-5 : Evolution du pH dans les éprouvettes des essais

La bentonite BE5 calcique naturelle a présenté un comportement différent de l'autre bentonite calcique naturelle BE6. En effet, le pH de la solution de la BE5 a varié peu durant les essais en contact avec l'ED et ceux en contact avec le SN. Ce comportement n'est pas remarqué pour l'autre bentonite calcique BE6 dont le comportement du pH de la solution est similaire aux autres bentonites. D'après la composition minéralogique Tableau IV-2 tirée de Guyonnet et al. (2009), on peut remarquer que la BE5 comporte une faible quantité de smectite par rapport aux autres bentonites testées. Donc un échange cationique interfoliaire n'a pas eu lieu, ce qui explique cette faible variation de pH.

L'évolution de la conductivité électrique est similaire à l'évolution du pH (Figure IV-6) ; une augmentation de la conductivité électrique mesurée en fonction de l'ajout de bentonite, puis une stabilité des valeurs après l'ajout de 2 g de la bentonite jusqu'à la fin de l'essai. Cette évolution remarquable met en évidence l'échange cationique qui a eu lieu entre la bentonite et les fluides utilisés. L'évolution de la conductivité électrique des bentonites calciques (BE5, BE6) présente un comportement différent par rapport aux autres bentonites. En effet, cette évolution est très faible. Cette forte conductivité électrique des bentonites sodiques et calciques activées par

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

rapport aux bentonites calciques naturelles peut s'expliquer par le caractère facilement échangeable de l'ion sodium (Schenning, 2004).

De même, l'évolution de la conductivité électrique de la BE5 est plus faible que la BE6 due à sa faible teneur en smectite.

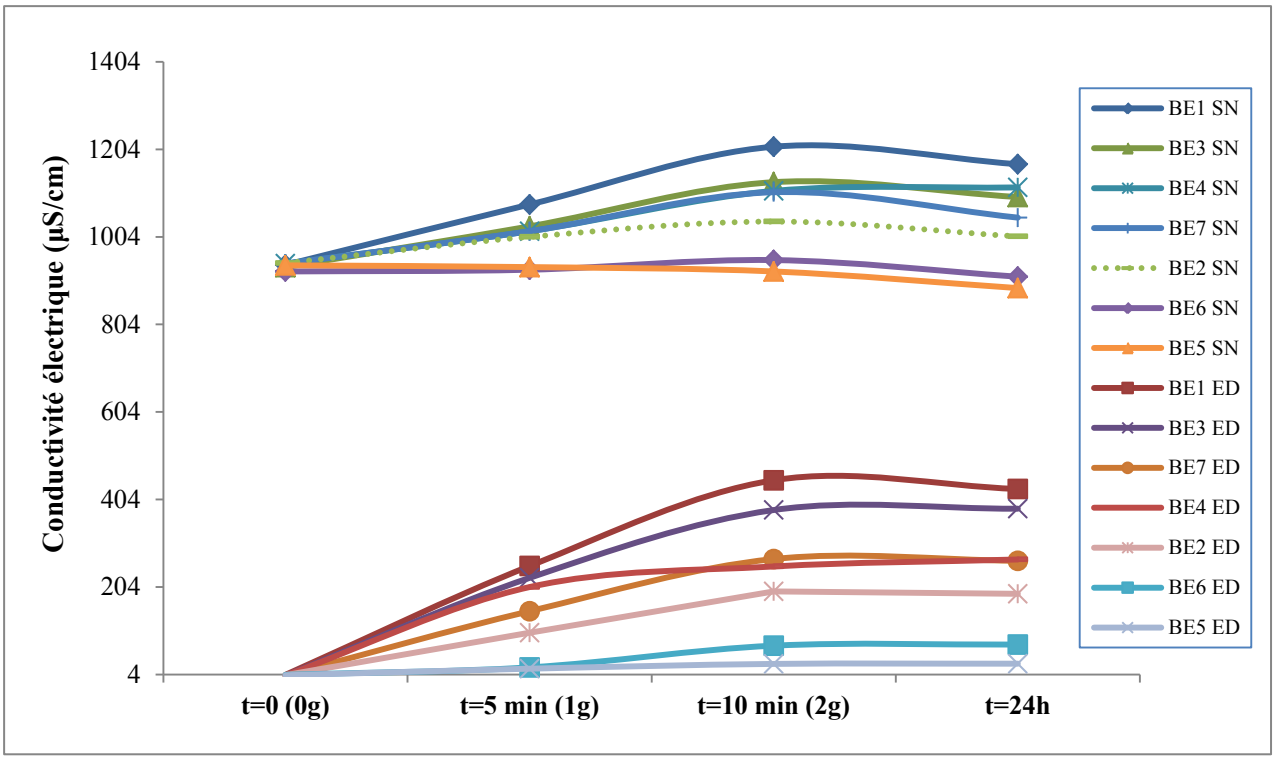

Figure IV-6 : Evolution de la conductivité électrique mesurée dans les éprouvettes

Concernant les essais de gonflement des différentes bentonites en contact avec les fluides contenant les PCB, les résultats montrent que les différentes solutions contenant les PCB n'ont pas affecté le gonflement de la bentonite (Figure IV-7). Les PCB sont attachés aux sols par des liaisons hydrophobes non spécifiées (Ehsan et al., 2007).

Le pH et la conductivité électrique mesurés à 24 heures lors des essais sur les bentonites avec les PCB sont presque identiques aux pH et conductivité électrique avec l'ED (Tableau IV-5). De ce résultat il apparait que les PCB n'affectent pas le gonflement des bentonites et n'interviennent pas dans le phénomène de gonflement de la bentonite.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

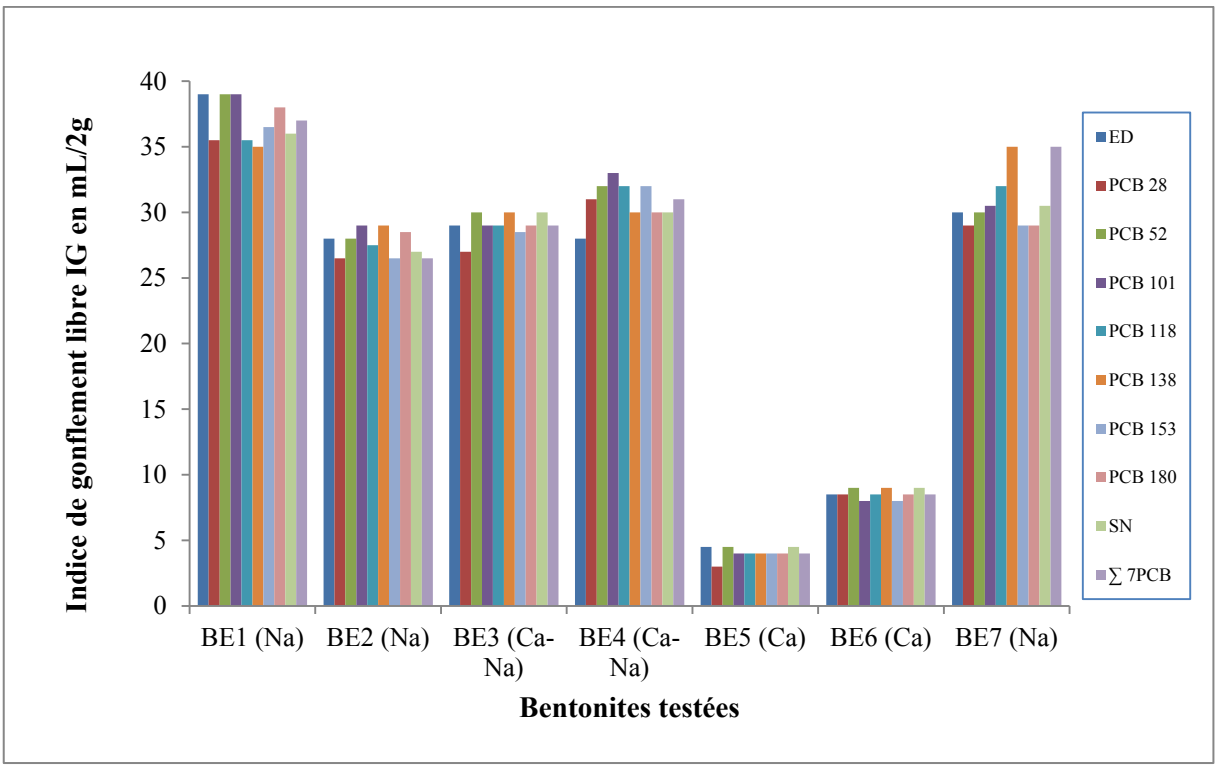

Figure IV-7 : Indice de gonflement des différentes bentonites testées avec les PCB

Bentonite	ED		PCB28		PCB52		PCB101		PCB118		PCB138		PCB153		PCB180		7 PCB	
	pH	CE	pH	CE	pH	CE	pH	CE	pH	CE)	pH	CE	pH	CE	pH	CE	pH	CE
BE1	9,9	404	9,8	425	9,9	380	10	380	10	380	9,9	380	10	380	9,9	380	10	380
BE2	9,4	1665	9,5	186,7	9,5	175	9,7	175	9,6	175	9,4	175	9,5	175	9,6	175	9,5	175
BE3	10	396	10,1	409	10	402	10	402	10,1	402	9,9	402	9,9	402	10,1	402	10	402
BE4	9,7	262	9,6	27	9,6	261	9,6	261	9,6	261	9,7	261	9,6,	261	9,8	261	9,7	261
BE5	6,3	244	6,4	79	6,2	25	6,1	25	6,2	25	5,9	25	6,1	25	6,5	25	5,8	25
BE6	8,9	67	8,6	173	8,4	74	8,5	74	8,7	74	8,5	74	8,5	74	9	74	8,5	74
BE7	9,2	202	9,1		9	146	9,1	146	9,1	146	8,8	146	8,8	146	9,1	146	8,9	146

Tableau IV-5 : Résultats des mesures de pH et de la conductivité électrique des différents essais de gonflement libre

L'ensemble des essais de gonflement libre ont montré que les différents fluides utilisés n'ont pas affecté le gonflement des différents types de bentonite utilisés.

IV.3Capacité d'échange cationique (CEC) des bentonites

La capacité d'échange cationique de trois bentonites est testée après les essais de gonflement de la bentonite avec de l'ED et avec les 7 PCB (une bentonite de chaque type de bentonite est retenue). L'objectif est de connaitre l'interaction de la bentonite et des PCB et de vérifier si la présence des PCB a abouti à des modifications profondes de la structure de la bentonite. La capacité d'échange cationique peut être utilisée comme un indicateur de quantité de smectite pour le contrôle des GSB dans les différentes applications sur site (Guyonnet et al., 2009). Une CEC supérieure à 70 > méq/100g garantit la présence d'un minimum de 60 % de smectite dans la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

bentonite et ainsi la possibilité d'utilisation de cette bentonite (Guyonnet et al., 2009). La CEC peut être utilisée comme un indicateur de qualité indirecte pour l'activité de gonflement de la bentonite. Si une quantité importante de bleue de méthylène est adsorbée par les minéraux d'argile cela signifie que l'activité de gonflement des argiles est importante.

IV.3.1 Méthode d'essai

L'essai consiste à injecter successivement des doses d'une solution de bleu de méthylène de concentration fixée (10 g/L) dans une solution d'eau contenant une masse de bentonite sèche connue. En raison des capacités d'adsorption ionique des bentonites, précédemment discutées, les particules fines vont être englobées par les particules de colorant au fur et à mesure que l'on ajoute du bleu de méthylène. Après chaque ajout de bleu de méthylène, on contrôle l'adsorption en prélevant une goutte de la suspension que l'on dépose sur un papier filtre. En cas d'excès de bleu de méthylène, la tache déposée sur le filtre sera entourée d'une auréole bleue claire. Par contre, si toutes les particules de sol ne sont pas recouvertes, la coloration bleue restera confinée sur la tache.

On verse progressivement dans 100 mL d'eau déminéralisée une prise d'essai de 1 g de bentonite sèche (préalablement broyée et passée au tamis de 160µm) à tester. Ce mélange est ensuite laissé au repos environ 4h afin de permettre l'hydratation de la bentonite. La préparation est ensuite placée sur l'agitateur magnétique à 700 tours par minute pendant au moins 12h.

Pendant la durée de l'essai, l'agitation est maintenue à 400 tours par minute. On injecte successivement des doses de 2, 5 ou 10 cm^3 de solution de bleu de méthylène à 10g/L. La valeur de CEC est calculée en utilisant la valeur au bleu (V_{BS}). Une minute après chaque ajout, une goutte de solution de l'échantillon est prélevée à l'aide d'une baguette de verre et déposée sur un papier filtre. Si la coloration bleue reste confinée dans la tache, on renouvelle l'opération jusqu'à l'obtention d'une auréole bleutée. Lorsqu'une auréole bleutée apparaît, on effectue un prélèvement toutes les minutes pendant cinq minutes afin de voir si l'auréole persiste ou non. Si elle disparaît avant les cinq minutes, l'essai continue avec l'ajout d'une nouvelle dose. L'essai est arrêté lorsque l'auréole persiste après cinq minutes et l'on relève le volume total de solution de bleu de méthylène, V_{bleu}, introduite depuis le début. Pour le calcul de la CEC en utilisant la V_{BS} la formule suivante est utilisée (Santamarina et al., 2002)

$$C.E.C. = V_{bleu}\frac{c_{bleu}}{319{,}87}\times\frac{100g}{m_i}(mEq/100g) \qquad \textbf{IV-1}$$

où,

$C.E.C.$: la capacité d'échange cationique (méq/100g) ;

V_{bleu} : le volume de bleu introduit dans la solution (L) ;

c_{bleu} : la concentration de la solution en bleu de méthylène (g/L) ;

m_i : la masse de la bentonite testée (g).

IV.3.2 Résultats

Les différents résultats sont présentés dans le Tableau IV-6. D'abord l'essai est conduit sur les bentonites neuves sans contact avec un fluide, les valeurs mesurées sont considérées comme valeurs références. Ces valeurs sont comparées aux valeurs de CEC de l'étude Guyonnet et al.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

(2009). En effet, Guyonnet et al. (2009) ont déterminé la valeur de CEC à l'aide d'autre méthode appelée la méthode de cobaltihexamine. Cette méthode consiste à mettre la bentonite testée en contact avec le trichlorure de cobaltihexamine pendant une heure. La quantité de trichlorure de cobaltihexamine adsorbée est liée à la CEC.

Les résultats que donne la méthode de V_{BS} sont en concordance avec les résultats mesurés par la méthode de cobaltihexamine.

CEC (meq/100g)	BE1 (Na Naturel)	BE3 (Ca activé Na)	BE6 (Ca naturel)
Valeur référence	94	88	75
Valeur référence (Guyonnet et al., 2009)	88	82,8	80,1
Après IG avec ED	94	80	69
Après IG avec ∑7PCB	94	88	69

Tableau IV-6 : La CEC de différentes bentonites après essai à l'ED et au mélange ∑7PCB

Dans ces différents résultats, on remarque que les bentonites sodiques ont une CEC plus élevée que les bentonites calciques. En effet, les molécules de bleu de méthylène sont adsorbées dans les espaces interfoliaires. Ces espaces sont plus écartés pour les bentonites sodiques que les bentonites calciques (Muhammed, 2004). En comparant les différentes valeurs, on remarque que les PCB n'ont pas d'effet sur la CEC des différents types de bentonite. Ce résultat indique que les PCB n'ont pas d'effet sur la structure des bentonites. Concernant les bentonites sodique et calcique activée, les valeurs sont supérieures à 70 meq/100g seuil au-dessus duquel la bentonite testée peut être utilisée pour les ISDND (Guyonnet et al., 2009).

IV.4 Etude de la conductivité hydraulique des GSB

L'étude de la conductivité hydraulique des GSB en interaction avec les sédiments pollués par les PCB est réalisée à l'aide de deux appareils de mesure ; le filtre presse et l'œdoperméamètre.

Les essais à l'aide du filtre presse sont utilisés afin d'avoir des indications rapides sur les valeurs de la conductivité hydraulique des GSB en contact avec deux types de fluides :

- le SN (surnageant du sédiment) ;
- le fluide synthétique contenant des PCB, F2 (Tableau IV-4) ;

Les essais sont réalisés sur la bentonite sodique BE7 extraite des GSB et sur des échantillons des GSB entiers.

Les essais à l'aide de l'œdoperméamètre sont réalisés afin de connaitre la conductivité hydraulique du GSB et de mettre en évidence l'interaction à long terme entre le GSB et les différents fluides. Le fluide utilisé dans cet essai est le SN. Le fluide synthétique contenant les PCB n'est pas utilisé. En effet les PCB ont une grande affinité à s'adsorber sur les matériaux plastiques constituant la cellule de l'œdoperméamètre (Cseh et al., 1989), les PCB auraient été adsorbés sur les parois de l'œdoperméamètre et sur les tubes de connexion avant la mise en contact avec le GSB.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

IV.4.1 Essai à l'aide du filtre presse

Le filtre presse constitue une méthode très intéressante pour l'étude de la performance hydraulique des géomatériaux utilisés dans les barrières d'étanchéité. Cette méthode est utilisée récemment dans ce domaine car elle présente un avantage important par rapport à d'autres appareils de mesure utilisés. En effet, les essais à l'aide de l'œdoperméamètre sont des essais permettant de quantifier la performance hydrique des GSB mais cette méthode reste une méthode lente même très lente. Les essais à l'aide du filtre presse se présentent comme des essais rapides et capables de qualifier le comportement hydrique des GSB (Razakamanantsoa et al., 2009 ; 2011 ; 2012 ; Barast, 2010). Des essais sont réalisés sur la bentonite extraite du GSB, ainsi que sur le GSB en entier.

1) Essai sur la bentonite BE7

La conductivité hydraulique de la bentonite sodique BE7 est examinée dans cet essai en contact avec l'ED et le mélange de 7 PCB. La mesure de la conductivité hydraulique à l'aide du filtre presse est conduite suivant la norme ASTM D5891-95. L'essai consiste à appliquer une pression d'air sur une suspension de bentonite afin de déterminer le volume de filtrat (VF). Le volume de filtrat est égal au double du volume sortant collecté pendant l'intervalle de temps de 7,5 à 30 min $VF=2(V_{30min} - V_{7,5min})$. Grâce à cet essai, il est possible de calculer le coefficient de perméabilité (k) pour le cake formé par filtration et de tracer la courbe de filtration (masse de filtrat en fonction du temps).

Pour le calcul de la perméabilité, certaines études (Li et al., 1997 ; Benna et al., 2001 ; Pantet et Monnet, 2007) se sont basées sur l'hypothèse d'un fluide newtonien où la viscosité du fluide utilisé est considérée égale à celle de l'eau. La loi de Darcy est applicable dans le cas de filtration à pression constante, l'expression du volume de filtrat s'écrit :

$$V^2 = \frac{2KA^2P}{\mu B}t \qquad \textbf{IV-2}$$

où,

V : le volume infiltré (m^3) ;

K : la perméabilité intrinsèque (m^2) du matériau qu'on cherche à caractériser ;

A : la surface de l'échantillon (m^2) ;

P : la pression appliquée (Pa) ;

μ : la viscosité de l'eau (Pa.s) ;

B : hA/V le volume spécifique du cake déposé par unité de volume infiltré où h est l'épaisseur du cake (m) ;

t : la durée de l'essai (s).

La détermination du coefficient de perméabilité k s'effectue en traçant la courbe $V^2=f(t)$ et en représentant l'ajustement linéaire passant par l'origine. Son coefficient directeur permet de déduire cette perméabilité intrinsèque, convertie ensuite en coefficient de perméabilité de Darcy :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$k = \frac{K\mu}{\rho g} \qquad \textbf{IV-3}$$

k : la perméabilité de Darcy (m/s) ;

K : la perméabilité intrinsèque (m^2) ;

ρ : la masse volumique (kg/m^3) ;

g : l'accélération de la pesanteur (m/s^2).

2) Essai sur le GSB

L'objectif principal de cet essai est de déterminer la perméabilité du GSB en interaction avec le fluide extrait du sédiment (SN). L'essai consiste a étudié la percolation d'une solution à travers un échantillon de GSB préhydradé. Dans ce cas, l'échantillon du GSB est considéré comme étant le cake de filtration et le coefficient de perméabilité de ce cake est déterminé. Cette méthode est utilisée dans les études menées par Barast et al. (2008 ; 2009) et Razakamanantsoa et al. (2009). Leurs études ont pu mettre en évidence différents points :

- La modification du protocole expérimental proposée, ayant pour but de pouvoir introduire une hauteur de matériau connue, a mis en évidence une faible différence entre les résultats sur suspension et ceux directement sur cake, dans le cas de contact avec un fluide neutre.

- L'utilisation de la méthode sur suspension devient impossible pour des suspensions composées de fluides agressifs, en raison probablement d'une décantation des particules solides et donc d'une formation spécifique non linéaire.

- La méthode sur cake a l'avantage de réduire l'incertitude sur la nature réelle du fluide percolant et sur la formation du cake ; la rendant ainsi utilisable avec un plus grand nombre de mélanges constitués même par des fluides agressifs.

Le calcul du coefficient de perméabilité du GSB est fait suivant la loi de Darcy.

La formule pour le calcul du coefficient de perméabilité peut être écrite sous une autre forme dans le cas où le cake formé au cours du temps atteint une couche dont l'épaisseur est supposée constante (Li et al., 1997 ; Chung et al., 2008 ; Razakamanantsoa et al., 2009 ; Barast et al., 2009) :

$$\frac{1}{A}\frac{dV}{dt} = k\, i \qquad \textbf{IV-4}$$

avec :

$$i = \frac{P_{air}}{\gamma_w e} \qquad \textbf{IV-5}$$

où,

A : la section du matériau (m^2) ;

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V : le volume infiltré (m^3) ;

t : la durée de l'essai (s) ;

i : le gradient hydraulique ;

P_{air} : la pression d'air appliquée sur le système (kPa) ;

γ_w : le poids volumique de l'eau (kN/m^3) ;

e : l'épaisseur finale de l'échantillon lorsque la cellule est démontée (m).

L'essai est considéré comme achevé quand les dix dernières valeurs du coefficient de perméabilité calculées sont stables.

3) Méthodes de préparation des échantillons

i. Préparation de la suspension

On prépare la suspension en utilisant de la bentonite sodique BE7 avec les solutions suivantes : ED, ED + PCB. La bentonite est préalablement broyée pour obtenir une poudre, car de cette façon on peut réaliser un mélange homogène plus facilement. On ajoute dans la solution donnée, la bentonite avec une concentration de 40 g/L. Le mélange est soumis ensuite à une agitation mécanique à l'aide d'un agitateur magnétique pour une durée de 20 min, la préparation est ensuite laissée au repos pendant au moins 16 heures dans un milieu à température et humidité contrôlées. Une agitation de 5 min est effectuée juste avant d'introduire le mélange dans la cellule de pression munie d'un papier filtre à sa base pour éviter le colmatage du trou de sortie du volume infiltré.

ii. Préparation de l'échantillon du GSB

L'objectif principal de cet essai est de déterminer la perméabilité du GSB en interaction avec le fluide extrait du sédiment (SN). Trois essais sont réalisés, ces essais s'effectuent en 2 étapes. La première étape consiste à tremper le GSB pendant 24 heures dans un fluide de pré-hydratation afin de le saturer (Figure IV-8).

Figure IV-8 : Préhydratation de l'échantillon GSB

Ensuite, le GSB est placé dans la cellule du filtre presse qui est rempli par le fluide d'infiltration. Après 24 h, une pression d'air de 100 kPa est appliquée sur le GSB surmonté du fluide d'infiltration. Le GSB utilisé dans ces essais est un GSB aiguilleté de masse surfacique de 5 kg/m^2 contenant de la bentonite sodique (BE7).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

4) Résultats

i. Essai sur la suspension BE7

Le volume du filtrat collecté au cours du temps est tracé afin de visualiser l'évolution temporelle de l'écoulement (Figure IV-9).

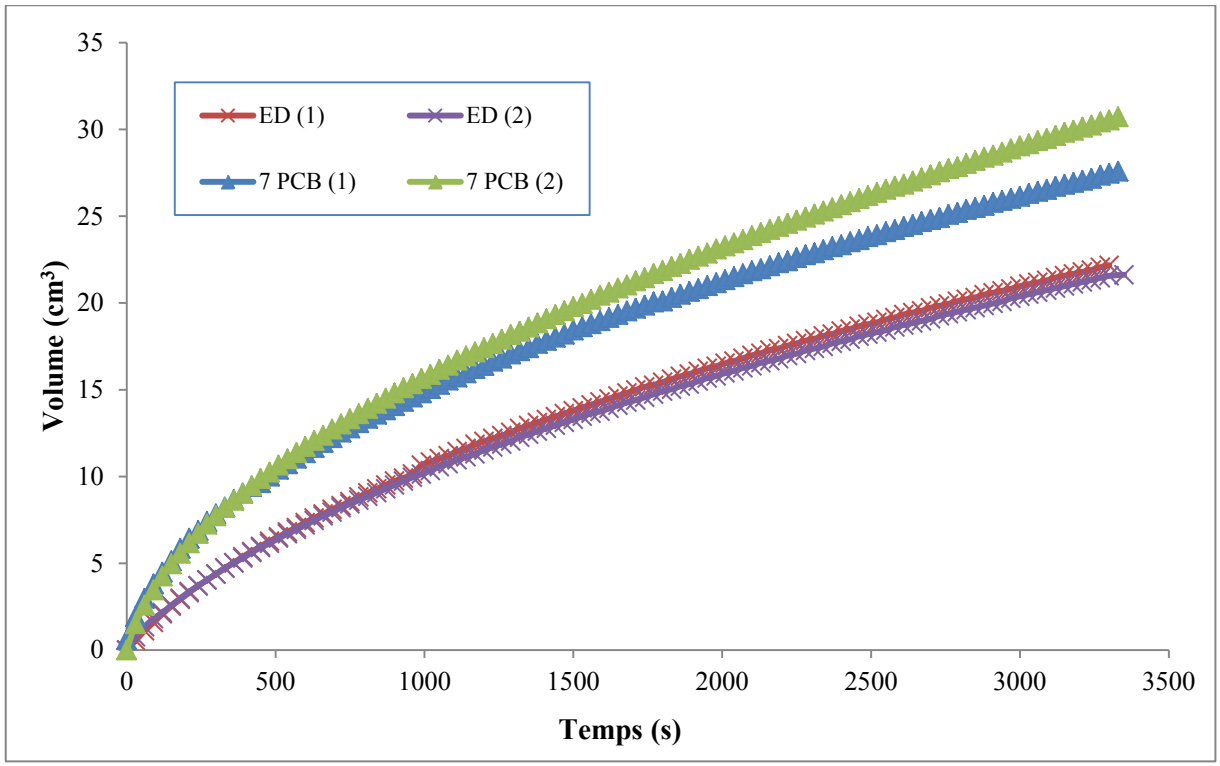

Figure IV-9 : Volume du filtrat cumulé au cours du temps

La linéarité du carré du volume du percolât récupéré en fonction du temps est vérifiée (Figure IV-10) et le coefficient directeur de la courbe est calculé (Tableau IV-7). La cinétique des essais réalisés avec l'ED est plus faible que la cinétique des essais réalisés avec la solution contenant les 7 PCB. Par conséquent les PCB ont affecté la cinétique de percolation.

Les caractéristiques de ces différents essais sont présentées dans le Tableau IV-7. L'épaisseur finale du cake dépend de la durée de chaque essai. En effet, les essais ED(2) et 7 PCB(2) ont duré plus longtemps que les autres essais, ce qui explique l'épaisseur plus importante du cake formé. L'épaisseur du cake formé n'affecte pas sa perméabilité comme il n'existe pas une corrélation entre l'épaisseur du cake et sa perméabilité (Pantet et Monnet, 2007). L'épaisseur du cake dépend de la concentration de la bentonite dans la solution par contre la perméabilité ne dépend pas de cette concentration.

Le volume de filtrat (VF) de la BE7 est faiblement affecté par la solution contenant les PCB. Le coefficient de perméabilité moyen des essais réalisés avec de l'ED est égal k=2,23.10^{-11} m/s, ainsi que le coefficient de perméabilité moyen des essais réalisés avec les PCB est égal k=2,99.10^{-11} m/s. La solution de PCB utilisée a augmenté la perméabilité de la BE7 d'environ de 35 %. Cette augmentation reste faible et les valeurs de perméabilité mesurées ont le même ordre de grandeur des GSB sodiques acceptables pour une utilisation au fond des ISDND.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

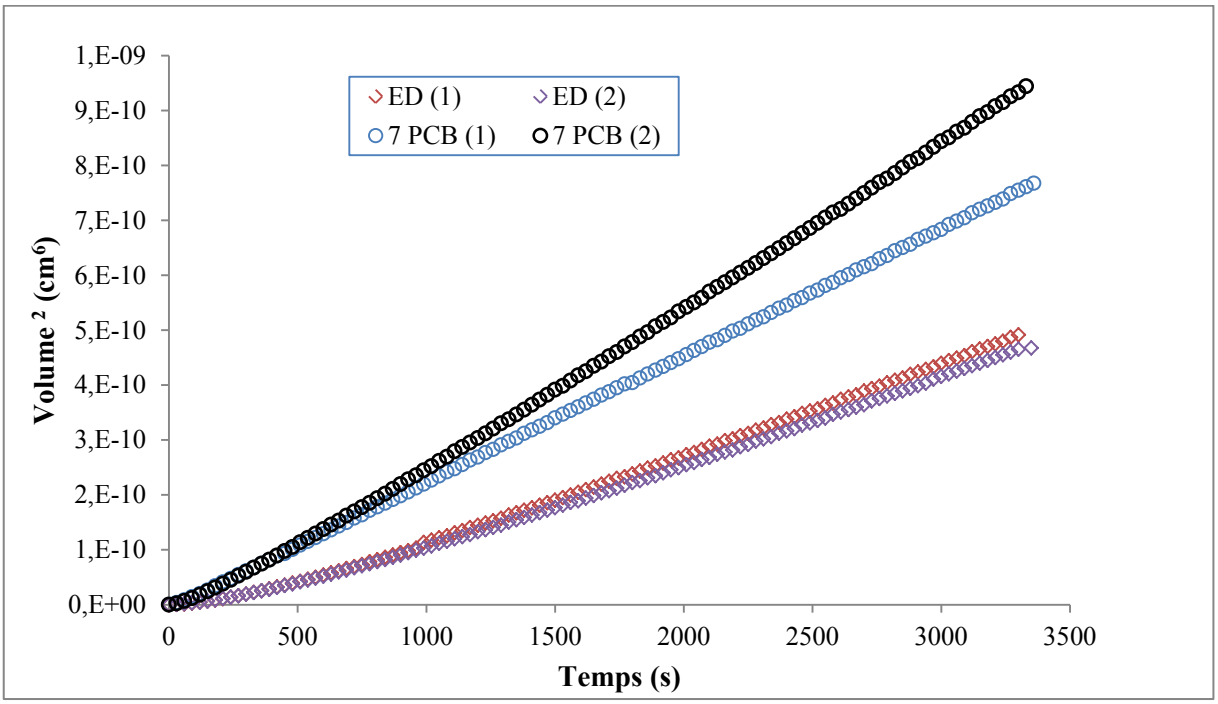

Figure IV-10 : Volume du filtrat cumulé au carré en fonction du temps

Propriétés de l'essai	ED (1)	ED (2)	7 PCB (1)	7 PCB (2)
VF	19	18	21	24
Epaisseur du cake (cm)	0,42	1,13	0,42	1,20
Pente de la courbe	$2{,}00.10^{-13}$	$2{,}00.10^{-13}$	$3{,}00.10^{-13}$	$2{,}50.10^{-13}$
***K* (m²)**	$2{,}27.10^{-18}$	$2{,}19.10^{-18}$	$3{,}83.10^{-18}$	$2{,}15.10^{-18}$
***k* (m/s)**	$2{,}27.10^{-11}$	$2{,}19.10^{-11}$	$3{,}83.10^{-11}$	$2{,}15.10^{-11}$
Moyenne *k* (m/s)	$2{,}23.10^{-11}$		$2{,}99.10^{-11}$	

Tableau IV-7 : Caractéristiques des essais à l'aide du filtre presse

ii. Essai sur l'échantillon GSB

Les différents échantillons de GSB préparés avec les fluides de percolation sont placés dans la cellule de filtre presse. Puis, l'ensemble est soumis à une pression de 100 kPa. Suite, à l'application de la pression un volume de filtrat est récupéré et mesuré au cours du temps. La cinétique d'infiltration (Figure IV-11) ainsi que la perméabilité calculée (Tableau IV-8) ont montré que la performance hydrique du GSB est affectée par le fluide extrait du sédiment (SN). Une augmentation de perméabilité est remarquée lors de l'utilisation du SN comme fluide de préhydratation et de filtration dans les essais de perméabilité. Mais l'effet du SN sur la perméabilité du GSB reste faible. En effet la perméabilité mesurée d'un GSB reste acceptable si

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

elle est comprise entre 2.10^{-10} m/s et 2.10^{-12} m/s (Petrov et al., 1997a). La pré-hydratation du GSB avec de l'eau déminéralisée améliore la performance hydrique du GSB en contact avec des lixiviats agressifs.

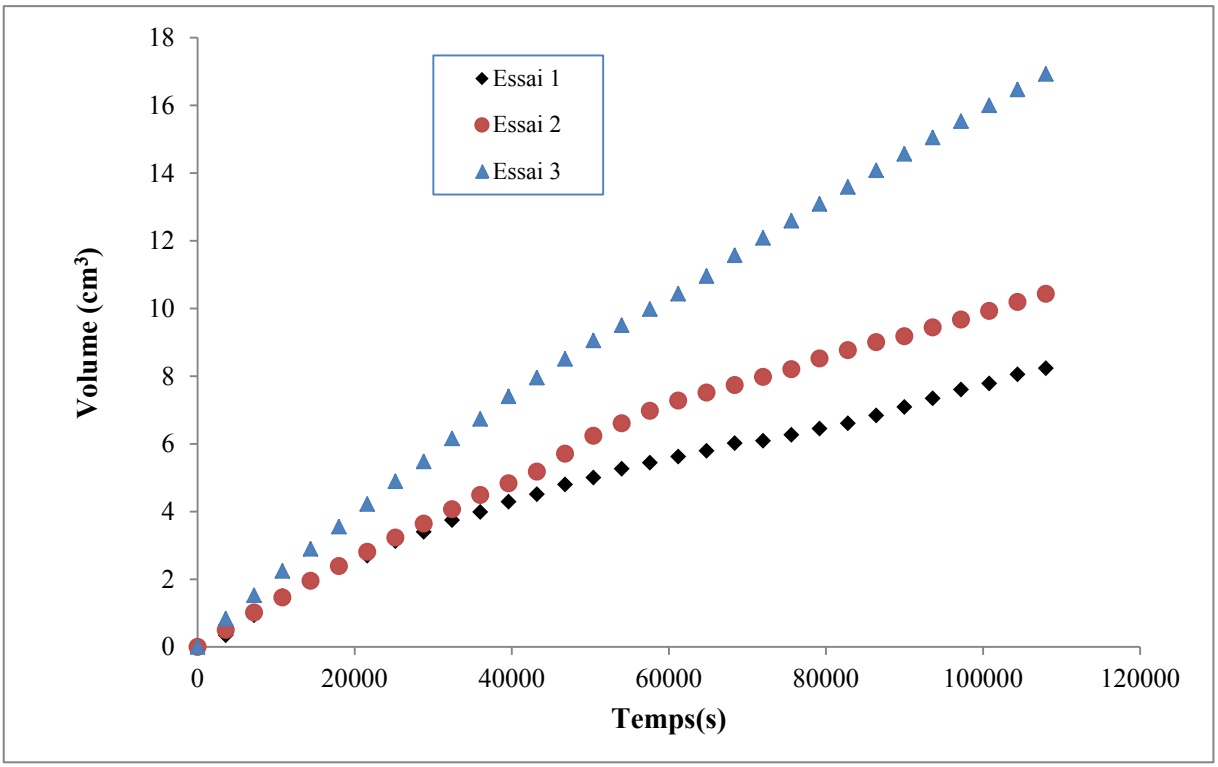

Figure IV-11 : Cinétique d'infiltration des trois essais de filtre presse

Numéro d'essai	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Fluide de pré-hydratation	ED	ED	SN
Fluide d'infiltration	ED	SN	ED
Perméabilité (m/s)	$1,6.10^{-11}$	$2,2.10^{-11}$	$3,6.10^{-11}$

Tableau IV-8 : Caractéristiques des essais au filtre presse sur le GSB

Les différents essais à l'aide du filtre presse ont montré que les PCB et le SN ont faiblement affecté la perméabilité du géomatériau. Les différentes valeurs de coefficient de perméabilité ont le même ordre de grandeur de (k=10^{-11} m/s), valeur acceptable pour l'utilisation des GSB dans les barrières de fond des installations de stockage de déchets.

A l'aide des essais du filtre presse et les essais d'IG, la bentonite utilisée dans les GSB est mise en contact direct avec le fluide extrait du sédiment (SN) et les solutions synthétiques contenant les PCB. Les résultats de perméabilité et de gonflement sont concordants, ce qui confirme la relation entre le gonflement de la bentonite et sa perméabilité.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

IV.4.2 Essais à l'œdoperméamètre

L'objectif de cet essai est d'étudier la performance hydromécanique du GSB en contact avec le fluide extrait du sédiment (SN) sous contrainte présente sur site réel. Cet essai consiste à placer le GSB sous une charge hydromécanique représentant le poids du sédiment dans l'installation de stockage et la charge hydrique appliquée sur le GSB par le lixiviat du sédiment.

Les essais sont réalisés selon la norme NF P84-705 avec un œdoperméamètre de diamètre égale à 250 mm. La cellule de l'œdoperméamètre est constituée de deux parties : embase et piston en PEHD. Ces deux compartiments de la cellule sont équipés de pierres poreuses, entre lesquelles se place le GSB, ainsi que des vannes de raccordement servant aussi pour la purge et la collecte des percolâts. L'embase et le piston sont solidarisés à l'aide des tiges guides. Un piston métallique placé au-dessus du piston en PEHD sert pour l'application d'une contrainte normale de confinement par pression de gaz. La cellule est rendue solidaire par un système de bâti et de support en acier. L'entrée du fluide s'effectue par le bas de la cellule (embase) et la récupération des percolâts par le haut de la cellule (piston). L'entrée du fluide est assurée à l'aide d'une bouteille de Mariotte qui permet d'appliquer une charge hydraulique constante. La mesure de la déformation verticale de l'échantillon se fait par l'intermédiaire d'un capteur de déplacement fixé à l'embase et reposant sur le piston (Figure IV-12, Figure IV-13).

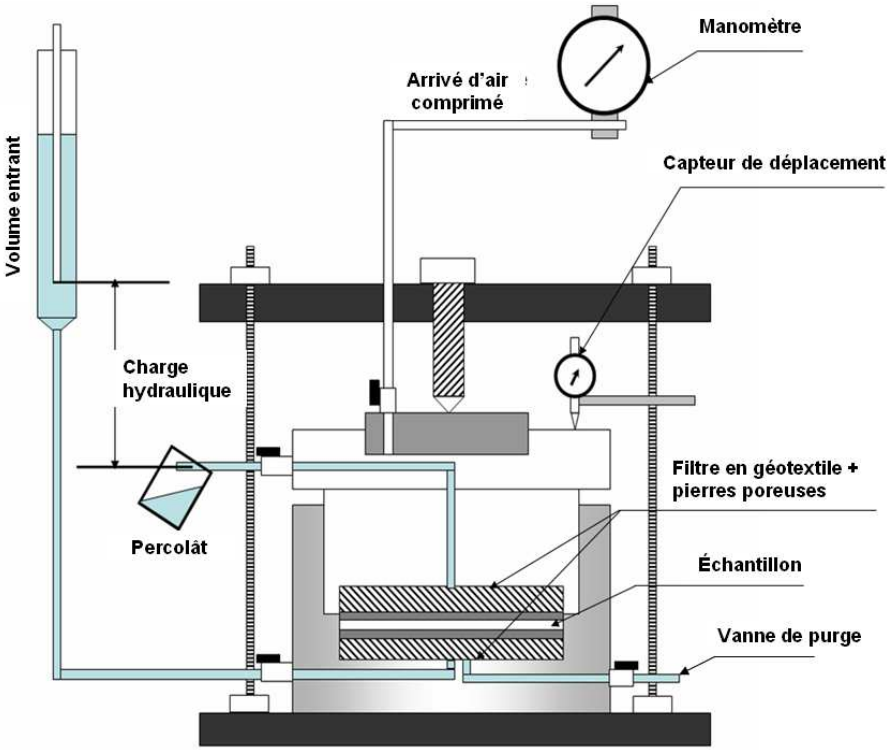

Figure IV-12 : Représentation schématique d'une cellule œdoperméamétrique (Razakamanantsoa, 2009)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

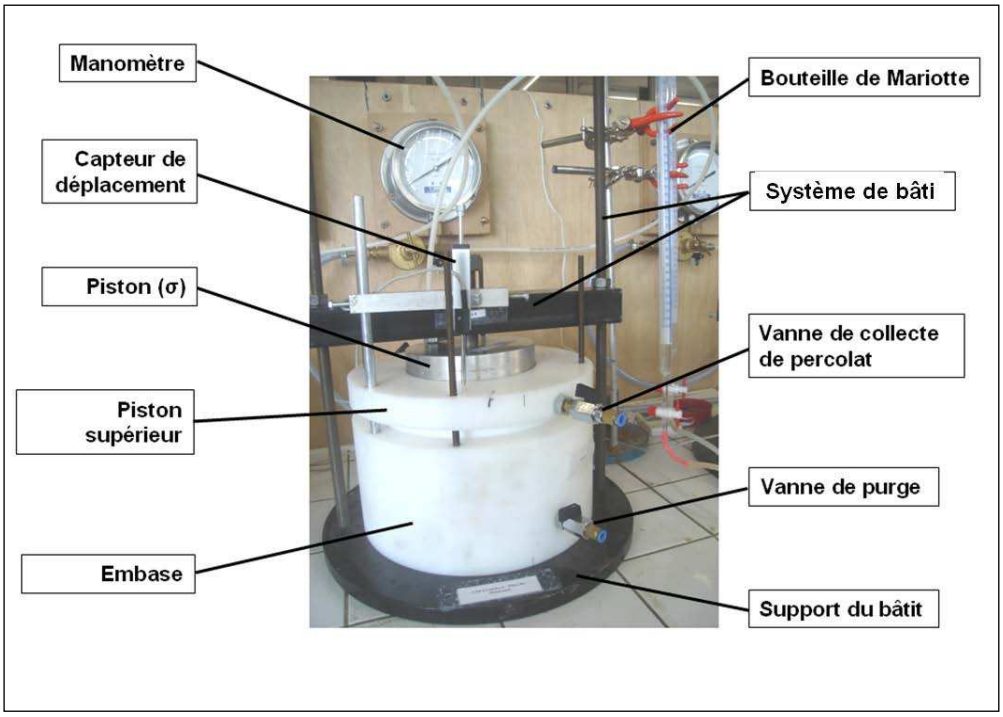

Figure IV-13 : Œdoperméamètre en cours d'essai

Les caractéristiques de l'essai et du GSB testé sont présentées dans le Tableau IV-9 :

Caractéristiques de l'essai	
Echantillon	GSB aiguilleté : BE7 (sodique granulé)
Fluide d'essai	Eau déminéralisée + Surnageant
Pression d'air appliquée (kPa)	160
Caractéristiques de l'échantillon	
Teneur en eau initiale ω_i (%)	11
Diamètre (m)	0,250
Epaisseur initiale e_i (m)	0,0084
Surface (m^2)	0,049
Masse surfacique (kg/m^2)	5

Tableau IV-9 : Caractéristiques de l'essai à l'œdoperméamètre

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

1) Déroulement de l'essai à l'œdoperméamètre et résultats

L'essai à l'aide de l'œdoperméamètre est composé de deux phases, d'une phase de saturation et d'une phase d'écoulement durant laquelle la perméabilité est mesurée.

i. La phase de saturation

La première partie de saturation se déroule sous une faible charge hydraulique appliquée au GSB afin de s'assurer d'une saturation progressive et efficace. La saturation de l'échantillon s'est effectuée par le bas de l'œdoperméamètre pour limiter le risque d'écoulement préférentiel à travers l'échantillon. Dans cette partie l'eau déminéralisée est utilisée comme fluide de percolation pendant 51 jours, puis l'eau déminéralisée est remplacée par le surnageant du sédiment. La phase de saturation est considérée achevée lorsqu'on commence à récupérer un volume de percolât à la sortie. Afin de s'assurer de l'accomplissement de la phase de saturation deux conditions sont vérifiées (NF P84-705) :

- le gonflement stabilisé correspondant à 90 % du volume infini ;
- l'adsorption stabilisée à 90 % du volume adsorbé à l'infini.

Au début de la phase de saturation, une charge hydraulique de 10 cm est appliquée pendant 20 jours. Afin d'accélérer le processus de saturation la charge hydraulique est augmentée plusieurs fois de 10 cm jusqu'à atteindre la valeur de 50 cm. Il faut noter que l'augmentation de la charge hydraulique n'est réalisée que lorsque la stabilisation du flux entrant est assurée. La phase de saturation a duré 125 jours. Cette durée élevée est notamment liée à la charge mécanique appliquée (160 kPa). En effet, le confinement et l'aiguilletage des GSB affectent le temps nécessaire pour que le GSB atteigne l'équilibre (Petrov et al., 1997b).

A. Cinétique de gonflement

La cinétique de gonflement obéit à une loi hyperbolique pour des temps d'essai suffisamment longs :

$$\Delta e = \Delta e_{\infty} \frac{t}{t_x + t} \qquad \textbf{\textit{IV-6}}$$

où,

Δe : le gonflement de l'éprouvette (mm) ;

t : le temps (s) ;

Δe_{∞} : le gonflement vertical pour un temps infini (mm) ;

t_x : le temps pour atteindre 90 % du gonflement infini (s).

Cette partie est considérée achevée lorsque le gonflement du GSB est stable et qu'un volume sortant est mesuré.

La représentation du gonflement dans le système de coordonnées (t, $t/\Delta e_{\infty}$) est une droite de pente égale à ($1/\Delta e_{\infty}$)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$\frac{t}{\Delta e} = \frac{1}{\Delta e_{\infty}} t + \frac{t_x}{\Delta e_{\infty}} \qquad \textit{IV-7}$$

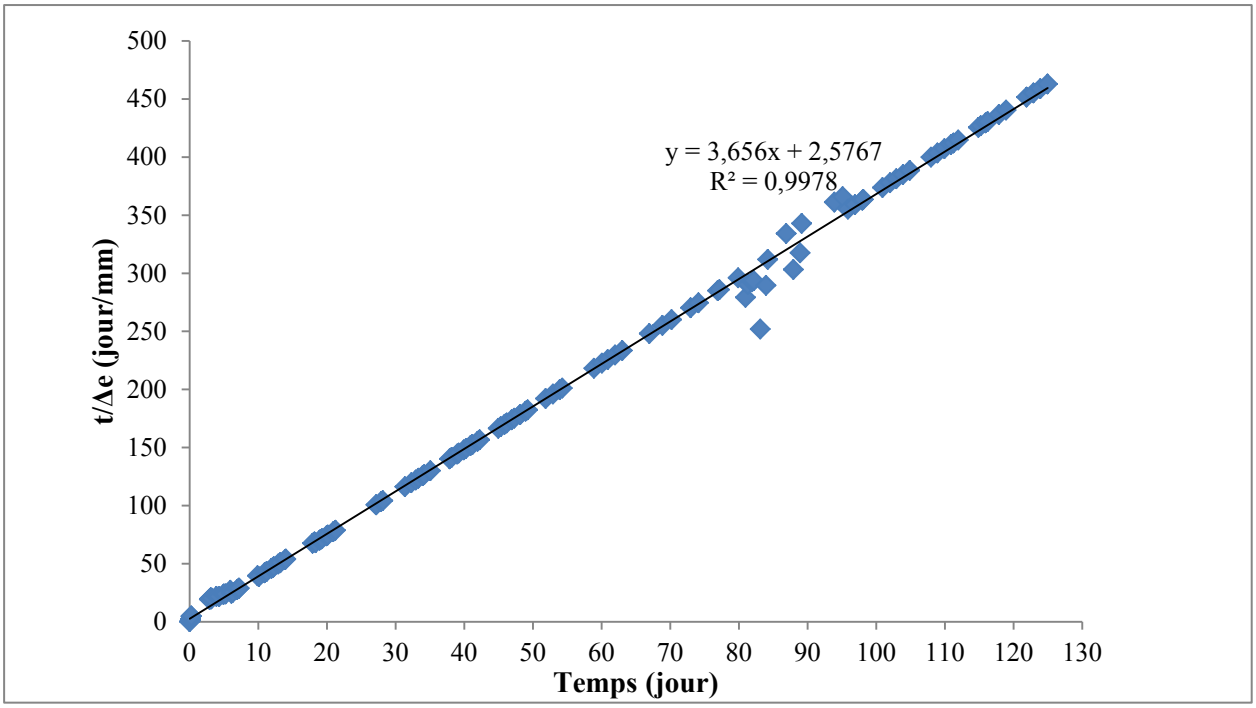

Figure IV-14 : Représentation hyperbolique pour le gonflement de l'échantillon

D'après la Figure IV-14, on peut calculer la valeur du gonflement du GSB à t= ∞ ; qui correspond à $\frac{1}{\Delta e_{\infty}}$ =3,656. Les 90 % de la valeur de Δe_{∞} sont présentés dans le Tableau IV-10.

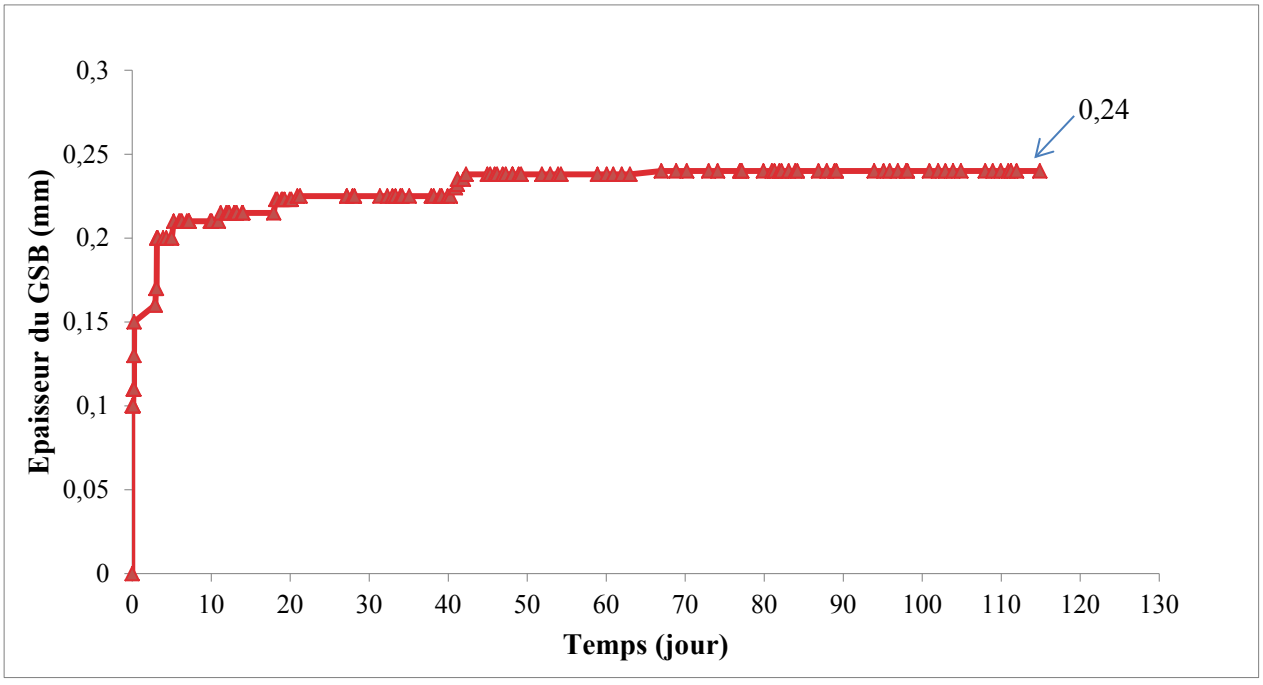

Figure IV-15 : Suivi du gonflement du GSB

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

D'après le (Tableau IV-10) et la Figure IV-15 on peut vérifier que le critère de stabilité de gonflement du GSB est validé.

$1/\Delta e_\infty$	Δe_∞ (mm)	$\Delta e_{stab}=0.9\ \Delta e_\infty$ (mm)
3,656	0,27	0,24

Tableau IV-10 : Epaisseur du GSB à atteindre à stabilité à la fin de la phase de saturation

B. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption obéit à une loi hyperbolique pour des temps d'essai suffisamment longs :

$$V = V_\infty \frac{t}{t_y + t} \qquad \textbf{IV-8}$$

où,

V : le volume absorbé (mL) ;

t : le temps (s) ;

V_∞ : le volume correspondant à l'adsorption infinie (mL) ;

t_y : le temps correspondant à y % du volume V_∞ (s) ;

La valeur de V_∞ est déterminée à partir de l'équation de droite

$$\frac{t}{V} = \frac{1}{V_\infty} t + \frac{t_y}{V_\infty} \qquad \textbf{IV-9}$$

La représentation du volume absorbé cumulé dans le système de coordonnées (t, t/V) est une droite de pente égale à $1/V_\infty$.

Le volume calculé est comparé au volume absorbé cumulé V mesuré (Figure IV-16). Lorsque $V > 0{,}90\ V_\infty$, alors la phase de saturation est considérée comme achevée et l'essai de performance peut être commencé.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

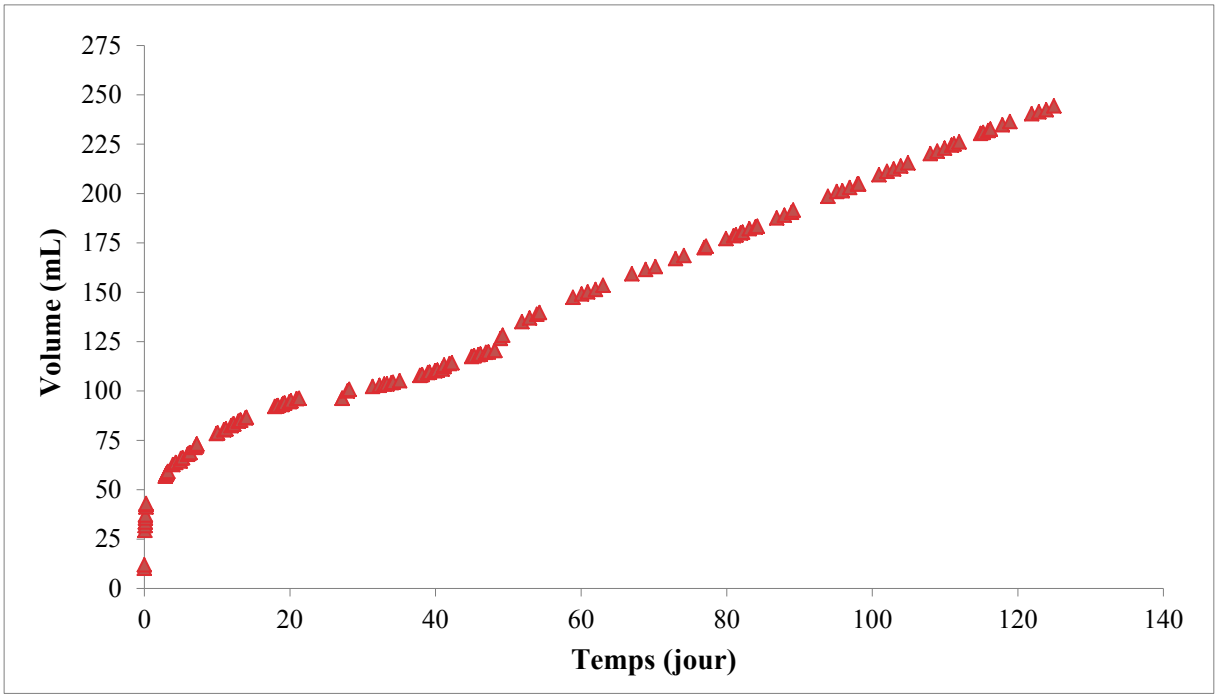

Figure IV-16 : Cinétique des flux entrant de l'œdoperméamètre

En traçant, la loi hyperbolique de l'infiltration on a remarqué que la courbe est composée de deux pentes différentes (Figure IV-17). Cette variation de pente coïncide avec le changement du fluide de percolation. Donc l'introduction du SN à la place de l'ED a abouti à ce changement de pente. Afin de calculer V_∞ la pente de la première courbe est utilisée. D'après le Tableau IV-11, $V_{mesuré} > 0{,}9\ V_\infty$ donc la condition de saturation est achevée.

$1/V_\infty$ (mL)	V_∞ (mL)	$V_{stab}=0.9\ \Delta V_\infty$ (mL)
0,9074	256	230

Tableau IV-11 : Calcul du volume absorbé

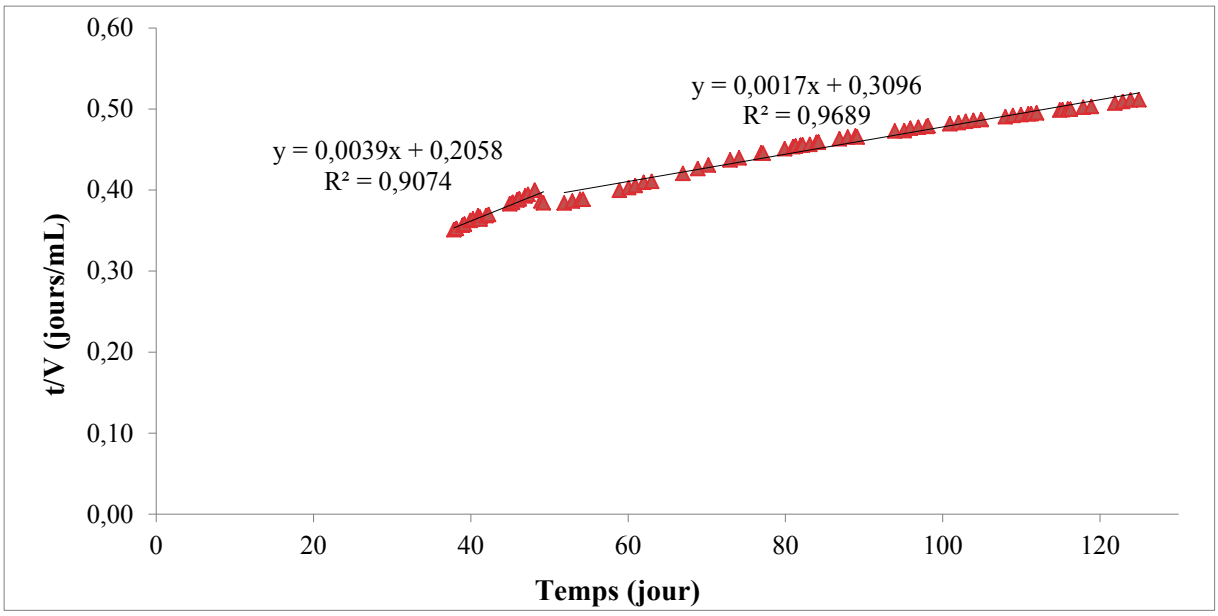

Figure IV-17 : Représentation de la loi hyperbolique d'infiltration

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

ii. Phase d'écoulement

Après la saturation de GSB, la phase d'écoulement est lancée. Dans cette phase les charges hydrauliques de 50, 60 et 70 cm sont appliquées. La perméabilité du GSB est calculée selon la loi de Darcy. La perméabilité du GSB dans la phase d'écoulement a été tracée en fonction du temps (Figure IV-18). Le remplacement de l'ED par le SN n'a pas affecté la performance hydrique du GSB. La valeur de la perméabilité calculée est de l'ordre de 4.10^{-12} m/s.

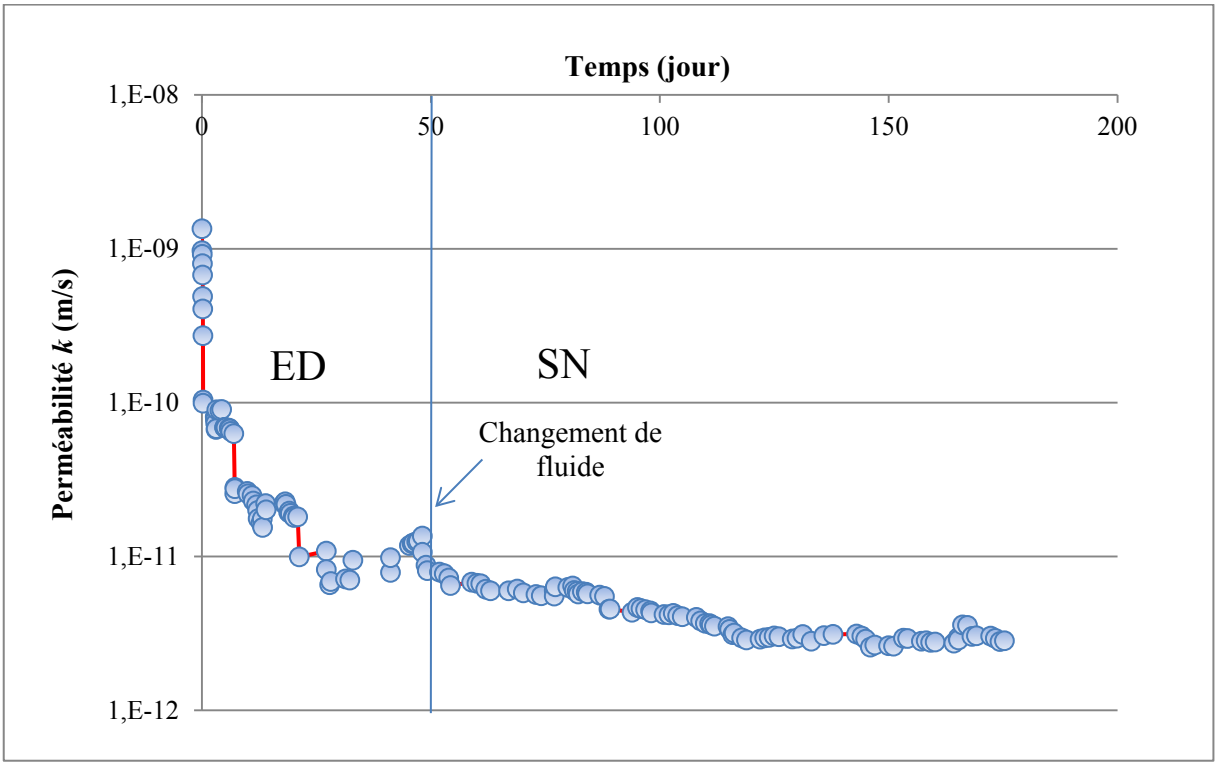

Figure IV-18 : Variation de la perméabilité au cours du temps

Afin d'apprécier ce résultat, la variation du flux hydrique a été tracée en fonction du gradient hydraulique (Figure IV-19). A l'aide de cette figure, le calcul de la perméabilité selon la loi de Darcy est possible. En effet, la perméabilité est égale à la pente de la droite représentant le flux hydrique en fonction du gradient hydraulique appliqué.

Pour la première partie la perméabilité est égale à $6{,}5.10^{-12}$ m/s, cette valeur est calculée pour des faibles charges hydrauliques. A ces charges hydrauliques la stabilité des mesures est difficile et prend beaucoup de temps. Le changement du fluide d'infiltration est représenté par le changement de la pente de flux hydrique. La valeur de la perméabilité mesurée après le changement de l'ED est de l'ordre de 2.10^{-12} m/s. Donc, la valeur de la perméabilité du GSB est comprise entre $6{,}5.10^{-12}$ m/s et 2.10^{-12} m/s. Ces valeurs sont en accord avec les valeurs de perméabilité des GSB sous ce degré de confinement. La performance hydrique du GSB n'est pas affectée par le SN et par suite son utilisation pour le stockage des sédiments pollués par le PCB est possible.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

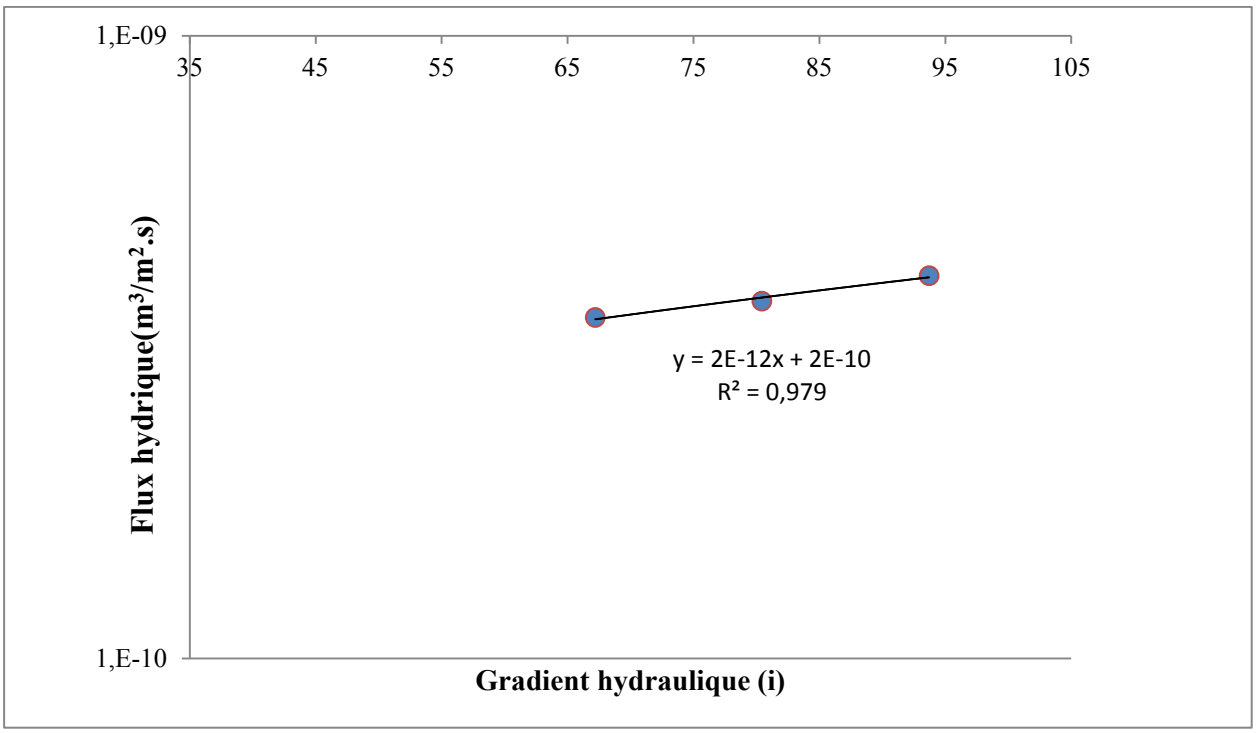

Figure IV-19 : Variation du flux hydrique en fonction du gradient hydraulique

IV.5**Conclusion**

L'indice de gonflement de la bentonite calcique, sodique et sodique activée n'est pas affecté par le fluide extrait du sédiment ni par le fluide synthétique constitué dans le laboratoire contenant un mélange de 7 PCBi. Les différents indices de gonflement mesurés pour la bentonite sodique et bentonite sodique activée sont supérieurs à 24 $cm^3/2g$. Cette valeur de référence est proposée dans le cadre du projet LIXAR2 et adoptée par MEDDE pour vérifier si un GSB sodique parait adapté à une utilisation en étanchéité de fond des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND). Les essais à l'aide du filtre presse ont montré que la performance hydrique de la bentonite n'est ni affectée par le fluide extrait du sédiment ni par le mélange de 7 PCBi. L'interaction du GSB avec le fluide extrait du sédiment a faiblement affecté le coefficient de perméabilité du GSB. Ce résultat est déterminé avec les essais au filtre presse et les essais à l'aide de l'œdoperméamètre. Les valeurs de coefficient de perméabilité mesurées pour ces différents essais sont comprises entre $k=10^{-11}$ et 10^{-12} m/s et comparables avec le coefficient de perméabilité des GSB en contact avec l'eau déminéralisée. Ces différentes valeurs sont inférieures à 10^{-9} m/s valeur nécessaire adoptée par MEDDE pour qu'un GSB sodique puisse être utilisé en étanchéité de fond d'ISDND.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre V : Approche expérimentale à l'échelle du pilote du comportement hydromécanique du sédiment et de l'interaction sédiment/ barrière d'étanchéité

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.1 **Introduction et objectifs**

L'étude à l'échelle du pilote fait partie d'une étude multi-échelle sur la caractérisation de l'interaction hydromécanique entre les géomatériaux et les sédiments pollués par les PCB. L'objectif principal de ces essais est d'étudier l'interaction directe entre les sédiments pollués et le géomatériau à une échelle intermédiaire entre l'échelle du laboratoire et l'échelle *in situ*. Dans la littérature, nombreux travaux relatent des essais effectués à l'échelle intermédiaire afin de caractériser le comportement hydromécanique des barrières d'étanchéité des centres de stockage et les géomatériaux.

Barral (2008) a réalisé six pilotes afin d'étudier la performance hydraulique des barrières de couverture à l'échelle intermédiaire. Elle a utilisé dans ces essais deux types de GSB (GSB en poudre et GSB granulé) sous deux conditions pré-hydratées où non pré-hydratées et avec deux types de sol stocké (sol calcaire et tout venant). Le bilan de masse a été effectué. Les résultats ont montré qu'après un an de test aucune eau de pluie n'a traversé le GSB.

Cartaud (2004) a étudié l'effet de la présence des géotextiles placés entre la géomembrane et la couche d'argile compactée sur le débit d'infiltration à travers la barrière passive au fond d'un centre de stockage. Cette étude est menée à une échelle intermédiaire de 1 m, ou une part de la complexité des conditions de site réelles est reproduite. Les résultats ont montré que les géotextiles influent sur le débit d'écoulement à l'interface en fonction de deux paramètres intrinsèques ; la perméabilité du géotextile et son épaisseur. En plus, les résultats ont mis en évidence l'importance de la reproduction des conditions réelles du site sur les essais à l'échelle intermédiaire.

Barroso et al. (2006) ont testé principalement l'effet de pré-hydratation sur les GSB, la pression de confinement et la charge hydraulique sur le débit d'infiltration à travers le GSB placé en dessous d'une géomembrane défectueuse. Ces essais sont effectués sur trois échelles : petite échelle (cellule de 0,2 m de diamètre), échelle intermédiaire (cellule de 1 m de diamètre) et grande échelle (installation carrée de 2,2 m de coté). La comparaison entre ces trois échelles a montré que le débit d'infiltration mesuré par les essais à l'échelle du laboratoire était plus élevé, mais restait dans le même ordre de grandeur, que dans le cas des essais à l'échelle intermédiaire et à grande échelle (Figure V-1).

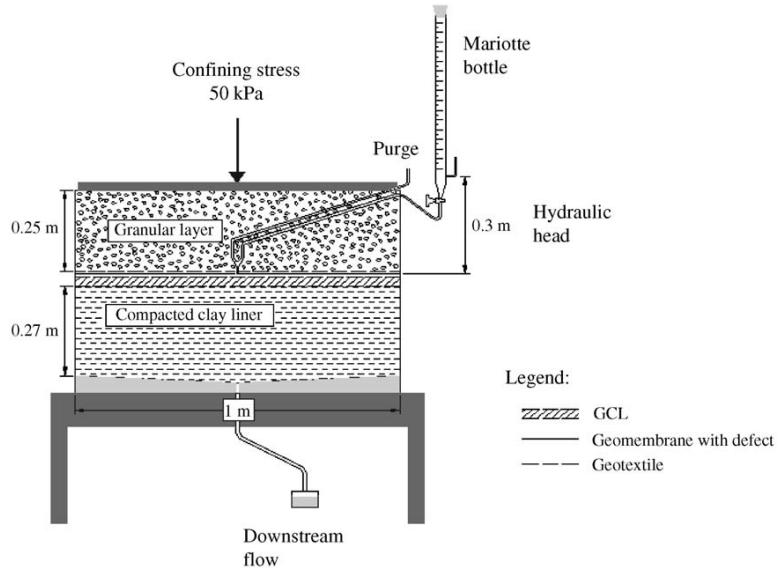

Figure V-1 : Schéma du pilote à l'échelle intermédiaire (Barroso et al., 2006)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

En plus de l'utilisation des essais à l'échelle du pilote pour tester la performance hydrique des GSB, ce type d'essai est utilisé afin d'examiner les méthodes de remédiations des sédiments et des eaux pollués par les PCB. En effet, certains éléments critiques du processus de dépollution des sédiments peuvent être analysés de manière plus réaliste pendant un essai à l'échelle pilote que dans un banc d'essai à petite échelle (USEPA, 1994). Par exemple, Tang et Myers (2002) et Myers et Horden (2003) ont réalisé des essais de remédiation des sédiments pollués par les PCB à l'échelle du laboratoire et du pilote (Figure V-2). Les essais à l'échelle du laboratoire ont montré une réduction de 40 % de teneur en PCB totale, ainsi que les essais à l'échelle du pilote ont montré une réduction de 70 % de la teneur en PCB total. Cette réduction en PCB résulte de la combinaison de trois processus ; la photolyse, la volatilisation et la biodégradation.

Figure V-2 : Essai à l'échelle du pilote (Myers et Horden, 2003)

Dans d'autres études, une comparaison entre scénarii de stockage des déchets est réalisée à l'échelle semi industrielle Lornage (2006). Quatre pilotes à l'échelle semi industrielle étaient réalisés pour comparer le comportement des ordures ménagères suivant trois scénarii de traitement : le stockage conventionnel, le stockage en mode Bioréacteur et le prétraitement biologique avant enfouissement. Ces différents pilotes ont permis le suivi des émissions gazeuses et lixiviats des différents déchets stockés (Figure V-3).

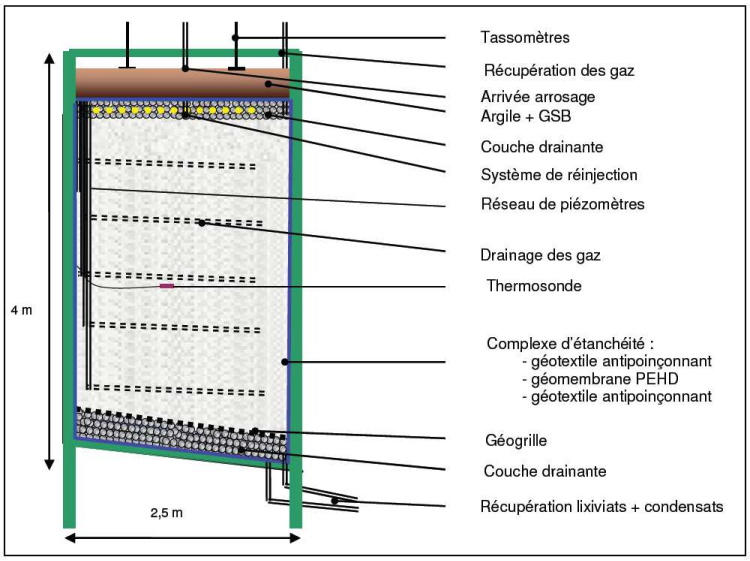

Figure V-3 : Schéma du casier expérimental de stockage (Lornage, 2006)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Kastanek et al. (1995) ont examiné la remédiation des eaux souterraines en utilisant des bentonites et d'autres matériaux à l'échelle du laboratoire et à l'échelle du pilote. Les essais batch à l'échelle du laboratoire ont montré la réduction de la teneur en PCB dans la solution utilisée de 80 %.

Ils ont noté une capacité de sorption importante des PCB par les bentonites. Ces différents résultats sont présentés sur la Figure V-4.

TABLE 7
Concentration of PCBs in Influent and Effluent from Decontamination Line

Date	*Influent*		*Effluent from 2nd sed. basin with bentonite*		*Effluent from filter with activated carbon*		*Time of contact with activated carbon (min)*
	D 103 (ng/l)	*D 106 (ng/l)*	*D 103 (ng/l)*	*D 106 (ng/l)*	*D 103 (ng/l)*	*D 106 (ng/l)*	
8·3	11 787	70	2893	10	—	—	—
17·3	4957	106	2051	71	—	—	—
27·4	11 337	62	5200	52	444	64	2·5
4·5[a]	3322	62	—	—	192	22	2·5
5·5[a]	3322	62	—	—	120	28	2·5
5·5	3322	43	1714	31	228	27	2·5
10·5	4200	45	950	49	—	—	—
11·5	5500	112	—	—	497	29	2·5
12·5	5500	112	—	—	476	33	2·5
13·5	5500	112	—	—	254	10	5
16·5	4800	87	—	—	249	44	5
18·5	3200	30	—	—	150	39	5
19·5	3200	—	—	—	42	0	5
30·5	3000	—	1120	20	—	—	—

[a] Time of sedimentation in basins with bentonite 12 h.

Figure V-4 : Résultats de l'essai à l'échelle du pilote (Kastanek et al., 1995)

L'avantage de l'échelle intermédiaire est la possibilité d'appliquer et de contrôler des conditions réelles présentes dans un centre de stockage, ce qui est difficile à l'échelle du laboratoire. Par exemple, la sollicitation hydrique est contrôlable à l'échelle du pilote ce qui n'est pas le cas dans les essais *in situ*. Les résultats des essais à l'échelle du pilote peuvent être utilisés pour estimer le comportement réel de la barrière d'étanchéité à grande échelle (Barroso et al., 2006). Dans cette étude, l'essai à l'échelle du pilote est réalisé afin de :

- étudier la performance hydrique d'un système de multicouches sous sollicitations hydriques et chimiques ;
- connaitre le comportement du sédiment dans un centre de stockage sous facteurs présents sur site réel.

La conception des pilotes est basée sur plusieurs critères, on peut citer la performance et la durabilité du pilote, l'exactitude et la continuité des mesures, la maitrise des conditions aux limites.

V.2 **Conception du pilote**

Le choix des dimensions des pilotes est important afin de garantir la représentativité des résultats. En effet, le volume élémentaire représentatif est lié à l'hétérogénéité et la granulométrie du sédiment. Dans notre cas, la quantité limitée de sédiments a posé un problème en vue du dimensionnement des pilotes. Dans les différentes études à l'échelle du pilote un volume de 1 m^3 était représentatif afin d'avoir des résultats comparables avec les essais à grande

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

échelle (Cartaud, 2004 ; Barroso, 2005 ; Barral, 2008) d'où le choix d'un pilote de 1 m^3 de dimension.

Le pilote est réalisé dans une cuve. Il existe deux choix de type de matériau constituant cette cuve :

- Le choix du métal comme matériau de la cuve parait intéressant. D'une part, les PCB sont sans action sur les métaux courants (INRS, 2007), d'autre part les métaux présentent une forte résistance à la rupture ce qui assure la stabilité et la durabilité du pilote au cours du temps. Cependant, il existe un risque de corrosion des cuves en métal en contact avec les sédiments.

- Les pilotes en PEHD peuvent être également choisis. Ces polymères présentent une résistance importante contre les agents chimiques.

Le choix s'est porté sur des casiers en inox afin d'éviter le risque d'adsorption des PCB sur les parois des cuves. En effet, les casiers en PEHD peuvent présenter un problème, Cseh et al. (1989) ont mis en évidence une forte interaction entre les PCB et la famille des polyéthylènes et les polypropylènes (Figure V-5), donc il y aura un risque que les PCB soient fortement adsorbés sur les parois du casier. Cette adsorption des PCB sur les parois du casier affectera les différentes analyses chimiques prévues sur les lixiviats récupérés.

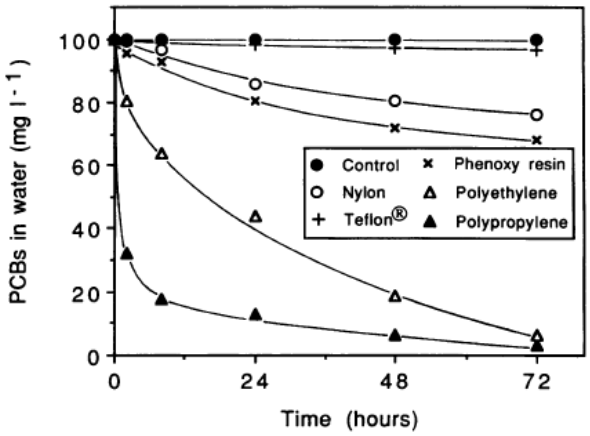

Figure V-5 : Adsorption des PCB au cours du temps par différents types de polymères (Cseh et al., 1989)

V.2.1Les concepts proposés par SITA FD

Le partenaire industriel du projet a proposé trois concepts pour les centres de stockage dédiés aux sédiments pollués par les PCB.

Ces différents concepts proposés sont basés sur les centres de stockage des déchets en phase d'exploitation en présence d'une barrière active la géomembrane, et d'un GSB dans deux concepts et sans GSB dans un troisième.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

1) *Concept A*

Dans ce premier concept, la hauteur du sédiment dans le centre de stockage varie entre 40 cm et 100 cm (Figure V-6). Dans ce cas une grande surface est indispensable afin de stocker les grandes quantités de sédiment. La phyto-remédiation couplée à la bio-remédiation seront plus efficaces, comme le volume de sédiment à remédier sous les plantes est faible. L'absence du géomatériau dans ce concept peut présenter un risque d'infiltration des polluants vers les sols environnants. En effet, les géomembranes généralement en PEHD sont imperméables à l'infiltration des lixiviats et l'infiltration des polluants sera juste due à un transfert diffusif très lent. Sur site, d'autres facteurs peuvent affecter la perméabilité de la géomembrane et même causer sa ruine. Parmi ces facteurs Needham et al. (2006) ont cité la qualité d'installation, les contraintes dues à la stabilité des pentes et le contact avec des lixiviats agressifs. Les endommagements majeurs dans la géomembrane sont générés lors de la phase de mise en œuvre. Les observations de Rollin et al. (2002) sur la réalisation des centres de stockage de déchets ont montré que la densité moyenne de trous détectés dans une géomembrane mise en œuvre est de 17,4 trous/hectare. Dans une autre étude relative à l'observation de 50 sites de stockage de déchets utilisant 102 hectares de géomembrane en Angleterre, Needham et al. (2004) ont trouvé que cette densité est de 14,3 trous/hectare.

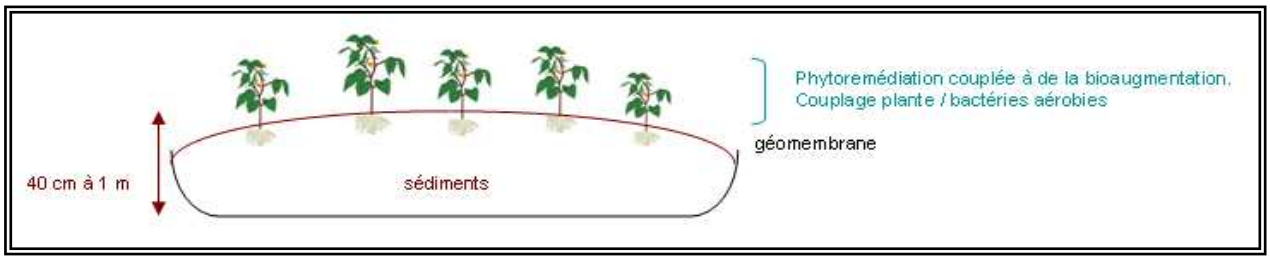

Figure V-6 : Concept A proposé par SITA FD

2) *Concept B*

Dans ce concept, la hauteur du sédiment dans le centre de stockage est de plusieurs mètres, avec une hauteur maximale de 10 m (Figure V-7). On peut remarquer dans ce modèle la présence du GSB sous la géomembrane, donc la présence d'une double protection. L'avantage dans ce concept est qu'il sera convenable pour stocker des grandes quantités de sédiments pollués en PCB. La teneur en eau élevée du sédiment lors de sa mise en œuvre et l'absence de la couche de couverture peuvent générer de charges hydrauliques importantes pouvant affecter la performance du GSB d'où la nécessité d'un système de drainage assurant une charge hydraulique inférieure à 30 cm, charge hydraulique maximale acceptée au-dessus des géomembranes dans la majorité des réglementations concernant les centres de stockages.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

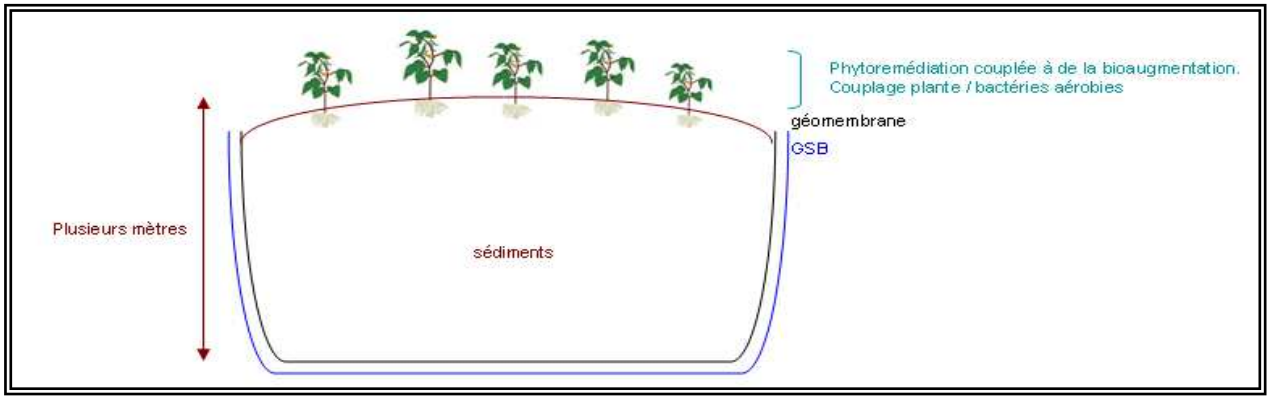

Figure V-7 : Concept B proposé par SITA FD

3) Concept C

Dans ce concept, les sédiments sont déshydratés dans des géotubes, puis stockés dans le centre de stockage avec une hauteur de plusieurs mètres. Dans ce concept on remarque la présence du GSB sous la géomembrane, donc une protection active et passive (Figure V-8). La déshydratation des sédiments avant stockage présente des avantages au niveau de la réduction du volume des sédiments à stocker et d'amélioration du comportement hydromécanique du sédiment. Suite à la déshydratation du sédiment, les tassements de consolidation primaire liés à l'évacuation de l'eau sont réduits ce qui améliore la stabilité du centre de stockage.

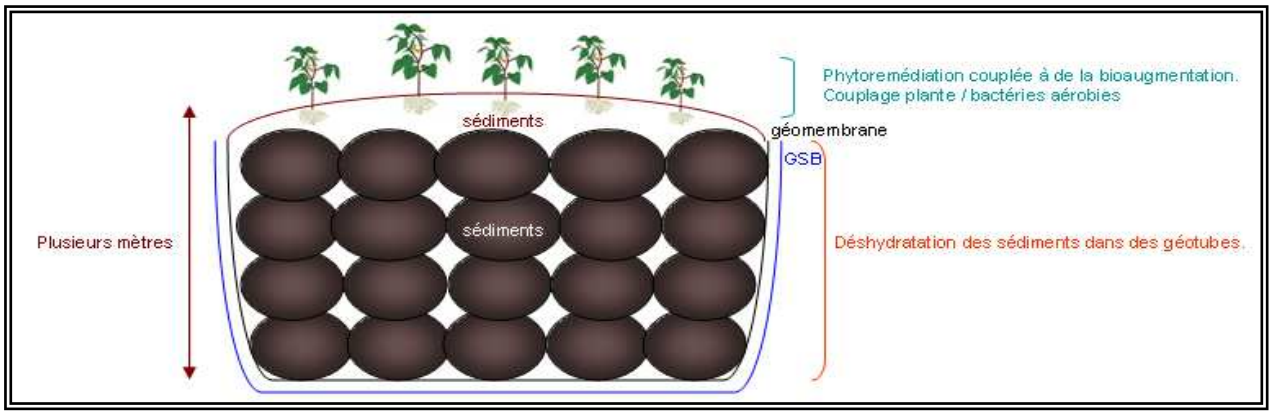

Figure V-8 : Concept C proposé par SITA FD

La solution de stockage peut être adopter pour la gestion des sédiments pollués par les PCB. Les différents modèles proposés par SITA FD paraissent les plus techniquement faisables pour confiner les sédiments pollués. Donc, le modèle du pilote doit être en relation avec les différents concepts proposés par SITA FD, et doit répondre aux questions de durabilité de confinement des sédiments à long terme.

V.2.2 Concept proposé et réalisé

Dans les différents concepts proposés, on remarque la présence d'une barrière d'étanchéité dans le fond du centre de stockage tandis que la barrière de couverture est absente. Le pilote a donc été conçu sans barrière de couverture.

Ce pilote est formé d'une couche de fond avec le GSB surmontée d'une couche de sédiments, sans couche de couverture. La couche est formée de (du fond vers le haut) (Figure V-9) :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- une couche de béton pour assurer une pente de 4 % ;
- une géomembrane pour assurer une étanchéité du fond (cette couche est couverte d'une fine couche de Téflon afin d'éviter l'adsorption des PCB sur sa surface) ;
- une couche drainante de 10 cm de silice inerte pour assurer le drainage ;
- un GSB (5 kg/m^2) sodique granulé aiguilleté ;
- une couche de drainage de 10 cm de silice inerte pour assurer le drainage et protéger le GSB ;
- un géotextile pour assurer la filtration et empêcher le passage de grandes particules vers le GSB ;
- une couche de sédiment de 35 cm d'épaisseur (la quantité de sédiment restante).

La barrière d'étanchéité est inclinée de 4 % afin de permettre l'écoulement des lixiviats vers les vannes. L'étanchéité latérale est assurée par des couches de bentonite imperméable.

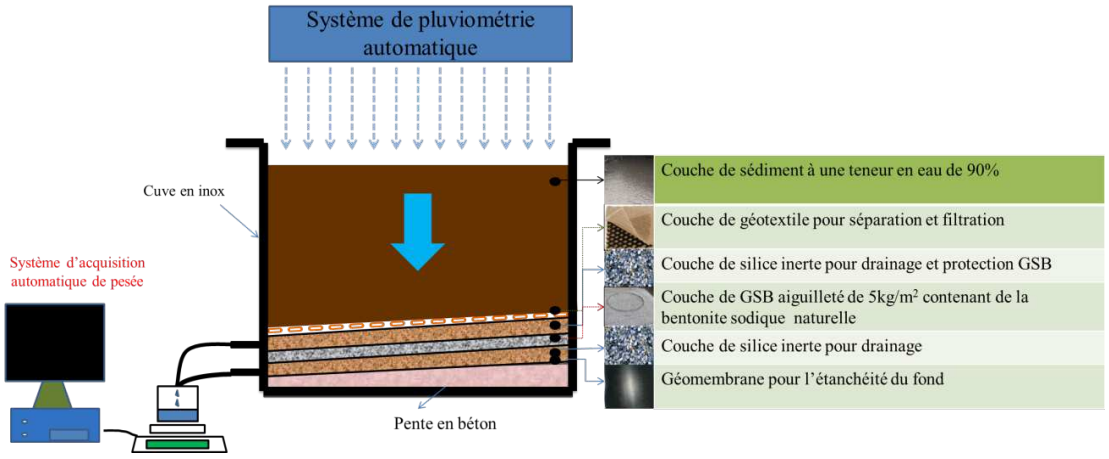

Figure V-9 : Concept du pilote.

Au niveau de la valeur de la teneur en eau de la mise en œuvre du sédiment il y a deux choix :

- L'utilisation de la teneur en eau Proctor à laquelle les caractéristiques hydromécaniques optimales du sédiment sont obtenues. Dans ce cas les sédiments seront stockés sous forme de 4 couches de 7,5 cm chacune et compactés uniformément à l'aide d'une dame.
- Une siccité variant entre 40 et 60 %, cet intervalle est proposé par SITA FD pour le stockage des sédiments pollués. Le choix de cette teneur en eau est lié à des raisons techniques et économiques. Le séchage du sédiment à une faible teneur en eau est techniquement difficile et couteux. En plus, pour faciliter la mise en place du sédiment il est préférable qu'il soit malléable. Dans ce cas le sédiment sera à l'état plastique ou liquide, donc sans compactage possible.

À la teneur en eau Proctor la siccité vaut 77 %. Par séchage à l'air libre, ce qui peut être le cas *in situ*, il sera plus évident d'atteindre une siccité entre 40 et 60 % que d'atteindre une siccité de

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

77 %. En outre à une teneur en eau supérieure à 60 %, le sédiment est malléable donc son stockage est plus facile.

Un autre facteur intervient dans le choix de la teneur en eau du stockage du sédiment dans le pilote, c'est la limite de liquidité du sédiment. Le choix de la teneur en eau de stockage du sédiment doit être proche de cette limite car plus on dépasse cette limite plus le sédiment est liquide, ce qui rend sa mise en œuvre dans le pilote difficile. La limite de liquidité du sédiment est de W_L=86 % soit S=53,4 %. On a choisi de stocker le sédiment à une teneur en eau moyenne de 90 % qui équivaut à une siccité de 52 %.

Dans ce pilote le sédiment sera exposé à l'air libre. Il y a risque de fuite des PCB dans l'air. La volatilisation des PCB est directement corrélée avec la perte d'eau par évaporation (Scrudato et al., 1999*)*. Avec les faibles concentrations en PCB mesurées dans le sédiment (1,9 mg/kg) la volatilisation des PCB restent limitées à de très faibles quantités ne présentant pas un vrai danger pour l'environnement. On aurait pu proposer d'autres pilotes si la quantité de sédiment était suffisante en se basant sur le pilote A. Ceci est possible en variant la composition de la barrière du fond et la teneur en eau de stockage du sédiment.

- Pilote A1 : Dans ce pilote, on propose un couplage entre le confinement du sédiment à l'aide des GSB et la phytorémédiation.

- Pilote A2 : Dans ce pilote, on propose de remplacer le GSB sodique utilisé au fond de la barrière d'étanchéité par un autre type de GSB (GSB avec bentonite calcique, GSB avec bentonite activée,…).

- Pilote A3 : Dans ce pilote, on propose de stocker le sédiment sous les caractéristiques Proctor.

Le pilote A1 sert à mettre en évidence la phytorémédiation des sédiments confinés pollués par les PCB au cours du temps.

Cependant, le but des pilotes A2 et A3 est de choisir la méthode de stockage la plus optimisée en fonction du comportement hydromécanique du sédiment et du type de la barrière d'étanchéité au fond du centre de stockage.

Pour des études plus réalistes un autre pilote peut être proposé dans lequel une barrière active et passive peuvent être utilisées. Ceci correspond aux concepts réels proposés par SITA FD.

V.3 **Conception du pilote et mise en place**

Le casier du pilote choisi est en acier inoxydable, de dimension 1 x1 x 1,2 m^3 (longueur x largeur x hauteur) (Figure V-10). Il est équipé de deux vannes (vanne A, vanne B) placées au milieu du casier et à une hauteur de 180 mm et de 60 mm respectivement. Le casier métallique est placé sur des parpaings.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

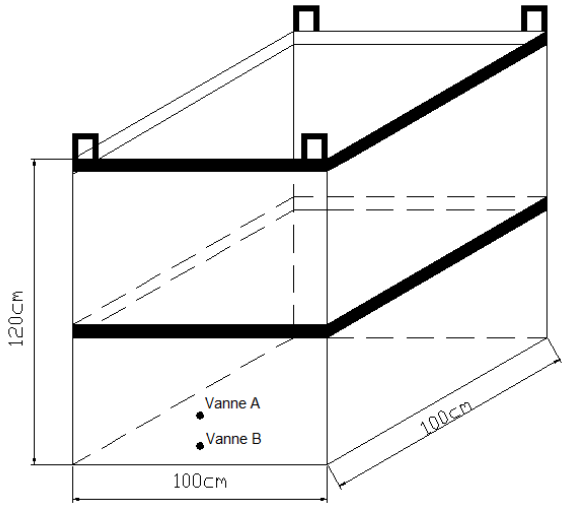

Figure V-10 : Les dimensions du pilote

La première couche, au fond du casier est une couche de béton autoplaçant. Elle est mise en place afin de créer une pente de 4 % pour faciliter l'évacuation des lixiviats vers les deux vannes de collecte. On a renforcé cette couche par du ferraillage pour qu'elle puisse soutenir le poids des couches supérieures.

Lors de la mise en place, la pente a été créée en plaçant une cale de 4 cm sur le côté bas du pilote. Le béton est laissé pendant 72 heures avant l'application de la deuxième couche pour qu'il ait une résistance à la compression importante (Figure V-11).

Figure V-11 : Placement de la couche du béton armé

La seconde couche placée au-dessus de la couche du béton armée est une géomembrane. Le but de cette couche est d'assurer une étanchéité du fond du pilote. Afin de créer une étanchéité latérale une fine couche de bentonite est placée sur les bords de la géomembrane. Etant donné que les PCB et d'autres polluants sont adsorbés par les matériaux plastiques, la géomembrane est couverte par une fine couche de Téflon (Figure V-12 ; Figure V-5).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure V-12 : La géomembrane au fond du pilote, avec étanchéité latérale assurée par la bentonite

Ensuite, une couche de papier aluminium est placée au-dessus de la géomembrane. Le rôle du papier aluminium est d'éviter l'abrasion de la fine couche de Téflon suite à son contact direct avec la couche drainante.

La couche drainante placée au-dessus du papier aluminium est formée de graviers siliceux 14/22 inerts et bien lavés avant la mise en place (Figure V-13). L'épaisseur de la couche drainante est de 10 cm.

Figure V-13 : La couche d'aluminium avec la couche drainante de graviers inerts

Pour éviter le colmatage de la vanne A, on a placé un géotextile drainant entre la couche drainante et la vanne d'évacuation des lixiviats (Figure V-14).

Figure V-14 : Géotextile de filtration pour éviter le colmatage de la vanne

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le géosynthétique bentonitique (BE7) est placé directement au-dessus de la couche drainante. Afin d'assurer une étanchéité latérale, on a encore placé une couche de la bentonite sodique sur les bords du GSB. La bentonite utilisée est la même que celle présente dans le GSB.

Les différentes propriétés du GSB sont présentées dans le Tableau V-1 :

GSB	
Type du GSB	aiguilleté
Masse surfacique (kg/m^2)	5
Type de la bentonite	Sodique (BE7)
Teneur en eau initiale ω (%)	11
IG (mL/2g)	30
Perméabilité (m/s)	10^{-10} et 10^{-12}

Tableau V-1 : Propriétés du GSB utilisé

Une deuxième couche drainante de graviers de 10 cm d'épaisseur est placée au-dessus du GSB. Cette dernière est recouverte d'un géotextile de filtration testé contre le colmatage en laboratoire. Le rôle de la couche de géotextile sert à éviter le contact direct entre le sédiment et les graviers et par suite le colmatage de la couche drainante (Figure V-15).

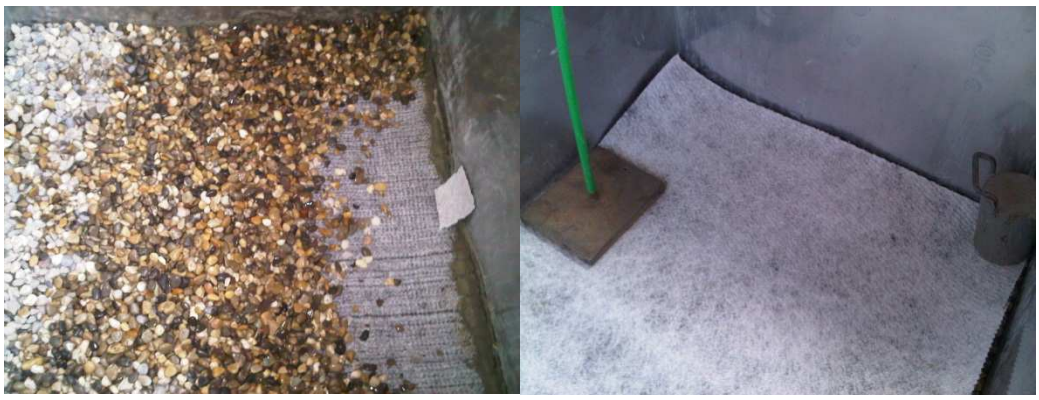

Figure V-15 : Couche drainante et au-dessus le géotextile de filtration

En dernier lieu, on vient ajouter les sédiments dragués depuis le lac du Bourget. La siccité de mise en œuvre ciblée était d'environ 50 %. Le sédiment était conservé dans plusieurs fûts à des teneurs en eau différentes. D'où, une nécessité d'homogénéisation du mélange de sédiments avant la mise en place dans le pilote.

L'homogénéisation et la préparation manuelle d'une telle quantité de sédiment n'est pas facile (Figure V-16). Après plusieurs jours de préparation on a obtenu une siccité de 52 %, la siccité de mise en place.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure V-16 : Préparation du sédiment avant sa mise en place

Enfin, pour la mise en place d'une couche de sédiment le protocole suivant est utilisé (Figure V-17) :

- mélange des sédiments à l'aide d'une pelle, puis placement des sédiments dans des bacs (Figure V-17 (1)) ;
- pesée des bacs puis introduction du sédiment dans le pilote (Figure V-17(2 ; 3)) ;
- répartition des sédiments sur la surface du pilote (Figure V-17(4)) ;
- après introduction de 105 kg de sédiments correspondant à une couche, on applique des chocs sur la surface du sédiment à l'aide d'une dame pour le mettre en place et obtenir une épaisseur homogène (Figure V-17(5)).

Le sédiment est placé en 5 couches d'une épaisseur moyenne de 7 cm pour une épaisseur finale de sédiment de 34,8 cm.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

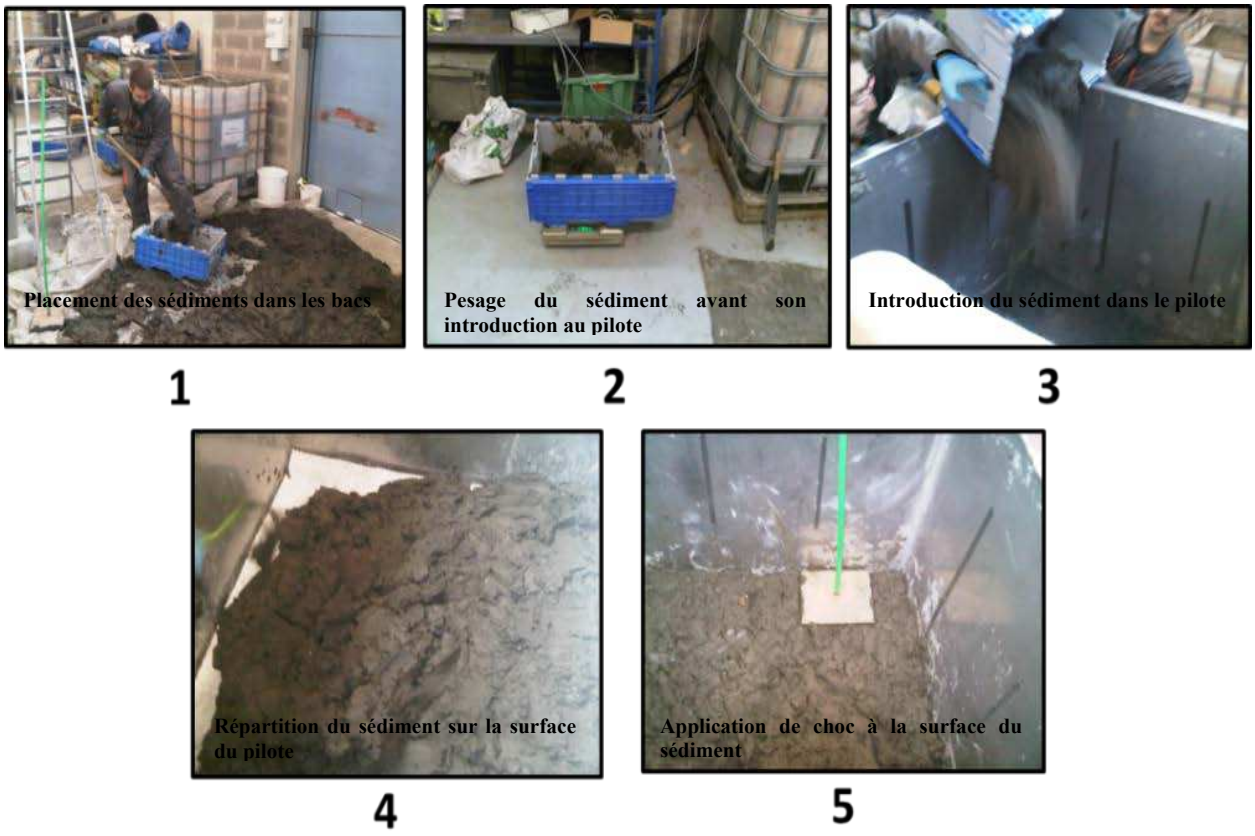

Figure V-17 : Protocole de mise en place du sédiment dans le pilote

Les différentes caractéristiques du sédiment après la mise en œuvre dans le pilote sont présentées dans le tableau suivant (Tableau V-2) :

Caractéristiques du sédiment	
Epaisseur du sédiment (m)	0,348
Volume total du sédiment (m^3)	0,368
Masse du sédiment (kg)	529,6
Masse volumique (kg/m^3)	1439,1
Masse volumique apparent sec (kg/m^3)	757,4
Teneur en eau de mise en œuvre (%)	90
Siccité (%)	52
Degré de saturation (%)	99,2

Tableau V-2 : Propriétés du sédiment dans le pilote

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.4 **Sollicitations appliquées et mesures effectuées**

Dans le centre de stockage *in situ* le comportement du sédiment dépend principalement de deux sollicitations : hydraulique (la pluie) et mécanique (le poids propre du sédiment).

L'application d'une charge sur la surface du sédiment pour simuler son poids n'était pas possible comme il se trouvait à l'état liquide comme sa teneur en eau est supérieure à sa limite de liquidité W_L. La sollicitation hydrique (précipitation) sera donc la seule et la principale sollicitation appliquée. Le choix de cette sollicitation est basé sur des données réelles récupérées de l'OTHU de Lyon (Observatoire de Terrains en Hydrologie Urbaine) pour l'année 2010 sur l'INSA de Lyon (Figure V-18).

D'après ce graphe, la précipitation mensuelle moyenne est de 60 mm (60 L/m^2). A l'aide de ces données de pluies réelles, des cycles d'arrosage-séchage sont appliqués à la surface du sédiment. Un système d'arrosage automatique était conçu pour assurer une répartition uniforme de l'eau d'arrosage et pour contrôler le débit de la pluie (Figure V-19). Ce système d'arrosage est alimenté par un réservoir contenant de l'eau de pluie. Il sera équipé d'une minuterie afin de programmer l'arrosage automatique du pilote, une pompe pour amener l'eau vers les brumisateurs, un régulateur de pression et de débit et un compteur pour contrôler la quantité d'eau introduite dans le pilote.

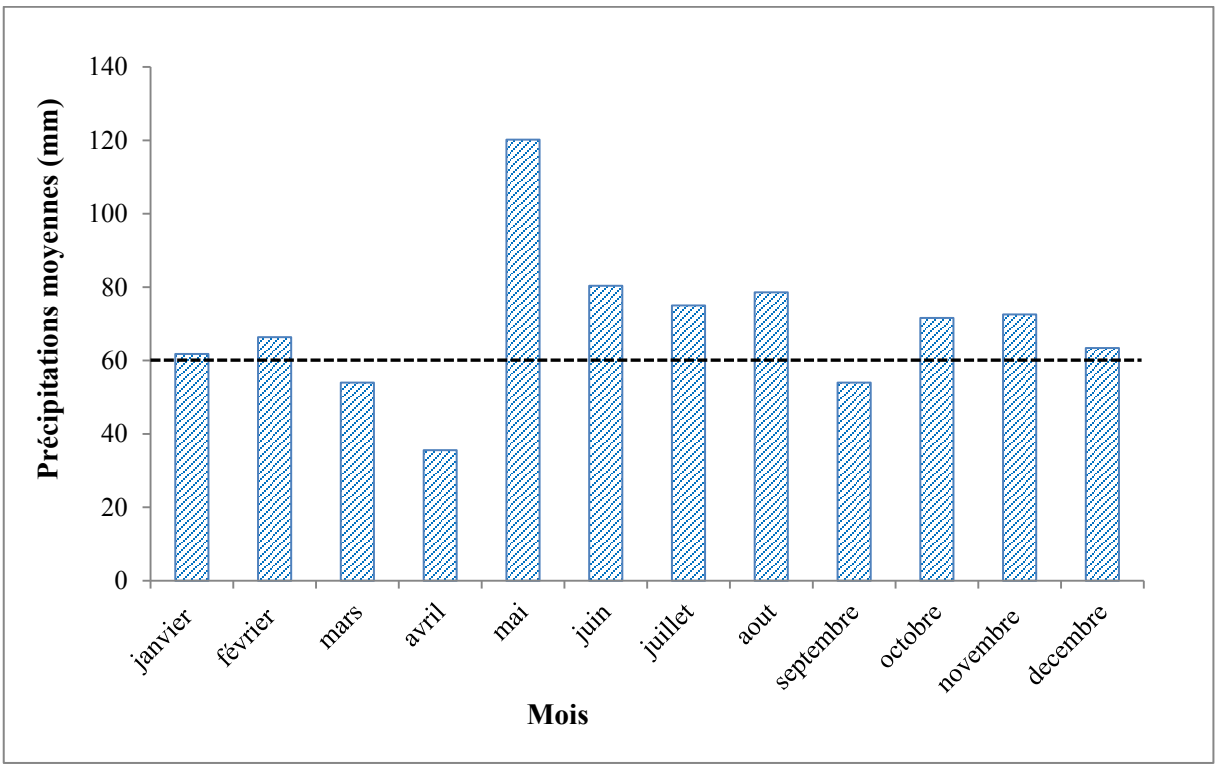

Figure V-18 : Précipitations moyennes à Lyon en 2010 (OTHU)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

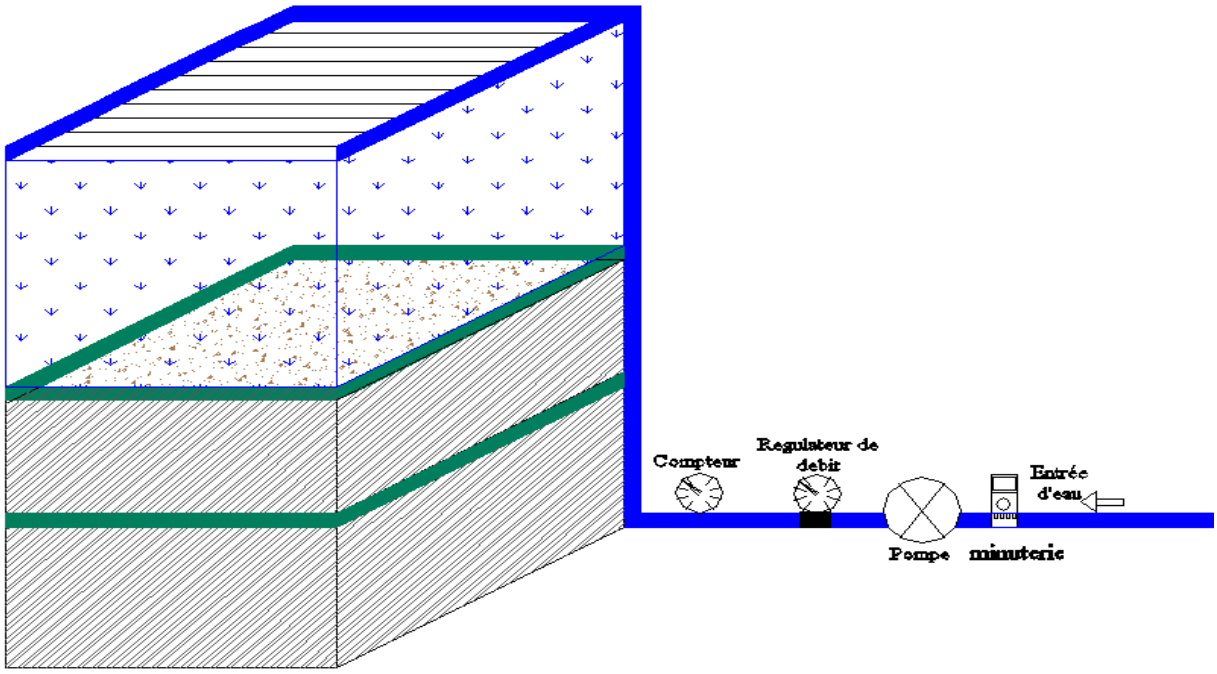

Figure V-19 : Le système d'arrosage du pilote

Afin d'arroser uniformément la surface du pilote des brumisateurs sont utilisés. Le nombre de brumisateurs à utiliser et leur répartition dépendent de la surface d'arrosage de chaque brumisateur. Celle-ci dépend de l'angle du cône couvert par le brumisateur et la hauteur de ce dernier par rapport à la surface d'arrosage (Figure V-20). Il faut noter que la surface réelle couverte par les buses d'arrosage est inférieure de l'ordre de 10 % environ de la surface théorique calculée.

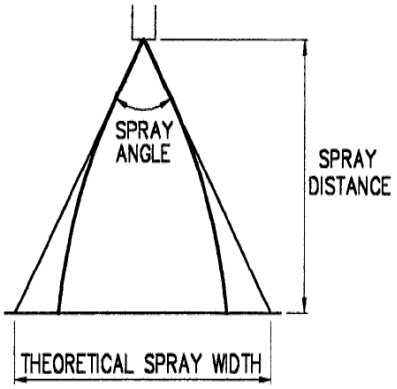

Figure V-20 : Surface théorique couverte par une buse de pulvérisation

Afin de connaître le nombre de brumisateurs à utiliser pour couvrir la surface totale du pilote, la surface d'arrosage d'un brumisateur est examinée à l'aide d'un essai au laboratoire. Dans cet essai, un seul brumisateur est utilisé. Après avoir fait le choix de la hauteur H séparant le brumisateur de la surface d'arrosage, l'arrosage est effectué et le diamètre D de la surface arrosée est mesuré. À la fin de cet essai le graphique suivant est tracé (Figure V-21).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

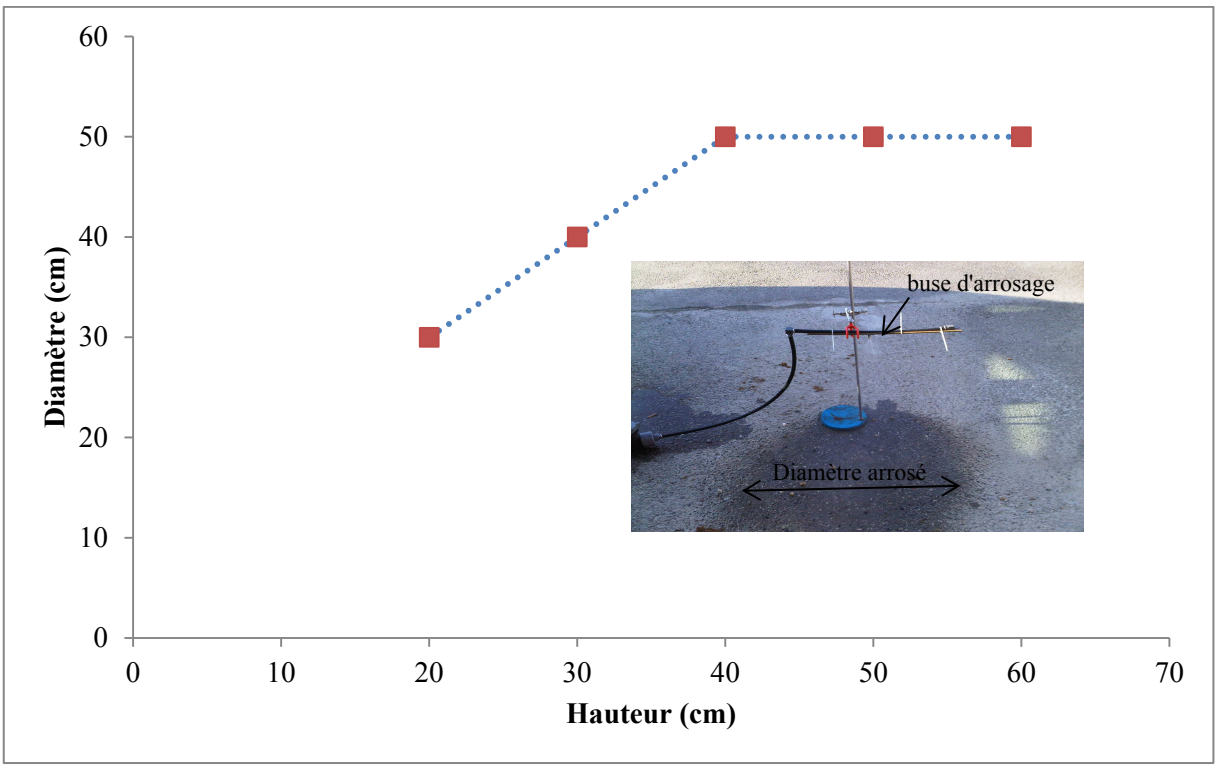

Figure V-21 : Diamètre de la surface arrosée en fonction de la hauteur du brumisateur

Dans ce graphique on remarque que pour des hauteurs comprises entre 20 et 40 cm la relation entre H et D est linéaire, et pour des hauteurs supérieures ou égales à 40 cm le diamètre D de la surface arrosée reste constant et égal à 50 cm. D'après les calculs, 9 brumisateurs étaient nécessaires. Ces derniers sont placés à une hauteur de 60 cm de la surface du sédiment.

V.4.1Suivi de l'état hydrique du sédiment

Dans cet essai, à l'échelle du pilote, les tassements des sédiments sont suivis à l'aide d'un capteur ultrason. Le niveau d'eau dans le sédiment est suivi grâce à un piézomètre. Un système d'acquisition automatique donne le poids des lixiviats récupérés. Ces différents lixiviats récupérés sont analysés chimiquement afin de déterminer leur composition.

Le suivi de l'état hydrique du sédiment au cours de l'essai à l'échelle du pilote est prévu à l'aide des sondes PR2. La sonde PR2 est un tube en polycarbonate de 25 mm de diamètre possédant des anneaux en acier, répartis le long du tube à différentes hauteurs, le dernier capteur étant à 1 mètre du haut de la sonde. La sonde PR2 mesure la teneur en eau d'un sol en évaluant ses propriétés diélectriques. Un signal est appliqué à partir des anneaux en acier, l'eau contenue dans le sol autour de l'anneau détermine la quantité du signal émis qui rayonne dans le sol et la quantité de signal qui sera réfléchie à l'interface entre la ligne de transmission, et l'anneau de mesure. La partie réfléchie du signal se combine avec le signal émis pour donner une onde entretenue le long de la ligne de transmission et l'amplitude de cette onde est directement fonction de la teneur en eau du sol. Lors de la prise de mesure la sonde est insérée dans un tube en époxy et fibre de verre appelé tube protecteur qui permet une meilleure diffusion des champs électromagnétiques. Les mesures sont faites en mV, données qu'il faut convertir en teneur en eau massique ou volumique.

Cinq tubes protecteurs étaient placés dans le sédiment (Figure V-22).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

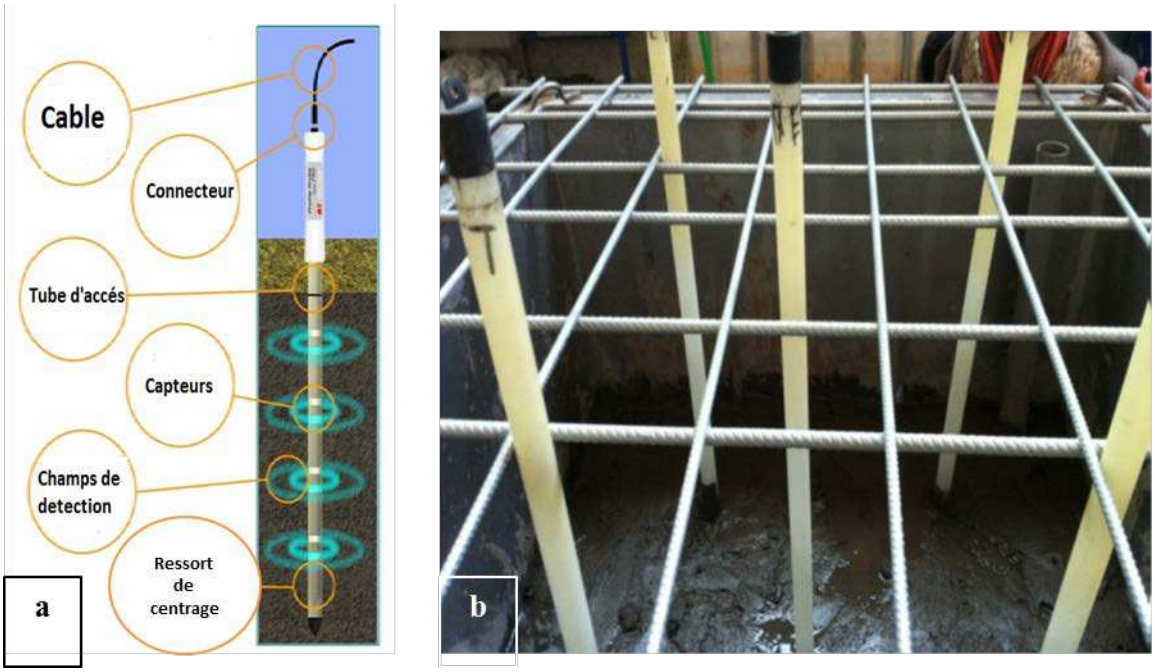

Figure V-22 : a) Sonde PR2
b) Tubes de mesure de la teneur en eau à l'aide de la sonde PR2 placés dans le sédiment

Les tubes utilisés sont en polyéthylène. Pour éviter l'adsorption des PCB sur leurs parois, ils sont couverts d'une fine couche de Téflon. Le principe de la mesure de la teneur en eau à l'aide de la sonde PR2 consiste à placer la sonde dans chaque tube protecteur et mesurer la permittivité du sol à l'aide d'un champ électromagnétique émis par la sonde dans le sol. Les premières mesures sont effectuées au niveau le plus bas, puis la sonde est montée de 2 cm dans le tube. A chaque niveau quatre mesures sont faites en effectuant une rotation de la sonde de 1/4 de tour dans le tube protecteur. Le nombre total de mesures est de 200 mesures par essai (4 mesures par niveaux × 10 niveaux × 5 zones de mesure). Les mesures sont données en volts, puis à l'aide de la formule de teneur en eau massique ; celle-ci est calculée.

La formule est déterminée à l'aide des paramètres relatifs à chaque type de sol fourni par le constructeur de l'appareil. Afin de comparer la formule théorique avec les mesures expérimentales, une formule expérimentale est déterminée. Un protocole expérimental fourni par le constructeur de l'appareil est utilisé. Ce protocole consiste à enfoncer le tube dans le moule Proctor rempli de sédiments, puis les sédiments sont tassés autour le tube protecteur afin d'éviter la formation de cavité d'air dont la présence peut causer d'importantes incertitudes sur les mesures. Ensuite, la sonde est insérée dans le tube protecteur et les mesures sont effectuées en partant d'un enfoncement maximal. Six mesures successives sont réalisées en effectuant une rotation de la sonde à l'intérieur du tube de 1/6 de tour.

Plusieurs mesures sont effectuées à différents niveaux de la hauteur de l'échantillon. Après les premières mesures au niveau le plus bas, la sonde est montée de 1 cm dans le tube puis 6 nouvelles mesures sont effectuées. Ainsi de suite, jusqu'à la sortie des anneaux de mesures en acier, de l'échantillon. A la fin de l'essai, une détermination de la teneur en eau aux micro-ondes est réalisée sur trois échantillons de sédiments afin de connaître la teneur en eau exacte de l'échantillon ayant servi aux mesures.

Afin de tracer la courbe expérimentale, dix échantillons de sédiments de teneur en eau différentes sont testés.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les formules théoriques et expérimentales ont permis de tracer les courbes d'étalonnage de la sonde PR2. Les deux courbes d'étalonnage déterminées sont présentées sur la Figure V-23. Les courbes théorique et expérimentale ont la même allure. Concernant ces deux courbes, on peut remarquer que la sensibilité sur les mesures augmente pour des teneurs en eau supérieures à 50 %.

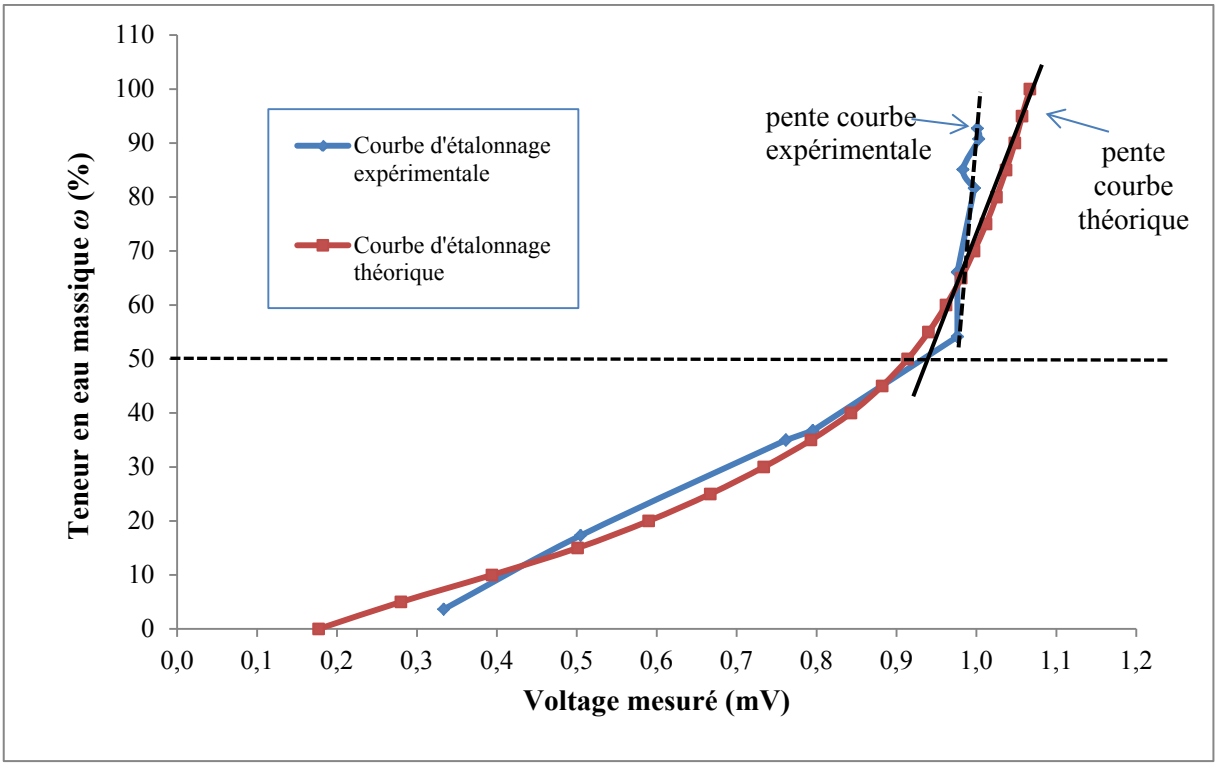

Figure V-23 : Comparaison entre courbe d'étalonnage théorique et expérimentale

Cette sensibilité est exprimée par la pente de la courbe d'étalonnage. Elle est plus importante dans le cas de la courbe d'étalonnage déterminée expérimentalement. Les remarques suivantes peuvent être formulées pour la courbe expérimentale :

- Pour des teneurs en eau inférieures à 50 %, la différence entre la courbe d'étalonnage expérimentale et la courbe d'étalonnage théorique est faible.

- Pour des teneurs en eau supérieures à 50 %, l'incertitude des mesures expérimentales croit. En effet, on peut remarquer qu'une faible variation du voltage mesurée entraîne une forte variation de la teneur en eau mesurée. En plus, pour chaque niveau de mesure le long de l'épaisseur du sédiment, on a effectué six mesures à l'aide de la sonde PR2 (1/6 tour pour chaque mesure). L'écart type entre les différentes mesures au même niveau, varie entre 0,58 et 9,42 mV équivalent à une variation d'environ 8 % au niveau de la teneur en eau massique.

Selon ces différentes remarques notées, la sonde PR2 est saturée pour des teneurs en eau du sédiment supérieures à 50 %, ce qui compromet l'étude de l'état hydrique du sédiment.

V.5 **Déroulement de l'essai**

L'essai sur pilote (Figure V-24) est réalisé suivant différentes phases permettant de simuler des conditions réelles imposées au sédiment et au GSB lors du stockage. Les phases sont les suivantes :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- Phase 1 : Le sédiment est placé dans le pilote à la teneur en eau de 90 %. La seule sollicitation existante est son poids propre. Elle correspond à la sollicitation de la phase d'exploitation du centre de stockage des sédiments. L'objectif de cette phase permet de suivre les tassements du sédiment sous son propre poids. Durant cette phase les deux vannes (A et B) sont fermées.

- Phase 2 : Dans cette phase, l'eau de pluie est appliquée sur la surface du sédiment avec la fermeture des deux vannes. L'objectif de cette phase est d'étudier les effets des cycles de mouillage et de séchage sur le comportement du sédiment dans le centre de stockage. Durant cette phase les deux vannes (A et B) sont fermées.

- Phase 3 : Dans cette phase, les deux vannes sont ouvertes et les différents lixiviats sont récupérés. L'objectif de cette phase est d'analyser la quantité et la qualité de ces lixiviats. Aucun arrosage n'est effectué durant cette phase.

- Phase 4 : Dans cette phase la vanne A est fermée et la vanne B est ouverte. Une pluie de 15 L est appliquée à la surface du sédiment. L'objectif de cette phase est d'étudier la perméabilité du GSB en interaction avec les sédiments pollués par les PCB.

Dans les deux premières phases, un des objectifs est la saturation du GSB non-préhydraté avec les premiers lixiviats percolés à travers les sédiments enrichis en polluants. Les conditions initiales de l'essai sont choisies de manière à être les plus néfastes que peut rencontrer un GSB *in situ* : contact direct avec le lixiviat agressif sous faible contrainte mécanique et forte contrainte hydrique.

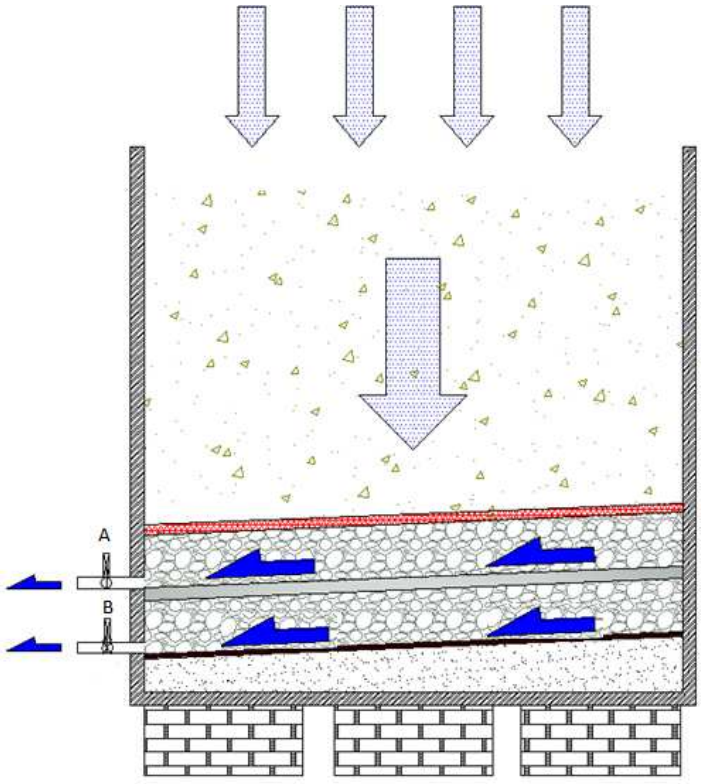

Figure V-24: Schémas de l'essai à l'échelle du pilote

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.6 **Résultats**

V.6.1 Phase 1

Durant la première phase (durée 36 jours), les sédiments n'ont subi aucun arrosage, cette phase correspond à la phase d'exploitation du centre de stockage des sédiments. Les mesures des tassements ont été réalisées sur 8 points de la surface du sédiment. Chaque mesure est réalisée à partir du capteur ultrason placé à une distance fixe de la surface du sédiment. Pendant cette période un tassement surfacique moyen de 2 cm est mesuré par suite l'épaisseur moyenne du sédiment devient égale à 32,8 cm (Figure V-25). Un autre phénomène est remarqué sur la surface du sédiment, le retrait. Le retrait est essentiellement dû à l'évaporation de l'eau du sédiment (Figure V-26).

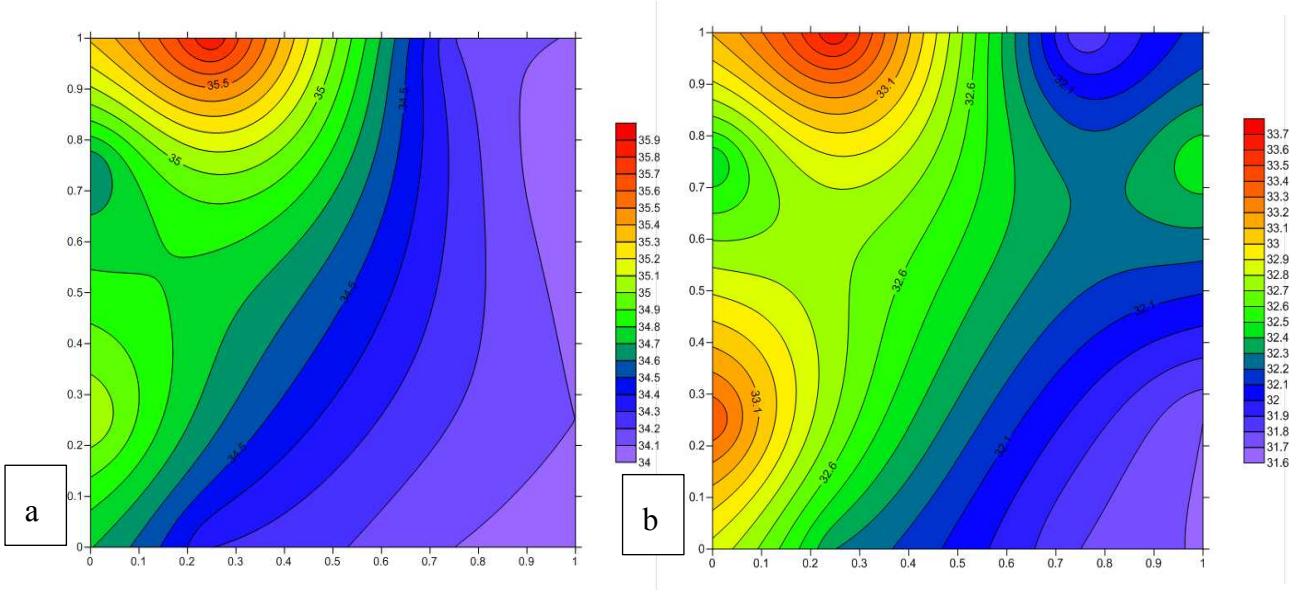

Figure V-25 : Comparaison des iso-courbes entre l'épaisseur du sédiment avant (a) et après (b) tassement et retrait du sédiment (fin de la phase 1)

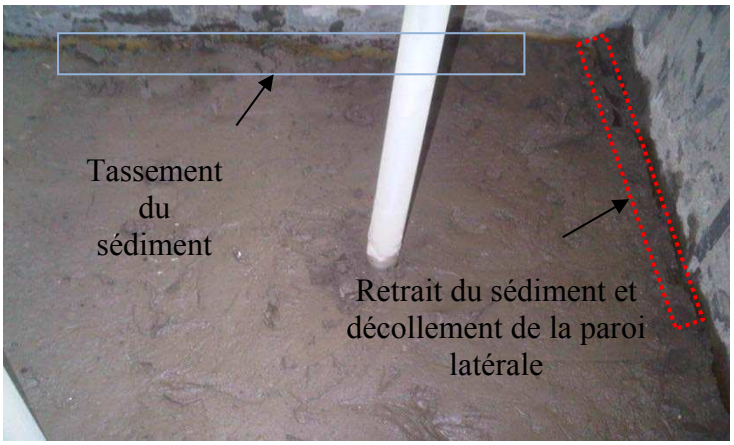

Figure V-26 Retrait du sédiment et traces laissées par le sédiment sur les parois de la cuve

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.6.2 Phase 2

Durant cette phase (61 jours) il était prévu d'arroser le sédiment de 120 L qui correspond à la précipitation moyenne du mois d'août et le mois de septembre. Finalement, le pilote était arrosé au total par 95 L d'eau de pluie. En effet, après chaque pluie une lame d'eau se forme à la surface du pilote. L'accumulation d'eau à la surface du pilote risquait d'inonder le pilote. par suite la disparition de la lame d'eau contrôlait l'application d'une nouvelle pluie se fait après disparition de la lame d'eau de la surface du pilote. D'où la réduction du volume d'eau d'arrosage du pilote.

Pour l'arrosage, trois types de pluies sont utilisés : des pluies faibles de 2,5 L, pluies moyennes de 5 L et des pluies fortes de 15 L. Le débit de ces pluies est de 5 L/min. Les premières pluies successives saturent le sédiment. Suite à ces premières pluies, une lame d'eau se forme sur la surface du sédiment. Cette lame d'eau disparaît par trois voies :

- majoritairement, par infiltration à travers le sédiment ;
- par l'évapotranspiration à la surface du sédiment ;
- par l'infiltration latérale de l'eau à travers l'espace créé suite au retrait du sédiment.

Suite à ces cycles de mouillage et séchage, les fissures apparaissent et se propagent sur la surface du sédiment (Figure V-27). Ces fissures restent superficielles. A la fin de cette période l'épaisseur du sédiment mesurée est de 33,2 cm.

Augmentation de la longueur de la fissure au cours du temps

Avant l'arrosage Après l'arrosage

Figure V-27 : Propagation de fissures superficielles à la surface du sédiment.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.6.3 Phase 3

Durant cette phase les deux vannes A et B sont ouvertes afin d'évacuer les différents lixiviats. La quantité totale de lixiviats récupérée de la vanne A (LVA au-dessus du GSB) est égale à 37,5 L et puis 3,5 L de lixiviats sont extraits de la vanne B (LVB au-dessous du GSB). La somme totale des lixiviats récupérés est égale à 41 L, 43,1 % du volume d'eau de pluie introduit aux sédiments. Donc 57 % du volume d'eau d'arrosage s'est évaporé ou est resté dans les sédiments. Une analyse chimique est conduite sur les lixiviats extraits (Tableau V-3). Les éléments recherchés lors de l'analyse sont les principaux polluants trouvés dans les sédiments du Lac du Bourget (Jung, 2009). Les principaux cations détectés dans le LVA sont les ions calcium, sodium et magnésium. Cependant, les principaux cations détectés dans le LVB sont le potassium et le sodium. Suite à un échange cationique au sein de la bentonite les cations divalents ont remplacé les cations potassium monovalents. Une petite quantité de sodium a pu remplacer le potassium suite à la faible valence de ces ions par rapport aux cations divalents.

	Echantillon		
Eléments	LD* (mg/L) **(limite de détection)*	**LVA (mg/L)**	**LVB (mg/L)**
Ba^{+}	0,001	0,043	0,024
Ca^{2+}	0,001	289	2,29
Cr^{3+}	0,002	<LD	0,009
Cu^{2+}	0,002	<LD	0,011
K^{+}	0,041	17	2180
Mg^{2+}	0,002	26,5	0,797
Na^{+}	0,008	723	578
Pb^{2+}	0,015	<LD	0,023
Zn^{2+}	0,001	0,005	0,003
N sous forme de NH_4^{+}	2,8	<LD	<LD
Cl^{-}	0,05	35,6	41
NO_3^{-}	0,1	<LD	<LD
SO_4^{2-}	0,1	1680	536
∑24PCB	0,000013	<LD	<LD

Tableau V-3 : Les constituants chimiques des lixiviats extraits du pilote

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La présence des cations, de cuivre, de chrome et de plomb dans le LVB avec leur absence dans le LVA est expliquée par la présence d'une partie soudée en dessous du GSB due à une erreur de construction par le fournisseur de la cuve. En effet, lors de la réception de la cuve on a remarqué qu'une des vannes était mal placée. Une nouvelle soudure était réalisée afin de placer la vanne suivant le plan du pilote. Les PCB ne sont pas détectés dans les lixiviats collectés. Suite à la récupération des lixiviats, l'épaisseur mesurée a diminué de 1,4 cm pour atteindre 31,8 cm. Durant cette période, la propagation des fissures a continué.

V.6.4 Phase 4

L'objectif principal de cette phase est de faire le bilan hydrique du système multicouche sédiment et GSB. Pour cela, un arrosage de 15L d'eau de pluie sur le sédiment est effectué tout en laissant la vanne B ouverte (Figure V-28).

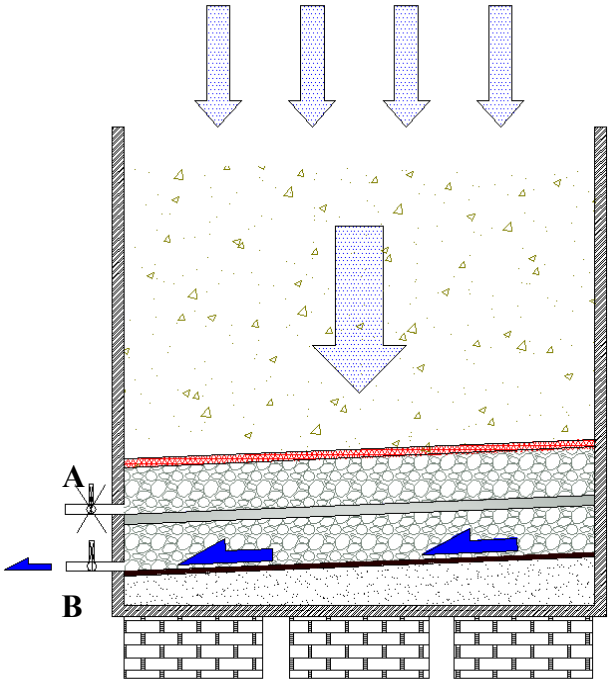

Figure V-28 : Bilan hydrique de la couche du sédiment et du GSB (vanne B ouverte et vanne A fermée)

Cet arrosage a créé une lame d'eau à la surface du sédiment aboutissant à l'augmentation de l'épaisseur mesurée de 1,6 cm. Pendant toute cette période les tassements et le niveau d'eau ont été suivis et un enregistrement en continu de la masse du lixiviat récupéré est mis en œuvre. Au cours du temps l'épaisseur du sédiment a diminué progressivement à cause d'une part de l'infiltration de l'eau dans le sédiment et à travers le GSB et d'autre part à cause de l'évaporation de l'eau. L'épaisseur du sédiment mesurée à la fin de cette phase est de 31,5 cm.

Le niveau d'eau dans le sédiment est suivi à l'aide d'un piézomètre placé le long de l'épaisseur du sédiment (Figure V-29). Pendant les premières 24h, une stabilité de la valeur du niveau d'eau est remarquée, cette période correspond à l'infiltration de l'eau à travers le sédiment sans arriver à la couche drainante. Après cette période, l'eau traverse le sédiment et une diminution progressive du niveau d'eau est observée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

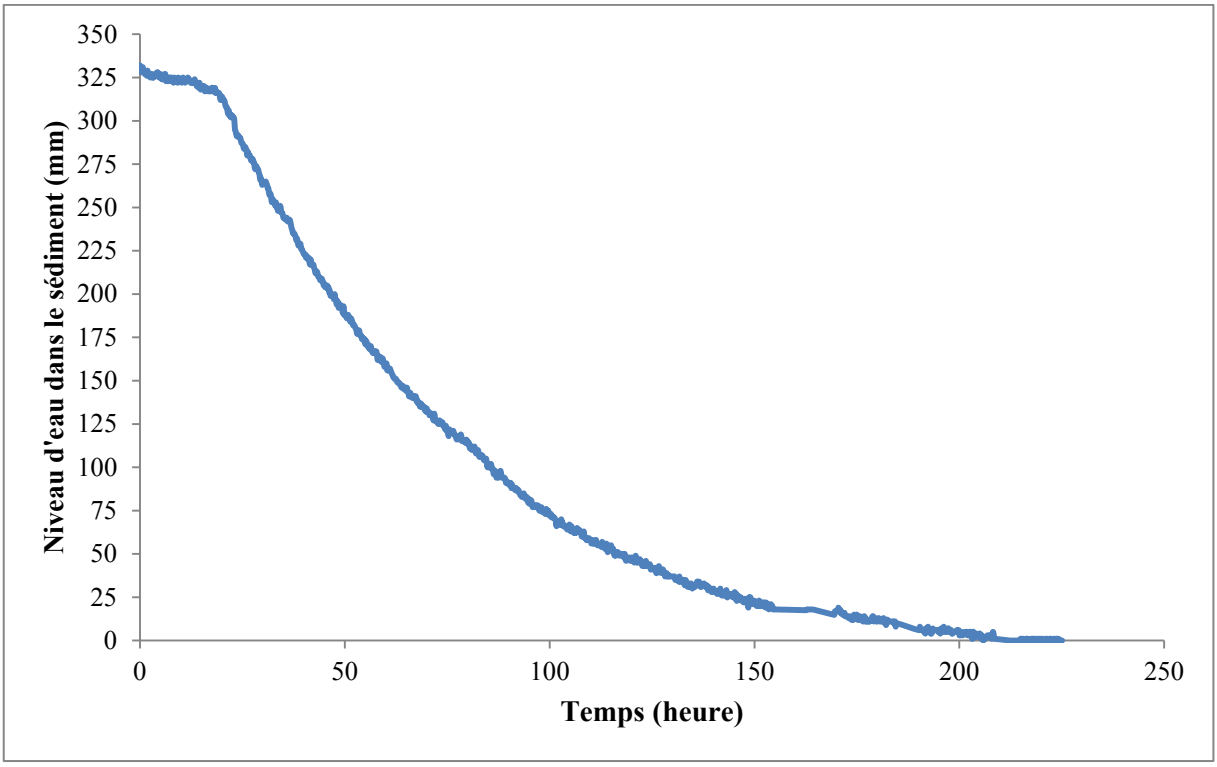

Figure V-29 : Evolution du niveau d'eau dans le sédiment

A partir de la 55ème heure, un volume d'eau de lixiviat est récupéré. Puis ce volume d'eau commence à s'accumuler suivant la diminution du niveau d'eau dans le sédiment. L'évolution de la masse de lixiviat récupéré au cours du temps est tracée sur la Figure V-30.

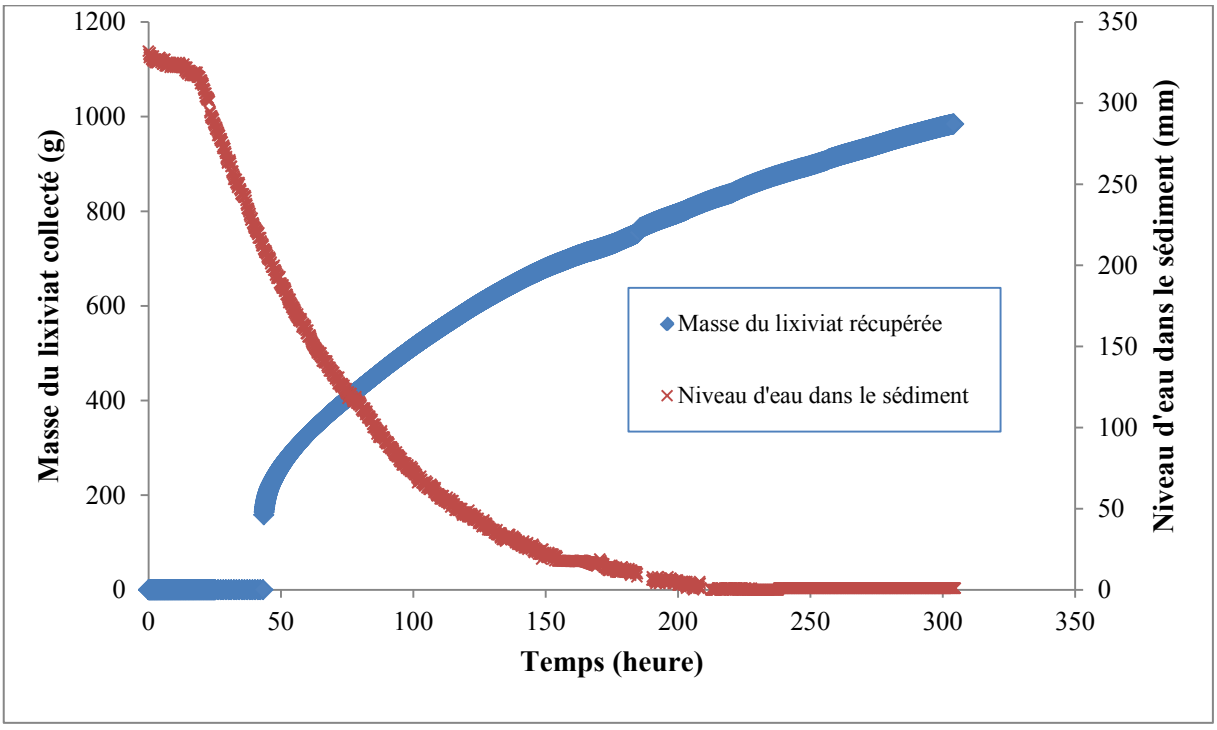

Figure V-30 : Evolution de la masse de lixiviat récupérée et le niveau d'eau dans le sédiment en fonction du temps

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

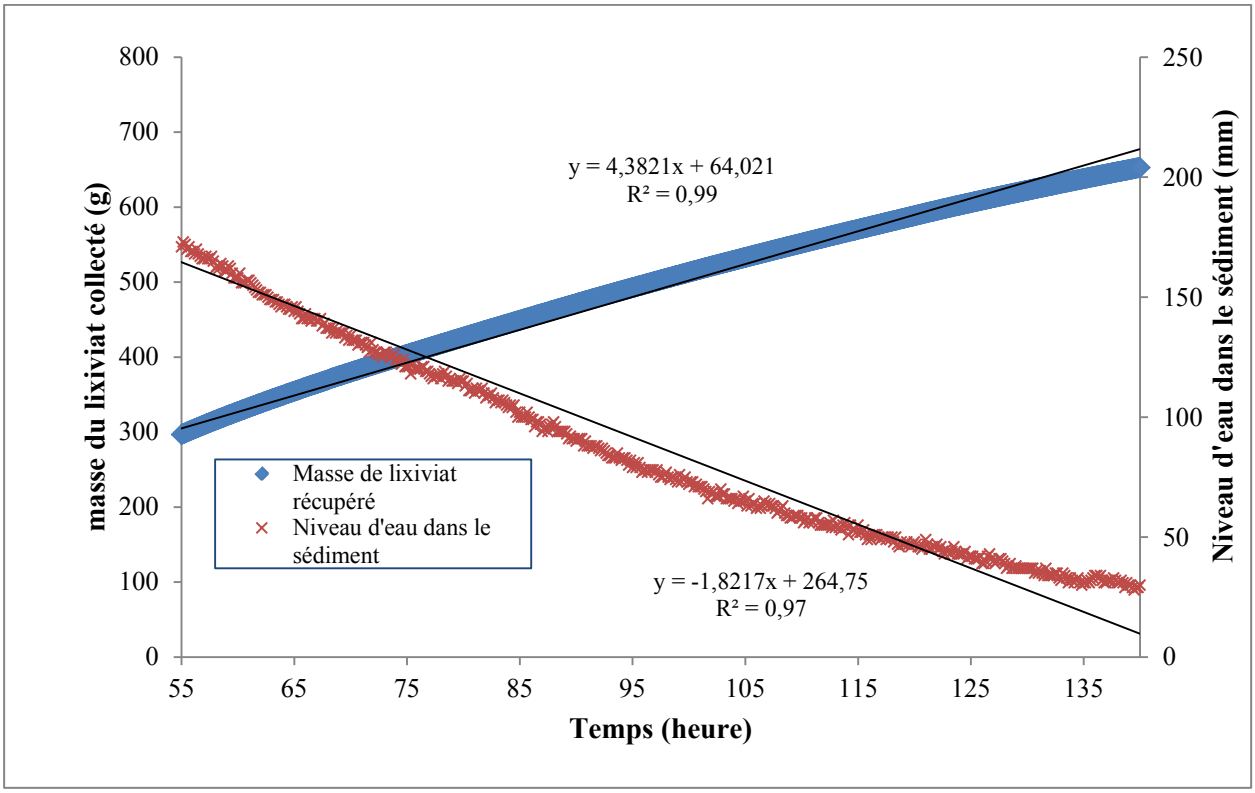

Figure V-31 : Représentation de la courbe de masse de lixiviat collecté et la courbe du niveau d'eau dans le sédiment

A l'aide des données précédentes, la variation du débit au cours du temps est calculée sur l'intervalle entre t=55 heures et t=140 heures (Figure V-31). Cet intervalle est choisi d'une part car la varaition de la masse du lixiviat récupéré et la variation du niveau d'eau dans le sédiment sont quasi-linéaires, d'autre part la perméabilité de Darcy calculée est constante (Tableau V-4). Shakelford (2000) considère que la stabilité de la perméabilité peut être considérer comme un critère d'arrêt de performance hydraulique des GSB. Pour cet intervalle le calcul de la perméabilité est établi. Pour calculer le gradient hydraulique on a décompésé l'intervalle [t=55 heures ; t=140 heures] en huit sous-intervalles. Dans chaque sous-intervalle on a calculé le gradient hydraulique moyen et on a considéré qu'il est constant pendant la durée du sous-intervalle (Chahal et al., 2012). Le gradient hydraulique dans un sous-intervalle est égal à la somme du niveau d'eau moyen dans cette periode plus 1'épaisseur de la couche drainante de 10 cm.

Intervalle	2	3	4	5	6	7	8	9
Temps (heure)	55-65	65-75	75-85	85-95	95-105	105-115	115-125	125-140
Gradient hydraulique	19,0	15,5	13,3	11,7	10,9	10,1	9,4	9,4
k (m/s)	$7{,}9.10^{-11}$	$8{,}5.10^{-11}$	$9{,}5.10^{-11}$	$1{,}0.10^{-10}$	$1{,}0.10^{-10}$	$1{,}0.10^{-10}$	$1{,}0.10^{-10}$	$8{,}2.10^{-11}$

Tableau V-4 : La perméabilité de Darcy calculée dans les différents sous intervalle

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La valeur moyenne du coefficient de perméabilité est égale à k=9,3.10^{-11} m/s. Cette valeur se situe entre les valeurs 2.10^{-12}m/s and 2.10^{-10}m/s proposées Petrov et al. (1997a) pour un GSB sodique.

Cette estimation de la valeur de la perméabilité confirme le résultat obtenu dans le laboratoire. La performance hydrique du GSB n'est donc pas affectée à court terme par la présence du sédiment pollué stocké. Cette valeur mesurée est acceptable pour l'utilisation d'un GSB au fond d'un centre de stockage dédié aux sédiments pollués par les PCB.

V.7 **Mesures après le démontage du pilote**

A la fin de l'essai à l'échelle intermédiaire, le pilote est démonté. Cet essai a montré que le comportement du sédiment dans le pilote diffère de son comportement durant les essais du laboratoire. Les fissures créées à la surface du sédiment ainsi que l'important retrait volumique impactent le comportement du sédiment dans le pilote.

L'état hydrique du sédiment à la fin de l'essai ainsi que la performance du GSB extrait du pilote sont testés par la suite au laboratoire.

V.7.1 Etat hydrique du sédiment

L'état hydrique final du sédiment est déterminé après démontage du pilote. Trois zones d'extraction sont choisies (zones A, B, C). Des carottes de sédiment sont extraites dans ces trois zones (Figure V-32). Le choix de ces trois zones dépendait de deux facteurs : l'absence de fissure et l'éloignement de l'emplacement des tubes protecteurs de la sonde PR2.

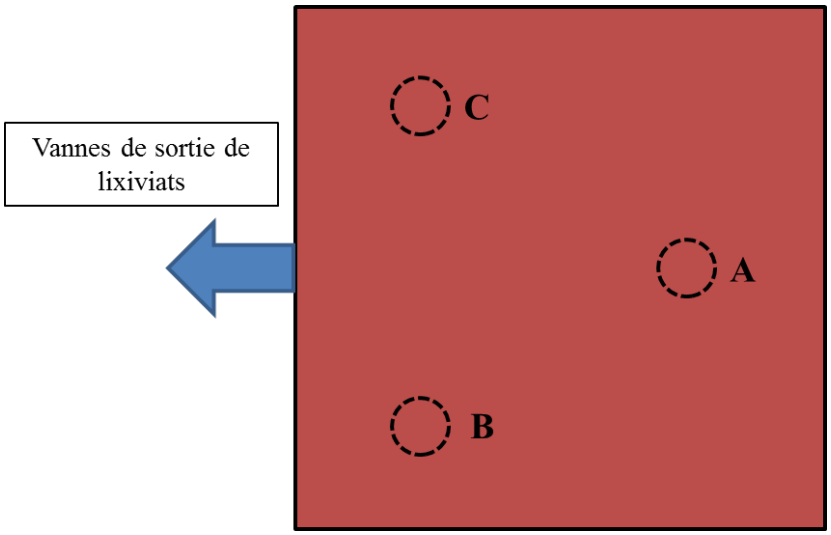

Figure V-32 : Emplacement des zones d'extraction du sédiment (vue de dessus)

La teneur en eau du sédiment stocké à différents niveaux est déterminée (Figure V-33). Dans ce graphe, le niveau 0 correspond à la surface du sédiment. Pour les zones A et B, une mesure de teneur en eau est effectuée chaque 5 cm de sédiment. La teneur en eau présentée correspond à la teneur en eau moyenne de la couche de 5 cm d'épaisseur. L'épaisseur du sédiment dans la zone C est plus importante que dans les autres zones. Pour prendre en compte cette différence, la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

première couche extraite de la zone C, correspond à une épaisseur de 7 cm et puis les autres couches ont une épaisseur de 5 cm.

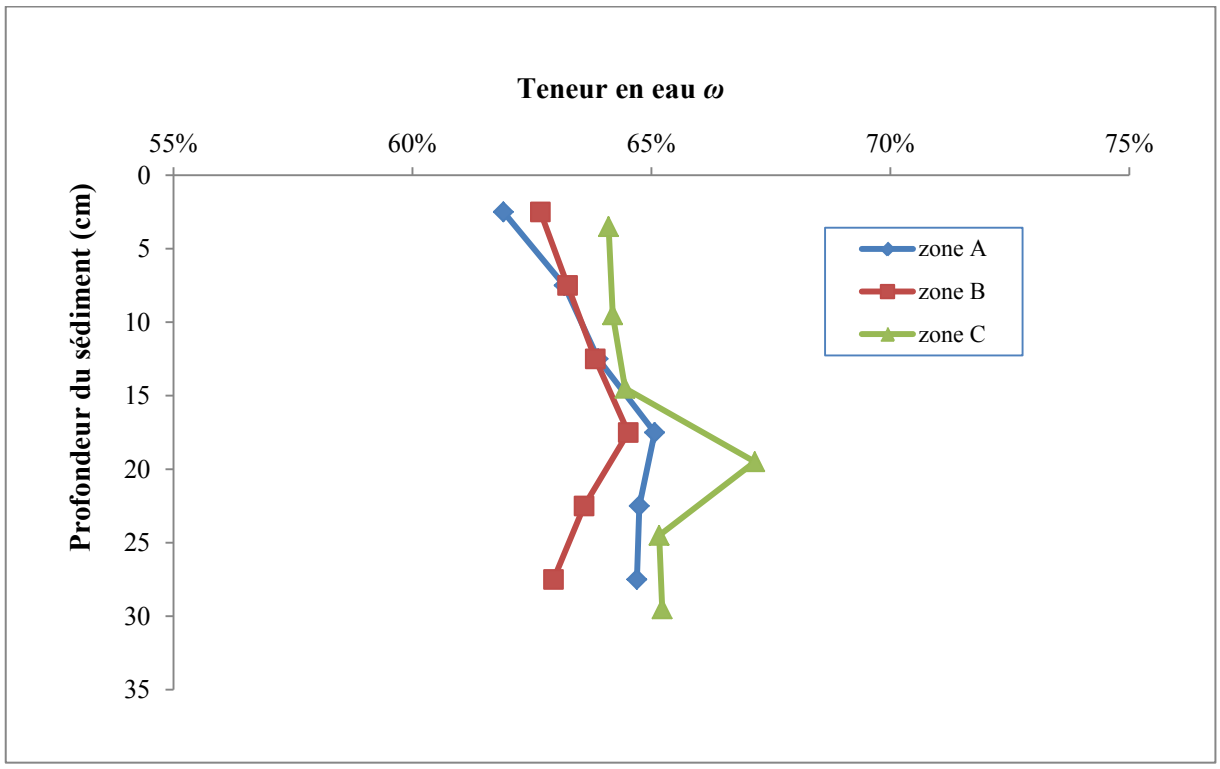

Figure V-33 : La teneur en eau à différents niveaux dans le sédiment

Les résultats montrent que la teneur en eau moyenne du sédiment est de 62 % et elle varie entre 0 % et 3 % sur un même niveau. Cependant, la teneur en eau varie entre 0 % et 5 % le long de l'épaisseur du sédiment sur les trois zones d'extraction. On peut remarquer que le profil hydrique des trois carottes est similaire. Pour la couche superficielle (entre 0 et 5 cm pour la zone A et B ; et entre 0 et 7 cm pour la zone C) la teneur en eau du sédiment varie entre 62 et 64 %. Puis la teneur en eau augmente dans les couches les plus profondes jusqu'à atteindre un maximum compris entre 64,5 et 67,2 % à la profondeur comprise entre 15 et 20 cm pour la zone A et B, et une profondeur comprise entre 17 et 22 cm pour la zone C. Ces teneurs en eau et leur variation peuvent être liées aux conditions d'évapotranspiration puisque les valeurs les plus faibles se situent proches de la surface. Après ce pic la teneur en eau pour les couches plus profondes diminue. Cette diminution peut être expliquée par le drainage d'eau à travers le fond du pilote. Le profil hydrique du sédiment montre que l'infiltration d'eau à travers le corps du sédiment est vérifiée.

V.7.2 Autopsie GSB

Le GSB testé à l'échelle du pilote est démonté (Figure V-34 a). Il a été en contact direct avec les sédiments pollués en PCB pendant 224 jours (environ 7,5 mois), la durée entre le début des mesures et le démontage du pilote. La teneur en eau, le gonflement et la capacité d'échange cationique sont déterminés afin d'examiner le comportement du GSB après cette phase de contact direct avec les sédiments pollués par les PCB.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

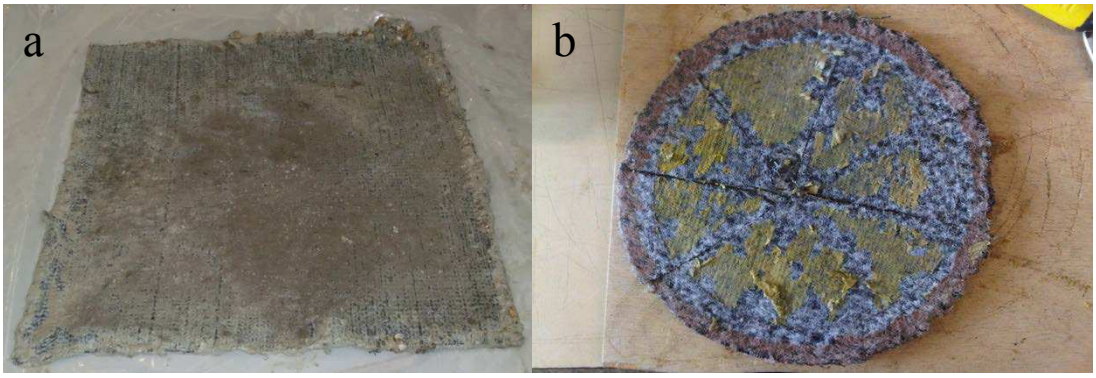

Figure V-34 : a) GSB testé par l'essai pilote
b) GSB testé en contact avec le SN à l'aide de l'œdoperméamètre

En comparant visuellement ce GSB avec celui issu de l'œdoperméamètre, on a remarqué l'absence de développement biologique à sa surface (Figure V-34 (a), (b)). Cette absence peut être liée aux conditions et à la durée de l'essai.

La teneur en eau moyenne de 5 échantillons de bentonite extraite du GSB mesurée au laboratoire est de 134 %. Le GSB est saturé sous faible contrainte (7 kPa) par le lixiviat des sédiments stockés. Les différents résultats sont comparés avec les résultats des mêmes tests réalisés sur des GSB extraits de la barrière de couverture des centres de stockage de déchets. Ce choix est d'une part lié à l'absence des études sur des GSB extraits de la barrière de fond de centre de stockage de déchets et d'autre part, aux conditions de ces essais similaires aux conditions du GSB utilisé à l'échelle du pilote.

V.7.3 Indice de gonflement

Dans la suite on a suivi les nomenclatures suivantes :

- la bentonite extraite du GSB testé dans l'essai pilote est appelée BE7P ;
- la bentonite extraite du GSB testé en contact avec le SN à l'aide de l'œdoperméamètre est appelée BE7O ;
- la bentonite extraite d'un GSB neuf est appelée BE7N ;

L'indice de gonflement de la bentonite BE7P avec de l'eau déminéralisée est déterminé et comparé à l'indice de gonflement de la bentonite BE7O qui était en contact avec le SN pendant environ 1 an et la bentonite BE7N (Figure V-35).

Les résultats montrent que même si l'IG de la BE7O est faiblement affecté par l'essai, sa valeur reste supérieure à la valeur de référence de 24 $cm^3/2g$ (Guyonnet et al., 2009). L'IG de la BE7P est affecté par l'interaction entre le lixiviat du sédiment et le géomatériau. La valeur de l'IG mesurée est de 13 $cm^3/2g$ et cette valeur est comparable avec l'IG des bentonites calciques. Ce faible IG mesuré peut être expliqué par l'échange cationique entre les cations bivalents présents dans le lixiviat du sédiment (LVA) et les cations Na^+ présents dans la bentonite sodique (Egloffstein, 2001 ; Jo et al., 2004). En effet, le résultat de la détermination de la teneur en carbonate montre que le sédiment stocké contient une quantité importante en calcium (36,5 %). Une partie de ce calcium s'est dissoute dans le lixiviat du sédiment d'où la forte concentration des ions Ca dans le lixiviat du sédiment (LVA).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le résultat déterminé est comparable avec les IG des bentonites sodiques des différents GSB extraits des barrières de couverture de centre de stockage (Meer et Benson, 2004 ; 2007 ; Benson et al., 2007 ; Pirrion et al., 2011 ; Barral et al., 2012). Dans ces différents résultats, les ions Ca ont remplacé les ions Na de la bentonite. Cette substitution a affecté le comportement du gonflement de la bentonite. Afin de quantifier les cations échangés, les cations présents dans la bentonite BE7 neuve et BE7P sont déterminés. Ces analyses sont réalisées par le laboratoire service central d'analyse du CNRS (Tableau V-5).

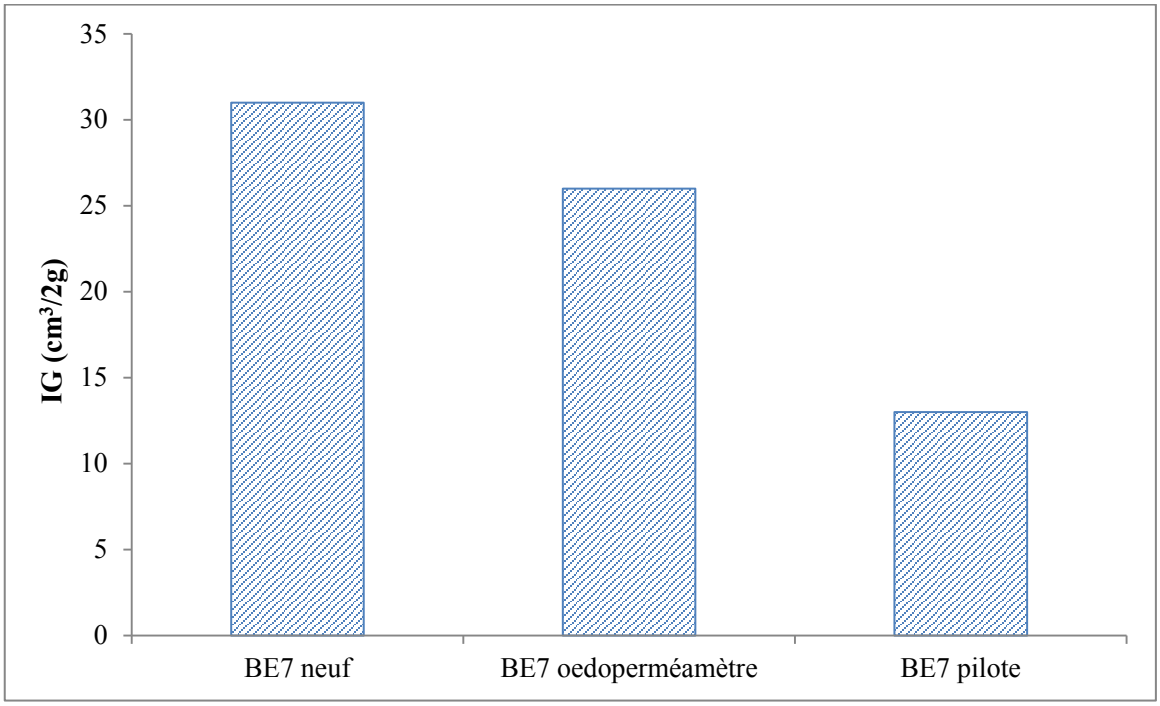

Figure V-35 : Indice de gonflement de la bentonite des essais avec de l'eau déminéralisée

	Teneur en cation (cmol/kg)			
Etude	Ca^{2+}	Na^{+}	Mg^{2+}	K^{+}
GSB Neufs				
BE7N	16,72	63,07	5,68	0,95
Benson et al. (2007)	2,20	55,20	4,25	0,25
Barral et al. (2008)	13,10	55,50	3,70	1,00
GSB prélevés				
BE7P (pilote)	42,66	23,50	5,35	0,95
Benson et al. (2007) (*in situ*)	21,30-26,40	1,70-1,90	7,35-14,05	0,75-1,65
Barral et al. (2012) (*in situ*)	25,90-41,90	0,90-2,30	2,40-8,30	0,90-2,30

Tableau V-5 : Teneur en cation de la bentonite extraite des GSB

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

La composition cationique de la bentonite sodique utilisée dans notre étude ressemble à celle d'autres bentonites sodiques mesurées dans la littérature avant et après essai. Ces analyses chimiques confirment l'échange cationique entre les ions Ca^{2+} et les ions Na^{+}. En comparaison avec les autres études on peut remarquer que la teneur en sodium dans la bentonite après essai reste importante (23,5 cmol/kg) tandis que dans les autres études cette teneur tend à s'annuler. Cette différence peut être expliquée par deux raisons :

1. Le temps des essais est différent. En effet, les essais de la littérature concernent des GSB utilisés dans la barrière de couverture de centre de stockage pendant 2 à 8 ans, tandis que le GSB est testé à l'échelle du pilote pendant 7,5 mois. Donc, le temps n'est pas suffisant pour un échange cationique total entre Ca^{2+} et Na^{+}.

2. L'abondance des ions Na^{+} dans le lixiviat du sédiment (LVA) peut empêcher ou réduire l'échange cationique entre les ions Ca^{2+} et Na^{+} (Benson et al., 2007). Si on compare la teneur en Na dans le LVA et dans le LVB (Tableau V-3) on remarque qu'une partie des Na^{+} est adsorbée par le GSB.

Il existe une relation entre la fraction molaire de sodium échangé et le gonflement de la bentonite. Cette relation était abordée dans les études de Meer et Benson (2007).

Meer et Benson (2007) ont comparé leurs résultats, à ceux obtenus dans deux autres études :

- L'étude de Meer et Benson (2004) où des GSB sodiques sont prélevés de la couverture de centre de stockage de déchets.

- L'étude de Jo et al. (2004) où le gonflement et la perméabilité des GSB sont testés avec des fluides de faible concentration en cations monovalents et bivalents (Figure V-36).

La fraction molaire de sodium échangeable de la BE7P est mesurée (0,235 ; Tableau V-5). Le résultat obtenu est corrélé aux résultats des études citées précédemment.

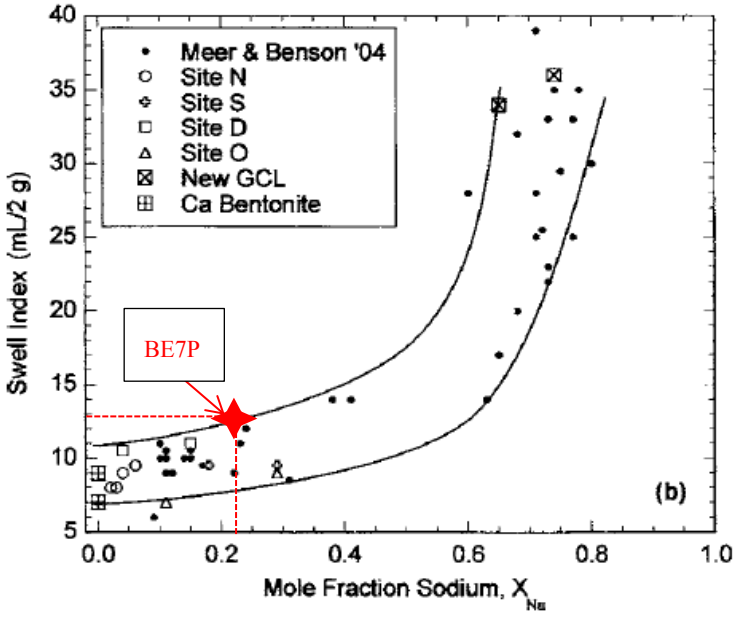

Figure V-36 : Relation entre l'indice de gonflement de la bentonite et la fraction molaire du sodium échangeable (Meer et Benson, 2007)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

V.7.4 Essai à l'œdoperméamètre

L'essai à l'échelle de l'œdoperméamètre est conduit afin de déterminer l'effet de l'échange cationique de la bentonite du GSB sur la performance hydrique du GSB. Le GSB prélevé est placé dans l'œdoperméamètre sous une contrainte mécanique de 160 kPa, simulant les contraintes rencontrées par le GSB suite au poids du sédiment. Le fluide de percolation utilisé est l'eau déminéralisée. Une charge hydraulique faible de 10 cm est utilisée au début de l'essai, puis cette charge est augmentée progressivement pour atteindre une valeur de 120 cm qui correspond à un gradient hydraulique de 137.

Cette charge hydraulique élevée est utilisée afin d'accélérer l'infiltration de l'eau déminéralisée. Il faut noter que la charge hydraulique maximale appliquée sur la barrière active de fond autorisée dans les différentes régularisations mondiales des centres de stockage est de 30 cm.

Cet essai a permis de tracer la variation de la conductivité hydraulique du GSB au cours du temps (Figure V-37). La courbe montre que la perméabilité du GSB se stabilise à une valeur de k=7,3.10^{-12} m/s. La valeur de perméabilité mesurée à l'échelle du pilote est différente de la valeur mesurée à l'échelle du laboratoire. Ce résultat est notamment lié au degré de confinement différent entre les deux essais. Ce résultat est comparé à l'essai conduit sur l'échelle du laboratoire sur le même type du GSB en contact avec le surnageant du sédiment (SN). On peut remarquer que la valeur de la perméabilité du GSB extrait du pilote (k=7,3.10^{-12} m/s) est supérieure à la valeur de la perméabilité du GSB testé avec du SN (k=2.10^{-12} m/s). Donc l'échange cationique au sein de la bentonite a affecté négativement la perméabilité du GSB et a augmenté la perméabilité du GSB d'un facteur de 3,65. Ces résultats sont en concordance avec les résultats d'Egloffestein (2001), qui a mis en évidence une augmentation de la perméabilité du GSB d'un facteur compris entre 3 et 5 après l'échange cationique. Cette augmentation n'est pas considérée inquiétante (Egloffestein, 2001). En effet, la valeur de la perméabilité mesurée reste toujours dans le même ordre de grandeur des bentonites sodiques. Donc d'un point de vue réglementaire, cette valeur de perméabilité est acceptable.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

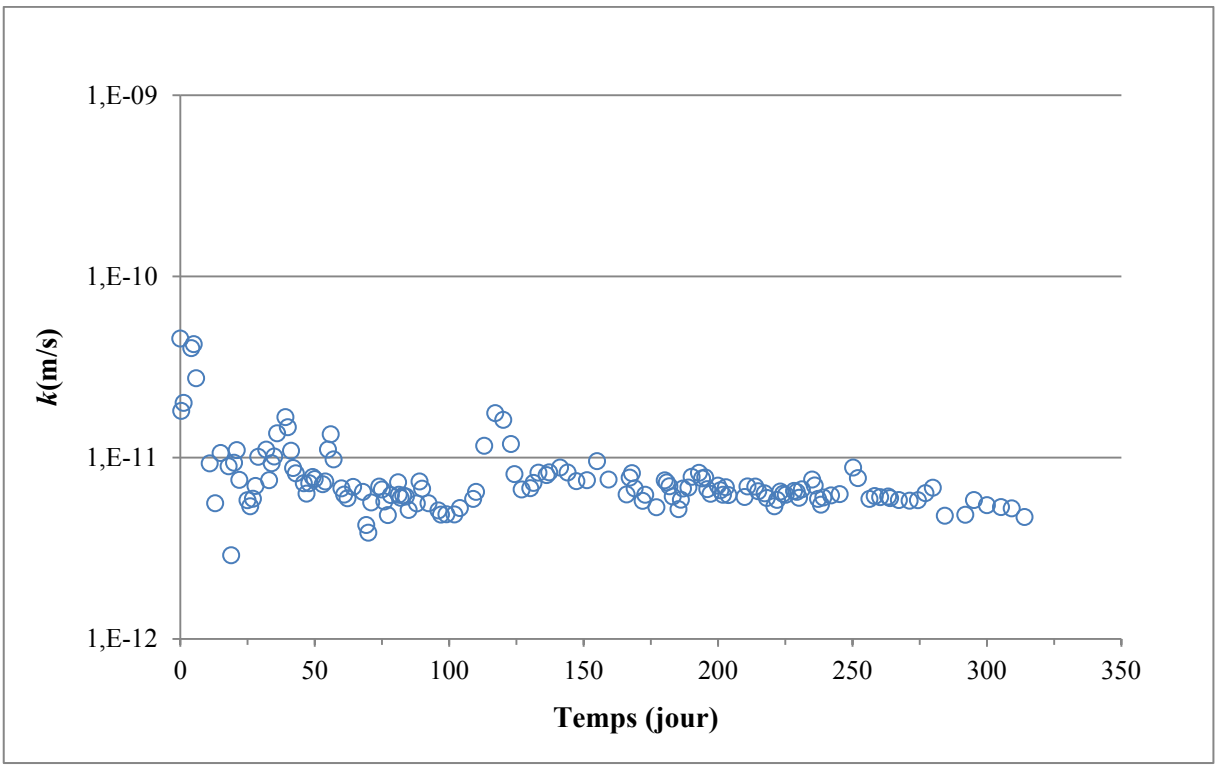

Figure V-37 : Variation du coefficient de perméabilité du sédiment en fonction du temps

V.8 **Conclusion**

Un essai à l'échelle du pilote a été réalisé. Une teneur en eau de stockage élevée est choisie. Les conditions d'humidification et de séchage appliquées sont proches de celles d'un site réel. On observe un retrait important accompagné d'une propagation de fissures sur la surface du sédiment. Ces phénomènes modifient le comportement du sédiment dans le pilote et affectent le bilan hydrique.

Cet essai montre que l'unique caractérisation du sédiment à l'échelle du laboratoire n'est pas suffisante et l'étude à l'échelle du pilote est indispensable. La diminution observée de l'épaisseur du sédiment durant les différentes phases de l'essai est importante (10 %). Elle est majoritairement liée au phénomène de retrait due à la perte d'eau du sédiment. Les tassements dus au poids du sédiment sont négligeables comme le volume de sédiment stocké n'est pas important. On a remarqué qu'après chaque cycle de mouillage et de séchage, l'épaisseur du sédiment diminue. Après 100 jours d'infiltration d'eau de pluie à travers le sédiment, les analyses chimiques ont montré que le lixiviat récupéré ne contient pas de PCB. Les performances hydriques du GSB ne sont donc pas affectées par le contact avec les sédiments pollués par les PCB. Ce résultat valide les autres résultats obtenus par les expérimentations à l'échelle du laboratoire.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre VI : Etude numérique du comportement hydrique du sédiment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Afin d'éviter une éventuelle confusion avec la nomenclature des chapitres précédents une nouvelle nomenclature présentée pour ce chapitre

Notation

$\vec{a}$	vecteur
$\frac{\partial \cdot}{\partial \cdot}$	dérivée partielle
$\mathrm{div}(\cdot)$	divergence d'un champ du tenseur de second ordre ou du vecteur
$F(\cdot,\cdot)$	opérateur utilisé dans méthode d'Euler explicite
$\overrightarrow{\mathrm{grad}(\cdot)}$	gradient d'un champ du potentiel
$\mathbf{N}(\cdot,\cdot)$	loi probabiliste normale

Symboles latins

a	coefficient empirique de la courbe de rétention (Richards, 1931; Wind, 1972; Garder, 1958; Jury, 1982; Fredlund et al., 1994) [-]
b	coefficient empirique de la courbe de rétention (Richards, 1931; Wind, 1972; Garder, 1958; William Jury, 1982; Fredlund et al., 1994) [-]
c	coefficient empirique de la courbe de rétention (Fredlund et al., 1994) [-]
e	indice des vides [-]
g	accélération de la pesanteur [LT^{-2}]
h	énergie potentielle [L]
h_a	énergie potentielle équivalente à la pression d'entrée d'air $\left(h_a = s_a / (\rho_{\mathrm{eau}} g)\right)$ [L]
H	charge hydraulique [L]
H_p	charge de pression équivalente à la succion $\left(h = s / (\rho_{eau} g)\right)$ [L]
H_g	charge gravitaire [L]
k	perméabilité [LT^{-1}]
K_s	perméabilité correspondante à l'état saturé $(S_r = 100\%)$ [LT^{-1}]
m	coefficient empirique du modèle de van Genuchten (1980) [-]
m_i, n_i	coefficient empirique du modèle de van Genuchten correspondant au constituant i [-]
M_{solide}	masse de la partie solide [M]
n	coefficient empirique du modèle de van Genuchten (1980) [-]
N	nombre de volumes élémentaires représentatifs [-]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

P_{atm} pression atmosphérique [$ML^{-1}T^{-2}$]

P_{eau} pression d'eau [$ML^{-1}T^{-2}$]

$\vec{q}$ flux d'eau traversant l'échantillon [LT^{-1}]

$q_{j,j+1}$ flux d'eau sortant du volume élémentaire représentatif j vers le volume élémentaire représentatif $j+1$ [LT^{-1}]

Q débit [L^3T^{-1}]

s matrice de succion [$ML^{-1}T^{-2}$]

s_a pression d'entrée d'air [$ML^{-1}T^{-2}$]

S_e taux de saturation équivalent en eau, varie de 0 % à 100 % $\left(S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)$ [-]

S_r degré de saturation en eau $\left(S_r = V_{\text{eau}} / V_{\text{vides}} \right)$ [-]

$S_{r-initial}$ degré de saturation en eau initial [-]

S_{r-max} degré de saturation en eau maximal [-]

S_{r-min} degré de saturation en eau minimal [-]

V_{solide} volume de solide dans l'échantillon [L^3]

V_{total} volume total de l'échantillon [L^3]

V_{vides} volume de vides dans l'échantillon [L^3]

V_{eau} volume d'eau dans l'échantillon [L^3]

w_i pondérations relatives volumiques à des constituants

Y vecteur contenant des variables internes

Y^{κ} vecteur contenant des variables internes à l'incrément κ

z charge gravitationnelle [L]

z_j charge gravitationnelle du volume élémentaire représentatif j [L]

Lettres grecques

α , α_i coefficient empirique du modèle de van Genuchten (1980) [-]

β coefficient empirique du modèle de Davidson et al. (1969) [-]

Δt pas de temps [T]

ΔV variation du volume d'eau de l'échantillon [L^3]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$\Delta V_{entrant}$	variation du volume d'eau entrant à l'échantillon [L^3]
$\Delta V_{sortant}$	variation du volume d'eau sortant de l'échantillon [L^3]
ΔV_j^{κ}	variation du volume d'eau du volume élémentaire représentatif j à l'incrément κ [L^3]
κ	incrément de calcul [-]
λ	coefficient empirique du modèle de Brooks et Corey (1964) [-]
μ	moyenne de la loi probabiliste normale
ρ_{eau}	masse volumique de l'eau [ML^{-3}]
θ	teneur en eau volumique [-]
θ_r	teneur en eau volumique résiduelle [-]
θ_s	teneur en eau volumique saturée [-]
σ	écart-type de la loi probabiliste normale

Abréviation

VER	volume élémentaire représentatif

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

VI.1 Introduction et objectif

Les résultats expérimentaux des chapitres précédents ont montré que le confinement des sédiments pollués avec usage des géomatériaux, est une solution efficace afin d'empêcher la diffusion des PCB vers les milieux environnants. La solution de stockage sera adaptée incluant des solutions de remédiation. C'est pour cela, les concepts de stockage proposés par le partenaire industriel du projet sont sans barrière de couverture. L'absence d'une barrière de couverture, entraîne l'apport d'eau considérable aux sédiments stockés, provenant de la pluie. En plus, le sédiment sera soumis à des cycles de mouillage/séchage en fonction des conditions météorologiques entraînant des cycles de saturation et désaturation du sédiment. Ces différents phénomènes entraînent la percolation des lixiviats à travers les sédiments et par suite favorisent le transport advectif des polluants à travers le corps du sédiment. Le transport advectif des polluants organiques est possible par le biais de transport de petites particules sur lesquelles les PCB sont attachés.

Le comportement hydrique du sédiment dans l'installation de stockage est important et doit être déterminé et étudié. Dans ce chapitre, un modèle hydrique 1 D est proposé par Than (2013) est utilisé afin de simuler la phase de saturation du sédiment stocké.

VI.2 Etude bibliographique

Dans cette partie, une étude bibliographique sur le comportement hydrique des sols non saturés est présentée. D'abord, la méthode du volume élémentaire représentatif est illustrée afin d'exhiber le chargement hydrique sur un échantillon poreux. Puis, le principe de l'écoulement d'eau dans les sols et les divers modèles hydriques sont rappelés.

VI.2.1 Volume élémentaire représentatif (VER)

Afin de comprendre le comportement du sol, les propriétés de base du sol considéré doivent être présentées. Le sol est un milieu poreux triphasique représenté par un ensemble de volume élémentaire représentatif (VER). Chaque VER est composé par (Figure VI-1) :

- une phase solide : l'ensemble des particules solides du VER constituant sa matrice poreuse est caractérisé par son volume V_{solide} et sa masse M_{solide} ;
- une phase liquide : l'eau contenue dans les pores du VER, est caractérisée par son volume V_{eau} ;
- une phase gazeuse : il s'agit de l'air présent dans les pores du VER.

La notion du VER suppose que l'on puisse calculer pour une propriété donnée (par exemple la porosité,…) une valeur qui est globale à l'échelle du VER mais qui peut être considérée comme la valeur ponctuelle d'une fonction continue à l'échelle supérieure à laquelle s'effectuent les mesures de cette propriété (de Marsily, 1981). Le VER est pris comme étant suffisamment petit pour être parfaitement homogène du point de vue de la répartition de la matière qui le constitue, quelle que soit sa phase.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

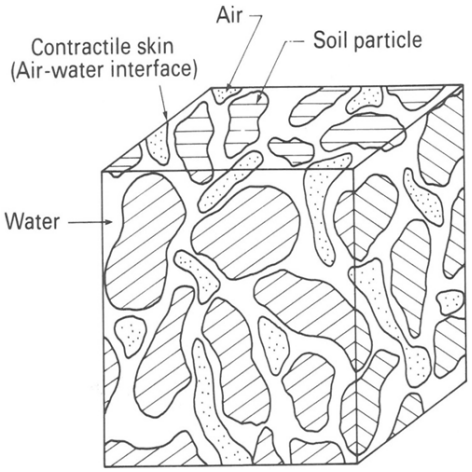

Figure VI-1 : Volume élémentaire représentatif d'un sol non saturé (Fredlund et Rahardjo, 1993)

VI.2.2 Ecoulement de l'eau dans les sols non saturés

L'écoulement de l'eau dans les sols non saturés est décrit par plusieurs concepts. Il peut être gouverné par trois types de gradient : le gradient de succion, le gradient de teneur en eau et le gradient hydraulique. Parmi ces trois gradients, le gradient hydraulique est le responsable fondamental de l'écoulement de l'eau à travers les sols saturés et non saturés (Fredlund et Rahardjo, 1993).

L'état énergétique de l'eau présente dans le VER est la somme de trois énergies : l'énergie cinétique, l'énergie potentielle de gravité et l'énergie potentielle de pression. L'énergie cinétique est négligeable face aux deux autres composantes.

L'énergie potentielle de gravité et l'énergie potentielle de pression s'expriment en général en hydrogéologie sous forme de charge hydraulique.

La charge gravitationnelle H_g est prise par rapport à un niveau de référence (le plan $z = 0$ en général) à définir et est égale à la différence de hauteur entre le VER et ce niveau.

La charge de pression H_p, aussi appelée succion en milieu non saturé, se définit par l'équation suivante :

$$H_p = \frac{P_{eau} - P_{atm}}{g\rho_{eau}} = -h \qquad \textbf{VI-1}$$

où,

P_{eau} : la pression d'eau ($ML^{-1}T^{-2}$) ;

P_{atm} : la pression atmosphérique ($ML^{-1}T^{-2}$) ;

g : l'accélération de la pesanteur (LT^{-2}) ;

ρ_{eau} : la masse volumique de l'eau (ML^{-3}) ;

h : l'énergie potentielle dans le milieu non saturé est toujours négative (L).

Dans le cas d'une nappe, cette charge de pression est positive et est égale à la hauteur d'eau présente au-dessus du VER. Cependant, en milieu non saturé, la pression atmosphérique est plus

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

importante que la pression de l'eau et maintient l'eau par capillarité au niveau des pores. Il est possible d'exprimer cette charge en fonction de la teneur en eau dans le VER.

L'état énergétique du VER est donc également exprimable sous forme de charge, dont l'expression est la somme de la charge gravitationnelle et de la pression :

$$H = z + h \qquad \textbf{VI-2}$$

Maintenant que nous avons défini les caractéristiques hydriques du VER, nous allons appliquer à ce VER la loi de Darcy généralisée aux milieux poreux non saturés. Cette loi permet de relier le flux d'eau traversant le VER à sa conductivité hydraulique et à l'état hydrique de l'espace qui l'entoure ainsi qu'à son propre état hydrique. La loi de Darcy va être appliquée moyennant les hypothèses suivantes :

- le milieu poreux est homogène, isotrope et indéformable ;
- la phase liquide est homogène, isotherme et incompressible ;
- la phase gazeuse est considérée comme immobile et incompressible ;
- l'énergie cinétique est négligeable ;
- le régime d'écoulement est permanent et l'écoulement est laminaire.

On obtient ainsi l'équation suivante :

$$\vec{q} = -k\overrightarrow{grad}(H) \qquad \textbf{VI-3}$$

où,

$\vec{q}$: le vecteur correspondant au flux d'eau traversant le VER (LT^{-1}) ;

k : la conductivité hydraulique du VER, considérée comme identique quelle que soit la direction (l'hypothèse d'isotropie a été formulée précédemment) et est donc un scalaire (LT^{-1}) ;

La seconde loi nécessaire pour décrire en dynamique l'écoulement est l'équation de conservation de la masse. Ici, sa transposition correspond à *« la différence entre le flux d'eau entrant et le flux d'eau sortant dans le VER est égale à la variation de la quantité d'eau au sein du VER, pendant un temps Δt »*. L'équation qui y est associée est la suivante :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -div(\vec{q}) \qquad \textbf{VI-4}$$

où,

θ : la teneur en eau volumique (%).

En associant l'équation VI-4 à l'équation donnée par la loi de Darcy (Equation VI-5 ; Equation VI-6), on obtient alors l'équation de Richards (1931), laquelle permet de décrire les écoulements d'eau sous les hypothèses formulées (VI-8).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -div\left(-k\overrightarrow{grad}(h+z)\right) = -div\left(-k\left(\frac{\partial h}{\partial z}+1\right)\vec{e}_z - k\left(\frac{\partial h}{\partial x}\right)\vec{e}_x\right) \qquad \textit{VI-5}$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(k\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k\left(\frac{\partial h}{\partial z}+1\right)\right) \qquad \textit{VI-6}$$

Dans le cas d'un écoulement en deux directions cette équation prend la forme suivante :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left[k(h)\frac{\partial h}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[k(h)\left(\frac{\partial h}{\partial z}+1\right)\right] \qquad \textit{VI-7}$$

L'équation différentielle aux dérivées partielles ainsi obtenue n'a – *a priori* – pas de solutions analytiques pour les situations générales auxquelles nous allons être exposées. Certains cas particuliers peuvent néanmoins permettre des résolutions analytiques. Dans le cas des études qui suivent, nous nous attachons à sa résolution numérique. Sa résolution numérique nécessite la connaissance des inconnues de cette équation, lesquelles sont les fonctions dites de rétention hydraulique et de conductivité hydraulique : *θ(h)* et *k(h)*. La définition des conditions initiales et des conditions aux limites permet alors la résolution du problème.

VI.2.3 Courbe de rétention d'eau

En général, le sédiment stocké est soumis à différents cycles de mouillage/séchage en fonction des conditions et des évènements climatiques. Ce type de sollicitations hydriques entraîne la saturation et la désaturation du sédiment. Dans le cas des sols non saturés, la succion affecte les propriétés hydriques et mécaniques des sols (Fredlund et Rahardjo, 1993). Dans la modélisation des sols non saturés, la courbe de rétention d'eau joue un rôle pivot car elle est définie comme étant la relation entre la teneur en eau d'un sol et la succion (Jury, 1982).

Cette courbe dépend essentiellement de la structure et la texture des sols, des volumes des pores et de leur répartition dans les sols. La Figure VI-2(a) illustre une courbe de rétention d'eau typique pour un sol limoneux. La courbe de drainage (desorption curve) est présentée au-dessus de la courbe d'imbibition (adsorption curve). Cette différence est due à la présence du phénomène d'hystérésis. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait qu'en drainage, les pores de plus grandes dimensions sont vidés en premier, contrairement à l'imbibition où les pores les plus petits se remplissent les premiers (Pereira, 2005). Dans le cas du chemin de drainage, le sol est initialement saturé à sa teneur en eau de saturation (θ_s), et par suite la succion est nulle. Puis la succion augmente pour atteindre la valeur de la pression d'entrée d'air à partir de laquelle l'eau commence à s'évacuer de l'échantillon de sol. Cette évacuation d'eau entraîne une chute importante de la teneur en eau volumique pour atteindre la teneur en eau volumique résiduelle (θ_r). Dans la phase d'imbibition, le remouillage du sol entraîne une augmentation de sa teneur en eau volumique et la diminution de la succion.

Les courbes de rétention d'eau de différents types de sol sont présentées sur la Figure VI-2(b).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

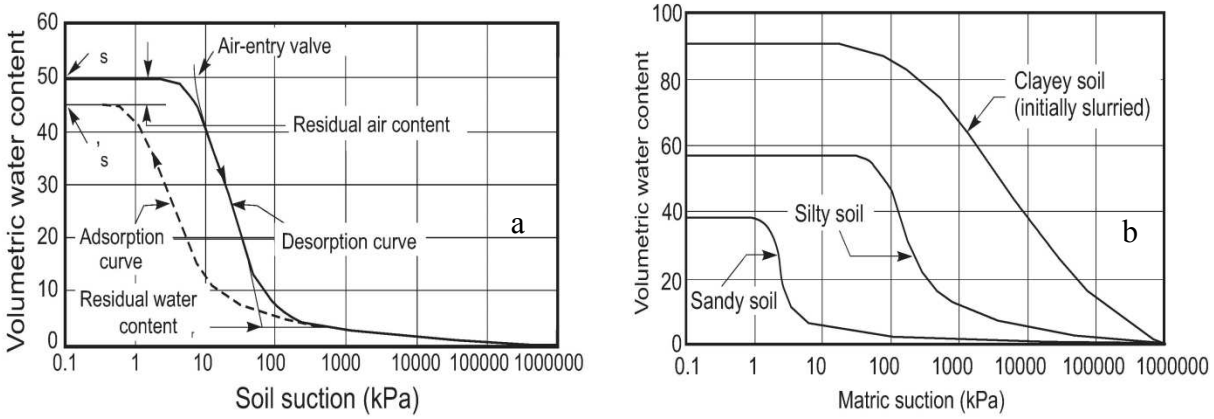

Figure VI-2 : a) Courbe de rétention typique d'un sol limoneux
b) Courbes de rétention de différents types de sol (Fredlund et al., 1994)

VI.2.4 Rappel des modèles hydrauliques

De nombreux auteurs ont proposé des modèles permettant d'exprimer ces fonctions de manière analytique. Ces fonctions analytiques utilisent des paramètres dits de forme et d'échelle et s'appuient sur des similitudes observées entre les fonctions empiriques de divers milieux.

Afin d'alléger les écritures, il est commun d'introduire le taux de saturation en eau :

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \qquad \textbf{VI-8}$$

où,

θ_r : la teneur en eau volumique résiduelle ;

θ_s : la teneur en eau volumique à saturation.

S_e : le taux de saturation équivalent en eau, il varie entre 0 et 1 lorsque θ varie entre θ_r et θ_s .

En ce qui concerne la courbe de rétention, plusieurs modèles ont été mis au point (Tableau VI-1)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Equations	Paramètres	Auteurs
$ln\, s = a + b\, ln\, \theta$	$a,\ b$	Jury (1982)
$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{1 + a h^b}$	$a,\ b$ et θ_r	Gardner (1958)
$\theta = \theta_s \quad si\ h < h_a$ $\theta = \theta_s \left(\frac{h_a}{h} \right)^{\lambda} si\ h \geq h_a$	$\lambda,\ h_a$	Brooks et Corey (1964)
$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m}$	$\alpha,\ m,\ n$	van Genuchten (1980)
$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[ln\left(e + \left(\frac{h}{a} \right)^b \right) \right]^c}$	$a,\ b,\ c$ et θ_r	Fredlund et al. (1994)
$S_e = \sum_i w_i \left[1 + (\alpha_i h)^{n_i}\right]^{-m_i}$	w_i : les pondérations volumiques relatives aux constituants α_i, n_i et m_i : les paramètres empiriques reliés aux constituants i (par exemple : sable et limon)	Durner (1994)

Tableau VI-1 : Modèles de la courbe de rétention d'eau

La détermination directe de la conductivité hydraulique des sols non saturés est à la fois complexe et longue ; par suite des méthodes indirectes sont proposées. Celles-ci sont basées sur la courbe granulométrique et la courbe de rétention d'eau des sols (Mualem, 1976; van-Genuchten, 1980), et utilisant des équations empiriques (Gardner, 1958; Brooks et Corey, 1964 ; Arairo et al., 2012). Une synthèse des modèles empiriques est présentée dans le Tableau VI-2.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Type	Formule	Auteur
$k = f(\theta)$	$k = K_s S_e^{2.5}$	Vachaud (1966)
	$k = K_s \, exp[\beta(\theta - \theta_s)]$	Davidson et al. (1969)
	$k = K_s \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^n$	Campbell (1974)
$k = f(s)$	$k = as + b$	Richards (1931)
	$k = as^{-b}$	Wind (1972)
	$k = K_s \, exp(\alpha s)$	Gardner (1958)
	$k = K_s \left(\frac{s_a}{s}\right)^{2+3\lambda}$	Brooks et Corey (1964)

où : s est la succion ; s_a est la pression d'entrée d'air et K_s la perméabilité à saturation (S_r=1).

Tableau VI-2 : Modèles de courbes de conductivité hydraulique

VI.3 Méthode et essai de perméabilité

On peut considérer que l'écoulement dans un perméamètre à paroi rigide PPR (pour l'échelle du laboratoire) et dans le pilote (pour une échelle intermédiaire) s'effectue verticalement, il dépend ainsi uniquement de la variable d'espace z.

Ainsi, le transfert d'eau à travers le sédiment peut être simulé par un modèle hydrique 1D. Dans le cas unidimensionnel, l'équation de Richards peut être écrite sous la forme suivante.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left[k(h)\left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1\right)\right] \qquad \textit{VI-9}$$

Les écoulements horizontaux ne sont pas considérés.

Pour l'étude de la conductivité hydraulique du sédiment, un modèle hydrique est proposé prenant en compte les résultats expérimentaux déterminés dans les parties précédentes. En effet, dans l'essai de perméabilité à l'aide du PPR, les volumes entrant et sortant sont mesurés. Pour la phase de saturation, le coefficient de perméabilité pour chaque intervalle de temps (Δt) est estimé à l'aide de la loi de Darcy. Pour ce même intervalle (Δt), le coefficient de saturation de l'échantillon est calculé à l'aide de l'apport de volume d'eau à l'échantillon (ΔV) et le degré de saturation initial $S_{r-initial}$. Puis le degré de saturation est représenté en fonction du coefficient de perméabilité estimé (Figure VI-3). Lors de l'estimation de la perméabilité dans la phase de saturation à l'aide de la loi de Darcy, on a considéré que le gradient est constant ce qui n'est pas

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

le cas en réalité. Afin de prendre en compte cette différence, on a introduit deux paramètres β et K_s. La sensibilité des résultats sur ces paramètres est présentée dans les paragraphes suivants.

L'ensemble de ces données expérimentales a permis de proposer un modèle hydrique du sédiment s'inspirant de la forme du modèle de Davidson et al. (1969) (Tableau VI-2). Ainsi, l'équation proposée s'écrit comme suite :

$$k(h) = K_s(e)\exp\left[\beta\left(1 - S_r\right)\right] \qquad \textbf{VI-10}$$

avec

$$S_r = \frac{\theta(1+e)}{e}$$

avec $\theta = \frac{V_{eau}}{V_{total}}$ et $e = \frac{V_{vides}}{V_{solide}}$

où,

K_s : le coefficient de perméabilité à saturation (m/s) ;

S_r : le degré de saturation (%) ;

θ : la teneur en eau volumique (m^3/m^3) ;

e : l'indice des vides (-) ;

β : un paramètre empirique représentant la variation du degré de saturation en fonction de la perméabilité.

On souligne que l'équation de la variation du coefficient de perméabilité à saturation en fonction de l'indice des vides est déterminée par les essais expérimentaux dans le chapitre 3. La prise en compte de cette équation dans le modèle hydrique proposé permet de simuler le comportement hydromécanique du sédiment, (Djeran-Maigre et Gasc-Barbier, 2000).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

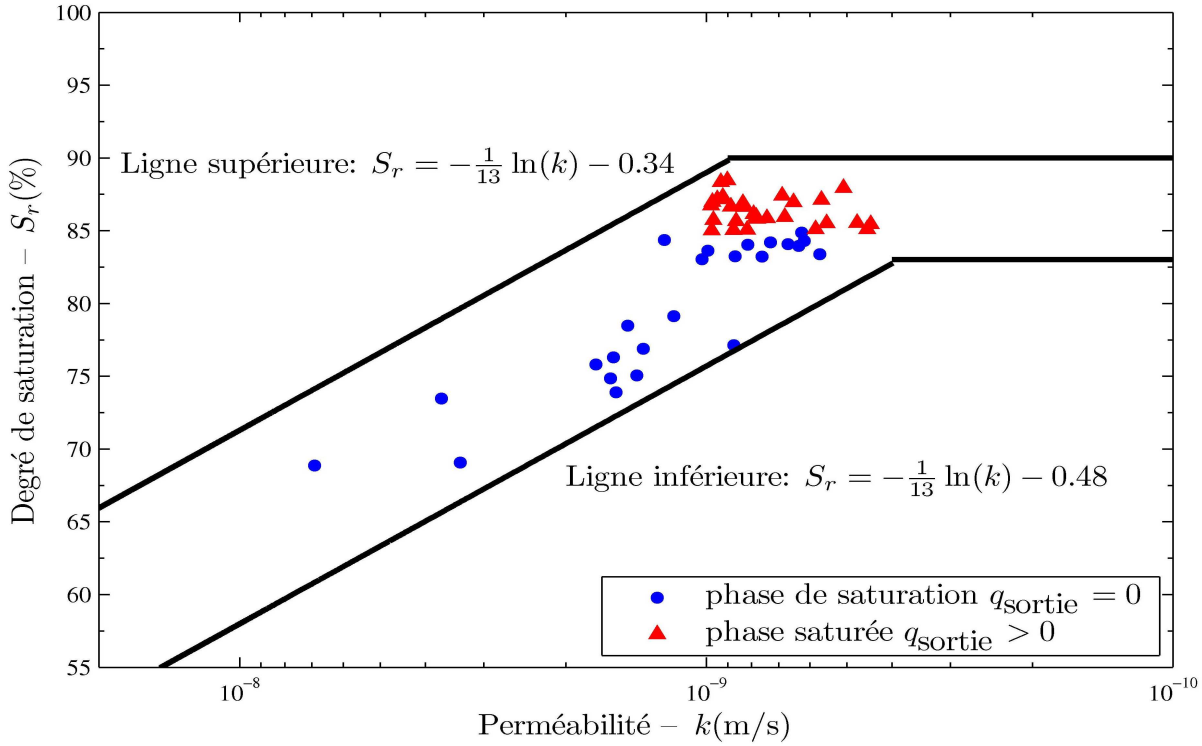

Figure VI-3 : Résultats expérimentaux (en bleue et rouge) et lignes noires qui délimitent les résultats de simulation

La courbe de rétention d'eau du sédiment n'est pas déterminée expérimentalement ; afin de la tracer les méthodes indirectes sont utilisées. En effet, notre sédiment est un sol limoneux peu sableux. On considère qu'il est formé de 65 % de limon et de 35 % de sable.

A l'aide des résultats expérimentaux (Cui, 1996 ; van Damme, 2002) et numériques (Leij et al., 1996) on a tracé les courbes de rétention d'eau pour la phase d'imbibition de différents types de sols limoneux, sableux et limoneux sableux (Figure VI-4). En utilisant le modèle de Durner (1994) à double porosité, et en respectant les proportions granulométriques de notre sédiment ; la courbe de rétention d'eau du sédiment est proposée (Figure VI-5).

Modèle de Durner (1994) :

$$S_e = \sum_i w_i \left[1 + (\alpha_i h)^{n_i}\right]^{-m_i} \qquad \textit{VI-11}$$

avec $m_i = 1 - \frac{1}{n_i}$

où,

w_i : la pondération volumique relative à chaque constituant ;

α_i , n_i , *et* m_i sont les paramètres empiriques du modèle de van Genuchten (1980).

Les paramètres empiriques du modèle de van Genuchten (1980), sont donnés dans la littérature afin de tracer la courbe de rétention d'eau des sols. Pour tracer la courbe de rétention du sédiment, on a considéré que notre sédiment est formé de 4 types de sable et de 6 types de limon. La proportion totale du sable dans la constitution du sédiment est de 35 %. Donc chaque sable a une pondération égale à w_i=8,75 %. La proportion totale du limon dans la constitution du

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

sédiment est de 65 %. Donc chaque limon a une pondération égale à w_i=10,83 % (Tableau VI-3).

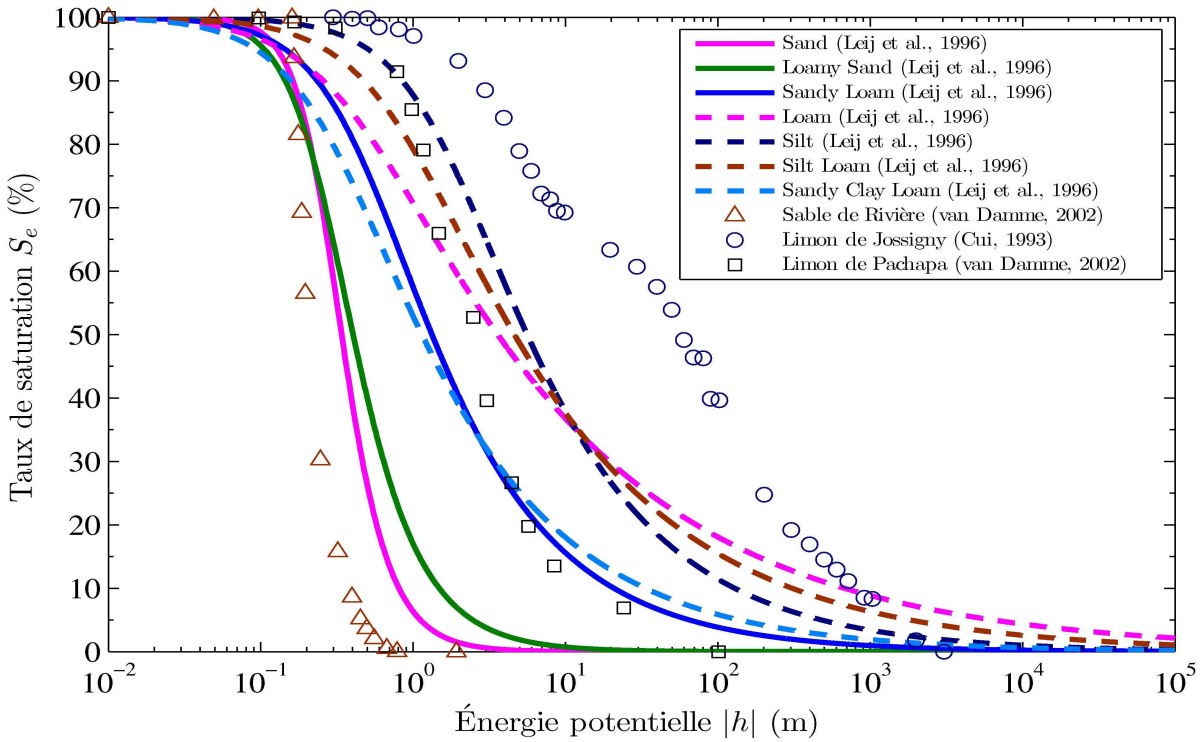

Figure VI-4 : Courbes de rétention d'eau de différents types de sol

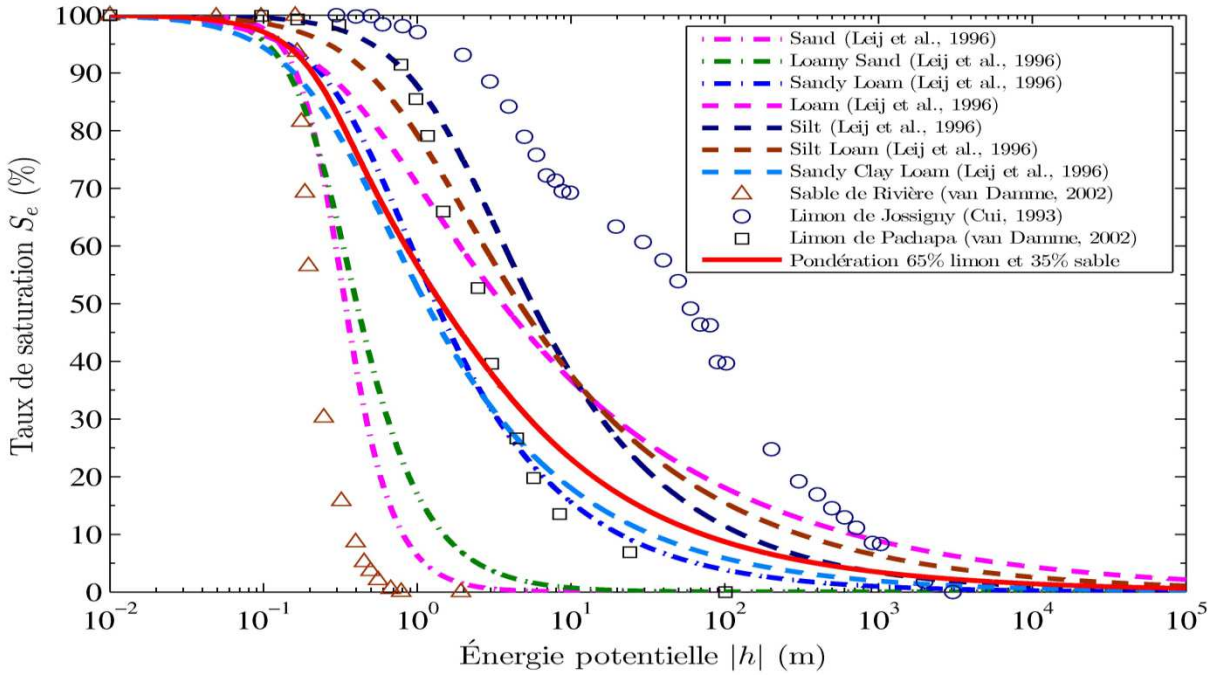

Figure VI-5 : Courbe de rétention d'eau du sédiment calculée à l'aide du modèle de Durner double porosité (1994) avec 65 % de limon et 35 % de sable (courbe continue)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Constituants	(%) w_i	α_i	n_i
Sand (Leij et al., 1996)	8,75	3,5	3,19
Loamy sand (Leij et al., 1996)	8,75	3,5	2,39
Sandy loam (Leij et al., 1996)	8,75	2,1	1,61
Sable de Rivière (van Damme, 2002)	8,75	15	4,19
Loam(Leij et al., 1996)	10,83	2,5	1,31
Silt(Leij et al., 1996)	10,83	0,6	1,53
Silt loam(Leij et al., 1996)	10,83	1,2	1,39
Sandy clay loam (Leij et al., 1996)	10,83	3,3	1,49
Limon de Pachapa (van Damme, 2002)	10,83	0,6	2,1
Limon de Jossigny (Cui, 1996)	10,83	5	6

Tableau VI-3 : Les paramètres de van Genuchten utilisés pour tracer la courbe de rétention d'eau du sédiment et les pondérations de Durner pour chaque constituant

VI.3.1 Simulation des essais de perméabilité

Le modèle développé est utilisé afin de simuler un essai de perméabilité mené à l'aide du perméamètre à paroi rigide PPR. Des charges hydrauliques de 10 cm, 20 cm et 30 cm sont appliquées sur l'échantillon de sédiment introduit dans la cellule. Pour cet essai, comme il n'y a pas de sollicitations mécaniques appliquées à l'échantillon l'indice des vides *e* est considéré constant. Le volume entrant ainsi que le volume sortant sont mesurés au cours du temps. Les différentes caractéristiques de l'essai sont présentées dans le Tableau VI-4.

Dimensions de la cellule du PPR cylindrique	
Diamètre (m)	0,1015
Hauteur (m)	0,05
Caractéristiques de l'échantillon de sédiment	
Degré de saturation initial $S_{r-initial}$ (%)	63 (± 10 % suivant la loi normale)
Indice des vides de l'échantillon *e* (-)	1,15

Tableau VI-4 : Caractéristiques de l'essai effectué à l'aide du perméamètre à paroi rigide

VI.3.2 Conditions aux limites et méthode de calcul

L'architecture de programmation globale adaptée à ce modèle suit le schéma suivant (Figure VI-6) :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

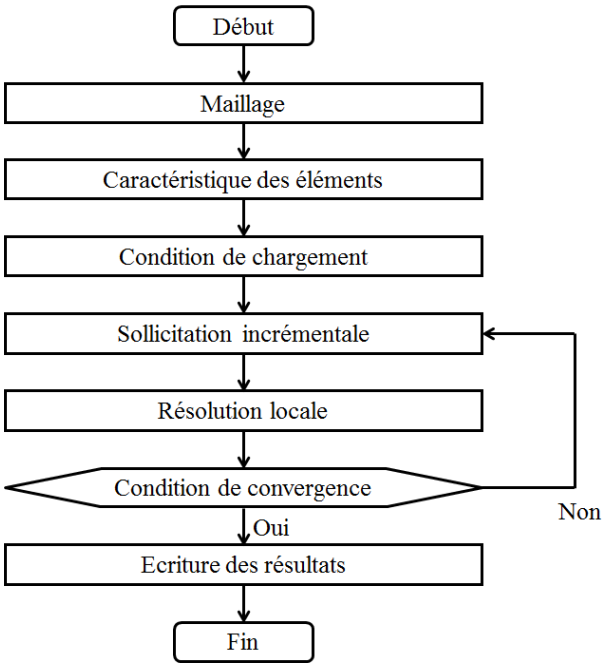

Figure VI-6 : Architecture globale du modèle

L'échantillon est discrétisé en N (N=50) VER de volumes égaux (Figure VI-7). Chaque élément est considéré homogène avec la même conductivité hydraulique, teneur en eau, degré de saturation et indice de vides.

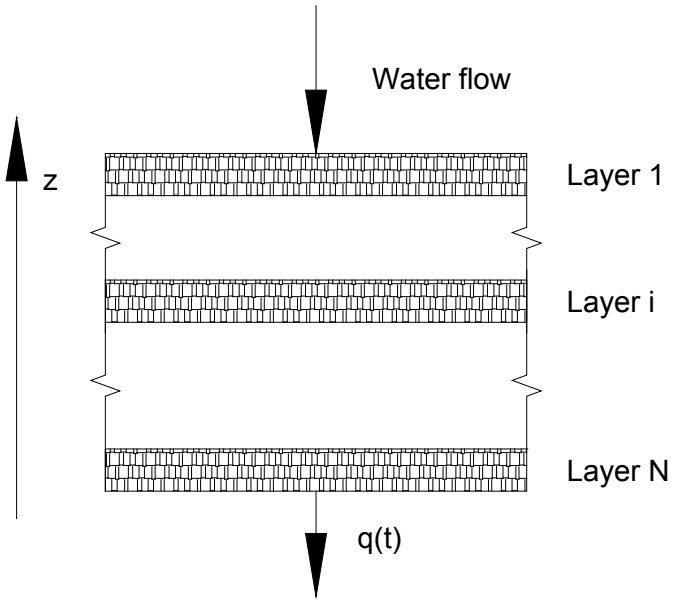

Figure VI-7 : Schéma descriptif de la discrétisation de l'échantillon

L'écoulement de l'eau est calculé à l'aide de la méthode d'Euler explicite sur [0, N] dont le schéma itératif est le suivant :

$$\begin{cases} Y^0 = Y(t=0) \\ Y^{\kappa+1} = F\left(Y^{\kappa}, \Delta t\right) \end{cases} \qquad \textbf{VI-12}$$

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$Y^{\kappa} = \begin{pmatrix} S_r^{\kappa} \\ k^{\kappa} \\ e^{\kappa} \\ q^{\kappa} \\ h^{\kappa} \\ H^{\kappa} \\ Q^{\kappa} \\ \Delta V_{entrant}^{\kappa} \\ \Delta V_{sortant}^{\kappa} \\ \end{pmatrix}$$

où,

Δt : le pas de temps ;

exposant 0 : l'état initial (t_0=0) ;

exposant κ : l'état κ correspondant $t=t_{\kappa}$ ($t_{\kappa+1}=t_{\kappa}+\Delta t$) ;

Y^{κ} : le vecteur où les composantes sont les caractéristiques des éléments.

H : la charge hydraulique (L) ;

Q : le débit (L^3T^{-1}) ;

$\Delta V_{entrant}$: la variation du volume entrant (L^3) ;

$\Delta V_{sortant}$: la variation du volume entrant (L^3).

Afin d'établir la relation d'écoulement entre deux éléments consécutifs à chaque pas de temps, on considère que l'écoulement apparait lorsque le gradient hydraulique est positif. Pour vérifier cette condition, on calcule la charge hydraulique pour chaque élément dans l'incrément κ. La charge hydraulique de chaque élément est déterminée par la courbe de rétention d'eau proposée pour le sédiment (Figure VI-9) et l'équation VI-2.

En effet, l'écoulement d'eau à l'intérieur de l'échantillon apparait lorsque la charge hydraulique de l'élément *j* est supérieure à la charge hydraulique de l'élément inférieure *j+1* (Figure VI-8). Lorsque cette hypothèse est vérifiée, on calcule les flux d'eau sortant $q_{j,j+1}$ de la couche *j* vers la couche *j+1*. On note que $q_{N,N+1}$ est le flux sortant de l'élément N. Comme l'élément N+1 n'existe pas, $q_{N,N+1}$ équivaut à q^{κ} qui est le flux sortant de l'échantillon.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

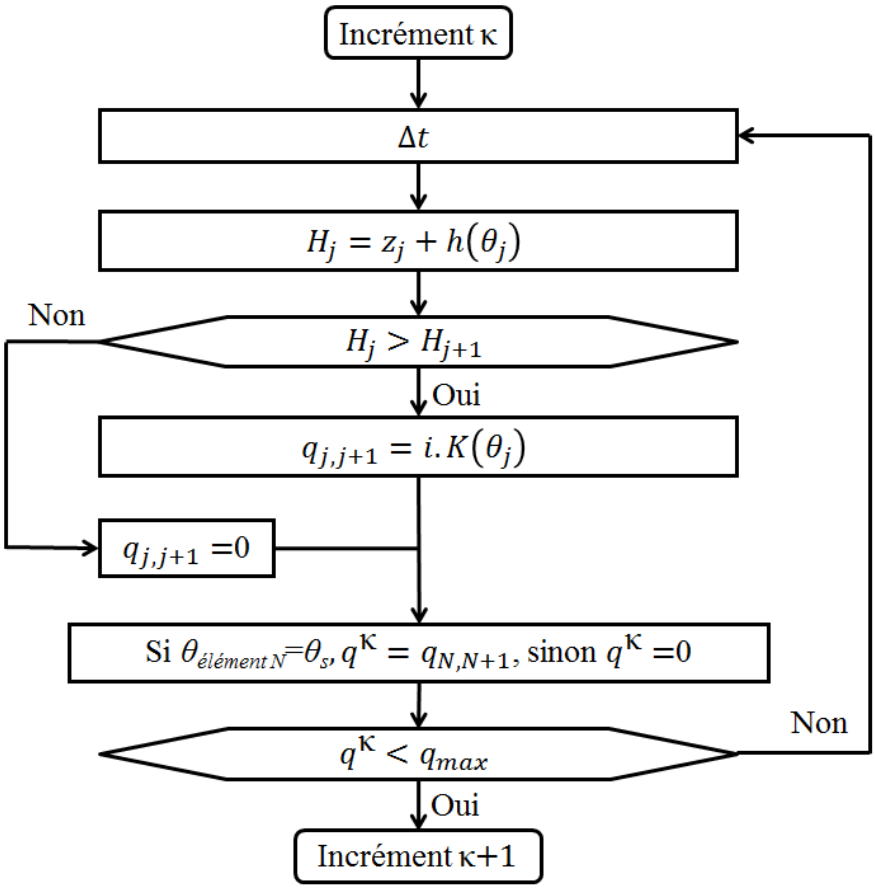

Figure VI-8 : Algorithme descriptif de la méthode de calcul local à chaque incrément de calcul

Pour les conditions aux limites, on considère que l'eau s'évacue de l'échantillon lorsque le degré de saturation de l'élément N atteint S_{r-max}. D'après le modèle de van Genuchten (1980), la surface libre est caractérisée par un potentiel nul :

$$h(x,y,z) = 0 \qquad \textbf{VI-13}$$

Tant que, la surface libre est non saturée, le potentiel *h* est négatif ; le flux d'eau à cette surface est considéré nul $q(t) = 0$.

Pour indiquer le domaine d'étude, on considère deux degrés de saturation :

1. S_{r-min} : le degré de saturation minimal dans l'échantillon ($S_{r-initial}$ -10 %) ;
2. S_{r-max} : le degré de saturation maximal atteint dans l'échantillon (90 %).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

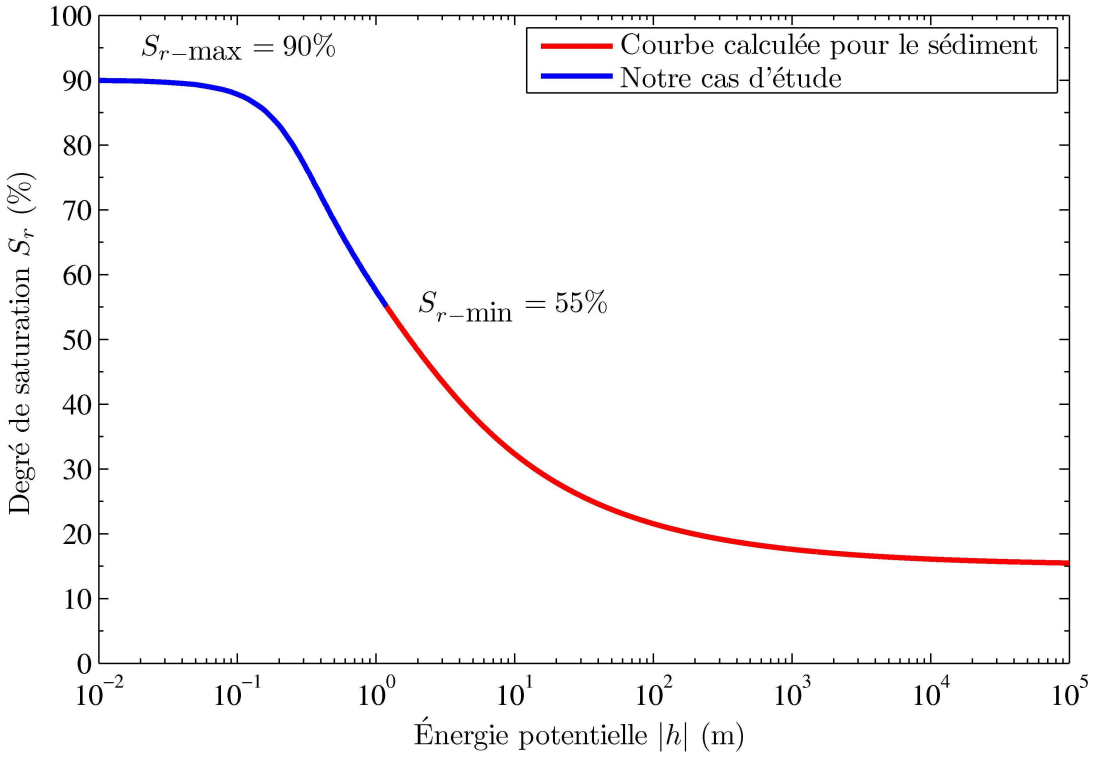

Figure VI-9 : Courbe de rétention d'eau proposée pour le sédiment et domaine d'intérêt concernant cette étude

Les différentes phases de l'expérimentation et du modèle sont présentées sur la Figure VI-10. À l'état initial, l'échantillon est soumis à une charge hydraulique. Suite à cette charge, le front d'eau commence à traverser l'échantillon pour arriver à la surface inférieure. Le flux sortant pendant cette période est nul. Lorsque la succion de la surface inférieure devient nulle, (quand on atteint la saturation maximale S_{r-max}), on mesure un volume d'eau sortant. Lorsqu'un flux d'eau sortant est mesuré, la succion commence à diminuer sur l'épaisseur de l'échantillon ce qui traduit la saturation de l'échantillon depuis la partie inférieure vers la surface supérieure, celle d'entrée d'eau. Pendant cette période où des parties saturées et non saturées coexistent, les flux d'eau entrant et sortant ne sont pas égaux. Quand la succion s'annule sur toute l'épaisseur de l'échantillon, les flux d'eau entrant et sortant deviennent égaux. Cette égalité prouve que l'échantillon est saturé et ainsi la perméabilité à saturation peut être mesurée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

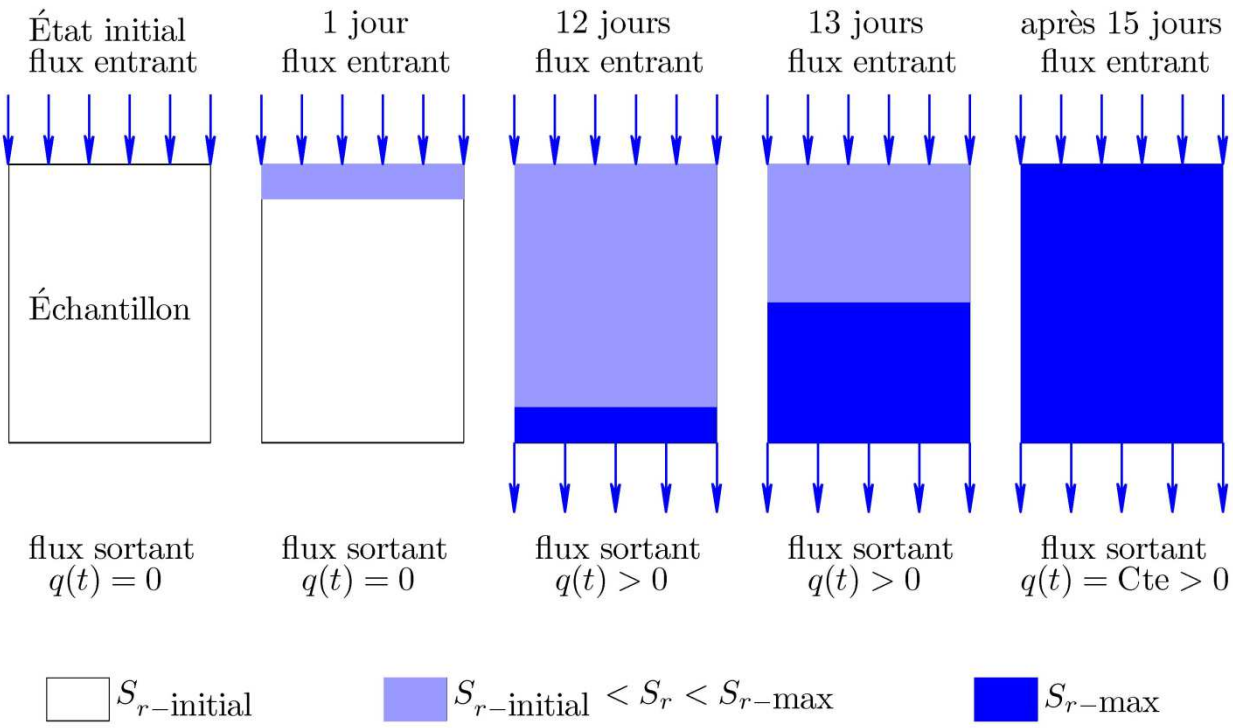

Figure VI-10 : Représentation schématique de l'évolution de l'expérimentation dans un PPR

VI.3.3 Prise en compte de l'hétérogénéité unidimensionnelle

L'hétérogénéité du sol est prise en compte en changeant les caractéristiques hydrauliques du sol dans chaque VER. D'une part, la répartition de la géométrie interne du milieu poreux suit une loi de probabilité normale :

$$\mathbf{N}_1(\mu_1, \sigma_1) = \mathbf{N}_1(e_0,\ 10\%) \qquad \textit{VI-14}$$

où,

$\mathbf{N}_1$: la loi normale représentant la répartition des grains solides dans l'échantillon ;

μ : la valeur moyenne ;

σ_1 : la variance ;

D'autre part, la teneur en eau dans chaque VER suit également une loi de probabilité normale :

$$\mathbf{N}_2(\mu_2, \sigma_2) = \mathbf{N}_2(\theta,\ 10\%) \qquad \textit{VI-15}$$

où,

$\mathbf{N}_2$: la loi normale représentant la répartition de teneur en eau dans l'échantillon ;

Il faut noter que la répartition est établie en respectant la conservation de masse.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

VI.3.4 Etude paramétrique

Une étude paramétrique est conduite afin de connaitre la sensibilité des paramètres β et K_s. sur les résultats du modèle

Les résultats de cette étude sont présentés sur la Figure VI-11 et la Figure VI-12. L'influence du paramètre β, *qui* influence la pente de volume d'eau entrant et de volume d'eau sortant de la cellule PPR, est mise en évidence en fonction de la perméabilité hydraulique constante et égale à K_s=2.10^{-10} m/s.

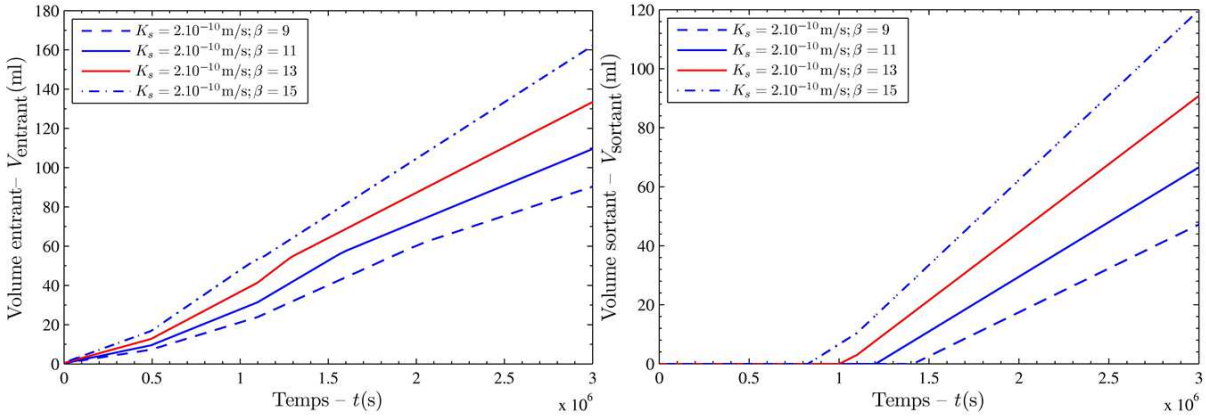

Figure VI-11 : Influence du paramètre β sur le volume entrant (à gauche) et le volume sortant (à droite)

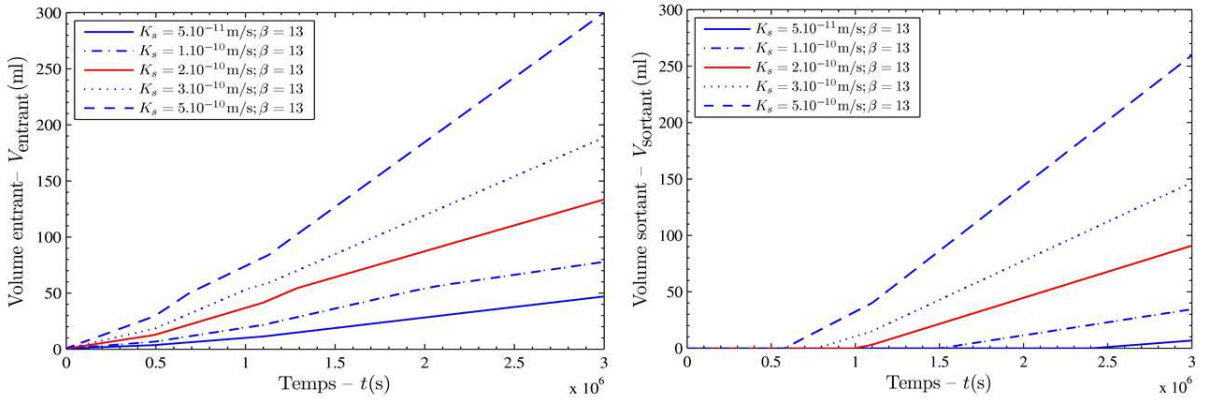

Figure VI-12 : Influence du paramètre K_s sur le volume entrant (à gauche) et le volume sortant (à droite)

L'augmentation de β, augmente la pente de la courbe. Le paramètre β=13 donne des pentes calculées proches à celles mesurées. Cette valeur est utilisée afin de conduire l'étude paramétrique sur la conductivité hydraulique. Cinq différentes valeurs de K_s sont testées. La valeur de K_s=2.10^{-10} m/s est celle qui donne des volumes s'approchant au mieux des résultats de l'expérience. Les volumes d'eau entrants dans l'échantillon développent un retard par rapport aux volumes d'eau sortant de l'échantillon, qui exprime le temps de l'écoulement à l'intérieur de celui-ci.

D'après les résultats obtenus, on peut remarquer que les paramètres β et K_s influent sur le flux d'infiltration à travers le sédiment. L'augmentation des valeurs de ses paramètres entraîne un

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

accroissement des pentes des courbes de volume entrant et de volume sortant. De plus, cette augmentation entraîne une diminution de la phase de saturation de l'échantillon.

Le modèle du sédiment proposé est tracé en utilisant les valeurs de β et K_s (β=13 et K_s=2.10^{-10} m/s) déterminée par l'étude paramétrique (Figure VI-13). Pour un degré de saturation S_r compris entre 85 % et 90 % le coefficient de perméabilité mesuré est de k=8.10^{-10} m/s. Cette valeur correspond à la valeur du coefficient de perméabilité mesurée par l'essai de perméabilité au PPR.

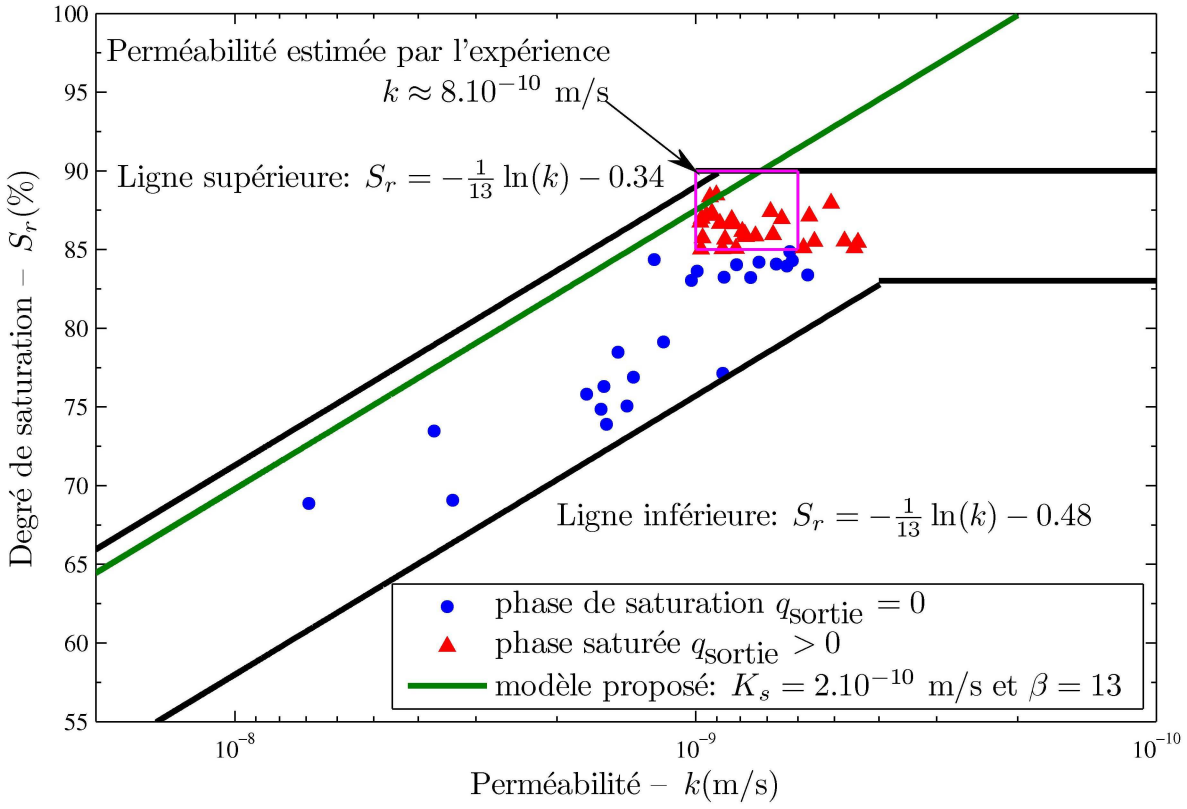

Figure VI-13 : Le modèle proposé pour le sédiment avec les paramètres déterminés (β=13 et K_s=2.10^{-10} m/s) et la concordance entre résultats numériques et résultats expérimentaux à saturation

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

VI.3.5 Résultats

Le modèle est calibré à l'aide des données expérimentales et en tenant compte de l'étude paramétrique. Cette calibration a abouti à une concordance entre les résultats expérimentaux et les résultats numériques (Figure VI-14).

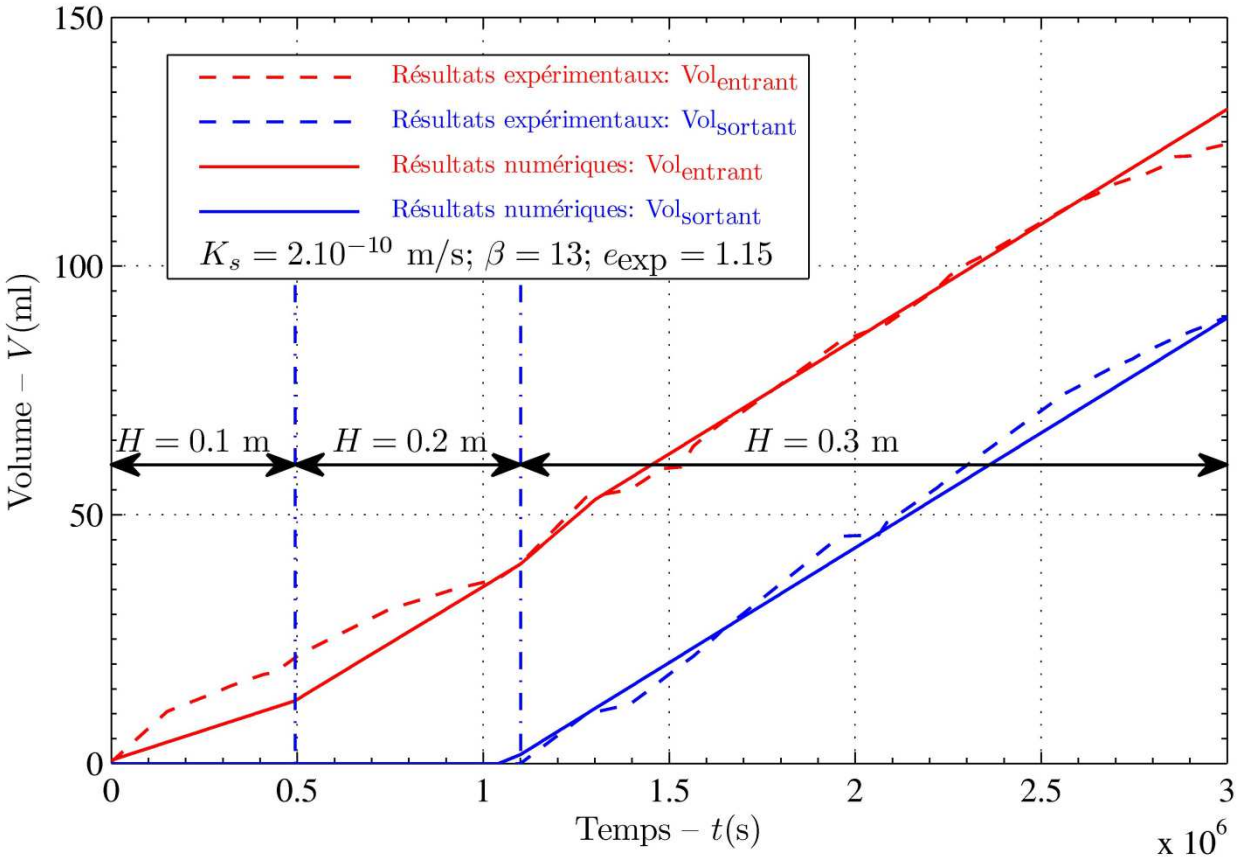

Figure VI-14 : Comparaison entre les résultats expérimentaux et les résultats numériques

A partir de ce résultat, on a tracé la variation du front d'eau dans l'échantillon du sédiment. Ceci peut être assimilé au transport advectif des polluants au cours du temps. A l'état initial, le degré de saturation dans l'échantillon est réparti aléatoirement (Figure VI-15 (a)). Après l'introduction d'un flux d'eau à la surface supérieure de l'échantillon, l'écoulement d'eau traverse l'épaisseur de l'échantillon. Cet écoulement est présenté par l'augmentation progressive du degré de saturation des VER selon la direction de l'écoulement d'eau (Figure VI-15 (b, c, d). Durant cette phase, le degré de saturation atteint un degré de saturation temporaire. Après 12 jours, l'écoulement traverse totalement l'échantillon et un flux d'eau sortant est mesuré (Figure VI-15 (e)). Pendant la période de t=12 jours jusqu'à t=15 jours, le degré de saturation de chaque élément atteint le degré de saturation maximal $S_{r\text{-}max}$ dans le sens inverse de l'écoulement d'eau. La saturation totale de l'échantillon est atteinte après 15 jours, ce qui correspond à une succion nulle sur toute l'épaisseur de l'échantillon (Figure VI-15 (g)).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

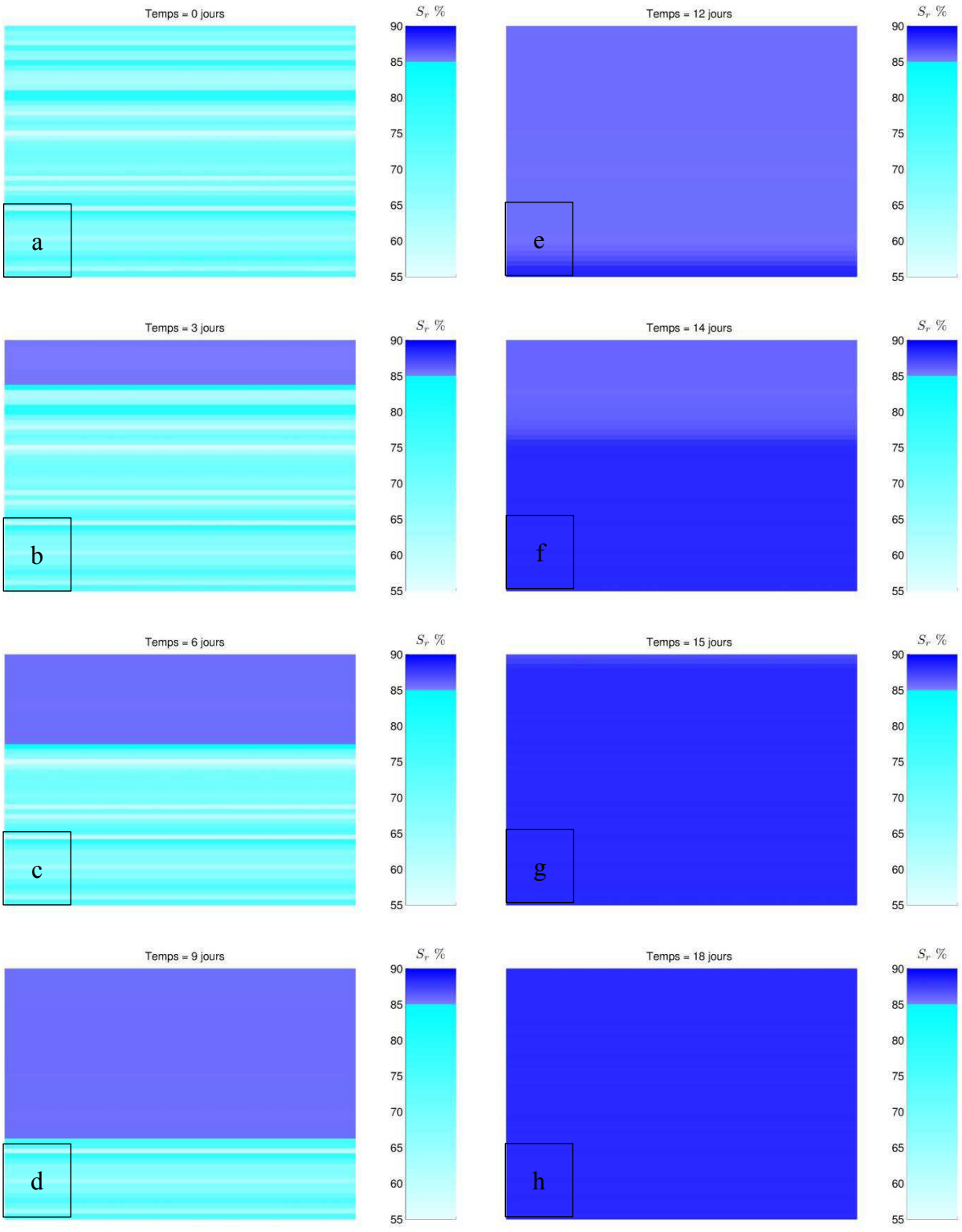

Figure VI-15 : Front d'eau de l'écoulement descendant à travers l'épaisseur du sédiment dans la cellule PPR

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

VI.4 **Conclusion**

Le comportement hydrique du sédiment a été déterminé expérimentalement à l'aide d'un PPR est simulé à l'aide du modèle 1D développé sur Matlab. Le front d'eau à travers l'échantillon est le résultat des simulations de la modélisation du comportement hydraulique du sol non saturé. Les différents résultats expérimentaux ont été utilisés pour alimenter la modélisation et simuler le comportement hydraulique du sédiment ; ce qui donne :

- une valeur de perméabilité proche à celle mesurée ;
- des pentes des volumes entrant et sortant en fonction du temps sont comparables aux mesures expérimentales ;
- la durée de la phase de saturation, est reproduite avec un faible écart de 3,4 % (10 heures/12,15 jours).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre VII : Conclusion générale

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette recherche nous a permis d'étudier le comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux utilisés dans les centres de stockage pour un stockage hors site. Un ensemble d'essais a été conduit à l'échelle du laboratoire et l'échelle du pilote. Les essais à l'échelle du laboratoire ont permis de déterminer les caractéristiques physiques, mécaniques et hydromécaniques du sédiment, et d'étudier les interactions entre GSB et fluides extraits du sédiment ou contenant des PCB. Les essais à l'échelle du pilote démontrent les interactions à grande échelle et laissent apprécier le comportement du sédiment dans le centre de stockage. Un modèle 1D développé pour rendre compte des expérimentations nous a permis de suivre le front d'eau à travers le sédiment.

VII.1 Etude à l'échelle du laboratoire

Les caractéristiques physiques ont montré que le sédiment étudié est essentiellement constitué de limon, sable et matière organique et qu'il appartient à la famille des sols fins organiques. Ses limites de plasticité, de liquidité ainsi que son indice de plasticité sont élevés. Ces différentes caractéristiques montrent que c'est un sol difficile à manipuler et à mettre en œuvre dans un centre de stockage notamment à cause de sa forte plasticité liée à sa teneur en matières organiques.

La caractérisation mécanique à l'aide de l'œdomètre a montré qu'il s'agit d'un sol compressible. Ce qui indique qu'il subira des tassements importants lors de son stockage. Ces propriétés mécaniques peuvent être améliorées s'il est stocké à la teneur en eau Proctor et avec compactage Proctor.

La caractérisation hydromécanique du sédiment est effectuée à l'aide des expérimentations utilisant le perméamètre à paroi rigide PPR et avec celles au filtre presse. Dans le PPR, le sédiment était à l'état solide et la perméabilité hydraulique mesurée était faible de l'ordre de 10^{-9} m/s. Dans le filtre presse le sédiment se trouve à une teneur en eau élevée, il subit par la suite une contrainte mécanique et il se solidifie. La mesure de perméabilité du cake formé est de même ordre de grandeur. Cette performance hydraulique présente un avantage pour le stockage du sédiment en réduisant le transfert advectif des polluants. Elle rend ainsi la solution du stockage plus sécuritaire et plus efficace.

Le gonflement est un indicateur de performance important de la bentonite. L'étude du gonflement des bentonites en interaction avec un fluide contenant des PCB et un fluide extrait du sédiment a montré que ces deux fluides n'ont pas affecté le gonflement ni la structure de plusieurs types de bentonite.

L'étude de l'interaction hydromécanique entre le GSB et le fluide extrait du sédiment est réalisée en utilisant le filtre presse et l'œdoperméamètre. Cette étude a montré que la perméabilité du GSB n'est pas affectée par ce type de fluide extrait du sédiment. Même lorsque le GSB est saturé par le surnageant sa performance hydrique reste stable. Cette performance est améliorée si le GSB est pré-hydraté avant sa mise en contact avec le surnageant.

VII.2 Etude à l'échelle du pilote

Cette étude est conduite pour deux objectifs, pour connaître le comportement du sédiment lors du stockage et étudier l'interaction du sédiment pollué et du géomatériau d'étanchéité, plus particulièrement l'effet sur sa performance hydraulique.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

L'essai à l'échelle du pilote est conçu en se basant sur les différents concepts proposés par SITA FD. Au fond du pilote une barrière passive est positionnée tandis que le sédiment est mis en place sans barrière de couverture en surface.

Le sédiment est stocké dans le pilote à la teneur en eau de 90 % afin de respecter deux consignes : la première, est la teneur en eau de stockage proposée par SITA FD (ω entre 66 % et 150 %) et la deuxième concerne la limite de liquidité du sédiment (W_L=86 %).

Le sédiment dans le pilote a subi des cycles d'arrosage et de séchage simulant une pluie réelle. Ces cycles ont abouti à la génération du phénomène de retrait et de la propagation des fissures à sa surface. Ces deux phénomènes ont régi le comportement du sédiment dans le pilote. Les tassements subis par le sédiment sont essentiellement liés à ces deux phénomènes tandis que les tassements dus au poids du sédiment sont modérés à cause de sa faible hauteur. L'amplitude de ce phénomène peut être réduite si la teneur en eau de stockage du sédiment était inférieure à sa limite de retrait (39 %-45 %) mesurée dans les essais à l'échelle du laboratoire.

Le lixiviat extrait du sédiment ne contenait pas de PCB. Ce lixiviat est généré suite au contact de l'eau de pluie avec le GSB pendant 100 jours. Des cations divalents sont détectés dans ce lixiviat. Leurs échanges avec la bentonite du GSB peuvent affecter la performance de cette bentonite à long terme.

A l'aide de cet essai, la performance hydraulique du GSB en interaction avec les sédiments pollués par les PCB est testée. Ces résultats ont confirmé ceux obtenus par des essais à l'échelle du laboratoire. Les GSB peuvent être utilisés pour le stockage des sédiments pollués par les PCB.

VII.3 Etude numérique

L'étude numérique conduite sur le modèle proposé nous a permis de simuler l'essai de perméabilité utilisant le perméamètre à paroi rigide du PPR. A l'aide de ce modèle, on peut suivre le front d'eau dans le sédiment et par suite le transfert advectif des PCB. Les résultats numériques 1D et les résultats expérimentaux montrent une très bonne concordance.

Le modèle 1D proposé, pourrait être étendu en un modèle bidimensionnel hydromécanique, qui prend en compte la perméabilité horizontale et les sollicitations mécaniques. Le développement du modèle serait possible en intégrant les différents résultats expérimentaux hydromécaniques.

VII.4 Perspectives

Suite à notre étude, nous proposons l'ensemble des perspectives suivantes :

- Poursuivre l'étude sur des sédiments pollués en PCB à des teneurs plus importantes : Cette étude est réalisée sur des sédiments avec une concentration en PCB relativement faible par rapport à la concentration des sols plus pollués. Donc il serait intéressant de reconduire l'étude sur des sédiments avec des teneurs en PCB proches de 50 ppm.

- Etudier le traitement des sédiments par des liants hydrauliques parait intéressant : les différentes études ont montré que le traitement des sédiments à l'aide des liants hydrauliques améliore les caractéristiques hydromécaniques des sédiments et limitent le relargage des polluants.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

- Déterminer la qualité du lixiviat du sédiment au cours du temps : en effet, le sédiment contenait des polluants autres que les PCB à des faibles concentrations. Au cours du temps une lixiviation éventuelle de ces polluants peut avoir lieu. Il serait intéressant de connaitre la qualité du lixiviat au cours du temps et d'examiner l'effet de cette qualité sur la performance des géomatériaux.

- Etudier le comportement des GSB en contact avec des fortes concentrations en PCB : Dans les différents essais de performances hydromécaniques des GSB, la concentration en PCB reste limitée à la solubilité des PCB dans l'eau déminéralisée et à la teneur naturelle en PCB des sédiments. Comme les bentonites possèdent une capacité d'adsorption importante, il serait intéressant d'introduire des PCB dans la structure des bentonites et de tester leur performance hydromécanique.

- Réaliser un essai à l'échelle du pilote en couplant la phytorémédiation à la solution de stockage proposée.

- Dans le cas où la solution de stockage est réalisée, installer des instrumentations et suivre l'installation de stockage réelle serait intéressant. Les résultats peuvent être comparés aux résultats mis en évidence à l'échelle du laboratoire et à l'échelle du pilote.

- Développer le modèle hydrique proposé : ce développement peut prendre en compte le comportement mécanique du sédiment dans un premier temps et ensuite le transfert diffusif des polluants.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Références bibliographiques

ADEME (2009). Taux d'utilisation et couts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France. *Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie*, 85 p.

AEAP (2000). Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués. *Rapport technique Agence de l'Eau Artois Picardie*, 126 p.

Agostini, F. (2006). Inertage et valorisation des sédiments de dragage marins. *Thèse de Doctorat Ecole Centrale de Lille*, 212 p.

Almeida, M.S.S., Borma, L.S. and Barbosa, M.C. (2001). Land disposal of river and lagoon dredged sediments. *Engineering Geology*, 60(1), pp. 21-30.

Anderson, M. and Pankow, J. (1986). A case study of a chemical spill polychlorinated biphenyls (PCBs): 3. PCB sorption and retardation in soil underlying the site. *Water Resources Research*, 22 (7), pp. 1051-1057.

Anderson, R.L. Ratcliffe, I. Greenwell, H.C. Williams, P.A. Cliffe, S. and Coveney, P.V. (2010). Clay swelling- A challenge in the oil field. *Earth-Science Reviews*, 98, pp. 210-216.

Arairo, W., Prunier, F., Djeran-Maigre, I. and Darve, F. (2012). A new insight into modelling the behaviour of unsaturated soils. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*. DOI: 10.1002/nag.2151.

Arnaud, F. Revel, M. Chapron, E. Desmet, M. and Tribovillard, N. (2005). 7200 years of Rhône river flooding activity in lake Le Bourget: A high-resolution sediment record of NW Alps hydrology. *The Holocen in press*, pp. 1-10.

ATSDR (2000). Toxicological profile for polychlorinated biphenyls. *Report US. department of health and human services public health service Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, 948 p.

Babut, M. and Miège, C. (2008). Contamination des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles. *Rapport Cemagref*, 40 p.

Barast, G. Razakamanantsoa, A., Djeran-Maigre, I. and Didier, G., (2008). Etude de la filtration de la rhéologie pour caractériser les bentonites calciques activées. *Journées Nationales de Géotechnique et de la Géologie de l'Ingénieur*, Nantes, pp. 483 - 490.

Barast, G., Razakamanantsoa, A., Djeran-Maigre, I., Didier, G., (2009). Etude des caractéristiques hydrauliques par filtration des bentonites sous différents états. *Congrès Français de Mécanique*, Marseille, pp. 1-6.

Barast, G. (2010). Étude de la continuité des états liquides et solides pour les géomateriaux traites constituants les barrières d'étanchéité hydraulique. *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon*, 289 p.

Barral, C. (2008). Etude des transferts d'eau et de gaz dans les géomatériaux argileux utilisés dans les couvertures des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND). *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon*, 282 p.

Barral, C., Touze-Foltz, N., Loheas, E. and Croissant, D. (2012). Comparative study of hydraulic behaviour of Geosynthetic Clay Liners exhumed from a landfill cover and from a dam after several years in service. *Eurogeo 5*, Valencia, pp. 62-68.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Barroso, M. (2005). Contribution à l'étude des transferts de masse au niveau des joints de géomembrane et à l'interface entre géomembrane et géosynthétique bentonitique. *Thèse de Doctorat Université de Grenoble*, 281 p.

Barroso, M., Touze-Foltz, N., von Maubeuge, K. and Pierson, P. (2006). Laboratory investigation of flow rate through composite liners consisting of a geomembrane, a GCL and a soil liner. *Geotextiles and Géomembranes*, 24(3), pp. 139-155.

Beauchamp, J. (2005). Sédimentologie. Cours Université de Cergy Pontoise, http://www.u-picardie.fr/beauchamp/cours-sed/sed-0.htm

Benna, M., Kbir-Ariguib, N., Clinard, C. and Bergaya, F. (2001). Static filtration of purified sodium bentonite clay suspensions. Effect of clay content. *Applied Clay Science*, 19(1), pp. 103-120.

Bennert, T.A., Maher, M.H., Jafari, F. and Gucunski, N. (2000). Use of dredged sediments from Newark harbor for geotechnical applications. *ASTM special technical publication*, 1374, pp. 152-164.

Benson, C.H., Thorstad, P.A., Jo, H.Y. and Rock, S.A. (2007). Hydraulic performance of geosynthetic clay liners in a landfill final cover. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(7), pp. 814-827.

Bianco, G., Giuseppe, N., Dominga, B., Giuseppe, A., Achille, P. and Tommaso, R. (2008). Polychlorinated biphenyls in contaminated soil samples evaluated by GC-ECD with dual-column and GC-HRMS. *Chemosphere*, 73(1), pp. 104-112.

Bouazza, A. (2002). Geosynthetic clay liner. *Geotextiles and Géomembranes*, 20(1), pp. 3-17.

Bourabah, M.A., Taibi, S. and Abou-Bekr, N. (2011). Valorisation des sédiments de dragage de barrages algériens : Cas du barrage de Cheurfas. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 15(2), pp. 179-196.

Bremle, G. and Larsson, P. (1998). PCB in the air during landfilling of a contaminated lake sediment. *Atmospheric Environment*, 32(6), pp. 1011-1019.

BRGM (2009). Recommandation pour la caractérisation de la perméabilité des barrières d'étanchéités des ISD. Rapport, 52 p.

Brievik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M. and Jones K.C. (2002). Toward a global historical emission inventory for selected PCB congeners- a mass balance approach 1. Global production and consumption. *Science of Total Environment*, vol. 290, pp. 181-198.

Brievik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M. and Jones K.C. (2007). Toward a global historical emission inventory for selected PCB congeners- a mass balance approach 3, an update. *Science of Total Environment*, vol. 377, pp. 296-307.

Brooke, N. (2006). http://www.blackwarriorriver.org.

Brooke, N. (2008). http://www.blackwarriorriver.org.

Brooks, R.H. and Corey, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Hydrology papers, Colorado State University*, March no. 3, 37 p.

Brunet, J.F. (2007). Etat des lieux sur la pollution des fleuves par les PCB dans le monde. Actions des pouvoirs publics. Exemples de décontamination. *BRGM/RP-55835-FR*, 167 p.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Burdine, N.T. (1953). Relative permeability calculations from pore-size distribution data. *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum*, 198, pp. 71-77.

Campbell, G.S. (1974). A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Science*, 117(6), pp. 311-314.

Cartaud, F. (2004). Modélisation des écoulements dans les interfaces des barrières d'étanchéité composites d'installation de stockage de déchets. *Thèse de Doctorat Ecole des Mines Paris Tech*., 276 p.

CFG, Comité Français de Géosynthétiques (1998). Recommandations générales pour la réalisation d'étanchéité par géosynthétiques bentonitiques. *Guide de recommendation, fascicule n°12*, 60 p.

Chahal, H., Pothier, C. and Djeran-Maigre, I. (2012). Landfill study using GCL for PCB contaminated sediments. *Proceedings of the 5th European Geosynthetics Congress,* pp. 111-118.

Chiou, C.T., Peters, L.J. and Freed, V.H. (1979). A physical concept of soil water equilibria for non-ionic organic compounds science. *Chemical Society*, London, 206(4420), pp. 831-832.

Chevreuil, M. (2009). La micropollution organique dans le bassin de la Seine, Maitrise des molécules créées par l'homme. *Rapport Agence de l'Eau Seine et Normandie*, p. 61.

Chung, J., Daniel and D., (2008). Modified fluid loss test as an improved measure of hydraulic conductivity for bentonite. *Geotechnical Testing Journal*, 31(3), pp. 243-251.

CITEPA (2012). http://www.citepa.org/fr/pollution-et-climat/polluants/polluant-organiques-persistants/polychlorobiphenyls

Cseh, T., Sanschagrin, S., Hawari, J. and Samson R. (1989). Adsorption-desorption characteristics of polychlorinated biphenyls on various polymers commonly found in laboratories. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(12), pp. 3150-3154.

Cui, Y.J. and Delage, P. (1996). Yielding and plastic behaviour of an unsaturated compacted silt. *Géotechnique*, 46(2), 291-311.

Daniel, D. (1993). Geotechnical practice for waste disposal. *Chapman and Hall*, London, ISBN 0412351706, 683 p.

Davidson, J.M., Stone, L.R., Nielsen, D.R. and Larue, M.E. (1969). Field measurement and use of soil-water properties. *Water Resources Research*, 5(6), pp. 1312-1321.

de Marsily (1981). Hydrogéologie quantitative. *Collection Sciences de la Terre, ed. Masson,* 215 p.

Didier, G. Al Nassar, M., Plagne, V. and Caseaux, D. (2002). Evaluation of self-healing ability of geosynthetic clay liners. *Geotechnical and Geological Engineering*, Melbourne, CD Rom.

Dixon, N. and Jones, D. R.V. (2004). Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes,* 23(3), pp. 205-233.

Djeran-Maigre I., Gasc-Barbier M., (2000). Hydromechanical modelling of experimentally compacted saturated argillaceous porous media. *Transport in Porous Media,* 41, 81-103

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Djeran-Maigre I., Mathieu, P. and Vacherie, S M., (2011). Caractérisation géotechnique et hydromécanique des sédiments de dragages de ports**. *Rapport technique, ANR PRECODD SEDIGEST,*** 47 p.

Dubois V. (2006). Etude du comportement physico-mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins – Valorisation en technique routière. *Thèse de Doctorat Université d'Artois,* 250 p.

Durner, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure, *Water Resources Research,* vol. 32, pp. 211-223.

Egloffstein T.A. (2001). Natural bentonites-influence of the ion exchange and partial desiccation on permeability and self-healing capacity of bentonites used in GCLs. *Geotextiles and Geomembranes,* 19(7), pp. 427-444.

Egloffstein, T. A. (2002). Bentonite as sealing material in geosynthetic clay liners-Influence of the electrolytic concentration, the ion exchange and ion exchange with simultaneous partial desiccation on permeability; Swets and Zeitlinger, Lesse pp. 141-153..

Ehsan, S., Prasher, S.O. and Marshall, W.D. (2007). Simultaneous mobilization of heavy metals and polychlorinated biphenyl (PCB) compounds from soil with cyclodextrin and EDTA in admixture. *Chemosphere,* 68(1), pp. 150-158.

Fredlund, D.G. and Rahardjo H. (1993). Soil mechanics for unsaturated soils. *John Wiley and sons New York,* 507 p.

Fredlund, D.G., Xing, A. and Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal,* 31(4), pp. 533-546.

Gaboriau, H. (1997). Propriétés des bentonites. *Géo-Bento, étanchéité par géosynthétiques bentonitiques : état de l'art,* Paris, pp. 2-43.

Gagnon, M. (1998). Bilan régional - Rive nord de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Zones d'intervention prioritaire 15 et 16. *Environnement Canada-région du Québec, conservation de l'environnement,* centre Saint-Laurent, 74 p.

Gaidi, L. (2002). Transfert par infiltration de l'eau et du soluté dans les sols non saturés. *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon,* 255 p.

Gardner, W.R. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science,* 85(4), pp. 228-232.

Gates, W.P. and Bouazza, A. (2010). Bentonite transformations in strongly alkaline solutions. *Geotextiles and Geomembranes,* 28(2), pp. 219-225.

Giguet-Covex, C., Arnaud, F., Poulenard, J., Enters, D., Reyss, J.L., Millet, L. and Vidal, O. (2010). Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *Journal of Paleolimnology,* 43(1), pp. 171-190.

Groleau, A. (2000). Précipitation de calcite, sédimentation et cycle du phosphore dans un lac Alpin. *Thèse de Doctorat Ecole Nationale des Ponts et Chaussées,* 251 p.

Guibert, F. 2009. Plans national et local PCB : Présentation des résultats de la campagne de prélèvements 2008 et premiers éléments de réflexion. *Rapport Agence de l'Eau Artois-Picardie Direction Ressources et Milieux Service Ecologie du Milieu*, 15 p.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Guyonnet, D., Gaucher, E., Gaboriau, H., Pons, C.H., Clinard, C., Norotte, V. and Didier, G. (2005). Geosynthetic clay liner interaction with leachate : correlation between permeability, microstructure, and surface chemistry. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 131(6), pp. 740-749.

Guyonnet, D., Touze-Foltz, N., Norotte, V., Pothier, C., Didier, G., Gailhanou, E., Blanc, P. and Warmont, F. (2009). Performance-based indicators for controlling geosynthetic clay liners in landfill applications. *Geotextiles and Geomembranes,* 27(5), pp. 321-331.

INRS (2007). Biphényles chlorés. Fiche toxicologique FT 194.

INERIS (2005). Fiche des données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Les polyChloroBiphenyles (PCB), DRC-02-25590-00DF045, 70 p.

Ironside, G, Bond, W., Francis D., Sheffer, M., Guy, M. and Duggan, D. (2001). Les éléments nutritifs dans l'environnement canadien : Rapport sur l'état de l'environnement au Canada. *Canada Environment,* 100 p.

Haigh, S. K. (2012). Mechanics of the Casagrande liquid limit test. *Canadian Geotechnical Journal,* 49(9), pp. 1015-1023.

Harrad, S.J., Sewer, A.P., Alcock, R., Boumphrey, R., Burnet,V., Duart Davidson, R., Halsall, C., Sanders, G., Waterhouse, K., Wild, S.R. and Jones, K.C. (1994). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the British environment : sinks, sources and temporal trends. *Environmental Pollution,* ver. 85, pp. 131-146.

Haxaire A. and Djeran-Maigre I., (2009). Influence of dissolution on the mechanical behaviour of saturated deep argillaceous rocks. *Engineering Geology*, vol. 109, pp. 255-261.

Hueckel, T. (1997). Chemo-plasticity of clays subjected to stress and flow of a single contaminant. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics,* 1997, vol. 21, pp. 43-72.

Jo, H.Y., Katsumi, T., Benson, C.H. and Tuncer, E. (2001). Hydraulic conductivity and swelling of non-prehydrated GCLs permeated with single-species salt solutions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 127(7), pp. 557-567.

Jo, H.Y., Benson, C.H. and Edil, T.B. (2004). Hydraulic conductivity and cation exchange in non-prehydrated and prehydrated bentonite permeated with weak inorganic salt solutions. *Clays and Clay Minerals,* 52(6), pp. 661-679.

Jones, D. McWatters, R. and Rowe, R.K. (2009). PCB migration in a 24 year old PCB storage facility. *Geo2010.* pp. 1400-1405.

Julien, P. Y. (2010). Erosion and sedimentation. *Cambridge University Press*, ISBN-13 978-0-511-71294-4, 371 p.

Jung, S. (2009). Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du Lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil). *Thèse de Doctorat Université de Paris Est,* 276 p.

Jury, W. A. (1982). Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resources Research,* 18(2), pp. 363-368.

Karickhoff, S., Brown, D. and Scott T.A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Environmental Protection,* vol. 13, pp. 241-248.

Kastanek, F., Kuncovaa, G. and Demnerovab, K. (1995). Laboratory and pilot-scale sorption and biodegradation of polychlorinated biphenyls from ground water. *International Biodeterioration and Biodegradation,* 35(1-3), pp. 287-300.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Keller, G. (1982). Organic matter and the geotechnical properties of submarine sediments. Geomarine Letters, 2(3-4), pp. 191-198.

Klánová, J., Matykiewiczová, N., Máčka, Z., Prošek, P., Láska, K. and Klán, P. (2008). Persistent organic pollutants in soils and sediments from James Ross Island, Antarctica. *Environmental Pollution,* 152(2), pp. 416-423.

Kolstad, D. (2000). Compatibility of Geosynthetic Clay Liners (GCLs) with Multi-Species Inorganic Solutions. *MS thesis, University of Wisconsin, Madison, WI.gates,* 334 p.

Kolstad, D.C., Benson, C.H. and Edil, T.B. (2004). Hydraulic conductivity and swell of nonprehydrated geosynthetic clay liner permeated with multispecies inorganic solutions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 130(12), pp. 1236-1249.

Krizek, R.J. (2004). Slurries in geotechnical engineering. *The Twelfth Spencer J. Buchanan Lecture,* 75 p.

Laréal, P. Didier, G. and Kastner, R. (1976). Mécanique des sols : VII**.** Propriétés physiques des sols, compactage des sols. *Cours INSA de Lyon,* 97 p.

Le Guern, C., Conil, P., Clozel, B., Albrecht M., Levacher, D., Proulhac, N., Schwartz, C. and Baticle, P. (2004). Aide à la gestion alternative au rejet en mer de sédiments contaminés provenant du dragage de sites portuaires*. Rapport final BRGM/RP-53470-FR,* 235 p.

Lee, L.M., Shackelford, C.D., Benson, C.H., Jo, H.Y. and Edil, T.B. (2005). Correlating index properties and hydraulic conductivity of Geosynthetic Clay Liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 131(11), pp. 1319-1329.

Leij, F.J. (1996). The UNSODA unsaturated soil hydraulic database : user's manual (Vol. 96, No. 95). *National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency,* 113 p.

Levacher, D., Colin, D., Perroni, A.C., Duan, Z. and Sun, L. (2006). Recyclage et valorisation de sédiments fins de dragage à usage de matériaux routiers. *Actes des IXe Journées Nationales de Génie Civil-Génie Côtier,* Brest, pp. 603-612.

Levacher, D. and Sanchez, M. (2011). Caractérisation de sédiments marins pour une mise en dépôt à terre et en remblai. *European Journal of Environmental and Civil Engineering,* 15(2), pp. 167-178.

Li, Y., Argillier, J.F. and Rosenberg, E., (1997). Static and dynamic filtration properties of aqueous suspensions of clays and electrolytes. *Revue de l'Institut Français du Pétrole,* vol. 52, pp. 207-218.

Liu Xianfeng. (2010). Transfert des solutions métalliques dans les argiles saturées et impact sur les microstructures**.** *Thèse de Doctorat Ecole Centrale de Nantes,* 281 p.

Lornage, R. (2006). Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. *Thèse de Doctorat Université Claude Bernard-Lyon I*, 278 p.

Magdaliniuk, S., Pisano, C., Vermersch, M., Imbert, T. and Allard, V. (2002). Enlèvement des sédiments-guide méthodologique-Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments de curage. *Rapport technique Agence de l' Eau Artois-Picardi,* 148 p.

Manassero, M., Benson, C.H. and Bouazza, A. (2000). Solid waste containment systems. *Proceedings of GeoEng,* November, pp. 520-642.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Manuelle, N. (2007). Scénarios de gestion de boues de dragage de cours d'eau : Rôle des bactéries dans la mobilité des polluants métalliques. *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon,* 2007, 312 p.

Marshall, C.E. (1964). The Physical chemistry and mineralogy of soils. Vol. 1: *Soil Materials: John Wiley,* New York, 388 p.

Mechlinska, A., Gdnaniec-Pietryka, M., Wolska, L. and Namiesnik, L. (2009). Evolution of models for sorption of PAHs and PCBs on geosorbents. *Trends in Analytical Chemistry,* 28(4), pp. 466-482.

MEDDE (2007). PCB l'état des lieux et le plan national d'actions. *Rapport public du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie,* 11 p.

MEDDE (2009). Guide de recommandations pour l'évaluation de « l'équivalence » en étanchéité passive d'installation de stockage de déchets, version 2. *Rapport public du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie,* 52 p.

Meer, S.R. and Benson, C.H., (2004). In service hydraulic conductivity of GCLs used in landfill cover. Laboratory and field studies**.** *Geo Engineering Report No. 04-17, GeoEngineering Program, Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison, Madison, USA, 2004,* 107 p**.**

Meer, S.R. and Benson, C.H. (2007). Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners exhumed from landfill final covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 133(5), pp. 550-563.

Mesri, G. and Olson, R.E. (1971). Mechanisms controlling the permeability of clay. *Clays and Clay Minerals,* vol. 19, pp. 151-158.

Meunier, A. (2005). Clays. Springer, ISBN 3-540-21667-7, 476 p.

Miller, J. (1998). Confined disposal facilities on the great lakes and Ohio river. *Division U.S. Army Corps of Engineers,* 24 p.

Miraoui, M. (2010). Prétraitement et traitement des sédiments de dragage en vue d'une valorisation dans le génie civil. *Thèse de Doctorat Université des Sciences et Technologies de Lille 1*. 210 p.

Mitchell, J. and Soga, K. (2005). Fundamentals of Soil Behavior, 3d edition. *John Wiley and Sons,* ISBN -13 : 978-0471-46302-7, 577 p.

MOE (2008). Pottersburg polychlorinated biphenyls (PCBs) storage site (questions and answers). *Minisitry of Environment in Ontario,* 5 p.

MOE (2010). Phytotoxicology investigation : Pottersburg PCB storage site London Ontario.2. *Ministry of Environment in Ontario,* Report No. S1033-2010, 13 p.

Mohamed, A.M.O. and Antia, H.E. (1998). Geoenvironmental Engineering*. Elsevier,* ISBN 0-444-89847-6, 731 p.

Morin, M.J. and Todor, P.C. (1977). Laterites and lateritic soils and other problem soils of the topics. *United States Agency for International Development,* A10/csd3682.

Mualem, Y (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research,* vol.12, pp. 513-522.

Muhammed N. (2004). Hydraulic, diffusion, and retention characteristics of inorganic chemicals in bentonite. *PhD Thesis University of South Florida.* 232 p.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Murad, A.A. and Cushman, J.H. (2000). Thermomechanical theories for swelling porous media with microstructure. *International Journal of Engineering Science,* vol. 38, pp. 517-564.

Myers, T.E. and Horner, P. (2003). Pilot-scale land treatment study at the Saginaw, MI confined disposal facility. DOER technical notes collection (ERDC TN-DOER-C35), U.*S. Army Engineer Research and Development Center,* Vicksburg, MS, 10 p.

Nations Unies, PNUE. (2001). Manuel de formation visant la préparation d'un Plan National pour la Gestion Ecologiquement Rationnelle des PCBs et des équipements contaminés aux PCBs dans le cadre de la mise en œuvre de la Convention de Bâle 2001. *Programme des nations unies sur l'environnement,* 97 p.

Needham, A.D., Gallagher, E.M.G. and Smith, J.W.N. (2004). Prediction of the long term generation of defects in HDPE liners. *Proceedings of the Third European Geosynthetics Conference,* pp. 507–514.

Needham, A.D., Smith, J.W.N. and Gallagher E.M.G. (2006). The service life of polyethylene géomembrane barriers. *Engineering Geology,* 85(1-2), pp. 82-90.

NRC (2001). A risk management strategy for PCB-contaminated sediments. *National Academy Press,* Washington DC, 452 p.

Palermo, M.R. and Averett, D.E. (2000). Confined disposal facility (CDF) containment measures : A summary of field experience. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-C18), *U.S. Army Engineer Research and Development Center,* Vicksburg, MS, 18 p. available on: http://www.wes.army.mil/el/dots/doer.

Pantet, A. and Monnet, P. (2007). Liquid–solid transition of kaolinite suspensions. *Mechanics of Materials,* 39(9), pp. 819-833.

Pekar, M., Pavlova, N. Gusev, A. Shatalov, V. Vulikh, N. Ioannisian, D. Dutchak, S. Berg T. and Hjellbrekke, A.-G. (1999). Long-range transport of selected persistent organic pollutants. Development of transport models for polychlorinated biphenyls, benzo[a]pyrene, dioxins/furans and lindane. *Joint report of EMEP centers: MSC-E and CCC, EMEP/MSC* Report 4/99, 176 p.

Pellet, M., Baranger, P. and Mouvet, C. (1993). Contamination du milieu naturel par des polychlorobiphényles (PCB) : connaissance du polluant et techniques de dépollution. *Rapport BRGM R37798,* 102 p.

Peng, J.F., Song, Y.S., Peng, Y., Cui, X. and Qiu, G.L. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediments. *Journal of Hazardous Materials,* vol.161, pp. 633–640.

Pereira, J.M. (2005). Etude des couplages hydromécaniques et effets de non-saturation dans les géomatériaux: application aux ouvrages souterrains. *Thèse de Doctorat Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat,* 188p.

Perkins, T.K. and Johnston, O.C. (1963). A review of diffusion and dispersion in porous media. *Old SPE Journal,* 3(1), pp. 70-84.

Petrov, R.J. and Rowe, R.K. (1997a). Geosynthetic clay liner (GCL) – chemical compatibility by hydraulic conductivity testing and factors impacting its performance. *Canadian Geotechnical Journal,* vol. 34, pp. 863-885.

Petrov, R.J., Rowe, R.K. and Quigley, R. (1997b). Selected factors influencing hydraulic conductivity of GCL. *Journal of Geotechnical and Geoenvironemental Engineering,* august, pp. 683-695.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Pierson, P., Cazaux, D., Guyonnet, D. and Chabertier, P. (2004). Fonds d'installation de stockage de déchets. *5ème Rencontres Géosynthétiques Francophones,* pp. 85-96.

Pirrion, T., Touze-Foltz, N., Croissant, D., Rosin-Paumier, S. and Ouvry, J. F. (2011). Performance d'un GSB dans une couverture d'installation de stockage de déchets après six ans en service. *Actes colloques rencontres 2011,* pp. 339-348.

Planete-TP. http://www.planete-tp.com/arase-et-couche-de-forme-a1020.html

Poignard, S. (1999). Etude des flux hydriques dans un sol non saturé hétérogène: application aux couvertures de décharge. *Thèse de Doctorat Université de Paris VI,* 305p.

Razakamanantsoa, A., Barast, G., Djeran-Maigre, I., Couradin, A. and Didier, G., (2008). Performance hydraulique d'un sol traité à la bentonite renforcé par ajout de polymère. *Journées Nationales de Géotechnique et de la Géologie de l'ingénieu*r, Nantes, 18-20/05/08,p.133 - 140.

Razakamanantsoa, A., Barast, G. and Djeran-Maigre, I., (2009). Etude hydromécanique des sols traités compactés à l'aide de filtre presse**.** *Congrès Français de Mécanique,* 24-28/08/09, Marseille.

Razakamanantsoa, A.R. (2009). Etudes du comportement hydromécanique, chimique et de la durabilité des géomatériaux d'étanchéité renforcés par ajout de polymères. *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon,* 248 p.

Razakamanantsoa, A., Barast, G. and Djeran-Maigre, I. (2011). Hydraulic conductivity determination of compacted sand-bentonite mixture using filter press. *Geotechnical Testing Journal*, 34(1), pp. 9-18.

Razakamanantsoa R., Barast, G. and Djeran-Maigre I., (2012). Hydraulic performance of activated calcium bentonite treated by polyionic charged polymer, *Applied Clay Sciences*, 59-60, 103-114.

Reddi, L.N. and Inyang, H. I. (2000). Geoenvironmental engineering : principles and applications. *CRC Press,* 506 p.

Rekik, B. and Boutouil, M. (2006). Étude de la compressibilité et de la micro structure d'un sédiment de dragage traité au liant hydraulique. *IXèmes Journées Nationales Génie Civil-Génie Côtier,* Brest. pp. 635-642.

Rekik, B. (2008). Compressibilité d'un sédiment de dragage traité au ciment à forts rapports E/C *Xèmes Journées Nationales Génie Civil – Génie Côtier,* pp. 795-804.

Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics,* 1(5), pp. 318-333.

Rollin, A., Marcotte, M., Chaput, L. and Caquel, F. (2002). Lessons learned from geo-electrical leaks surveys. *Proceedings of the Seventh International Conference on Geosynthetics,* Nice, vol. 2, pp. 527–530.

Rowe, R.K. (1987). Pollutant transport through barriers**.** *Proceedings of ASCE Specialty Conference, Geotechnical Practice for Waste Disposal'87, Ann Arbor***,** June, pp. 159–81.

Rowe, R.K., Quigley, R.M., Branchman, R.W.I. and Booker, J.R. (2004). Barrier Systems for Waste Disposal Facilities (2nd edition*). Taylor and Francis,* ISBN 0-203-30206-0, 586 p.

Rowe, R.K. (2005). Long-term performance of contaminant barrier systems. *Géotechnique,* 55(9), pp. 631-678.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Rowe, R. K., Mukunoki, T., Bathurst, R. J., Rimal, S., Hurst, P. and Hansen, S. (2007). Performance of a geocomposite liner for containing Jet A-1 spill in an extreme environment *Geotextiles and Geomembranes*, 25(2), pp. 68-77.

Rowe, R.K. (2009). System Engineering the design and operation of municipal solid waste landfills to minimize contamination of ground water. *Proceeding of International Symposium on Geo-Environmental Engineering,* Hangzhou, China September 8-10, pp. 391-404.

Ruelle, P., Buchmann, M., Ho, N. T. and Kesselring, U. W. (1993). Application of the mobile order theory to the prediction of aqueous solubility of chlorinated benzenes and biphenyls. *Environmental science & technology*, 27(2), pp. 266-270

Ruhl, J.L. and Daniel, D.E. (1997). Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 123(4), pp. 369-381.

Rusch, B. (2010). Étude spectroscopique en conditions hydrodynamiques contrôlées du transfert des espèces organiques à l'interface minéral/solution. *Thèse Université Henri Poincaré,* Nancy 1. 283 p.

Saadi, A.L. (2003). Méthodologie de contrôle de l'homogénéité et de la perméabilité des barrières argileuses. *Thèse de Doctorat à l'INSA de Lyon,* 294 p.

Saiyouri, N., Hicher, P.Y. and Tessier, D. (2000). Microstructural approach and transfer water modelling in highly compacted unsaturated swelling clays. *International Journal of Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, vol. 5, pp. 41-60.

Salomons, W. (2004). European catchments : Catchment changes and their impact on the coast. *Institute for Environmental Studies,* Amsterdam, 55 p.

Santamarina, J.C., Klein, K.A., Wang, Y.H. and Prencke, E. (2002), Specific Surface: Determination and Relevance. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 39, pp. 233-241

Schenning, J.A. (2004). Hydraulic performance of polymer modified bentonite. *PhD thesis University of South Florida,* 144 p.

Schneider, G. (2001). Le curage des sédiments des cours d'eau. Rapport INRA, Disponible sur : http://www.inra.fr/dpenv/curage.htm

Schorer, M. (1997). Pollutant and organic matter content in sediment particle size fractions. Freshwater contamination. *Proceedings of Rabat symposium S4*, April-May 1997, IAH publ. no. 243, pp. 59-67.

Scordia, P. Y. (2008). Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. *Thèse de Doctorat Ecole Centrale de Lille,* 2008, 202 p.

Scrudato, R.J., Chiarenzelli, J.R. and Michele, P. (1999). Remediation of PCB-contaminated sediments : volatility and solubility consideration. *Remediation Journal,* Springer, vol. 9, n°2, pp. 7–21.

Sednet (2004). Contaminated sediments in European river basins. *Report European sediment research network,* 2004, 78 p. Disponible sur : http://www.sednet.org/download/Sednet_booklet_final.pdf

Shackelford, C.D., Benson, C., Katsumi, H., Edil, T. and Lin, L. (2000). Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. *Geotextiles and Geomembranes,* vol. 18, pp. 133-161.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Shackelford, C.D., Sevick, G. W. and Eykholt, G. R. (2010). Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to tailings impoundment solutions. *Geotextiles and Geomembranes,* 28(2), pp. 149-162.

Shan, H.S. and Daniel, D.E. (1991). Results of laboratory tests on geotextile/bentonite liner material. *Proceedings of Geosynthetics Conference,* Atlanta USA, pp. 517-532.

Silvestre, P., Norotte, V. and Obert, O. (2004). Les géosynthétiques en couverture. *5ème Rencontres Géosynthétiques Francophones,* 2003/2004, pp. 97-113.

Sivakumar Babu G.L., Sporer H., Zanzinger H., Gartung E. (2002). Desiccation behaviour of selected geosynthetic clay liners. *Zanzinger, Koerner & Gartung (eds.), Clay Geosynthetic Barriers. Balkema,* Netherlands, pp. 295-302.

Slim, R (2007). Etude et conception d'un procédé de séchage combiné de boues de stations d'épuration par énergie solaire et pompe à chaleur. *Thèse de Doctorat Ecole Nationales Supérieures des Mines de Paris,* 132 p.

Stern, O. (1924). The theory of the electrolytic double-layer. Zeit. *Elektrochem,* 30, pp. 508-516.

Tang, N.H. and Myers, T.E. (2002). PCB removal from contaminated dredged material. *Chemosphere,* 46(3), pp. 477-484.

Taylor, K.G., Owens, P.N., Batalla, R.J. and Garcia., C. (2008). Sediment and contaminant sources and transfers in river basins. *Sustainable Management of Sediment Resources,* vol. 4, pp. 83-135.

Than Trong Tran H. (2013). Modélisation élastoplastique à surfaces duales pour simuler le comportement non drainé de sable lâche préchargé. *Thèse de Doctorat Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat,* 200 p.

Theofanis, Z.U., Astrid, S., Lidia, G. and Calmano, W.G. (2001). Contaminant in sediments remobilisation and demobilization. *Science of Total Environment,* 266(3-5), pp. 195-202.

Tran, T.N. (2009). Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. *Thèse Doctorat Ecole des Mines de Douai,* pp. 225.

Tribout, C. and Husson, B. (2011). Use of treated sediments in road building techniques. *European Journal of Environmental and Civil Engineering,* 15(2), pp. 197-213.

USACE. (2003a). Great lakes confined disposal facilities. *Report department of the army – US Army Corps of Engineers,* 70 p.

USACE. (2003b). Evaluation of dredged material proposed for disposal at island near shore or upland confined disposal facilities. *Testing manual department of the army – US Army Corps of Engineers,* 337 p.

USEPA. (1994). Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program-remediation guidance document. EPA 905-R94-003, *U.S. Environmental Protection Agency,* available on: http://www.epa.gov/glnpo/arcs/EPA-905-B94-003/EPA-905-B94-003.html

USEPA. (2001). Proposed Remedial Action Plan Lower Fox River and Green Bay. *Report U.S. Environmental Protection Agency,* 40 p.

USEPA. (2006). EPA Reviews Landfill Permit; Requests Public Comment. *U.S. Environmental Protection Agency,* 8 p.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Vachaud, G. (1966). Vérification de la loi de Darcy généralisée et détermination de la conductivité capillaire à partir d'une infiltration horizontale. *International Association of Hydrological Sciences,* vol. 82, 277-292.

Van Damme, H. (2002). L'eau et sa représentation. Mécanique des sols non saturés, Hermès *Science Publication,* Lavoisier. pp. 23-68.

van Genuchten, M. Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America,* vol. 44, pp. 892-898.

Velde, B. and Meunier, A. (2008). The origin of clay minerals in soils and weathered rocks. *Springer.* 406 p.

Wind, G. P. (1972). A hydraulic model for the simulation of non-hysteretic vertical unsaturated flow of moisture in soils. *Journal of Hydrology,* 15(3), pp. 227-246.

Wolff, M.S. (1985). Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCB*). Environ Health Perspect,* vol. 60, pp. 133-138.

Zekkos, D., Kavazanjian, E., Bray, J., Matasovic, N. and Riemer, M. (2011). Physical characterization of municipal solid waste for geotechnical purposes geoenvironment engineering. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* 136(9), pp. 1231-1241.

Zentar, R., Dubois, V. and Abriak, N.E. (2008). Mechanical behaviour and environmental impacts of a test road built with marine dredged sediments. *Resources, Conservation and Recycling,* 52(6), pp. 947-954.

Zentar, R., Abriak, N.E. and Dubois, V. (2009a). Effects of salts and organic matter on Atterberg limits of dredged marine sediments. *Applied Clay Science,* 42(3), pp. 391-397.

Zentar R., Abriak N.E. and Tran N.T. (2009b). Caractérisation et étude de l'impact sur l'environnement de sédiments dragués dans le nord de la France. *Revue Paralia,* n° 2, pp 4.1–4.12.

Zhang, F., Low, P. F. and Roth, C. B. (1995). Effects of monovalent, exchangeable cations and electrolytes on the relation between swelling pressure and interlayer distance in montmorillonite. *Journal of Colloid and Interface Science,* 173(1), pp. 34-41.

Zitko, V. (1971). Polychlorinated biphenyls (PCB) solubilized in water by nonionic surfactants for studies of toxity to aquatic animals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,* 5(3), pp. 279-285.

Zri, A., Abriak, N.E. and Zentar, R. (2011). Caractérisation physico-mécanique d'un sédiment brut et traité à la chaux. *European Journal of Environmental and Civil Engineering,* 15(2), pp. 239-267.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

Normes

NF P94-054 Octobre 1991

Sols : reconnaissance et essais - Détermination de la masse volumique des particules solides des sols - Méthode du pycnomètre à eau.

NF P94-057 Mai 1992

Sols : reconnaissance et essais - Analyse granulométrique des sols - Méthode par sédimentation.

NF P11-300 Septembre 1992

Exécution des terrassements - Classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et des couches de forme d'infrastructures routières

NF P94-040 Octobre 1993

Sols : reconnaissance et essais - Méthode simplifiée d'identification de la fraction 0/50 mm d'un matériau grenu - Détermination de la granulométrie et de la valeur de bleu.

NF P94-051 Mars 1993

Sols : reconnaissance et essais - Détermination des limites d'Atterberg - Limite de liquidité à la coupelle - Limite de plasticité au rouleau.

NF P94-050 Septembre 1995

Sols : reconnaissance et essais - Détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux - Méthode par étuvage.

XP P94-041 Décembre 1995

Sols : reconnaissance et essais - Identification granulométrique - Méthode de tamisage par voie humide.

NF P94-056 Mars 1996

Sols : reconnaissance et essais - Analyse granulométrique - Méthode par tamisage à sec après lavage.

NF P94-048 Octobre 1996

Sols : reconnaissance et essais - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode du calcimètre

XP P94-090-1 Décembre 1997

Sols : reconnaissance et essais - Essai oedométrique - Partie 1 : essai de compressibilité sur matériaux fins quasi saturés avec chargement par paliers.

NF P94-068 Octobre 1998

Sols : reconnaissance et essais - Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux - Détermination de la valeur de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux par l'essai à la tache.

XP P94-047 Décembre 1998

Sols : reconnaissance et essais - Détermination de la teneur pondérale en matières organiques d'un matériau - Méthode par calcination.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

NF P94-093 Octobre 1999

Sols : reconnaissance et essais - Détermination des références de compactage d'un matériau - Essai Proctor normal. Essai Proctor modifié.

NF P94-093 Octobre 1999

Sols : reconnaissance et essais - Détermination des références de compactage d'un matériau - Essai Proctor normal. Essai Proctor modifié.

XP P84-703 Août 2002

Géosynthétiques bentonitiques - Détermination de la capacité de gonflement de l'argile dans les géosynthétiques bentonitiques

NF P84-705 Novembre 2008

Géosynthétiques bentonitiques - Détermination à l' œdoperméamètre des caractéristiques de gonflement, flux et perméabilité des géosynthétiques bentonitiques (GSB) - Essai de caractérisation et essai de performance

ASTM D5891-95 February 2009

Historical Standard: ASTM D5891-95 Standard Test Method for Fluid Loss of Clay Component of Geosynthetic Clay Liners

ASTM D 5890 January 2011

Standard Test Method for Swell Index of Clay Mineral Component of Geosynthetic Clay Liners

British Standard Institution, (1990)

Method of test for soils for civil engineering purposes (BS 1377 Part: 2), London.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés

FOLIO ADMINISTRATIF

THESE SOUTENUE DEVANT L'INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUEES DE LYON

NOM : **CHAHAL** DATE de SOUTENANCE : 23/07/2013

Prénoms : **Hadi**

TITRE :

Etude du comportement hydromécanique des sédiments pollués par les PCB en interaction avec les géomatériaux pour un stockage hors site

NATURE : **Doctorat** Numéro d'ordre : 2013-ISAL-0077

Ecole doctorale :

MEGA

Spécialité :

Genie civil

RESUME :

A l'heure actuelle, des sédiments fluviaux et lacustres se trouvent pollués par des substances telles que les polychlorobiphényles (PCB), à des degrés de gravité divers. Les PCB se présentent comme des micropolluants persistants dans l'environnement et nuisibles à la santé. Un programme de recherche « PCB-Axelera » est conduit afin de se pencher sur cette problématique et explorer les solutions d'élimination ou de diminution de cette pollution.

En France, l'ensemble des arrêtés préfectoraux (30/10/2002 et 14/06/2000) et le décret du 18/04/2002 considèrent les sédiments pollués comme déchets et autorisent leur stockage dans les installations de stockage de déchets si leurs teneurs en PCB sont comprises entre 0,68 ppm et 50 ppm. L'objectif principal de cette étude est de concevoir une méthodologie adaptée pour une installation de stockage de déchets non-dangereux ISDND. Les géomatériaux dans ce stockage seront utilisés comme barrière d'étanchéité pour les sédiments pollués.

L'étude est composée de trois parties :

1. Dans la première partie la caractérisation hydromécanique et chimique des sédiments pollués par les PCB est présentée. La classification des sédiments et une analyse environnementale sont effectuées. Le comportement mécanique du sédiment est déterminé à l'aide de l'œdomètre. Quant au comportement hydromécanique il est étudié à l'aide du filtre presse et du perméamètre à paroi rigide (PPR). Cette caractérisation est indispensable pour proposer la meilleure mise en œuvre des sédiments dans le centre de stockage.

2. Dans la deuxième partie, les performances hydraulique (perméabilité) et mécanique (gonflement) des différents géomatériaux en contact avec un fluide extrait du sédiment et d'autres fluides synthétiques contenant des PCB sont explorées. L'étude du gonflement des géomatériaux est réalisée à l'échelle du laboratoire tandis que, l'étude de sa performance hydrique est réalisée sur deux échelles centimétrique et métrique. L'étude menée sur un pilote de 1,2 m3 de volume comprenant un système de pluviation automatique a permis de suivre les tassements à l'aide d'un capteur ultrason et de mesurer la perméabilité des sédiments et des géomatériaux sous conditions réelles de stockage.

3. Dans la troisième partie, une modélisation hydraulique 1 D est développée afin de suivre le front d'eau au sein d'un échantillon de sédiment soumis à une charge hydraulique représentant l'expérimentation dans un PPR. La méthode VER est utilisée. Un modèle hydrique du sédiment est proposé pour reproduire les résultats expérimentaux. La courbe de rétention d'eau du sédiment est calculée à l'aide du modèle de Durner (1994).

Les résultats expérimentaux montrent que le degré de contamination en PCB de ces sédiments n'influence pas le comportement hydromécanique et donc la qualité d'étanchéité des géomatériaux étudiés. Les résultats numériques de simulation du comportement hydraulique du sédiment sont en concordance avec les résultats expérimentaux. La solution de stockage hors site des sédiments pollués est alors envisageable puisqu'elle confine la pollution en éliminant le risque de contamination du milieu environnant.

MOTS-CLES :

Sédiments, caractérisation hydromécanique, PCB, géomatériaux, pollution, milieux poreux non saturés.

Laboratoire de recherche :

Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE)

Directeur de thèse:

Irini DJERAN-MAIGRE

Encadrant :

Catherine POTHIER

Président de jury :

Daniel LEVACHER

Composition du jury :

Pr. Christine de BRAUER, Pr. Irini DJERAN-MAIGRE, Pr. Daniel LEVACHER, Ing. Guillaume LOUCHEZ, MCF. Catherine POTHIER, Pr. Nadia SAIYOURI

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0077/these.pdf
© [H. Chahal], [2013], INSA de Lyon, tous droits réservés