



HAL
open science

Développement de géocomposites innovants dédiés à l'assèchement de boues minières. Contribution des phénomènes mécanique et électro-osmotique

S. Bourgès-Gastaud

► **To cite this version:**

S. Bourgès-Gastaud. Développement de géocomposites innovants dédiés à l'assèchement de boues minières. Contribution des phénomènes mécanique et électro-osmotique. Sciences de l'environnement. Doctorat Océan, atmosphère, hydrologie, Université de Grenoble, 2014. Français. NNT: . tel-02599955

HAL Id: tel-02599955

<https://hal.inrae.fr/tel-02599955>

Submitted on 16 May 2020

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.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Océan, atmosphère, hydrologie.**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Sébastien Bourgès-Gastaud

Thèse dirigée par **Nathalie Touze-Foltz**,
codirigée par **Yves-Henri Faure**,
préparée au sein de **l'Irstea**,
dans **l'École Doctorale Terre, Univers, Environnement**

Développement de géocomposites innovants dédiés à l'assèchement de boues minières

*Contribution des phénomènes
mécanique et électro-osmotique*

Thèse soutenue publiquement le **7 mai 2014** à **Antony**,
devant le jury composé de :

M. Philippe DELMAS

Professeur du Cnam, titulaire de la chaire de géotechnique

Rapporteur

M. Dominique GUYONNET

Directeur de l'Enag-BRGM School

Rapporteur

M. Patrick PIERSON

Professeur de l'université de Grenoble

Examineur

M Yves DURKHEIM

PDG d'Afitex

Examineur

M. Laurent EISENLOHR

IDTPE au Cerema

Examineur

Mme Nathalie TOUZE-FOLTZ

IDAE à Irstea

Directrice de thèse



Résumé

Cette thèse évalue les perspectives d'utilisation des géocomposites de drainage pour l'assèchement des déchets miniers à forte teneur en eau et en argiles se présentant sous forme de boues. L'industrie minière produit de gigantesques quantités de boues : par exemple, 24 000 m³ de boues sont produits chaque jour dans une laverie de phosphate au Maroc et la séparation du bitume à partir des sables bitumineux génère 10 barils de boue par baril de pétrole extrait. Ces boues sont problématiques pour différentes raisons : elles sont liquides et se comportent comme des suspensions colloïdales. Elles se consolident très lentement ce qui limite le recyclage de l'eau qu'elles contiennent. Ainsi, elles limitent grandement la réhabilitation des parcs à résidus dans lesquelles elles sont stockées. Ces parcs à résidus ont une emprise au sol importante et présentent un taux de rupture des barrages les entourant élevés. Ces ruptures peuvent générer des coulées de boue destructrices. La première partie de la thèse résume l'état de l'art : les principaux déchets miniers sont caractérisés, ainsi que les géosynthétiques utilisés pour les applications de filtration et de drainage. Ensuite, le comportement particulier des boues est expliqué par les phénomènes électrochimiques se produisant à la surface des particules argileuses. De cette approche découlent les méthodes permettant d'assécher les boues.

Améliorer l'assèchement des boues minières est nécessaire afin de limiter l'emprise au sol des parcs à résidus et d'augmenter leur stabilité, mais aussi de permettre le recyclage de l'eau qu'ils contiennent. La solution envisagée dans ce travail de recherche consiste à insérer des géocomposites (GCP) dans les parcs à résidus afin de permettre à l'eau contenue dans la boue de s'évacuer. Afin d'attester de la viabilité et de la faisabilité de cette solution, il convenait d'évaluer chacune des fonctions assurées par les GCP. La thèse s'articule autour de trois volets : les fonctions classiques de filtration et de drainage et une nouvelle fonction de conduction électrique.

Tout d'abord, la fonction "drainage" a été investiguée à l'aide de trois dispositifs de mesure différents. La publication qui en résulte met en évidence le biais induit par les tests standards pour les GCP à mini-drains : les tests standards sous-estiment la transmissivité d'environ 13%, ce qui peut être problématique lors du dimensionnement d'un GCP pour de longues distances de drainage, comme par exemple dans les applications minières. Nous préconisons la mesure directe de la capacité de décharge des mini-drains pour évaluer la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains.

Ensuite la fonction "filtration" des géotextiles (GTX) aiguilletés composant les GCP a été investiguée avec des boues. Contrairement à la filtration des sols, la filtration de boue demeure peu décrite dans la littérature. De par la nature des boues, leur filtration semblait très délicate : les boues sont des matériaux fins à forte teneur en eau dans lesquelles les particules sont en interactions électrostatiques. Des tests de filtration sous pression ont permis de tester 8 GTX contrastés avec une même boue fortement argileuse, puis 8 boues de granularités différentes avec un même GTX. Les résultats indiquent que les boues peuvent être filtrées avec des GTX choisis sur la base de leur ouverture de filtration : une boue ayant un d_{90} égal à 15 μm peut être filtrée

avec un GTX dont l'ouverture de filtration est de 98 μm . En fait, les GTX n'ont un impact que durant les premiers instants de la filtration : ils retiennent alors les particules les plus grossières ce qui induit la formation d'un gâteau de filtration qui devient très rapidement l'élément filtrant alors que le GTX n'est plus qu'un support. Par ailleurs, les essais avec une même boue filtrée par 8 GTX différents conduisent à un même assèchement final et les 8 boues différentes conduisent à 8 assèchements différents alors qu'elles sont filtrées avec un même GTX. Ainsi l'assèchement final est uniquement contrôlé par la composition de la boue et est totalement indépendant du GTX utilisé. Il apparaît que l'assèchement final est une caractéristique intrinsèque à la boue dépendant de sa composition. Ces essais ont permis de tester l'assèchement mécanique des boues : malgré la pression appliquée de 50 kPa, une part importante de l'eau reste dans la boue. Face aux limites des moyens mécaniques à extraire l'eau la plus liée, il est apparu essentiel de proposer un nouveau moteur à l'assèchement des boues.

La troisième fonction investiguée constitue une nouvelle fonction pour les GCP : en insérant des éléments conducteurs, on aboutit à un géocomposite électrocinétique (eGCP) qui permet d'appliquer le phénomène d'électro-osmose (EO) dans les boues. Dans les boues, on distingue différents niveaux de liaison de l'eau aux particules. L'assèchement mécanique, mis en œuvre lors des tests de filtration, peut extraire l'eau libre et une partie de l'eau interstitielle. En revanche, l'eau de surface ne peut pas être enlevée mécaniquement. L'EO est un phénomène électrocinétique qui permet de mobiliser une partie de l'eau de surface et de la déplacer de l'anode vers la cathode en imposant un courant électrique. Des prototypes d'eGCP ont été développés et ensuite testés dans un dispositif expérimental dédié qui permet d'assécher une boue en la soumettant à la fois à une contrainte mécanique et à un potentiel électrique. La filtration et la conduction électrique sont assurées par des eGCP disposés de part et d'autre de la boue. La boue testée est issue des sables bitumineux et est considérée comme très problématique : de par son comportement colloïdal, sa consolidation est extrêmement lente. Les résultats obtenus avec un eGCP à base de carbone sont très encourageants : la phase mécanique porte la siccité de la boue de 45% à 61%, ensuite l'EO permet d'atteindre une siccité de 77% et une résistance au cisaillement moyenne de 77 kPa, alors que la directive règlementant ce type de boue au Canada exige d'atteindre 10 kPa, 5 ans après le dépôt. Ce travail sur les eGCP s'est conclu par le dépôt d'un brevet.

Pour conclure, les différentes expérimentations réalisées attestent du fonctionnement de deux des fonctions classiques des GCP avec des boues (filtration et drainage) et confirment que l'ajout d'une fonction de conduction électrique permet d'améliorer substantiellement l'assèchement des boues minières.

Sommaire

RÉSUMÉ	1
LISTE DES FIGURES.....	6
LISTE DES TABLEAUX	8
NOTATIONS ET ABRÉVIATIONS.....	9
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	11
CHAPITRE I. LES DÉCHETS MINIERS	14
1. L'INDUSTRIE EXTRACTIVE.....	15
1.1 <i>Économie du secteur minier</i>	16
1.2 <i>Chute de la teneur de coupure</i>	18
1.3 <i>Quantité de déchets produite</i>	19
2. STOCKAGE DES DÉCHETS MINIERS	20
2.1 <i>Barrage des parcs à résidus</i>	22
2.2 <i>Rupture de barrage</i>	24
2.3 <i>Niveau piézométrique dans les barrages</i>	25
2.4 <i>Remplissage des parcs à résidus</i>	26
3. NATURE DES RDC.....	27
3.1 <i>Mines en roches dures : métaux</i>	27
3.2 <i>Aluminium</i>	28
3.3 <i>Sables bitumineux</i>	29
3.4 <i>Mine de phosphate de Houribga</i>	35
4. CONCLUSION.....	39
5. PERSPECTIVES DE RECHERCHE	40
CHAPITRE II. LES GÉOSYNTHÉTIQUES EN FILTRATION ET DRAINAGE.....	41
1. INTRODUCTION.....	42
1.1 <i>Nature des matériaux à filtrer</i>	43
1.2 <i>Différents types de géosynthétiques</i>	44
2. LES GÉOCOMPOSITES DE DRAINAGE.....	45
2.1 <i>Différents types de GTX</i>	45
2.2 <i>Différents types d'âme drainante</i>	46
2.3 <i>Fonction drainage</i>	47
3. CARACTÉRISTIQUES DES GTX POUR LA FILTRATION.....	50
3.1 <i>Filtration industrielle</i>	50
3.2 <i>Filtration géotechnique</i>	51
3.3 <i>Caractéristiques de base des GTX</i>	52
3.4 <i>Porométrie des GTX</i>	53
3.5 <i>Impact de la compression sur les GTX</i>	57
4. FILTRATION DES SOLS PAR GÉOTEXTILE	59
4.1 <i>Caractéristiques des sols</i>	59
4.2 <i>Test de compatibilité sol-GTX</i>	63
4.3 <i>Critère de dimensionnement</i>	65
4.4 <i>Disfonctionnement de la filtration</i>	68
5. FILTRATION DE BOUE PAR GÉOTEXTILE	71
5.1 <i>"Fine fraction filtration test"</i>	71
5.2 <i>Assèchement des boues par géotubes</i>	72
5.3 <i>Test de filtration sous pression</i>	73
6. CONCLUSION.....	75

CHAPITRE III. BOUES ARGILEUSES ET PHÉNOMÈNES ÉLECTROKINÉTIQUES	76
1. INTRODUCTION.....	77
1.1 Différentes types de boues	77
1.2 Rhéologie des boues.....	78
2. LES ARGILES	79
2.1 Structure des argiles.....	79
2.2 Relation résistance au cisaillement-siccité	81
2.3 Charge électrique des argiles	82
2.4 Double couche électrique	82
3. ASSÈCHEMENT DES BOUES	85
3.1 Niveau de liaison de l'eau.....	85
3.2 Implication sur l'assèchement	85
4. PHÉNOMÈNES ÉLECTROKINÉTIQUES	88
4.1 Nature des phénomènes.....	88
4.2 Application géotechnique de l'EO.....	90
4.3 Application des autres phénomènes électrokinétiques	95
5. LES GÉOSYNTHÉTIQUES ÉLECTROKINÉTIQUES.....	97
5.1 Différents prototypes d'EKG	98
5.2 Tests des prototypes d'EKG	99
5.3 Corrosion des anodes métalliques.....	100
6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	102
PARTIE 2 EXPÉRIMENTATION SUR LES FONCTIONS DE BASE DES GCP À MINI-DRAINS	104
CHAPITRE IV. CAPACITÉ DE DÉBIT DANS LE PLAN DES GCP À MINI-DRAINS	107
1. ARTICLE 1 : MULTISCALE TRANSMISSIVITY STUDY OF DTPG : EFFECT OF EXPERIMENTAL DEVICE ON TEST REPRESENTATIVENESS	108
1.1 Introduction.....	108
1.2 Principaux résultats.....	120
2. CONCLUSION.....	121
CHAPITRE V. FILTRATION DE BOUES SILTO-ARGILEUSES PAR GTX-NT	122
1. ARTICLE 2 : NONWOVEN GEOTEXTILES TO FILTER CLAYEY SLUDGE : AN EXPERIMENTAL STUDY	123
1.1 Introduction.....	123
1.2 Expérimentation	124
1.3 Principaux résultats.....	148
2. CONCLUSION.....	150
PARTIE 3 DÉVELOPPEMENT DE GCP CONDUCTEURS (EGCP)	151
CHAPITRE VI. EXPÉRIMENTATION PRÉLIMINAIRE DES PHÉNOMÈNES ÉLECTROKINÉTIQUES	153
1. INTRODUCTION.....	154
1. FONCTIONNALISATION D'UN GTX PAR PANI.....	155
2. ÉLECTROCOAGULATION DE BOUE ARGILEUSE SANS ANODE SACRIFICIELLE	157
2.1 Introduction.....	157
2.2 Matériel et méthode	157
2.3 Résultats principaux	159
2.4 Conclusion	162
3. ÉLECTRO-OSMOSE D'UNE BOUE DE KAOLINITE	163
3.1 Objectifs	163
3.2 Matériel.....	163
3.1 Résultats principaux	167
3.2 Conclusion	176
4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	177
CHAPITRE VII. ASSÈCHEMENT DE FFT PAR GCP CONDUCTEURS	179
1. CONTEXTE DU PROJET	180
2. ARTICLE 3 : A LABORATORY DEVICE TO CHARACTERIZE ELECTROKINETIC GEOCOMPOSITES FOR FLUID FINE TAILING	181
2.1 Objectifs de l'article.....	181

2.2	<i>Principaux résultats</i>	211
3.	ARTICLE 4 : ELECTRO-DEWATERING OF FLUID FINE TAILINGS BY USING ELECTROKINETIC GEOCOMPOSITES.....	212
3.1	<i>Introduction</i>	214
3.2	<i>Electrokinetic geosynthetics</i>	216
3.3	<i>Materials and method</i>	220
3.4	<i>Results</i>	226
3.5	<i>Conclusion</i>	230
3.6	<i>Principaux résultats</i>	231
4.	ASSÈCHEMENT DE FFT AVEC DES EGCP À BASE DE CARBONE.....	233
4.1	<i>Prototypes utilisés</i>	233
4.2	<i>Tests réalisés</i>	234
4.3	<i>Principaux résultats</i>	235
4.4	<i>Conclusion</i>	239
5.	SYNTHÈSE DES ÉTATS FINAUX.....	240
6.	CONCLUSION.....	241
CHAPITRE VIII. BREVET D'UN GCP CONDUCTEUR À MINI-DRAINS.....		242
1.	INTRODUCTION.....	242
2.	BREVET AFITEX/11/FR.....	243
3.	FIGURES.....	269
4.	CONCLUSION.....	274
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		275
PERSPECTIVES.....		278
RÉFÉRENCES.....		280
ANNEXE 1 FILTRATION DE BOUE PAR GTX-NT.....		293
ANNEXE 2 TRAVAIL RÉALISÉ À SAGEOS.....		295
1	PRODUCTION DE FFT SYNTHÉTIQUES.....	295
2	PROTOCOLE DES TESTS.....	298
4.1	<i>Préparation</i>	298
4.2	<i>Remplissage</i>	302
4.3	<i>Mesures effectuées</i>	303
4.4	<i>Déroulement de l'expérience</i>	305
4.5	<i>Démontage</i>	306
ANNEXE 3 FICHES TECHNIQUES.....		308

Liste des figures

FIGURE I-1	LA MINE INFERNALE.	16
FIGURE I-2	INDICES DES PRIX DES MATIÈRES PREMIÈRES, MONDE, 1960-2010, (BASE 100 EN 2000) (MARCIL, 2011).	17
FIGURE I-3	PRODUCTION MINIÈRE ANNUELLE, AUSTRALIE (MUDD, 2009).	17
FIGURE I-4	ÉVOLUTION DE LA TENEUR DES MINES EN AUSTRALIE (MUDD, 2009).	18
FIGURE I-5	GIGANTISME DES MINES MODERNES :).	19
FIGURE I-6	RELATION NON LINÉAIRE ENTRE LA SICCITÉ ET LA TENEUR EN EAU.	22
FIGURE I-7	SCHÉMA DE SYNTHÈSE DES FLUX DE MATÉRIAU DANS UNE MINE.	22
FIGURE I-8	SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTS TYPES DE BARRAGE. (KLOHN, 1980).	23
FIGURE I-9	COUPE SCHÉMATIQUE D'UN BARRAGE CONSTRUIT PAR LA MÉTHODE AMONT CONTRÔLÉE.	24
FIGURE I-10	ORIGINE DES RUPTURES DE BARRAGE MINIER (BLIGHT, 2009).	24
FIGURE I-11	VARIATION DE LA HAUTEUR DE LA ZONE SATURÉE EN FONCTION DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES.	25
FIGURE I-12	FLUX DE MATIÈRE DANS UNE EXPLOITATION DE SABLE BITUMINEUX (UNITÉ BARILS OU TONNES). D'APRÈS BGC (2010). ..	30
FIGURE I-13	CARTE DU TAILINGS POND DE LA MINE DE MUSKEG RIVER ; FFT (FLUID FINE TAILINGS) : RDC FLUIDES.	31
FIGURE I-14	DIAGRAMME TERNAIRE DE COMPOSITION DES RDC DE SABLES BITUMINEUX.	32
FIGURE I-15	PROFIL DES PRESSIONS ET CONTRAINTES DANS DES MFT APRÈS 25 ANS. (JEERAVIPOOLVARN ET AL., 2009).	33
FIGURE I-16	RELATION ENTRE LA SICCITÉ DES FFT ÉPAISSIS ET LEUR RÉSISTANCE AU CISAILLEMENT.	35
FIGURE I-17	VUE SATELLITE DU PARC DE DAOUI ET PLAN INTERPRÉTÉ DES BASSINS.	36
FIGURE I-18	CHEMINÉE DU PARC DE MEA. L'AFFLEUREMENT DE LA LIGNE DE BOUE EMPÊCHE D'UTILISER CETTE CHEMINÉE.	37
FIGURE II-1	PHOTOGRAPHIES DE GTX : À G. : UN NON-TISSÉ ; À D. : UN TISSÉ.	45
FIGURE II-2	PHOTOGRAPHIES DE TROIS GÉOCOMPOSITES DE DRAINAGE DIFFÉRANT PAR LEUR ÂME DRAINANTE.	46
FIGURE II-3	SCHÉMA D'UN TRANSMISSIVIMÈTRE À CHARGE CONSTANTE UTILISÉ DANS LES 2 NORMES SUSCITÉES.	47
FIGURE II-4	INTRUSION DU FILTRE, ICI REPRÉSENTÉE SUR UN GÉOCOMPOSITE À GÉOESPACEUR GAUFRÉ.	48
FIGURE II-5	CAPACITÉ DE DÉBIT DANS LE PLAN D'UN GCP À GÉOFILET FILAMENTAIRE (EN MÉDAILLON).	48
FIGURE II-6	TRANSMISSIVITÉ D'UN GCP À MINI-DRAIN EN FONCTION DE LA CONTRAINTE NORMALE	49
FIGURE II-7	ÉVOLUTION DE L'INTERFACE SOL-GTX DURANT LES PREMIERS INSTANTS DE LA FILTRATION	51
FIGURE II-8	TAILLE D'UN PORE : PLUS GRANDE SPHÈRE POUVANT ÊTRE INSCRITE ENTRE 3 FIBRES (GIROUD, 2010).	53
FIGURE II-9	COUPES D'UN GTX-NT À 2 CONTRAINTES DIFFÉRENTES	54
FIGURE II-10	SCHÉMA EXPLICATIF DU POINT DE BULLAGE. L.	54
FIGURE II-11	COURBES POROMÉTRIQUES THÉORIQUES DES NON-TISSÉS EN FONCTION DE L'ÉPAISSEUR (N=0,9). (GIROUD, 1996).	55
FIGURE II-12	INFLUENCE DE LA CONTRAINTE NORMALE SUR UN GTX-NT AIGUILLETÉ (A) ÉPAISSEUR RELATIVE ET (B) POROSITÉ.	58
FIGURE II-13	VARIATION DE L'OUVERTURE DE FILTRATION D'UN GTX-NT EN FONCTION DE LA CONTRAINTE NORMALE.	58
FIGURE II-14	REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE D'UN SOL SELON L'ÉTALEMENT DE SA COURBE GRANULOMÉTRIQUE.	61
FIGURE II-15	IMPACT DE LA CONTRAINTE NORMALE ET DU GRADIENT HYDRAULIQUE SUR LA STABILITÉ D'UN SOL EN FILTRATION.	62
FIGURE II-16	SCHÉMA D'UNE CELLULE DE GRADIENT RATIO.	64
FIGURE II-17	ÉVOLUTION DE LA PERTE DE CHARGE EN FONCTION DE LA MASSE M DE PARTICULES INJECTÉES. (FAURE ET AL., 2006). ...	72
FIGURE II-18	QUATRE GÉOTUBES REMPLIS DE BOUES DE STATION D'ÉPURATION EN COURS D'ÉGOUTTAGE. (CASTRO ET AL., 2008).	72
FIGURE III-1	MODÈLES RHÉOLOGIQUES COURANTS (PAUMIER, 2006).	78
FIGURE III-2	STRUCTURE DES ARGILES D'APRÈS MITCHELL ET SOGA (2005).	80
FIGURE III-3	PHOTOGRAPHIE MEB DE KAOLINITE (BEAUCHAMP, 2005).	80
FIGURE III-4	RELATION ENTRE LA RÉSISTANCE AU CISAILLEMENT D'UNE BOUE DE KAOLINITE ET SA SICCITÉ.	81
FIGURE III-5	SCHÉMA DE LA DOUBLE COUCHE ÉLECTRIQUE ET VARIATION POTENTIEL Ψ DE LA SURFACE DE LA PARTICULE	84
FIGURE III-6	TECHNIQUES D'ASSÈCHEMENT EN SÉRIE POUR MAXIMISER L'EFFICACITÉ EN LIMITANT LES COÛTS.	87
FIGURE III-7	SYNTHÈSE DES PROCESSUS ÉLECTROKINÉTIQUES ABORDÉS	90
FIGURE III-8	DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DU PH DANS UN CYLINDRE DE KAOLINITE DE 25 CM SOUMIS À L'EO.	92
FIGURE III-9	EXEMPLES D'EKG LINÉAIRES (JONES ET AL., 2008). SELON JONES (CP)	98
FIGURE III-10	EXEMPLES D'EKG TUBULAIRES. NOTEZ LA GRANDE QUANTITÉ DE MÉTAL EMPLOYÉE. (JONES ET AL., 2008).	98
FIGURE III-11	EXEMPLES D'EKG PSEUDO-PLAN (JONES ET AL., 2008)	99
FIGURE III-12	PHOTOGRAPHIE DU SITE TRAITÉ ET PHÉNOMÈNES INTER-ÉLECTRODES.	100
FIGURE III-13	CORROSION DE LA ZONE ANODIQUE D'UN MÉTAL APRÈS MISE EN PLACE SPONTANÉE D'UN POTENTIEL ÉLECTRIQUE	101
FIGURE 2-1	RÉPARTITION THÉORIQUE DES PRESSIONS ET CONTRAINTES DANS UNE COLONNE DE BOUE DRAINÉE PAR GCP.	105
FIGURE V-1	CELLULES DE FILTRATION SOUS PRESSION. L.	125

FIGURE VI-1	CELLULE UTILISÉE POUR L'ASSÈCHEMENT ÉLECTROCRINÉTIQUE.	158
FIGURE VI-2	ÉVOLUTION DU PH AUX ÉLECTRODES EN FONCTION DE LA TENSION.	159
FIGURE VI-3	IMPACT DES PRODUITS D'ÉLECTROLYSE SUR UNE BOUE DE KAOLINITE 4 H APRÈS LE MÉLANGE.	160
FIGURE VI-4	RELATION ENTRE LE PH DE LA KAOLINITE TESTÉE ET LE POTENTIEL ZETA. INFORMATIONS TIRÉES DE BEDDIAR (2001). ...	160
FIGURE VI-5	QUANTITÉS DE FILTRAT EXPULSÉES AU COURS DU TEMPS POUR DIFFÉRENTES TENSIONS DE TRAITEMENT.	161
FIGURE VI-6	PHOTO ET SCHÉMA D'UNE CELLULE EXPÉRIMENTALE	164
FIGURE VI-7	VUE EN PLAN DE LA BOITE CONTENANT LA BOUE. LOCALISATION DES MESURES DE CISAILLEMENT ET DES CAROTTES.	165
FIGURE VI-8	EXEMPLE D'ÉLECTRODE : SUPPORT PVC QUI MAINTIEN LES 9 FILS DE CARBONE.....	166
FIGURE VI-9	TEST DE CONSOLIDATION À L'ŒDOMÈTRE : VARIATION DE LA SICCIÉTÉ EN FONCTION DE LA CONTRAINTE NORMALE.	167
FIGURE VI-10	SUIVI DE LA MASSE DE FILTRAT ET DE L'INTENSITÉ TRAVERSANT LA BOUE.	168
FIGURE VI-11	RETOUR DE L'EAU À LA SURFACE SUITE À UNE INVERSION DE POLARITÉ.....	169
FIGURE VI-12	LA CORROSION SE CONCENTRE AU POINT D'ENTRÉE DU COURANT DANS LA PLAQUE ALU :	172
FIGURE VI-13	SUPPORT PVC SUR LEQUEL SONT INSTALLÉS 9 CÂBLE INOX (8 FILS DE 0,3 MM TORSADÉS).	172
FIGURE VI-14	POLLUTION DE LA BOUE PAR LES PRODUITS DE CORROSION MÉTALLIQUE DE LA GRILLE EN ACIER CHROMÉ.	172
FIGURE VI-15	18 FILS DE CARBONE SUR LE SUPPORT PVC APRÈS 19 JOURS D'EO.	173
FIGURE VI-16	SURFACE DE LA BOUE APRÈS UN TRAITEMENT AVEC LES FILS CARBONE.	174
FIGURE VI-17	PRODUCTION DE DIHYDROGÈNE À LA CATHODE.	174
FIGURE VI-18	GAIN DE TENEUR EN EAU EN FONCTION DE LA DURÉE DU TRAITEMENT.	175
FIGURE VII-1	SCHEMATIC OF DIFFERENT STAGES OF DEWATERING. WATER OF HYDRATION IS NOT SHOWN.	219
FIGURE VII-2	PHOTOGRAPH OF EGCP ON PVC LOADING PLATE. THE EGCP IS MADE OF THREE GEOTEXTILES.	220
FIGURE VII-3	EGCP DRAIN TUBE WRAPPED IN TIN-PLATED COPPER BRAID. ASSOCIATED GEOTEXTILES ARE NOT SHOWN.	220
FIGURE VII-4	THERMOGRAVIMETRIC ANALYSIS OF FIVE FFT SPECIMENS.	221
FIGURE VII-5	POSITION ON TERNARY DIAGRAM OF FFT USED IN PRESENT STUDY (RED DOT).....	222
FIGURE VII-6	SCHEMATIC CROSS-SECTIONAL VIEW OF ELECTRODEWATERING APPARATUS.	223
FIGURE VII-7	PHOTOGRAPH OF THREE ELECTRODEWATERING CELLS.	224
FIGURE VII-8	TIMELINE OF PHASES FOR FOUR EXPERIMENTS.	225
FIGURE VII-9	FILTRATE EXPULSION AS A FUNCTION OF TIME DURING DIFFERENT DEWATERING EXPERIMENTS.	227
FIGURE VII-10	CURRENT (MA) AS A FUNCTION OF TIME.	229
FIGURE VII-11	STATE OF ANODE AFTER EXPERIMENTS A AND D.....	229
FIGURE VII-12	PROTOTYPE D'EGCP AVEC DES FILS DE CARBONE COUSUS	233
FIGURE VII-13	PHOTOGRAPHIES DU MONTAGE D'UN ESSAI D'EGCP AVEC DES FFT.	235
FIGURE VII-14	FILTRAT EXTRAIT DURANT LES PREMIÈRES MINUTES DE LA FILTRATION (TEST E).....	236
FIGURE VII-15	ÉVOLUTION DE L'INTENSITÉ DURANT L'EO ; U=12 V ;	237
FIGURE VII-16	ÉTATS FINAUX DE TOUS LES TESTS.....	240
FIGURE VIII-1	VUE EN PERSPECTIVE D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT SELON CERTAINS MODES DE RÉALISATION DE L'INVENTION	269
FIGURE VIII-2	VUE EN PERSPECTIVE D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT SELON CERTAINS MODES DE RÉALISATION DE L'INVENTION	270
FIGURE VIII-3	VUE EN COUPE D'UNE PARTIE D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT, MIS EN PLACE DANS UN SOL.....	271
FIGURE VIII-4	VUES EN COUPE D'UNE PARTIE D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT, MIS EN PLACE DANS UN SOL	272
FIGURE VIII-5	VUES EN PERSPECTIVE D'UNE PARTIE D'UN GÉOCOMPOSITE DE TRAITEMENT	273
FIGURE VIII-6	DIAGRAMME SCHÉMATIQUE D'UN PROCÉDÉ SELON CERTAIN MODES DE RÉALISATION DE L'INVENTION.	274
FIGURE A-1	MÉLANGEUR ET SON BOL CHAUFFANT.....	295
FIGURE A-2	SCHÉMA DE LA CELLULE EXPÉRIMENTALE	296
FIGURE A-3	EXTRÉMITÉ DU MINI-DRAIN OBSTRUÉE PAR UN 10 SOUS.....	298
FIGURE A-4	TRESSE CUIVRE ET SOUDURE DU FIL D'ALIMENTATION.....	299
FIGURE A-5	FIBRE DE CARBONE, MANCHONS ET GAINÉ THERMO-RÉTRACTABLE.....	299
FIGURE A-6	TRACE DE DÉCOUPE POUR L'EGCP INFÉRIEUR.....	299
FIGURE A-7	VUE DE L'EGCP INFÉRIEUR AVANT INSTALLATION	300
FIGURE A-8	VUE DE L'EGCP INFÉRIEUR INSTALLÉ DANS LA CELLULE	300
FIGURE A-9	VUE DE L'EXUTOIRE. ICI UN EGCP À BASE DE CUIVRE.....	300
FIGURE A-10	GUIDE DE COUPE DU EGCP SUP.....	301
FIGURE A-11	CALE EN BOIS, EMPORTE PIÈCE ET MARTEAU POUR PERCER LES 2 GTX SUPÉRIEURS (AU NIVEAU DES POINTS)	301
FIGURE A-12	VUES DU PISTON : TUBE DE SUCCION ET FIL D'ALIMENTATION EN PLACE.	302
FIGURE A-13	DÉBUT DU REMPLISSAGE : DÉPÔT AU CENTRE ET RÉPARTITION DE LA BOUE SUR L'EGCP.	303
FIGURE A-14	MULTIMÈTRE 6 VOIES, COMMANDE DE L'ÉLECTROVANNE ET REDRESSEUR DE COURANT.	304
FIGURE A-15	FICHE TECHNIQUE DE LA KAOLINITE UTILISÉE DANS LES CHAPITRES 5 ET 6	308
FIGURE A-16	FICHE TECHNIQUE DU SILT FIN UTILISÉ DANS LES CHAPITRES 5 ET 6.....	309

Liste des tableaux

TABLEAU I-1	VOLUMES DE MATÉRIAUX STOCKÉS DANS UN PARC DE 50 HA ET 30 M DE HAUT EN FONCTION DE LA SICCIÉTÉ.	38
TABLEAU II-1	MÉTHODES DE MESURE DE LA GRANULARITÉ. D'APRÈS OMOTOSO (2011)	60
TABLEAU II-2	CRITÈRES DE RÉTENTION DU SQUELETTE. D'APRÈS (CFG, 2009 ; CHRISTOPHER ET FISCHER, 1992 ; GIROUD, 1996 ; LAFLEUR, 1999 ; NAREJO, 2003 ; YUCHENG, 1993).	68
TABLEAU II-3	SYNTHÈSE DES ÉTUDES DE FILTRATION DE BOUE PAR GTX GRÂCE AU TEST PF.....	73
TABLEAU III-1	CARACTÉRISTIQUES DES ARGILES LES PLUS COURANTES ; D'APRÈS (ALSHAWABKEH, 2001 ; MITCHELL ET SOGA, 2005). ..	81
TABLEAU IV-1	PART DE PERTE DE CHARGE SINGULIÈRE ET IMPACT SUR LA TRANSMISSIVITÉ ; LST : TRANSMISSIVIMÈTRE GRANDE LARGEUR ; STD T : TRANSMISSIVIMÈTRE STANDARD.	120
TABLEAU VI-1	QUANTITÉ DE PANI DÉPOSÉE ET ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES HYDRAULIQUES DES 4 ÉPROUVETTES DE GTX.	155
TABLEAU VI-2	ÉVOLUTION DES RÉSISTANCES AU COURS DU TEST DE PERMÉABILITÉ.	156
TABLEAU VI-3	PERFORMANCE DES TESTS D'ASSÈCHEMENT EN FONCTION DE LA TENSION. LE COUT EST DONNÉE À TITRE INDICATIF (0,11€/KWH).	162
TABLEAU VI-4	IMPRÉGNATION PARTICULAIRE DANS LES DIFFÉRENTS COMPOSANTS D'UN GCP À MINI DRAIN APRÈS FILTRATION DE BOUE.	170
TABLEAU VI-5	ANODES UTILISÉES ET ÉTAT DE DÉGRADATION À LA FIN DES ESSAIS.....	171
TABLE VII-1	CHARACTERISTICS OF EGCP USED IN PRESENT EXPERIMENTS.	220
TABLE VII-2	CHARACTERISTICS OF FFTS USED IN PRESENT STUDY.	223
TABLE VII-3	MAIN RESULTS FOR FILTRATION.	226
TABLE VII-4	QUANTITY OF FILTRATE EXTRACTED FOR DIFFERENT DEWATERING METHODS. THE MAIN RESULTS REGARDING SICCATION AND THE MECHANICAL PROPERTIES OF THE FINAL SLUDGE ARE SHOWN.....	227
TABLEAU VII-1	SYNTHÈSE DES TESTS RÉALISÉS	234
TABLEAU VII-2	RÉSULTATS CONCERNANT LA FILTRATION. LES VALEURS ONT ÉTÉ RAPPORTÉES À 1 MÈTRE CARRÉ POUR LES GTX ET À 1 MÈTRE LINÉAIRE POUR LES MINI-DRAINS.	235
TABLEAU VII-3	PRINCIPAUX RÉSULTATS DES TESTS D'ASSÈCHEMENT MENÉS AVEC DES PROTOTYPES DE EGCP CARBONE. CU : RÉSISTANCE AU CISAILLEMENT	238

Notations et abréviations

A	surface de la section transversale droite à l'écoulement (m^2)
C_{eq}	concentration équivalente de la solution ($mol.L^{-1}$)
C_s	charge surfacique de la particule ($mol.L^{-1}$)
C	coefficient d'uniformité de la granularité d'un sol (SD)
Cu	résistance au cisaillement (kPa)
d	distance depuis la surface de la particule (m)
d_f	diamètre des fibres d'un GTX (m)
d_x	diamètre des particules du sol (μm)
e	charge élémentaire ($\approx 1,9 \cdot 10^{-19} C$)
i	gradient hydraulique (SD)
k_b	constante de Boltzmann ($\approx 1,4 \cdot 10^{-23} J K^{-1}$)
i_c	intensité du courant (A)
k_e	perméabilité électro-osmotique macroscopique ($m^2.V^{-1}.s^{-1}$)
$k_{e\mu}$	perméabilité électro-osmotique microscopique ($m^2.V^{-1}.s^{-1}$)
K_f	inverse de la constante de Faraday ($mol.C^{-1}$)
K_s	conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité ($m^2.s$)
L	longueur de l'écoulement (m)
M	masse molaire du métal (kg)
MMC	masse de métal corrodée (kg)
n	porosité du GTX (SD)
O_f	ouverture de filtration du GTX
P_g	permittivité du GTX (s^{-1})
Q	débit ($m^3.s^{-1}$)
Q_e	débit électro-osmotique ($m^3.s^{-1}$)
R	résistance électrique (Ω)
S	siccité d'une boue (contenu solide massique) (%)
T	température (K)
t_f	titre des fibres du GTX ($g.10 km^{-1}$)
T_g	épaisseur du GTX (mm)
U	potentiel électrique macroscopique (V)
V_{H50}	vitesse d'écoulement dans le GTX ($m.s^{-1}$)
V_s	vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol ($m.s^{-1}$)
z	valence des ions (SD)
ΔH	perte de charge hydraulique (SD)
ΔV	différence de potentiel électrique (V)
ε	constante diélectrique du milieu ($F.m^{-1}$)
ζ	potentiel Zêta (mV)
η	viscosité dynamique du liquide (Pa.s)

λ_l	<i>conductivité de la phase liquide d'un milieu poreux ($S.m^{-1}$)</i>
λ_s	<i>conductivité surfacique d'un milieu poreux ($S.m^{-1}$)</i>
λ_t	<i>conductivité totale d'un milieu poreux ($S.m^{-1}$)</i>
μ	<i>pression interstitielle dans un milieu poreux (kPa)</i>
μ_g	<i>masse surfacique d'un GTX ($g.m^{-2}$)</i>
ρ_f	<i>masse volumique des fibres d'un GTX ($kg.m^{-3}$)</i>
σ	<i>contrainte totale (kPa)</i>
σ'	<i>contrainte effective (kPa)</i>
$\chi\text{-}l$	<i>longueur de Debye (m)</i>
Ψ_d	<i>potentiel électrique microscopique de la solution (V)</i>
Ψ_s	<i>potentiel électrique microscopique de la surface (V)</i>
<i>dc</i>	<i>direct current : courant continu à tension constante</i>
<i>DDA</i>	<i>dedicated disposal area</i>
<i>DTPG</i>	<i>drain-tube planar geocomposite</i>
<i>eGCP</i>	<i>géocomposite conducteur</i>
<i>EKG</i>	<i>electro-kinetics geosynthetics</i>
<i>EC</i>	<i>électro-coagulation</i>
<i>EO</i>	<i>électro-osmose</i>
<i>EVD</i>	<i>electrical vertical drain</i>
<i>FFT</i>	<i>fluid fine tailings</i>
<i>GCP</i>	<i>géocomposite</i>
<i>GR</i>	<i>rapport des gradients hydrauliques</i>
<i>GTX</i>	<i>géotextile</i>
<i>GTX-NT</i>	<i>géotextile non tissé</i>
<i>GTX-T</i>	<i>géotextile tissé</i>
<i>MFT</i>	<i>mature fine tailings</i>
<i>PAni</i>	<i>polyaniline</i>
<i>RDC</i>	<i>rejet de concentrateur</i>

Introduction générale

L'industrie minière est génératrice de grandes quantités de déchets. On en distingue deux types : (i) les morts-terrains sont des déchets minéraux bruts qui ne sont pas travaillés lors des procédés de concentration, (ii) les rejets de concentrateur (RDC) sont des déchets ayant subi les étapes physicochimiques de concentration afin de séparer les minéraux de gangue stériles et la substance utile. Lorsque la concentration fait intervenir de l'eau, par exemple dans les procédés de dissolution, flottation ou lixiviation, les RDC apparaissent alors comme des matériaux fins à forte teneur en eau : ce sont les boues minières. Leur granularité est souvent inférieure à 100 μm et elles ont un contenu solide de l'ordre de 30 à 50% en masse. Les RDC représentent des quantités colossales, variables selon la concentration de la substance utile dans le gisement : pour un baril de bitume extrait, 15 barils de RDC sont produits ; pour 1 kg de cuivre extrait, plus de 100 kg de RDC peuvent être produits. Enfin pour 1 g d'or extrait, la quantité de RDC peut atteindre une tonne.

Le stockage des RDC est particulièrement problématique, de par le volume qu'ils représentent mais aussi de par leur comportement mécanique : ces boues, souvent liquides, doivent être stockées dans des parcs à résidus entourés de barrages. Ces parcs peuvent avoir un impact environnemental important : outre les ruptures de barrage générant des coulées de boues, et la propagation de polluants vers l'environnement, ces parcs ont une emprise au sol très importante qu'il convient de limiter. Pour cela, il faut assécher la boue qu'ils contiennent, c'est-à-dire extraire l'eau endogène aux RDC pour maximiser l'espace de stockage des solides et recycler l'eau contenue dans les boues dans les procédés de concentration. Cet assèchement permet aussi de stabiliser la boue, en la transformant progressivement en sol, en limitant ainsi les risques d'instabilité et en facilitant la réhabilitation des parcs à résidus à la fin de l'exploitation.

De par l'augmentation constante de la production de RDC et l'évolution des réglementations encadrant les déchets miniers, une modernisation des méthodes de gestion des RDC est nécessaire. Le travail mené dans le cadre de ce doctorat s'attèle à proposer une solution pour assécher des RDC en utilisant des géocomposites de drainage (GCP). Pour valider cette solution, il convenait d'évaluer chacune des fonctions assurées par les GCP dans un contexte d'assèchement de boue ; cette validation a été réalisée grâce à un travail expérimental conséquent.

La partie 1, constituée des chapitres I, II et III, présente l'état de l'art.

- ◆ Le chapitre I introduit l'industrie extractive et présente la diversité des déchets miniers, selon les mines dont ils sont issus. Les principaux RDC sont caractérisés, et deux parcs à résidus sont présentés. Nous verrons les principes géotechniques qui guident l'édification des parcs à résidus. L'importance de la gestion des fluides dans ces structures de grandes tailles sera, aussi, mise en avant : le drainage permet de stabiliser les barrages, et d'accélérer la consolidation des RDC fluides.

- ◆ Le chapitre II présente les géocomposites de drainage (GCP) en se focalisant sur leurs fonctions de filtration et de drainage. Actuellement, le dimensionnement des géotextiles (GTX) non tissés pour la filtration des sols est bien maîtrisé. En revanche nous verrons que ni test de performance, ni critère de dimensionnement n'existe pour la filtration de boue par GTX non tissés. Par ailleurs, la capacité de débit dans le plan est aussi abordée et nous verrons les particularités des GCP à mini-drains.
- ◆ Le chapitre III est focalisé sur les boues et sur les différentes techniques d'assèchement. Nous verrons que l'assèchement des boues est très dépendant du niveau de liaison de l'eau dans la boue. Cette liaison est liée à la présence d'une double couche électrique autour des particules d'argile : une partie de l'eau est libre et peut être extraite par des processus mécaniques mettant en jeu les fonctions de base des GCP. Une partie de l'eau est liée, elle nécessite d'autres phénomènes pour être extraite. L'électro-osmose est une technique prometteuse pour extraire l'eau liée, et le concept de géosynthétique électrocinétique sera introduit : l'ajout d'une fonction conduction d'électricité aux GCP de drainage apparaîtra alors comme un axe de recherche naturel pour notre projet d'assèchement de boues minières par GCP.

La partie 2, constituée des chapitres IV et V, étudie expérimentalement deux des fonctions de base des GCP à savoir le drainage et la filtration.

- ◆ Le chapitre IV présente une étude réalisée sur la fonction drainage des GCP à mini-drains. L'article constituant ce chapitre compare trois dispositifs de mesure de la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains. La comparaison s'appuie sur une modélisation des pertes de charge dans les mini-drains lors de la mesure de la capacité de débit dans le plan du GCP. Le meilleur moyen de caractériser les GCP à mini-drains apparaît être la mesure directe de la capacité de décharge des mini-drains. Les équations d'écoulement utilisées pour la modélisation permettent de calculer la pression dans le GCP à distance de l'exutoire : une faible pression interne au GCP est déterminante pour mettre en œuvre un assèchement mécanique dans les parcs à résidus.
- ◆ Le chapitre V présente une investigation de la faisabilité de l'assèchement de boue silto-argileuse à l'aide de GTX non-tissés. Des tests de filtration sous pression ont été réalisés avec différentes boues et différents GTX. La granularité des boues créées pour cette recherche a été choisie pour être comparable à celle des déchets miniers. L'article constituant ce chapitre met en lumière la phénoménologie de la filtration de boue : contrairement à la filtration de sol, la filtration de boue repose sur la formation d'un gâteau de filtration qui assure la rétention des particules et est responsable de la chute du débit au cours du temps. Les GTX n'ont aucun impact sur l'assèchement, ils n'interviennent qu'au début de la filtration pour permettre l'édification du gâteau de filtration. Ainsi c'est la boue, elle-même, qui conditionne l'assèchement : plus la boue est argileuse, plus l'eau est liée et plus l'assèchement est difficile. Ces tests montrent que les moyens mécaniques ne suffisent pas pour assécher de façon conséquente une boue très argileuse : cela nous a conduit à investiguer dans la suite l'électro-osmose (EO).

La partie 3, constituée des chapitres VI, VII et VIII, est consacrée à l'assèchement électro-osmotique des boues argileuses. Ce travail vise à intégrer une nouvelle fonction aux GCP : la conduction d'électricité afin d'appliquer le phénomène d'EO dans les boues ; ce nouveau type de GCP est baptisé : géocomposite électrocinétique (eGCP). Les 2 fonctions de base étudiées précédemment permettent d'assécher mécaniquement la boue en laissant s'écouler l'eau endogène

peu liée. En revanche elles ne permettent pas d'extraire l'eau la plus liée. L'EO en extrayant l'eau liée peut améliorer substantiellement l'assèchement.

- ◆ Le chapitre VI présente les expériences préliminaires qui ont permis d'avancer dans le développement d'un eGCP. Ce travail vise à tester différents conducteurs afin d'en trouver un intégrable aux eGCP : la fibre de carbone apparaîtra comme un candidat potentiel. Les premiers résultats concernant l'EO seront exposés dans ce chapitre, ils attestent de l'intérêt de ce phénomène pour l'assèchement des boues argileuses.
- ◆ Le chapitre VII présente le développement d'un dispositif expérimental pour tester les prototypes de eGCP avec des boues minières. Ce dispositif permet d'appliquer à la fois une contrainte mécanique sur la boue en plus de l'EO afin de mieux cerner les limites et avantages des assèchements mécaniques et électro-osmotiques. Ce dispositif nous a permis pour la première fois de mettre en situation un GCP à mini-drain avec des boues minières réelles, particulièrement problématiques (des FFT) et d'obtenir des assèchements substantiels. En particulier avec des eGCP à base de carbone nous verrons que la résistance au cisaillement à la fin des essais est bien supérieure aux attentes initiales.
- ◆ Le chapitre VIII présente un brevet déposé suite à ce travail de thèse. Il concerne un système d'assèchement de boue par l'utilisation de eGCP conducteur à base de fibres de carbone. Ce brevet offre une synthèse du travail de thèse, en indiquant les géométries envisagées, les méthodes d'intégration des fibres de carbone et les différents mécanismes d'assèchement mis en jeu par l'installation de GCP dans des parcs à résidus.

Ce chapitre introductif présente la recherche bibliographique conduite sur l'ensemble des déchets miniers. Cette synthèse permet de prendre conscience de l'enjeu environnemental que l'industrie extractive représente. Dans la première partie, le contexte socioéconomique de cette industrie est rappelé afin d'illustrer son gigantisme et ses perspectives de développement : le besoin croissant en matières premières conduit à exploiter des gisements de plus en plus grands avec des teneurs en minerai de plus en plus faibles. Il en résulte un accroissement exponentiel de la production de déchets miniers. Les déchets miniers peuvent être définis comme tout produit minéral résultant de la recherche et de l'exploitation minière ; il en existe deux grandes catégories : les mort-terrains, excavés pour atteindre le gisement, et les rejets de concentrateurs (RDC), partie stérile du gisement. Les différences entre ces déchets seront explicitées au début de la seconde partie. Nous verrons que les RDC sont souvent des matériaux à forte teneur en eau, ce qui rend leur stockage problématique, et que l'assèchement de ces RDC est nécessaire afin de les stabiliser mécaniquement et de recycler l'eau qu'ils contiennent. Dans la seconde partie, les ouvrages de stockage des RDC, appelés parcs à résidus, seront aussi décrits. Ces ouvrages de grande taille sont nécessaires au stockage de la partie des RDC qui ne peut pas être stockée sous terre. Comme les RDC sont souvent fluides, les parcs à résidus sont souvent entourés de barrages. Les principales méthodes d'élévation de ces barrages seront exposées à la fin de la seconde partie. Enfin la troisième partie illustrera la diversité des RDC produits selon le minerai extrait et la méthode d'extraction employée. Cette partie présentera les RDC résultant de l'exploitation des principales ressources (métaux, aluminium, bitume, phosphate). Enfin, ce chapitre se clôt sur la présentation détaillée de deux parcs à résidus : celui de la mine de sable bitumineux de Muskeg River et celui de la mine de phosphate de Kouribga. Ce chapitre est donc une introduction à la géotechnique du stockage des RDC ; nous verrons leurs principales caractéristiques et les problématiques qu'ils génèrent. L'accent est mis sur la diversité des paramètres des RDC, parmi lesquels la granularité apparaîtra très contrastée : les RDC peuvent être des matériaux sableux s'apparentant à des sols ou des fluides argileux, s'apparentant à des boues.

1. L'industrie extractive

L'INSEE (2003) définit l'industrie extractive comme l'exploitation des ressources naturelles minérales (solides, liquides ou gazeuses) présentes dans le sol et le sous-sol. Ces industries réalisent aussi les opérations nécessaires à la commercialisation des produits, comme la concentration des minerais. Deux catégories de produits d'extraction sont distingués : énergétiques (charbon, hydrocarbures, uranium) et non énergétiques (métaux, minéraux divers et produits de carrière). L'extraction peut être effectuée par puits (pétrole, gaz) ou par excavation dans des mines ou carrières, à ciel ouvert ou souterraine. Dans ce travail, nous nous intéresserons plus particulièrement aux mines. Les mines se définissent comme l'exploitation par des moyens mécaniques de minéraux solides disséminés dans des matériaux stériles, le tout formant un gisement. Les mines concernent le charbon, le bitume, l'uranium, les métaux, le diamant, le phosphate, etc. Pour commencer, des informations générales sont fournies afin de montrer que l'industrie minière continue son développement. Ensuite, la notion de teneur de coupure est présentée. Elle permet de comprendre la relation entre la quantité de substance utile extraite et la quantité de déchets produite.

1.1 Économie du secteur minier

Dans cette partie, une brève présentation socioéconomique rappelle que le marché minier est en plein essor. Cette partie bat en brèche l'idée franco-française que les mines sont une industrie du passé. Les dernières mines ont fermé, en 2004 (Salsigne, or et Charbonnage de France), mais la France a été un grand pays minier. Les ressources évidentes, aujourd'hui épuisées, ont largement participées à l'essor industriel au cours des XIX^{ème} et XX^{ème} siècles. Cette exploitation précoce des matières premières s'est faite à une époque où les considérations environnementales et sociétales n'étaient pas aussi développées qu'aujourd'hui (Figure I-1).

C'était Maheu qui souffrait le plus. En haut, la température montait jusqu'à trente cinq degrés, l'air ne circulait pas, l'étouffement à la longue devenait mortel. Il avait dû, pour voir clair, fixer sa lampe à un clou, près de sa tête; et cette lampe, qui chauffait son crâne, achevait de lui brûler le sang. Mais son supplice s'aggravait surtout de l'humidité. La roche, au dessus de lui, à quelques centimètres de son visage, ruisselait d'eau, de grosses gouttes continues et rapides, tombant sur une sorte de rythme entêté, toujours à la même place. [...]

Ce matin là, une goutte, s'acharnant dans son oeil, le faisait jurer. Il ne voulait pas lâcher son havage il donnait de grands coups, qui le secouaient violemment entre les deux roches, ainsi qu'un puceron pris entre deux feuillets d'un livre, sous la menace d'un aplatissement complet.

Pas une parole n'était échangée. Ils tapaient tous, on n'entendait que ces coups irréguliers, voilés et comme lointains. Les bruits prenaient une sonorité rauque sans un écho dans l'air mort. Et il semblait que les ténèbres fussent d'un noir inconnu, épaissi par les poussières volantes du charbon, alourdi par des gaz qui pesaient sur les yeux.



Figure I-1 *La mine infernale : Germinal* extrait du chap. 4, (Zola, 1885) ; et photo de mineurs de fond procédant à l'abattage du charbon (Quentin, vers 1900).

Cette industrie n'était pas durable : elle a laissé dans la mémoire collective le souvenir du travail de forçat des mineurs de fond et de la perte tragique de milliers d'emplois suite aux fermetures. De leur côté, les impacts environnementaux, souvent liés aux déchets miniers, perdurent encore (BRGM, 1999). Depuis 30 ans, les perspectives semblaient nulles, aucun permis exclusif de recherches n'avait été accordé. Mais en juin 2013, un permis a été attribué à la société Variscan Mines pour la Sarthe et la Mayenne (Journal Officiel, 27/06/2013). Le projet porté est celui d'une mine propre, hautement sélective et dont l'ensemble des activités de concentration serait installé sous terre pour limiter les impacts. A ce propos, le ministre du redressement productif Arnaud Montebourg déclarait : "*La France doit redevenir un pays dans lequel on peut exploiter des mines*". Le retour de la mine en France est donc peut être en cours, en grande partie parce que les mines ont changé. A l'échelle internationale, les états devenus conscients des enjeux, encadrent plus durement les activités minières afin d'en limiter les impacts sociaux et environnementaux. Face à cette nécessaire acceptabilité sociale, autrement appelée "*licence to operate*", les miniers ont été contraints de changer leur méthode. Ce sont maintenant des entreprises technologiques, les machines ont remplacé les hommes et la recherche a grandement amélioré les procédés d'extraction, de concentration et de gestion des déchets. Les miniers sont aidés en ce sens par le cours des matières premières (MP) qui ne cesse de croître (Figure I-2).

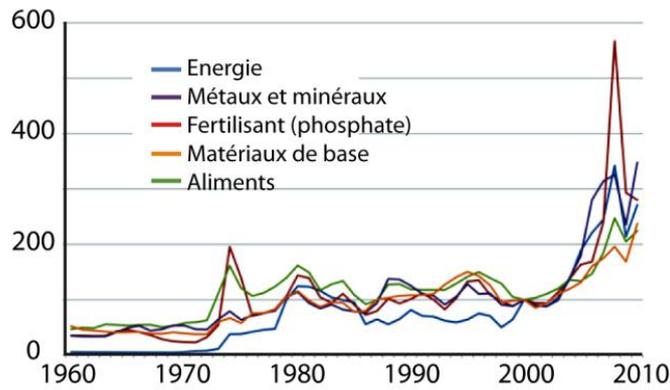


Figure I-2 Indices des prix des matières premières, Monde, 1960-2010, (base 100 en 2000) (Marcil, 2011).

Entre 2002 et 2008, les cours des MP ont connu une hausse sans précédent (Al +100% ; Cu +400% ; Figure I-2). En 2008, la crise a entraîné une chute historique des cours mais ils ont regagné leurs plus hauts historiques en seulement 3 ans (Marcil, 2011). La demande en MP est donc forte, extraire des MP n'a jamais été si lucratif. Outre l'augmentation du prix des MP, on assiste aussi à une augmentation de la production. A titre d'exemple, la Figure I-3 présente l'évolution de la quantité de minerai extrait en Australie.

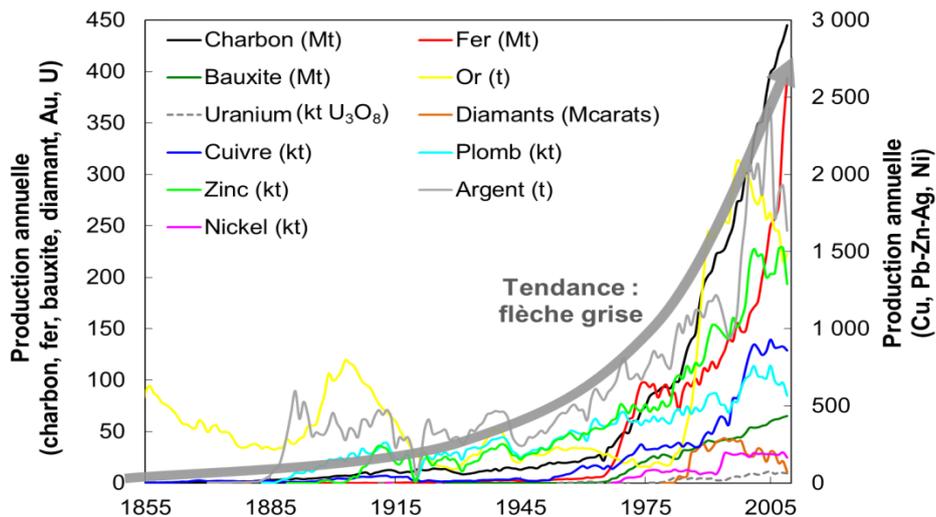


Figure I-3 Production minière annuelle, Australie (Mudd, 2009).

Cette augmentation constante de la production (Figure I-3) est due aux besoins des grandes puissances émergentes. Par exemple, la Chine est devenue le premier consommateur mondial de nickel, cuivre, aluminium, zinc, charbon et étain (Hocquard, 2011). Les prévisions annoncent un doublement de la demande globale d'ici 2020. Sur la base d'une croissance de 3% par an, le monde devrait consommer dans les 20 prochaines années davantage de cuivre, d'aluminium, d'acier et de charbon qu'il n'en a consommé dans toute l'histoire de l'humanité, soit 680 Mt de cuivre et 1200 Mt d'aluminium extraites d'ici 2030 (Hocquard, 2011).

Pour satisfaire une telle demande, le marché minier s'est concentré, après de nombreuses fusions-acquisitions, autour de 5 sociétés géantes. La plus grande d'entre elle, BHP-Billiton (Australie) a une valorisation de 209 G\$ et fait partie des 20 plus grandes entreprises au monde. Ces 5 sociétés investiront 42 G\$ d'ici 2018 dans plus de 30 projets dépassant unitairement le milliard de dollars.

Le marché subit donc une métamorphose vers les mines géantes (PwC, 2011). Cette concentration du marché s'explique par le coût extrêmement important de la création d'une mine (plus d'1 G\$ avec un retour sur investissement de l'ordre de la décennie). La rentabilité économique conduit à exploiter des mines de plus en plus grandes pour réaliser des économies d'échelle (Hocquard, 2011). L'exploitation est de plus en plus complexe et coûteuse car les gisements les plus riches ou les plus faciles à exploiter ont déjà été exploités. Les gisements restants sont :

- ◆ Plus profonds : la mine la plus profonde atteint 3777 m et "l'ultra profondeur" constitue un des axes d'évolution future du marché.
- ◆ Plus loin des infrastructures existantes : sur des îles désertes ou en milieu extrême. On peut citer les mines de Weda Bay (Indonésie), Konianbo (Nouvelle Calédonie), ou la mine de Raglan (nord du Québec). Sur ces sites, le minier prend en charge l'intégralité des infrastructures, soit selon les cas des ports, des routes, des voies de chemin de fer, des réseaux d'eau et d'assainissement, des unités de production d'énergie, des bases-vies, des aérodromes et plus des activités directement liées à l'exploitation, etc..
- ◆ Moins riches en MP : les teneurs de coupure sont continuellement en baisse, et cela influence les méthodes d'exploitation. Dans la partie suivante, cette chute des teneurs est explicitée.

1.2 Chute de la teneur de coupure

Depuis la première réalisation d'un objet en fer, il y a 7000 ans à partir d'une météorite ferreuse (90% de fer), les ressources les plus évidentes ont été exploitées (Rehren *et al.*, 2013). Après avoir extrait les filons de métaux natifs (peu de stériles), l'exploitation de gisement est devenue nécessaire : un gisement se compose de MP complexée à des minéraux stériles dans une roche. Son exploitation conduit à la production de déchets miniers résultant de la fraction stérile. Ainsi la proportion de MP dans les roches extraites baisse donc continuellement depuis le début de l'utilisation des ressources minérales. Cette proportion, appelée "teneur", se définit comme la concentration massique en substance utile du gisement. La teneur de coupure est la teneur minimale requise pour permettre à une exploitation d'être rentable. Cette teneur de coupure diminue à mesure que les techniques d'exploitation progressent et que les cours des MP augmentent. La Figure I-4 illustre cette tendance.

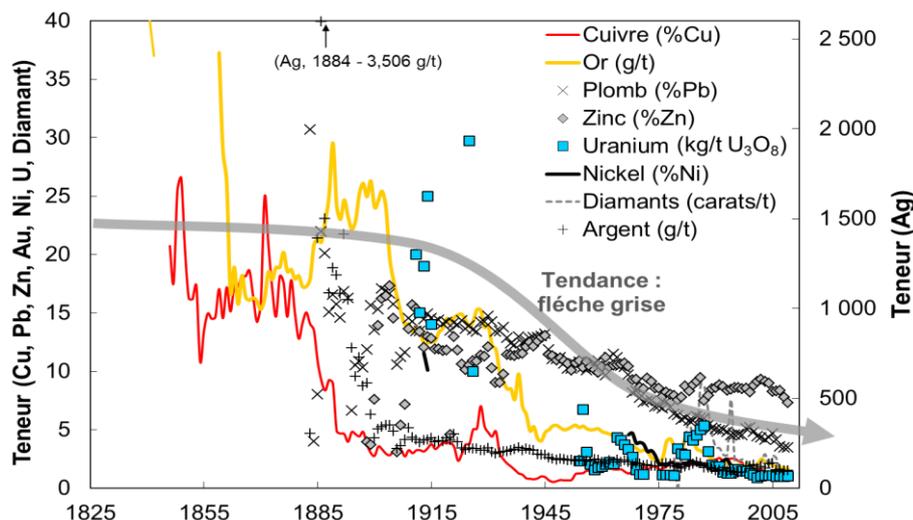


Figure I-4 Évolution de la teneur des mines en Australie (Mudd, 2009).

Depuis 170 ans, les teneurs de coupure en Australie ne cessent de décroître (Mudd, 2009). La teneur en cuivre était de 3% en 1900 ; aujourd'hui les nouvelles mines exploitent des gisements ayant une teneur d'environ 1%. Pour l'or des gisements à 2 g/t sont exploités, ce qui signifie que 999,998 kg de déchets miniers solides sont produits pour 2 grammes d'or extrait, auxquels il faut ajouter l'eau utilisée au cours du procédé de concentration. Par ailleurs les gisements sont de plus en plus profondément enfouis, le volume de mort-terrains (roche stérile recouvrant le gisement) à extraire pour atteindre le gisement croit donc aussi continuellement. En cumulant ce volume de mort-terrains et la chute des teneurs, il faut traiter des tonnages de plus en plus élevés pour obtenir la même production de substance utile, ce qui conduit à l'utilisation d'engins de plus en plus gros et des mines à ciel ouvert de plus en plus profondes. En un siècle, l'excavation est passée de pioches et wagonnets à chargeuses et tombereaux géants (Figure I-5).



*Figure I-5 Gigantisme des mines modernes :
A : un tombereau transportant 250 t de minerai, chargé en 2 pelletées. Échelle : la chargeuse mesure 20 m de haut ;
B : mine à ciel ouvert de Diavik (milieu arctique, Canada). La teneur en diamant est de 2,9 carats par tonne (soit 580 mg/t). Échelle : La piste d'avion à d. mesure 1600 m (Rio Tinto, 2014).*

Cette hausse continue des tonnages extraits, associés à la proportion croissante de stériles dans les roches excavées, conduisent à une hausse exponentielle de la production de déchets miniers. Dans la partie suivante, des informations sur la quantité de déchets produits sont exposées.

1.3 Quantité de déchets produite

Une synthèse de la quantité globale de déchets miniers produite a été tentée, mais les entreprises communiquent peu d'informations. La variabilité des volumes obtenus est forte et il est impossible de définir précisément la quantité totale produite annuellement dans le monde. Pour des zones spatiotemporelles plus restreintes, des chiffres sont disponibles et permettent de donner l'échelle des tonnages :

- ◆ En France depuis le début de l'ère industrielle, 130 Mt (sans compter les mort-terrains) ont été produites (Béziat et Bornuat, 1995).
- ◆ En Europe, l'industrie extractive génère 20% des déchets soit 300 Mt par an (EU, 2009).

- ◆ BHP-Billiton a produit 161 Mt de déchets miniers en 2013 (BHP Billiton, 2013).
- ◆ En Afrique du sud, au cours du XX^{ème} siècle, l'exploitation de l'or a généré 6000 Mt de déchets (Sutton et al., 2008).
- ◆ L'exploitation du gisement Equity silver (Australie) a généré 80 Mt de déchets (O'Kane, 2003).

L'unité pour évaluer la quantité de déchets miniers produite est donc le million ou le milliard de tonnes. Face à ces quantités croissantes et à la toxicité potentielle de certains de ces déchets, la réglementation visant à mieux gérer les déchets miniers se durcit.

Pour conclure sur cette partie, l'industrie minière est, et restera, un acteur économique de première importance dans un monde de plus en plus gourmand en MP. Cette industrie produit de gigantesques quantités de déchets car la teneur en substance utile est très faible dans les gisements. Elle a donc un impact environnemental important qu'il convient de limiter. Les technologies d'exploitation ont profondément évoluées durant les dernières décennies, la modernisation des procédés était nécessaire à l'acceptabilité sociale des mines. Poursuivant ce même but de rendre la mine plus propre, le travail mené dans le cadre de ce doctorat s'attèle à proposer de nouvelles solutions pour améliorer la gestion des déchets miniers. Dans la suite de cette présentation des mines, les ouvrages de stockage des déchets miniers sont présentés, avant qu'en dernière partie, la diversité de la nature des déchets miniers ne soit illustrée en présentant les caractéristiques des déchets des principales mines.

2. Stockage des déchets miniers

Cette partie permet de mieux appréhender la géotechnique des parcs à résidus ; les différents modes de stockage sont présentés ainsi que les types de barrage utilisés pour le stockage en surface. Mais tout d'abord, les deux grandes catégories de déchets miniers doivent être précisées :

- ◆ Les mort-terrains sont des déchets bruts : ce sont les terrains stériles (sans substance utile) situés au dessus du gisement qui doivent être extraits pour permettre l'accès au gisement. Ces terrains sont excavés et stockés en tas à proximité de l'excavation. Le taux de découverte est le ratio du volume des mort-terrains sur le volume du gisement. Dans les mines souterraines, ce taux est plus faible car l'exploitation est réalisée avec une sélectivité plus importante : seules les zones minéralisées sont creusées (filon) et la couche de mort-terrain est seulement traversée par les puits. En revanche dans les mines à ciel ouvert, le taux de découverte se situe fréquemment entre 2 et 8 : il faut alors excaver de 2 à 8 fois plus de mort-terrains que de gisement. Les mines étant de plus en plus profondes, l'augmentation des volumes de morts terrains à excaver est constante (EU, 2009). Les morts-terrains ne sont pas traités dans cette thèse car ils constituent un matériau granulaire très grossier (blocs décimétriques) et très anguleux. Ils ne présentent aucun problème géotechnique, ni de stabilité, ni de drainage ; ces déchets sont simplement stockés en tas (Wilson *et al.*, 2011).
- ◆ Les rejets de concentrateurs (RDC) sont issus des processus de concentration qui permettent de séparer la substance économique d'une part et les minéraux de gangue stérile de l'autre. Le volume de RDC généré est directement lié à la teneur de coupure : par exemple, plus d'une tonne de RDC est produite par gramme d'or extrait. Les RDC sont constitués des minéraux de gangue (minéraux sans valeur liés à la substance économique), auxquels s'ajoutent d'éventuelles substances (chimiques, minérales, organiques) générées ou introduites lors de la succession d'étapes physicochimiques de concentration. Lorsque la concentration fait intervenir

de l'eau, les RDC apparaissent comme des matériaux fins à très forte teneur en eau. La granularité et la faible siccité (voir ci-dessous) confèrent à ces RDC des faibles paramètres géotechniques : ces RDC sont souvent des fluides et peuvent être qualifiés de "boues minières". Les RDC sont donc les déchets miniers les plus problématiques de par les très grandes quantités produites et leur comportement mécanique : ce sont sur ces déchets que le travail de thèse s'est focalisé. Les caractéristiques des RDC issus des principaux types de gisements seront détaillées dans la troisième partie de ce chapitre.

Siccité

La siccité est une grandeur caractéristique des boues qui n'est pas utilisée en géotechnique, et qu'il convient de définir. Elle représente le contenu solide en masse et se calcule par :

$$S (\%) = \frac{\text{Masse solide}}{\text{Masse totale de boue}} \quad I-1$$

Une boue ayant une siccité de 10% est un mélange de 10 g de solide et 90 g d'eau.

La siccité est bornée entre 0% et 100%, contrairement à la teneur en eau géotechnique, w , (rapport de la masse liquide sur la masse solide), comprise entre 0 et $+\infty$. Dans cette thèse, seule la siccité est utilisée, car elle convient mieux aux matériaux à faible teneur en solide (boue). La Figure I-6 présente la relation entre S et w .

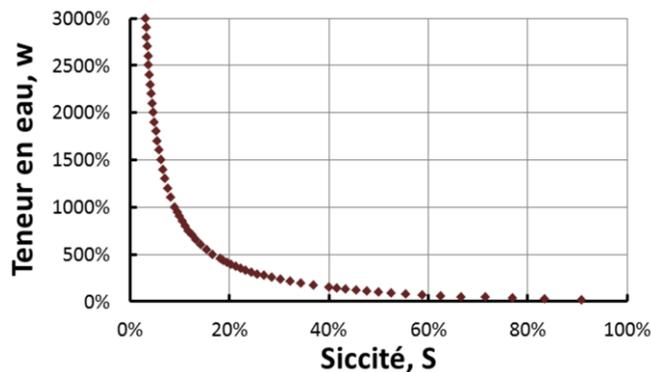


Figure I-6 Relation non linéaire entre la siccité et la teneur en eau.

Les industries extractives doivent gérer des volumes considérables de déchets miniers variés. Ces déchets ne peuvent pas être transportés sur de longues distances ; ils doivent être stockés à proximité de la mine. Selon le type de déchets et le contexte du site, il existe trois principales méthodes de stockage :

- ◆ Le stockage sous-marin est peu pratiqué, il consiste à envoyer les déchets directement au fond des mers. Depuis 1967, les RDC produits à la raffinerie de Gardanne sont ainsi déposés dans la fosse de la Cassidaigne à 300 m de profondeur (Fontanier *et al.*, 2012).
- ◆ Le stockage souterrain est quasiment toujours pratiqué : les galeries abandonnées et les fosses des mines à ciel ouvert constituent un excellent espace de stockage ; leur remplissage permet de limiter la subsidence des terrains sus-jacents, d'éviter la circulation de fluide et de réhabiliter la topographie initiale. Le stockage souterrain permet donc de réduire l'impact sur l'environnement en limitant l'emprise au sol des déchets et en favorisant l'après-mine. En revanche, le volume des déchets miniers est toujours plus grand que celui des excavations réalisées, à cause du foisonnement lors de l'excavation, du broyage, et de l'ajout d'eau : il n'est jamais possible de stocker l'ensemble des déchets sous terre. En Europe, de 16 à 52% des déchets miniers de métaux de base sont stockés sous terre, le reste du stockage étant réalisé en surface (EU, 2009).

- ◆ Le stockage de surface dans des parcs à résidus est utilisé dans quasiment toutes les mines. Selon la topographie et les caractéristiques des déchets, le stockage de surface peut prendre différentes formes (Blight, 2009 ; EPA, 1995 ; EU, 2009) :
 - En vallée : un barrage barre la vallée et forme une retenue. L'eau de ruissèlement du bassin versant doit être détournée des parcs par des canaux de déviation pour éviter les débordements.
 - En plaine : un barrage ceint le pourtour du parc. Seule l'eau météoritique enrichit les déchets en eau. Ce mode de stockage est le plus courant.
 - En tas : certains déchets miniers peuvent être stockés en tas sans barrage. C'est le cas des morts terrains, mais aussi des RDC épaissis en pâte. Les RDC en pâte ne se ségréguent pas lors de leurs dépôts, le ratio sable-fine, la granularité et la perméabilité sont constantes en tous points du bassin. Cette technologie nouvelle est considérée comme une évolution majeure en termes de gestion des RDC (Al et Blowes, 1999 ; BGC, 2010 ; Fourie, 2009).

Ce travail de thèse s'est naturellement orienté vers les RDC, et en particulier vers l'amélioration de leur assèchement dans les parcs à résidus. Avant de présenter en dernière partie de ce chapitre les RDC associés aux principales matières premières, la suite de cette section présente les méthodes d'élévation des barrages, les considérations géotechniques sur la stabilité des parcs à résidus et enfin le transport des RDC. La Figure I-7 illustre les flux de déchets miniers dans une mine à ciel ouvert.

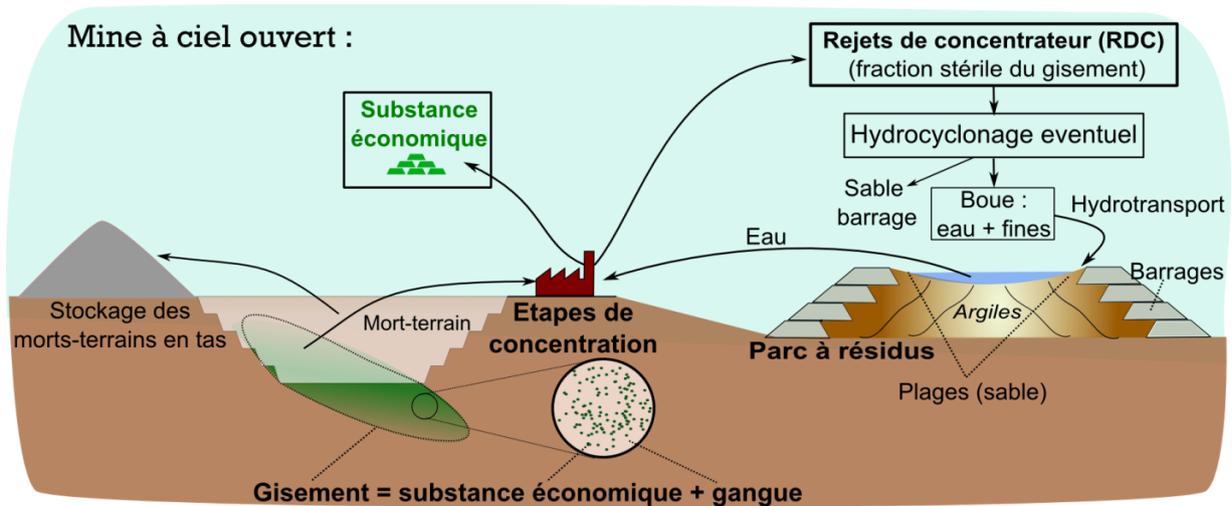


Figure I-7 Schéma de synthèse des flux de matériau dans une mine.

2.1 Barrage des parcs à résidus

Les RDC ont souvent une siccité inférieure à 40% qui leur confère un comportement liquide : les barrages sont nécessaires à leur stockage en surface. Selon la teneur en eau et les propriétés mécaniques des déchets (cohésion et angle de frottement interne), la conception des barrages diffère (Blight, 2009) :

- ◆ Les barrages étanches permettent de stocker les RDC très riches en eau ou d'effectuer un stockage subaquatique pour isoler des déchets acidogènes de l'air et ainsi éviter les DMA (voir.3.1). Le plus souvent, l'étanchéité est assurée par des matériaux naturels à faible

perméabilité (argile, farine morainique). Les infiltrations doivent être maîtrisées grâce à des couches de drainage.

- ◆ Les barrages drainant permettent d'accélérer la consolidation des RDC. On distingue :
 - Les barrages conventionnels, directement construits à leur hauteur finale. Ils sont utilisés lorsque les déchets sont impropres pour la construction et que le matériau adéquat doit être importé sur le site. Leur utilisation est limitée (barrages onéreux) mais peut être motivée par la volonté d'avoir une vitesse de remplissage importante.
 - Les barrages construits par étapes successives permettent de répartir le cout de la construction dans le temps (par exemple une surélévation de quelques mètres par an) (EU, 2009). Par ailleurs étant construits à partir des déchets miniers (morts terrains ou fraction grossière des RDC), il faut attendre que la mine soit en activité pour avoir le matériau disponible. Ces barrages sont les plus courants car les moins onéreux. La vitesse de remplissage est limitée car une consolidation suffisante de l'étage N doit être atteinte avant l'élévation de l'étage N+1. On distingue différentes méthodes de construction par étapes (EPA, 1995), qui sont présentées dans la Figure I-8.

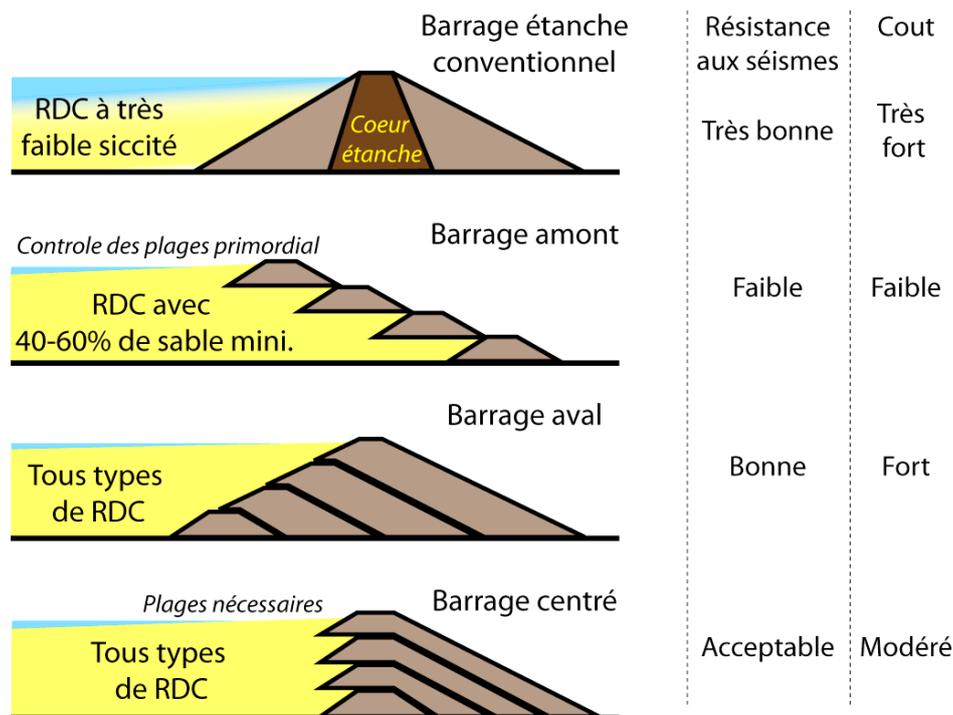


Figure I-8 Synthèse des différents types de barrage. (Klohn, 1980).

La Figure I-8 présente les différents types de barrage et les RDC pouvant y être stockés. Le cout de construction et la résistance aux séismes apparaissent inversement proportionnels. Le cout est lié à la quantité de matériau de construction utilisé et à sa provenance. La méthode amont est la moins onéreuse car la quantité de matériau utilisée est la plus faible. Mais les élévations étant directement fondées sur les plages (zone de RDC grossiers à la périphérie des parcs), cette méthode est connue pour son taux de rupture élevé (Jiang et Yang, 2012). Julien et Kissiova (2011) réhabilitent la méthode amont en proposant une nouvelle conception, sécuritaire et contrôlée (Figure I-9).

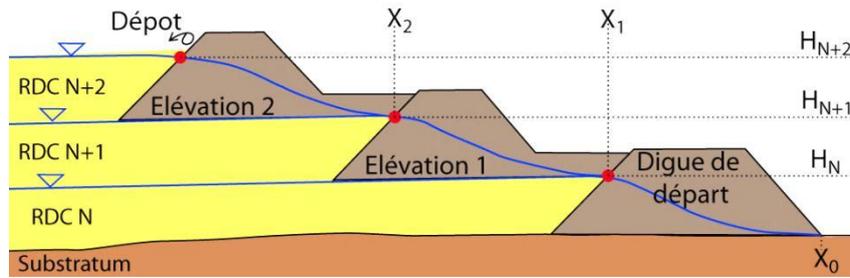


Figure I-9 Coupe schématique d'un barrage construit par la méthode amont contrôlée. D'après Julien et Kissiova (2011).

Pour que la stabilité soit assurée, la zone saturée dans la digue de départ (en particulier le point rouge; X_1, H_n) ne doit pas s'élever lors de l'ajout de l'élévation suivante (élévation 1). Et ainsi de suite, pour les élévations suivantes qui ne doivent en aucun cas élever les zones saturées dans les élévations inférieures (Julien et Kissiova, 2011). Pour ce faire, le drainage à la base de chaque élévation doit être optimal, il est le garant de la stabilité du barrage.

Les barrages constituent un centre de cout important dans la gestion des RDC : les techniques d'élévation privilégiées sont les moins sécuritaires. Il est intéressant de mentionner les origines des ruptures de barrage afin d'évaluer les facteurs limitant la stabilité.

2.2 Rupture de barrage

Plus de 250 ruptures de barrages miniers sont dénombrées dans la littérature (Rico et al., 2008). Certaines de ces ruptures ont ravagé des villes et toutes ont durablement pollué l'environnement. Elles ont couté la vie à, au moins, 1600 personnes depuis 1960 (WISE, 2013). En Europe, la dernière rupture a eu lieu en 2010, en Hongrie, et a conduit à la dispersion d'environ 1,1 million de mètres cubes de boues rouges toxiques dans 7 villages voisins (10 morts). La sécurité des barrages est donc un enjeu majeur pour le secteur minier. Blight (2009) a classé les principales ruptures connues en fonction de leurs origines supposées (Figure I-10).

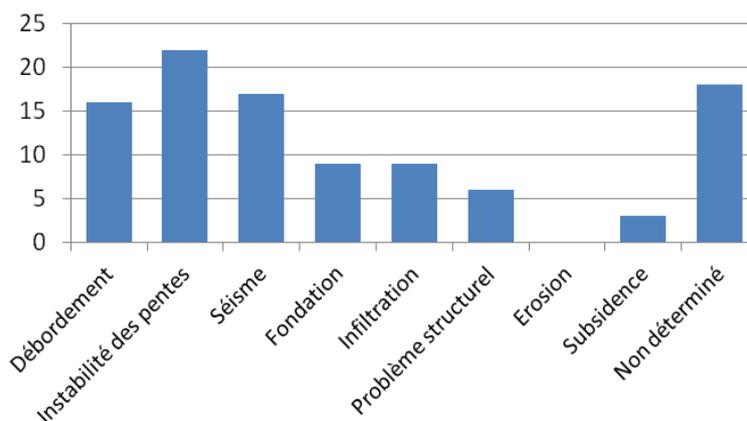


Figure I-10 Origine des ruptures de barrage minier (Blight, 2009).

Les fluides sont directement à l'origine de plusieurs types de ruptures de barrages (débordement, infiltration). Mais surtout, ils jouent un rôle indirect dans quasiment toutes les autres ruptures (Blight, 2009 ; Fourie, 2009). Lorsque les pressions interstitielles augmentent dans les barrages,

les contraintes effectives diminuent ce qui entraîne une chute de la résistance au cisaillement. L'évacuation des surpressions interstitielles est donc essentielle dans les barrages, elle permet de ne pas compromettre leur stabilité.

2.3 Niveau piézométrique dans les barrages

Pour apporter plus d'éléments concernant la saturation des barrages, Fell *et al.* (1992) présentent les principaux facteurs contrôlant la variation du niveau piézométrique. Ces variations ont un impact direct sur la stabilité des parcs à résidus. Plus le niveau est bas, plus l'ouvrage est stable et plus la consolidation des déchets miniers est efficace. Si le niveau piézométrique remonte au niveau du flanc aval du barrage, un renard hydraulique peut s'initier et remettre en cause la stabilité de l'ouvrage.

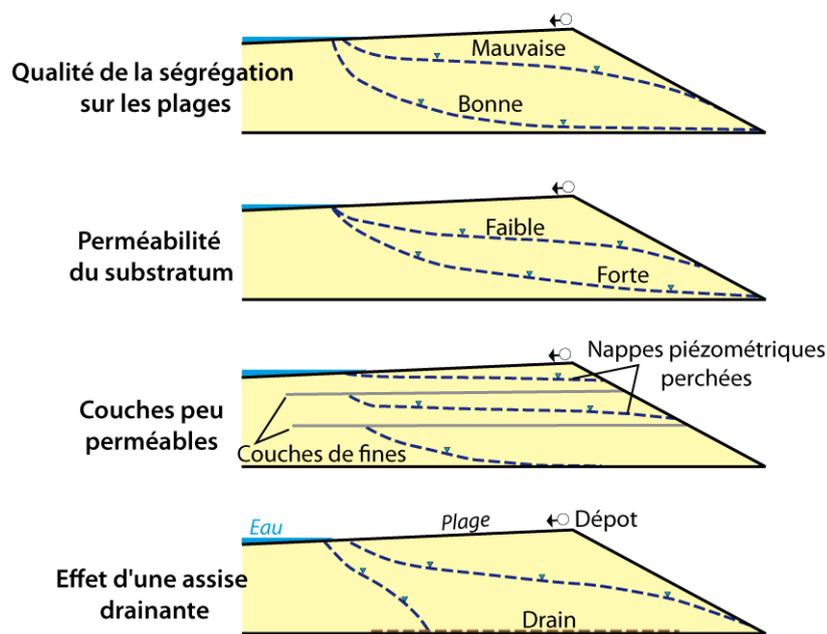


Figure I-11 Variation de la hauteur de la zone saturée en fonction de différents paramètres. D'après Fell *et al.* (1992).

Sur la Figure I-11, l'importance des plages apparaît. Les plages sont les zones sableuses aux abords des barrages. Le développement des plages repose sur la ségrégation des particules : après le dépôt des RDC, la fraction la plus grossière (sable) sédimente en premier (à proximité du barrage) alors que les fines demeurent dans le fluide plus longtemps et rejoignent le centre du bassin. Ce mécanisme de ségrégation est universellement utilisé par les miniers pour séparer les particules à moindre coût et assurer la stabilité des parcs (Blight, 2009). Une ségrégation efficace des RDC grossiers sur les plages permet de ménager des zones à forte perméabilité contre les barrages et ainsi favoriser leur stabilité. Sur la Figure I-11, l'effet d'un fond drainant est aussi illustré : un substratum perméable ou l'installation d'une assise drainante permettent d'abaisser la nappe. Les drains en base de barrage et les masques drainants (gravier et/ou géosynthétique) stabilisent les barrages (Blight, 2009).

Les barrages sont des ouvrages sensibles, leur stabilité est directement liée à la gestion des fluides interstitiels. Par des processus naturels, le minier peut favoriser le drainage aux abords des

barrages en développant des plages. Cependant quand les RDC ne se ségrèguent pas suffisamment, quand la fraction grossière est trop faible ou quand les matériaux utilisés pour l'édification des barrages sont trop peu perméables, l'installation de zones drainantes est à considérer. Un fond drainant ou des horizons drainant installés entre les élévations successives des barrages par étapes sont susceptibles d'augmenter significativement la stabilité des barrages. Après avoir présenté les modalités d'élévation des barrages et de construction des parcs à résidus, nous allons maintenant étudier le remplissage de ces bassins avec les RDC.

2.4 Remplissage des parcs à résidus

Avant le remplissage des parcs à résidus, il faut transporter les RDC de la mine aux parcs à résidus. Il existe deux principales méthodes (AIEA, 2004 ; Blight, 2009 ; EU, 2009) :

- ◆ Le transport mécanique (convoyeur ou camion) quand la siccité du déchet est forte et que son comportement est proche de celui d'un solide, par exemple les mort-terrains. Les mines utilisant des procédés de concentration pyro-métallurgiques produisent des RDC transportés ainsi. Le stockage en tas est privilégié et les barrages sont alors contingents : les terrils de charbon en sont un exemple.
- ◆ Le transport hydraulique par tuyau quand la siccité du RDC est faible et que son comportement est liquide. Ce type de transport est souvent privilégié car moins onéreux, les RDC sont même parfois dilués pour pouvoir être transportés ainsi. La gravité peut suffire à l'écoulement ; à défaut des pompes sont installées.

Les RDC transportés par voie hydraulique sont ceux qui nous intéressent ; ce sont les boues minières liquides à forte teneur en eau qui doivent être asséchées une fois déposées dans le parc. Après le transport hydraulique, le dépôt est une étape importante (Blight, 2009 ; Klohn, 1980) :

- ◆ Les points de dépôt du RDC dans le bassin sont des buses à débit réglable pouvant être régulièrement déplacées afin de répartir les masses de RDC dans les bassins et gérer la ségrégation sur les plages. Le plus souvent, les buses sont réparties sur tout le pourtour du bassin afin de gérer le développement des plages uniformément.
- ◆ Les buses peuvent être associées à des hydrocyclones afin de séparer le sable des fines et le conserver pour l'édification du barrage. Ces dispositifs utilisent la force centrifuge pour séparer la fraction grossière de la fraction fine et de l'eau.

Cette partie géotechnique nous a familiarisés avec le stockage de surface des déchets miniers. Les parcs à résidus stockent des matériaux fins et à haute teneur en eau. Ces parcs mesurent souvent plusieurs dizaines de mètre de haut et sont souvent ceints de barrages. L'importance des fluides dans les barrages a, ensuite, été mise en avant, et nous avons vu le rôle des plages dans l'abattement de la zone saturée en périphérie des parcs. Ces principes constructifs sont généraux, ils doivent être adaptés à chaque mine en fonction de la nature du RDC : les techniques mises en œuvre pour transporter les RDC ou encore édifier les barrages varient selon les propriétés des RDC. Dans la partie suivante, la variabilité des RDC est illustrée en présentant les caractéristiques des RDC issus des principales matières premières exploitées.

3. Nature des RDC

La nature minéralogique des RDC est très liée au contexte géologique de l'exploitation (roches sédimentaires, métamorphiques, ignées), au type d'exploitation (souterraine ou à ciel ouvert) et à la nature des procédés de concentration. Ils sont en majorité constitués de silicates (quartz, feldspaths, argiles...), quelquefois de carbonates (calcite, dolomie...), et plus rarement d'oxydes métalliques (ADEME, 2002). Les RDC présentent donc une très grande variabilité provenant :

- ◆ De la nature de la roche mère : les MP proviennent de roches très différentes. Le bitume provient d'une roche meuble constituée de sable ; les métaux proviennent de roches ignées ou métamorphiques ; l'aluminium est exploité à partir de roche sédimentaire (latérite) ; l'uranium peut provenir du grès ou du granite (EU, 2009 ; Smith, 2009 ; Spitz et Darling, 1973).
- ◆ De la méthode de concentration : les étapes physicochimiques de concentration ont une importance capitale sur les RDC. La technique utilisée dépend de la teneur et du cours de la MP qui détermine l'énergie déployée dans la concentration de la substance utile et son taux résiduel acceptable dans le déchet (taux de récupération).
- ◆ De la méthode de dépôt : suite à la concentration, les déchets peuvent être déposés en l'état dans un parc à résidus ou subir d'autres transformations :
 - dilution pour transporter les RDC par voie hydraulique ;
 - ajout d'additifs (bentonite, ciment, floculant) modifiant les paramètres hydrauliques ou mécaniques (Hassani *et al.*, 1998 ; Kesimal *et al.*, 2004) ;
 - hydro-cyclonage ou tamisage pour extraire la fraction la plus grossière qui servira à l'édification des barrages ou d'autres ouvrages ;
 - assèchement : filtre presse, filtre bande, décanteur, épaisseur, etc.
- ◆ Des évolution géochimiques post-dépôt : l'évaporation de surface peut entraîner la formation de minéraux évaporitiques concentrant les métaux qui peuvent être relargués lors d'épisode pluvieux (Acero *et al.*, 2007). La granularité et la porosité peuvent aussi évoluer par dissolution-cimentation (Blowes *et al.*, 1991).

Pour illustrer la variabilité des déchets miniers, la suite présente plusieurs types de déchets miniers et les problématiques qui leur sont associées : les déchets des mines en roches dures pouvant être acidogènes, les boues rouges issues de l'exploitation de l'aluminium, les résidus fins matures issues des sables bitumineux et les boues de laverie de phosphates. Pour chacune de ces exploitations, les principales caractéristiques des RDC seront précisées. Ensuite, la fin de cette partie présente concrètement deux parcs à résidus : le parc de la mine de sable bitumineux de Muskeg River (Canada) et celui de la mine de phosphate de Khouribga (Maroc). Le fer n'est pas présenté car la teneur de coupure est élevée (sup. à 20%) et les RDC ne sont pas problématiques : ils sont sableux, non acidogènes et sans produits chimiques ajoutés (tri magnétique) (EU, 2009).

3.1 Mines en roches dures : métaux

Les métaux de base (Cu, Pb, Ni, Zn) et les métaux précieux (Au, Ag) se retrouvent dans la croûte sous forme de sulfure ou d'oxyde dans des gisements souvent polymétalliques. Ils sont extraits à partir de roche ignées ou métamorphiques qualifiée de "roches dures". Les étapes de concentration sont :

- ♦ Le broyage : afin d'accroître la surface spécifique et ainsi maximiser le recouvrement. La granularité de sortie est variable entre 0,02 mm et 0,3 mm. Le broyage des roches est très coûteux, son intensité dépend de la valeur du métal. Le broyage dans une mine d'or est plus intense (silt fin) que le broyage dans une mine de cuivre (silt-sable fin) qui l'est plus que dans une mine de fer (sable).
- ♦ La séparation : une grande diversité de techniques existe pour séparer les métaux de leur gangue stérile (criblage, tri gravitaire, calcination, fusion...). Les techniques faisant intervenir des solutions aqueuses sont les plus utilisées, ce sont les procédés hydrométallurgiques (flottation, lixiviation, électrolyse, filtration). En Europe, entre 1 et 6 m³ d'eau sont utilisés par tonne de roche broyée (EU, 2009).

Les RDC issus des procédés hydrométallurgiques sont majoritaires. Ce sont ceux qui nous intéressent car ils contiennent une grande quantité d'eau (siccité entre 10 et 30%), et apparaissent typiquement sous forme de boue. Ils sont convoyés hydrauliquement vers les parcs à résidus entourés de barrages où des hydrocyclones sont souvent installés pour récupérer le sable. Durant l'assèchement de la boue dans les parcs à résidus, une partie de l'eau contenue dans les RDC est récupérée pour être recyclée. A titre d'exemple, une mine suédoise de zinc qui broie 1 Mt de roche par an, utilise 2,7 Mm³ d'eau pour la concentration, dont 63% proviennent du recyclage de l'eau des parcs. Le cycle de l'eau dans les mines est très étudié afin de maximiser le recyclage et surtout limiter le drainage minier acide (DMA) (Acero *et al.*, 2007 ; Al et Blowes, 1999 ; Fourie, 2009). Les DMA issus des RDC de roches dures sont considérés par certains comme la pire atteinte de l'homme à l'environnement aquatique (Chernaik, 2008).

Drainage minier acide (DMA)

La problématique environnementale majeure des déchets issus des roches dures est le DMA. Les DMA concernent les mines exploitant des roches dans lesquels les métaux sont sous forme de sulfures (acidogène). Lorsque les mort-terrains ou les RDC sont placés brutalement en condition oxydante, les sulfures s'oxydent, ce qui entraîne la production d'acide sulfurique qui a un haut pouvoir de lixiviation des métaux. Ces DMA forment donc des volumes très importants (jusqu'à plusieurs m³ par seconde) d'effluent à la fois acide (pH<3) et très riche en sels dissous (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, As, Cd, Co, Ni, Sb, Cr, Pb, etc.) (Cravotta, 2003 ; 2008). A titre d'exemple, la mine roumaine de Rosia Poieni relargue dans la rivière environnante 200 l/s d'effluent de DMA à un pH de 2,7 et contenant 14 mg/l de cuivre soit 242 kg de cuivre par jour (Brunet et Coste, 2000). Aux États-Unis, entre 20000 et 50000 sites générateurs de DMA ont pollué 72000 ha de lacs. Il a été estimé que le nettoyage des zones polluées coûterait entre 32 et 72 G\$. Ce fardeau aurait pu être évité en investissant 0,4 G\$ par an pour tarir les DMA à leurs sources (INAP, 2011). Trois éléments sont nécessaires et suffisants pour générer des DMA : l'eau, l'oxygène et les minéraux sulfurés ; pour lutter contre les DMA, il convient d'isoler les déchets de l'eau ou de l'air par recouvrement.

3.2 Aluminium

L'aluminium est extrait à partir de la bauxite qui contient environ 50% d'alumine (Al₂O₃). La concentration s'effectue grâce au procédé Bayer développé en 1893 à Gardanne (13). Tout d'abord

la bauxite est broyée pour obtenir des particules de moins de 315 μm , qui sont ensuite attaquées à la soude à haute température (250°C) (Hind *et al.*, 1999). Après criblage pour extraire le sable (5-20%), la solution obtenue est lavée à plusieurs reprises pour extraire la liqueur d'alumine. Après ces lavages, les RDC obtenus sont appelés "boues rouges" et représentent 80-95% des déchets (Zhang *et al.*, 2010). Ce procédé est très consommateur en énergie (jusqu'à 15000 kWh/t) (Smith, 2009) et la concentration de la bauxite est souvent délocalisée dans les pays où l'énergie est moins chère. L'Islande dépourvue de bauxite produit 795000 t d'aluminium par an (USGS, 2009). En Europe, il y a quelques rares mines mais plusieurs importantes raffineries. On trouve donc des boues rouges dans des pays où la bauxite n'est pas exploitée.

3.2.1. RDC associés : boues rouges

La nature des boues est très variable, Li et Rutherford (1996) montrent que deux bauxites séparées de quelques mètres conduisent à des boues dont la sédimentation est très différente. Les boues rouges sont très basiques, le pH compris entre 8,4 et 12,6 est dû à l'ajout massif de soude au cours du procédé Bayer (79 kg/t) (EU, 2009 ; Hind *et al.*, 1999 ; Snars et Gilkes, 2009). Les boues rouges sont constituées d'hématite, goethite, quartz et calcite et éventuellement de gypse et halite. Elles sont extrêmement fines : $d_{50} = 13 \mu\text{m}$ en Chine (Wang *et al.*, 2008) ou compris entre $3 \mu\text{m} < d_{50} < 5 \mu\text{m}$ en Europe (Auglinish, Islande et Eurallumina, Italie ; EU, 2009) et la surface spécifique est comprise entre 15 et 30 m^2/g (Smith, 2009). Cependant la concentration en argile est faible. Les boues rouges ont un comportement de fluide non newtonien pseudo-plastique hautement visqueux (Wang *et al.*, 2008), leur siccité (contenu solide massique) est comprise entre 30 et 40%. Selon leur rhéologie et le contexte du site, elles peuvent être épaissies (pour porter la siccité à 55-65%) puis transportées mécaniquement vers les parcs à résidus ou diluées (pour porter la siccité à 20-25%) pour permettre le transport hydraulique vers les parcs à résidus. Selon la siccité, les parcs peuvent nécessiter des barrages. Les boues rouges sont très peu perméables (10^{-9} à $10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Les pluies engendrent des hausses de niveau rapide dans les parcs pouvant causer des débordements. Les barrages peuvent être drainants, comme par exemple sur le site d'Eurallumina où ils sont en sable. Ces barrages drainants participent pleinement à la consolidation des boues. Après maturation, les boues parviennent à une siccité d'environ 70% (EU, 2009).

Les boues rouges et les RDC issus des mines en roche dure n'ont pas été étudiées expérimentalement durant ce doctorat. Le travail s'est focalisé sur deux autres types de boues, celles issues des sables bitumineux et celle issue des laveries de phosphate. Dans la suite de ce chapitre, ces RDC seront présentés plus en détail, et pour faire le lien avec la partie géotechnique, deux parcs à résidus seront présentés : celui de la mine de sables bitumineux de Muskeg river (Canada), puis celui de la mine de phosphate de Khouribga (Maroc).

3.3 Sables bitumineux

Les sables bitumineux représentent 97% des réserves pétrolières canadiennes et font du Canada la troisième réserve de pétrole au monde (170 milliards de barils exploitables). Cette industrie a généré, en 2009, un chiffre d'affaire de 62 G\$ canadiens (MAC, 2010). Comme les gaz de schiste

aux USA, cette ressource non-conventionnelle contribue à assurer la sécurité énergétique de l'Amérique du Nord. Ces industries connaissent un développement très important et la législation s'accroît pour en limiter les impacts environnementaux (Devenny, 2009) Cette industrie est très consommatrice en eau et génère d'importantes émissions de gaz à effet de serre ; le Canada est d'ailleurs sorti du protocole de Kyoto pour exploiter cette ressource.

3.3.1. Exploitation et RDC associés

Les sables bitumineux sont un mélange de pétrole lourd, d'eau, d'argile et de sable. L'exploitation minière à ciel ouvert permet d'exploiter 20% de la ressource ; le reste, trop profond, devra être exploité *in situ* (sans excavation). L'exploitation à ciel ouvert d'une mine de sable bitumineux génère d'importants flux de matières, les quantités d'eau et de solides mises en jeu pour produire une tonne de bitume sont exposées dans la Figure I-12.

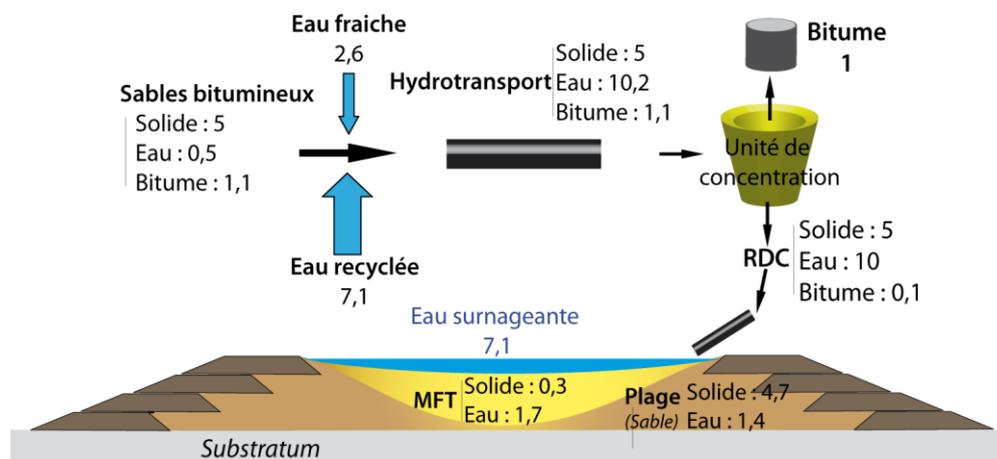


Figure I-12 Flux de matière dans une exploitation de sable bitumineux (unité barils ou tonnes). D'après BGC (2010).

Les sables bitumineux sont extraits par des moyens mécaniques, puis dilués à chaud pour permettre l'hydro-transport. Ensuite la séparation du bitume implique l'ajout d'eau chaude et de soude (procédé Clark). La production d'une tonne de pétrole nécessite 6,6 tonnes de sables bitumineux et 9,7 tonnes d'eau. Il en résulte 15 tonnes de RDC constitués d'eau (70-80%), de sable et d'argile (20-30%) et de traces de bitume (1-3%) (Allen, 2008). Ces RDC sont déposés hydrauliquement dans de grands bassins, communément appelés "tailings ponds" (ce terme anglais est préféré car il n'existe pas de traduction adaptée en français). Les *tailings ponds* occupent une surface de 170 km² au Canada (BGC, 2010). Avant de présenter le comportement très particulier des RDC issus des sables bitumeux, l'exemple concret d'un *tailings pond* est donné.

3.3.2. Stockage des RDC : *tailings ponds* de Muskeg River

La mine de Muskeg River en Alberta produit jusqu'à 155 000 barils de bitume par jour, ce qui équivaut à une production quotidienne de RDC supérieure à 500 000 tonnes (Shell, 2010). L'intégralité des RDC sont déposés dans le *tailings pond* principal (ETF). La Figure I-13 montre une carte et deux coupes d'ETF.

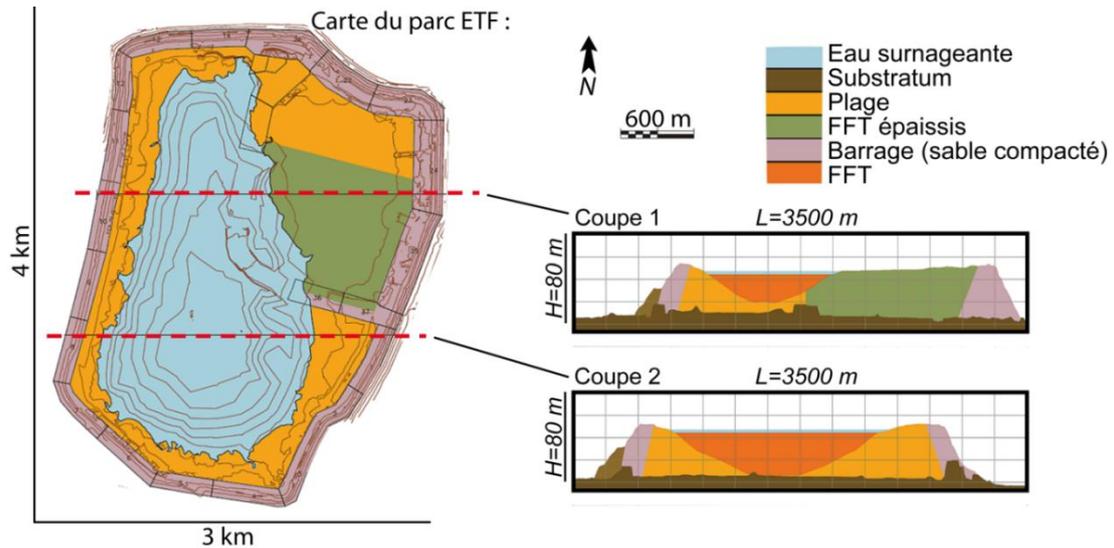


Figure I-13 Carte du tailings pond de la mine de Muskeg River ; FFT (fluid fine tailings) : RDC fluides. D'après Shell (2010).

Sur les coupes de la Figure I-13, la ségrégation, évoquée précédemment, est visible : les RDC sont déposés depuis les barrages, le sable sédimente en premier et assure le développement des plages. De leur côté, les fines migrent vers le centre du parc et évoluent en RDC fluides, appelées *fluid fine tailings* (FFT). Les FFT couvrent une zone d'environ 3 km de long sur 1 km de large. Dans ce *tailings pond*, il y a 6,6 Mm³ d'eau et 67,2 Mm³ de RDC fluides. Dans la suite de cette partie sur les sables bitumineux, l'évolution granulométrique des RDC au sein des *tailings ponds* est précisée.

A l'est de la coupe 1, une zone de FFT épaissis apparaît en vert. L'épaississement des FFT permet d'obtenir un matériau asséché ayant des propriétés mécaniques supérieures à celle des FFT bruts : l'angle de dépôt des FFT épaissis apparaît proche de celui du sable des plages. L'épaississement passe par une succession d'étapes :

- ◆ dépôt des RDC bruts dans les *tailings ponds* : ségrégation plage-FFT ;
- ◆ maturation des FFT en MFT (*mature fine tailings*) par ségrégation des particules ; cette maturation est expliquée dans la suite ;
- ◆ prélèvement des MFT dans le *tailings pond*, puis transport hydraulique jusqu'à l'unité d'épaississement ;
- ◆ traitements physicochimiques : floculation, filtration, centrifugation, etc. ; ces traitements visent à densifier les FFT, c'est-à-dire à augmenter la siccité en extrayant l'eau endogène aux FFT ; cet assèchement des boues sera explicité dans le chapitre III ;
- ◆ dépôts des FFT épaissis soit à nouveau dans le *tailings pond*, soit dans des aires dédiées.

Ce traitement d'épaississement est coûteux, il oblige à remanier d'énormes quantités de FFT. L'évolution souhaitable des méthodes passe par un assèchement *in situ* des FFT, afin d'éviter d'extraire les FFT des *tailings ponds*. Il faudrait ainsi permettre à l'assèchement des FFT de se produire directement dans les *tailings ponds*. Dans la suite, il convient donc de préciser les processus de maturation des RDC issus des sables bitumineux au sein des *tailings ponds*, en commençant par la ségrégation des RDC en FFT.

3.3.3. Ségrégation des RDC

La représentation proposée par Scott et Cymerman (1984) en Figure I-14, permet de comparer les RDC selon leur teneur en eau, en sable et en fines et ainsi d'illustrer le phénomène de ségrégation (Shahid et Scott, 2005).

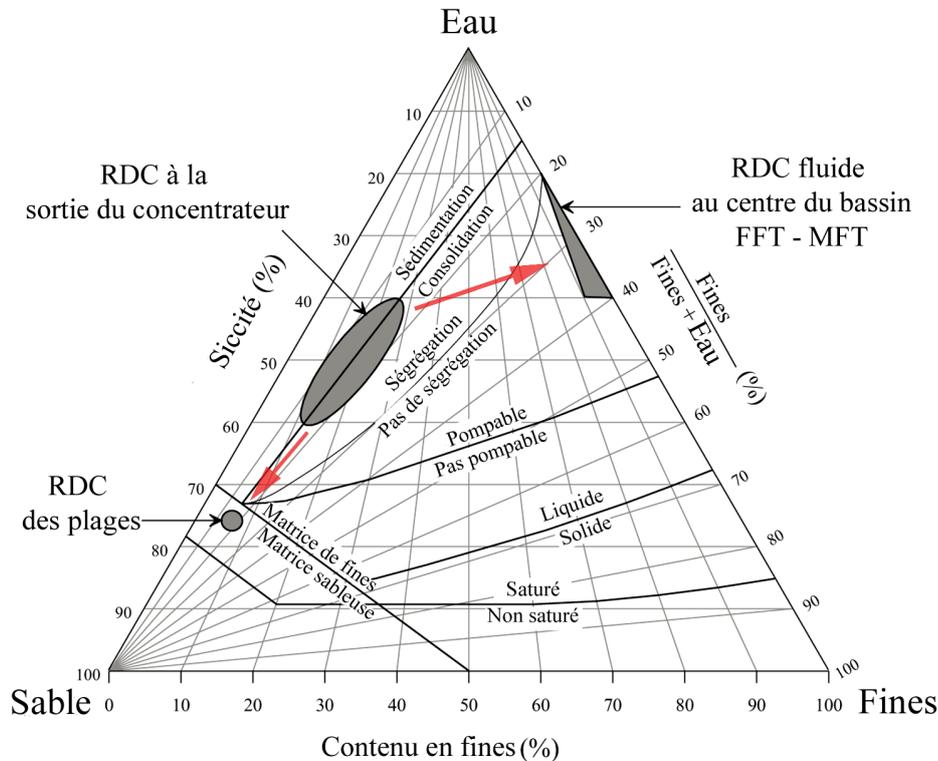


Figure I-14 Diagramme ternaire de composition des RDC de sables bitumineux. Les lignes horizontales correspondent à des iso-siccités, les lignes radiales depuis le sommet "Eau" sont des iso-ratio fines/sable (Shahid et Scott, 2005).

Sur la Figure I-14, le phénomène de ségrégation apparaît (flèches rouges) : lors du dépôt, les RDC sont homogènes puis la fraction grossière sédimente pour former les plages constituées d'une matrice sableuse. Les argiles migrent vers le centre du bassin et évoluent en RDC fluides, appelé FFT (*fluid fine tailings*). La siccité de ces boues se situe entre 20 et 40% et le contenu en fines atteint 90% de la fraction solide.

Après cette ségrégation aux temps courts plage-FFT, une ségrégation plus lente se poursuit dans les FFT. Ces matériaux sont des boues dont la rhéologie permet à la ségrégation de se poursuivre pendant plusieurs années, ce qui entraîne la maturation des FFT en MFT (*mature fine tailings*). La ségrégation a une importance capitale sur l'évolution des RDC, que nous précisons dans la suite, après un aparté sur la représentation triangulaire, support idéal pour illustrer la diversité des RDC.

La représentation triangulaire (Figure I-14) illustre aussi les limites de pompabilité, de saturation, de sédimentation et de ségrégation (Shahid et Scott, 2005). Cette représentation permet d'appréhender le continuum d'états des RDC selon leur siccité : de manière théorique, et en suivant vers le bas une ligne radiale partant du pôle "eau":

- en haut, très faible siccité : des particules isolées en suspension dans l'eau sédimentent librement ;
- puis le régime de la consolidation est atteint, il implique des interactions molles entre les particules, le matériau est une boue ;
- ensuite, la ségrégation devient bientôt impossible car la viscosité est trop forte°;
- en continuant d'augmenter la siccité la limite liquide-solide est atteinte, le matériau s'apparente à un sol ;
- enfin quand la siccité atteint 90%, le milieu se désature.

3.3.4. Évolution long terme des FFT en MFT

Après quelques années de ségrégation, les FFT se trouvant au centre des *tailings ponds* deviennent des MFT. Les MFT sont des résidus fins matures dont le d_{50} est souvent inférieur à 7 μm et la siccité atteint environ 30% avec une consistance équivalente à celle d'un yaourt liquide. Pour un baril de pétrole produit, 15 barils de RDC sont générés, sur lesquels 2 barils deviennent des MFT qui séquestrent *in fine* 1,7 baril d'eau. La formation des MFT est un phénomène lent qui repose sur la sédimentation des particules les plus grossières laissant en suspension les fines argiles. Ces argiles ont un comportement colloïdal dominé par les interactions électrostatiques, la gravité n'agit que faiblement sur ces particules dont les propriétés de surface l'emportent sur les propriétés de volume (Jeeravipoolvarn, 2010 ; Suncor, 2011). La Figure I-15 permet de mieux comprendre la mécanique des MFT, elle montre l'évolution de la répartition des contraintes dans des MFT au bout de 25 ans.

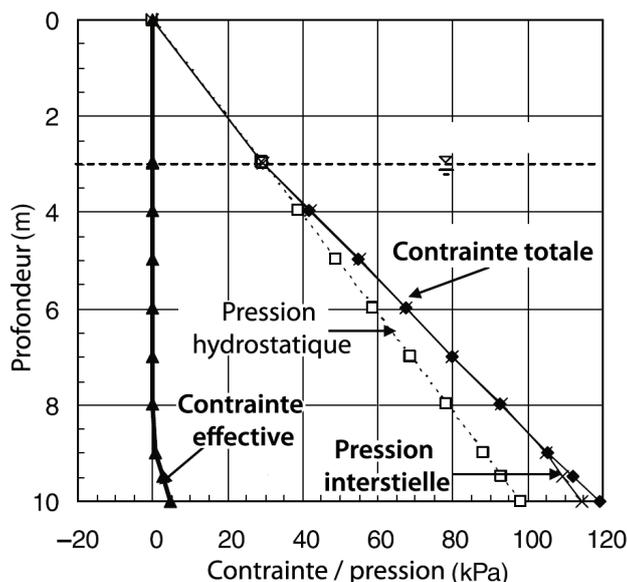


Figure I-15 Profil des pressions et contraintes dans des MFT après 25 ans. (Jeeravipoolvarn et al., 2009).

Jeeravipoolvarn *et al.* (2009) ont réalisé des essais de sédimentation de MFT dans des colonnes de 10 m de haut ayant durés 25 ans. Sur la Figure I-15, le profil des contraintes et pressions dans la colonne après 25 ans est représenté. Le comportement mécanique à long terme des MFT est ainsi mis en avant :

- ◆ En 25 ans, la sédimentation a entraîné une descente de l'interface MFT-eau de 3 m.
- ◆ Environ 1 m à la base de la colonne s'est légèrement consolidé : des contraintes effectives se sont développées, mais les surpressions interstitielles ne sont pas encore totalement dissipées. La pression interstitielle reste supérieure à la pression hydrostatique théorique. On peut considérer que cette partie s'assimile à un sol.
- ◆ Dans la couche intermédiaire entre 1 m et 7 m, le développement de contrainte effective est nul, la contrainte totale correspond à la pression interstitielle. Ce qui veut dire que les particules n'établissent pas de contact grain à grain et que les pressions interstitielles ne se dissipent pas comme le prévoit la mécanique des sols. Il n'y a pas de consolidation au bout de 25 ans dans 60% de la colonne. Ces MFT sont donc des boues ayant le comportement hydrostatique d'un liquide homogène.

Les MFT sont donc des matériaux exceptionnels par la faiblesse de leur taux de sédimentation et par l'absence de consolidation : en 25 ans, la siccité moyenne est seulement passée de 30,6% à 41,8%. Conscient de l'enjeu environnemental représenté par ces MFT, la province d'Alberta a récemment édicté une directive pour inciter les miniers à mieux gérer les MFT. La directive 074 est présentée dans la suite.

3.3.5. Directive 074 (ERCB, 2009)

La directive 074 de l'*Energy Resources Conservation Board of Alberta* souligne l'enjeu majeur que représentent la gestion des FFT, dont elle vise à améliorer la gestion :

- ◆ minimiser voir éliminer le stockage à long terme de FFT fluides ;
- ◆ réhabiliter la traficabilité des sites le plus rapidement possible ;
- ◆ réduire le stockage d'eau sur les sites et favoriser sa réutilisation.

La directive 074 fixe des objectifs chiffrés :

- ◆ La résistance au cisaillement des RDC doit être de 5 kPa à la fin du remplissage du site et de 10 kPa cinq ans après sa fermeture. Ces limites sont mentionnées sur la Figure I-16, ainsi que les siccités cibles correspondantes.
- ◆ 50% des particules fines ($< 44 \mu\text{m}$) doivent être capturées et séparées du reste des RDC. Ces particules (qui forment les FFT puis les MFT) seront stockées séparément dans des aires de dépôt dédiées (DDA. Ces DDA sont imposées par la directive 074.

L'idée de capturer et de stocker séparément les particules fines dans des DDA permet de concentrer les problématiques liées aux fines dans des espaces beaucoup plus restreints : par exemple, le DDA de la mine de Muskeg River fera $500 \times 700 \text{ m}^2$ (contre $3 \times 4 \text{ km}^2$ pour le *tailings pond*). En changeant ainsi d'échelle, les possibilités de traitement *in situ* augmentent. De plus, lors du transfert des MFT vers les DDA, des traitements en ligne peuvent être réalisés (floculation, centrifugation...). Sous la pression de la directive 074, les miniers ont massivement investi en recherche afin d'améliorer la gestion des MFT (Shell, 2011 ; Suncor, 2011). De nombreuses

solutions prometteuses en laboratoire ont échoué à l'échelle industrielle. La floculation développée dans le cadre du projet Suncor TRO (2011) améliore sensiblement la consolidation des MFT qui deviennent portants en quelques semaines. Néanmoins, le coût de ce traitement semble important, des progrès seront encore à apporter et d'autres solutions peuvent être envisagées. Dans la partie suivante, nous allons voir que l'assèchement des FFT est une piste incontournable pour améliorer leurs performances mécaniques.

3.3.6. Relation siccité-résistance au cisaillement

Pour illustrer la relation entre la siccité et la résistance au cisaillement, la Figure I-16 présente des tests réalisés par Junqueira *et al.* (2011) sur des FFT épaisiss. La siccité de ces FFT épaisiss est beaucoup plus forte que celle des MFT (55% contre 30%) mais la composition est proche.

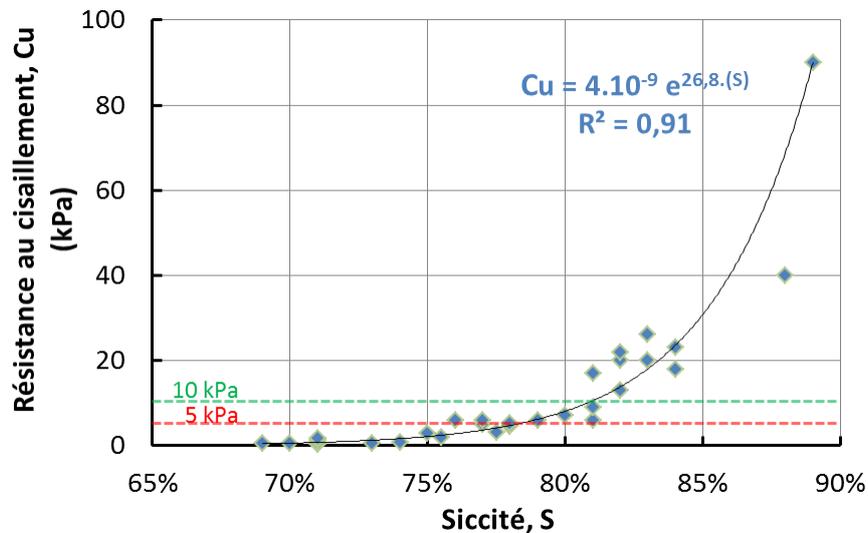


Figure I-16 Relation entre la siccité des FFT épaisiss et leur résistance au cisaillement. D'après Junqueira *et al.* (2011).

La résistance au cisaillement augmente de manière exponentielle avec la siccité (Figure I-16). Ces matériaux doivent donc être asséchés considérablement pour atteindre les résistances au cisaillement requises par la directive 074 : la siccité doit atteindre environ 78% pour 5 kPa et 82% pour 10 kPa.

Pour conclure sur les sables bitumineux, les MFT présentent une sédimentation extrêmement faible qui limite la réhabilitation. Les MFT séquestrent beaucoup d'eau et empêchent son recyclage. Ces matériaux ne peuvent pas être considérés comme des sols, leur comportement est celui de boue dans les particules sont en interactions molles. Dans le chapitre III, la rhéologie de ce type de matériaux sera présentée plus en détail. Nous verrons aussi dans les chapitres VII et VIII les solutions techniques que nous envisageons pour accroître l'assèchement de ces boues.

3.4 Mine de phosphate de Khouribga

Peu d'informations relatives aux phosphates sont disponibles dans la littérature, ainsi la section qui suit résulte d'une visite d'un site OCP en juin 2012. Après un bref exposé des méthodes d'exploitation employées, le parc à résidus de la mine de Khouribga est détaillé.

Le phosphate sert à fabriquer des engrais. L'essentiel du phosphate provient de roches sédimentaires évaporitiques et les gisements les plus importants se trouvent au Maroc (70% des ressources mondiales) et sont exploités par l'OCP. L'enrichissement des niveaux phosphatés fait intervenir des étapes de broyage, criblage et hydro-cyclonage. La concentration repose sur un simple tri granulométrique dans une unité appelée "laverie" :

- ◆ au dessus de 2,5 mm : les minéraux de gangue stériles (25%) stockés en tas ;
- ◆ entre 43 µm et 2,5 mm : le niveau phosphaté ;
- ◆ en dessous de 43 µm : les RDC (appelés boues de laverie) riches en argile et en minéraux évaporitiques. Ces boues sont décantées pour obtenir une siccité d'environ 35% avec l'ajout d'un flocculant à base d'ester-amine.

Ces RDC sont ensuite transportés hydrauliquement vers les parcs à résidus. Dans cette partie, le parc est présenté en commençant par sa géométrie (Figure I-17).

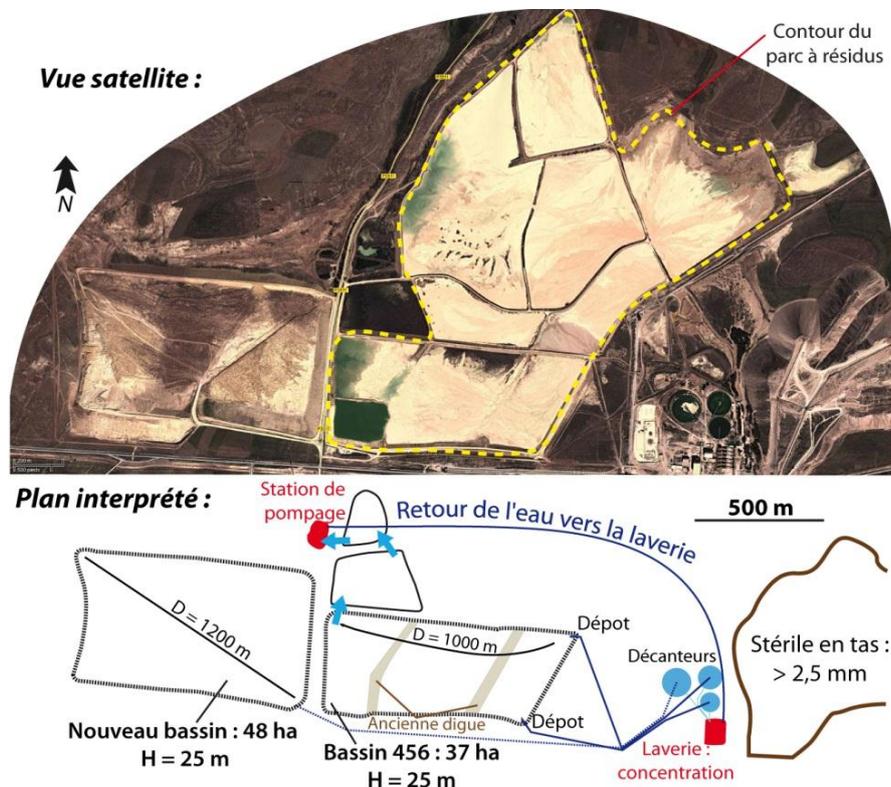


Figure I-17 Vue satellite du parc de Daoui et plan interprété des bassins.

Sur la Figure I-17, l'unité de concentration est située entre les stériles stockés en tas (à l'est) et le parc à résidus au centre. Les décanteurs géants permettent de porter la siccité des RDC à 35%. Le plan interprété montre le bassin 456 qui était en cours de remplissage lors de ma visite (au sud du parc) : la boue est déposée alternativement par les 2 points de dépôts, puis elle se clarifie au cours de sa traversée du bassin 456. L'eau traverse ensuite 2 bassins de polissage pour aboutir à la station de pompage qui envoie l'eau recyclée vers la laverie (flèches bleues).

Méthode constructive

A l'ouest, un nouveau parc d'une hauteur de 25 m est en construction sur une surface de 48 ha. Dans ce parc, les barrages sont construits au bulldozer en poussant les matériaux de l'intérieur vers

l'extérieur : tous les matériaux du site peuvent être utilisés (stérile, sol préalablement dynamité, boue asséchée). Les matériaux ne sont pas compactés, selon le conducteur des travaux : le compactage est superflu car les matériaux ne sont pas déversés par camion ce qui évite leur foisonnement. En poussant les matériaux à l'aide d'un bulldozer de 116 tonnes par couches de faibles épaisseurs, les performances mécaniques obtenues sont suffisantes. En 2005, le barrage entourant le bassin 456 a été rehaussé de 15 m à 25 m, en utilisant la couche superficielle de boue asséchée durant 8 ans.

Séparation solide-liquide

Une séparation solide-liquide efficace permet de récupérer rapidement l'eau claire à la sortie du parc à résidus. Plus la vitesse de sédimentation est élevée, plus la clarification de la boue en eau est rapide. La vitesse de sédimentation s'observe en suivant la ligne de boue séparant la boue de la couche d'eau libre de surface. La hauteur de la ligne de boue est primordiale : lorsqu'elle parvient au niveau des surverses des cheminées, le bassin devient inexploitable, le temps que la ligne redescende par libération d'eau en surface. Par exemple sur le site de Mea, la ligne de boue affleure et le bassin est inexploitable (Figure I-18). Cela est dû à la mauvaise conception des bassins. La distance dépôt-cheminée est trop faible (300 m) : la boue n'a pas le temps de sédimenter. L'autre site visité (Daoui) est plus efficace car la distance entre le point de dépôt et la cheminée est plus longue (900 m) et 3 bassins installés en série traitent successivement l'eau (Figure I-17). Ainsi les parcs à résidus ne constituent pas seulement un stockage passif ; ils ont un rôle actif dans lequel la cinétique de sédimentation conditionne la vitesse de récupération de l'eau.



Figure I-18 Cheminée du parc de Mea. L'affleurement de la ligne de boue empêche d'utiliser cette cheminée.

Cette approche apparente le parc à résidus à une unité de clarification de la boue. Sa fonction n'est pas seulement de stocker des RDC mais aussi, de favoriser la séparation solide-liquide pour récupérer l'eau plus rapidement. Nous verrons dans le chapitre VI les solutions envisagées pour accroître la sédimentation.

Autre impact des volumes d'eau stockés dans les parcs, ils limitent le volume solide stockable.

Volume d'eau stocké dans les parcs à résidus

A l'OCP, les laveries produisent entre 19000 et 28000 m³ de boue par jour. Cela signifie qu'entre 12350 et 18200 m³ d'eau sont déposés chaque jour dans les parcs à résidus. Le Tableau I-1 présente le lien entre la siccité et la capacité de stockage d'un parc.

Tableau I-1 Volumes de matériaux stockés dans un parc de 50 ha et 30 m de haut en fonction de la siccité.

Siccité	Masse totale (Mt)	Masse solide (Mt)	Vol. solide (Mm3)	Vol. eau (Mm3)	Teneur en eau volumique
50%	21,8	10,9	4,0	10,9	73%v
80%	30,1	24,1	8,9	6,0	40%v

Avec une siccité de 50% (même masse solide et liquide), 73% du volume du bassin est occupé par de l'eau. En asséchant les RDC de 50 à 80%, 4,9 millions de m³ d'eau seraient extraits et remplacés par 13,2 millions de tonnes de solide.

Afin de maximiser les capacités de stockage des parcs à résidus et favoriser le recyclage de l'eau, la densité apparente de la boue doit être maximale, ce qui implique que la boue doit être asséchée.

Les RDC issus des principales ressources minières ont été présentés, leur diversité a ainsi été mise en avant : la granularité, la composition, les menaces environnementales varient en fonction de la roche exploitée.

4. Conclusion

L'industrie minière poursuit son développement pour combler notre besoin croissant en matières premières. A mesure que les ressources les plus accessibles sont épuisées, les miniers se tournent vers des gisements dont les concentrations en substances utiles sont de plus en plus faibles. Cette chute des teneurs cause une explosion du volume de déchets miniers produit. On peut considérer que plus de 95% des roches extraites deviennent des déchets. Ces déchets présentent une grande diversité et causent différents impacts environnementaux. L'évolution de la réglementation oblige les miniers à mieux gérer ces déchets. Parmi les déchets miniers, les RDC issus des processus de concentration utilisant de l'eau sont particulièrement difficiles à gérer. Ces déchets, souvent liquides, sont déposés hydrauliquement dans des parcs à résidus de surface ceints de barrages. La stabilité de ces barrages est primordiale : les ruptures peuvent engendrer des catastrophes humaines et écologiques. Pour stabiliser ces ouvrages, le drainage doit être optimisé afin de maîtriser les flux hydriques et abattre les zones saturées dans les barrages.

Parmi les RDC, les MFT issus des sables bitumineux, les boues rouges issues de la production d'aluminium, ou les boues des laveries de phosphate sont des RDC argilo-silteux à faible siccité. Ces matériaux n'ont pas un comportement de sols, mais celui de liquide à rhéologie complexe, ils sont considérés comme des boues minières. Dans le chapitre III, le comportement des boues sera précisé. Ces boues causent trois problématiques majeures :

- ◆ L'eau stockée dans la boue ne peut pas être recyclée dans la mine.
- ◆ Le volume occupé par l'eau dans les parcs à résidus limite la capacité de stockage des particules solides, ce qui oblige à accroître l'emprise au sol.
- ◆ La boue a de mauvaises performances mécaniques, ce qui peut induire des instabilités dans les parcs à résidus (rupture de barrage).

Assécher ces RDC permet de recycler l'eau dans le processus minier, réhabiliter plus rapidement les sites, stocker plus de déchets, et ainsi, réduire les atteintes à l'environnement. Deux solutions principales apparaissent :

- ◆ Assécher la boue avant le dépôt à la sortie de l'unité de concentration par des filières d'assèchement de type industriel (filtre-pressé, filtre bande, centrifugation, etc.). Il faut alors traiter les RDC en continu, au fur et à mesure de leur production, puis transporter les RDC asséchés mécaniquement. Ces techniques mettent en œuvre des contraintes mécaniques générées à partir d'électricité (vérin, pompe, etc.).
- ◆ Assécher la boue après le dépôt, directement dans le parc à résidus. Cette solution permet d'assécher plus lentement la boue et de s'abstraire des variations constantes des débits de RDC à traiter. Cette approche est celle que nous poursuivons, elle est d'ordre géotechnique. La solution envisagée est d'installer des géocomposites à mini-drains dans les parcs à résidus pour permettre un assèchement *in situ*.

5. Perspectives de recherche

A l'aune de cette synthèse des déchets miniers, la problématique de la thèse peut être formulée :

*Comment assécher les boues minières dans les parcs à résidus
en installant des géocomposites de drainage ?*

Deux moteurs à l'expulsion de l'eau endogène ont été identifiés et investigués durant cette thèse : l'assèchement mécanique et l'assèchement électrocinétique.

Assèchement mécanique

Nous verrons dans le chapitre III que la contrainte est un moyen efficace pour extraire l'eau la moins liée des boues. Contrairement aux filières d'assèchement industrielles, la compression doit ne pas nécessiter d'apport d'énergie : nous devons utiliser la gravité au mieux pour assurer la compression. La géométrie de l'installation des GCP dans les parcs est donc dictée par la pesanteur, elle nous conduit naturellement à envisager d'installer les géocomposites à l'horizontale, entre les couches de boue. La boue contrairement au sol forme un tout (liquide+solide) non dissociable en contrainte effective et pression interstitielle. Ainsi, si l'on dépose une couche de boue sur un GCP, elle agira de tout son poids sur le GCP et sur la couche de boue sous le GCP, et ainsi de suite, au fur et à mesure de l'ajout de nouvelles couches. Ainsi le remplissage des parcs à résidus pourrait entraîner un assèchement des couches inférieures par augmentation de la contrainte totale. Cet assèchement mécanique implique les fonctions de base des GCP, à savoir le drainage et la filtration : la pression interne au GCP doit être la plus faible possible. Nous expliciterons ces fonctions dans le chapitre II, puis les chapitres IV et V évalueront la capacité des géocomposite à assurer ces fonctions dans des boues silto-argileuses.

Assèchement électrocinétique

Lorsque les RDC ont un comportement colloïdal (comme les FFT), l'assèchement passe par une modification des phénomènes électrochimiques de surface, que nous expliciterons dans le chapitre III. L'assèchement électrocinétique est envisagée dans les parcs à résidus grâce à des GCP conducteurs qui reposent sur l'ajout d'une nouvelle fonction aux GCP à mini-drains : la conduction électrique. Ce développement d'un GCP conducteur est présenté dans les chapitres VI et VII. Nous y verrons que l'électrocinétique permet d'accroître substantiellement l'assèchement des boues argileuses, et en particulier des FFT testés.

Dans la suite, nous allons présenter les GCP de drainage en nous focalisant sur deux de leurs fonctions, à savoir filtration et drainage.

1. Introduction

Ce chapitre présente les géosynthétiques utilisés dans les applications de filtration et de drainage et permet de préciser les différents termes liés aux géosynthétiques utilisés dans ce mémoire.

Après une brève introduction générale sur les matériaux à filtrer et les géosynthétiques, la seconde partie de ce chapitre est consacrée aux géocomposites de drainage (GCP) avec une attention particulière donnée à la fonction drainage. Les tests de capacité de débit dans le plan seront présentés, puis nous verrons l'impact de la contrainte normale sur cette capacité.

L'autre fonction des GCP étudiée, nommément la filtration sera décrite dans la troisième partie ; nous expliquerons comment les géotextiles (GTX) composant le GCP retiennent les solides en laissant s'écouler le fluide. Les principales caractéristiques des GTX seront aussi présentées dans cette partie (ouverture de filtration, porométrie, etc.).

Dans la partie 4, les sols traditionnellement filtrés par les GTX seront décrits et les caractéristiques retenues dans les critères de dimensionnement permettant d'adapter les GTX aux sols seront explicitées. Enfin pour finir la partie sur la filtration des sols, les principaux tests de compatibilité sol-GTX seront rappelés.

La dernière partie de ce chapitre est consacrée à la filtration de boue par GTX : nous verrons que la connaissance de cette filtration est beaucoup moins aboutie que celle des sols car elle n'émane que d'une application récente (environ une décennie) et qui reste marginale : l'assèchement de boues par géotubes. Ce sont les seuls géosynthétiques à être utilisés avec des boues, constitués de GTX tissés. Aucune étude sur les GTX non tissés avec les boues n'a été réalisée à notre connaissance à ce jour.

1.1 Nature des matériaux à filtrer

Dans l'introduction, une différence entre sol et boue apparaît, pourtant aucune limite franche ne peut être tracée entre ces deux matériaux : il existe un continuum d'état entre une boue et un sol. D'ailleurs dans ce travail doctoral, l'assèchement d'une boue minière doit conduire à sa transformation en sol. Dans le chapitre I, la forte diversité de la granularité et de la siccité des RDC a été présentée : le diagramme triangulaire (Azam et Scott, 2005) permet d'appréhender ce continuum d'état entre une boue et un sol selon la siccité et la quantité de fines. Il convient de tenter de dissocier ces matériaux, schématiquement :

- ◆ Les sols sont des milieux poreux constitués de particules solides, rigides en contact grain à grain et dont la porosité peut être occupée d'eau ou d'air. Dans les sols, les contraintes sont dissociables en contrainte effective et pression interstitielle. Dans la partie 4.1 de ce chapitre, plus d'éléments caractérisant les sols seront fournis.
- ◆ Les boues sont des matériaux liquides dont l'eau occupe une grande partie de l'espace (souvent la majorité) et forme ainsi une matrice continue dans laquelle les particules solides sont éparées. Les particules ne sont donc pas en contact mais en interactions molles, ces interactions de type électrostatique seront définies dans le chapitre III dédié aux boues. Dans les boues, les contraintes sont isotropes (hydrostatique), on ne peut pas dissocier ce qui est supporté par les solides de ce qui est supporté par les liquides.

La filtration des sols ou des boues ne poursuit pas la même finalité. De manière simplifiée, on peut différencier les applications selon l'origine de l'eau, endogène ou exogène :

- ◆ Globalement, la filtration des sols vise à extraire l'eau exogène, c'est-à-dire l'eau qui pénètre dans le sol, le traverse, puis est collectée par le GTX. Cette application est la plus répandue : les GTX sont souvent destinés à filtrer de l'eau météorique infiltrée dans les sols perméables (masque drainant, tranchée drainante, toiture végétalisée...). Cette filtration de l'eau exogène doit être pérenne car le volume d'eau circulant à travers le système sol-GTX peut tendre vers l'infini.
- ◆ Les boues doivent être asséchées : la filtration doit permettre à l'eau endogène d'être expulsée. Cette eau est initialement présente dans la boue : le volume d'eau est fini. La perméabilité de la boue diminue au cours de l'assèchement, le GTX assume donc un débit de plus en plus faible au cours du temps. Ainsi la pérennité de la filtration est moins essentielle pour les boues que pour les sols traversés par de l'eau exogène : le rôle du GTX est fini dans le temps car la boue consolidée est très peu perméable : les fluides ne la traversent plus.

Une exception apparaît : les sols compressibles nécessitent un drainage de l'eau endogène expulsée au cours de leur consolidation. Cette application nécessite des capacités hydrauliques moindres (drains verticaux, par exemple). Ces sols sont plus argileux que ceux nécessitant le drainage de l'eau exogène, en cela, ils se rapprochent des boues.

Après avoir exposé la nature des matériaux à filtrer, nous allons dans la suite, introduire les géosynthétiques avant de décrire plus spécifiquement ceux destinés à la filtration et au drainage.

1.2 Différents types de géosynthétiques

Les géosynthétiques sont définis par la norme NF EN ISO 10318 (AFNOR, 2006) comme "des produits utilisés en contact avec le sol ou d'autres matériaux dans le domaine de la géotechnique et du génie civil, dont au moins l'un des constituants est à base de polymère synthétique ou naturel, et qui se présentent sous forme de nappe, de bande ou de structure tridimensionnelle". Le plus souvent, les géosynthétiques sont des nappes planes et minces conditionnées en rouleaux. Les géosynthétiques sont utilisés lorsque le sol en place ne peut assurer les fonctions exigées par la destination à laquelle il est promis (infiltrer de l'eau, former un talus à forte pente, résister à l'érosion...). On distingue plusieurs familles de géosynthétiques (AFNOR, 2006 ; 2008 ; 2013) :

- ◆ Les géomembranes sont des géosynthétiques étanches aux fluides, souples, continus, minces dont l'épaisseur minimale est de 1 mm. Elles sont utilisées pour assurer l'étanchéité des installations de stockage, des retenues d'eau, des barrages, etc.
- ◆ Les géosynthétiques bentonitiques sont un assemblage de matériaux comportant de la bentonite qui assure la fonction d'étanchéité et d'un ou plusieurs géosynthétiques ayant un rôle de support ou conteneur.
- ◆ Les géogrilles sont des grilles constituées par un réseau ouvert et régulier d'éléments polymères résistants à la traction utilisées pour le renforcement des sols.
- ◆ Les géotextiles (GTX) sont des textiles perméables non-tissés, tissés ou tricotés. Ils sont constitués de fibres et présentent une structure poreuse qui permet aux fluides de les traverser.
- ◆ Les géotubes sont des géotextiles tissés formant un conteneur tubulaire, utilisés pour assécher des boues ou pour protéger les berges en agissant comme brise-vague.
- ◆ Les géocomposites (GCP) sont des assemblages de différents géosynthétiques afin de cumuler plusieurs fonctions.

La norme NF EN ISO 10318 définit aussi les différentes fonctions des géosynthétiques :

- ◆ étanchéité : éviter la migration des fluides ou la propagation des polluants ;
- ◆ séparation : prévenir le mélange de deux matériaux de nature différente ;
- ◆ renforcement : renforcer les sols peu porteurs ou éviter l'effondrement au droit d'un fontis en utilisant le comportement en résistance-déformation du géosynthétique ;
- ◆ filtration : maintenir les particules soumises à des forces hydrodynamiques tout en permettant la circulation des fluides au travers du géosynthétique ;
- ◆ drainage : collecter et transporter des fluides dans le plan du géosynthétique ;
- ◆ protection : prévenir l'endommagement des géomembranes ;
- ◆ lutte contre l'érosion : prévenir la migration des particules soumises à un écoulement de surface.

Suite à cette introduction sur les matériaux à filtrer et les différents géosynthétiques, la partie suivante présente les géocomposites de drainage. La fonction drainage sera expliquée, puis nous verrons l'impact de la contrainte normale sur les différents types de géocomposites. Ensuite, dans la partie 3 nous présenterons en détail les éléments filtrants des géocomposites, c'est-à-dire les géotextiles, dont nous verrons les caractéristiques principales, puis les critères de dimensionnement pour la filtration de sol.

2. Les géocomposites de drainage

Les géocomposites (GCP) sont définis par la norme NF EN ISO 10318 (AFNOR, 2006) comme "une association de plusieurs géosynthétiques qui permet d'assurer des fonctions complexes dans les sols". Ce travail de thèse porte sur les GCP de drainage. Aussi en absence de précision dans la suite de ce mémoire, c'est à cette catégorie que se réfèrera le terme "géocomposite" ou GCP. Les GCP de renforcement ne seront pas traités. Dans cette partie, les constituants des GCP de drainage seront présentés, puis l'essentiel de cette partie sera dédiée à la fonction de drainage. Les GCP de drainage sont constitués de deux types de géosynthétiques qui assurent deux fonctions complémentaires (Koerner, 1997) :

- ♦ La fonction filtration qui concerne la rétention des particules du sol en laissant circuler le fluide le plus librement possible ; cette fonction est assurée par les GTX entourant l'âme drainante. Les GTX seront largement présentés dans les parties 3 et 4.
- ♦ La fonction drainage qui concerne la circulation du fluide dans le plan du GCP ; cette fonction est assurée par l'âme drainante située au centre du GCP. Son dimensionnement dépend de la quantité d'eau qui doit être évacuée ; la capacité de drainage se mesure par des tests de capacité de débit dans le plan.

Les GCP diffèrent donc selon les GTX et l'âme drainante qui les constituent. Avant de nous focaliser sur l'âme drainante, les différents types de GTX sont brièvement présentés.

2.1 Différents types de GTX

La norme NF EN ISO 10318 (AFNOR, 2006) définit les géotextiles comme "une matière plane, perméable et à base de polymère (naturel ou synthétique) pouvant être non-tissée, tricotée ou tissée" (Figure II-1). Les GTX peuvent assurer 6 fonctions : la filtration, la séparation, le renforcement, la lutte contre l'érosion, la protection contre l'endommagement et le drainage de faible volume de fluide. Il existe une grande variété de GTX, ils se distinguent par leur structure (type d'assemblage), par le type de fibre (courte, longue, continue) et par la composition des fibres (polypropylène, polyester, polyéthylène, etc.).

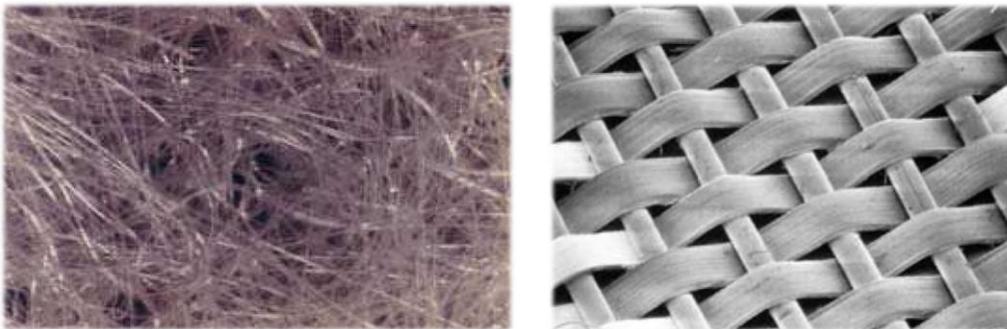


Figure II-1 Photographies de GTX. A gauche : un non-tissé ; à droite : un tissé.

Les géotextiles tissés (GTX-T) sont composés d'un réseau régulier de fibres (ou fils ou bandelettes) entrelacés avec des angles constants. Les GTX-T présentent des propriétés mécaniques supérieures aux GTX non-tissés (GTX-NT) grâce à leurs fibres orientées dans le plan. En contrepartie, leur manque de structure tridimensionnelle les rends moins adaptés à la filtration

(Giroud, 1996 ; Kutay et Aydilek, 2004 ; Mériaux *et al.*, 2013). Les GTX-NT sont fabriqués à partir de fibres disposées aléatoirement en nappe puis assemblées par différentes méthodes :

- ◆ Assemblage mécanique : l'aiguilletage permet d'entrelacer en 3D les fibres grâce à des aiguilles hérissées de barbes (ergots latéraux) réalisant des allers retours à travers le GTX. Ce procédé permet l'obtention d'une forte porosité et une grande déformabilité du GTX du fait de la faiblesse des liaisons entre les fibres.
- ◆ Assemblage thermique : les fibres disposées en nappe sont comprimées entre deux calandres (rouleaux chauffants) qui liaisonnent les fibres à leur intersection par fusion du polymère. Les thermoliés sont plus rigides et moins poreux que les aiguilletés.

Les GCP de drainage comportent essentiellement des GTX-NT car ils sont de meilleurs filtres. Dans la partie 2, les propriétés de ces GTX seront présentées en détail. Auparavant, les différents types d'âme drainante et la fonction drainage sont abordées.

2.2 Différents types d'âme drainante

L'attribut principal des GCP est leur capacité de drainage assurée par l'âme drainante. On distingue trois catégories de GCP selon la nature de cette âme (Figure II-2) :

- ◆ Un géoespaceur, matériau continu gaufrée ou alvéolaire. Le fluide ne peut pas circuler perpendiculairement au GCP et deux zones drainantes sont dissociées de part et d'autre du géoespaceur ; ces produits sont majoritairement utilisés en contact avec un support rigide, typiquement les fondations des bâtiments.
- ◆ Un géofilet constitué d'une superposition de deux ou trois niveaux de bandes plastiques ou encore une structure filamenteuse (organisation tridimensionnelle de fibres polymères grossières). Ces bandes distantes de plusieurs fois leur largeur ménagent entre elles des pores qui permettent à l'eau de s'écouler (Smith et Zhao, 2004).
- ◆ Des tubes annelés et perforés (mini-drains) incorporés dans une nappe drainante (GTX lourd et ouvert) et entourées de GTX de filtration. Les GCP à mini-drains diffèrent des deux autres catégories par leur épaisseur bimodale ; les zones textiles, minces séparent les mini-drains régulièrement espacés (diamètre 16 à 25 mm). La capacité de débit dans le plan est fortement anisotrope (plusieurs ordres de grandeur selon le sens production ou travers) (Faure *et al.*, 1993). Ces GCP à mini-drains sont couramment utilisés dans les ouvrages de génie civil et sous les fondations des bâtiments, ils ont vu leur utilisation dans les installations de stockage de déchet s'accroître ces dernières années (collecte de lixiviat ou drainage des dispositifs d'étanchéité). Plusieurs études montrent une performance similaire aux couches granulaires traditionnelles (Arab *et al.*, 2009 ; Fourmont *et al.*, 2008).

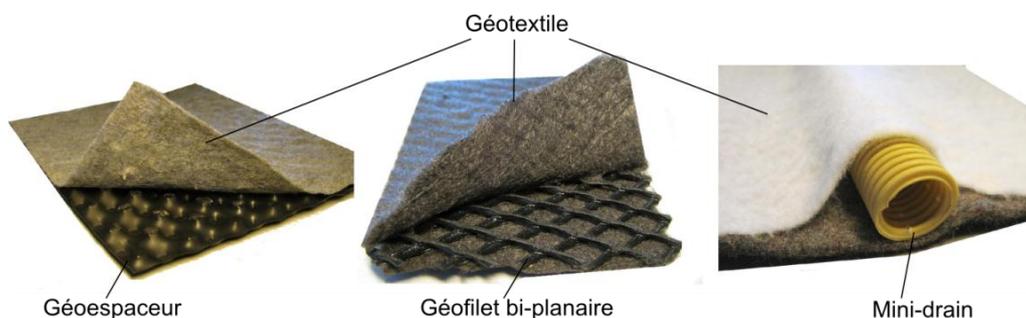


Figure II-2 Photographies de trois géocomposites de drainage différant par leur âme drainante.

Les géocomposites de drainage sont destinés à remplacer les solutions traditionnelles à base de matériau granulaire ou tout au moins à s'y substituer partiellement. Ils présentent de nombreux avantages (CFG, 2013 ; Rossi *et al.*, 2011) :

- fabrication contrôlée en usine : stabilité des caractéristiques intrinsèques ;
- limitation des volumes de granulats : facilité de transport, faible impact carbone ;
- utilisation des sols du site : réduction des imports de matériaux ;
- installation rapide et aisée.

Suite à cette présentation générale des GCP, nous allons nous focaliser sur la fonction drainage, avant d'aborder la fonction filtration dans la partie 3.

2.3 Fonction drainage

La particularité des GCP de drainage réside dans leur capacité à convoier l'eau dans leur plan. La fonction de drainage est définie par la norme NF EN ISO 10318 (AFNOR, 2006) comme "la collecte et le transport des eaux pluviales, souterraines et/ou d'autres fluides dans le plan d'un géosynthétique". Grâce à leur âme drainante, les GCP de drainage sont les seuls géosynthétiques capables de conduire un flux important de fluide (CFG, 2009). Les GTX ont aussi une capacité de débit dans le plan, mais les volumes qui peuvent circuler limitent leur utilisation à des dissipations de pressions interstitielles, c'est-à-dire au drainage de l'eau endogène dans les sols compressibles (faible volume d'eau). Dans la suite, nous allons présenter les tests de capacité de débit dans le plan, puis l'impact de la contrainte normale sur cette capacité.

2.3.1. Test de la capacité de débit dans le plan

La fonction drainage est évaluée grâce à des tests de capacité de débit dans le plan, réalisés avec un transmissivimètre (Figure II-3). L'essai consiste à appliquer une différence de charge hydraulique entre les 2 extrémités d'une éprouvette saturée et à mesurer le débit traversant dans le plan. L'éprouvette est soumise à une contrainte normale car certaines âmes drainantes sont très compressibles et perdent une part significative de leur capacité de débit sous contrainte. Les deux normes existantes diffèrent par le matériau qui applique la contrainte normale sur le GCP :

- ◆ Dans la norme EN ISO 12958 (ISO, 2010), la contrainte est appliquée par l'intermédiaire de 2 mousses de dureté Shore normalisée. Ces mousses sont censées reproduire le comportement d'un sol. Le test peut aussi être réalisé avec une plaque rigide d'un côté et une mousse de l'autre, lorsque le GCP testé est destiné à être posé contre un support rigide (fondation...)
- ◆ Dans la norme ASTM D4716-08 (2008) du sol est utilisé pour appliquer la contrainte. Le sol du site ou à défaut un sable bien classé peuvent être utilisés.

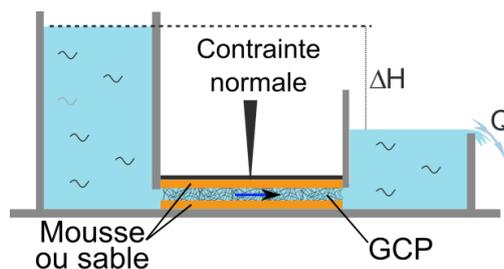


Figure II-3 Schéma d'un transmissivimètre utilisé dans les 2 normes suscitées.

La nature des matériaux appliquant la contrainte est source d'importantes différences dans les résultats selon la norme utilisée : Hérault *et al.* (2009) ont montré une forte divergence de la capacité de débit dans le plan selon la dureté des limites. Plus la limite est dure, plus la capacité est forte. Cette relation entre la dureté des limites et la capacité de débit dans le plan est due au phénomène d'intrusion du filtre GTX.

2.3.2. Intrusion du filtre GTX

Les GTX situés de part et d'autre de l'âme drainante peuvent se déformer sous l'effet de la contrainte et pénétrer dans l'âme drainante (Figure II-4).

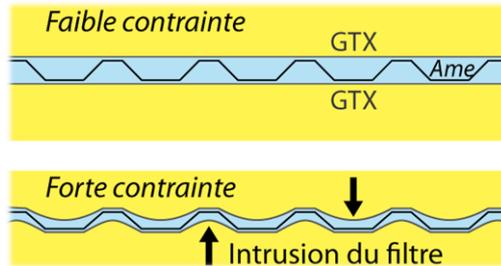


Figure II-4 Intrusion du filtre, ici dans un géocomposite à géospaceur gaufré. La section efficace (en bleu) diminue avec la contrainte.

L'intrusion du filtre GTX est un phénomène qui peut réduire de manière significative la capacité de débit dans le plan avec l'accroissement de la contrainte. Un autre facteur impacte la capacité de débit sous contrainte : la compression de l'âme drainante. Sur la Figure II-5, la capacité de débit d'un GCP à géofilet filamentaire apparaît très sensible à la contrainte. Ces tests ont été réalisés selon la norme EN ISO 12958.

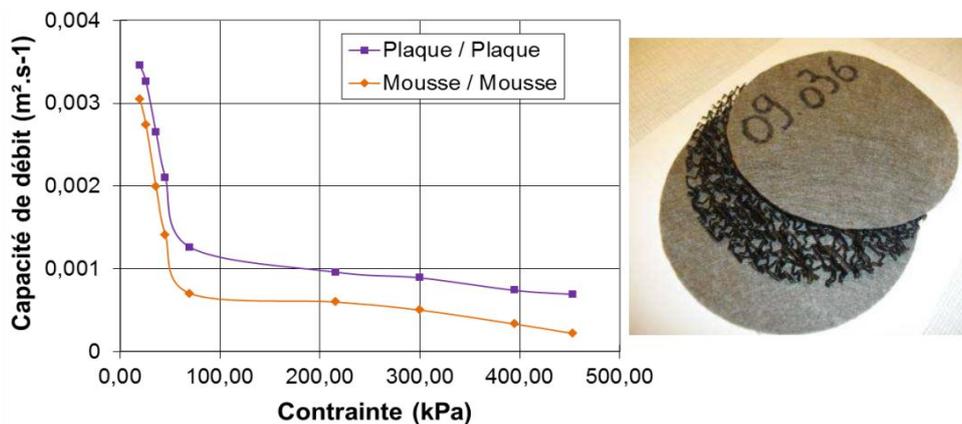


Figure II-5 Capacité de débit dans le plan d'un GCP à géofilet filamentaire en fonction de la contrainte et des limites. (Giouse, 2011).

Sur la Figure II-5 : (i) entre 2 plaques rigides, la baisse de capacité de débit dans le plan est attribuable à la compression de l'âme ; (ii) entre 2 mousses la baisse est attribuable à la fois à la compression de l'âme et à l'intrusion du filtre dans l'âme (Giouse, 2011). Bamforth (2009) a étudié la capacité de débit dans le plan d'un GCP à géospaceur gaufré sous une contrainte de 200 kPa (appliquée avec du sable). Il a établi que la réduction de débit dans le plan est attribuable pour 20% à la compression de l'âme drainante et pour 65% à l'intrusion du filtre. Il a aussi montré que la norme EN ISO 12958 sous-estime les pertes de performance dues à la contrainte car la mousse

est moins intrusive que le sol. Dans la norme ASTM utilisant du sol, l'intrusion du filtre est plus marquée, le test est donc plus sécuritaire. Le guide de recommandations du CFG pour l'emploi des géosynthétiques et produits apparentés en fonction drainage préconise un facteur de sécurité de 2,5 afin de prendre en compte l'intrusion (CFG, 2009).

2.3.3. Comportement des GCP à mini-drains sous contraintes

Certains types de GCP ne sont pas sensibles à l'intrusion du filtre, ni à la compression de l'âme drainante. Saunier et al. (2010) ont montré que la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains est très peu affectée par la contrainte : sur la Figure II-6, la transmissivité correspond à la capacité de débit dans le plan divisée par le gradient hydraulique.

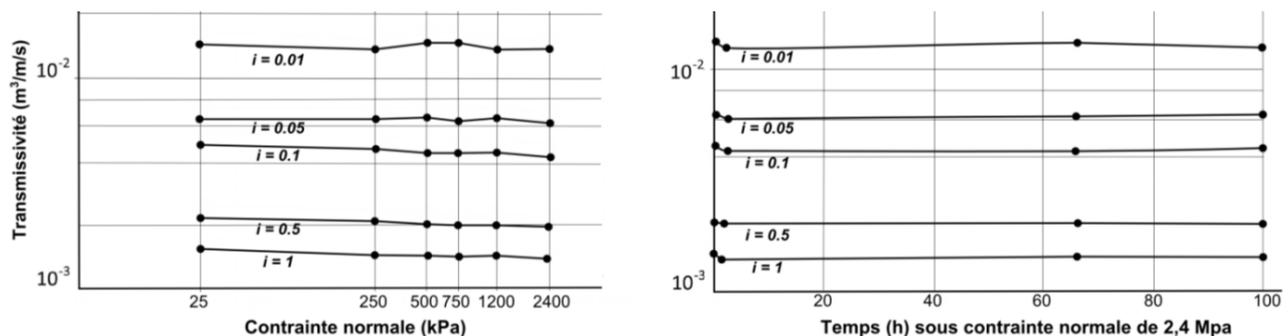


Figure II-6 Transmissivité d'un GCP à mini-drain en fonction de la contrainte normale pour différents gradients i . D'après Saunier et al. (2010).

Sur la Figure II-6, la capacité de débit dans le plan est mesurée selon la norme ASTM D4716-08 (sable entourant le GCP). Elle apparaît très bien conservée malgré les très fortes contraintes appliquées, jusqu'à 2,4 MPa (≈ 245 tonnes/m²). De plus le test mené à 2,4 MPa durant 100 h montre que le GCP ne présente ni effondrement du mini-drain, ni initiation d'un fluage dans les conditions d'essai. L'absence de perte de capacité de débit dans le plan s'explique par la structure même des GCP à mini-drains :

- ◆ Un assemblage de deux géotextiles aiguilletés qui ne conduit qu'une faible fraction de l'eau circulant dans le plan du GCP. La compression importante de la partie textile n'entraîne donc pas de perte de capacité de débit dans le plan notable.
- ◆ Les mini-drains perforés conduisent pour leur part l'énorme majorité de l'eau dans le sens production. Sous la contrainte, le comportement des mini-drains est totalement différent de celui des autres âmes drainantes. Les géofiletts ou géo-espaceurs sont des structures planes présentes sur l'ensemble du GCP qui supportent donc la totalité de la contrainte sur la totalité de la surface. A contrario les mini-drains sont circulaires et espacés, sous contrainte verticale, le sable les confinant induit une contrainte quasi-radiale sur les mini-drains (coefficient de poussée des terres) et ainsi la déformation verticale des mini-drains est très faible. Ce phénomène est largement décrit dans la littérature au sujet des tubes de drainage enfouis dans les structures de génie civil ou dans les terres agricoles (Joshi *et al.*, 2001 ; Reeve *et al.*, 1981).

Les géocomposites à mini-drains sont au centre de ce travail doctoral. Dans la suite, nous présentons le dimensionnement de ces géocomposites particuliers.

2.3.4. Dimensionnement de la fonction drainage pour les GCP à mini-drains

Le CFG (2009) préconise que le dimensionnement des GCP à mini-drains soit réalisé en dissociant d'une part la capacité de débit des GTX perpendiculairement aux collecteurs (avec le postulat que l'eau circule dans les GTX avant d'atteindre les mini-drains) et d'autre part la capacité de décharge intrinsèque au mini-drain (l'élément conduisant l'essentiel de l'eau). Pour parfaire notre connaissance de la fonction drainage par géocomposite à tube, une étude de la représentativité des tests de capacité de débit dans le plan a été menée ; elle sera présentée dans le chapitre IV et nous conduit aussi à préconiser de tester la capacité de décharge intrinsèque au mini-drain et non le GCP complet dans un transmissivimètre.

Après avoir présenté les GCP et leur fonction de drainage, la suite de ce chapitre est focalisée sur la fonction filtration. Cette fonction est assumée par les GTX entourant l'âme drainante.

3. Caractéristiques des GTX pour la filtration

Dans cette section, les principales caractéristiques des GTX liées à la filtration sont rappelées. Nous aborderons longuement les éléments permettant de décrire la porosité des GTX (courbe porométrique et ouverture de filtration) ainsi que l'influence de la contrainte normale sur ces paramètres. Mais pour commencer, une présentation générale de la filtration est donnée. Nous verrons ainsi que les filtrations industrielle et géotechnique sont très différentes : dans l'industrie, la filtration traite des effluents circulants alors qu'en géotechnique la filtration a lieu dans un matériau immobile traversé par un fluide.

3.1 Filtration industrielle

La filtration est une technique séparative extrêmement courante dans l'industrie pour traiter les effluents (solide + liquide). Les filtres utilisés dans l'industrie (filtre à air, filtre à huile, filtration d'eau potable....) sont placés en travers du passage du fluide pour arrêter les particules transportées dans l'écoulement. Ces filtres stoppent des particules mobiles qui forment un gâteau de filtration. Ce gâteau est responsable de la rétention de l'essentiel des particules, alors que le filtre n'est qu'un support. Ce type de filtration est d'ailleurs appelé "filtration sur support". Lorsque la quantité de particules arrêtées sur le support devient trop importante et que l'épaisseur croissante du gâteau engendre une perte de charge supérieure aux exigences, le filtre doit être désencrassé. Pour ce faire le gâteau doit être retiré mécaniquement (*cake release*) ou en inversant le flux dans le filtre (*flushing*). Cette filtration est très utilisée dans les mines (filtre à bande, filtre-presse....) où elle opère "en ligne", c'est-à-dire qu'elle traite l'effluent au fur et à mesure de sa production (ou de son transfert), l'effluent doit donc être mobilisé pour être filtré. Cette filtration extrait le solide de l'eau endogène à l'effluent, elle se rapproche donc de ce que nous avons identifié dans la filtration des boues.

3.2 Filtration géotechnique

La norme NF EN ISO 10318 (AFNOR, 2006) définit la filtration par GTX comme "le maintien des particules d'un sol soumis à des forces hydrodynamiques tout en assurant l'écoulement du fluide". La filtration concerne un transfert d'eau perpendiculairement au plan du GTX (Palmeira et Gardoni, 2002). Cette fonction est souvent associée à une fonction corolaire : la séparation de deux matériaux adjacents de natures différentes (Koerner, 1997). En géotechnique, les filtres sont laissés en place et doivent assurer leur fonction tout au long de la vie de l'ouvrage. Pour éviter que l'accumulation de particules entraînées par l'écoulement ne réduise la perméabilité du filtre (formation de gâteau), le filtre doit empêcher le sol dans son ensemble de se mettre en mouvement (Delmas *et al.*, 2000). Les particules doivent donc rester immobiles, c'est-à-dire stables vis-à-vis de l'écoulement. A la différence de la filtration industrielle dont la vocation est de retenir la quasi-totalité des particules, le filtre géotechnique doit maintenir le squelette granulaire formé par les particules les plus grossières du sol, tout en permettant le passage des plus fines particules afin d'éviter la formation d'un gâteau (Faure *et al.*, 2006). Lors de l'installation d'un GTX dans un sol pour assurer la fonction filtration, une situation d'instabilité est créée : les plus fines particules migrent et doivent être évacuées à travers le filtre (Figure II-7).

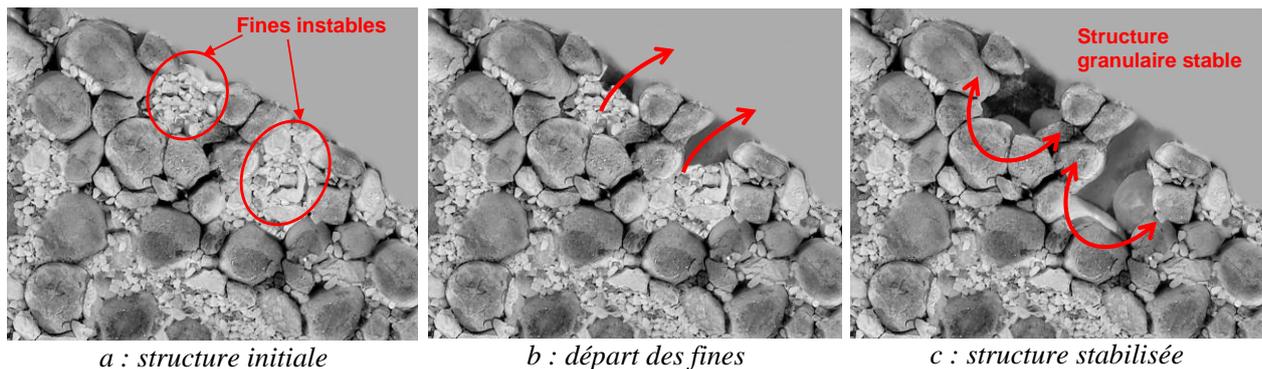


Figure II-7 Évolution de l'interface sol-GTX durant les premiers instants de la filtration : pontage des ouvertures (CFG, 2009).

Le lessivage initial, illustré par la Figure II-7, est nécessaire à la mise en place d'un squelette granulaire stable. L'épaisseur du sol affectée par cette migration s'appelle la zone de transition et peut atteindre plusieurs centimètres. Après le départ des fines, les ouvertures du GTX sont pontées par les particules constituant le squelette granulaire. Ce réseau de particules grossières assure alors la rétention des particules fines situées en amont (notion d'auto-filtration du sol). La situation est alors stabilisée, l'ensemble du sol est retenu et l'eau est libre de s'écouler. Ce cas idéal présenté sur la Figure II-7 implique un dimensionnement adéquat : les caractéristiques du GTX doivent être adaptées à celles du sol. Le dimensionnement d'un GTX pour la filtration repose sur deux exigences qui peuvent apparaître contradictoires :

- ♦ La structure du GTX doit être suffisamment fermée pour que la rétention des particules du squelette granulaire soit optimale. A défaut une érosion interne peut se produire, entraînant une migration des particules au travers du GTX et une déstructuration du sol en amont du GTX (effondrement) (Giroud, 1996).

- ♦ La structure du GTX doit être la plus ouverte possible afin d'opposer une résistance minimale au fluide. Un manque de permittivité peut causer des désordres en induisant une augmentation des pressions interstitielles en amont du GTX qui peuvent nuire à la stabilité de l'ouvrage (Faure *et al.*, 2006).

Depuis les années 70, les GTX se sont imposés comme des matériaux de choix pour de nombreuses applications en tant que filtre dans les ouvrages de génie civil (Koerner, 1997). Grâce à leur performance, à leur faible coût et à la facilité de leur mise en œuvre, les GTX remplacent avantageusement les matériaux granulaires (Christopher et Fischer, 1992). Dans la suite de cette partie, les caractéristiques de base des GTX puis celles concernant la pométrie sont présentées.

3.3 Caractéristiques de base des GTX

Les caractéristiques de base principales au regard de la filtration sont les suivantes :

- ♦ La masse surfacique, μ_g , est la masse du GTX par unité de surface. Elle varie de 50 g.m^{-2} à plus de 2000 g.m^{-2} pour les géotextiles anti-poinçonnant (GTX-NT).
- ♦ L'épaisseur du GTX, T_g , est très variable, de 0,5 mm à près de 10 mm (GTX-NT).
- ♦ Le titre, t_f , exprimé en dtex, correspond à la masse linéique des fibres (g par 10 km). Les GTX peuvent être constitués de fibres ayant toutes le même titre ou être un mélange de fibres de différents titres. A partir du titre, le diamètre des fibres, d_f , peut être calculé en supposant que la fibre est uniformément circulaire :

$$d_f = 2 \times \sqrt{\frac{t_f}{\rho_f \pi}} \quad \text{II-1}$$

- ♦ La porosité, n , est une caractéristique importante pour les applications hydrauliques. La porosité des GTX-T est de l'ordre de 20 à 30% car les fibres sont disposées dans un plan. Les GTX-NT sont beaucoup plus poreux grâce à leur structure tridimensionnelle de fibres disposées aléatoirement : ils ont une porosité souvent supérieure à 85% alors que le plus poreux des sols a une porosité de 47% (arrangement cubique de sphères identiques) (Giroud, 1996). La porosité est calculée comme suit :

$$n = 1 - \frac{\mu_g}{\rho_f \cdot T_g} \quad \text{II-2}$$

Avec : ρ_f : masse volumique des fibres.

- ♦ La permittivité, P_g , est une caractéristique essentielle pour les applications hydrauliques, elle caractérise la résistance du GTX à l'écoulement de l'eau perpendiculairement à son plan et est définie par :

$$P_g = \frac{Q/S}{\Delta H} \quad \text{II-3}$$

Avec : Q/S : débit par unité de surface ;

ΔH : perte de charge de part et d'autre du géotextile.

La norme EN ISO 11058 (2010) décrit un essai permettant de mesurer la vitesse d'écoulement transversale au GTX sous une différence de charge hydraulique de 50 mm (notée V_{H50}).

Après avoir présenté les caractéristiques de base des GTX, nous allons à présent nous intéresser à la caractérisation de la pométrie des GTX.

3.4 Porométrie des GTX

La rétention des particules est assurée par le réseau de fibres constituant le GTX. La taille des pores formés par ces fibres est une donnée primordiale pour la filtration. Selon la densité et la géométrie de l'agencement fibreux, la capacité de rétention du GTX est très contrastée. Il convient de différencier l'ouverture de filtration, valeur unique correspondant à la taille des plus gros pores et la courbe porométrique, continuum de taille de la plus petite à la plus grande ouverture. Les pores des GTX-T sont homométriques, c'est-à-dire qu'ils ont tous la même taille ; il n'existe donc pas de courbe porométrique pour les GTX-T. Les éléments qui suivent ne sont donc valables que pour les GTX-NT qui ont une géométrie beaucoup plus complexe et présentent des tailles d'ouverture variables. Cette plage d'ouverture est décrite par la courbe porométrique.

3.4.1. Courbe porométrique

La porométrie d'un GTX-NT est la distribution de la dimension des vides qui le constituent. Dans ces milieux fibreux, les vides forment un ensemble connexe à 3 dimensions. Les pores des GTX-NT ont une géométrie complexe car les fibres sont disposées de manière aléatoire (Faure, 1988). Pour simplifier, la taille des pores des GTX-NT a été définie comme la taille de la sphère pouvant être intégrée dans un vide délimité par au moins 3 fibres (Figure II-8).

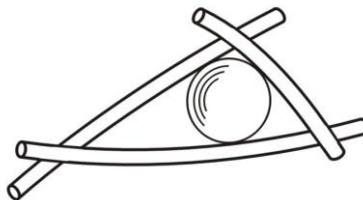


Figure II-8 Taille d'un pore : plus grande sphère pouvant être inscrite entre 3 fibres (Giroud, 2010).

La porométrie se représente par une courbe de distribution de la taille des pores mettant en relation un pourcentage de pores et une taille d'ouverture. Deux approches expérimentales existent pour construire ces courbes porométriques : la méthode optique et la méthode de l'écoulement capillaire (Les approches théoriques ne sont pas traitées).

3.4.1.1. Approche optique de la porométrie

Les coupes de GTX-NT de la Figure II-4 montrent la complexité de l'espace poral. La mesure des disques pouvant être intégrés entre 3 fibres apporte des valeurs d'ouverture valides en 2D.

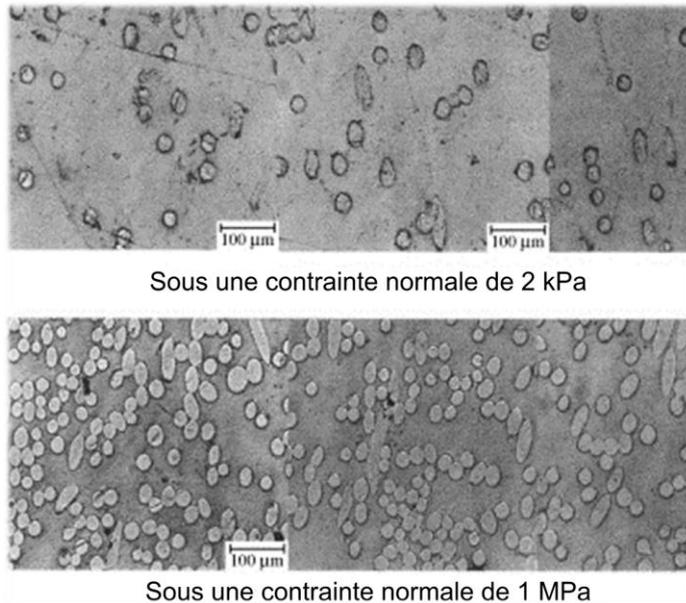


Figure II-9 Coupes d'un GTX-NT à 2 contraintes différentes ($\mu_g=200 \text{ g/m}^2$; $T_g=1,72 \text{ mm}$; $n=0,94$; $O_{95}=135 \text{ }\mu\text{m}$; $d_f=24,5 \text{ }\mu\text{m}$). (Palmeira et Gardoni, 2002).

Outre la détermination de la pométrie, les coupes de la Figure II-9 permettent de mieux appréhender l'organisation des fibres dans un GTX-NT :

- ◆ Malgré l'aspect elliptique des coupes et le fait que le GTX soit mono-titre, on constate que les fibres ne sont pas rigoureusement identiques, elles ont des formes et des diamètres différents.
- ◆ Le nombre de contacts entre fibres, faible à 2 kPa, augmente considérablement sous 1 MPa, ce qui explique l'augmentation de la rigidité à la compression des GTX-NT à mesure que la contrainte normale augmente (cf. 3.5).
- ◆ L'augmentation de la contrainte normale au plan induit une nette diminution de l'ouverture de filtration et de la porosité (cf. 3.5).

3.4.1.2. Approche par écoulement capillaire

La méthode du "bubble point" repose sur la différence de pression nécessaire entre les 2 faces d'un GTX saturé pour créer un passage d'air (Figure II-10). Cette différence de pression dépend du diamètre des pores : plus la taille des pores est faible, plus la tension superficielle du fluide s'oppose au passage de l'air. Ainsi plus les pores sont petits, plus la différence de pression doit être importante pour atteindre le point de bullage.

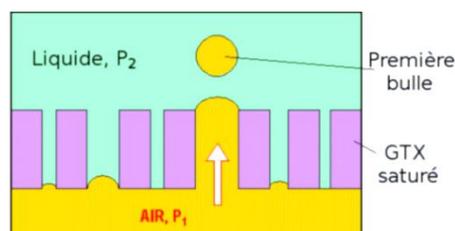


Figure II-10 Schéma explicatif du point de bullage. La première bulle sort du canal de plus fort diamètre, c'est l'ouverture de filtration.

Cette méthode fonctionne de manière optimale pour les ouvertures de 50 à 250 μm (Tu *et al.*, 2002). Cette méthode est surtout utilisée pour mesurer l'ouverture maximale (O_{98} , ASTM D6767), qui correspond à l'apparition de la première bulle d'air (point de bullage). En augmentant le différentiel de pression et en mesurant le débit à travers le GTX-NT, il est possible de calculer la distribution de la taille porale (courbe porométrique) en imposant à l'air de traverser des pores de plus en plus petits. A mesure que les plus gros pores se désaturent, la différence de pression à imposer est de plus en plus importante alors que l'augmentation de débit est de plus en plus faible. La mesure perd donc progressivement en sensibilité. La partie de la courbe porométrique concernant les plus petits pores est donc moins fiable (Bhatia et Smith, 1994 ; Tu *et al.*, 2002).

Les courbes porométriques sont utiles pour comprendre le lien existant entre l'épaisseur et la porométrie d'un GTX.

3.4.1.3. Relation porométrie-épaisseur

Giroud (1996) assimile le GTX-NT à un milieu traversé par de multiples chemins de filtration parallèles constitués d'une succession de pores séparés les uns des autres par des constriction, qui contrôlent le passage des particules. Dans chaque chemin, la plus petite constriction est l'ouverture de filtration du chemin. Quand une particule s'engage dans un chemin, elle peut soit passer si elle est plus petite que cette ouverture de filtration, soit être bloquée au niveau d'une constriction. L'ouverture de filtration du GTX (O_f) est la taille pour laquelle 95% des ouvertures de filtration des chemins prises individuellement sont plus petites que l' O_f . Sur ces bases, Giroud établit une relation directe entre la largeur de la plage porométrique et l'épaisseur du GTX (Figure II-11).

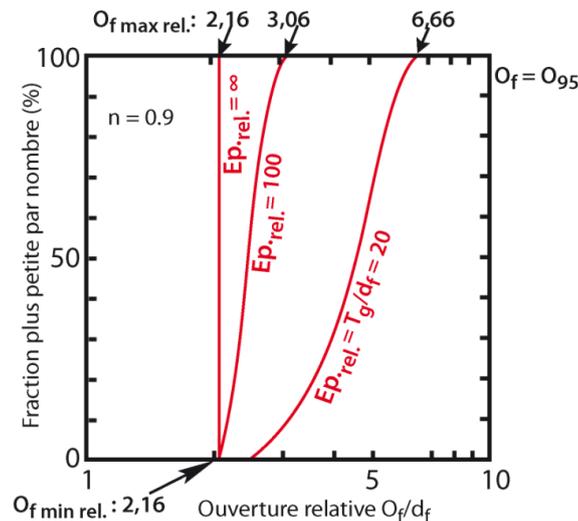


Figure II-11 Courbes porométriques théoriques des non-tissés en fonction de l'épaisseur ($n=0,9$). (Giroud, 1996).

Sur la Figure II-11, les courbes porométriques théoriques de 3 GTX-NT d'épaisseurs différentes sont présentées. L'épaisseur relative est exprimée par le ratio de l'épaisseur absolue sur le diamètre des fibres, d_f . L'augmentation de l'épaisseur d'un GTX-NT entraîne un accroissement du nombre de constriction le long des chemins de filtration. La probabilité que la taille de l'ouverture de filtration de chaque chemin atteigne la taille de la plus petite constriction de tous les chemins augmente. La courbe porométrique se verticalise donc avec l'accroissement de l'épaisseur et l' O_f

diminue : dans un GTX-NT d'épaisseur infinie, tous les chemins présenteraient une ouverture identique (homométrie : $O_f = 2.16 d_f$). Ainsi, plus un GTX-NT est fin, plus la plage porométrique est large, autrement dit la taille des ouvertures est beaucoup plus hétérogène de $2,7 d_f$ à $6,66 d_f$ pour un GTX d'épaisseur $20 d_f$. Giroud (1996) préconise une épaisseur minimale du GTX de l'ordre de $100 d_f$ afin que la différence entre O_{min} et O_f ne soit pas trop forte.

Bien que très importante dans les mécanismes de rétention, la porométrie demeure une notion très théorique et particulièrement difficile à mesurer. Actuellement ces courbes porométriques ne sont pas utilisées pour le dimensionnement, l'ouverture de filtration a été préférée car plus simple. Ces représentations sont avant tout intéressantes d'un point de vue académique pour comprendre les phénomènes impliqués dans la filtration. Dans l'ouverture de filtration est présentée en détail.

3.4.2. Ouverture de filtration

Contrairement à la courbe porométrique qui donne la distribution des pores en fonction de leur taille, l'ouverture de filtration, notée O_f , est une valeur unique qui correspond à la taille des plus grosses particules pouvant traverser le géotextile. L'ouverture de filtration est utilisée pour les GTX tissés et non-tissés. Cette grandeur a été développée à des fins de dimensionnement pour l'ingénierie : l'ouverture de filtration est présente sur les fiches techniques des GTX et dans les spécifications. Différentes méthodes de mesure existent. Outre le *bubble point* présenté précédemment, des méthodes par tamisage sont utilisées car elles sont fiables et robustes : elles correspondent exactement à la finalité de la mesure, à savoir la détermination de la taille des plus grosses particules pouvant traverser le GTX (Giroud, 1996). Le tamisage consiste à déposer sur le GTX une quantité donnée de particules de taille connue, puis par des actions mécaniques à tenter de leur faire traverser le GTX. Ensuite les particules retrouvées à l'aval du GTX sont criblées afin de déterminer leur granularité. La taille des plus grosses particules correspond à l'ouverture de filtration. Actuellement trois normes existent :

- ♦ La norme ASTM D4751 (2004) permet d'obtenir l'*apparent opening size*, *AOS*. Le tamisage se fait à sec, avec des billes de verre de même taille soumises à des vibrations à basse fréquence. Il faut réaliser différents tests avec des tailles de billes différentes pour avoir la taille maximale d'ouverture. L'électricité statique qui peut lier les billes aux fibres engendre un fort biais. C'est pour cette raison que cet essai est considéré comme le moins robuste des tests d'ouverture.
- ♦ La norme EN ISO 12956 (2010) permet d'obtenir l'ouverture, O_f . Le tamisage est réalisé par voie humide, avec un mélange de sable fin et de silt. La courbe granulométrique de ce mélange est connue, à l'incertitude près liée à la forme des particules siliceuses. Ce mélange est déposé sur un disque de GTX puis aspergé d'eau et simultanément soumis à des vibrations. Le GTX n'est pas soumis à une charge hydraulique.
- ♦ La norme CAN/CGSB 148.1 n°10 (1994) permet d'obtenir la *filtration opening size*, *FOS*. Le tamisage est réalisé par voie humide, avec des billes de verre de tailles variables dont la proportion pour chaque taille est parfaitement contrôlée. Cet essai repose sur des cycles d'immersion-émersion du GTX recouvert des billes dans un bac d'eau. A chaque cycle, les billes éventuellement bloquées dans le GTX sont remises en suspension (lors de l'immersion) puis une nouvelle chance de traverser le GTX leur est donnée lors de l'émersion. La charge hydraulique maximale atteint 0,1 m. Ce test est réputé comme le plus fiable des tests d'ouverture (Blond, 2005).

Les trois méthodes apportent des résultats différents pour un même GTX (Blond, 2005). La triple dénomination utilisée (*AOS*, O_f et *FOS*) permet de connaître le protocole de test et ainsi relativiser les résultats. L'*AOS* apporte une valeur non corrélable avec celles obtenus par les deux autres normes. La *FOS* et l' O_f sont en général plus proches. La méthode *bubble point* permet quant à elle d'obtenir un résultat proche de la *FOS*.

Bouthot *et al.* (2000) ont démontré que des géotextiles ayant des *FOS* identiques ont des comportements différents en termes de rétention en fonction du nombre de constriction (nombre de resserrement le long d'un chemin de filtration traversant le GTX). Un grand nombre de constriction (50-60) se traduit par une moindre rétention des particules (dans un essai de *gradient ratio*, présenté dans la partie 4.2.2.). Ces auteurs conseillent donc un nombre de constriction optimal entre 25 et 40. La limite basse est une garantie d'avoir un GTX suffisamment homogène dans ses ouvertures (plage porométrique étroite). Sur ces mêmes bases, Delmas *et al.* (2000) pensent que l'amélioration de la fonction filtration passe par un meilleur ajustement de l'épaisseur du GTX en fonction de l'ouverture afin obtenir une plage porométrique optimale, ce qui revient à dire que le nombre de constriction a une importance sur la filtration. Cette exigence de considérer la plage porométrique conduit ces auteurs à proposer un nouveau type de GTX constitué de 2 GTX superposés ayant des plages porométriques différentes : un GTX fin à fibres fines en contact avec le sol et à l'aval un GTX constitué de fibres grossières. Nous mentionnerons que cette géométrie rappelle celle des GCP à mini-drains constitués d'un GTX fermé en contact avec le sol et d'un GTX plus ouvert, la nappe drainante, qui assure la circulation du fluide après le filtre.

L'ouverture de filtration est une valeur qui fait référence en ingénierie, elle est largement utilisée pour le dimensionnement des GTX. Nous avons inventorié les paramètres intrinsèques des GTX qui impactent le plus la filtration, il convient à ce stade, de montrer que les conditions aux limites ont un impact sur les propriétés des GTX, et en particulier la contrainte normale.

3.5 Impact de la compression sur les GTX

Les GTX pouvant être soumis à des contraintes très variables allant de quelques kPa en couverture à quelques MPa à la base d'une aire de lixiviation en tas, il est important de présenter les relations existantes entre la contrainte et l'évolution des paramètres des GTX. La contrainte a peu d'influence sur les GTX-T car ils sont constitués de fibres régulièrement disposées dans un plan ; ni la porosité, ni l'ouverture de filtration ne sont significativement modifiées par l'augmentation de la contrainte normale. En revanche, les GTX-NT sont des milieux à très forte porosité constitués de fibres entrelacées, ils sont donc sensibles à la compression (Figure II-12).

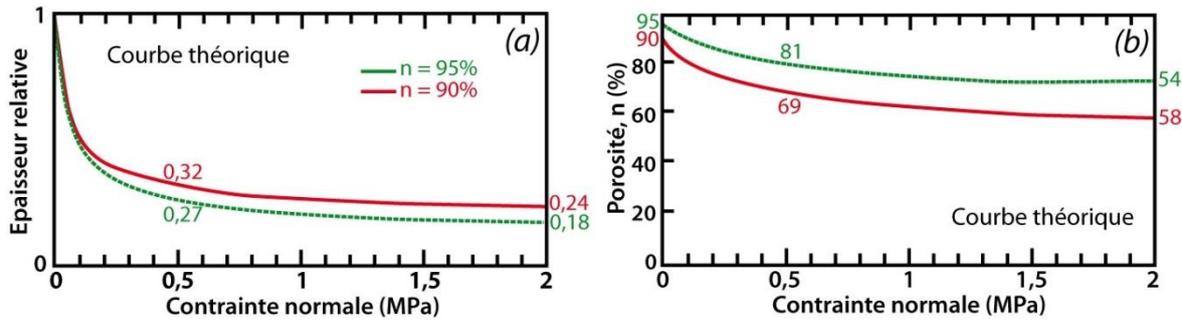


Figure II-12 Influence de la contrainte normale sur un GTX-NT aiguilleté (a) épaisseur relative et (b) porosité. (Giroud, 1996).

La contrainte normale induit un amincissement du GTX, *i.e.* une diminution de sa porosité (Figure II-12). Cette diminution se produit surtout pour les contraintes jusqu'à 300 kPa. Ensuite la rigidité du GTX à la compression augmente car le nombre de points de contact entre les fibres croît (cf. Figure II-9) (Palmeira et Gardoni, 2002). La porosité du GTX est moins sensible que l'épaisseur à la compression : un GTX présentant une porosité initiale de 90% passe à une porosité de 69% quand l'épaisseur est divisée par trois par une contrainte de 500 kPa. La contrainte, qui rapproche les fibres, entraîne inévitablement une diminution de l'ouverture de filtration (Figure II-13).

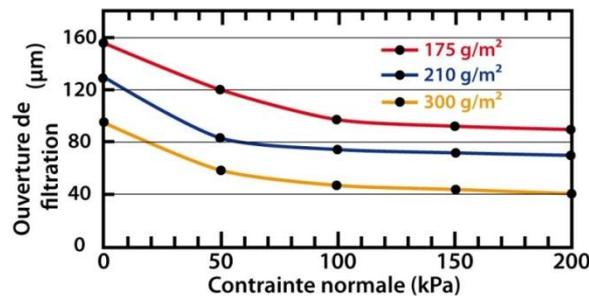


Figure II-13 Variation de l'ouverture de filtration d'un GTX-NT en fonction de la contrainte normale. Données expérimentales. (De Wit, 1985).

Sur la Figure II-13, l'accroissement de la contrainte normale ne cause plus d'importante diminution de l'ouverture de filtration au-delà de 100 kPa. Palmeira et Gardoni (2002) précisent que la contrainte entraîne surtout une réduction de la taille des plus gros pores alors que les pores de taille médiane, O_{50} , conservent leurs tailles. Par ailleurs, la permittivité est aussi influencée par la compression, Palmeira et Gardoni (2002) montrent qu'elle est divisée par 3 pour un GTX de 200 g.m⁻² et par 10 pour les GTX de 400 et 600 g.m⁻² lorsque la contrainte passe de 2 à 600 kPa.

L'ensemble des propriétés concernant les filtres GTX a été présenté. La suite de cette présentation de la filtration s'intéressera aux matériaux à filtrer. Dans un premier temps, ce sera la filtration des sols, car les GTX ont pour vocation première d'être installés dans les sols, et que cette filtration est beaucoup mieux décrite que la filtration des boues, qui sera présentée à la fin de ce chapitre.

4. Filtration des sols par géotextile

Après avoir présenté les caractéristiques des GTX, cette partie rappelle les caractéristiques du sol considérées dans le dimensionnement, à savoir la granularité et la perméabilité. Les critères de dimensionnement de la filtration de sol par GTX sont ensuite présentés, ainsi que les tests de performance permettant d'évaluer un GTX pour un sol donné. Nous verrons que la connaissance de la filtration des sols s'est développée avec le postulat que l'eau à filtrer était exogène.

4.1 Caractéristiques des sols

4.1.1. Définition du sol

Au préalable, il nous faut préciser la définition de "sol" retenue car ce terme est polysémique. Pour le pédologue, le sol est la formation naturelle de surface résultant de la transformation de la roche mère sous-jacente sous l'influence des processus physiques, chimiques et biologiques (Demolon, 1948). Pour le géotechnicien, le sol est un mélange constitué de trois phases : solide, eau, et air. Les particules solides sont rigides et en contact grain à grain. Elles forment un squelette granulaire capable de supporter les contraintes effectives et dans lequel le fluide est réparti, éventuellement sous pression. C'est ce sens qui est retenu dans ce mémoire. C'est aussi celui de la fameuse équation II-4 développée par Terzaghi (1951) pour les sols saturés :

$$\sigma = \sigma' + \mu \quad \text{II-4}$$

Avec : σ : contrainte totale ;

σ' : contrainte effective (transmise par les contacts grain à grain) ;

μ : pression interstitielle de la phase liquide.

Grace à cette équation, il est possible de décrire l'évolution de l'état de contrainte en fonction des conditions hydrauliques et mécaniques aux limites. Selon la nature et la force des charges appliquées, un nouvel état de contraintes se développe dans le sol ce qui entraîne des déformations du squelette granulaire d'amplitude variable. Dans la plupart des cas, la surface du sol est horizontale et les contraintes appliquées verticales (dues à la pesanteur). Les principales déformations sont donc les tassements : ces déformations verticales dues à la compressibilité du sol, entraînent une diminution du volume du sol. Ce phénomène s'appelle "consolidation" dont Terzaghi (1951) distingue deux types :

- ♦ La consolidation primaire produit le tassement le plus significatif. Elle résulte de la dissipation des surpressions interstitielles qui correspondent à la différence entre les pressions interstitielles et la pression hydrostatique théorique ($\rho.g.h$). La cinétique de cette consolidation est donc très dépendante de la perméabilité du sol. Elle est rapide pour les sols perméables (voire immédiate pour les sables) et peut être très lente pour les sols peu perméables, comme les argiles. La diminution de volume du sol correspondant au volume d'eau endogène expulsé.
- ♦ La consolidation secondaire intervient quand toutes les surpressions interstitielles sont dissipées. Elle est due au réarrangement des contacts grain à grain du squelette granulaire. Cette compression correspond à un fluage du matériau. La réduction de volume liée à cette consolidation est beaucoup plus faible.

Ainsi un sol ne peut se consolider que si les conditions aux limites sont drainées, afin que l'eau endogène puisse être expulsée. Aux temps longs, seuls les grains supportent les contraintes mécaniques aux limites, le fluide ne les supporte plus et sa pression devient alors uniquement fonction des charges hydrauliques aux limites. Cette théorie repose sur la rigidité des grains, dont les contacts permettent la transmission des contraintes effectives.

Après avoir précisé la définition du sol au sens géotechnique, nous allons présenter les caractéristiques du sol importantes pour la filtration, à savoir la perméabilité puis la granularité.

4.1.2. Perméabilité du sol

La perméabilité d'un milieu poreux correspond à son aptitude à se laisser traverser par un fluide exogène sous l'effet d'une différence de charge hydraulique. La loi de Darcy (1856) permet notamment de calculer les débits dans un milieu poreux :

$$Q = K_s A \frac{\Delta H}{L} \quad \text{II-5}$$

Avec : K_s : conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité ($m.s^{-1}$) ;
 Q : débit ($m^3.s^{-1}$) ;
 A : surface de la section transversale droite à l'écoulement (m^2) ;
 $\frac{\Delta H}{L}$: gradient hydraulique.

La conductivité hydraulique du sol est considérée dans le dimensionnement des GTX pour connaître le débit maximal pouvant sortir du sol et devant être pris en charge par le GTX.

4.1.3. Granularité du sol

La granularité est le plus important des paramètres du sol pour la filtration. La courbe granulométrique donne la distribution de la taille des particules d'un sol. Comme la courbe porométrique, elle associe une taille à un pourcentage. Ainsi d_{20} correspond au diamètre pour lequel 20% des particules sont plus petites que d_{20} ; d_{100} est la taille des plus grosses particules. La granularité d'un sol peut s'évaluer à l'aide de différentes méthodes selon la gamme de taille des particules (Tableau II-1).

Tableau II-1 Méthodes de mesure de la granularité. D'après Omotoso (2011)

Méthode	Gamme	Commentaires
Tamissage à sec Tamissage humide	> 100 μm > 30 μm	Fonctionne mal avec les sols cohésifs (argileux)
Sédimentométrie	1 μm à 100 μm	Loi de Stokes : vitesse de sédimentation en fonction de la taille d'une particule
Méthode optique	10 μm à 200 μm	Analyse des clichés hautes résolutions d'une suspension de particules. Très bon résultat.
Diffraction laser	0,02 μm à 2 mm	Analyse du pattern de diffraction du laser sur les particules ; sous-estime les quantités de fines (<10 μm)

La forme des particules a une influence dans les techniques laser et optique : selon l'angle d'observation, un feuillet d'argile peut apparaître comme une aiguille (non détectée) ou comme un

disque, qui apparaîtra plus gros que la taille réelle de la particule. Toutes les méthodes de mesure de la granularité présentent une forte incertitude et il est impossible de connaître avec exactitude la granularité d'un sol fin (Omotoso, 2011).

Étalement de la courbe granulométrique

Les sols ne sont jamais homométriques, ils sont un mélange de particules de tailles variables. Cet étalement de la courbe granulométrique a un impact sur la filtration car le GTX est alors confronté à des particules de toutes tailles. Pour décrire la largeur de la plage granulométrique, il a fallu abstraire la courbe en une valeur unique : le coefficient d'uniformité, C , évalue l'étalement granulométrique par :

$$C = \frac{d_{10}}{d_{60}} \quad \text{II-6}$$

Le coefficient d'uniformité permet de décrire la granularité du sol :

- ♦ Quand $C < 3$, le sol est dit "uniforme", il existe un continuum dans la taille des particules et la plage granulométrique est étroite. La courbe granulométrique est fortement pentue. On peut lire pour ces sols le terme de bien classé (*well graded*).
- ♦ Quand $C \gg 3$, le sol présente une granularité étalée. On distingue les sols dont la courbe présente deux classes de tailles de particules séparées par un hiatus (*gap-graded*) et les sols présentant une courbe granulométrique large et concave vers le haut (*poorly graded*) (Lafleur, 1999 ; Lafleur *et al.*, 1989).

Les limites entre différents types de sol sont relativement subjectives. Selon le CFG (2009), la granularité d'un sol est soit uniforme lorsque $C < 6$ soit étalée lorsque $C > 6$. Le coefficient d'uniformité permet de caractériser le sol, notamment sa stabilité interne.

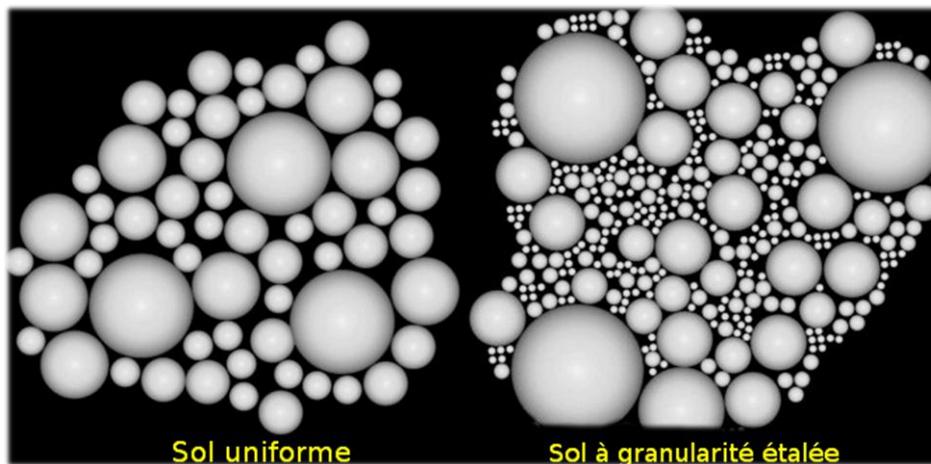


Figure II-14 Représentation schématique d'un sol selon l'étalement de sa courbe granulométrique. Moraci *et al.* (2012).

4.1.4. Stabilité interne du sol

Le coefficient d'uniformité permet d'appréhender la stabilité des sols vis-à-vis de l'érosion interne. La stabilité interne correspond à la capacité d'auto-filtration du sol, à savoir si les particules du sol sont stables lorsqu'elles sont soumises à un l'écoulement d'eau exogène (Lafleur, 1999). Sur la Figure II-14, une représentation schématique est présentée :

- ◆ Dans les sols stables (faible C), toutes les particules forment le squelette granulaire ; par les contacts grain à grain, toutes les particules reprennent les contraintes effectives. Les particules sont donc immobilisées et aucune d'entre-elles ne peut être mobilisée par un écoulement. On dit de ces sols idéaux qu'ils sont auto-filtrés. Ils sont donc très faciles à filtrer : lors de l'installation du GTX, après un lessivage initial le squelette granulaire effectue un pontage entre les ouvertures du géotextile et retient l'ensemble des particules en amont. L'érosion interne est inexistante, enrayée par le sol lui-même.
- ◆ Les sols instables ont une répartition granulométrique qui ne permet pas à la fraction fine d'être retenue par la fraction grossière. En général, les particules moyennes forment le squelette granulaire. les plus fines particules sont contenues dans les pores où elles ne supportent pas la contrainte effective : elles sont donc mobilisées par l'écoulement. Les plus grosses particules sont éparses et ne sont pas en contact entre elles. Ainsi et indépendamment de l'utilisation d'un GTX, une érosion interne agit dans ces sols entraînant le lessivage des fines. Ces sols sont les plus difficiles à filtrer par GTX (Giroud, 2010 ; Moraci *et al.*, 2012).

La Figure II-15 permet d'appréhender les impacts du gradient hydraulique et de la contrainte normale sur la stabilité interne des sols.

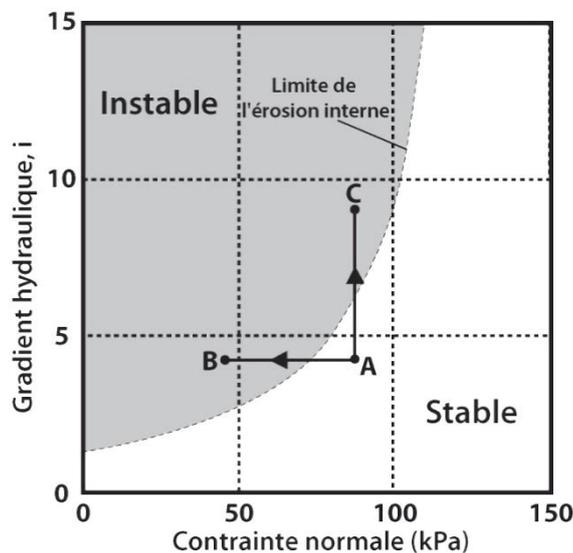


Figure II-15 Impact de la contrainte normale et du gradient hydraulique sur la stabilité d'un sol en filtration. (Cazzuffi *et al.*, 2002).

L'impact de la contrainte sur la stabilité interne est présenté à la Figure II-15 : quand la contrainte diminue le sol passe d'un domaine stable (A, zone blanche) à un domaine instable (B, zone grise). En diminuant l'imbrication des particules, les plus fines peuvent devenir mobiles. Ainsi la contrainte augmente la stabilité interne du sol (Cazzuffi *et al.*, 2002). L'augmentation du gradient hydraulique (de A vers C) entraîne la déstabilisation du sol. La pression cinétique agissant sur les particules est plus forte et favorise leur mobilité. Ainsi une hausse de la vitesse d'écoulement entraîne une hausse de l'instabilité.

La présentation du sol est finalisée, nous allons maintenant évoquer les tests qui permettent d'évaluer la compatibilité d'un GTX avec un sol.

4.2 Test de compatibilité sol-GTX

Des tests de compatibilité ont été développés pour d'une part permettre d'avancer des critères de dimensionnement et, d'autre part, disposer de tests de performance pour les ouvrages les plus critiques (barrage, digue...). Dans ces ouvrages où la pérennité de la filtration est essentielle pour éviter de graves disfonctionnements allant jusqu'à la rupture, il peut être intéressant de réaliser un test de performance avec les matériaux du site dans des conditions aux limites représentatives de l'ouvrage. Le test du *gradient ratio* et le test de filtration en régime turbulent cyclique permettent ce genre d'évaluation. Les tests "*long term flow test*" et "*hydraulic conductivity ratio test*" tombés en désuétude ne sont pas présentés ici (Shan *et al.*, 2001 ; Yucheng, 1993).

4.2.1. Test de filtration en régime turbulent cyclique

La nature de l'écoulement (laminaire ou turbulent) conditionne le pouvoir érosif du fluide : la turbulence favorise l'instabilité (Cazzuffi *et al.*, 2002). Par ailleurs, la cyclicité du flux de fluide est aussi cause d'instabilité. Par exemple, les géosynthétiques de filtration utilisés dans les digues ou les brise-vagues sont soumis à des flux cycliques changeant de sens à chaque vague. La filtration intervient successivement dans des sens opposés, le géosynthétique ondule donc légèrement et les particules ne peuvent pas former de squelette granulaire. Il en résulte une accumulation de fines dans les replis et un risque de colmatage accru dans ces ouvrages particulièrement sensibles (Cazzuffi *et al.*, 2002). Pour limiter ce phénomène il faut, lors de la pose du GTX, que le contact sol-GTX soit parfait et qu'il soit maintenu dans le temps pour éviter le mouvement du GTX. Cette immobilisation du GTX est nécessaire pour qu'un squelette granulaire pérenne ponte les ouvertures (Giroud, 1996).

La norme EN ISO 10772 (2013) décrit un test de filtration en régime turbulent et cyclique. Le sol d'essai est déposé sur le GTX dans un porte-éprouvette puis légèrement confiné par une contrainte normale de 2 kPa. Puis cet ensemble GTX-sol est immergé dans une cuve munie d'une hélice tournant à 260 tours.min⁻¹. Cette hélice engendre un régime turbulent, avec des vitesses du fluide de 70 à 90 cm.s⁻¹ au niveau du GTX. Par ailleurs, l'hélice génère des oscillations de pression (à 17,3 Hz) qui engendrent un flux cyclique dans le GTX. L'essai dure 150 min et la qualité de la rétention des particules du sol par le GTX est évaluée en pesant la quantité solide dans la cuve. Ce test n'est donc pas vraiment un test de filtration car l'eau ne traverse pas le sol, mais plutôt un test d'érosion de contact.

4.2.2. Test du "gradient ratio"

Le test du "*gradient ratio*" (*GR*) a été développé pour évaluer la compatibilité sol-GTX. C'est le test de filtration le plus utilisé comme test de performance. La norme ASTM D 5101-90 (2006) fixe les conditions de réalisation. Dans une colonne de 102 mm de diamètre une éprouvette de GTX est disposée à la base, puis une colonne de sol est déposée au-dessus. Le sol est considéré suffisamment perméable pour ne pas subir de consolidation sous gradient hydraulique, *i.e.* le sol ne se tasse pas. Un débit d'eau exogène est imposé à travers le système sol-GTX et les pressions porales dans le sol sont mesurées grâce à deux piézomètres situés à 25,4 mm (port 3) et 50,8 mm

(port 2) du GTX (Figure II-16). Lorsque l'essai est réalisé selon la norme, on parle de GR_{astm} . D'autres essais avec plus de prises de pression existent et permettent de calculer d'autres GR . Ces rapports de gradient permettent de subdiviser la colonne sol-GTX en différentes couches et de connaître les pertes de charges générées par chacune des couches. Dans la norme ASTM, 2 couches sont dissociées :

- à la base une couche comprenant le GTX et 25,4 mm de sol ;
- au-dessus une couche de sol de 25,4 mm.

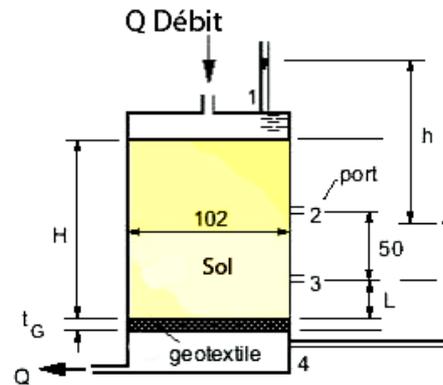


Figure II-16 Schéma d'une cellule de gradient ratio.

Le GR_{astm} se calcule grâce à l'équation suivante :

$$GR_{astm} = \frac{i_{34}}{i_{23}} \quad II-7$$

Avec : i_{34} : gradient hydraulique entre les ports 3 et 4 (combinaison sol et géotextile) ;
 i_{23} : gradient hydraulique entre les ports 2 et 3 (sol seul).

Les résultats théoriques du GR_{astm} sont :

- ♦ $GR_{astm} = 1$: le système n'est nullement influencé par le GTX. La perméabilité de la couche de sol est égale à la perméabilité de la couche GTX + sol.
- ♦ $GR_{astm} > 1$: la perte de charge au voisinage du GTX est plus importante que dans le sol, ceci signifie qu'un encrassement survient sur (ou dans) le GTX ;
- ♦ $GR_{astm} < 1$: la couche GTX + sol est plus perméable que le sol ; la rétention du sol n'est pas assurée : nous assistons à une érosion interne.

Limites du test de GR

La limite de la méthode du GR résulte de l'imprécision des mesures de pression. Dans les sols très perméables et grossiers une simple aiguille suffit à obtenir une pression valable. En revanche, quand le sol est peu perméable avec un contenu en fines important, la prise de pression peut induire une perte de charge ; les pressions mesurées manquent alors de précision. Une des solutions est de multiplier le nombre de prises de pression (à une même hauteur pour moyenniser les pressions) ou d'en installer plus proches du GTX (à 8 voire 3 mm) (Beirigo *et al.*, 2006 ; Palmeira *et al.*, 2010). Aydilek et Edil (2003) ont tenté d'évaluer la compatibilité d'un GTX avec des boues^o : au lieu des 24 heures prescrites par la norme ASTM, les tests ont duré plus de 3 mois et les GR_{astm} calculés ne montrent pas nécessairement le colmatage.

Pis, Palmeira et Matheus (2000) ont testé des GTX artificiellement imprégnés avec de la paraffine pour diminuer leur porosité ($n_i = 90\%$). Ils constatent qu'avec une porosité dégradée à 67% et même à 42%, le GR_{asm} ne permet pas de détecter l'encrassement. Il faut abaisser la porosité à 34% pour obtenir un GR de 4,8 et ainsi diagnostiquer un encrassement en utilisant pourtant un sol grossier ($d_{85} = 225\mu\text{m}$). Notons qu'une imprégnation à volume égale avec de la paraffine (imperméable) est nécessairement plus délétère qu'une imprégnation avec du sol (perméable). Par ailleurs, cette cellule de GR est équipée d'une prise de pression à 4 mm qui s'avère être trop sensible aux conditions locales pour apporter des informations valables.

Le GR à paroi souple développé par Bailey *et al.* (2005), est plus représentatif de la réalité car il confine latéralement le sol. Mais la paroi souple complexifie encore la mesure de la pression interstitielle. Pour ne pas traverser la paroi souple, les auteurs passent les aiguilles à travers le GTX, ce qui crée un biais. Ce dispositif serait adapté aux tests de sols fins, peu perméables et potentiellement instables, telle les farines morainiques ($k_s = 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$). McCartney et Berends (2010) ont utilisé ce GR à paroi souple pour tester du phosphogypse, un RDC silteux ($d_{50} = 50 \mu\text{m}$), peu perméable, issu de l'exploitation du phosphate. La contrainte verticale appliquée était de 50 kPa. La cellule ne comporte que deux prises de pression, seul un rapport de gradient peut être calculé : GR varie de 0,94 à 0,63 pour un gradient hydraulique de 0,7 à 24,9. Ces valeurs faibles semblent signifier qu'une légère suffusion existe, en particulier à fort gradient. L'analyse du filtrat montre en effet une légère suffusion de 650 g.m^{-2} de GTX. Les auteurs concluent que le GTX est adapté à ce RDC.

Pour conclure sur le test de GR , ce test fonctionne pour les sols grossiers et perméables, les mesures de pression sont alors valables. Il est à préconiser pour les sols très largement classés, qui peuvent causer des problématiques liées à leur instabilité interne. Le GR permet alors de suivre la migration des fines du sol vers le GTX et leur impact hydraulique sur (ou dans) le GTX. En revanche, pour les sols fins et peu perméables, le biais des mesures et le contraste des perméabilités rendent le GR peu conclusif. D'autant que ces sols peuvent se consolider dans le GR . Ce test est donc inadapté pour le test des boues.

Tous les éléments conduisant à la formulation de critères de dimensionnement ont été présentés : les caractéristiques des GTX, puis celles des sols et les tests de compatibilité.

4.3 Critère de dimensionnement

Cette partie présente les méthodes de dimensionnement des GTX pour la filtration dans les applications géotechniques courantes. Elle peut apparaître comme une conclusion sur la filtration des sols ; elle en est une synthèse à destination des installateurs de GTX. A partir des considérations théoriques et des essais expérimentaux présentés, quatre types de critères de dimensionnement ont été proposés répondant chacun à une exigence de la filtration :

- ◆ Le filtre doit être perméable à l'eau :
 - mouillabilité : l'eau doit pouvoir pénétrer et éventuellement saturer le filtre ;
 - critère de perméabilité : l'eau doit pouvoir traverser le filtre facilement.

- ◆ Le filtre doit laisser passer les particules fines tout en bloquant le squelette du sol :
 - critère de non-rétention des fines instables ;
 - critère de rétention du squelette.

La suite décrit chacun des quatre critères de dimensionnement des GTX pour la filtration de sol.

4.3.1. Critère de mouillabilité

Le fonctionnement des géosynthétiques utilisés dans les systèmes de drainage et de filtration est optimal en condition saturée (Bouazza *et al.*, 2006). Les géosynthétiques doivent donc présenter une résistance à la pénétration de l'eau suffisamment faible pour qu'ils puissent se saturer en cours de fonctionnement. Dans le cas contraire, leurs performances risquent d'être très inférieures à celles prévues. La résistance à la pénétration de l'eau d'un géosynthétique dépend de la nature du polymère utilisé, des dimensions et de l'arrangement de ses fibres et des adjuvants utilisés lors de sa fabrication. Elle est définie comme l'aptitude du géosynthétique sec à laisser passer l'eau sous une charge d'eau déterminée, conformément à l'essai de la norme NF EN 13562 (AFNOR, 2000). Cet essai donne la pression d'eau, exprimée conventionnellement en millimètres, qui conduit à un écoulement continu de gouttelettes à travers l'éprouvette. Pour la fonction filtration, cette pression doit correspondre à une charge hydraulique inférieure à 5 mm.

4.3.2. Critère de perméabilité

Selon le CFG (2009), la perte de charge à travers le GTX ne doit pas être supérieure à 0,5 kPa, soit environ 50 mm d'eau ; or le test de permittivité (norme EN ISO 11058) se réalise en imposant une différence de charge de 50 mm. Cependant, la vitesse d'écoulement obtenue, V_{H50} , ne peut être directement utilisée pour le dimensionnement, car le test est réalisé avec un GTX neuf, saturé et non comprimé, des coefficients correctifs permettent d'obtenir une vitesse corrigée, V_{H50}^* :

- ◆ un coefficient qui tient compte de la pollution du filtre par les particules du sol lors de son installation et son fonctionnement (100) ;
- ◆ un coefficient qui représente l'effet de la compression du géosynthétique sur sa perméabilité (0 à 3 selon la contrainte).

Selon la sensibilité de l'ouvrage les coefficients sont variables :

- ◆ pour les ouvrages à haute sécurité (barrages en terre, par exemple) :

$$V_{H50}^* = \frac{V_{H50}}{(100).(3).(3.33)} = \frac{V_{H50}}{1000} \quad II-8$$

- ◆ pour les autres ouvrages (tranchée drainante, drainage de talus et versants) :

$$V_{H50}^* = \frac{V_{H50}}{100} \quad II-9$$

Le CFG (2009) préconise que la vitesse d'écoulement dans le géotextile soit 10 fois supérieure à celle dans le sol :

$$V_s = k_s i_s < 10 V_{H50}^* \quad II-10$$

Avec : V_s : vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol ;

k_s : perméabilité du sol ;

i_s : gradient hydraulique dans le sol au voisinage du GTX.

D'autres critères de perméabilité existent. Ils ne sont pas présentés ici car ils sont globalement moins contraignants que les préconisations du CFG : la permittivité du géotextile doit être supérieure à celle du sol d'un facteur 1 à 10 pour les autres critères contre 10 à 1000 pour le CFG (Yucheng, 1993). Le dimensionnement vis-à-vis de la perméabilité est aisé, la plupart des GTX utilisés en filtre répondent à ces critères : la mesure de la permittivité implique des gradients hydrauliques forts à très forts à cause de la faible épaisseur des GTX : 10 pour un GTX de 5 mm à 50 pour un GTX de 1 mm.

Notons que le principe même du critère de perméabilité repose sur l'idée que l'eau traverse le sol puis le GTX, et qu'elle est donc exogène au sol.

4.3.3. Critère de non rétention des fines

Dans la filtration de sol, le GTX doit laisser passer les particules les plus fines (lessivage initial). Les premiers critères de "non-colmatage" furent proposés dans les années 80. Ils établissaient alors une relation entre un diamètre caractéristique des plus fines particules du sol et l'ouverture du GTX, comme $O_{95} > 3 \times d_{15}$ pour Christopher et Fischer (1992) ou encore $O_f > 4 \times d_{15}$ pour le CFGG (1986). Ces critères limitaient la filtration des sols dont la fraction fine était trop fine (par exemple des sols largement classés) : en considérant que les GTX les plus fermés ont une ouverture de 60 μm , le d_{15} devait être supérieur à 15 ou 20 μm . Partant de ces critères, la filtration de boue était impossible.

Plus récemment, le CFG (2009) préconise que pour les sols où la mise en suspension d'éléments fins est possible (graves polluées, sables argileux), le GTX doit laisser passer les éléments fins tout en retenant le squelette. Cette condition est traduite par le critère $O_f \geq 63 \mu\text{m}$. Ainsi, le GTX à une ouverture de filtration qui, mathématiquement, permet le passage des fines. Cependant, même en respectant ce critère, les particules fines pourraient être retenues du fait d'un possible pontage. Nous verrons dans le chapitre V dédié aux expériences de filtration de boue, qu'il est en fait possible de retenir des particules encore plus fines.

4.3.4. Critère de rétention du squelette

Dans la filtration de sol, le GTX ne doit retenir que les particules du squelette granulaire. L'ouverture de filtration du GTX (O_f ou AOS ou FOS) est donc comparée à la dimension d_x représentative des particules constituant le squelette (les plus grosses). Tous les critères de rétention disponibles dans la littérature reposent sur la relation donnée par l'équation :

$$\frac{O_y}{d_x} < \lambda \quad \text{II-11}$$

Avec : O_y : ouverture de filtration ;
 d_x : granularité ;
 λ : critère variable.

Les principaux critères ont été regroupés dans le Tableau II-2.

Tableau II-2 Critères de rétention du squelette. D'après (CFG, 2009 ; Christopher et Fischer, 1992 ; Giroud, 1996 ; Lafleur, 1999 ; Narejo, 2003 ; Yucheng, 1993).

Source	Critère	Remarques
Ogink (1975)	$O_{90}/d_{90} \leq 1,8$	
Schoeber et Teindl (1979)	$O_{90}/d_{50} \leq 5,5-7,5$	
USFHWA (1986)	$AOS/d_{85} < \lambda$	Si $d_{50} > 75\mu\text{m}$: $\lambda = 1$ si $C < 2$ ou $C > 8$ $\lambda = 0,5.C$ si $2 < C < 4$ $\lambda = 8/C$ si $4 < C < 8$ Si $d_{50} < 75\mu\text{m}$: $\lambda = 1,8$
Bathia (1990)	$FOS/d_{85} \leq 3$	Sol très largement classé
CFEM (1992)	$FOS/d_{85} < 1,5$ $FOS/d_{85} < 3$	Sol uniforme Sol largement classé
J Lafleur (1999)	$O_{90}/d_{85} = 0,5.C$ $O_{90}/d_{85} = 8/C$	$2 < C < 4$ $4 < C < 8$
Giroud (1996)	$O_{95}/d_{50} \leq 9/C$ $O_{95}/d_{85} < 1,69$	$C > 8$ $C = 15$
Narejo (2003)	$O_{95} < d_{85}$	Critère de base
CFG (2009)	$O_f < C d_{85}$ $O_f < C d_{50}$	$C < 6$ $C > 6$

Avec $C = C1.C2.C3.C4$:

$C1$: forme de la courbe granulométrique (0,8 ou 1) ; $C2$: compacité du sol (0,8 ou 1,25)
; $C3$: gradient hydraulique (0,6 à 1) ; $C4$: rôle du GTX (0,3 ou 1)

L'étalement de la courbe granulométrique, C , est considéré par beaucoup de critères. En revanche, aucun de ces critères ne prend en compte l'étalement de la plage porométrique ($O_{min}-O_f$). Les critères de dimensionnement reposent sur une unique valeur de granularité (sans précision de méthode de mesure) et une unique ouverture de filtration modulée par un facteur empirique. Bien que ces critères de rétention soient simples, les disfonctionnements de la filtration (colmatage ou érosion majeure) sont très rares. Ces critères pragmatiques apportent de bons résultats pour les sols. Pour illustrer la fiabilité des GTX en filtration des sols, la fin de cette partie discute des disfonctionnements de la filtration et montre deux retours d'expérience.

4.4 Disfonctionnement de la filtration

4.4.1. Le colmatage

Dès que l'on expose la filtration à un béotien, une des premières questions qui lui vient concerne le colmatage. Cette maladie de la filtration ne peut pas être définie dans l'absolu, et il faut dissocier le phénomène qui conduit à la perte des performances hydrauliques de l'état d'un GTX à un instant t (état colmaté). Le phénomène qui conduit à une baisse des performances hydrauliques du GTX (ou de son environnement proche) au cours du temps, à cause d'une diminution de la

porosité causée par des particules, des microorganismes ou des cristallisations chimiques peut être appelé "encrassement". L'encrassement peut conduire au colmatage ou non. Par exemple, les tests de *GR* réalisés avec des GTX encrassés par de la paraffine (porosité divisée par 2) ne diagnostiquent pas de colmatage. Selon le facteur de sécurité initial et le débit requis, la tolérance à l'encrassement peut être très importante. Dans les barrages, le facteur de sécurité concernant la permittivité est de 1000 (CFG, 2009). Une perte de permittivité de l'interface GTX-sol ou du GTX lui-même de deux ordres de grandeur peut donc être sans conséquence significative sur l'ouvrage, *i.e.* il n'y a pas de colmatage.

Nous proposons une définition du colmatage qui est relative et dépend du contexte. Le colmatage n'est pas un phénomène évolutif, c'est un état qui se caractérise par une perte des performances hydrauliques (du GTX ou de son environnement proche) suffisamment importante pour que le GTX ne puisse plus prendre en charge le débit maximal provenant du sol. Le colmatage est donc un stade avancé d'encrassement, dans lequel précisément, les pertes des performances peuvent impacter l'ouvrage. Si malgré l'encrassement, le débit provenant du sol est normalement collecté, le GTX n'est pas colmaté. Il existe différents types d'encrassement détaillés dans la suite.

4.4.2. Encrassement particulaire

L'encrassement physique résulte de la migration de particules du sol vers le GTX qui induit une perte de perméabilité du GTX (ou du sol à proximité). D'un point de vue théorique deux types d'encrassement physique peuvent être distingués : interne avec des particules imprégnées dans le GTX qui diminuent sa porosité, ou externe avec la formation d'une zone peu perméable en amont du GTX, le gâteau de filtration constitué de particules fines accumulées (Faure et Fry, 2004). L'encrassement physique ne peut donc survenir que si les particules sont mobiles. D'un point de vue d'ingénierie, il apparaît que l'encrassement d'origine particulaire est très rarement à l'origine de désordre dans les ouvrages ; de l'expérience de beaucoup d'utilisateurs, chercheurs ou ingénieurs, ces cas de figure apparaissent lorsque le géotextile n'est pas en contact étroit avec le sol reflétant probablement un défaut de mise en œuvre (Giroud, 2010).

4.4.3. Encrassement d'origine chimique et biologique

Deux autres origines d'encrassement doivent être évoquées même s'il elles ne sont pas traitées dans ce travail. L'encrassement chimique, qui correspond à la précipitation-cristallisation de sels à partir de fluides fortement chargés à proximité du GTX. Mériaux *et al.* (2013) ont apporté des éléments quant à cet encrassement chimique en exhumant des GTX utilisés autour de tranchées drainantes installées 18 ans auparavant (Roissard, Isère). Les auteurs ont mis en évidence des problèmes de calcification liée à la géologie du site (argile litée) : de la calcite cristallise en une croute à l'aval du GTX. Ces dépôts sont aussi observés directement sur la gravette dans la tranchée drainante témoin sans GTX. Après 18 ans, il apparaît que la plupart des caractéristiques mécaniques et hydrauliques des GTX n'ont pas évolué de manière significative (Veylon *et al.*, 2012).

Enfin l'encrassement biologique apparaît fortement problématique dans les installations de stockage de déchets, dans lesquelles les lixiviats fortement chargés en matière organique

entraînent une perte des performances hydrauliques suite à la prolifération de microorganismes et à la formation de biofilm sur les fibres des GTX (Koerner et Koerner, 1992 ; Palmeira *et al.*, 2008 ; Yu et Rowe, 2012).

4.4.4. Retour d'expérience : Barrage de Valcros

Pour illustrer la durabilité des GTX en filtration des sols, il faut présenter une des plus célèbres exhumations de GTX, celle réalisée dans le barrage en terre de Valcros (Var) après 21 ans de service. Ce barrage haut de 20 m a été le premier grand ouvrage à comporter des GTX (Giroud *et al.*, 1977). Les GTX-NT sont installés dans deux zones :

- ◆ À l'amont, un GTX de 400 g.m^{-2} est placé sous des blocs de pierre de 250 mm (rip-rap), il a pour fonction la séparation du parement avec le cœur du barrage.
- ◆ À l'aval, un GTX de 300 g.m^{-2} agit comme filtre autour d'une tranchée drainante qui abaisse le niveau de la zone saturée dans le barrage pour éviter les renards hydrauliques.

Les principaux résultats de cette excavation sont présentés par Delmas *et al.* (1992) et Faure *et al.* (1999). Les performances mécaniques des GTX ont été très peu affectées par les 21 ans de service ; il semble que l'essentiel des pertes mécaniques ait eu lieu au cours de la construction du barrage. Les performances hydrauliques ont été aussi très bien conservées. Malgré un encrassement particulaire de 15 à 30%, aucun colmatage ne peut être diagnostiqué, la perméabilité résiduelle est encore à la hauteur des exigences de l'ouvrage.

La filtration de sol a été complètement présentée : il en ressort que cette fonction a été très étudiée, les phénomènes sont dorénavant bien décrits et le dimensionnement des GTX pour les sols apporte des résultats satisfaisants. Les désordres liés à des dysfonctionnement de la filtration sont très rares, l'encrassement des GTX, en particulier d'origine physique n'empêche pas les GTX d'assurer leur fonction.

Nous avons vu que les tests de compatibilité, mais aussi la notion de stabilité interne ainsi que le dimensionnement de la permittivité sous-entendent que le GTX filtre de l'eau exogène au sol. Exception faite des sols très compressibles à consolider, le principal but de la filtration des sols par GTX est d'extraire l'eau exogène. La finalité n'est pas d'assécher, c'est pour cela qu'à aucun moment la siccité du sol n'est considérée.

Dans la cinquième et dernière partie de ce chapitre, la filtration de boue est présentée. Nous verrons que sa finalité est de permettre à l'eau endogène à la boue d'être expulsée, la filtration a alors pour vocation l'assèchement de la boue.

5. Filtration de boue par géotextile

Nous avons défini le sol comme un milieu constitué de particules en contact grain à grain. Les boues diffèrent des sols par les interactions molles entre les particules. Une description plus détaillée de ces matériaux sera faite dans le chapitre III. Après avoir longuement décrit la filtration des sols, nous allons présenter les quelques éléments existants sur la filtration de boue. La recherche sur la filtration des boues est plus récente que celle sur les sols, cela explique la moindre connaissance acquise et l'absence de critère de dimensionnement pour les boues. Les seuls géosynthétiques couramment utilisés avec des boues sont les géotubes, nous les présenterons ainsi que le test évaluant leur compatibilité avec les boues (test de filtration sous pression). La finalité de cette filtration est d'assécher la boue (extraction de l'eau endogène). Pour commencer, nous illustrerons les phénomènes impliqués dans la filtration des boues avec le test F³T, qui permet de mieux comprendre l'encrassement particulaire.

5.1 "Fine fraction filtration test"

Ce test a été développé à des fins académiques pour comprendre le comportement d'un GTX avec une suspension. Il est admis que la mobilité des particules fines est à l'origine des problèmes liés à la filtration (encrassement ou érosion interne) : lorsque le géotextile n'est pas en contact étroit avec le sol, le fluide qui lui parvient est turbide, c'est une suspension de particules (Sansone et Koerner, 1992). Yves-Henri Faure a donc eu l'idée de réaliser des tests de filtration avec la fraction fine d'un sol mise en suspension pour être dans les conditions les plus critiques. Faure et al. (2006) ont filtré une suspension de particules fines très diluée (de 0,1 à 2 g/l) avec une éprouvette GTX de 5 cm de diamètre. La perte de charge est suivie au cours de l'expérience : après une lente croissance initiale, la perte de charge augmente brusquement et l'expérience s'arrête (soupape). Grâce à ce dispositif les auteurs parviennent à relier la quantité "m" de particules injectée dans la suspension avec la perte de charge. Cette cinétique d'encrassement est modélisable en assimilant la porosité du GTX à des chemins traversants et en considérant deux types d'imbrication des particules (2 sources de perte de charge) :

- ◆ En parallèle dans différents chemins : des particules sont bloquées par une constriction.
- ◆ En série, dans chaque chemin où une particule est bloquée, de nouvelles particules viennent s'accumuler sur la première.

Sur la Figure II-17, la perte de charge augmente subitement au-delà de la masse "m₁". Cette inflexion correspond au passage d'une accumulation en parallèle majoritaire à une accumulation en série prédominante (Faure *et al.*, 2006 ; Faure *et al.*, 2000). Ce phénomène est celui qui conduit à la perte de charge bien connu dans les filtres qui arrêtent des particules mobiles comme les filtres à air ou à huile, avec formation d'un gâteau.

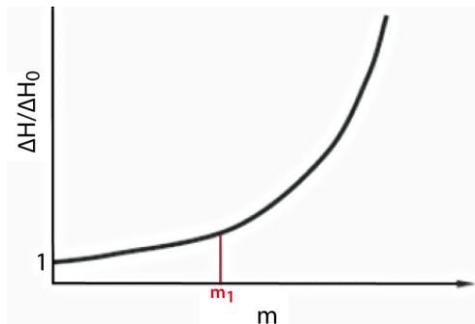


Figure II-17 Évolution de la perte de charge en fonction de la masse m de particules injectées. (Faure et al., 2006).

Ce test a introduit la filtration sur support dans le monde des géosynthétiques. On peut dire que ce test permet d'évaluer un GTX dans les conditions de la filtration industrielle. Cela dit, la suspension est trop diluée pour considérer ce test comme un test de filtration de boue. Dans la suite, les géotubes sont présentés car ils sont utilisés couramment avec les boues.

5.2 Assèchement des boues par géotubes

Les géotubes sont des GTX-T formant un conteneur tubulaire souvent utilisés pour l'assèchement des boues, pour la protection de berge comme brise-vague ou encore comme digue pour ceindre des bassins de stockage (Lawson, 2008 ; Moo-Young et Tucker, 2002).



Figure II-18 Quatre géotubes remplis de boues de station d'épuration en cours d'égouttage. (Castro et al., 2008).

Pour l'assèchement des boues, les géotubes vides sont installés sur une surface drainée (une couche granulaire sur la Figure II-18) puis ils sont remplis avec une boue sous pression. Ensuite, l'eau endogène à la boue est évacuée par la périphérie qui agit comme filtre : la section du géotubes s'aplatit *i.e.* le volume intérieur diminue (Cretens, 2008 ; Lawson, 2008).

Les géotubes ont motivé une recherche sur la filtration de boue par GTX-T, plus importante que celle qui existe pour les GTX-NT. Le test de filtration sous pression est utilisé pour définir la compatibilité d'un GTX-T avec une boue.

5.3 Test de filtration sous pression

Le test de filtration sous pression (PF) a initialement été développé dans l'industrie où il permet d'évaluer la capacité d'un filtre à filtrer une boue, ainsi que les caractéristiques d'assèchement propres à la boue (norme NF EN 14701-2, AFNOR, 2013). Ce test est basé sur le concept de "filtration sur support" qui consiste à faire passer une suspension à travers un milieu filtrant. Ce dernier retient les particules et un gâteau se forme à sa surface. L'épaisseur du gâteau croît ensuite, au fur et à mesure, de la filtration. Ce gâteau assume majoritairement la rétention, il est le réel élément filtrant alors que le milieu filtrant n'est que le support du gâteau (Li *et al.*, 2011 ; Theliander et Fathi-Najafi, 1996). Ce test évalue donc un type de filtration qui n'est pas traditionnellement celui de la géotechnique. Dans ce test, la quantité d'eau déposée sur le GTX est finie : c'est le volume endogène à la boue, dont le test suit l'expulsion au cours de l'assèchement.

Ce test a été transposé aux GTX-T pour étudier la filtration de boue ; les géotubes étant remplis sous pression avec un liquide, la filtration sur support est bien celle mise en jeu (Huang *et al.*, 2012 ; Huang et Luo, 2007 ; Kutay et Aydilek, 2004). Alors que le test de compatibilité classique des GTX avec les sols (*gradient ratio*) ne fonctionne pas avec les boues (Aydilek et Edil, 2003), le test PF s'est révélé être un bon indicateur des performances des GTX-T avec des boues (Cantré et Saathoff, 2011). Le Tableau II-3 résume les études de la filtration de boue par GTX réalisées grâce au test PF ou ses variantes (filtration par dépression (VF) et filtration sans pression (FT)).

Tableau II-3 Synthèse des études de filtration de boue par GTX grâce au test PF.

Source	Type de PF	Matériel filtré		Filtre testé
		Type	d_{50}	
Moo-Young et Tucker (2002)	VF	Boue argileuse, boue de STEP, boue de forage	7-1050 μm	GTX-T
Moo-Young et al. (2002)	PF	Sédiment fin, 2 boues industrielles, Boue de dragage	5-40 μm	GTX-T
Kutay et Aydilek (2004)	PF	Cendre volante et Boue de dragage	6-35 μm	GTX-T et GTX-NT
Liao et Bhatia (2006)	PF	Sédiment et sable d'Ottawa	100-160 μm	GTX-T
Huang et Luo (2007)	FT	Sédiment	28 μm	GTX-T
Satyamurthy et Bhatia (2009)	PF	Silt fin de Tully	7 μm	GTX-T et GTX-NT
Cantré et Saathoff (2011)	PF	3 boues de dragage	10-100 μm	GTX-T et GTX-NT
Weggel et al. (2011)	FT	sable d'Ottawa, sable fin et plasti-grit	150-800 μm	GTX-T
Maurer et al. (2012)	PF	2 cendres volantes	80-95 μm	GTX-T

Les principaux résultats de ces études de compatibilité boue-GTX sont :

- ◆ Plus la siccité de la boue est faible, moins la rétention des particules par le GTX est efficace. Cette variable qui n'est pas considérée pour les sols est donc importante dans la filtration de boue (Moo-Young *et al.*, 2002).
- ◆ Les 2 caractéristiques du GTX-T ayant l'impact le plus fort sur la rétention sont l'AOS, comme pour les sols, mais aussi la permittivité (Kutay et Aydilek, 2004).
- ◆ L'assemblage d'un GTX-T avec un GTX-NT testé par Kutay et Aydilek (2004) permet d'obtenir une meilleure rétention que le GTX-T seul et cela grâce à la structure tridimensionnelle du GTX-NT.
- ◆ Kutay et Aydilek (2004) montrent que trois critères de dimensionnement développés pour les sols (Giroud, 1992 ; Christopher et Holtz, 1985 et Carroll, 1983) ne fonctionnent pas avec les boues. Ces critères prédisent un échec de la rétention alors que les GTX parviennent à retenir les particules. Une observation comparable a été faite par Moo-Young et Tucker (2002) et Cantré et Saathoff (2011) qui indiquent que les critères existants doivent être utilisés avec précaution. Ces auteurs concluent que des critères de dimensionnement spécifiques aux géotubes doivent être développés et que la taille caractéristique des particules de la boue devra probablement être plus petite que celle utilisée pour les sols, à savoir d_{50} à la place de d_{85} ou d_{90} , car dans les boues les particules fines seraient responsables de la formation du gâteau.
- ◆ Moo-Young *et al.* (2002) affirment que le gâteau de filtration est à la fois le contributeur majeur à la rétention des particules et aussi la cause de la baisse de perméabilité, ce qui est couramment admis dans le cadre de la filtration industrielle sur support.

Pour conclure sur les géotubes, d'autres études montrent que les géotubes parviennent à filtrer efficacement les boues de dragage (Cretens, 2008), les boues de station d'épuration (Castro *et al.*, 2008), les cendres volantes (Maurer *et al.*, 2012) ou les boues présentant une granularité très étalée ($C=12$) (Kutay et Aydilek, 2004). Cependant, Satyamurthy et Bhatia (2009) indiquent que les GTX-T peuvent échouer à retenir les particules des boues très fines ($d_{50} = 7 \mu\text{m}$), dans ce cas les auteurs recommandent de flocculer la boue pour accroître la taille des particules. Les géotubes sont donc une solution prometteuse, efficace et peu onéreuse pour assécher des boues et des efforts de recherche sont encore nécessaires pour améliorer les critères de dimensionnement.

6. Conclusion

La filtration de sol par GTX a été beaucoup étudiée dans les années 80-90, ces recherches ont abouti à des critères de dimensionnement qui apportent des résultats satisfaisants ; très peu de désordres liés à des dysfonctionnements de la filtration sont à déplorer. Les GTX-NT apparaissent plus adaptés à la filtration que les GTX-T, grâce à leur structure tridimensionnelle. La filtration de sol repose sur le maintien des plus grosses particules formant le squelette granulaire rigide alors que l'eau exogène au sol s'écoule librement avec les particules les plus fines. Les GCP de drainage comportant des GTX-NT sont donc facilement dimensionnés pour filtrer les sols et parviennent à assurer pleinement cette fonction. De plus, les GCP à mini-drain ont une capacité de débit dans le plan peu impactée par la contrainte. Il n'y a donc peu d'enjeu scientifique pour la filtration des sols : dans le cadre de ce travail doctoral, nous en concluons que les GCP sont à même de filtrer les déchets miniers silto-sableux. Ces RDC ne sont pas étudiés dans cette thèse et nous nous focaliserons sur les boues silto-argileuse.

Concernant les matériaux silto-argileux sous forme de boue, les seuls géosynthétiques utilisés avec ces matériaux sont les géotubes. La finalité de cette filtration est alors l'assèchement, c'est-à-dire l'extraction de l'eau endogène. Cette filtration ne met pas en jeu les mêmes phénomènes que la filtration de sol, elle s'apparente à la filtration industrielle sur support avec formation d'un gâteau, les particules éparées et mobiles dans le fluide doivent être arrêtées par le GTX. Le dimensionnement des GTX pour la filtration des boues n'est pas encore parfaitement décrit, mais les géotubes parviennent le plus souvent à retenir les particules. Un test de performance a été adapté et fonctionne pour évaluer la compatibilité des GTX-T avec des boues.

Afin de mieux dimensionner la fonction de drainage, en particulier sur de longues distances, un travail sur la représentativité des tests normalisés de capacité de débit dans le plan a été conduit et sera présenté dans le chapitre IV.

L'objet de la thèse est d'assécher des boues minières avec des GCP de drainage. La théorie développée pour les sols doit donc être adaptée pour les boues qui présentent des propriétés les rendant difficilement filtrables : cohésion, argilosité, finesse de la granularité, mobilité des particules. Grâce au test de filtration sous pression développé pour les géotubes (GTX-T), la filtration de boue par GTX-NT a été étudiée et les résultats seront présentés dans le chapitre V.

1. Introduction

Après les deux premiers chapitres décrivant les éléments initiaux et incontournables du projet de thèse à savoir les déchets miniers et les géocomposites de drainage, ce chapitre présente les éléments qui sont venus s'ajouter aux axes initiaux de recherche. Ainsi, il constitue une transition entre l'état de l'art et les parties expérimentales qui suivent.

Dans ce chapitre, nous allons présenter ce que sont les boues et comment on peut les assécher. Dans la suite de l'introduction, les interactions molles qui agissent dans les boues et qui les différencient des sols sont explicitées. Dans la seconde partie du chapitre, la structure en feuillet des argiles sera présentée car dans les boues minières, ce sont ces minéraux qui sont responsables des interactions molles. Cette structure a un impact sur le comportement des argiles : la forte surface spécifique des argiles au regard de la taille des particules fait que les effets de surface l'emportent sur les effets de volume. Ainsi, cette structure en feuillet est responsable de la formation d'une double couche électrique autour des particules d'argile. Cette double couche est à la base des interactions molles entre les particules, mais aussi des différents niveaux de liaison de l'eau au sein des boues. Ces niveaux de liaison ont un impact sur les méthodes d'assèchement, que nous présenterons dans la troisième partie de ce chapitre : l'eau libre peut être extraite mécaniquement, alors que l'eau plus liée nécessite l'emploi d'autres techniques. Parmi elles, nous verrons dans la partie 4 de ce chapitre, que l'électro-osmose est un moyen efficace pour assécher les matériaux argileux. Les mécanismes mis en jeu et les limites de cette méthode seront largement illustrés d'exemples bibliographiques. Enfin dans la dernière partie, les moyens techniques pour appliquer l'électro-osmose dans les sols et boues seront présentés, et en particulier les géosynthétiques électrocinétiques qui demeurent à l'état de concept mais qui sont porteurs de perspectives. A cette occasion, une explication du phénomène de corrosion sera apportée.

1.1 Différentes types de boues

Avant de rentrer dans le détail des boues argileuses, il est important de tenter de discriminer les principales caractéristiques des boues. Bien qu'elles soient courantes, définir les boues n'est pas trivial, tout d'abord parce que des domaines très différents aboutissent à la production de boue :

- ◆ Boues de station d'épuration (STEP) : ces boues sont produites à partir d'effluents liquides (eaux usées, eau de papeterie, eau de lavage d'abattoir, etc.). Ces boues ont un fort contenu organique.
- ◆ Boues de dragage : elles sont produites lors du creusement des voies navigables et de l'entretien des ports. En France, environ 50 Mm³ sont dragués chaque année (CETMEF, 2008).
- ◆ Boues de forage : elles sont utilisées pour le forage des puits pétroliers afin de lubrifier le trépan et de faire remonter les débris de roche vers la surface. Ces boues sont généralement à base d'eau et de bentonite et ont un comportement dit de "matière molle" (Livescu, 2012).
- ◆ Boues industrielles d'usinage : elles sont utilisées pour le travail des métaux et autres matériaux, afin de refroidir et lubrifier les pièces et outils pendant l'usinage et d'aider à évacuer les copeaux de matière. Ces boues peuvent être des solutions aqueuses ou des huiles. Au cours de leur utilisation, elles se chargent en débris de coupe et deviennent un mélange solide-liquide (Wang *et al.*, 2008).

Une définition unitaire du terme boue n'est pas possible, mais un point commun apparait : les boues sont des matériaux résiduaux saturés à faible siccité ; ce sont des déchets plus ou moins liquides qu'il faut, la plupart du temps, assécher.

1.2 Rhéologie des boues

La rhéologie est la science qui étudie la matière en écoulement. Cette science s'intéresse à des matériaux très différents, des fluides aux solides plastiques, en passant, évidemment, par les boues. Ainsi, la rhéologie peut nous apporter des éléments quant au comportement des boues. La Figure III-1 illustre les principaux comportements des fluides, d'une part les fluides Newtonien dont la viscosité est constante et d'autre part les fluides non-Newtoniens :

- ◆ Les fluides rhéo-épaississants ou rhéo-fluidifiants ont une viscosité qui change en fonction de la vitesse de cisaillement.
- ◆ Les fluides de Bingham ou fluides à seuil se comportent comme des solides en dessous d'une contrainte seuil, puis comme un fluide au-delà (mayonnaise).
- ◆ Des fluides à seuil rhéo-épaississants ou rhéo-fluidifiants existent, ils ne sont pas représentés sur la Figure III-1.

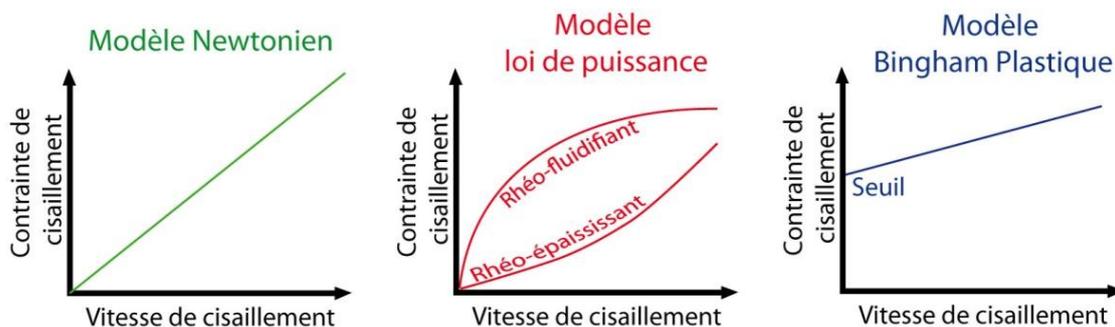


Figure III-1 Modèles rhéologiques courants (Paumier, 2006).

Les boues ne sont pas des fluides Newtoniens, elles peuvent soit être décrites par une modèle loi de puissance, soit par le modèle de Bingham. Pour expliquer le comportement complexe de ces fluides non-Newtoniens, la rhéologie a défini un état particulier de matière condensée : la matière molle ou *soft-jammed matter* qui est un fluide dans lequel des structures mésoscopiques sont dispersées (taille de 10 nm à 10 μm). Ces structures peuvent être des bulles de gaz, des colloïdes, des émulsions, des produits amphiphiles, des polymères ou des argiles. La matière molle est donc un fluide complexe ayant une microstructure (van der Sman, 2012), c'est-à-dire qu'il existe dans ces fluides un réseau continu d'interactions molles entre des éléments suffisamment nombreux. Deux types d'interactions molles existent : celles dues à l'encombrement stérique (encombrement des atomes dans une molécule) et celles dues aux interactions chimiques de type van der Waals, liaison non covalente, effet hydrophobique, effet électrostatique, etc. (Sarkar *et al.*, 2013). Si la concentration des éléments en interaction molle est trop faible, le réseau n'est pas continu et le comportement se rapproche de celui d'un fluide Newtonien. Plus la concentration de ces éléments est forte, plus la contrainte de cisaillement à exercer pour passer la transition solide-liquide est importante : ce sont alors des fluides à seuil (Coussot, 2005).

La définition des sols a été donnée au chapitre II comme un milieu poreux dont les particules sont en interactions rigides grain à grain. Une différence majeure avec les boues apparaît : les particules ne sont pas en contact dans les boues mais en interaction molle. C'est la définition que nous retiendrons.

Au regard de ces éléments, les boues minières, en particulier les RDC les plus fins comme les FFT, peuvent être considérées comme de la matière molle dont les particules argileuses sont en interactions molles. Lors de leur dépôt dans les parcs à résidus, elles peuvent avoir un comportement quasi-Newtonien puis à mesure que la siccité augmente leur comportement devient non-Newtonien (fluide à seuil). L'assèchement vise donc à transformer les boues fluides en solides plastiques (Boger, 2013).

Dans les boues minières, les interactions molles sont dues aux argiles. La prochaine partie est consacrée à la présentation de ces minéraux. Par la suite nous reviendrons aux boues au sens large en présentant les différentes méthodes d'assèchement.

2. Les argiles

Dans cette partie, les argiles au sens minéralogique sont présentées. Le sens granulométrique, c'est-à-dire "particule dont la taille est inférieure à 2 μm ", n'est pas retenu car il correspond à une limite arbitraire fixée à des fins de classement. Les argiles sont des minéraux issus de la dégradation des silicates de la croûte terrestre qui forment le groupe des phyllosilicates (silicate en feuillet). Les argiles posent de nombreux problèmes géotechniques de par leur compressibilité, leur capacité de retrait-gonflement et leur faible perméabilité. Dans les boues minières les plus fines, les argiles sont responsables de la faible vitesse de consolidation et du comportement colloïdal.

2.1 Structure des argiles

La structure des argiles s'analyse à l'aide d'un diffractomètre à rayon X. Les particules argileuses sont formées d'un empilement de feuillets liés par des forces de liaison plus ou moins importantes suivant le type d'argile. Les feuillets de base sont formés de 2, 3 ou 4 couches structurées de tétraèdres (silice lié à 4 oxygènes : SiO_4) ou d'octaèdres (aluminium ou magnésium lié à 6 oxygènes ou hydroxyles) (Mitchell et Soga, 2005). La Figure III-2 présente la cristallographie des trois familles d'argiles les plus courantes. Sur la Figure III-3, la structure en feuillet de la kaolinite est visible.

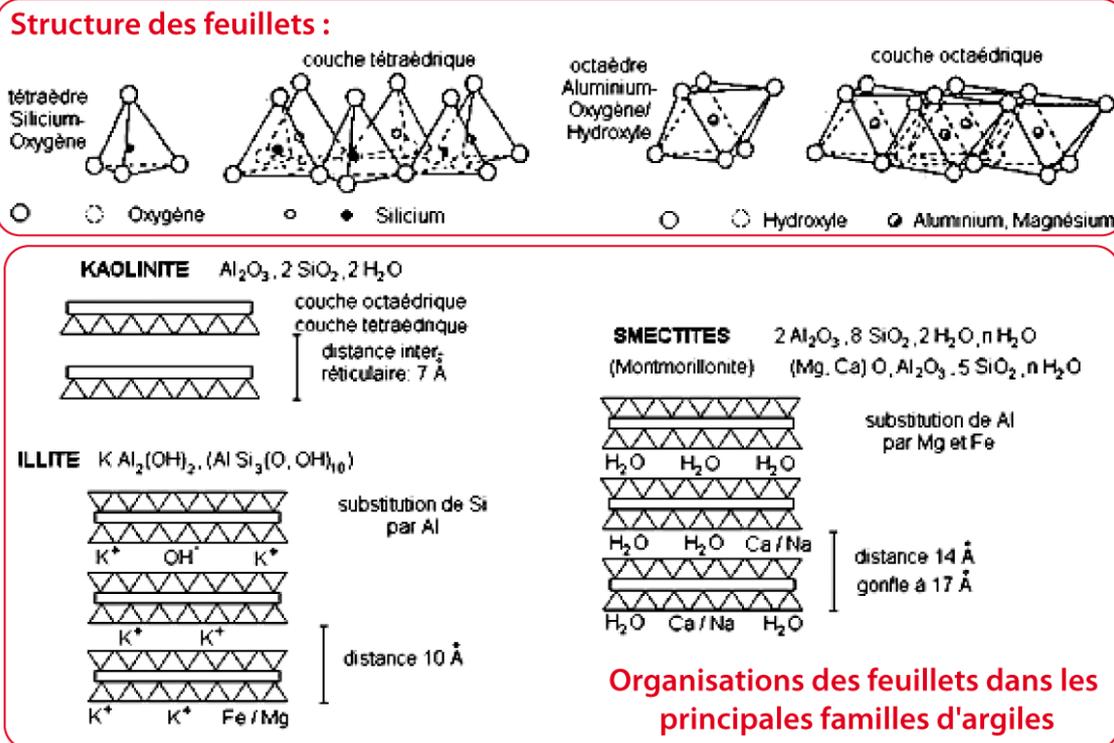


Figure III-2 Structure des argiles d'après Mitchell et Soga (2005).

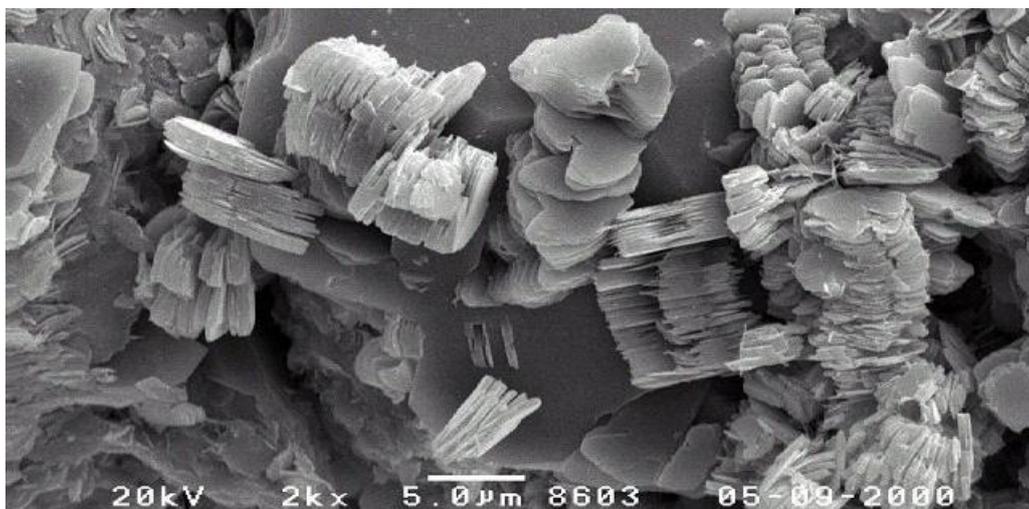


Figure III-3 Photographie MEB de kaolinite (Beauchamp, 2005).

Le Tableau III-1 présente les principales caractéristiques de trois familles d'argiles. Tous ces éléments ont un impact sur le comportement hydromécanique des argiles :

- ◆ La faible perméabilité des argiles est principalement due à la taille des particules.
- ◆ Le retrait-gonflement des smectites est dû à la variabilité de la distance inter-foliaire selon la teneur en eau.
- ◆ L'intensité des effets électrochimiques de surface est directement liée à la surface spécifique, c'est-à-dire à l'aire des surfaces des particules par gramme d'argile. Dans un gramme de smectite, la surface totale des particules peut atteindre 800 m².

- ◆ Les limites d'Atterberg définissent en mécanique des sols les limites de liquidité (LL) et de plasticité (PL) selon la teneur en eau (M_{eau}/M_{sol}). Ces limites sont ici exprimées avec la siccité.

Tableau III-1 Caractéristiques des argiles les plus courantes ;
D'après (Alshawabkeh, 2001 ; Mitchell et Soga, 2005).

	Kaolinite	Smectite	Illite
Liaison inter-foliaire	Forte : liaison hydrogène	Liaison faible : gonflement possible	Liaison moyenne à forte (avec présence de K)
distance inter-foliaire	7,2 Å	9,6 - ∞ Å	10 Å
Taille particule	0,2-2 µm	0,1 µm	0,1-0,2 µm
Surface spécifique	10-20 m ² .g ⁻¹	740-800 m ² .g ⁻¹	65-100 m ² .g ⁻¹
Limite d'Atterberg (siccité)	LL : 48-77%	LL : 10-50%	LL : 45-63%
	PL : 71-80%	PL : 50-67%	PL : 63-77%
Coefficient de consolidation	12-90×10 ⁻⁸ m ² .s ⁻¹	0,06-0,3×10 ⁻⁸ m ² .s ⁻¹	0,3-2,4×10 ⁻⁸ m ² .s ⁻¹

De par ces différentes propriétés, les argiles sont des matériaux absorbants, à forte capacité de rétention, sensibles à l'eau qu'elles contiennent. Dans la suite, le lien entre le comportement mécanique et la siccité va être mis en avant.

2.2 Relation résistance au cisaillement-siccité

Nous avons vu dans le chapitre 1 que les exigences en termes de consolidation des boues s'exprimaient avec une résistance au cisaillement à atteindre (directive 074). Il convient alors d'illustrer la relation entre cette grandeur et la siccité. La Figure III-4 montre cette relation pour différentes boues argileuses issues de mélanges de kaolinite et d'eau. Les résistances au cisaillement présentées correspondent aux couples maximaux enregistrés par un viscosimètre (0,3 tours.min⁻¹) dans des boues de siccité comprises entre 30 et 60%.

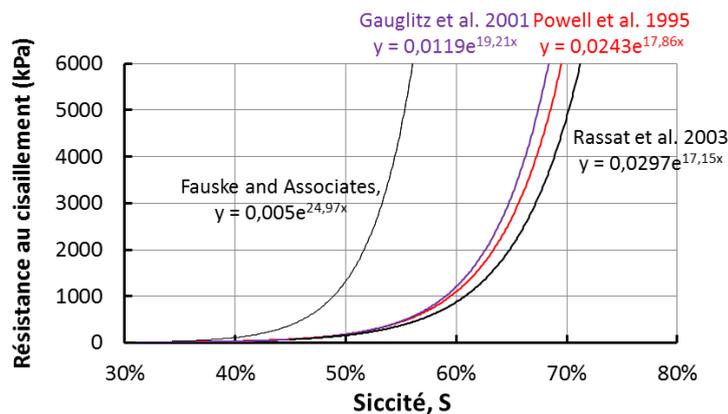


Figure III-4 Relation entre la résistance au cisaillement d'une boue de kaolinite et sa siccité. D'après Burns et al. (2010)

La siccité d'une boue argileuse a une grande influence sur son comportement mécanique. Dans la Figure III-4, les boues testées sont différentes ce qui explique les décalages des courbes. En revanche, les courbes sont toutes exponentielles : c'est un comportement inhérent aux boues

argileuses. Ainsi plus on assèche une boue, plus la résistance au cisaillement augmente rapidement (Burns *et al.*, 2010). Cette non-linéarité entre assèchement et amélioration des propriétés mécaniques est un point important à considérer dans notre volonté d'assécher des boues^o: ce seront les derniers points de siccité gagnés qui apporteront la plus grande amélioration de la résistance mécanique. Nous verrons dans le chapitre VII que les FFT asséchés grâce à des GCP montrent cette relation exponentielle entre la siccité et la résistance au cisaillement.

Nous avons vu que les effets de surface l'emportaient sur les effets de volume dans les argiles à cause de la très grande surface spécifique due à la structure en feuillet. Afin de comprendre les phénomènes de surface, il est important d'expliquer la charge électrique des argiles en solution qui contrôle le développement d'une double couche électrique autour des particules. Cette double couche est responsable des différents niveaux de liaison de l'eau dans les boues, qui seront explicités dans la suite.

2.3 Charge électrique des argiles

Les particules d'argile en solution sont généralement chargées négativement, et ceci pour trois raisons principales :

- ◆ Les imperfections du réseau cristallin provoquent des substitutions isomorphiques qui conduisent à un déficit de charge porté par le réseau.
- ◆ L'ionisation de groupes chimiques de surface par rupture de liaison covalente, en particulier des groupements hydroxyles. Ces ruptures dépendent fortement du pH.
- ◆ L'adsorption préférentielle de certains ions de la solution sur des sites ou la valence des atomes du réseau n'est pas compensée.

Cette charge de surface a principalement deux conséquences : la capacité d'échange cationique et la double couche électrique expliquée par la suite.

2.4 Double couche électrique

Le concept de double couche électrique permet d'expliquer et interpréter de nombreux phénomènes physicochimiques des argiles (Mitchell et Soga, 2005). La surface des argiles en solution, généralement chargée négativement, attire les cations de la solution de manière à respecter l'électro-neutralité du système eau-solide. Les anions sont, pour leur part, repoussés par la surface. Ainsi se forme une double couche électrique aux abords d'une surface chargée en solution. Outre l'argile, de nombreuses autres particules conduisent à la formation d'une double couche électrique. La double couche est, en partie, responsable des interactions molles entre les particules et a une importance capitale sur la suspension des particules dans une boue. Les modèles de la double couche électrique décrivent la variation du potentiel électrique aux abords de la surface. Dans la suite, nous allons les présenter succinctement afin de comprendre les paramètres influençant la double couche électrique et ayant donc un impact sur le comportement des boues argileuses et en particulier sur leur assèchement.

2.4.1. Modèle de double couche

La distribution ionique aux abords de la surface peut être représentée par des modèles qui permettent de décrire de nombreuses propriétés du système. Plus le potentiel électrique Ψ aux abords de la surface est fort, plus la double couche est développée, et plus l'eau est liée à la particule. Cette partie présente les modèles successifs qui ont été proposés.

Helmholtz (1879) a été le premier à proposer un modèle de la double couche qu'il assimile, mathématiquement, à un simple condensateur moléculaire dans lequel la distribution du potentiel électrique est linéaire :

$$\Delta\Psi = \Psi_s - \Psi_d = \frac{C_s d}{\epsilon_c} \quad \text{III-1}$$

Avec : Ψ : potentiel électrique ; Ψ_d de la solution ; Ψ_s de la surface ;
 C_s : charge surfacique de la particule ;
 ϵ_c : constante diélectrique du milieu ;
 d : distance à la surface de la particule.

Plus tard, Gouy et Chapman (1914) ont proposé un modèle diffusif de la double couche, dans lequel le potentiel décroît exponentiellement depuis la surface. La répartition des charges obéit à la loi de répartition de Boltzmann. La résolution de l'équation de Poisson-Boltzmann fournit la distribution du potentiel électrique dans la couche diffuse par :

$$\Psi(\xi) = \frac{2k_B T}{ze} \ln \left(\frac{e^{\chi^{-1}\xi} + \tanh\left(\frac{ze\Psi_d}{4k_B T}\right)}{e^{\chi^{-1}\xi} - \tanh\left(\frac{ze\Psi_d}{4k_B T}\right)} \right) \quad \text{III-2}$$

Avec : $\xi = (\alpha - d)$ avec α coordonnées de la particule chargée ;
 k_B constante de Boltzmann $\approx 1,38.10^{-23} \text{ J K}^{-1}$;
 T : température (K) ;
 z : valence des ions ;
 e : charge élémentaire ($\approx 1,9.10^{-19} \text{ C}$) ;
 χ^{-1} : longueur de Debye correspond à l'épaisseur de la double couche avec :

$$\chi^{-1} = \sqrt{\frac{\epsilon_c k_B T}{2z^2 e^2 C_{eq}}} \quad \text{III-3}$$

Avec : C_{eq} : concentration équivalente de la solution non influencée par la particule.

Les paramètres des équations III-2 et III-3 influencent le potentiel électrique Ψ et donc l'épaisseur de la double couche électrique :

- ♦ L'épaisseur de la double couche électrique est inversement proportionnelle à la concentration en électrolyte. Gouy (1910) montre expérimentalement qu'elle est de 1 nm dans une solution de NaCl (0,1 mol.l⁻¹) et 1 μm pour l'eau distillée.
- ♦ Quand la valence augmente, le potentiel Ψ décroît. Plus le cation compensateur est chargé, plus il neutralise efficacement la surface de la particule.
- ♦ Quand la température augmente, les ions compensateurs s'agitent et s'éparpillent : la double couche est plus épaisse et le potentiel Ψ est plus fort : la double couche s'épaissit.
- ♦ Quand le pH décroît, la double couche perd en épaisseur et le potentiel Ψ décroît. En milieu acide, la prépondérance des cations H⁺ défavorise l'ionisation des particules d'argile ce qui limite leur charge de surface.

Enfin le modèle de Stern-Gouy (1924) est une association des deux modèles précédents. La Figure III-5 illustre ce modèle : la double couche est composée d'une couche dense de Stern d'une épaisseur de la taille d'un ion (décroissance linéaire de Ψ) et d'une couche diffuse de Gouy (décroissance exponentielle de Ψ). Cette figure intègre aussi la notion de niveau de liaison de l'eau, qui sera précisée dans la partie 3.1.

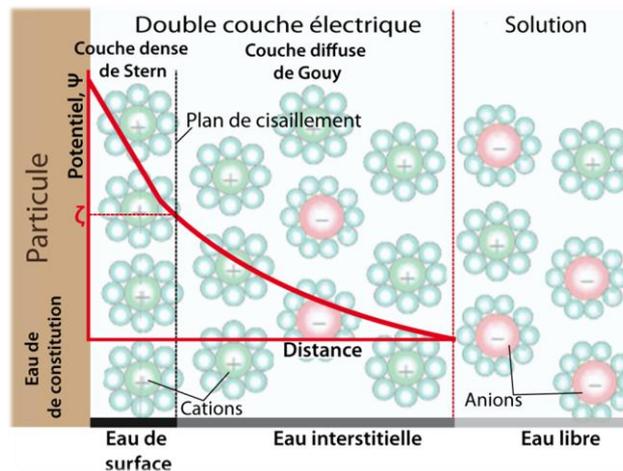


Figure III-5 Schéma de la double couche électrique et variation potentiel Ψ de la surface de la particule vers la solution. Les niveaux de liaison de l'eau sont aussi mentionnés. D'après Delgado (2005) ; Mahmoud et al. (2010).

Sur la Figure III-5, la répartition des ions selon leur charge apparaît. Plus on s'éloigne de la surface, plus il y a d'anions. Les cations de la couche de Stern sont très liés à la particule, ils sont immobiles et l'eau qui les entoure est donc très liée à eux. Dans la couche diffuse, les cations sont mobiles parallèlement à la surface, il en est de même pour l'eau qui les entoure (Delgado, 2005).

Pour conclure sur la double couche, les modèles proposés offrent un cadre théorique simplifié : ils sont largement utilisés et permettent d'expliquer les différents niveaux de liaison de l'eau et les interactions molles agissant entre les particules. Le potentiel Zêta est une valeur caractérisant la double couche électrique, très utilisée en ingénierie qui est présenté dans le paragraphe suivant.

2.4.2. Le potentiel Zêta

Dans le modèle de Stern-Gouy (1924), la particule est entourée d'une couche fixe et d'une couche diffuse (Figure III-5). La valeur du potentiel Zêta est le potentiel à la limite entre ces deux couches, ou potentiel du plan de cisaillement. Le potentiel Zêta n'est pas une caractéristique intrinsèque d'une particule mais celle d'un ensemble de particules dans une solution donnée. Lorsque le pH chute, le potentiel Zêta augmente, il peut s'annuler au point isoélectrique, et même s'inverser (devenir positif), si le pH chute au-delà du point isoélectrique (Beddiar *et al.*, 2005). Le potentiel Zêta est une grandeur très importante puisqu'il conditionne les interactions électrostatiques entre particules, et par conséquent, certaines propriétés des suspensions argileuses (stabilité-instabilité). Il influence aussi le coefficient de perméabilité électro-osmotique dont nous parlerons dans la partie 4.1.3.

Depuis le début de ce chapitre, nous avons introduit la notion d'interactions molles qui distinguent les boues des sols. Ensuite, nous avons expliqué que ces interactions étaient dues au développement d'une double couche électrique autour des particules, des argiles en l'occurrence dans les boues minières. La double couche est aussi responsable des différents niveaux de liaison de l'eau. Dans la suite de ce chapitre, nous nous focaliserons sur les méthodes d'assèchement des boues en fonction du niveau de liaison de l'eau.

3. Assèchement des boues

Les interactions molles dans les boues sont, en grande partie, dues aux phénomènes électrochimiques de surface, décrits par les modèles de la double couche électrique. Le potentiel zêta a un impact direct sur la stabilité des colloïdes : plus il est négatif, plus ils sont maintenus distants par les répulsions électrostatiques et plus l'eau est liée aux particules. Dans cette partie, les éléments présentés concernent l'assèchement des boues en général, quels que soient les éléments responsables des interactions molles.

3.1 Niveau de liaison de l'eau

L'assèchement d'une boue repose sur l'extraction de l'eau endogène, or Vesilind (1994) suggère que l'eau qui entoure les particules d'une boue de STEP n'a pas les mêmes propriétés que l'eau de la solution. Il propose une catégorisation de l'eau en fonction de son niveau de liaison. Ces différents niveaux sont représentés sur la Figure III-5 :

- ◆ L'eau libre, aussi appelée eau gravitationnelle : elle n'est pas affectée par les forces de capillarité, elle est suffisamment éloignée de la particule pour ne pas être dans sa zone d'influence (hors double couche électrique). Cette eau gèle à 0°C.
- ◆ L'eau interstitielle : elle est affectée par les forces de capillarité et l'action de la gravité est très limitée. Cette eau baigne les cations de la couche lâche de Gouy. Cette eau gèle à une température inférieure à 0°C.
- ◆ L'eau de surface : elle est liée physiquement par adsorption à la surface des particules. Cette couche d'eau est très ténue (quelques molécules d'eau d'épaisseur) et baigne les cations de la couche dense de Stern.
- ◆ L'eau de constitution : elle est liée chimiquement dans la particule et ne gèle pas.

Ces catégories sont dorénavant largement admises (Deng *et al.*, 2011 ; Mahmoud *et al.*, 2010 ; Ruiz-Hernando *et al.*, 2013). Ainsi, il existe dans les boues des quantités variables de ces différences catégories d'eau en fonction de la siccité, de la taille et de la forme des particules (surface spécifique) et des interactions de surface dépendantes de la solution (potentiel Zêta).

3.2 Implication sur l'assèchement

La liaison de l'eau aux particules est la principale limite à l'assèchement des boues : les méthodes d'assèchement employées dépendent du niveau de liaison de l'eau à extraire. L'apport énergétique

nécessaire pour extraire l'eau croit au cours de l'assèchement, *i.e.* au fur et à mesure que l'eau à extraire est plus liée (Colin et Gazbar, 1995 ; Mowla *et al.*, 2013) :

- ◆ L'eau libre peut être extraite par sédimentation ou filtration, sous l'effet de la gravité.
- ◆ L'eau interstitielle peut être, en partie, extraite par des moyens mécaniques tels que la compression, la centrifugation ou la filtration sous pression.
- ◆ L'eau de surface ne peut pas être extraite mécaniquement, nous verrons qu'une partie peut être extraite par électro-osmose.
- ◆ L'eau de constitution ne peut être extraite que par un chauffage intense.

On peut caractériser l'asséchabilité d'une boue grâce à un test de filtration sous pression, et ainsi appréhender les différentes quantités d'eau. A titre d'exemple, environ 80% de l'eau des boues de STEP est liée et ne peut pas être extraite mécaniquement. Ce test, présenté dans le chapitre II, est utilisé dans le chapitre V pour investiguer l'assèchement de boues argileuses filtrées par GTX.

La liaison de l'eau est la principale limite à l'assèchement, une des solutions pour faciliter l'assèchement est de "déliier" l'eau, c'est le rôle des flocculants-coagulants.

3.2.1. Flocculation-coagulation

La flocculation-coagulation consiste à introduire dans la boue des espèces chimiques, généralement chargées positivement, qui vont lier les particules entre elles pour former un floc, plus gros, qui sédimentera plus vite (Besra *et al.*, 2002). La flocculation-coagulation induit une neutralisation du potentiel Zêta, ce qui limite la répulsion électrostatique et permet ainsi de "déliier" une partie de l'eau. La flocculation-coagulation ne permet pas d'assécher les boues mais accroît la sédimentation et la filtrabilité, c'est une technique de clarification. La flocculation-coagulation est très utilisée comme prétraitement à l'assèchement mécanique des boues (Qi *et al.*, 2011). Dans les mines, la flocculation-coagulation est souvent pratiquée, les exemples des phosphates et du programme TRO de Suncor ont déjà été présentés dans le chapitre I.

3.2.2. Techniques d'assèchement comparées

Parmi les techniques de séparation solide-liquide, on distingue la clarification dont le but est d'obtenir un liquide débarrassé de ses particules et l'assèchement visant à obtenir un matériau contenant tous les solides et le minimum d'eau (ADEME, 2006). La faible siccité des boues est problématique dans une grande diversité de domaines, ce qui a entraîné le développement d'une multitude de technologies d'assèchement qui ne peuvent pas toutes être présentées dans ce mémoire. Les principales méthodes d'assèchement sont°:

- ◆ Les méthodes mécaniques de séparation solide-liquide, très communes. Tous les procédés d'assèchement les utilisent afin d'extraire l'eau libre à faible cout :
 - La centrifugation-essorage qui permet de générer une pesanteur artificielle sur les particules afin d'accélérer leur sédimentation (clarification du surnageant-formation d'un culot). Dans le même temps, la boue étant déposée sur un filtre, l'eau peut être extraite à l'aval du culot (assèchement).

- Les filtres presses, les filtres à tambour, les filtres à bande qui reposent tous sur le principe de la filtration sous pression-contrainte. Une force est appliquée sur la boue pour la forcer à traverser un milieu filtrant. Il se développe alors un gâteau de filtration qui retient les particules alors que l'eau s'écoule au travers.
- ♦ Les méthodes thermiques, seules à pouvoir assécher complètement une boue : elles sont capables d'extraire l'eau la plus liée, mais en contrepartie, ces techniques sont très consommatrices d'énergie (plus de 100 kWh/m^3) (ADEME, 2006). La recherche pour optimiser ces procédés est importante et une multitude de méthodes thermiques existe.
- ♦ Les méthodes électrocinétiques qui connaissent un développement important. Elles permettent d'extraire une partie de l'eau interstitielle et de surface, qui ne peuvent être extraites par des moyens mécaniques (Guo, 2012 ; Mahmoud *et al.*, 2010 ; 2011). L'eau est difficile à extraire des boues à cause de sa liaison dans la double couche électrique ; l'électrocinétique est justement capable de modifier les conditions électrochimiques dans la boue pour induire une déstabilisation des colloïdes. Cette technique est donc à la fois capable de clarifier et aussi d'assécher, grâce à l'électro-osmose qui entraîne la migration de l'eau. Ces phénomènes permettent de maximiser l'assèchement qui peut être obtenu avec les techniques mécaniques suscitées : il existe maintenant des filtres à bandes et des filtres presses qui permettent de faire de l'électro-assèchement (Yang *et al.*, 2011). L'électro-osmose sera présentée en détail dans la partie 4.1.3.

Pour illustrer une méthode d'assèchement reposant sur des techniques de plus en plus énergivores à mesure que l'eau la plus libre est expulsée, la Figure III-6 propose un procédé d'assèchement reposant sur une succession de trois phases : la filtration pour extraire l'eau libre, la compression permettant d'extraire une partie de l'eau interstitielle puis l'application d'un potentiel électrique afin d'extraire l'eau plus liée.

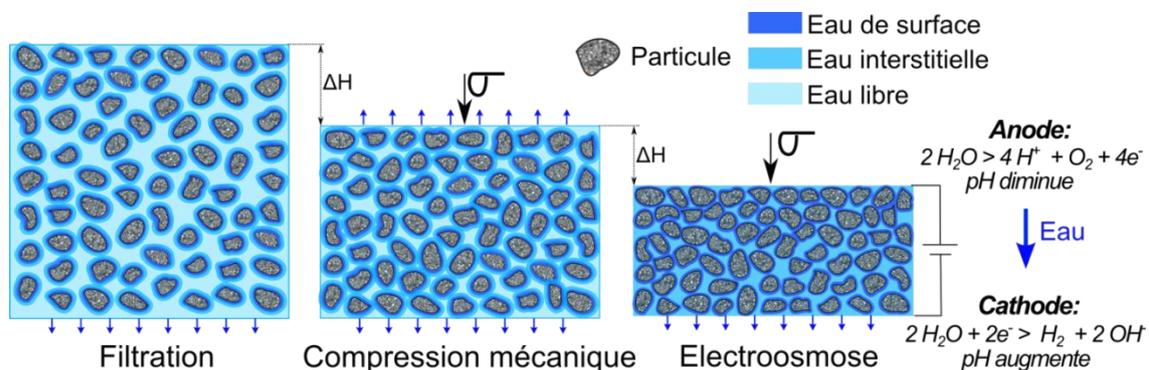


Figure III-6 Techniques d'assèchement en série pour maximiser l'efficacité en limitant les coûts. D'après Mahmoud *et al.* (2011).

Nous avons vu la relation existant entre les interactions molles, la double couche électrique et les niveaux de liaisons de l'eau. Les boues minières que nous souhaitons assécher ont une fraction d'eau libre, qui pourra être extraite grâce à l'installation de GCP de drainage et à l'effet compressif de la pesanteur sur les couches de boues (explicité en introduction du chapitre IV). Elles ont aussi une fraction d'eau liée qui ne pourra pas être extraite par des moyens mécaniques. Pour l'extraire, nous devons proposer un autre moteur à l'écoulement de l'eau que nous pourrions mettre en œuvre avec des GCP. Les phénomènes électrocinétiques sont porteurs de perspectives.

Dans les 2 dernières parties de ce chapitre, les phénomènes électrocinétiques vont être explicités, puis nous verrons les limites des solutions techniques existantes pour les appliquer dans les boues.

4. Phénomènes électrocinétiques

Les phénomènes électrocinétiques regroupent l'ensemble des phénomènes électrochimiques se produisant dans un milieu poreux contenant une solution aqueuse (Lyklema, 1995). Les réactions électrochimiques sont des phénomènes à haut niveau de complexité qui ont lieu à l'interface entre un conducteur électronique (électrode) et un conducteur ionique (solution) lors du transfert de charge électrique. Ces transferts de charges s'accompagnent de modification des états d'oxydation des matériaux et donc de leur nature physicochimique (dépôt métallique, évolution de gaz, réactions chimiques couplées...). On peut différencier deux groupes de phénomènes électrocinétiques :

- ◆ Le cas où la phase liquide ou solide est mobilisée par l'application d'un potentiel électrique macroscopique, il regroupe :
 - L'électrophorèse qui concerne la migration des particules chargées dans un fluide soumis à un champ électrique.
 - L'électro-osmose qui concerne le mouvement d'un fluide dans un milieu poreux soumis à un champ électrique. Ce phénomène est au centre de la méthode d'assèchement des boues par GCP envisagée.
- ◆ Le cas où les mouvements de la phase liquide dans la phase solide (électrofiltration), ou ceux de la phase solide dans la phase liquide (effet Dorn) génèrent un potentiel électrique dans le milieu. Ne cherchant pas à produire de l'électricité à partir d'une boue, ces phénomènes ne seront pas décrits !

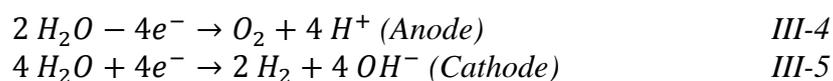
Reuss (1809) a été le premier à appréhender un phénomène électrocinétique en général et l'électro-osmose (EO) en particulier. Dans sa célèbre expérience, une poudre de quartz était placée au fond d'un tube en U rempli d'une solution. Lorsqu'il plongea dans les branches du U deux électrodes en platine reliées aux pôles d'une pile Volta, le niveau de la solution augmenta de quelques centimètres du côté de la cathode.

Dans la suite, les trois principaux phénomènes électrocinétiques pouvant intervenir dans l'assèchement de boue sont présentés, puis nous verrons leurs applications en géotechnique.

4.1 Nature des phénomènes

4.1.1. Électrolyse

L'électrolyse est un phénomène électrochimique résultant de l'application d'un courant continu (DC) dans une solution, qui entraîne des réactions chimiques au niveau des électrodes : une oxydation à l'anode (perte d'électrons) et une réduction à la cathode (gain d'électrons). L'électrolyse de l'eau est la réaction la plus commune :



Il en résulte une acidification de l'environnement anodique et une alcalinisation de l'environnement cathodique. D'autres réactions secondaires peuvent avoir lieu en fonction de la disponibilité d'autres substances chimiques (Alshawabkeh *et al.*, 2004).

4.1.2. Électrophorèse

L'électrophorèse concerne la migration de particules chargées dans un fluide soumis à un champ électrique. Au sens strict, l'électrophorèse concerne la migration d'ions. Le terme d'électromigration couvre plus généralement la migration de toutes les particules chargées. Le déplacement est dicté par la charge globale de la particule. Les particules chargées positivement se dirigent vers la cathode (-), les négatives vers l'anode (+) (Delgado, 2005).

4.1.3. Electro-osmose (EO)

L'électro-osmose entraîne le mouvement d'un fluide dans un milieu poreux soumis à un champ électrique. Smoluchowski (1903) a été le premier à utiliser le modèle de double couche électrique pour développer un modèle mathématique de l'EO. Son modèle décrit un cas simple : dans un capillaire formé de deux particules parallèles chargées, un champ électrique ($V.m^{-1}$) est appliqué. L'auteur comprend que le déplacement des cations adsorbés à la surface des particules, dans la double couche électrique, vers la cathode entraîne le fluide interstitiel dans la même direction par couplage visco-moteur. L'équation d'Helmholtz-Smoluchowski décrit les vitesses de déplacement dans les phénomènes électrocinétiques en fonction du potentiel Zêta :

$$k_{e\mu} = -\frac{\varepsilon \zeta}{\eta} \quad III-6$$

Avec : $k_{e\mu}$: perméabilité électro-osmotique microscopique (à l'échelle du capillaire) ;
 ε : constante diélectrique du milieu ;
 ζ : potentiel Zêta ;
 η : viscosité dynamique du liquide.

Le potentiel Zêta étant généralement négatif, $k_{e\mu}$ est généralement positif : la pression diminue à l'anode, alors qu'elle augmente à la cathode. Cette équation est plutôt bien adaptée pour les pores relativement larges (rayon supérieur à 100 nm) (Beddiar, 2001). Dans cette approche, la mobilité due au déplacement des charges électriques s'oppose aux forces de friction. Ainsi la vitesse de déplacement par électrophorèse d'une particule dans un liquide fixe est égale à la vitesse de déplacement par électro-osmose du liquide à la surface d'une particule fixe (Abramson, 1930). La Figure III-7 offre une synthèse des principaux phénomènes électrocinétiques qui apparaissent dans un milieu poreux soumis à un potentiel électrique.

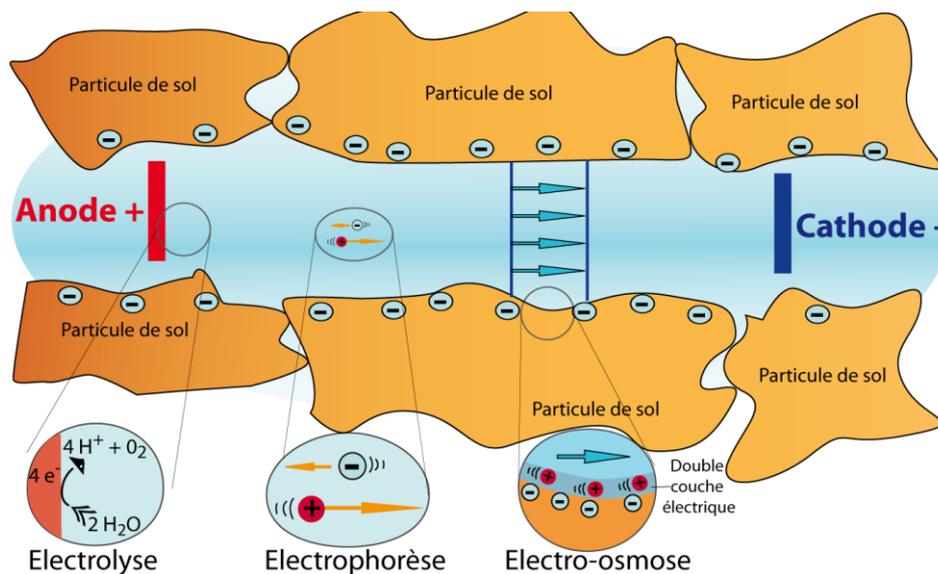


Figure III-7 Synthèse des processus électrocinétiques abordés

Après avoir présenté les bases des phénomènes électrocinétiques, la suite de cette partie s'intéresse aux applications de ces phénomènes en géotechnique, en commençant par le phénomène qui nous intéresse le plus : l'électro-osmose, à même d'assécher des boues.

4.2 Application géotechnique de l'EO

Dans la suite de ce chapitre, nous nous intéresserons aux principales applications des phénomènes électrocinétiques en géotechnique. Le terme "sol" est employé dans cette section car les résultats rapportés sont essentiellement issus de la communauté des géotechniciens qui utilisent génériquement ce terme. Nous le reproduisons donc comme dans les articles référencés, même si nous pensons que le terme boue aurait été mieux adapté à ces sols à très forte teneur en eau. Dans cette partie, il faut donc considérer que les "sols" étudiés sont tous fins, argileux et riches en eau, ils se rapprochent donc de nos boues minières.

Arthur Casagrande (1952) fut le premier à envisager des applications géotechniques pour l'EO afin d'améliorer les paramètres mécaniques des sols fins à forte teneur en eau. Casagrande mit au point une loi empirique simple et applicable avec une bonne précision à tous les milieux poreux fins saturés (argiles, gélatine, sables fins, polymères divers...), appelée loi de Casagrande :

$$Q_e = k_e \frac{\Delta V}{\Delta L} A \quad \text{III-7}$$

Avec : Q_e : débit d'eau déplacé par l'EO ($m^3 \cdot s^{-1}$)
 $\frac{\Delta V}{\Delta L}$: gradient de tension électrique ($V \cdot m^{-1}$)
 A : section de l'échantillon (m^2)
 k_e : perméabilité électro-osmotique ($m^2 V^{-1} s^{-1}$)

Casagrande pensait que la perméabilité électro-osmotique était une quasi constante environ égale à $5 \cdot 10^{-5} m^2 V^{-1} s^{-1}$. Beddiar (2001) a montré qu'elle varie entre $-1,15 \times 10^{-9}$ et $5,1 \times 10^{-9} m^2 V^{-1} s^{-1}$, pour une kaolinite, lorsque le pH varie de 2,3 à 13. La valeur négative, obtenue lorsque le pH est inférieur à 4,8 (point isoélectrique), correspond à une inversion du potentiel Zêta qui entraîne une inversion du flux (l'eau se déplace vers l'anode).

La loi de Casagrande et de Darcy sont similaires dans leur forme. Darcy (1856) liait le débit à un gradient hydraulique, alors que Casagrande lie le débit à un gradient électrique. Ces gradients ont des dimensions différentes : il est rare qu'un gradient hydraulique soit supérieur à 10 dans un sol, alors qu'un gradient électrique supérieur à 100 (soit 1 V.cm^{-1}) peut être appliqué à un sol. Ainsi, Casagrande pressentait qu'un débit similaire pouvait être obtenu dans des argiles, avec un gradient électrique -raisonnable- de 1 V.cm^{-1} ou un gradient hydraulique -très important- de 100 (Jones *et al.*, 2008). Cela s'explique par le fait que la perméabilité hydraulique est très dépendante de la granularité et de la porosité du matériau, alors que la perméabilité électro-osmotique est stable :

- Pour les matériaux grossiers (sables et silts grossiers), la perméabilité électro-osmotique est absolument négligeable par rapport à la perméabilité hydraulique.
- Pour les matériaux argileux, la perméabilité électro-osmotique devient supérieure à la perméabilité hydraulique : c'est donc pour ces sols que l'EO est particulièrement intéressante (Beddiar, 2001 ; Jones *et al.*, 2008). Au final, l'intérêt de l'EO augmente lorsque la conductivité hydraulique diminue.

De nombreuses études de l'EO en laboratoire ont été menées avec des cellules électro-osmotiques (Chew *et al.*, 2004 ; Fourie et Jones, 2010 ; Hamir *et al.*, 2001 ; Hong et Hu, 2007). Ces cellules ressemblent à des œdomètres dont les extrémités sont des disques conducteurs métalliques permettant d'imposer un potentiel électrique à l'éprouvette de sol. La contrainte normale et le voltage appliqué sont contrôlés ; la consolidation (tassement) et les volumes d'eau extraits sont suivis. Une grande diversité de matériaux a été testée avec ces cellules et les résultats sont souvent encourageants : Fourie et Jones (2010) montrent que l'EO améliore la consolidation de boues minières, et plus particulièrement des boues dont la kaolinite est majoritaire, plus facile à assécher que celle à dominante de montmorillonite. La réduction de teneur en eau obtenue par EO permet d'augmenter de manière significative la capacité portante des matériaux. Hong et Hu (2007) montrent que des inversions épisodiques de polarité permettent une plus grande homogénéité dans l'assèchement. Enfin avec de la purée de tomate (!), l'assèchement électro-osmotique permet d'économiser 70% d'énergie comparé à un assèchement thermique (Al-Asheh *et al.*, 2004). Dans la suite de la présentation de l'EO, les facteurs ayant le plus d'influence vont être présentés.

4.2.1. Dynamique du pH dans l'EO

Au cours d'un traitement d'EO, d'importantes modifications du pH sont observées dans les matériaux traités. L'électrolyse cause une bipolarisation du pH dans le sol traité, le pH chute à environ 2 à l'anode, et augmente jusqu'à environ 10 à la cathode (Beddiar *et al.*, 2005 ; Citeau *et al.*, 2011 ; Jones *et al.*, 2011). Sur la Figure III-8, l'acidification du compartiment anodique et l'alcalinisation du compartiment cathodique sont clairement visibles. Dans l'échantillon de kaolinite (siccité 66%, solution porale à 0,01M NaCl, $k_s = 7.10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$), le pH s'acidifie sur 70% de l'espace inter-électrode. Seuls les 7 cm du côté de la cathode deviennent plus basiques.

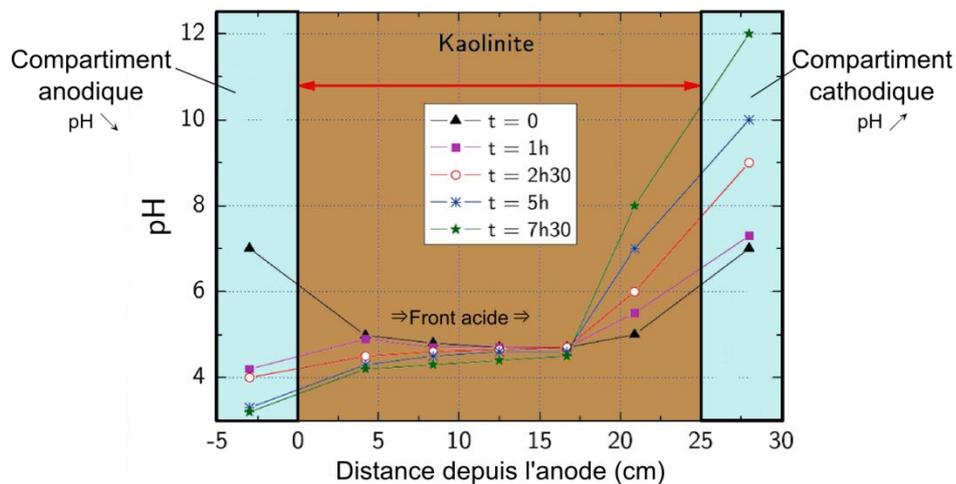


Figure III-8 Distribution spatiale et temporelle du pH dans un cylindre de kaolinite de 25 cm soumis à l'EO. (Beddiar *et al.*, 2005).

Au cours d'un traitement d'EO, l'acide produit à l'anode progresse vers la cathode (front acide) et un front basique provenant de la cathode progresse vers l'anode. Cependant le front basique progresse plus lentement car son déplacement s'oppose au flux généré par l'EO et la mobilité des H^+ est 1,76 fois supérieure à celle des OH^- . Par conséquent le front acide domine dans le sol, avec seulement une petite zone basique à proximité de la cathode (Ahmed *et al.*, 2013). Ces évolutions du pH interstitiel peuvent entraîner des réactions géochimiques comme des précipitations-dissolutions, des adsorptions-désorptions ou des réactions redox. L'application d'un potentiel électrique dans un sol cause donc des modifications chimiques qui ont un impact sur le comportement des particules : l'acidification entraîne une chute du potentiel Zêta dans une grande partie de la zone inter-électrodes.

Un courant électrique qui traverse un milieu poreux est donc susceptible de mobiliser vers la cathode l'eau interstitielle par EO et de modifier le pH par électrolyse de l'eau. L'intensité de ce courant a un impact sur le traitement, nous évoquons dans la suite son évolution.

4.2.2. Évolution de la conductivité lors de l'EO

L'intensité des traitements électro-osmotiques à tension constante chute au cours du temps, ce qui correspond à une baisse de la conductivité du milieu. Cette chute constitue une des limites à l'application de l'EO dans les sols. Pour expliquer ses causes, il convient d'abord de préciser comment circulent les charges électriques dans les argiles.

Conductivité électrique dans des argiles

L'électricité circule selon deux modes dans les matériaux : la conduction métallique dans laquelle les électrons se déplacent au sein de la matière et la conduction électrolytique dans laquelle les particules chargées (ions ou molécules) se déplacent dans une solution. C'est le cas des argiles en solution et plus généralement des sols et des boues dans lesquelles les particules solides sont considérées comme isolantes. La conductivité, λ_t , des sols (et boue) peut se modéliser en considérant deux conductivités en parallèle : la conductivité, λ_l , de la phase liquide et la

conductivité surfacique, λ_s , concernant les ions de la double couche électrique. Pour un sol dont les particules sont sphériques de rayon, r , la conductivité totale peut s'écrire :

$$\lambda_t = \lambda_l + \frac{2\lambda_s}{r} \quad \text{III-8}$$

Au cours de l'assèchement, la quantité de solution diminue, ce qui entraîne une chute de la conductivité, λ_l . Ainsi un assèchement cause inéluctablement une chute de la conductivité : la conductivité électrique totale chute de façon parabolique en fonction de la siccité puis n'évolue plus à partir d'une certaine siccité (Mitchell et Soga, 2005).

Chute de la conductivité

Toutes les études sur l'EO montrent une chute exponentielle de la conductivité du matériau au cours du temps. L'intensité maximale est toujours obtenue au début de traitement, puis l'intensité chute. Comme l'intensité conditionne l'efficacité du traitement, l'amélioration de l'efficacité des traitements électrocinétiques passent par une réduction des facteurs causant la baisse d'intensité :

- ◆ L'assèchement du matériau entraîne une chute de la conductivité que nous venons d'expliquer. L'inversion épisodique du potentiel électrique (l'anode devient cathode) permet de ré-humidifier la zone anodique asséchée et ainsi prolonger le traitement et obtenir un assèchement plus homogène (Hong et Hu, 2007).
- ◆ L'électrolyse de l'eau entraîne la production de gaz autour des électrodes, qui les isole du sol. L'évacuation des gaz doit être suffisante pour limiter son action.
- ◆ La bipolarisation du pH entraîne localement des modifications des perméabilités électro-osmotiques. Dans la grande partie du matériau du côté de l'anode, le front acide entraîne une chute du potentiel zêta, ce qui entraîne une diminution du coefficient de perméabilité électro-osmotique pouvant aller jusqu'à l'inversion. A la cathode, au contraire le coefficient augmente.
- ◆ La corrosion de l'anode pose un réel problème de durabilité et entraîne une chute d'intensité. La lyse de l'anode cause sa disparition progressive et le traitement s'arrête quand la lyse de l'anode est totale. Nous aborderons plus en détail cette problématique de corrosion dans la partie 5.3.

La chute de la conductivité limite la durée des traitements, elle a donc un impact sur leur efficacité. Si l'intensité est maintenue constante, la tension augmente au cours du traitement : la puissance du traitement croit alors avec la chute de la conductivité. Ainsi la chute de conductivité a aussi un impact sur la consommation. Dans la suite, nous allons nous intéresser à la consommation énergétique des traitements électro-osmotiques.

4.2.3. Aspect énergétique de l'électro-osmose

Lockhart (1983) est le premier à établir que l'efficacité de l'assèchement n'est pas proportionnel à la consommation. Son expérience consiste à déposer 100 g d'une boue de kaolinite à 18% de siccité dans un cylindre dont la base est une cathode recouverte d'un filtre puis de suivre l'écoulement de l'eau, qui dans un premier temps, est gravitaire, sans EO. Après 5 à 7 jours, cet écoulement gravitaire cesse : environ 50 ml d'eau ont été extraits et la siccité atteint alors 37%. Différentes tensions sont ensuite appliquées entre la cathode et l'anode déposée en haut de la boue et l'expulsion d'eau à la cathode est à nouveau suivie jusqu'à ce qu'elle cesse. Les résultats montrent un assèchement significatif et dépendant de la tension : la siccité finale atteint 47% pour le traitement à 1 V, et 67% pour celui à 50 V. Par ailleurs, 5 jours sont nécessaires pour passer de

24,5% à 37% de siccité avec un écoulement gravitaire, alors qu'un jour à 1 V et moins de 15 min à 50 V suffisent. Concernant l'efficacité énergétique, l'auteur montre qu'un traitement par étapes de tensions croissantes (1 puis 2, 4, 10 et 50 V) est aussi efficace qu'un traitement à 50 V, et que la consommation est 5 fois plus faible : 3,9 kWh contre 18,6 kWh par tonne de boue. Une observation similaire est réalisée par Beddiar (2001), qui préconise de traiter avec une intensité constante plutôt qu'une tension constante : la tension augmente alors au fur et à mesure que la conductivité chute avec l'augmentation de la siccité.

Lockhart (1983) observe aussi un phénomène très particulier : un traitement électro-osmotique sans apport d'énergie. En choisissant des métaux ayant des potentiels d'oxydoréduction opposés, de l'or ($E^0=1,8$ V) et du magnésium ($E^0=-2,38$ V) et en dopant l'argile avec du cuivre ($E^0=0,15$ V), une tension d'environ 1 V s'établit alors spontanément entre les électrodes comme dans une pile. Cette tension suffit à assécher la boue à une siccité de 58% avec une consommation nulle. Il en déduit que l'électrolyse est un phénomène qui a un impact fort sur l'EO et que la nature des métaux en présence peut faire varier considérablement la consommation. Par exemple, si les électrodes avaient été inversées, il aurait fallu imposer une tension d'autant plus forte que la différence de potentiel d'oxydoréduction était forte. A ma connaissance, la description d'une expérience similaire, sans générateur, n'existe pas ailleurs. Cette "pile à l'argile" peut paraître anecdotique si nous ne nous intéressons pas aux boues minières : dans ce contexte, il est probable que les boues contiennent des métaux (non récupérés) et que ces métaux aient un impact sur l'EO. Des tests de performance sont donc à préconiser pour caractériser l'impact de ces potentiels d'oxydoréduction. Nous n'avons pas réalisé ces tests car nous n'avons pas étudié de RDC provenant de mines métalliques. En revanche, mais nous avons observé des potentiels s'établir spontanément entre des électrodes de natures différentes dans les tests présentés dans le chapitre VI.

Plusieurs autres études ont évalué la consommation énergétique de l'EO. Les valeurs obtenues sont comprises entre quelques kWh.m⁻³ et quelques dizaines de kWh.m⁻³ selon la nature du matériau à assécher (suspension, boue ou sol) et la procédure d'essai. Pour optimiser les traitements, des perspectives ont été proposées. Par exemple, Chien et Ou (2011) réalisent des traitements d'EO différentes formes de courant mais un même gradient de 0,5 V.cm⁻¹ : du courant continu filtré ou un courant alternatif redressé non filtré. La résistance au cisaillement initiale est d'environ 180 kPa et à la fin des expériences elle atteint de 500 à 1500 kPa, et ce, quelle que soit la forme d'onde utilisée : le courant alternatif seulement redressé (non-filtré) apporte des résultats très proches de ceux obtenus avec un courant continu. L'analyse cout-bénéfice est donc favorable à cette solution car le matériel pour générer le courant est alors plus limité (un pont de diode suffit^o: pas de bobine ni de condensateur).

De nombreuses variables contrôlent les performances de l'électro-osmose (pH, argilosité, tension, intensité...). Un important corpus scientifique est disponible, il est majoritairement basé sur des expériences de laboratoire. Le changement d'échelle du laboratoire au terrain n'est pas encore réalisé. Après de nombreuses expériences en cellule, les essais pilotes *in situ* pourraient permettre de mieux évaluer les potentiels d'application de l'EO, et ainsi de tester les différentes pistes

évoquées pour en améliorer l'efficacité (inversion de polarité, tension croissante, nature des électrodes, régulation du pH, etc.).

Dans la suite de cette présentation des phénomènes électrocinétiques, nous allons rapidement évoquer leurs autres applications. Elles ne sont pas dédiées à l'assèchement des boues mais les mentionner permet d'abonder dans le sens de la nécessité de développer des solutions techniques pour appliquer les phénomènes électrocinétiques dans les matériaux argileux.

4.3 Application des autres phénomènes électrocinétiques

L'électrophorèse concerne la migration de particules chargées dans un fluide soumis à un champ électrique. Ainsi en appliquant un potentiel électrique dans un sol, les particules chargées peuvent être mobilisées. Ce phénomène permet deux applications principales : la dépollution et l'injection.

4.3.1. Électro-dépollution

Cette technique de dépollution des sols fins suscite un intérêt croissant. Le gradient électrique employé est de quelques dizaines de $V.m^{-1}$. De nombreuses études montrent l'efficacité de cette technique dont la principale limite est la précipitation dans le sol des polluants à proximité de la cathode. Le front acide (généralisé à l'anode) entraîne une désorption et une dissolution des métaux qui migrent vers la cathode. Seulement, lorsque les métaux dissous rencontrent le front basique, ils précipitent et s'immobilisent à nouveau non loin de la cathode (Burnol, 2010 ; Marceau *et al.*, 1999). Pour palier ce phénomène, il existe un moyen technique : tamponner le pH dans le catholyte (liquide baignant la cathode) afin de maintenir le pH acide dans tout l'espace inter-électrodes (Alshawabkeh, 2001). Grâce à cette régulation du pH, Marceau *et al.* (1999) ont obtenu un abattement de 98,5% du Cadmium contenu dans 3,25 tonnes d'argile ($[Cd]_i = 882 \text{ mg.kg}^{-1}$) en 3259 h avec 159 kWh.m^{-3} . Lageman (1993) est aussi parvenu à des abattements significatifs des polluants : 73% du plomb et 90% de l'arsenic contenus dans un sable argileux ($[Pb]_i = 9 \text{ g.kg}^{-1}$; $[As]_i = 300 \text{ mg.kg}^{-1}$) avec des consommations entre 60 et 220 kWh.m^{-3} . L'électro-dépollution est donc une technique efficace pour dépolluer les sols de certains types de polluants, mais elle nécessite des électrodes permettant de réguler le pH dans leur environnement.

4.3.2. Électro-injection

Gorbunov et Chuvelev (1966) ont été les premiers à proposer une injection de produits de renforcement dans les sols grâce à l'électrophorèse. Plus récemment, Abdullah et Al-Abadi (2010) ont augmenté significativement les paramètres mécaniques d'un sol argileux gonflant en électro-injectant du Ca^{2+} (en laboratoire) : l'angle de friction interne est passé de 24° à 36° , l'indice de plasticité de 40 à 8 et le potentiel de gonflement de 14 à 0,4%. L'électro-injection permet ainsi un traitement pérenne, car chimique, des phénomènes de retrait-gonflement des sols argileux.

4.3.3. Électro-coagulation (EC)

Un dernier phénomène électrocinétique intéresse ce doctorat : l'électro-coagulation (EC). Elle ne s'applique pas à des milieux poreux, mais à des suspensions (particules solides isolées dans un fluide). L'EC ne permet pas d'assécher une boue mais de la clarifier. Comme les flocculants, ce phénomène permet d'accélérer la sédimentation en déstabilisant la suspension colloïdale. Au lieu d'ajouter des cations, ils sont directement obtenus, dans l'EC, par la lyse de l'anode (typiquement en fer ou aluminium) puis leur répartition dans les boues est provoquée par l'électrophorèse (Sahu *et al.*, 2013). La dissolution progressive de l'anode est donc programmée et on parle alors d'anode sacrificielle. Kılıç et Hoşten (2010) comparent la coagulation par sulfate d'aluminium et l'EC par lyse d'une anode en aluminium. Les tests sont menés sur une suspension d'argile (0,2 g/l) agitée en permanence. A quantité égale d'aluminium ajouté à la suspension, l'abattement de la turbidité est le même pour la coagulation et l'électrocoagulation. En revanche, l'EC abat la turbidité plus rapidement : en 10 minutes la diminution de la turbidité atteint 90% avec une consommation énergétique de 1,87 kWh.m⁻³. Des résultats similaires ont été obtenus par les mêmes auteurs sur une suspension ultrafine de quartz (Kılıç *et al.*, 2009). Harif *et al.* (2012) ont étudié la géométrie des floccs formés, l'EC permet d'obtenir des floccs plus poreux et plus fragiles, plus à même de se compacter que ceux obtenus par coagulation chimique. L'EC pourrait être utile dans les parcs à résidus pour accroître la sédimentation et faire descendre la ligne de boue. L'EC sera investiguée dans le chapitre VI et nous y appréhenderons la limite entre les phénomènes d'EC et d'EO dans une boue en cours d'assèchement.

Au cours des 4 premières parties de ce chapitre, nous avons abordé de nombreux domaines. Les interactions molles responsables du comportement des boues minières les plus argileuses ont été attribuées à la double couche électrique entourant les particules d'argile. Ces boues très argileuses sont les plus difficiles à assécher à cause de la liaison de l'eau dans la double couche électrique. Ces phénomènes expliquent le comportement des RDC les plus fins (MFT). Ensuite, l'EO a été présentée comme un phénomène permettant d'extraire l'eau des argiles, en utilisant justement la double couche électrique pour mobiliser le fluide interstitiel. Plus généralement, les nombreuses applications possibles des phénomènes électrocinétiques, étudiées essentiellement au laboratoire ont été présentées. Les phénomènes d'EC et d'EO apparaissent porteurs de nombreuses perspectives dans pour l'assèchement de boues minières. Dans la fin de ce chapitre, nous allons voir comment utiliser ces phénomènes sur le terrain, autrement dit, quelles électrodes peuvent être utilisées pour appliquer un potentiel électrique dans un sol ou une boue.

5. Les géosynthétiques électrocinétiques

Les nombreuses applications des phénomènes électrocinétiques ont été présentées. L'électrocinétique est déjà couramment utilisée dans l'industrie car les conditions d'application sont bien maîtrisées. En revanche, ces phénomènes demeurent peu utilisés sur le terrain, alors même qu'ils pourraient aussi apporter en géotechnique des solutions à des problèmes variés (assèchement, dépollution, traitement du retrait-gonflement,...). Ce sous-emploi de l'électrocinétique est principalement dû au manque de solutions techniques efficaces et pérennes pour former les électrodes dans les sols. Les exigences sont nombreuses :

- ◆ A la cathode, l'eau mue par EO doit être drainée pour éviter les surpressions.
- ◆ Dans les applications utilisant l'électrophorèse, la régulation des solutions baignant les électrodes améliore significativement les traitements. Les électrodes doivent donc permettre la circulation des fluides de la surface vers les électrodes et inversement.
- ◆ Les gaz formés aux électrodes par électrolyse entraînent une chute de la conductivité électrique. Ils doivent être éliminés des électrodes par drainage.
- ◆ La corrosion des anodes métalliques observée dans la plupart des études en laboratoire est moins problématique que sur le terrain car les électrodes sont surdimensionnées et/ou des métaux peu corrodables (chers) sont employés. Sur le terrain, les considérations économiques obligent à limiter le coût des électrodes et la corrosion peut alors devenir rédhibitoire.

Ce cahier des charges compte beaucoup d'exigences : les électrodes doivent être des produits techniques capables d'assurer de multiples fonctions dans les sols. Or les géosynthétiques sont typiquement des produits techniques dédiés à assurer de multiples fonctions dans les sols. Hamir *et al.* (2001) ont été les premiers à proposer le concept de géosynthétique électrocinétique (EKG) qu'ils définissent comme des géosynthétiques traditionnels dimensionnés pour des fonctions définies (drainage-filtration, séparation, renforcement, etc.) et ayant en plus une conductivité électrique suffisante pour appliquer les phénomènes électrocinétiques. Ainsi, les EKG pourraient assumer plusieurs fonctions nouvelles (Jones *et al.*, 2008 ; Pugh et Jones, 2004) :

- assèchement des sols par électro-osmose ;
- traitement des sols gonflant par électro-injection ;
- décontamination des sols par électro-dépollution ;
- déstabilisation des suspensions colloïdales par électro-coagulation.

Les EKG ne sont pas encore produits industriellement. Seuls des prototypes d'EKG existent à des fins de recherche. Nous aurons compris à ce stade, qu'un des axes de recherche de cette thèse est de développer des EKG basés sur des GCP de drainage afin d'appliquer l'électro-osmose dans les boues minières. Dans cette dernière partie, les différents prototypes d'EKG existants en amont de la réalisation de la thèse sont présentés ainsi que les essais de ces EKG sur le terrain. Ensuite nous verrons que ces prototypes sont limités par la corrosion, que nous expliquerons. Par ailleurs, cette présentation permettra de comprendre l'intérêt de développer un EKG plan en 2 dimensions dont la géométrie serait plus adaptée aux parcs à résidus.

5.1 Différents prototypes d'EKG

Des chercheurs de l'université de Newcastle ont créé une entreprise, qui s'appelle *Electrokinetic limited*, et qui a pour vocation de développer l'usage des EKG. Quasiment tous les prototypes d'EKG développés à ce jour et l'intégralité des images qui suivent sont issus de cette structure (Figure III-9 ; Figure III-10 ; Figure III-11).



Figure III-9 Exemples d'EKG linéaires (Jones et al., 2008). Selon Jones (CP) aucun de ces matériaux n'a une durabilité suffisante.



Figure III-10 Exemples d'EKG tubulaires. Notez la grande quantité de métal employée. (Jones et al., 2008).

Ces prototypes d'EKG réalisés à des fins de recherche sont des objets en une dimension fichés dans les sols en place. Ce sont soit des tubes métalliques perforés entourés de géotextile, soit des drains verticaux implémentés de métaux (fils d'inox enroulés, filets ou barres métalliques,... ; Figure III-10).



Figure III-11 Exemples d'EKG pseudo-plan (Jones et al., 2008) Tricoté ou tissé comprenant des fils métalliques. Pas d'exemple d'utilisation de ces produits dans la littérature.

5.2 Tests des prototypes d'EKG

Sur le terrain, les tests reposent sur des EKG unidimensionnels (Figure III-10). Chew *et al.* (2004) ont réalisé des essais de terrain avec des drains verticaux conducteurs d'électricité (EKG 1D) en comparaison avec des drains verticaux classiques. Les drains verticaux sont utilisés pour favoriser la pré-consolidation d'un sol compressible en préparation de la construction d'une infrastructure. Ils sont installés par fichage dans le sol selon un maillage régulier (Karunaratne, 2011). Dans la comparaison menée par Chew *et al.* (2004), les drains développés sont capables d'être utilisés comme des électrodes dans le sol afin d'appliquer l'EO. Le contexte géologique du site est particulièrement favorable à une consolidation mécanique : la couche argileuse à consolider a 8 m d'épaisseur et est recouverte par 18 m de sable, générant une contrainte sur l'argile d'environ 300 kPa. A partir des coefficients de consolidation obtenus, les auteurs concluent que pour obtenir un niveau de consolidation équivalent, 20 jours sont nécessaires avec les drains conducteurs alors qu'il en faut 150 pour les drains classiques. La consommation énergétique pour ce traitement s'élève à $1,8 \text{ kWh.m}^{-3}$ d'argile traitée. Cette étude montre que l'EO est un excellent moteur à l'écoulement de l'eau ; lorsque la conductivité hydraulique est trop faible pour permettre une consolidation sous effet mécanique dans les temps impartis, l'EO permet de provoquer un écoulement et ainsi accélérer considérablement la consolidation. En revanche sur l'une des zones d'essai, les auteurs observent une importante corrosion de l'anode : en 72 h une barre de cuivre de 4 mm^2 est complètement sectionnée ; ailleurs, des traces d'oxydes métalliques sont visibles sur les connecteurs.

Lamont-Black et Weltman (2010) présentent une stabilisation de pente par EO avec des EKG 1D (Figure III-12). Ce talus de 9 m de haut constitué d'argile supporte une voie ferrée. Il connaît un

fluage de 6 mm par mois, ce qui a obligé à réduire la vitesse de circulation des trains à 30 km/h. Les électrodes sont installées à 2 m d'intervalle selon une répartition hexagonale avec une cathode au centre et 6 anodes à la périphérie. Cette répartition permet de limiter la corrosion des anodes : la densité de courant est 6 fois plus faible aux anodes qu'à la cathode. Les cathodes sont des tubes perforés implantés de métaux (Figure III-10), les anodes sont des tiges métalliques massives.

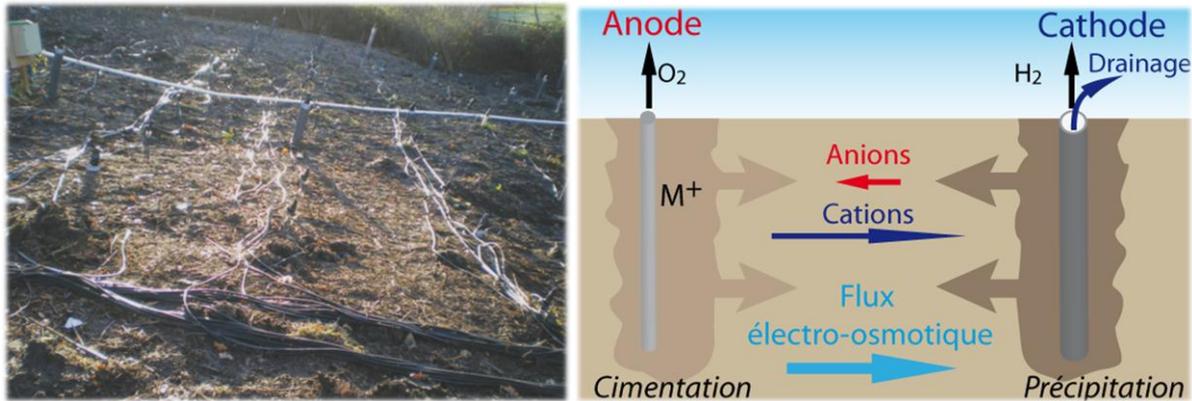


Figure III-12 Photographie du site traité et phénomènes inter-électrodes.

Au cours du traitement, 25 fois plus d'eau est extraite par les cathodes que par le tube témoin sans EO. La résistance au cisaillement est portée de 8 à 18 kPa et la consommation énergétique totale est de 11,5 kWh.m⁻³ de sol traité. Le cout total de ce traitement serait de 26% inférieur à celui d'un traitement conventionnel avec des gabions. Les auteurs ne précisent pas l'état de dégradation des anodes. On peut imaginer qu'il est important car les auteurs mettent en avant un phénomène de cimentation autour des anodes du à l'électro-injection des cations métalliques, lysés à l'anode.

Dans ces études, la corrosion est observable, dans la suite nous allons expliquer ce phénomène.

5.3 Corrosion des anodes métalliques

Dans de nombreuses études, la corrosion des anodes métalliques est observée, et elle pose parfois un problème de durabilité. Lorsque la corrosion de l'anode est trop prononcée, le traitement s'arrête (Alshwabkeh, 2001 ; Chew *et al.*, 2004). Cette partie décrit ce phénomène. La corrosion désigne l'altération d'un métal par un oxydant. La corrosion est un phénomène électrochimique : elle a lieu à l'interface entre un conducteur électronique (métal) et un conducteur ionique (solution) lors du transfert de charges électriques. Tout métal plongé dans une solution connaît une dissolution de ces atomes en ions pour atteindre un équilibre dynamique entre les cations métalliques libérés dans la solution et l'excès d'électrons à la surface du métal (Cefracor, 2012). Cet équilibre dynamique peut se schématiser par la réaction :



A l'équilibre, la différence de potentiel entre le métal et la solution correspond au potentiel d'oxydoréduction, E^0 . Plus E^0 est fort, plus le métal est noble et moins il est corrodable.

La corrosion résulte d'une oxydation (perte d'électron), l'anode est le siège de l'oxydation : la corrosion se concentre donc essentiellement à l'anode et les électrons libérés par la solubilisation

du métal sont extraits par le conducteur électrique de l'anode. Deux cas de figure sont possibles selon qu'un courant soit imposé ou non :

- ◆ Lorsque le métal n'est pas relié à un générateur, des potentiels s'établissent spontanément entre des zones dites cathodiques et des zones anodiques attaquées par la corrosion (Figure III-13).
- ◆ Lorsque le métal est utilisé comme électrode, le générateur fixe le potentiel et donc la position de l'anode : la corrosion s'y concentre alors.

Ainsi la corrosion est un phénomène inéluctable, qui peut être spontané ou accéléré par l'imposition d'un courant.

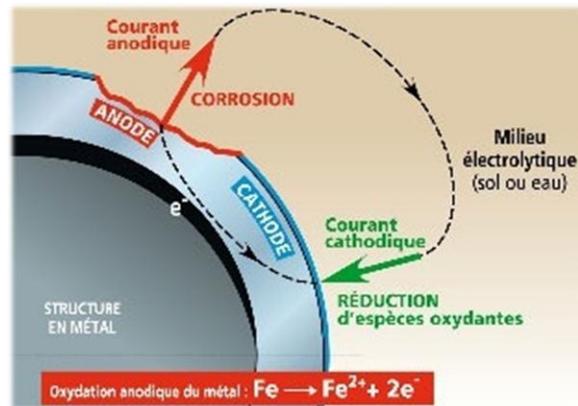


Figure III-13 Corrosion de la zone anodique d'un métal après mise en place spontanée d'un potentiel électrique entre zone anodique et cathodique.

La formule de Faraday permet de calculer la masse de métal perdue à l'anode :

$$MMC = K_f \frac{M}{z} i_c t \quad \text{III-10}$$

Avec : MMC : masse de métal corrodée (g);
 K_f : constante = Faraday⁻¹ = $1,03 \cdot 10^{-5}$;
 M : masse molaire du métal (g/mol);
 z : valence ;
 i_c : intensité du courant (A) ;
 t : temps (s).

Les métaux les moins corrodables sont aussi les plus chers : par exemple, le titane platiné (2,5 µm de Pt) à un taux de corrosion annuel de 9 g.A⁻¹, contre 9 kg.A⁻¹ pour les aciers. En pondérant par le prix du métal (€.g⁻¹), la corrosion du titane platiné coûte 360 €.A⁻¹ alors que celle des aciers s'élève à 3,6 €.A⁻¹. Par ce calcul, le matériau dont la corrosion est la moins chère est le ferro-silicium (0,33 €.A⁻¹).

Pour conclure, la corrosion est un phénomène inéluctable pour tous les métaux. La corrosion des anodes métalliques a pour effet de limiter l'utilisation des phénomènes électrocinétiques dans les sols ou les boues.

6. Conclusion et perspectives

Pour conclure ce chapitre, les principales informations que l'on retiendra sont :

- ◆ Les interactions molles distinguent les boues des sols. Dans les RDC, ces interactions sont dues à la double couche électrique entourant les particules d'argile. Ces phénomènes électrochimiques sont responsables de la stabilité des suspensions argileuses et de la liaison de l'eau dans les argiles.
- ◆ La clarification d'une boue consiste à accroître la sédimentation en neutralisant la double couche électrique (potentiel Zêta) soit à l'aide de flocculant soit en utilisant l'électrocoagulation, un phénomène qui repose sur la lyse d'une anode sacrificielle générant des cations métalliques agissant comme flocculant.
- ◆ L'assèchement d'une boue consiste à extraire l'eau endogène. L'assèchement est limité par la liaison de l'eau à la surface des argiles. Plus l'eau est liée, plus l'énergie à mobiliser pour l'extraire est importante. Plusieurs techniques d'assèchement existent :
 - Les techniques mécaniques, peu onéreuses, permettent d'extraire l'eau libre et une partie de l'eau liée.
 - L'EO permet d'extraire une part supplémentaire de l'eau liée dans la double couche électrique.
 - L'approche séquentielle de l'assèchement est indispensable pour limiter l'apport d'énergie : l'eau la moins liée doit être extraite par des méthodes mécaniques, puis l'eau plus liée avec des méthodes plus énergivores.
- ◆ Malgré l'intérêt des phénomènes électrocinétiques, ces techniques restent peu utilisées en géotechnique, en partie à cause du manque de solution technique pour assurer le rôle d'anode dans les sols. En effet, l'anode est le lieu de la corrosion et de nombreuses études montrent que cette corrosion nuit au traitement et peut finir par l'interrompre.

De nouvelles solutions techniques seraient bienvenues pour appliquer les phénomènes électrocinétiques dans les boues minières. Les EKG existants ne sont pas adaptés à cette application pour deux raisons :

- ◆ Leurs éléments conducteurs sont métalliques et se corrodent. Pour des applications à haute valeur ajoutée, le coût de la corrosion peut ne pas être rédhibitoire, dans l'exemple du talus de voie ferrée, 6 anodes sont utilisées pour une cathode. Cette solution visant à mettre plus de matière à corroder peut sembler contre-intuitive pour un minier dont le but est de retirer le métal des matériaux excavés. Il faudrait donc parvenir à développer des anodes viables économiquement, tant à la conception qu'à l'utilisation. Puisque les métaux se corrodent, il faudrait utiliser des conducteurs non-métalliques (plastique conducteur, carbone, etc.).
- ◆ Les prototypes d'EKG existants sont majoritairement unidimensionnels, cette géométrie présente l'avantage de permettre l'installation par fichage dans le sol en place. En revanche, cette géométrie présente un inconvénient de taille, elle ne permet pas d'utiliser pleinement la pesanteur agissant sur le sol pour provoquer son assèchement mécanique. Dans le cadre des parcs à résidus, nous expliciterons dans la suite immédiate de ce mémoire, la nécessité d'utiliser la pesanteur pour consolider les boues. Des EKG plans, en 2D, installés horizontalement permettraient donc à la fois d'appliquer l'EO avec des électrodes de grandes dimensions mais aussi de profiter de la pesanteur pour assécher la boue mécaniquement et maintenir le contact entre les électrodes et la boue. Cette géométrie est permise dans les parcs à résidus car les EKG peuvent y être installés au fur et à mesure du remplissage.

Nous avons vu que les GCP de drainage étaient des objets plans, de grandes dimensions, capables de drainer des fluides et de filtrer des sols : ils peuvent fournir une bonne base à l'intégration d'éléments conducteurs et ainsi devenir des EKG 2D. Le projet doctoral se tourne donc vers le développement d'un GCP de drainage conducteur :

- ♦ La partie 2 de ce mémoire concerne l'étude des fonctions de base des GCP, elle vise à s'assurer de la capacité à filtrer les boues et drainer les fluides sur de longues distances (chapitres IV et V).
- ♦ La partie 3 présentera le travail visant à ajouter une nouvelle fonction aux GCP de drainage : la fonction de conduction électrique pour appliquer l'EO dans les boues minières. Cette recherche sera présentée dans les chapitres VI, VII et VIII. Nous y verrons en particulier les matériaux conducteurs non-métalliques étudiés pour former les éléments conducteurs dans des GCP de drainage.

Partie 2

Expérimentation sur les fonctions de base des GCP à mini-drains

Cette première partie expérimentale étudie les fonctions de base des GCP à mini-drains. Nous allons voir les implications des fonctions filtration et drainage sur l'assèchement des boues minières dans les parcs à résidus. Afin de comprendre le lien qui existe entre ces fonctions et l'assèchement des boues, il convient de décrire la géométrie envisagée pour l'installation des GCP à mini-drains dans les parcs à résidus.

Géométrie d'installation des GCP dans les parcs à résidus

Tout d'abord, nous avons vu dans le chapitre III que l'eau libre et une partie de l'eau liée peuvent être extraites avantageusement par des phénomènes mécaniques peu énergivores. Contrairement aux filières d'assèchement mécaniques de type industriel (filtre-pressé, filtre bande, filtre à tambour) dans lesquels la compression est générée à partir d'électricité (vérin, pompe, etc.), notre approche est géotechnique : la compression doit ne pas nécessiter d'apport d'énergie : la gravité doit être utilisée au mieux pour assurer la compression. Cette exigence a un impact direct sur la géométrie : elle conduit à envisager d'installer les GCP à mini-drains à l'horizontale dans les parcs à résidus entre les couches de boue afin de profiter des effets de la pesanteur pour consolider les boues. Ainsi, des couches de boue seront séparées par des horizons drainants. La Figure 2-1 présente une section d'une colonne de boue dans laquelle des GCP à mini-drains sont installés.

Le comportement de la boue illustré sur la Figure 2-1 est basé sur l'étude de Jeeravipoolvarn *et al.* (2009) exposée dans le chapitre I. L'évolution à long terme (25 ans) de MFT en colonne de 10 m de haut montre que dans la majorité de la colonne, aucune contrainte effective ne se développe. La contrainte totale est donc égale à la pression hydrostatique de boue. A la base de la colonne, en absence de drainage, les auteurs mentionnent une zone ténue dans laquelle des contraintes effectives se sont développées.

Par ailleurs, la Figure 2-1 fait deux hypothèses : (i) la filtration permet de dissocier la pression hydrostatique de boue en contrainte effective d'une part (retenir les particules) et pression interstitielle d'autre part (laisser s'écouler le fluide), *i.e.* la filtration des boues par GTX est possible et (ii) la pression interne au GCP est proche de la pression atmosphérique, *i.e.* la fonction

drainage est optimisée. L'objet de cette partie 2 est de confirmer ces deux hypothèses concernant les fonctions de base des GCP.

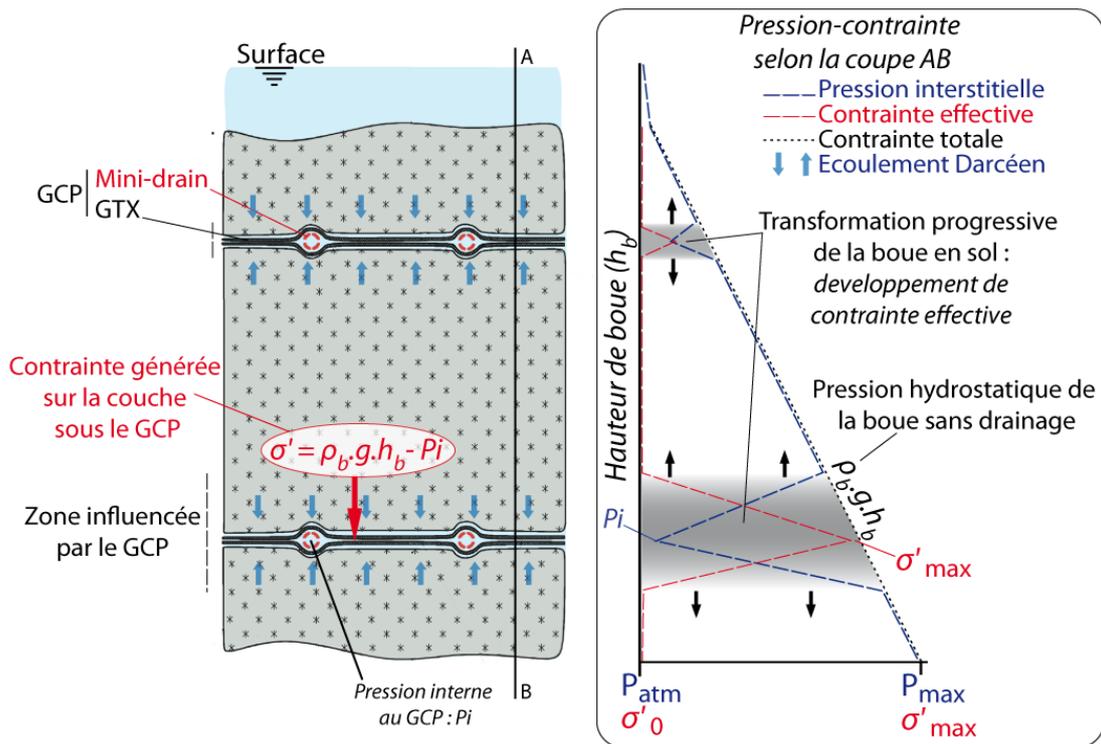


Figure 2-1 Répartition théorique des pressions et contraintes dans une colonne de boue drainée par GCP.

On peut schématiquement distinguer trois zones sur la Figure 2-1 :

- ◆ Dans le GCP, la pression interne est directement fonction de sa capacité de débit dans le plan. Plus la partie du GCP considérée est loin de l'exutoire (pression atmosphérique), plus la pression peut être importante. Un dimensionnement adéquat permet d'avoir une pression dans les mini-drains proche de la pression atmosphérique. La finalité du chapitre IV est justement l'étude des pertes de charge dans les mini-drains.
- ◆ Dans la zone influencée par le GCP (en dégradé de gris sur la figure) : une partie des contraintes est reprise par des interactions entre les particules (assimilable à des contraintes effectives, trait rouge). Ainsi la pression interstitielle dans cette zone est inférieure à la pression hydrostatique théorique de la boue en absence de drainage : cette zone se transforme en sol. Le but de l'assèchement est d'entraîner le développement de cette zone d'influence vers le centre des couches de boue. Le développement de cette zone repose sur la filtration, qui en retenant les solides et en laissant passer le fluide induit le développement de contrainte effective dans la boue. Le test de filtration sous pression utilisé dans le chapitre V, apporte des éléments sur cette zone d'influence et souligne le développement de contrainte effective.
- ◆ Au centre des couches de boues (éloigné des GCP), la pression de boue est peu influencée par le GCP, elle correspond à la pression hydrostatique de boue (hauteur de boue et densité). Le but de l'assèchement est de réduire l'épaisseur de cette zone.

Dans la géométrie proposée, la pression dans le GCP de drainage correspond à la condition hydraulique aux limites des couches de boue. Si la pression dans les GCP est proche de la pression atmosphérique, différents mécanismes provoqueront un assèchement mécanique :

- ◆ En créant un gradient hydraulique entre le mini-drain et le centre de la couche de boue, un débit d'eau s'établit vers le GCP (Darcy, 1856). Ainsi plus la pression interne au GCP est basse, plus le gradient hydraulique est important et plus le débit est fort.
- ◆ L'écoulement de l'eau génère une consolidation : dans les matériaux très peu perméables, comme les boues argileuses, l'écoulement induit une consolidation comme le ferait une contrainte mécanique sur un sol compressible en condition drainée. Ce mécanisme est peu connu, mais les résultats en terme d'assèchement sont importants (Imai, 1979 ; Pedroni et Aubertin, 2008).
- ◆ L'intégration d'un GCP dans la colonne de boue induit la formation d'une zone s'apparentant à un sol de part et d'autres du GCP. Cette zone "convertit" les pressions hydrostatiques de boue de la zone non influencée par le GCP en contrainte effective au niveau du GCP : l'ellipse rouge illustre que la contrainte effective sur le GCP est égale au poids de la boue sus-jacente moins les pressions internes au GCP. Il en résulte un impact essentiel dans la géométrie envisagée : les couches de boue au-dessus d'un GCP appuient de tout leur poids (solide + liquide) sur les couches de boue sous le GCP. Cet assèchement mécanique résulte du remplissage des parcs à résidus : la contrainte effective sur les GCP croît au fur et à mesure du remplissage et les couches de boue se consolident sous l'effet de la contrainte générée par l'ensemble des couches sus-jacentes. Les couches de boue à la base pourraient donc être soumises à des contraintes de plusieurs centaines de kPa (quelques dizaines de mètre de boue).

L'ensemble de ces éléments montre que l'insertion de GCP de drainage dans les parcs à résidus est de nature à entraîner un assèchement mécanique résultant du remplissage des parcs qui induit une augmentation croissante des contraintes. Cet assèchement est directement lié aux fonctions de base des GCP et permet d'extraire une partie de l'eau la moins liée.

L'aboutissement de ce travail serait une modélisation numérique des multiples phénomènes hydromécaniques mis en jeu avec une prise en compte des interactions molles entre particules. La cinétique de consolidation en fonction de la nature de la boue et de la distance entre les GCP pourrait ainsi être appréhendée. En amont, l'expérimentation était nécessaire, c'est une des principales valeurs ajoutées de ce travail doctoral. Les deux articles présentés dans cette partie apportent des éléments primordiaux pour une future modélisation en utilisant des dispositifs expérimentaux originaux et permettent de tester les deux hypothèses que nous venons de considérer.

1. Article 1 : Multiscale transmissivity study of DTPG : effect of experimental device on test representativeness

Ce chapitre est basé sur un article publié en janvier 2013 dans *Geosynthetics international*, Vol. 20, No. 3. L'acronyme *DTPG* signifie *drain-tube planar geocomposite*, équivalent à l'expression "GCP à mini-drains". Dans l'introduction, le contexte de ce travail expérimental est précisé et mis en perspective avec les éléments évoqués dans la bibliographie. Après l'article, les principales conclusions seront résumées.

1.1 Introduction

Dans le chapitre II, les GCP de drainage ont été présentés ; leurs propriétés diffèrent de manière importante selon leur âme drainante ; les mini-drains confèrent aux GCP à mini-drains des propriétés particulières :

- ◆ Les GCP à mini-drains présentent une anisotropie de la capacité de débit dans le plan beaucoup plus prononcée que les autres GCP, et cela à cause des mini-drains qui conduisent majoritairement l'eau dans le sens production.
- ◆ L'épaisseur des GCP à géofilet ou géoespaceur est constante, alors qu'elle est bimodale pour les GCP à mini-drains : des zones textiles minces séparent les mini-drains régulièrement espacés.
- ◆ Le principal atout des mini-drains est leur résistance sous contrainte normale. La capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains reste stable jusqu'à 2 MPa dans un sable, alors que celle des autres GCP diminue à cause de la compression de l'âme et de l'intrusion du filtre (Bamforth, 2009 ; Giouse, 2011).

1.1.1. Limite des tests standards pour les GCP à mini-drains

La principale fonction des GCP, à savoir le drainage, est évaluée par des tests de capacité de débit dans le plan sur des éprouvettes d'environ 0,3 m par 0,2 m selon les normes ASTM D4716 (2007) ou ISO 12958 (2010). Or dans les GCP à mini-drains, l'écartement des mini-drains peut atteindre 1 m. Les tests standards ne peuvent donc pas tester une surface représentative de ces GCP à mini-drains et la capacité de débit doit être extrapolée à partir des tests standards en 0,2 m de large.

Afin de vérifier que cette extrapolation est valable, un transmissivimètre grande largeur (LST) a été développé en amont de ce travail doctoral, à Sageos (Canada). L'objectif de ce dispositif était d'investiguer d'autres particularités des GCP à mini-drains, qui auraient pu ne pas être visibles à l'échelle des tests standards : comparer le changement d'échelle et détecter un éventuel effet de forme selon l'âme drainante des différents GCP ; telles sont les motivations qui ont conduit au développement du LST. Dans la suite nous verrons comment ce nouveau dispositif a été utilisé pour générer des données utiles à mon doctorat.

1.1.2. Finalités de l'article

J'ai contribué à l'acquisition des données sur les GCP à mini-drains, puis faute de pouvoir réaliser les comparaisons avec les autres types de GCP, j'ai choisi de valoriser ces données en comparant la capacité de débit dans le plan mesurée avec le LST et celles mesurées avec deux autres dispositifs : (i) un dispositif standard selon la norme ASTM D4716 (2007) et (ii) un dispositif permettant d'évaluer la capacité de décharge intrinsèque d'un mini-drain. Ainsi, la meilleure méthode de test pouvait être identifiée ; cette validation n'était pas contingente, au vu de la taille des parcs à résidus, le drainage s'y fera sur des distances jusqu'alors inconnues (plusieurs centaines de mètres) et il conviendra de dimensionner les GCP à mini-drains en se basant sur des capacités de débit les plus fiables et représentatives possibles. Plus la capacité de débit sera forte, plus la pression dans le GCP à mini-drains sera faible et nous avons vu dans l'introduction de la Partie 2, l'intérêt d'avoir une pression la plus faible possible dans les mini-drains pour provoquer un assèchement mécanique.

Il est donc intéressant de pouvoir calculer cette pression afin de définir le gradient hydraulique entre le mini-drain et la boue, qui conditionne la survenue des trois phénomènes d'assèchement mécaniques présentés. Deux cas de figures peuvent être envisagés concernant les conditions hydrauliques dans le mini-drain, selon le flux issu de la boue à drainer :

- ◆ Si le flux est faible, le mini-drain ne sera pas en charge. L'écoulement sera à surface libre, ce qui signifie que la pression dans le mini-drain sera égale à la pression atmosphérique. Dans ce cas, l'assèchement mécanique sera maximal.
- ◆ Si le flux est plus fort, le mini-drain sera en charge, et alors la pression interne sera dépendante de la perte de charge due à l'écoulement de l'eau. Dans ce cas l'assèchement mécanique sera d'autant plus fort que la pression est faible.

Dans l'article qui suit, le second cas de figure est investiguée car il est moins favorable à l'assèchement : nous avons donc réalisé des tests d'écoulement en charge. Si le GCP à mini-drains permet un écoulement sur de longues distances avec de faibles charges, la pression dans le mini-drain peut rester proche de la pression atmosphérique, et l'imposer aux bornes de chaque couche de boue.

1.1.3. Bases théoriques de l'article

L'article compare trois dispositifs qui permettent de mesurer la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains. Le but de cet article est de modéliser les pertes de charge survenant dans les GCP à mini-drains au cours des tests de capacité de débit dans le plan en charge, en fonction du dispositif de mesure utilisé. A partir des 150 données mesurées, une simulation numérique a été réalisée à partir de lois d'écoulement en charge (spécifiques aux canalisations) et en dissociant deux types de pertes de charges :

- ◆ Les pertes de charges linéaires qui sont dues au frottement de l'eau dans les mini-drains. Ces pertes de charge sont proportionnelles à la longueur du mini-drain.
- ◆ Les pertes de charge singulières qui sont liées à des singularités ponctuelles. Dans les deux transmissivimètres, la perte de charge singulière est localisée à la sortie du mini-drain, car la

vitesse de l'eau dans le mini-drain est très supérieure à la vitesse dans le bac aval des transmissivimètres.

Sur la base des équations de l'écoulement en charge, il devient possible de comparer les dispositifs et d'évaluer, pour chacun d'eux, la part des pertes de charges respectivement linéaire et singulière.

Multiscale transmissivity study of drain-tube planar geocomposites: effect of experimental device on test representativeness

S. Bourgès-Gastaud¹, E. Blond² and N. Touze-Foltz³

¹PhD Student, Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France, Telephone: +33 140 96 62 14, Telefax: +33 140 966 270, E-mail: sebastien.gastaud@irstea.fr

²SAGEOS Manager, CTT group Vice-president, 3000, rue Boullé, Saint-Hyacinthe, QC, Canada J2S 1H9, Telephone: +1 450 778 1870, Telefax: +1 450 778 3901, E-mail: eblond@gcttg.com

³Research director, INEGE team, Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France, Telephone: +33 140 96 60 39, Telefax: +33 140 966 270, E-mail: nathalie.touze@irstea.fr

Received 1 June 2012, revised 25 January 2013, accepted 29 January 2013

ABSTRACT: Hydraulic transmissivity is the most important design parameter of geocomposites used for in-plane drainage applications. This paper presents an in-depth investigation of the hydraulic behaviour of drain-tube planar geocomposites (DTPGs) and characterises the locations and causes of head losses based on a multiscale experimental approach using three different apparatus. In particular, a transmissivity rig that accommodates specimens up to 1 m² was developed to define the minimum representative surface area required to characterise DTPGs. The experimental data acquired in this study support a theoretical relationship linking head losses that occur within DTPGs to flow rate. This relationship is used to analyse the results obtained with other transmissivity rigs and to identify the key locations where head losses develop. In addition, evidence that Colebrook's equation can be applied to corrugated tubes is presented. Based on this study, it is concluded that the measured DTPG transmissivity is significantly affected by specimen length and by the experimental device used to make the measurement. For example, the DTPG transmissivity measured in accordance with ASTM D4716-08 was found to be 14% lower than the actual DTPG transmissivity.

KEYWORDS: Geosynthetics, Drainage geocomposite, Transmissivity, Discharge capacity, Corrugated tube, Singular head loss, Colebrook's equation, Drain-tube, DTPG

REFERENCE: Bourgès-Gastaud, S., Blond, E. & Touze-Foltz, N. (2013). Multiscale transmissivity study of drain-tube planar geocomposites: effect of experimental device on test representativeness. *Geosynthetics International*, **20**, No. 3, 119–128. [<http://dx.doi.org/10.1680/gein.13.00006>]

1. INTRODUCTION

Drainage geocomposites are widely used in environmental applications to collect liquid from facilities such as landfills, roadway embankments or earth dams. A geocomposite consists of a combination of different types of geosynthetics (geotextiles, tubes, geonets, geogrids, etc.). Applications for geocomposites are increasingly numerous for several reasons, but in particular because combining the attributes of several different materials leads to higher performance (Koerner 1997). For example, drainage geocomposites can collect leachate at the base of landfills or, by dissipating pore water pressure, they can improve the bearing capacity of soils (Bordier and Zimmer 2000; Palmeira and Gardoni 2002). Of all the drainage geocomposites, drain-tube planar geocomposites (DTPGs) have

gained acceptance within the engineering community as the material of choice for transporting liquids and gases (Saunier *et al.* 2010) because of the reliability of the perforated tubes, which are regularly spaced in a DTPG and provide high in-plane flow capacity. These tubes are embedded into two non-woven needle-punched polypropylene geotextiles: one acts as a filter, the other as a drainage layer, and the two geotextiles together provide a separation function (Giroud *et al.* 2000). Furthermore, thick geotextiles can also act as a cushion layer to protect the underlying geomembrane from puncture (Touze-Foltz 2002).

Drainage geocomposites are typically designed to optimise their in-plane flow capacity and with consideration for their site-specific design loads and boundary conditions. The design parameter used to quantify this flow

capacity is either the flow rate per unit width under a specific hydraulic gradient, or the hydraulic transmissivity (hereafter simply transmissivity), which is defined as

$$\theta = \frac{Q}{i} = \frac{QL}{\Delta H} \quad (1)$$

where θ is the transmissivity, Q is the flow rate per unit width, i is the hydraulic gradient, ΔH is the head loss, and L is the length.

From Equation 1, transmissivity is the ratio of flow rate to hydraulic gradient. Standard calculation techniques consider that the transmissivity is only valid for laminar-flow conditions (ISO 12958:2010; ISO 2010), that is, when Darcy's law is valid, and the transmissivity is often presented in geosynthetic design as an intrinsic property of the product, thus not dependent on external conditions such as the hydraulic gradient. According to this paradigm, transmissivity should be constant. However, the transmissivity of a product is not a true constant but is always associated not only with the normal load but also with the hydraulic gradient. In fact, transmissivity decreases as the hydraulic gradient increases, because of the development of turbulence within the water circulation path. Generally, for hydraulic gradients typically used in transmissivity tests, the flow is non-laminar for geonets or geocomposites (Giroud *et al.* 2012). Therefore, the water conductivity characteristic of geocomposites can be better expressed as a discharge (flow rate) for a given hydraulic loss (van der Sluys and Dierickx 1987) than as a transmissivity. Accordingly, in the simulations, the 'transmissivity' value as defined by ASTM D4716-08 or ISO 12958:2010 was not used; instead, the calculation was based on the direct expression of the flow rate as a function of head loss.

The drainage capability of DTPGs comes from corrugated tubes regularly spaced along the width of the DTPG (see Figure 1). The number of tubes per metre (typically 1 to 4) and their diameter (16, 20 or 25 mm) can be modified depending on the requirements of the project. To allow fluid to enter the tube from the soil and the geotextile, the tubes are perforated along four lines travelling the length of the tube, with the lines spaced 90° apart around the tube circumference (Bourgès-Gastaud *et al.* 2012). The majority of DTPG drainage capability is provided by these corrugated tubes (Faure *et al.* 1993).

A major difference between DTPGs and other geocomposites is that the DTPG structure leads to a large difference between the hydraulic conductivity of the geotextile and that of the tubes. Shortly after DTPGs were invented, Faure *et al.* (1993) warned engineers that the non-homogeneous drainage structure of DTPGs means that they cannot be designed using the rules that apply to other planar-drainage geosynthetics, such as those with a geonet core. Therefore, to treat the flow within DTPGs, a theory was developed that considers both the transmissivity of the geotextile and the discharge capacity of the tubes. The transmissivity and the discharge must be dissociated because Darcy's law cannot be used in tubes, in contrast to geotextiles where the flow can be considered to be laminar. Unfortunately, in spite of these twenty-year-

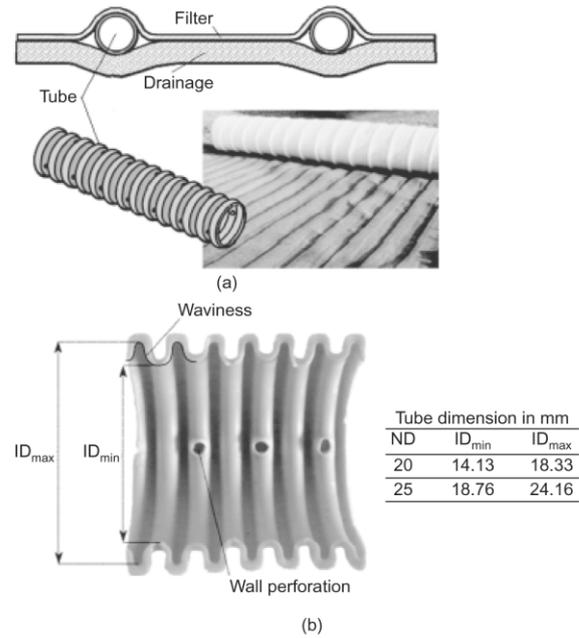


Figure 1. (a) Schematic diagram of DTPG; (b) cross-section of corrugated tube (ND is nominal diameter, ID is inner diameter)

old recommendations, transmissivity from standard tests is still being used to design DTPGs and to characterise and specify their hydraulic performance. In this paper, it is demonstrated that this approach is erroneous by comparing the tube discharge capacity with the transmissivity of the whole product. This analysis is based on data gathered from three experimental devices and on a numerical analysis that reveals a relationship between head loss and flow rate. An in-depth investigation of the hydraulic behaviour of DTPGs is presented in which the head-loss locations and causes are identified based on a multiscale experimental approach employing three different apparatuses. Well-known hydraulic equations and concepts are also applied to analyse the results theoretically. The resulting model of head loss as a function of flow rate precisely describes the hydraulic behaviour of both the tube and the entire DTPG.

2. MEASUREMENT OF TRANSMISSIVITY OF DRAIN-TUBE PLANAR GEOCOMPOSITES: MULTISCALE APPARATUS

An experimental procedure was designed to analyse hydraulic properties on three successive scales spanning from a single tube to a representative DTPG surface area of 1 m². A typical ASTM transmissivimeter (StdT) was used in addition to two new apparatuses, which were designed to improve the understanding of the in-plane discharge capacity. Each apparatus analyses the DTPG from a different point of view: (i) pressure taps directly plugged into the tube allow characterisation the DTPG base element (i.e., the tubes), and (ii) a large-scale

transmissivimeter (LST) allows testing of the representative surface area of the DTPG (a 1 m square).

2.1. Tube discharge capacity

A classic device was used to measure the discharge capacity of the DTPG base elements (i.e., the tubes). Water was directly injected from a smooth-walled tube into a 0.7 m-long corrugated tube of identical diameter – that is, no change in hydraulic section – so fluid velocity remained constant. To avoid singular head loss at both the inlet and outlet, the tube outlet evacuated the water directly into the atmosphere. One wall pressure tap was plugged directly into the tube near the inlet to measure the upstream hydraulic head. The downstream hydraulic head corresponds to the water height at mid-diameter of the corrugated tube. By taking the difference between the upstream and downstream heads, the head loss for a known flow rate is obtained. These tests were conducted in the testing laboratory of Irstea (Antony, France) with two different tubes (nominal diameter D20 and D25; see Figure 1b) traditionally used in DTPGs.

2.2. Standard transmissivimeter

The standard transmissivimeter (StdT, from Geopro, PA, USA) could test specimens 0.305 m wide by 0.355 m long (see Figure 2). This test was conducted in the Geosynthetic Technology Centre at Sageos (Saint-Hyacinthe, QC, Canada) according to ASTM D4716-08 and ISO 12958:2010 with the following modifications.

- The DTPG was installed on a bedding of 25 mm of fine sand.
- The DTPG was covered by 75 mm of fine sand.
- One test specimen was used instead of two (three) for ASTM D4716-08 (ISO 2010).

All values were corrected for water temperature and, when the water head exceeded 0.1 m, the normal stress was corrected for the excess. The effect of leaking on transmissivity has been demonstrated many times, and both ASTM and ISO standards recommend that leakage not exceed 10% for low flow rates. However, leaks are intrinsically hard to quantify and may lead to misleading performance predictions or excessively conservative design. To limit leaks both in StdT and in LST, stress was applied on the DTPG by fine sand; this deformable

material limits leaks. Using Darcy's law, all values of flow rate are corrected by the amount of water flowing in the sand (the coefficient of permeability of sand, $k_s = 5 \times 10^{-5}$ m/s, is taken from the product datasheet).

2.3. Large-scale transmissivimeter

Zimmel *et al.* (2011) showed that specimen size can significantly affect standard transmissivity tests. Using either ASTM D4716-08 or ISO 12958:2010, transmissivity measurements were performed with a small-scale apparatus (at most 0.305 m wide). This size is insufficient to evaluate DTPGs with tube spacing greater than 0.305 m, so the transmissivity of these specimens must be estimated by making assumptions that may be controversial. For example, how is the result of a measurement made on a 0.2 m-wide specimen extrapolated to a specimen with a representative width of 1 m when the water is mainly conducted by the central tube? Part of the solution to this problem of upscaling is provided by a specially designed LST, which is unique in that it satisfies the representative elementary surface area criterion for DTPGs. In other words, this LST makes it possible to test a 1 m² specimen, which is the smallest size representative of the whole product when tube spacing reaches 1 m. The LST is based on the same model as the StdT (see Figure 3).

The LST maintains constant head loss for hydraulic gradients ranging from 0.005 to 1. The geocomposite is sandwiched between a lower layer of fine sand 25 mm thick and an upper layer of fine sand 75 mm thick. The load, which can reach up to 200 kPa, is applied by a hydraulic ram pressing on a 1 m² metallic frame. The precision of the loading mechanism is estimated to be in the range of 5–10%, although the precision is not considered to be a critical issue since Bourgès-Gastaud *et al.* (2012) showed that compressive stress up to 2 MPa (~ 200 t/m²) does not affect the transmissivity of DTPG sandwiched by layers of sand.

Thus, these tests were conducted in general accordance with both ASTM D4716-08 and ISO 12958:2010.

Table 1 presents a summary of the experiment parameters. Each row in the table is considered to be equivalent in terms of hydraulic behaviour.

3. SIMULATION OF TRANSMISSIVITY OF DRAIN-TUBE PLANAR GEOCOMPOSITES: NUMERICAL METHOD

Head loss is the reduction in the total head of the fluid as it moves through a fluid system. Head loss is unavoidable in real fluids and is usually classified into two categories as

- linear head loss due to friction against the tube wall
- singular head loss due to the singularities such as tees, widenings, or valves.

Experimental results from the three apparatuses ensured a reliable base from which the numerical calculation of the head loss through a DTPG can be calibrated. Hydraul

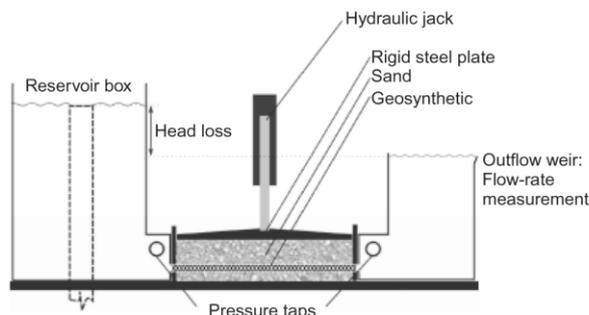


Figure 2. Schematic of a standard transmissivimeter

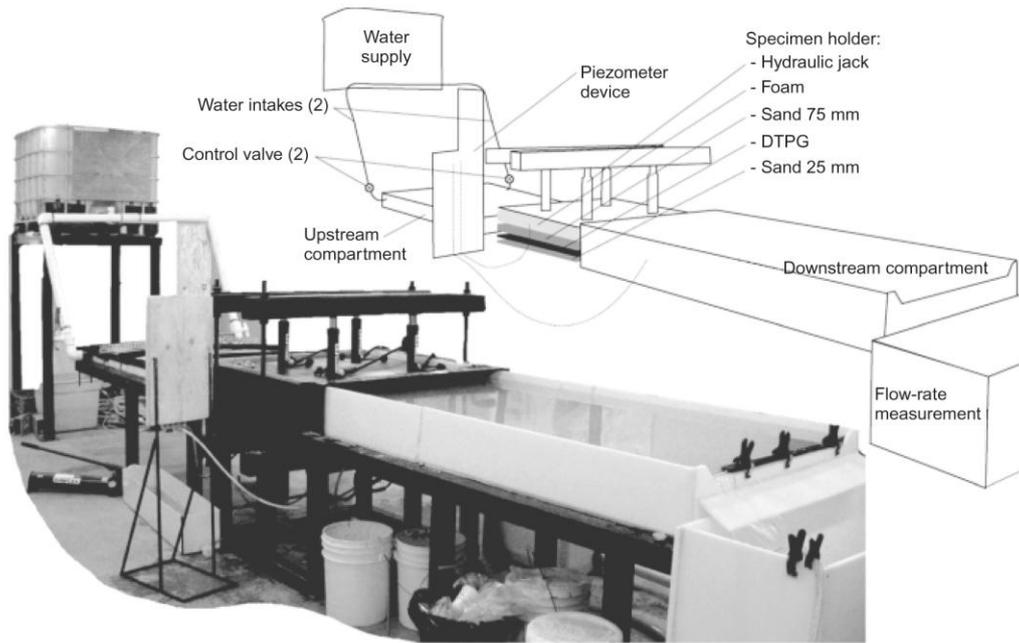


Figure 3. Photograph and schematic of the LST

Table 1. Summary of experiment parameters

	Device	Length (m)	Stress (kPa)	Number of tubes	Number of data
D20	Tube only	0.7	–	1	20
	StdT	0.305	20, 100, 200	1	12
	LST	0.25	100	4	3
		0.5	100	4	4
		1	20, 100, 200	4	12
D25	Tube only	0.7	–	1	33
	StdT	0.305	20, 100, 200	1	12
	LST	0.25	100	1, 2, 4	9
		0.5	100	1, 2, 4	12
		1	20, 100, 200	1, 2, 4	48

lic concepts and laws are used to describe the transmissivity and to thoroughly analyse DTPG discharge capacity.

3.1. Linear head loss

Linear head loss occurs throughout the length of the tube because of the friction experienced by a Newtonian liquid flowing in the tube. The following empirical Darcy–Weisbach equation relates head loss due to friction along a given length of tube to average fluid-flow velocity (Romeo *et al.* 2002)

$$\Delta H_{lin} = \lambda \frac{LV_t^2}{D2g} \quad (2)$$

where ΔH_{lin} is the linear head loss, λ is the dimensionless friction factor, L is the tube length, D is the tube diameter, g is the standard acceleration due to gravity, and V_t is the average fluid velocity in the tubes.

To use Equation 2, a theoretical approach to calculating the friction factor λ is required that agrees with experimental results. Colebrook’s equation (Colebrook 1939) is

used for this purpose, based on Moody’s demonstration of its applicability over a very wide range of Reynolds number and relative roughness (Moody 1944). In fact, the well-known Moody chart is a plot of solutions of Colebrook’s equation. This equation, which is now the accepted standard of accuracy for calculated friction factors (Brkić 2011), is

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \log \left(\frac{\epsilon}{3.7D} + \frac{2.51}{Re\sqrt{\lambda}} \right) \quad (3)$$

where ϵ is the absolute roughness and Re is the dimensionless Reynolds number that characterises the capacity of a fluid to develop turbulence (Reynolds 1883).

Because it is implicit, Colebrook’s equation cannot be rearranged to obtain the friction factor directly. To bypass this difficulty, several authors have proposed the more convenient approach of explicit approximations (Sonnard and Goudar 2006). In the present work, the solution developed by Serghides (1984) is employed.

Although Colebrook’s equation is widely used to estimate the friction factor for turbulent fluid flow in rough tubes, to the best of the authors’ knowledge, no proof is available that it applies to corrugated tubes. This geometry not only implies two different internal diameters (ID_{min} and ID_{max} ; see Figure 1), but also two types of roughness.

- Classic roughness described in the pioneering work of Nikuradse (1933) with sand-coated tubes. This roughness corresponds to the average diameter of sand grains and causes increased turbulence – that is, an increase of frictional loss. Commonly, the roughness of industrial tubes is in the range of a few micrometres. For DTPG tubes this roughness is due to the perforations of the wall and results in an average roughness of 100 μm .

- The depth of the waves along the corrugated tube. This roughness is the difference between ID_{max} and ID_{min} . The impact of the corrugated geometry on turbulence is unknown.

The aim of Section 4.1 is to determine the impact of these two types of roughness and evaluate which one prevails. Moreover, Colebrook's equation is traditionally used with fully turbulent flow ($Re > 3000$). For the experiments described in this paper, a low Reynolds number of ~ 1900 was obtained for the lowest flow rate. However, Kandlikar *et al.* (2005) proved that, with an increase in roughness, the laminar-to-turbulent transition occurs at lower Reynolds numbers. Thus, the corrugation waves can enlarge the domain of validity of Colebrook's equation. To ensure that Colebrook's equation is applicable to corrugated tubes, the tubes were tested to determine the effect of both the corrugated geometry and a low Reynolds number.

3.2. Singular head loss

The second category of head loss occurs when flow is perturbed, such as at a tee, a widening, or a bend. The perturbing singularity encountered by the fluid consists of sudden or gradual changes in the boundaries and results in a change in magnitude, direction, or distribution of the flow velocity. This singular head loss is determined by using Equation 4 (Fester *et al.* 2007)

$$\Delta H_s = k \frac{V_t^2}{2g} \tag{4}$$

where ΔH_s is the singular head loss and k is the singular head loss factor, which is a property of each singularity.

The head losses arising from singularities are often referred to as 'minor' losses and are normally neglected when they represent less than 5% of the total linear head losses (Edwards *et al.* 1985). However, for short tubes, these 'minor' singular head losses can easily add up to exceed the linear head losses (Fester *et al.* 2007). Of all the singularities, the head loss due to narrowing is assumed to be negligible, whereas head loss due to widening is not. In fact, the latter can cause a large

singular head loss due to the change in fluid velocity (see Figure 4). By using a global momentum budget (Euler theorem), the singular head loss was estimated over a domain that includes the singularity (Thual 2010) as follows

$$\rho V_{up}^2 A_{up} + H_{up} A_{do} = \rho V_{do}^2 A_{do} + H_{do} A_{do} \tag{5}$$

where H_{up} is the upstream head, H_{do} is the downstream head, A_{up} is the upstream area, A_{do} is the downstream area, and ρ is the fluid density.

From Equation 5, the singular head loss along the widening is deduced

$$\Delta H_s = H_{up} - H_{do} = \frac{(V_{do} - V_{up})^2}{2g} \tag{6}$$

3.3. Which head losses occur in a transmissivimeter?

When a DTPG is tested in a transmissivimeter, the drainage capacity of the DTPG is determined by its tubes. Neither the sand under load nor the nonwoven geotextile under load can conduct a significant amount of water. With these assumptions, a DTPG in a transmissivimeter can be represented by two compartments linked by one, two, or four tubes. The distribution of head loss along the DTPG is shown in Figure 5.

The total head loss ΔH_{tot} in a transmissivimeter is the sum of the linear head loss ΔH_{lin} and the singular head loss ΔH_s that occurs at the outlet (the widening). The total head loss in the transmissivimeter is given by combining Equations 2 and 4, which gives

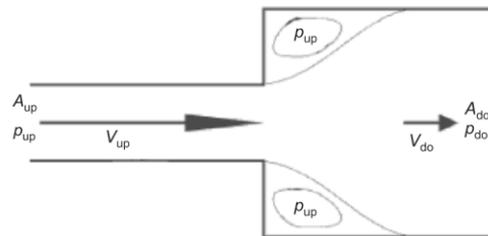


Figure 4. Sudden widening and pressure distribution

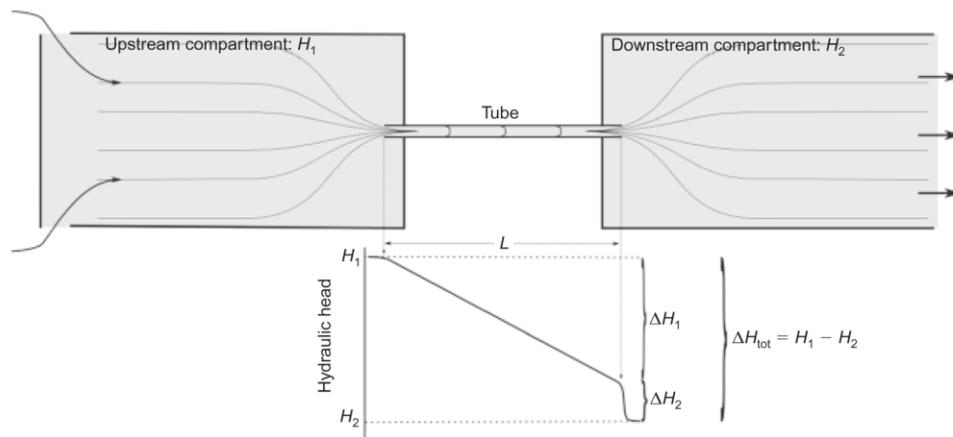


Figure 5. Schematic of a transmissivimeter and associated spatial distribution of head loss

$$\Delta H_{\text{tot}} = \left(\lambda \frac{L}{D} + k \right) \frac{8}{D^4 \pi^2 g} Q^2 \quad (7)$$

Standard transmissivimeters (ASTM D4716-08 or ISO 12958:2010) are small-scale apparatuses at most 0.355 m long. Consequently, the linear head loss due to friction between the fluid and the tube wall is very limited by the length of the apparatus. This situation is not representative of field conditions where tube lengths significantly greater than 10 m are often encountered. Singular head losses in a transmissivimeter (other than those due to friction) are localised at the tube outlet. The water path from tube to full downstream tank can be treated as a sudden widening (see Section 3.2). Hydraulic sections are 0.1 m² for LST and 0.02 m² for StdT, whereas tube cross-sections are 0.00016 m² for D20 and 0.00028 m² for D25. Thus, the fluid velocities in the tube and in the apparatus are very different, which suggests that singular head losses are non-negligible in the transmissivimeter. However, in the field, singular head losses are actually different from those in the laboratory: (i) water percolates through the wall instead of entering through the entire cross section of the tube, and (ii) water drains in a large unsaturated collector instead of draining into a large saturated tank (the downstream compartment of the transmissivimeter presents a resistance to flow and the concomitant inevitable increase of singular head loss). Therefore, the singular head losses that occur in transmissivimeter tests were evaluated. Because these singular losses do not exist in the field, a better understanding of the various types of head losses can help designers evaluate the accuracy of transmissivity tests.

In Section 5 the two types of losses are compared: the linear losses that are due to friction and therefore dependent on tube length, and the singular losses that depend on the measuring apparatus. The analysis presented is based on a theoretical approach applied to hydraulic data. Finally, the accuracy of the StdT test against the LST test and discharge capacity are discussed.

4. COMPARING EXPERIMENT WITH THEORY

In this section, experimental results are compared with the different calculations in order to confirm the theoretical approach. To evaluate the accuracy of the simulations, the parameter *R* is used, which is defined as the ratio of the calculated value to the measured value for each datum.

Each data set is then judged by the mean \bar{R} (see Table 1). A value of *R* closer to unity indicates that the theory closely matches experiment.

4.1. Testing Colebrook's equation for corrugated tubes

With the experimental results from the wall pressure tap directly plugged into the tube, Colebrook's equation can be tested. To control the accuracy of Serghides' approximate solution to Colebrook's equation, the following equation based on Equation 3 was used

$$Z = -\left(\frac{1}{\sqrt{\lambda}}\right) - 2 \log \left(\frac{\epsilon}{3.7D} + \frac{2.51}{\text{Re}\sqrt{\lambda}} \right) \quad (8)$$

The accuracy of Serghides' solution is confirmed for values of *Z* close to zero. For all 165 simulations performed for this research, the mean value \bar{Z} was very acceptable ($\bar{Z} = 4 \times 10^{-8}$). The maximal value was $Z_{\text{max}} = 1.54 \times 10^{-6}$. This means that, for the range of roughness, diameter and fluid velocities used, Serghides' solution to Colebrook's equation is accurate and precise.

The tube geometry is now discussed. As mentioned earlier, Colebrook's equation is not expected to be fully applicable to corrugated tubes because they have two different inner diameters and two different types of roughness. To check that Colebrook's equation is valid for corrugated tubes, the head loss was simulated numerically for the different diameters and roughness values and the results were compared with experimental data acquired from a pressure tap directly plugged into the tube. The results of the comparison are presented in Table 2, which gives the mean \bar{R} . Recall that the calculated values approach the experimental values as \bar{R} approaches unity.

Table 2 is unequivocal: the calculations significantly underestimate the head loss by a factor 3 to 12 except when using ID_{min} as the hydraulic diameter and the corrugation depth (i.e., ID_{max} - ID_{min}) as the roughness, in which case the calculations agree very closely with the experimental results for both the D20 and D25 tubes (\bar{R} is respectively 1.03 and 0.98). Thus, as expected, the minimal ID value must be used as the hydraulic diameter. This result validates the assumption that the roughness due to corrugation depth (2.1 and 2.7 mm for tubes D20 and D25, respectively) prevails over conventional surface roughness (100 μm). Thus, using the conventional surface roughness in calculations leads to a significant underestimation of head loss. This result seems reasonable

Table 2. Experimental head loss compared with theory for different corrugated-tube geometries. Theory agrees with experiment for $\bar{R} = 1$ and departs from experiment for $\bar{R} \neq 1$

D20 ID _{min} = 14.13 mm ID _{max} = 18.33 mm	Conventional roughness: 100 μm $\bar{R} = 0.32$ $\bar{R} = 0.09$	Corrugation depth roughness: 2.1 mm $\bar{R} = 1.03$ $\bar{R} = 0.24$
D25 ID _{min} = 18.76 mm ID _{max} = 24.16 mm	Conventional roughness: 100 μm $\bar{R} = 0.29$ $\bar{R} = 0.08$	Corrugation depth roughness: 2.7 mm $\bar{R} = 0.98$ $\bar{R} = 0.10$

because, with such a large difference in scale, the greater roughness would be expected to prevail.

Although $\bar{R} \sim 1$ is obtained when using the corrugation depth for roughness, the average is over the entire range of flow rates. Thus, from these results alone it is not clear that such agreement would occur at every value of flow rate throughout the entire range. To demonstrate that this is indeed the case, Figure 6 shows the calculated head-loss curves plotted with the measured head-loss data. With no adjustable parameters, the calculated curve correctly matches the data over the entire flow rate range.

These results demonstrate that, when using the minimal ID value as the hydraulic diameter and the difference between the maximal ID and the minimal ID as the roughness, Colebrook's equation provides a very accurate description of the discharge capacity of corrugated DTPG tubes.

4.2. Simulation of head loss obtained in StdT and LST

After analysing the discharge capacity of corrugated tubes, the second stage of this work involves describing the hydraulic behaviour of an entire DTPG in a transmissivimeter. Recall that, in addition to the frictional linear head loss that occurs in the tube, a singular head loss occurs in a transmissivimeter at the tube outlet. Figure 7 summarises experimental results acquired with the LST and the StdT grouped by tube diameter and length. For each series of experiments, the curve generated by Equation 7 (ΔH_{tot}) and implemented by Equation 3 (Colebrook's equation) and Equation 6 (singular loss at widening) is presented.

The curves match most data points rather well, which indicates that the calculations can be used to predict head loss with reasonable accuracy. The scatter of the data around the curves is attributed partly to measurement uncertainties but predominantly to the composite aspect of some of the series. For example, the series 'L = 100 cm, D25' groups 48 tests conducted with one, two and four tubes. Despite using the number of tubes to correct both the flow-rate and the difference in fluid velocity between transmissivimeter and tubes, some differences remain and explain the slight scatter. To evaluate the results of the calculation for the various series of measurements, Table 3 uses \bar{R} to compare the calculated head losses with measurement series.

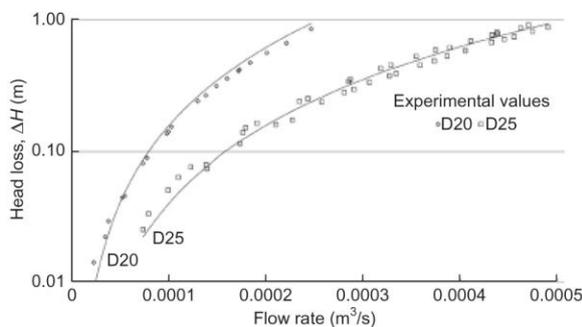


Figure 6. Discharge capacity of tubes. Solid lines are calculated head-loss curves. The slight scatter in the experimental values is due to measurement uncertainty

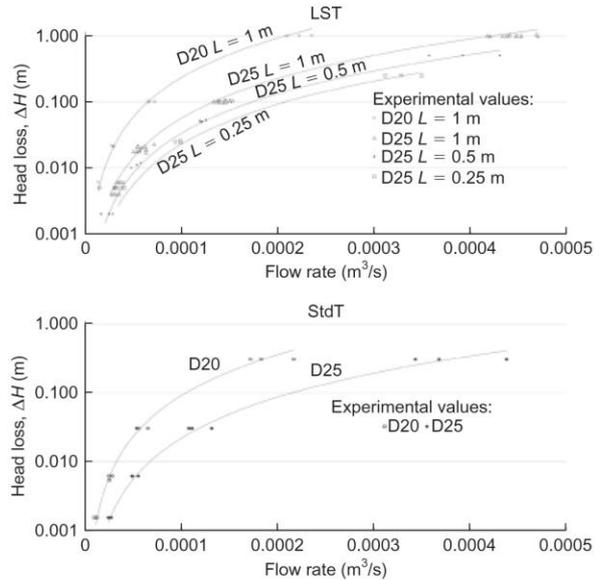


Figure 7. Head loss as a function of flow rate. Points are experimental data and solid lines are calculated curves

Table 3. Statistics to evaluate the accuracy of the calculation

Configuration	\bar{R}	Number of experiments
D 20	0.96	30
D 25	1.02	82
StdT	1.00	24
LST	1.01	88
LST L = 25 cm	0.83	12
LST L = 50 cm	0.92	16
LST L = 100 cm	1.07	60
Total	1.00	112

The worst value of \bar{R} (0.83) is for a short specimen (0.25 m long), which corresponds to an underestimation of head loss by 17%. Nonetheless, this result is still acceptable because the LST was designed to test large specimens and is not optimised for testing short DTPGs. For appropriate specimen length (>0.5 m), the simulation precisely describes the experimental results with a mean \bar{R} close to unity.

Thus, to calculate the total head loss in a transmissivimeter, Colebrook's equation and the equation for loss in a sudden widening are appropriate and give satisfactory results. The tube geometry (diameter, roughness, length) determines the intensity of the linear head loss, and the difference in fluid velocity at the outlet determines the singular head loss. Having established a sound theoretical basis to calculate linear and singular head losses, these two types of losses can be compared to determine the relative contribution of each.

5. DISCUSSION

Multiscale results from three apparatus reveal the contribution of linear head loss due to the hydraulic property of the

DTPG and of singular head loss inherent to the methodology of the test. The results are reported in Table 4.

In a StdT the singular head loss reaches 28% of the total head loss, whereas in a LST the contribution of singular head loss is contained at around 10%. The longer is the DTPG specimen, the lower is the contribution of singular loss. In other words, in a StdT about 25% of the head loss measured is due to the apparatus and so does not exist in real conditions. Although this singular loss is restricted to the space just around the outlet, it cannot be neglected in a StdT apparatus. With linear head losses contributing less than 75% of the total head loss, the results of StdT apparatus are questionable.

For the sake of simplicity and as a tentative conclusion, the results in terms of transmissivity are discussed first. The transmissivity, albeit controversial if not correlated to one specific hydraulic gradient, is commonly used to as a guide in designing geocomposites. The results presented herein can help designers understand the impact of transmissivimeters on the transmissivity. Here, transmissivity is defined as the ratio of the flow capacity of a single tube to the hydraulic gradient and so depends on the hydraulic gradient because of non-laminar conditions. Figure 8 and Table 5 summarise the calculated transmissivity of a DTPG as a function of hydraulic gradient and for the different experimental apparatus used to make the measurements. The transmissivity of the DTPG as measured by the LST is equivalent to the intrinsic tube transmissivity. Nonetheless, the transmissivities obtained by the StdT are clearly lower. When measured with the StdT, the DTPG transmissivity is about 15% lower than the real discharge capacity of the tube.

Table 4. Contribution of singular head loss for different apparatuses

ND	Device	Length (m)	Contribution of singular head loss (%)
D20	Tube only	0.7	0
	LST	0.305	9
	StdT	1	23
D25	Tube only	0.7	0
	LST	0.305	11
	StdT	1	28

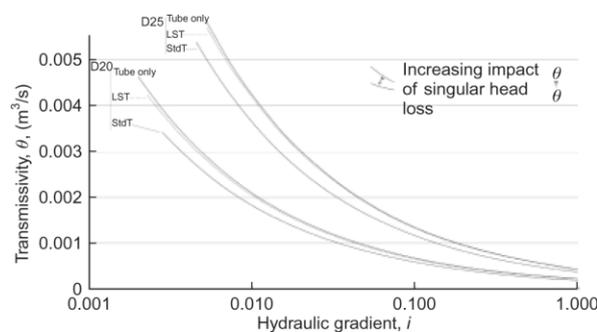


Figure 8. Transmissivity as a function of hydraulic gradient for three different apparatuses

Table 5. Transmissivity for the three different apparatus

		$i = 0.1$	$i = 0.01$	Decrease of transmissivity (%)
D20	Tube only	6.73×10^{-4}	2.10×10^{-3}	
	LST	6.55×10^{-4}	2.04×10^{-3}	2.5
	StdT	5.85×10^{-4}	1.82×10^{-3}	13.0
D25	Tube only	1.35×10^{-3}	4.24×10^{-3}	
	LST	1.33×10^{-3}	4.17×10^{-3}	1.6
	StdT	1.16×10^{-3}	3.64×10^{-3}	14.1

Normally, standardised tests should ensure an accurate and reliable comparison between the different products because many engineers use the transmissivity for design purposes. Thus, the transmissivity measured via standardised tests should be representative of in-situ conditions (Giroud *et al.* 2000). However, because of the difference in transmissivity obtained with different apparatuses, the comparison of different geocomposites seems to be compromised. Indeed, other drainage geocomposites exhibit different behaviour from that of DTPGs because the hydraulic capacity is homogeneous across the entire width. For example, geonets have a higher hydraulic section than DTPGs for equivalent transmissivity. The singular head loss at the outlet of a geonet is lower than for a DTPG because of a smaller difference in hydraulic section within the apparatus. Thus, the standard transmissivity test is more representative for geonets than for DTPGs. This study shows the importance of singular head losses in the ASTM test and highlights the drawback of using this test for DTPGs: an accurate comparison between products is impossible.

The standard ISO 12958:2010 states ‘the test is intended primarily as an index test but can be used also as a performance test when the hydraulic gradients and specimen contact surfaces are selected by the user to model anticipated field conditions.’ The results of the present study indicate that this statement does not apply for DTPGs. From the understanding gained in this study of the variable ratio between the different head losses and the result that transmissivity depends on the apparatus used for measurement, some recommendations for measuring transmissivity can be formulated. First, as mentioned by Faure *et al.* (1993), a better way to evaluate the in-plane capacity of DTPGs is to directly test the tubes. The discharge capacity may be easily evaluated using the cost-effective technique of plugging pressure taps into the tubes. Furthermore, the specimen must be as long as possible. Typical transmissivity measurements made following the standard tests introduce a bias because roughly 25% of the head loss thus measured is non-existent under field conditions.

6. CONCLUSION

An experimental procedure was designed to analyse the hydraulic properties of a DTPG on three successive scales, from a single tube to a representative DTPG surface.

Three different apparatuses were used to make these measurements: (i) a standard ASTM transmissivimeter (StdT), (ii) a new apparatus in which pressure taps are plugged directly into tubes to find their intrinsic drainage capacity (because the tubes make the major contribution to the overall discharge capacity), and (iii) a large-scale transmissivimeter (LST) used to test a surface representative of a DTPG (i.e., 1 m square).

Next, the experimental data were used to calibrate a theoretical approach based on well-known hydraulic equations. The relationship between hydraulic conductivity and hydraulic gradient expressed by the model agrees well with the results of hydraulic conductivity tests. This numerical simulation of head loss compares three measuring apparatuses and reveals the differing contributions of linear and singular head losses. The results show that the standard ASTM test underestimates the transmissivity of DTPGs. The difference between the discharge capacity of a tube alone and the results of standard measurements attains 14% because a significant fraction of head loss is introduced by the StdT. This head loss is singular (localised at the tube outlet) and reaches 28% of the total head loss for the D25 specimen. Thus, the results indicate that the protocol and the measuring apparatus dictated by the standard ASTM test have an unacceptable impact on the measurement results.

This study shows the importance of singular head losses in the ASTM test and demonstrates the problem of testing DTPGs with this standard: the criterion that the StdT results be representative is not satisfied for DTPGs. Although results obtained with the LST show that this apparatus is better suited to obtain the real transmissivity of DTPGs because it uses a specimen length of 1 m, some singular head loss also occurs in the LST apparatus. Thus, to correctly characterise DTPGs, the geotextile and the tubes (the base elements of DTPGs that provide most of the discharge capacity) must be evaluated separately. To ensure that the results are representative of real conditions, tubes should be directly tested by plugging pressure taps through the tube wall. This simple and cost-effective technique makes it possible to accurately quantify the discharge capacity of DTPGs.

NOTATION

Basic SI units are given in parentheses.

A_{do}	downstream hydraulic section (m^2)
A_{up}	upstream hydraulic section (m^2)
D	diameter (m)
H	head (m)
i	hydraulic gradient (dimensionless)
k	singular head loss factor (dimensionless)
k_s	saturated permeability coefficient (m/s)
L	length (m)
Q	flow rate (m^3/s)
R	ratio of the calculated flow-rate value to the measured flow-rate value (dimensionless)
\bar{R}	mean R (dimensionless)
Re	Reynolds number (dimensionless)

V	average fluid velocity (m/s)
ΔH	head loss (m)
ε	absolute roughness (m)
θ	hydraulic transmissivity (m^2/s)
λ	friction factor (dimensionless)
ρ	density (kg/m^3)

Abbreviations

ASTM	American Society for Testing and Materials
DTPG	drain-tube planar geocomposite
ID	inner diameter
ISO	International Organization for Standardization
LST	large-scale transmissivimeter
ND	nominal diameter
StdT	standard ASTM transmissivimeter

REFERENCES

- ASTM D4716-08. *Standard Test Method for Determining the (In-plane) Flow Rate per Unit Width and Hydraulic Transmissivity of a Geosynthetic Using a Constant Head*. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA.
- Bordier, C. & Zimmer, D. (2000). Drainage equations and non-Darcian modelling in coarse porous media or geosynthetic materials. *Journal of Hydrology*, **228**, No. 3–4, 174–187.
- Bourgès-Gastaud, S., Blond, E. & Saunier, P. (2012). Applicability of drain tube planar geocomposites for heap leach pads. *Proceedings of the 2nd Pan American Geosynthetics Conference, GeoAmericas 2012*, Lima, Peru (CD-ROM).
- Brkić, D. (2011). Review of explicit approximations to the Colebrook relation for flow friction. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, **77**, No. 1, 34–48.
- Colebrook, F. C. (1939). Turbulent flow in pipes, with particular reference to the transition region between the smooth and rough pipe laws. *Journal of the Institution of Civil Engineers*, **11**, No. 4, 133–156.
- Edwards, M. F., Jadallah, M. S. M. & Smith, R. (1985). Head losses in pipe fittings at low Reynolds numbers. *Chemical Engineering Research and Design*, **63**, No. 1, 43–50.
- Faure, Y. H., Matihard, Y., Brochier, P. & Suryolelono, K. (1993). Experimental and theoretical methodology to validate new geocomposite structures for drainage. *Geotextiles and Geomembranes*, **12**, No. 5, 397–412.
- Fester, V. G., Kazadi, D. M., Mbiya, B. M. & Slatter, P. T. (2007). Loss coefficients for flow of Newtonian and non-Newtonian fluids through diaphragm valves. *Chemical Engineering Research and Design*, **85**, No. 9, 1314–1324.
- Giroud, J. P., Zornberg, J. G. & Zhao, A. (2000). Hydraulic design of geosynthetic and granular liquid collection layers. *Geosynthetics International*, **7**, No. 4–6, 285–380.
- Giroud, J. P., Gourc, J. P. & Kavazanjian, E. Jr. (2012). Laminar and non-laminar flow in geosynthetic and granular drains. *Geosynthetics International*, **19**, No. 2, 160–182.
- ISO (2010). BS EN ISO 12958:2010. *Geotextiles and Geotextile-Related Products. Determination of Water Flow Capacity in Their Plane*. BSI, London, UK.
- Kandlikar, S. G., Schmitt, D., Carrano, A. L. & Taylor, J. B. (2005). Characterization of surface roughness effects on pressure drop in single-phase flow in minichannels. *Physics of Fluids*, **17**, No. 10, 100606.
- Koerner, R. (1997). *Geocomposites*. In *Designing with Geosynthetics*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.
- Moody, L. F. (1944). Friction factors for pipe flow. *Transactions of the ASME*, **66**, No. 8, 671–684.
- Nikuradse, J. (1933). Laws of flow-in rough tubes. *VDI-Forschungsheft*, **361** (in German).
- Palmeira, E. M. & Gardoni, M. G. (2002). Drainage and filtration

- properties of non-woven geotextiles under confinement using different experimental techniques. *Geotextiles and Geomembranes*, **20**, No. 2, 97–115.
- Reynolds, O. (1883). An experimental investigation of the circumstances which determine whether motion of water shall be direct or sinuous and of the law of resistance in parallel channels. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London*, **174**, No. 35, 935–982.
- Romeo, E., Royo, C. & Monzón, A. (2002). Improved explicit equations for estimation of the friction factor in rough and smooth pipes. *Chemical Engineering Journal*, **86**, No. 3, 369–374.
- Saunier, P., Ragen, W. & Blond, E. (2010). Assessment of the resistance of drain tubes planar drainage geocomposites to high compressive loads. *Proceedings 9th International Conference on Geosynthetics*, Guarujá, SP, Brazil, vol. 3, p. 1131.
- Serghides, T. K. (1984). Estimate friction factor accurately. *Chemical Engineering (New York)*, **91**, No. 5, 63–64.
- Sonnad, J. R. & Goudar, C. T. (2006). Turbulent flow friction factor calculation using a mathematically exact alternative to the Colebrook–White equation. *Journal of Hydraulic Engineering*, **132**, No. 8, 863–867.
- Thual, O. (2010). *Hydrodynamique de l'Environnement*. Les Éditions de l'École Polytechnique, Palaiseau, France, chapter 3 (in French).
- Touze-Foltz, N. (2002). The influence of non-uniform transmissivity vis-à-vis hole location. *Geotextiles and Geomembranes*, **20**, No. 4, 263–277.
- van der Sluys, L. & Dierickx, W. (1987). The applicability of Darcy's law in determining the water permeability of geotextiles. *Geotextiles and Geomembranes*, **5**, No. 4, 283–299.
- Zimmel, E., Li, M. & Youngblood, J. (2011). Effects of specimen size in transmissivity tests of biplanar geonets and geocomposites. *Proceedings Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical Engineering*, Dallas, TX, USA, 2011, pp. 2203–2212.

The Editor welcomes discussion on all papers published in *Geosynthetics International*. Please email your contribution to discussion@geosynthetics-international.com by 15 December 2013.

1.2 Principaux résultats

Les figures 6 et 7 de cet article montrent que les équations utilisées pour modéliser les pertes de charge dans les trois dispositifs s'ajustent bien aux données expérimentales en utilisant seulement les paramètres géométriques des mini-drains (longueur, diamètre hydraulique et rugosité) et ceux des dispositifs (section transversale droite à l'écoulement). Sur cette base numérique, une comparaison de la répartition des pertes de charge selon le dispositif de mesure a été menée. Dans le Tableau IV-1, les principaux résultats sont rapportés, ainsi que l'impact des pertes de charges hydrauliques sur la transmissivité. La transmissivité est le résultat de la division de la capacité de débit dans le plan par le gradient hydraulique, i . La transmissivité est donc égale à la capacité de débit dans le plan pour $i=1$. Quand i augmente, la capacité de débit dans le plan augmente mais la transmissivité diminue, car les pertes de charges évoluent avec le carré de la vitesse.

Tableau IV-1 Part de perte de charge singulière et impact sur la transmissivité ; LST : transmissivimètre grande largeur ; StdT : transmissivimètre standard.

Diamètre mini-drains	Dispositif	Longueur (m)	Part des pertes de charge singulières	Perte de transmissivité
D20	Tube seul	0,7	0%	0%
	LST	0,305	9%	2,5%
	StdT	1	23%	13,0%
D25	Tube seul	0,7	0%	0%
	LST	0,305	11%	1,6%
	StdT	1	28%	14,1%

Dans Tableau IV-1, on peut observer que pour un mini-drain de 25 mm dans un test standard, la perte de charge sur le parcours de l'eau provient à hauteur de 28% d'une perte de charge singulière localisée à la sortie du tube et inhérente au dispositif de mesure. Or ces pertes de charges singulières sont inexistantes sur le terrain, la part de perte de charge singulière se traduit donc directement par une sous-estimation de la transmissivité réelle de l'ordre de 14%. Le biais dans un

transmissivimètre grande largeur est beaucoup plus faible, avec une sous-estimation de la transmissivité entre 1,6 et 2,5%. Enfin, lorsque l'on mesure la capacité de décharge directement sur le mini-drain, il n'y a pas de perte de charge singulière : la capacité de débit mesurée est donc pleinement valable.

La mesure de capacité de débit dans le plan des GCP à mini drain dépend du dispositif de mesure. Afin d'obtenir la valeur la plus représentative pour dimensionner les GCP à mini-drains sur de longues distances, il convient de ne pas utiliser les résultats des tests standards. Le meilleur moyen d'évaluer la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains consiste à tester la capacité de décharge des mini-drains seuls. Cette solution est aussi la plus simple et la plus économique. Par ailleurs, la comparaison entre différents GCP ne peut pas s'appuyer sur les tests standards, car selon la géométrie de l'âme drainante, les pertes de charge singulières n'auront pas la même intensité.

2. Conclusion

Cet article compare trois dispositifs différents permettant de mesurer la capacité de débit dans le plan. La comparaison s'appuie sur une modélisation des pertes de charges dans les GCP à mini-drains lors de la mesure de leur capacité de débit dans le plan. Le principal résultat est que le meilleur moyen de caractériser la fonction drainage des GCP à mini-drains et de mesurer directement la capacité de décharge des tubes.

L'équation utilisée par le calcul des pertes de charge linéaires pourra être utilisée pour calculer la pression interne au GCP loin de l'exutoire afin d'assurer qu'elle soit suffisamment faible pour provoquer un assèchement mécanique. Le dimensionnement de la capacité de débit dans le plan repose sur le flux d'eau provenant du matériau à drainer (débit par unité de surface). Nous ne disposons pas de valeur de flux provenant d'une boue, nous ne pouvons donc pas calculer la perte de charge inhérente à ce flux en fonction de la distance de drainage. Toutefois, des calculs préliminaires ont été réalisés avec des estimations de flux, et il semble que la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drain ne soit pas limitante *i.e.* que la pression interne au GCP reste proche de la pression atmosphérique.

Dans le chapitre suivant, nous allons étudier l'autre fonction des GCP, nommément la filtration, dans des conditions nouvelles pour les GTX-NT, à savoir avec des boues silto-argileuses. A l'aide de tests de filtration sous-pression, les cinétiques d'assèchement de différentes boues seront appréhendées et ainsi nous pourrons évaluer les pertes de charge qui résultent de l'écoulement de l'eau de la boue vers le GTX.

1. Article 2 : Nonwoven geotextiles to filter clayey sludge : an experimental study

Ce chapitre est basé sur un article soumis en octobre 2013, dans *Geotextiles & Geomembranes*. Le terme *sludge* se traduit par "boue". Dans l'introduction, le contexte de ce travail expérimental est précisé, et mis en perspective avec les éléments évoqués en bibliographie. L'article est une investigation expérimentale de la faisabilité de l'assèchement de boues silto-argileuses à l'aide de géotextiles non-tissés. Après l'article, les principaux résultats seront rappelés.

1.1 Introduction

La fonction drainage a été investiguée dans le chapitre IV, il convenait, dans cette partie dédiée aux fonctions de base des GCP, d'étudier une autre fonction classique des GCP : la filtration. Pour favoriser la compréhension de la seule fonction filtration, ce travail se focalise sur les GTX-NT formant les filtres dans les GCP à mini-drains. Dans ces essais, il n'y a donc ni nappe drainante, ni mini-drain. La finalité de la filtration pour l'assèchement des RDC est de permettre à l'eau endogène contenue dans la boue de la quitter en circulant dans le GCP après avoir traversé le GTX. Dans le chapitre I, nous avons appréhendé la diversité des RDC : la granularité varie considérablement selon les RDC considérés, avec des d_{50} de 7 μm (MFT) à plus de 200 μm (sable des plages). Le contenu en argile est aussi très variable. Face à ce continuum de propriétés des RDC, il est impossible de préconiser une unique méthode de filtration. La présente étude s'atèle donc à investiguer la filtration et l'assèchement de 8 boues différentes ayant des proportions silt-argile variables avec un même GTX-NT, puis dans un second temps la filtration d'une même de ces 8 boues avec 8 GTX-NT différents. La granularité des boues créées pour cette étude a été choisie pour être comparable à celle des RDC les plus fins. Dans la suite, les principales connaissances de la filtration par GTX sont rappelées.

1.1.1. Filtration par GTX

Dans le chapitre II, la filtration classique des sols par GTX a été présentée. Elle repose sur la formation d'un squelette granulaire dans le sol qui pontent les ouvertures du GTX et assure une auto-filtration. Les critères de dimensionnement de la filtration de sol par GTX ont, aussi, été présentés. Ils sont simples dans leur forme, comparant l'ouverture de filtration du GTX à une valeur représentative de la taille des plus grosses particules, en prenant parfois en compte le coefficient d'uniformité de la granularité du sol, C . Ces critères sont acceptés par la communauté des ingénieurs car ils apportent des résultats satisfaisants. Dans cette filtration géotechnique, le GTX doit maintenir les particules du squelette granulaire immobiles et laisser l'eau s'écouler ainsi que les éventuelles particules fines, mobiles. On considère que le sol à filtrer est traversé par de l'eau exogène. La quantité d'eau susceptible de s'écouler peut donc tendre vers l'infini. C'est le sens du critère de perméabilité ou encore du test de gradient ratio, qui permet d'évaluer la

compatibilité sol-GTX et qui consiste à imposer un débit d'eau exogène à travers le système sol-GTX.

A l'opposé des sols, la filtration de suspensions a été étudiée par le test F^3T . Les particules en suspension dans le fluide sont mobiles et doivent être arrêtées par les fibres du GTX. Elles s'accumulent sur celui-ci progressivement et cet encrassement induit une perte de charge à travers le GTX. La perte de charge croît initialement doucement puis à partir d'une certaine masse de particules injectées, elle croît subitement. Cette inflexion de la courbe est interprétée comme étant le passage d'un encrassement en parallèle majoritaire (dans des chemins de filtration différents), à un encrassement en série prédominant (dans un chemin de filtration, des particules se bloquent sur la première particule arrêtée).

Les boues se situent entre les sols et les suspensions : les particules y sont mobiles mais interactives. Les interactions sont molles, à la différence de celles des sols où les contacts grain à grain sont rigides, ou de celle des suspensions où les particules sont non interactives (isolées dans le fluide). Dans les boues, le but de la filtration est l'assèchement, c'est-à-dire l'extraction de l'eau endogène. D'après la littérature, seuls les géotubes sont utilisés avec des boues ; un test a été adapté pour tester la compatibilité des boues avec les GTX-T qui composent les géotubes. Ce test de filtration sous pression est réputé pour être un bon indicateur des performances de la filtration par GTX-T. Contrairement au test *GR*, le volume d'eau à filtrer est fini, c'est le volume d'eau endogène contenu dans la boue. Ce test permet donc de suivre l'assèchement de la boue au fur et à mesure de la filtration. Il étudie donc à la fois la capacité d'assèchement de la boue en fonction des conditions aux limites (la pression) et la qualité de la filtration par le GTX (siccité du filtrat). Le test de filtration sous pression a été développé initialement pour l'industrie, afin de "déterminer la résistance spécifique à la filtration d'une boue". La norme NF EN 14701-2 (AFNOR, 2013) préconise une cellule de filtration d'une contenance de 250 ml. Ce volume est trop faible pour étudier la hauteur de la zone d'influence du GTX, un dispositif plus volumineux a donc été développé dans le cadre de cette thèse.

1.2 Expérimentation

Afin d'investiguer le comportement des GTX-NT avec des boues, j'ai développé 4 cellules de filtration sous pression en PVC permettant de filtrer une colonne de boue d'une hauteur de 1 m (contenance 8 L). Deux d'entre-elles sont présentées à la Figure V-1. Les cellules disposent d'un contenant à l'aval qui permet de recueillir le filtrat et d'appliquer une dépression éventuelle pour réaliser un test de filtration sous vide (*vacuum filtration*). Les tests présentés dans l'article ont été réalisés en appliquant à l'amont de la boue une pression de 50 kPa, ce qui correspond à une hauteur de boue d'environ 4 m. Le support du GTX a été spécialement conçu pour ces tests : il permet d'avoir une excellente rigidité en flexion, et de ne pas limiter le flux de fluide provenant du GTX. Il est inspiré par les supports utilisés dans les tests de permittivité sous contrainte. Ces cellules ont donc été développées pour permettre le test de GTX avec toute sorte de boues ou de suspensions.

Une partie importante de l'acquisition des données à été réalisée par Fabienne Sidjui, dans le cadre de son stage de master 2 "Génie des procédés" à Irstea au printemps 2013. Le protocole suivi pour ces expériences est présenté dans l'annexe A1, ainsi que les fiches techniques des matériaux utilisés pour fabriquer les boues (annexe A3).

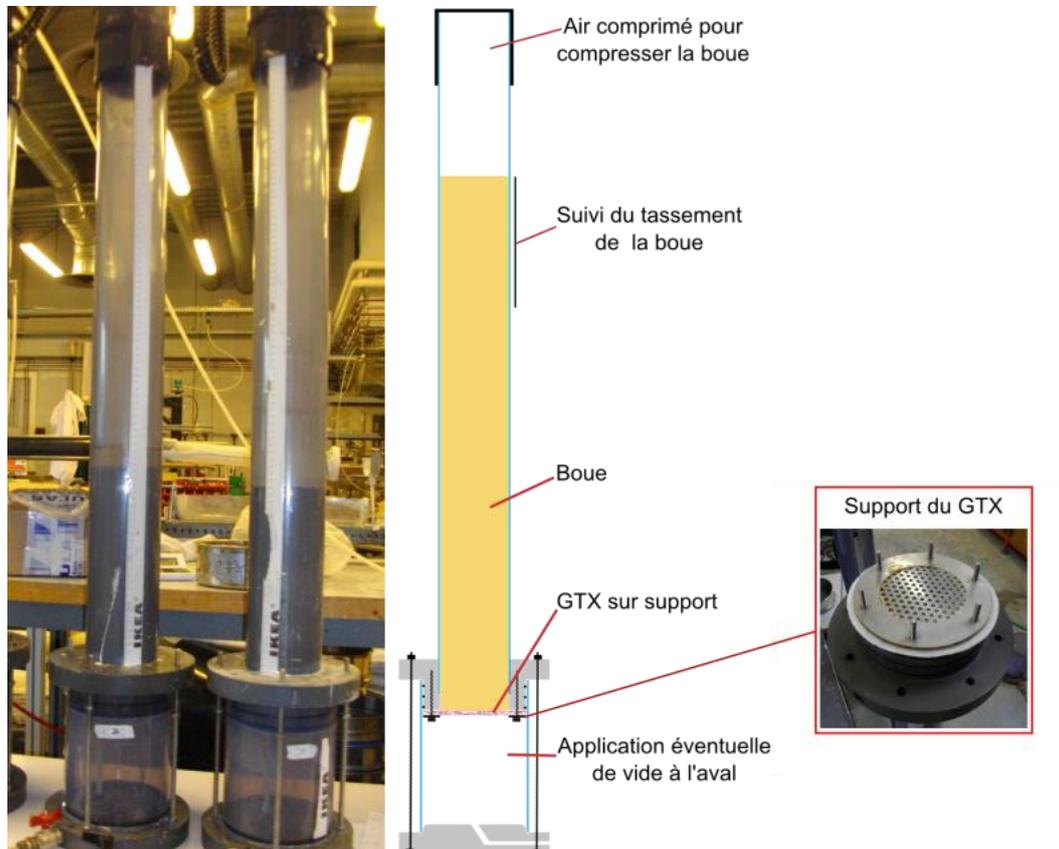


Figure V-1 Cellules de filtration sous pression. On peut voir par transparence la boue consolidée dans les colonnes.

1 **NONWOVEN GEOTEXTILES TO FILTER CLAYEY SLUDGE:**
2 **AN EXPERIMENTAL STUDY**

3 Sébastien Bourgès-Gastaud¹, Guillaume Stoltz², Fabienne Sidjui³ and Nathalie Touze-Foltz⁴

4 **ABSTRACT:** A host of mining practices produce fine-grained mineral sludge, such as mature
5 fine tailing from oil-sand extraction. These sludges are hard to dewater because of their high
6 clay content and their low hydraulic conductivity. This paper describes pressure filtration tests
7 in which eight different nonwoven geotextiles (GTXs) were used to filter high-clay-content
8 sludges. The sludges were formulated by mixing kaolinite and silt to obtain eight different
9 grain-size distributions (GSDs) with D_{50} ranging from 3 to 55 μm and clay content ranging
10 from 0% to 38% ($D < 2 \mu\text{m}$). The sludges created for this research had the GSD and
11 variability of real fine tailings. The results indicate that sludges can be filtered with nonwoven
12 GTXs selected on the basis of their pore-opening size. Furthermore, calendered GTXs are
13 more efficient in retaining particles than needle punched GTXs. In addition, only during the
14 early stage of filtration do GTXs really influence filtering because it is at this stage that, by
15 retaining coarser particles, they allow progressive formation of filter cake. Upon forming, the
16 filter cake becomes the major contributor to particle retention. Finally, the sludge composition
17 is found to be the most significant factor affecting the final state of dewatering.

18 **HIGHLIGHTS:** ► Pressure filtration tests use NW-GTXs to filter clayey sludges. ► GTXs
19 are important during early stage filtration by retaining coarser particles to form filter cake. ►
20 Filter cake appears to be major contributor to particle retention and water release. Sludge
21 composition controls final state of dewatering.

22 **KEYWORDS:** Filtration, mineral sludge, clayey sludge, nonwoven geotextile, dewatering

¹Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France & Afitex, 13-15, rue Bleriot, 28300 Champfol, France. sebastien.gastaud@irstea.fr, Tel: +33 140 96 62 14, Fax: +33 140 966 270
Corresponding author

² PhD, Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France, guillaume.stoltz@irstea.fr, Tel: +33 140 966 048, Fax: +33 140 966 270

³ Student internship, Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France

⁴ PhD, Irstea, HBAN research unit, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France, nathalie.touze@irstea.fr, Tel: +33 140 966 039, Fax: +33 140 966 270

23 1. Introduction

24 One particular problem faced by many civil engineers is how to efficiently dispose of sludge
25 (high water-content material) such as dredged sediment, industrial waste, wastewater
26 treatment sludges, and mining tailings (such as from oil-sand or phosphate exploitation). For
27 example, in Canada, oil-sand processing produces high-clay-content tailings with a solid
28 content around 40 %wt and a huge fine content with 90% of solids being smaller than 44 μm .
29 Between 1967 and 1996 approximately 250 million cubic meters of this difficult-to-dewater
30 clayey suspension was generated (Mikula et al., 1996). Because of the high water content,
31 these materials have low shear strength and cannot be reused nor easily discarded. Dewatering
32 high-water-content materials is essential to decrease volume for practical, economical, and
33 environmental disposal (Farkish and Fall, 2013). From among the various sludges, the present
34 research focuses on mineral sludge without organic content, which typically takes the form of
35 mining tailings. To dewater mineral sludge, a solution foreseen is to intercalate some
36 geocomposite layers within the sludge-disposal area to create draining horizons. Inserting
37 these geocomposite layers allows atmospheric pressure to affect the structure by creating a
38 hydraulic gradient (the driving force for water), which expulses water from the structure. To
39 insure that the geocomposite can enhance consolidation in a positive manner, it should
40 perform two functions: (i) filtration to allow water to reach the drainage core through
41 geotextiles (GTXs), and (ii) reduce the in-plane capacity to keep pressure as low as possible
42 in the geocomposite, thereby allowing water to be expelled from structure. This latter
43 function was previously studied by (Bourgès-Gastaud et al., 2013; Zimmer et al., 2011).

44 This paper presents a study of the capabilities of geotextiles to filter mineral sludge and
45 evaluates function (i) mentioned above. Section 2 describes state-of-the-art sludge filtration
46 and Section 3.1 presents the results of pressure-filtration (PF) tests that compare the retention
47 and filtration behavior of eight different sludges. Sludges were selected that had a grain-size
48 distribution (GSD) comparable to that of fine-grained sludges from the mining industry ($D_{50} =$
49 3.2 to 55 μm). They were also selected to have a high clay content (on average 24% of the
50 particles in mass were smaller than 2 μm), making them hard to dewater. Section 3.2 presents
51 results obtained by using the same sludge filtered by eight different nonwoven geotextiles
52 (NW-GTXs). These results provide information on the passage of fines through the NW-GTX
53 as a function of its features (pore-opening size, permittivity, etc.) and on the dewatering and
54 filtration behavior of the system. The filtrate was also analyzed to better understand the
55 retention characteristics of the geotextiles used.

56 2. State of the art

57 The compatibility of geotextiles with sludge has already been described for woven geotextiles
58 (W-GTXs) (Cantré and Saathoff, 2011; Moo-Young et al., 2002; Moo-Young and Tucker,
59 2002). Nevertheless, only a few studies have considered the filtration of sludge by NW-
60 GTXs. This knowledge void can be explained by the increasing acceptance of geotextile tubes
61 for dewatering high-water-content materials and by the fact that, to have the required tensile
62 strength, these containers are very often made of W-GTXs (Cantré and Saathoff, 2011; Moo-
63 Young et al., 2002; Moo-Young and Tucker, 2002). Different tests were applied to evaluate
64 the use of W-GTXs with sludge, particularly PF test, which is a standard method (EN 14701-
65 2) of characterizing the capacity of a filter medium to filter sludge (AFNOR, 2013). The PF
66 test was developed to determine the dewatering characteristics of industrial sludges where
67 cake filtration is used to separate solid from liquid. Cake filtration consists of passing a solid
68 suspension through a porous medium. The solids of the sludge are retained in the filter
69 medium where they build up, forming an increasingly thicker cake. The cake supported by the
70 filter medium actually provides most of filtering action. In fact, the cake becomes the real
71 filtering element and the dewatering efficiency decreases with time because of the progressive
72 formation of filter cake by particle sedimentation (Li et al., 2011; Theliander and Fathi-Najafi,
73 1996). The cake development, the filtering efficiency, the filtrate quality, and pressure-
74 dependent interrelations can all be analyzed with PF tests. In the basic PF test (AFNOR,
75 2013), a filter medium is fixed at the bottom of a 250 mL pressure cylinder, which is then
76 filled with a suspension. After fitting an airtight closure onto the filter cell, the sample is
77 subjected to constant air pressure. The filtrate can drain freely from the outer face of the filter
78 medium, and the total flow rate is recorded as a function of time. PF tests are good indicators
79 of the field performance of W-GTXs (Weggel et al., 2011). The efficiency of W-GTXs for
80 dewatering has been demonstrated for most materials, with the exception of very fine-grained
81 materials where W-GTXs fail to retain the fine particles (Satyamurthy and Bhatia, 2009). For
82 such materials, Kutay and Aydilek (2004) recommend using flocculation to increase the
83 particle size with respect to the relatively large pore-opening size of W-GTXs (more than 100
84 µm). Table 1 compiles the results of several studies to compare the present study to the
85 existing scientific corpus.

86

87

	Testing apparatus		Materials filtered		Filter used
	Type	Size (cm)	Type	GSD: D ₅₀	
Besra et al. (2002)	VFT	D10 H6.4	Kaolinite suspension with surfactant	4.8 μ m	Whatman filter
Moo-Young and Tucker (2002)	VFT	D10 H20	Clayey sludge, wastewater slurry, borrow pit sludge	7-1050 μ m	W-GTX
Moo-Young et al. (2002)	PFT	D13 H13	Fine-grained sediment, 2 industrial sludges, harbor sediment	5-40 μ m	W-GTX
Kutay and Aydilek (2004)	PFT	D7.8 H9	Fly ash and dredged sediment	6-35 μ m	W-GTX and NW-GTX+W
Liao and Bhatia (2006)	PFT	V 850cm ³	Sediment and Ottawa sand	100-160 μ m	W-GTX
Huang and Luo (2007)	FT	D16 H54	Sediment	28 μ m	W-GTX
Satyamurthy and Bhatia (2009)	PFT	D7.2 H17	Tully silt (fine)	?	W-GTX and NW-GTX
Cantré and Saathoff (2011)	PFT	D19 H30	3 dredged materials	10-100 μ m	W-GTX
Weggel et al. (2011)	FT	D4.5 H137	Ottawa sand, fine sand and plasti-grit	150-800 μ m	W-GTX
Maurer et al. (2012)	PFT	D7.2 H17	2 fly ash flocculated	80-95 μ m	W-GTX
This study	PFT	D10 H80	8 Kaolinite/silt sludge	3.2-55 μ m	NW-GTX

88 Table 1: Synthesis of study of sludge filtration. PFT means pressure filtration test, VFT means
 89 vacuum filtration test, FT means filtration test (with neither pressure nor vacuum). Size is in
 90 cm: D (diameter), H (Height), V (volume). GSD means grain-size distribution.

91 All tests presented in Table 1 follow essentially similar methodologies; one of the main
 92 differences is the size of the pressure cells that range in diameter from 0.045 to 0.19 m and in
 93 height from 0.064 to 1.7 m. Concerning the filters tested, W-GTXs are largely more studied
 94 than NW-GTXs. Furthermore, the GSD of material to dewater is coarser than the GSD of the
 95 sludges studied in this work. One study concerning kaolinite filtration (Besra et al. 2002) used
 96 a material similar to those used in the present study, but the filter used was not a GTX but a
 97 paper filter with very low pore-opening size (20 μ m). Aydilek and Edil (2003) used the
 98 gradient-ratio (GR) test to study the performance of NW-GTXs with wastewater sludge (high-
 99 organic-content, coarse sludge, D₅₀ = 200 μ m). The GR test is typically used to test GTX
 100 compatibility with soil for classic geotechnical applications. It is well adapted for soil with
 101 high hydraulic conductivity compared with sludge where GTXs can be the limiting factor for
 102 water flow when filter cake forms on the GTX. Aydilek and Edil (2003) reached several
 103 conclusions:

- 104 • Clogging did not occur in any test and the flow-rate reduction seems to be larger for
105 geotextiles with the smallest permittivities,
- 106 • Heat-bonded GTXs experienced less piping than needle punched GTXs, probably
107 because of their smaller constriction sizes,
- 108 • The GR test has certain limitations for testing sludge-GTX compatibility. Instead of
109 running tests for 24 h as prescribed in ASTM D5101 (2006), Aydilek and Edilran
110 continued the tests for more than three months, and
- 111 • The calculated GR does not reflect the actual clogging behavior for sludge.

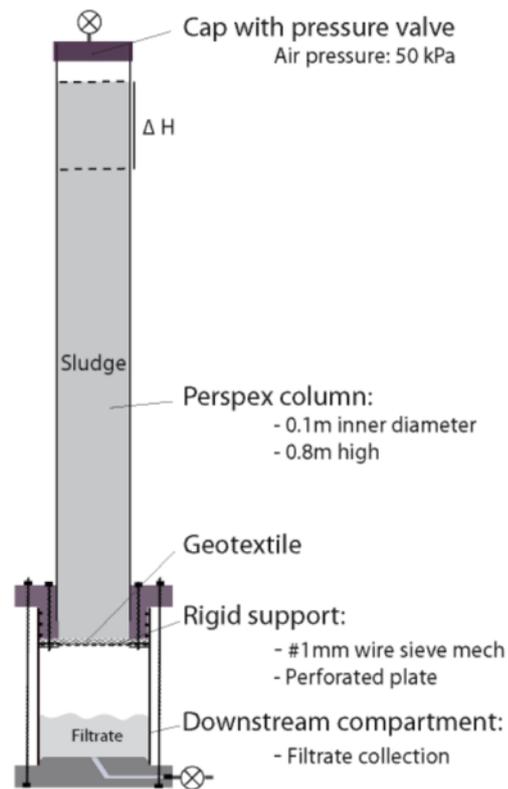
112 Based on this state of the art and motivated by the desire to install geocomposites in high-
113 water-content material to accelerate consolidation, this paper presents a study of clayey sludge
114 filtration by NW-GTXs. Inspired by the methodology developed for W-GTX, a PF cell with
115 an optimized geometry was developed.

116 **3. Material and methods**

117 A total of 16 one-week-long tests were performed using the PF cell. First, eight different
118 sludges were used with the same NW-GTX, then eight different NW-GTXs and the same
119 sludge were used.

120 **3.1 Experimental setup**

121 A PF cell was developed based on the different models proposed in the literature. Fig. 1
122 shows a schematic of the cell.



123

124 Fig. 1: Schematic of pressure filtration test cell.

125 As seen in Fig. 1, the PF test cell is composed of the following parts:

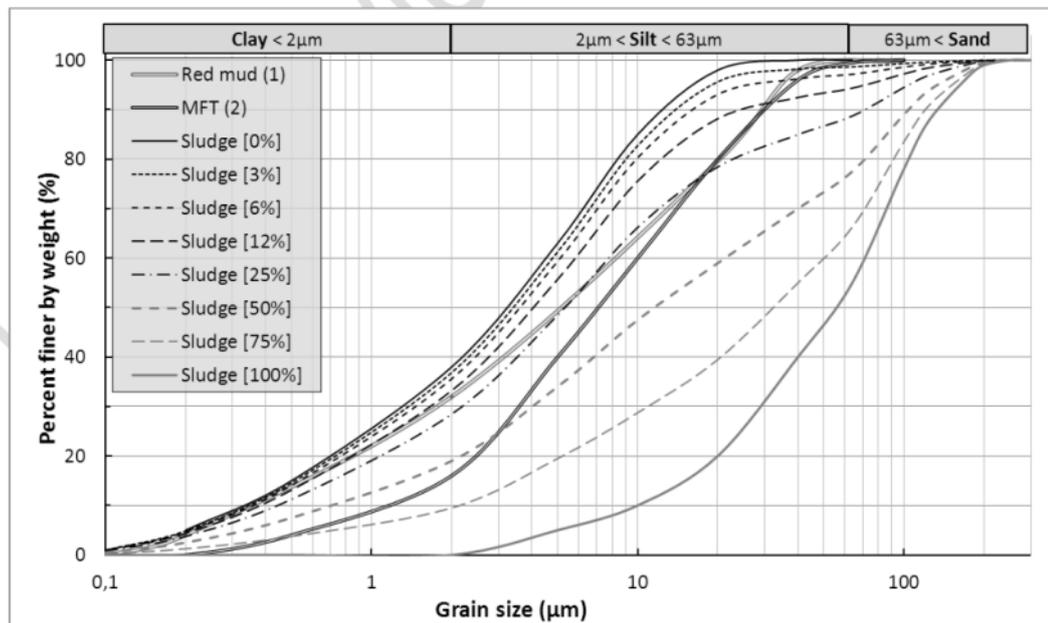
- 126
- 127
- 128
- 129
- 130
- 131
- 132
- 133
- 134
- 135
- 136
- 137
- 138
- 139
- 140
- A Perspex with 0.1 m inner diameter, which is comparable to the mean diameter employed in other studies (see Table 1). The Perspex is 0.8 m high, which is higher than those used in other studies, and is chosen to make it possible to evaluate an eventual heterogeneous dewatering that would depend on the distance between the sludge surface at the top of the cell and the GTX at the bottom of the cell,
 - A GTX-filter support composed of a perforated plate (triangular pattern of 5 mm holes with 35% open area) covered by a 1 mm wire mesh. This combination of two materials makes it possible to apply stress up to 50 kPa on the sludge without bending the support (perforated plate thickness is 1.5 mm) or having GTX intrusion into the holes (mesh). The support is made completely of stainless steel and is fixed to the bottom of the Perspex tube by a hexagonal pattern of six screws,
 - A cell cap with a pressure valve to apply air pressure in the upper part of the cell. The pressure-control facility is composed of a regulator and a pressure gauge to obtain a constant pressure head of 50 kPa with a precision of ± 2 kPa. A thrust plate was not used to avoid friction, considering that the desaturation of clay material exceeds 50 kPa.

141 According to NF EN ISO 14701 (AFNOR, 2013), pressure can be applied by direct air
 142 pressure provided the air-intrusion resistance of the suspension exceeds the applied
 143 pressure. This is usually the case for oversaturated specimens (Cantré and Saathoff,
 144 2011), and

- 145 • A downstream compartment to collect filtrate.

146 3.2 Sludges used

147 For each pressure test, the sludge was prepared in a 6.25 L batch by mixing 5 L of de-aired
 148 water with the solid fraction (3.33 kg) with different proportions of silt and kaolinite to
 149 produce eight different sludges of various clay content and GSD. We used Kaolinite from
 150 Soka, France (called Sialite) and fine silt from Sifraco, France (called Millisil C4). All the
 151 sludges were prepared with a 40% solid content (SC). This value was chosen because it is
 152 representative of fine-grained sludge from oil-sand extraction (Farkish and Fall, 2013) and
 153 corresponds to an initial water content of 150%. In this paper the approach chosen consists of
 154 using the classic solid content for sludge; that is, the solid mass divided by the total mass of
 155 the sludge (maximum value 100%). Different ratios of kaolinite to silt were used to produce
 156 eight sludges with differing properties (see Table 2). These sludges are denoted herein by
 157 using the silt concentration of the solid fraction (i.e., the notation [12%] indicates a sludge
 158 containing a silt concentration with solid fraction of 12%). Fig. 2 shows the GSDs.



159 Fig. 2: GSD for the eight sludges used compared with GSD for real fine tailings. Grain sizes
 160 less than 40 μm were obtained by using a laser granulometer from Malvern; grain sizes
 161 greater than 40 μm were obtained by sieving and weighing. In the legend, (1) is calculated
 162 from Snars and Gilkes (2009), (2) is from Farkish and Fall (2013).
 163

Sludge [Silt concentration]	S [0%]	S [3%]	S [6%]	S [12%]	S [25%]	S [50%]	S [75%]	S [100%]
Kaolinite (%)	100%	97%	94%	87%	75%	50%	25%	0%
Specific surface (m ² /g)	12.0	11.6	11.3	10.5	9	6.1	3.1	0.2
Grain size distribution								
10 (µm)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.7	2	10
D50 (µm)	3.2	3.4	3.6	4	5.5	11	31	55
D90 (µm)	12	14	15	22	72	101	103	106
Coefficient of uniformity, Cu	16	16	16	17	18	29	25	7
Fine fraction < 63µm	100%	99%	97%	94%	89%	77%	66%	55%

164 Table 2: Properties of the eight different sludges formulated for PF tests.

165 As seen from Table 2 and Fig. 2, the different sludges are very fine-grained, with clay content
 166 (grain-size definition $D < 2 \mu\text{m}$) between 0% and 38% and fine content between 55% and
 167 100%. With these properties the sludges used in this study were particularly hard to dewater
 168 compared with those reported in the literature. To compare with real tailings, Fig. 2 also
 169 shows the results of two particle-size analyses: one for mature fine tailings (MFTs) produce
 170 by oil-sand exploitation (Farkish and Fall, 2013) and one for red mud from ten Bayer process
 171 refineries (Snars and Gilkes, (2009). Sludges created for the present work were chosen based
 172 on the criterion that their GSD and variability should match that of real fine tailings.

173 3.3 Geotextiles tested

174 To understand which features of geotextiles impact sludge filtration, eight different NW-
 175 GTXs with varying characteristics were chosen. To be representative of the range of products
 176 that can be found on the market, this study includes the three different fabrics that are
 177 representative of a wide variety of NW-GTXs: (i) Four GTXs are needle punched (NP), (ii)
 178 two GTXs were heat bonded (HB), and (iii) two GTXs were calendered needle punched (Cal).
 179 These GTXs are assembled by needle punching and finished by calendering on the both sides.
 180 Calendering is a finishing process where a geotextile is passed under rollers at high
 181 temperatures to smooth the surface by melting the polypropylene fibers. This process reduces
 182 the porosity and the pore-opening size. Calendering not only improves the surface smoothness
 183 of the fabric but also regulates the fabric's permeability and, therefore, its filtering efficiency
 184 (Lydon, 2004). Yüksekaya et al. (2010) reported that calendering leads to an overall
 185 improvement in all filtering characteristics. Nevertheless, to the best of the authors'

186 knowledge, Cal NP GTXs have not been studied for use in sludge filtration. Table 3 presents
 187 the features of the various geotextiles measured in our laboratory.

# gtx	Unit	Cal-1	Cal-2	NP-1	NP-2	NP-3	NP-4	HB-1	HB-2
Composition ¹		Polypropylene		Polypropylene				Polypropylene	
Fiber type ¹		Short fiber		Short fiber				Continuous filament	
Fabrication method ¹		Calendered needle punched		Needle punched				Heat bonded	
Properties									
Opening size Of <i>NF EN ISO 12956</i>	µm	60±9	50±7	98±15	89±13	61±10	222±33	213±32	72± 11
Mass per unit area <i>NF EN 14196</i>	g/m ²	181±6	307±8	141±4	367±6	538±5	326±3	92±3	222 ± 7
Permeability V_{h50} <i>NF EN ISO 11058</i>	m.s ⁻¹	0.050	0.022	0.129	0.110	0.039	0.221	0.125	0.041
Number of constriction <i>XP G38-030</i>		17	24	21	28	61	34	N/A	
Value under 2 kPa normal stress									
Thickness <i>NF EN ISO 9863-1</i>	mm	0.93	1.38	1.87	2.38	5.30	4.46	0.38	0.59
Porosity	%	81%	78%	93%	85%	90%	93%	77%	64%
Under 50 kPa normal stress									
Thickness	mm	0.68	1.09	0.72	1.31	3.66	2.10	0.26	0.52
Reduction of porosity	%	-9%	-7%	-12%	-14%	-5%	-9%	-15%	-7%

188 Table 3: Characteristics of GTXs used. PP means polypropylene, N/A means not applicable.¹
 189 Data from producer.

190 **3.4 Execution and termination of filtration tests**

191 The PF test cell was filled one hour after mixing the sludge (5 L of water and 3.33 kg of
 192 solid). The sludge was carefully placed on the GTX to avoid eventual segregation of coarser
 193 particles and to keep the sludge saturated with water. In this study, the GTXs were neither
 194 saturated nor wet before sludge deposit because these conditions were assumed to more
 195 closely reproduce field conditions. In the field, GTXs are never wet before being installed,
 196 although most hydraulic tests performed on geotextiles are done on saturated geotextiles.
 197 Wetting geotextiles is convenient because it increases reproducibility but it is far from real
 198 conditions. One hour after filling the PF test cell, 50 kPa of air pressure was applied. This
 199 caused filtrate expulsion, after which the expelled filtrate was weighed. To obtain the filtrate
 200 solid content (SC_f), the filtrate was entirely dried and the dry residue was weighed. During the
 201 experiment, in addition to recording the filtrate mass, the mud height in the transparent

202 column was recorded over time. Tests lasted one week, after which the PF cell was
 203 disassembled. The consolidated sludge was extracted and a log of SC was obtained that
 204 extended from the GTX to the top of the sludge. After disassembling, the impregnation rate
 205 and water content of the geotextile were evaluated by weighing before and after the
 206 experiment and after drying.

207 3.5 Efficiency criteria

208 To compare the results obtained from one geotextile with those from another, the filtering
 209 efficiency (FE) was determined by comparing SC_f to the initial solid content of the sludge
 210 (SC_{si}), as shown in Eq. 1 (Moo-Young and Tucker, 2002):

$$211 \quad FE = \frac{SC_{st} - SC_f}{SC_{st}} \times 100(\%) \quad (1)$$

212 Here, SC is the solid content (%) and is defined as
 213

$$214 \quad SC = \frac{\text{solid mass}}{\text{solid+liquid mass}} \times 100(\%) \quad (2)$$

215 The result for FE provides a means of evaluating the retention capability of geotextiles. A
 216 high FE corresponds to most particles being retained by the geotextile; that is, a clear filtrate.

217 4. Results

218 Table 4 gives a synopsis of the various tests performed. In the first experimental step, the
 219 effect of silt and the clay content of the sludge were investigated in conjunction with a single
 220 GTX (sample NP-1). The results of these tests are presented in Section 4.1. Based on these
 221 results, sludge [12%] was used to test the different geotextiles presented in Table 3. Section
 222 4.2 presents the results of these tests.

223

GTX tested	Sludge tested [Silt]	Filtrate quality			Sludge dewatering
		SC during the first 5 minute	Time to clear filtrate (SC<1%) in min	FE	SC of consolidated sludge (0.3m above GTX)
NP-1	Sludge [0%]	37%	90	92%	59%
	Sludge [3%]	36%	30	98%	60%
	Sludge [6%]	29%	30	99%	60%
	Sludge [12%]	27%	15	98%	62%
	Sludge [25%]	10%	5	100%	65%
	Sludge [50%]	8%	< 5	100%	72%
	Sludge [75%]	4%	< 5	100%	73%
	Sludge [100%]	2%	< 5	100%	75%
Cal-1	Sludge [12%]	0%	0	100%	61.9%
Cal-2		0%	0	100%	62.0%
NP-1		27%	15	98%	61.7%
NP-2		28%	10	99%	61.1%
NP-3		26%	15	98%	61.5%
NP-4		40%	> 90	47%	61.9% ¹
HB-1		39%	30	87%	61.6%
HB-2		0%	0	100%	61.5%

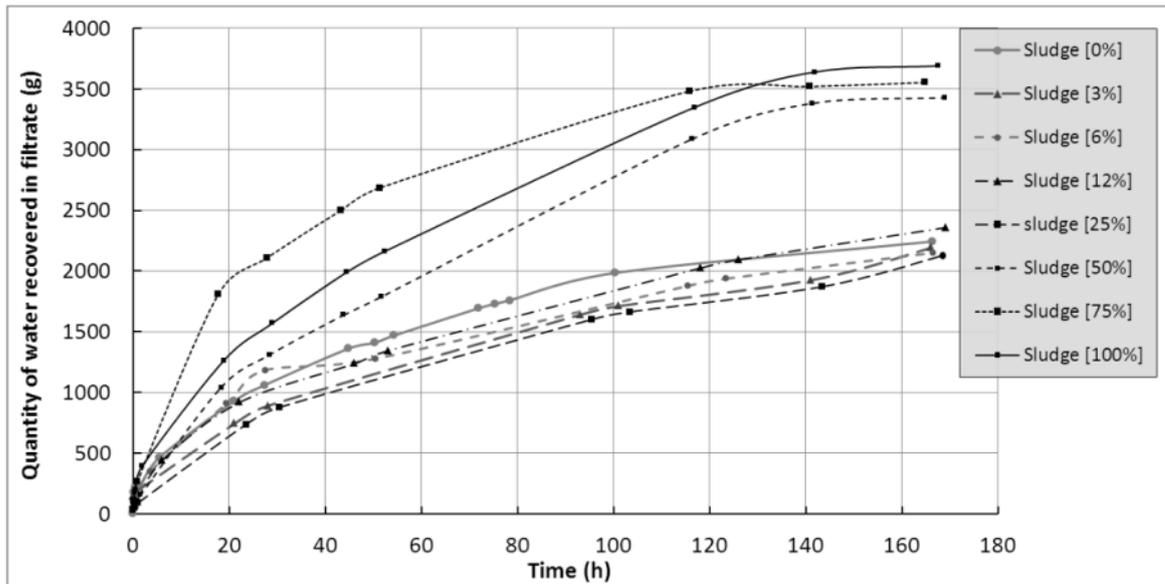
224 Table 4: Synthesis of various tests done for this study.

225 ¹ SC calculated on final height of 0.18 m. FE means filtration efficiency, SC means solid
 226 content.

227 **4.1 Influence of silt and clay content**

228 *4.1.1 Slurry dewatering*

229 In the first step of this study, the impact of sludge composition is evaluated by using a single
 230 GTX (sample NP-1). Fig. 3 shows the quantity of water extracted from the filtrate during the
 231 PF tests with NP-1.

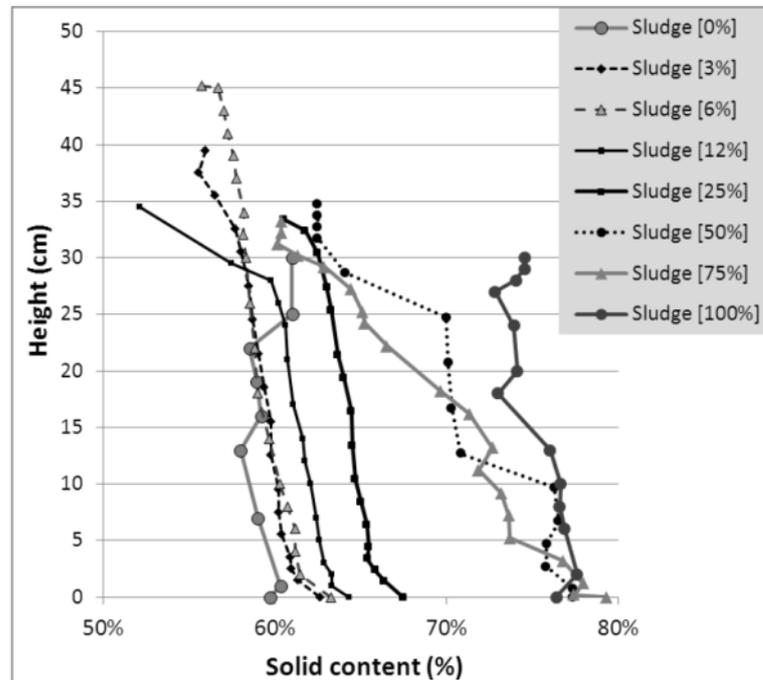


232
233 Fig. 3: Quantity of water extracted from filtrate. Note that the mass of the solid fraction in the
234 filtrate (when presented) is not considered.

235 Fig. 3 shows the water extracted from the filtrate as a function of time. We plot the amount of
236 water instead of the total filtrate quantity to exclude the solid part contained in the filtrate. The
237 general shape of the curves suggests hyperbolic dynamics. Two groups of curves can be
238 distinguished:

- 239 • The first group corresponds to less than 25% silt content. The amount of water
240 extracted by the end of the test ranges from 2 to 2.5 L from the 5 L initially placed on
241 the GTX. The dynamics of each test are too close to each other to conclude if the
242 small variation can be explained by the GSD. This homogenous behavior can be
243 explained by invoking a continuous matrix of kaolinite, which is the main constituent
244 of the solid content of these sludges (between 75% and 100%). Silt particles dispersed
245 in this clayey matrix cannot create a preferential flow path, so their impact is
246 negligible, and
- 247 • The sludge with greater than 50% solid content appears to be more filterable; the total
248 quantity of water extracted is 3.5 L. These results are attributed to the silt volume
249 being greater than the clay volume. Here, silts can form a continuous matrix with the
250 kaolinite entrapped in the pores; this organization would explain the better filterability.
251 The volumes of water expelled for each of the three silt concentrations are nearly the
252 same, but the sludge [75%] has faster dynamics: 2 L are extracted after 18 h whereas
253 42 and 60 h are needed, respectively, to extract the same amount of water from sludge
254 [100%] and sludge [50%].

255 Fig. 4 shows the final SC for the various pressure filtration tests. These measurements were
 256 done on the filter cake at the end of each test and are presented as a function of height above
 257 the GTX.



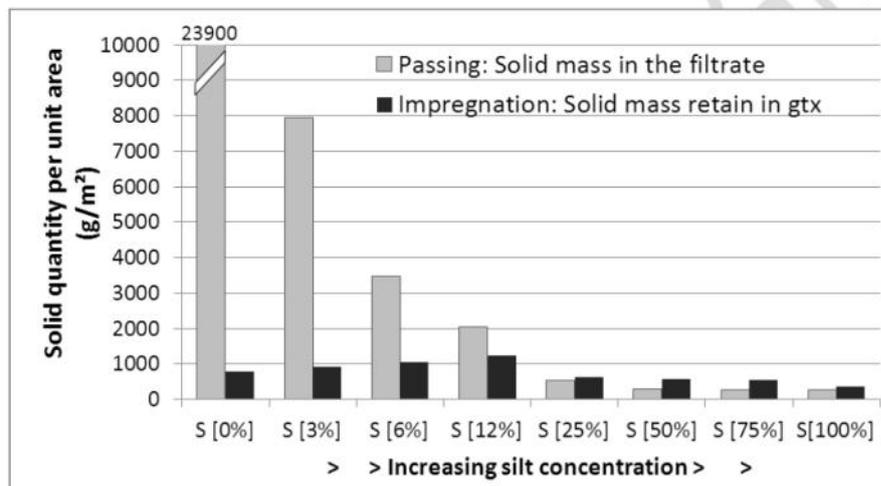
258
 259 Fig. 4: Height of final solid content.

260 The final SC measured on the consolidated sludge at the end of the filtration test is presented
 261 in Fig. 4. From an initial SC of 40%, the final SC in all experiments ranges from 60% to 75%.
 262 For almost all curves the bottom (near the GTX) is dryer than the top. In Table 4, a clear
 263 correlation appears between silt content and final SC. For sludge without silt, the final SC 0.3
 264 m above the GTX is 59%, whereas for sludge without clay, SC reaches 75%. Thus, a first
 265 conclusion is that the final state of dewatering appears to depend on the silt concentration.
 266 Sludge composition seems to control the dewatering.

267 *4.1.2 Early-stage filtration results*

268 After presenting the global dynamics of water expulsion during filtration, this paper now
 269 focuses on solid retention, which is the other function of GTXs. Fig. 5 shows the solid
 270 quantity passing through the GTX and the amount of solid impregnated into it. The gray bars
 271 in Fig. 5 show the mass of solid per square meter that passes through the GTX in g/m² (piping
 272 mass). The dark bars give the amount of solid that is retained in the GTX (impregnated mass).
 273 The solid transport across the GTX differs significantly for the different sludges. Sludge
 274 without silt is poorly filtered by NP-1; the piping mass reaches 23900 g/m². For a solid with

275 3% of its mass being silt, the piping mass is a third of its no-silt value. With increasing silt
 276 concentration, the piping mass decreases substantially; for 12% silt content the piping mass
 277 decreases to 2000 g/m², which is less than the 2500 g/m² limit suggested by Aydilek and Edil
 278 (2003). For a silt content exceeding 25%, the piping mass is low (~400 g/m²). Thus, the
 279 sludge GSD appears to considerably affect the transport characteristics of solids across GTXs.
 280 For $D_{50} < 5 \mu\text{m}$, piping is important; GTXs fail to stop clay particles. Looking now at
 281 impregnation, the impregnated mass is rather stable and ranges from 200 to 1100 g/m² for a
 282 solid content greater than 25%. Thus, the silt content has a weaker influence on impregnated
 283 mass than on the capability to retain particles. In other words, the larger the silt content, the
 284 lower the piping.



285 Fig. 5: Solid mass traversing GTX and solid mass impregnated into GTX. Note that the
 286 horizontal scale for the silt concentration S is nonlinear.
 287

288 **Table 4** presents the filtrate quality at the beginning of the filtration test. Filtrate quality is
 289 determined by the filtrate SC during the first 5 min and the time to obtain a clear filtrate (i.e.,
 290 filtrate with a solid content less than 1%). The first entry of the table shows that it takes 90
 291 min of filtration to obtain a clear filtrate for sludge without silt, and the initial filtrate is almost
 292 as concentrated in the solid as the sludge itself (37%). For 25% silt content, it takes 5 min to
 293 clear the filtrate with 10% solid in the initial filtrate. The same trends are observed for
 294 filtration efficiency: FE = 92% for no-silt sludge whereas FE = 100% for a silt content
 295 exceeding 25%. Note that all solid found in the filtrate crosses the GTX during a time period
 296 that is brief with respect to the duration of the PF tests (7 days). Consequently, filtration
 297 efficiency is time dependent: the retention capacity increases during the filtration test. This
 298 time it takes to obtain a clear filtrate is interpreted as a period of progressive formation of
 299 filter cake, which can filter out the finest particles. Without silt, the filter cake struggles to

300 form because of the lower probability for a clay particle to be stopped at a constriction.
301 Nevertheless, filter cake formed even with pure clayey sludge, despite particles having a
302 diameter significantly less than the pore-opening size ($D_{90} = 12 \mu\text{m}$ versus $O_f = 98 \mu\text{m}$). Pore
303 bridging is delayed but still occurs within 2 h.

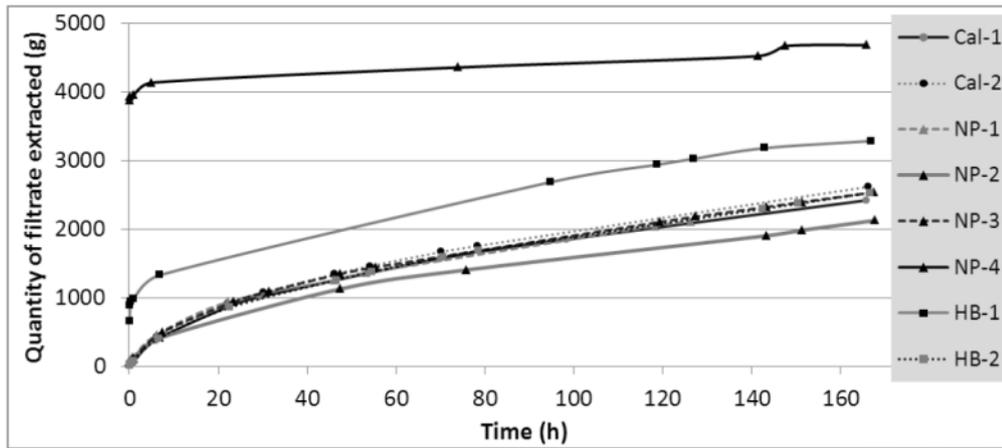
304 Having now finished the discussion of the effects of sludge GSD on filtration, we turn to the
305 second part of the results in which, to compare GTXs, the same sludge is filtered by eight
306 different GTXs.

307 **4.2 Comparison of different GTXs**

308 Section 4.1 focused on how sludge composition affected the final state of dewatering and on
309 the time it takes to obtain a clear filtrate (i.e., the time it takes to form a filter cake). The
310 present section discusses how different GTXs perform with sludge at 12% silt concentration.
311 This sludge was chosen because it is mainly clayey but nevertheless contains enough coarse
312 particles to lead to quick filter-cake formation (15 min) and high filtration efficiency (98%).

313 *4.2.1 Slurry dewatering*

314 The focus now is on the final state of dewatering for PF tests; in other words, how filtration
315 allows the slurry to consolidate, and what state of dewatering can be reached. Fig. 6 shows the
316 quantity of filtrate extracted as a function of the time during the PF tests on the eight different
317 GTXs. The mass reported (y axis) includes liquid and solid if they are present in the filtrate.
318 Most of the curves fall approximately on a common curve, which indicates that the dynamics
319 of filtration is the same for these curves: all follow hyperbolic dynamics for which the flow
320 rate decreases monotonically from an initial maximal value. Two tests, however, gave quite
321 different results: the lighter heat-bonded GTX (HB-2) and the more open needle punched
322 GTX (NP-4). For these GTXs, the y intercept is not 0 and the initial mass of filtrate is 700 and
323 3900 g, respectively. These filtrate masses are significant and result from a failure in retaining
324 the solids. In fact, 40% of the filtrate is solid. At the beginning of the experiments, significant
325 volumes of sludge crossed these GTXs with no separation occurring between solid and liquid.
326 Thus, the data reveal two behaviors: HB-2 and NP-4 failed to filter the sludge, whereas the
327 other GTXs successfully filtered the sludge.

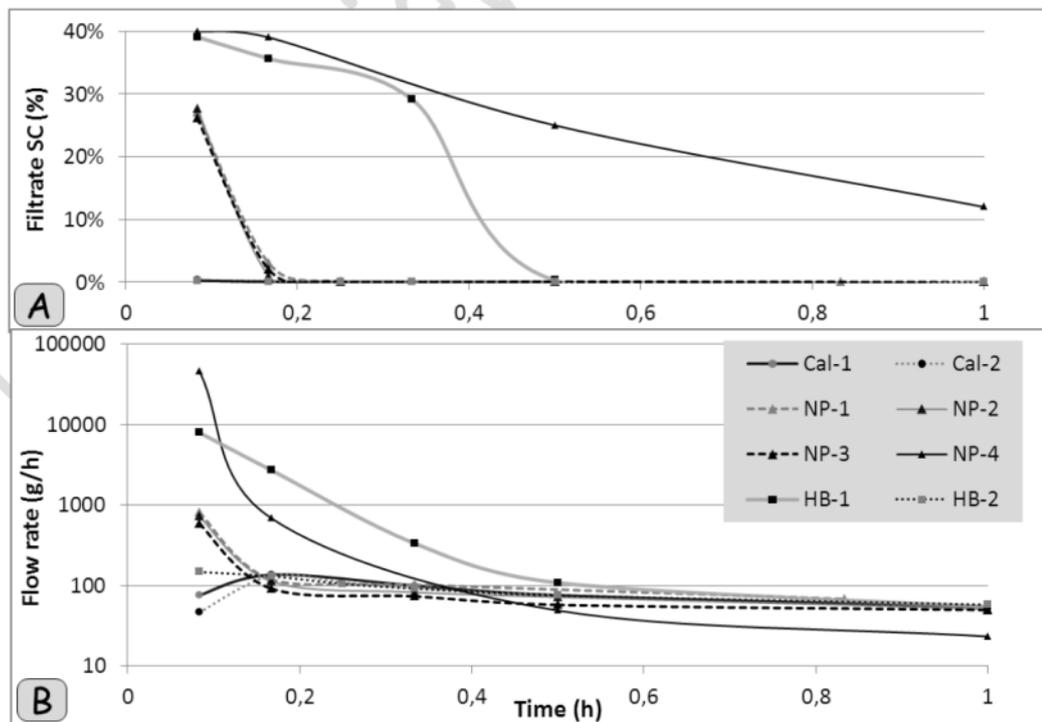


328
329 Fig. 6: Mass of filtrate extracted as a function of time for the eight different GTXs.

330 Table 4 reports the final SC of consolidated sludge 0.3 m above each GTX. No obvious
331 difference in final SC appears between the different GTXs; all SCs fall between 61.1% and
332 62.0%. Thus, the data reveal no correlation between dewatering efficiency and GTX
333 characteristics.

334 4.2.2 *Early-stage filtration*

335 As explained Sec. 4.1.1, the first hour of filtration reveals interesting information. Fig. 7
336 shows the evolution of filtrate quality and flow rate during this period.



337
338 Fig. 7 A: Filtrate solid content during first hour of PF test with different GTXs. B: Filtrate
339 flow rate during first hour of PF test.

340 Fig. 7 shows two sets of results for the early-stage dynamics: The top panel shows the filtrate
341 SC as a function of time, which reflects the capacity of the filter to stop particles as soon as
342 the sludge deposit begins. The bottom panel shows the filtrate flow rate as a function of time.
343 The successful PF tests (i.e., all tests except those for HB-1 and NP-4) reveal three different
344 behaviors in the first hour:

- 345 • For needle punched GTXs with small pore openings (NP-1, NP-2, NP-3 with
346 $O_f < 100 \mu\text{m}$) the initial flow rate is high ($\approx 650 \text{ g/h}$) and the solid content in the filtrate
347 is around 28%. After 10 min, the flow rate is reduced by a factor of 7 to 9, and the
348 filtrate SC decreases to a few percent. We interpret this transition as filter-cake
349 formation. Afterward, the filtration is controlled by the cake permeability and the flow
350 rate gradually decreases to around 50 to 60 g/h,
- 351 • For calendered GTXs, the behavior is very different. The flow rate is initially small
352 (46 and 75 g/h for Cal-2 and Cal-1, respectively) but increases during the first 10 min
353 to reach 130 g/h. This period is attributed to GTX water retention because water
354 release is delayed while GTX saturation progresses. The two Cal GTXs have the
355 smallest pore-opening size and porosity of all GTXs used in the present study, and
356 water retention is known to depend on pore size (Bouazza et al., 2006). Thus, Cal
357 GTXs can retain water by capillarity longer than the other GTXs before releasing the
358 water into the filtrate. After the first 10 min, the flow rate gradually decreases to
359 around 50 to 60 g/h. Finally, calendered GTXs retain particles from the very beginning
360 of filtration, which explains why filtrate SC is close to zero for both experiments that
361 use calendered GTXs (see Table 4), and
- 362 • For the two heat-bonded GTXs, the decrease in flow rate is gradual, unlike the
363 situation for NP GTXs where the decrease is abrupt. For the heavier GTX (HB-2, 222
364 g/m^2), retention was efficient from the very beginning of the test with almost zero
365 solids in the filtrate. Thus, particle retention for HB-2 is similar to that for Cal GTXs.

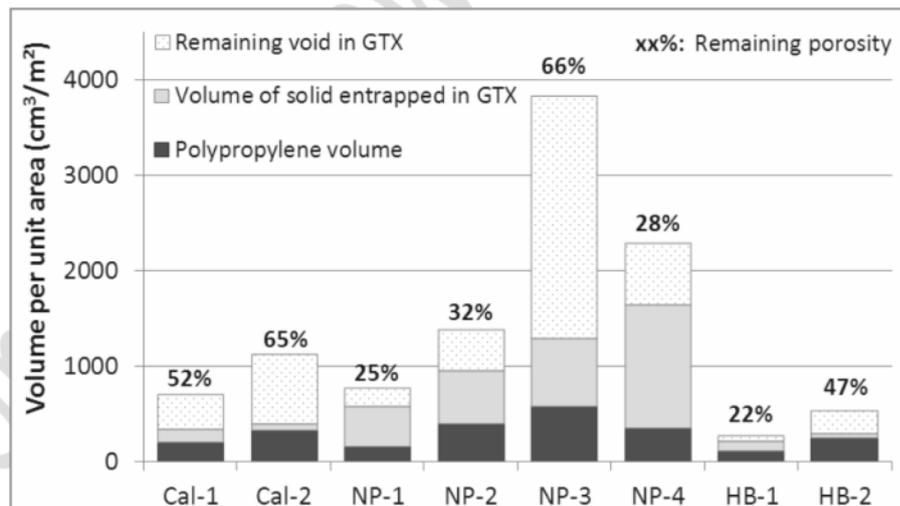
366 Far from least important are the two PF tests that are considered as failures. The two GTXs
367 with the largest pore-opening size (NP-4 and HB-2, $O_f > 200 \mu\text{m}$) fail to retain particles
368 during the first 30 min and the first 90 min (initial SC = 39%), respectively. During this
369 period no filter cake forms and, consequently, with low resistance, the flow rate is very large
370 (initial flow rate is 8000 and 45000 g/h, respectively). These GTXs are not adequate to filter
371 the sludge tested because of the large amount of solids that crossed the filter. At the end of the

372 PF test, of the 3333 g placed on each GTX, 420 and 1580 g appeared in the filtrate for HB-2
 373 and NP-4, respectively.

374 Note that, after one hour, flow rates for all GTXs fall in the range of 50 to 60 g/h (except for
 375 NP-4 for which the flow rate is 23 g/h). This result is interpreted as the result of filter-cake
 376 formation because, from the moment the cake forms, the GTX no longer controls the filtration
 377 process. The filter cake grows during the course of filtration and becomes thicker as solids are
 378 retained and as the flow resistance of the filter cake increases. Although filter cake is
 379 considered a pitfall for soil filtration by geotextiles (Faure and Fry, 2004), its formation is
 380 normal for clayey-sludge filtration; without it, geotextiles would be unable to retain particles.
 381 The GTX appears to play a role at the very beginning of filtration when it initializes filter-
 382 cake formation, which is consistent with previous descriptions of industrial cake filtration
 383 (Theliander and Fathi-Najafi, 1996).

384 *4.2.3 GTX comparison based on volumic distribution*

385 To better understand the interaction between solids and GTXs, Fig. 8 proposes an original
 386 analysis based on the three-phase volume distribution of impregnated GTXs at the end of the
 387 PF tests.



388
 389 Fig. 8: Distribution of three phases by volume.

390 The distribution of GTX volume is calculated for a normal load of 50 kPa. In contrast to
 391 porosity, which is a relative ratio, the absolute value of void volume allows to consider the
 392 free space within the GTX. In Fig. 8, the GTX volume is split into three phases: the
 393 polypropylene composing the GTX (dark segment), the solid-impregnated volume (gray
 394 segment), and the void volume remaining after the PF test (white segment). In addition, the

395 remaining porosity (void volume divided by total volume) is given above each bar. The bar
396 height reflects the GTX thickness. The three fabrics exhibit different volume distributions:

- 397 • For heat-bonded GTXs, impregnation is clearly less for the heaviest product (100 and
398 38 cm³/m² for HB-1 and HB-2, respectively) despite there being more free space for
399 HB-2 (160 cm³/m² for HB-1 and 285 cm³/m² for HB-2). The porosity, which is
400 initially low for HB-1 (64%), falls to 22%. Porosity is better maintained for HB-2
401 (77% to 47%),
- 402 • For Cal-NP GTXs, the porosity remains higher (52% and 65% for Cal-1 and Cal-2,
403 respectively), with a low impregnation (143 and 60 cm³/m², respectively) of the free
404 space (500 and 800 cm³/m², respectively). This result is attributed to calendering,
405 which decreases the pore-opening size at the surface, so particles are blocked
406 upstream in the GTX, and
- 407 • In NP-GTXs, the initial void volume (sum of gray and white bars) is greater than for
408 the other GTXs (higher porosity, thicker GTX), with s ranging from 600 to 3200
409 cm³/m². Therefore, the volume occupied by solids, which is between 400 and 1300
410 cm³/m², is clearly greater than for the other GTXs. The porosity drops to 30% for the
411 lighter products and remains higher for the heavier NP-GTX with the smallest pore-
412 opening size (NP-5, $O_f = 61 \mu\text{m}$). Clearly, most particles are entrapped in the
413 noncalendered GTXs.

414 5. Discussion

415 In none of the tests performed was the clogging phenomenon diagnosed. Clogging is defined
416 as a lack of hydraulic conductivity compared with the hydraulic conductivity required by the
417 structure in which the GTX is installed. If a structure has a very low hydraulic conductivity,
418 as is typically the case for tailings ponds for high-clay-content sludges, the GTX cannot
419 become less permeable than the filter cake itself. In fact, the preferential water-flow path in
420 hydrated needle punched geosynthetic clay liners (GCLs) is determined by the geotextile
421 fibers that cross the bentonite (the bentonite forms a continuous layer within the needle
422 punched geosynthetic clay liner) (Benson and Scalia, 2010). In the case of geotextiles in
423 which sludge enters and deposits particles, we assume that the concentration of geotextile
424 fibers is greater than for a GCL, thereby also facilitating the transport of water. In this case,
425 the hydraulic conductivity of a GTX fully clogged by clayey sludge would be expected to be
426 greater than that of the filter cake itself, which contains no fibers to define preferential water-

427 flow paths. Thus, the traditional definition of clogging does not make sense for sludge
428 filtration. Even a flow rate that decreases with time because of the progressive formation of
429 filter cake (by sedimentation of soil particles) upstream of the GTX cannot be considered as
430 clogging. Filter-cake formation is not the problem but the solution for retaining particles that
431 are much finer than the GTX-pore size. Because GTXs determine the rapidity and
432 effectiveness of filter-cake formation, they make a significant contribution to the success of
433 filtration.

434 The classical function of a filter in a geotechnical structure (either granular or geosynthetic) is
435 to allow water to cross while retaining soil. This function has to be insured over the long term,
436 so the volume of water that will flow through the filter can be considered infinite. This logic
437 implies that the steady state is attained, in which the permeability is constant. For a
438 dewatering application, the goal of the filter is different, even if the mechanisms involved are
439 comparable. As long as the soil dewateres, its permeability decreases. Simultaneously,
440 however, the amount of water to be expelled decreases, so the volume of water expelled is
441 finite. Therefore, the GTX is less and less solicited over time, so its hydraulic properties can
442 deteriorate without causing any problems.

443 Consider now the retention properties. The high FEs (Table 4) indicate that, although the
444 grain size of most solid particles are much smaller than the GTX pore openings, GTXs still
445 retain a very high percentage of solids. Only a very small portion of the solids actually passes
446 through the GTX. Higher FEs are obtained for smaller GTX pore-opening sizes, whereas
447 filtration failure occurs for larger GTX pore-opening size ($O_f > 200 \mu\text{m}$). At equivalent O_f ,
448 calendered GTXs are more efficient than NP-GTXs, which is likely due to the lower porosity
449 of calendered GTXs. Calendering creates smaller pores, so lower porosities are reached and a
450 smoother filter surface means the particles have less opportunity to penetrate into the filter
451 medium. The result is that the impregnation and piping rates are naturally lower for
452 calendered GTXs.

453 **6. Conclusion**

454 This paper presents an experimental investigation of the feasibility of dewatering clayey
455 sludges by using NW-GTXs. Pressure filtration tests were performed with different sludges
456 and various NW-GTXs. The sludges created for this research were chosen to include the GSD
457 and variability of real fine tailings. Pressure filtrations tests gave the following results
458 concerning capabilities of GTXs to filter mineral sludges:

-
- 459
- The dynamics of filtrate expulsion is similar for all tests. The curves of filtrate
460 expulsion vs time are hyperbolic, and the flow rates decrease monotonically over the
461 seven-day tests,
 - The final SC is similar for all GTXs used. No correlation is found between GTX
462 characteristics and dewatering efficiency. However, a clear correlation appears
463 between clay content and final SC: the lower the silt content, the lower the dewatering.
464 In other words, the GTX does not control the final dewatering; it is the sludge
465 composition that controls dewatering, so the sludge itself controls the final SC,
466
 - Differences between GTXs are observable only during the first hour of the pressure
467 filtration tests. Calendered GTXs appear to better retain particles compared with other
468 GTXs, for the geotextiles tested: for equivalent pore-opening size, the Cal-1 GTX
469 stops particles as soon as the sludge is deposited, whereas the NP-3 GPX allows
470 particles to cross for 15 min after deposition. Calendered GTXs with small opening
471 sizes lead to better filtration efficiency. The GTX influences the initial filtrate flow
472 rate and the clarity of the filtrate,
473
 - GTXs with pore-opening sizes greater than 200 μm do not retain particles. Based on
474 the PF tests in which particles were not retained, the range of maximum acceptable
475 pore-opening size was determined for a given GSD. Sludge with $D_{90} = 22 \mu\text{m}$ can be
476 filtered by GTXs with O_f between 50 and 98 μm but filtering is not possible with $O_f >$
477 212 μm .
478
 - Sludge with 3% silt reduces the piping mass to a third of what is obtained without silt
479 (8 vs 24 kg/m^2). For more than 25% silt content, the piping mass is low, approximately
480 400 g/m^2 . Piping is localized during the early stage of filtration; for example,
481 obtaining a clear filtrate from pure-clay sludge takes 90 min as opposed to 5 min for
482 sludge with 25% silt content. This result is due to the progressive formation of filter
483 cake, which provides most of the filtering action. Even with pure-clay sludge, filter
484 cake is formed, despite the diameter of clay particles being much less than the pore-
485 opening size ($D_{90} = 12 \mu\text{m}$ and $O_f = 98 \mu\text{m}$). Based on PF tests, the filter cake not only
486 causes a decrease in flow-rate but is also the major contributor to the retention of fine
487 particles.
488
 - The particles deposited on top of the GTX gradually form filter cake, which becomes
489 the major filtration organ. The GTX becomes the support for the cake. Thus, GTX
490
-

491 pore-opening size and sludge particle size distribution are two major parameters to
492 consider for GTX design for mineral clayey sludge filtration.

493 • Calendered GTXs and HB-GTXs perform very well for impregnation; few particles
494 penetrate the GTX. The porosity of a calendered GTX is particularly well conserved.

495 In pursuing the goal of using a geocomposite to enhance dewatering of fine-grained tailings,
496 this research offers a new perspective. Filtration, which is one of the two functions of
497 geocomposites, seems possible. Furthermore, the experiments show that using NW-GTXs for
498 dewatering high-clay-content sludge is feasible.

499 7. References

- 500 AFNOR, 2013. NF EN 14701-2 — Caractérisation des boues — Propriétés de filtration,
501 Partie 2 : Détermination de la résistance spécifique à la filtration, Paris.
- 502 ASTM, 2006. D5101-01 Measuring the Soil-Geotextile System Clogging Potential by the
503 Gradient Ratio, West Conshohocken, PA, USA, p. 8.
- 504 Aydilek, A.H., Edil, T.B., 2003. Long-term filtration performance of nonwoven geotextile-
505 sludge systems. *Geosynth. Int.* 10, 110-123.
- 506 Benson, C.H., Scalia, J., 2010. Hydraulic conductivity of exhumed geosynthetic clay liners
507 from composite barriers, in: SK.Z (Ed.), 3rd international symposium on geosynthetic clay
508 liners, Würzburg, Germany, pp. 73-82.
- 509 Besra, L., Sengupta, D.K., Roy, S.K., Ay, P., 2002. Flocculation and dewatering of kaolin
510 suspensions in the presence of polyacrylamide and surfactants. *International Journal of*
511 *Mineral Processing* 66, 203-232.
- 512 Bouazza, A., Freund, M., Nahlawi, H., 2006. Water retention of nonwoven polyester
513 geotextiles. *Polymer Testing* 25, 1038-1043.
- 514 Bourghès-Gastaud, S., Touze-Foltz, N., Blond, E., 2013. Multi-scale transmissivity study of
515 drain tube planar geocomposites: effect of experimental device on test representativeness.
516 *Geosynth. Int.* 20, 119-128.
- 517 Cantré, S., Saathoff, F., 2011. Design parameters for geosynthetic dewatering tubes derived
518 from pressure filtration tests. *Geosynth. Int.* 18, 90-103.
- 519 Farkish, A., Fall, M., 2013. Rapid dewatering of oil sand mature fine tailings using super
520 absorbent polymer (SAP). *Minerals Engineering* 50–51, 38-47.
- 521 Faure, Y.H., Fry, J.-J., 2004. Retention et colmatage des géotextiles. 5^{ème} Rencontres
522 Géosynthétiques Francophones 1, 41-66.
- 523 Huang, C.-C., Luo, S.-Y., 2007. Dewatering of reservoir sediment slurry using woven
524 geotextiles. Part I: Experimental results. *Geosynth. Int.* 14, 253-263.
- 525 Kutay, M.E., Aydilek, A.H., 2004. Retention performance of geotextile containers confining
526 geomaterials. *Geosynth. Int.* 11, 100-113.
- 527 Li, Z., Katsumi, T., Inui, T., 2011. Modeling cake filtration under coupled hydraulic, electric
528 and osmotic effects. *Journal of Membrane Science* 378, 485-494.
- 529 Liao, K., Bhatia, S.K., 2006. Evaluation on filtration performance of woven geotextiles by
530 falling head, pressure filtration test, and hanging bag tests, in: Kuwano, J., Koseki, J. (Eds.),
531 *Geosynthetics: Proceedings of the 8th International Conference on Geosynthetics (8ICG)*,
532 Yokohama, Japan, pp. 515-518.
- 533 Lydon, R., 2004. Filter media surface modification technology: state of the art. *Filtration &*
534 *Separation* 41, 20-21.

- 535 Maurer, B.W., Gustafson, A.C., Bhatia, S.K., Palomino, A.M., 2012. Geotextile dewatering of
 536 flocculated, fiber reinforced fly-ash slurry. *Fuel* 97, 411-417.
- 537 Mikula, R.J., Kasperski, K.L., Burns, R.D., MacKinnon, M.D., 1996. Nature and Fate of Oil
 538 Sands Fine Tailings, Suspensions: Fundamentals and Applications in the Petroleum Industry.
 539 American Chemical Society, pp. 677-723.
- 540 Moo-Young, H.K., Gaffney, D.A., Mo, X., 2002. Testing procedures to assess the viability of
 541 dewatering with geotextile tubes. *Geotextiles and Geomembranes* 20, 289-303.
- 542 Moo-Young, H.K., Tucker, W.R., 2002. Evaluation of vacuum filtration testing for geotextile
 543 tubes. *Geotextiles and Geomembranes* 20, 191-212.
- 544 Satyamurthy, R., Bhatia, S.K., 2009. Effect of polymer conditioning on dewatering
 545 characteristics of fine sediment slurry using geotextiles. *Geosynth. Int.* 16, 83-96.
- 546 Snars, K., Gilkes, R.J., 2009. Evaluation of bauxite residues (red muds) of different origins
 547 for environmental applications. *Applied Clay Science* 46, 13-20.
- 548 Theliander, H., Fathi-Najafi, M., 1996. Simulation of the build-up of a filter cake. *Filtration &*
 549 *Separation* 33, 417-421.
- 550 Weggel, J.R., Dortch, J., Merida, V.Z., 2011. Experiments with water and slurries in hanging
 551 geotextile bags: A further appraisal. *Geotextiles and Geomembranes* 29, 502-513.
- 552 Yüksekaya, M.E., Tercan, M., Doğan, G., 2010. Filter media research: Fabric reinforcement
 553 of nonwoven filter cloths. *Filtration & Separation* 47, 36-39.
- 554 Zimmer, E., Li, M., Youngblood, J., 2011. Effects of specimen size in transmissivity tests of
 555 biplanar geonets and geocomposites, *Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical*
 556 *Engineering*, 211 GSP ed, Dallas, TX, pp. 2203-2212.

557

1.3 Principaux résultats

Cet article présente une investigation expérimentale de la faisabilité de l'assèchement de boue silto-argileuse à l'aide de géotextiles non-tissés. Les tests de filtration sous pression ont été réalisés avec différentes boues et différents GTX. Les principaux résultats concernant l'assèchement sont les suivants :

- ◆ La filtration sous pression permet d'assécher les boues, la siccité initiale de 40% est portée à des valeurs comprises entre 59% et 75% en fonction de l'argilosité de la boue. C'est une preuve de l'effet de la consolidation sous gradient hydraulique évoquée dans l'introduction de la Partie 2.
- ◆ La cinétique d'expulsion du filtrat est comparable pour tous les tests, les courbes de quantité de filtrat en fonction du temps sont hyperboliques, avec un débit qui décroît continuellement pendant 7 jours. Cette cinétique est due à la formation progressive d'un gâteau de filtration.
- ◆ Le GTX a un impact sur la cinétique d'expulsion du filtrat uniquement durant la première heure. Ensuite on constate que pour une même boue, les débits deviennent identiques quel que soit le GTX. Ainsi le gâteau devient le facteur limitant après 1 h de filtration et contrôle le débit.
- ◆ La siccité finale pour une même boue est similaire quel que soit le GTX utilisé. Aucune corrélation entre les propriétés du GTX et l'assèchement n'a été trouvée, le GTX n'est pas un facteur limitant pour l'assèchement.

- ◆ Une corrélation claire apparaît entre la composition de la boue et son assèchement final. La quantité d'eau endogène extractible par une pression de 50 kPa est directement liée à la composition de la boue, et dépend de son niveau de liaison (voir chapitre III).

Les principaux résultats concernant la rétention des particules sont les suivants :

- ◆ Le passage des particules à travers le GTX n'a lieu que pendant les premiers instants de la filtration. Avec une boue purement argileuse, il faut 90 min pour obtenir un filtrat clair contre 5 min avec la boue contenant 25% de silt. La formation d'un gâteau de filtration est donc essentielle pour obtenir un filtrat clair. Cette formation survient même avec un très fort contraste de taille entre l'ouverture et les particules : la boue purement argileuse ($d_{90} = 12 \mu\text{m}$) forme un gâteau sur un GTX avec $O_f = 98 \mu\text{m}$, au bout de 90 min. Ce gâteau assure ensuite la rétention des particules. Comme évoqué dans le chapitre I au sujet des géotubes, des particules bien plus fines que l'ouverture sont susceptibles de former un gâteau de filtration.
- ◆ Les différences entre les GTX ne sont observables que durant la première heure de filtration au niveau de la rétention des particules. Les GTX calandrés retiennent mieux les particules : à ouverture de filtration égale, un calandré (Cal-1 GTX) arrête les particules dès le dépôt de la boue, alors que le GTX-NT (NP-3) laisse des particules passer durant 15 min. Le processus de calandrage permet de lisser la surface et ainsi de fermer les ouvertures de filtration en surface. Les GTX ont donc un impact sur la rétention initiale.
- ◆ Une boue ayant un $d_{90} = 22 \mu\text{m}$ peut être filtrée avec un GTX dont l' O_f est comprise entre 50 et 98 μm . En revanche, à partir des tests "échec", on peut affirmer que les GTX ayant une ouverture de filtration supérieure à 212 μm ne retiennent pas les particules de cette boue.

Par ailleurs, dans aucun de ces tests, le phénomène de colmatage ne peut pas être diagnostiqué. Nous avons défini le colmatage comme une réduction de la conductivité hydraulique du GTX (ou de son environnement proche) en deçà de la conductivité hydraulique requise par l'ouvrage où le GTX est installé. Dans la filtration de boue, le GTX ne peut pas devenir moins perméable que la boue elle-même. Ainsi la définition classique du colmatage n'a pas de sens quand on s'intéresse à la filtration de boue. La décroissance du débit observée est due à la formation du gâteau et ce gâteau est nécessaire à la rétention des particules. Contrairement à la filtration de sol où les volumes d'eau circulant peuvent être considérés comme infinis, dans les boues les volumes sont finis : à mesure que l'assèchement progresse, l'eau endogène restante est de plus en plus liée et son relargage est de plus en plus lent. Les débits diminuent donc et le GTX est de moins en moins sollicité : même si la conductivité hydraulique du GTX chute par imprégnation particulaire, elle restera suffisante pour permettre au débit issu de la boue de s'évacuer.

2. Conclusion

Cet article confirme plusieurs points que la bibliographie suggérait. La filtration de boue par GTX s'apparente à de la filtration industrielle, avec formation d'un gâteau de filtration. Ce gâteau retient les particules et entrave la circulation du fluide. Ces tests confirment que l'assèchement final dépend des niveaux de liaison de l'eau. Plus la boue est argileuse, plus la surface spécifique est importante et plus l'eau est liée.

Le GTX n'a aucune influence sur l'assèchement des boues testées, il se contente d'assurer la rétention des particules dans les premiers instants de la filtration, avant que le gâteau ne prenne le relais. Sur ces bases expérimentales, nous préconisons l'utilisation de GTX calandrés qui ont une rétention optimale dès le début de la filtration, cela afin de limiter l'encrassement interne du GCP.

La zone de transition entre la boue et le sol, évoquée dans l'introduction de la partie 2 n'est pas visible clairement dans ces tests car sa limite supérieure forme un continuum. Néanmoins, la pression appliquée au sommet de la boue est effectivement "convertie" en contrainte effective à la base de la colonne. Cette zone de transition existe donc réellement. Elle permet d'assurer que le remplissage des parcs à résidus entraîne une augmentation des contraintes effectives sur les GCP, et que ces contraintes provoquent une consolidation de la boue. L'assèchement mécanique grâce à la filtration par GTX est donc un moyen efficace pour assécher les boues. Dans cet article, la pression agissant sur la boue est de 50 kPa, ce qui correspond à une hauteur de boue de moins de 4 m. L'installation de GCP de drainage dans les parcs à résidus est de nature à permettre une expulsion de l'eau la moins liée grâce aux contraintes mécaniques générées par le remplissage des parcs à résidus, cela sans apport d'énergie mais en utilisant la pesanteur.

Nous arrivons à un tournant de la thèse : dans les deux chapitres précédents, deux fonctions classiques des GCP ont été investiguées. Il semble que ni la capacité de débit dans le plan, ni la filtration ne soient des facteurs limitant l'assèchement des boues. La siccité finale de la boue est, en fait, conditionnée par sa composition, qui contrôle les niveaux de liaisons de l'eau. La relation logarithmique entre la siccité et la résistance au cisaillement a été présentée dans le chapitre III. Si les contraintes mécaniques générées *in situ* par le remplissage des parcs à résidus ne sont pas suffisantes pour assécher mécaniquement la boue à hauteur des exigences de résistance au cisaillement, il faut utiliser un autre phénomène pour mobiliser l'eau et parvenir à la siccité cible. Nous avons vu dans le chapitre III, que l'électro-osmose (EO) permettait d'extraire de l'eau des matériaux argileux. La suite de ce mémoire de thèse s'attèle donc à évaluer l'intérêt de l'EO pour assécher les boues au delà de ce que les processus mécaniques permettent d'obtenir.

Partie 3

Développement de

GCP conducteurs (eGCP)

L'ultime partie de ce mémoire de thèse est consacrée au développement de géocomposites de drainage conducteur d'électricité permettant d'appliquer les phénomènes électrocinétiques dans les boues minières. L'électrocinétique ne faisait pas partie des axes initiaux de la thèse. Pour autant ces phénomènes sont rapidement apparus comme potentiellement porteurs de nouvelles pistes de développement pour l'assèchement de boues par GCP, et nous avons décidé de les inclure dans le travail de thèse. Dans le chapitre III, nous avons présenté les phénomènes électrocinétiques et vu que l'électro-osmose (EO) permettait de mobiliser l'eau dans les argiles par l'application d'un potentiel électrique. Nous avons aussi présenté le manque de solution technique pour appliquer efficacement l'EO dans les sols, et *a fortiori*, dans les boues des parcs à résidus.

Le concept d'EKG a aussi été présenté dans le chapitre III. Il repose sur l'idée d'introduire une nouvelle fonction aux géosynthétiques : la conduction d'électricité. Pour l'instant, les EKG ne sont pas produits industriellement et ne sont utilisés qu'à des fins de recherche pour appliquer l'EO dans les sols. Ils sont le plus souvent des objets unidimensionnels dont la conduction est assurée par des éléments métalliques. La première limite importante des EKG existants résulte de la corrosion de ces éléments métalliques lorsqu'ils forment l'anode. Lors des traitements par EO, l'imposition du courant induit une corrosion inéluctable des métaux localisés à l'anode. Cette corrosion limite la durée des traitements par EO, et peut causer leur arrêt. Pour limiter l'impact de cette corrosion, une solution proposée par Lamont-Black et Weltman (2010) et d'autres est de surdimensionner les anodes, c'est-à-dire de mettre plus de matière à corroder. Cette approche n'est valable que dans des applications à haute valeur ajoutée où le coût de la corrosion peut ne pas être rédhibitoire. Seulement, dans le cas des boues minières, il peut sembler contre-intuitif d'enrichir ces déchets avec les métaux lysés à l'anode. Par ailleurs, la grande taille des parcs à résidus oblige à limiter le coût des éléments conducteurs et de leur corrosion.

L'autre élément limitant l'utilisation des EKG existants dans les parcs à résidus résulte de leur forme unidimensionnelle. Ces EKG 1D doivent être installés par fichage dans le sol en place. Cette géométrie présente un inconvénient de taille, elle ne permet pas d'utiliser pleinement la pesanteur pour provoquer un assèchement mécanique de la boue.

Ainsi, le cahier des charges pour développer des EKG dédiés à l'assèchement des boues minières compte deux points prioritaires :

- ◆ EKG plan : des EKG en 2D, installés horizontalement entre les couches de boues dans les parcs à résidus, permettraient d'utiliser l'EO verticalement pour maximiser l'assèchement provoqué par le remplissage des tailings ponds. Ils répartiraient l'électricité dans la boue sur de grandes surfaces. C'est ce que nous avons investigué dans la partie 2 : il semble que les GCP à mini-drains pourraient prendre en charge les fluides issus de la consolidation mécanique des boues et ceux mobilisés par l'EO grâce à leurs fonctions de base.
- ◆ Conduction non métallique : puisque les métaux se corrodent, il faudrait utiliser des conducteurs non métalliques (plastique conducteur, carbone, graphite, etc.). L'enjeu est d'identifier des éléments conducteurs intégrables aux GCP sans surcout prohibitif et sans nuire aux propriétés initiales du GCP. Il faut parvenir à développer des anodes économiquement viables, tant à la conception qu'à l'utilisation.

Cette partie présente donc un travail original de R&D sur l'intégration d'une nouvelle fonction aux GCP à mini-drains. Les 3 chapitres qui la composent permettent de suivre ce travail :

- ◆ Le chapitre VI est une investigation préliminaire des phénomènes électrocinétiques. Les premiers tests étaient simples et nous ont permis d'éprouver différents éléments conducteurs pour percevoir leur limite et appréhender les méthodes de traitement.
- ◆ Le chapitre VII est consacré au développement d'un dispositif permettant de tester différents prototypes de GCP conducteurs (appelés eGCP) et aux résultats obtenus. Ce chapitre présente le dispositif (article 3) qui permet d'assécher une boue à la fois à l'aide d'une contrainte mécanique et de l'application de l'EO. Les résultats d'assèchement de FFT réels avec des eGCP à base de cuivre sont présentés dans l'article 4. Enfin, la dernière partie du chapitre présente les résultats d'assèchement de FFT avec des eGCP à base de carbone.
- ◆ Le chapitre VIII présente le brevet qui découle de ce développement. En effet, les eGCP à base de carbone ont permis d'assécher des FFT réels au-delà de nos espérances : ces géosynthétiques efficaces et novateurs justifiaient le dépôt d'un brevet.

1. Introduction

Pour commencer l'investigation des processus électrocinétiques et le développement d'un GCP conducteur, un ensemble d'expériences préliminaires a été mené, elles sont présentées dans ce chapitre. Ces expériences simples ont permis d'obtenir des résultats, non valorisables par des articles, qui ont servi de base aux expériences menées par la suite (présentées dans le chapitre VII).

La première partie de ce chapitre mentionne une tentative d'intégration non concluante de polymère conducteur intrinsèque, c'est-à-dire de plastique conduisant l'électricité. Le but de cette intégration était d'obtenir un GTX conducteur, en fonctionnalisant directement le polypropylène le composant.

Dans la seconde partie du chapitre, des expériences d'électrocoagulation (EC) sans anode sacrificielle sont présentées. Elles nous ont permis d'identifier l'impact de l'électrolyse de l'eau et des variations de pH induites sur la déstabilisation d'une boue à faible siccité. Ces expériences ont aussi montré que l'EC devenait marginale rapidement après le début des essais lorsque la siccité devenait trop importante et que l'électro-osmose devenait alors le phénomène prépondérant. Par la suite, nous avons décidé de nous focaliser sur l'EO qui correspond plus à nos attentes, car elle permet d'assécher des boues.

Dans la troisième partie de ce chapitre, les premières expériences dédiées à l'électro-osmose (EO) sont exposées. Le dispositif expérimental est décrit : ces expériences sont les premières dans lesquelles nous avons mis un GCP à mini-drain en situation d'assécher une boue, nous verrons les principaux résultats concernant la filtration. Ces expériences nous ont, surtout, permis de tester différents conducteurs pour appliquer l'EO dans une boue. Nous avons ainsi pu évaluer la durabilité de la conduction électrique. Un conducteur est apparu être un bon candidat à l'intégration dans un GCP : la fibre de carbone. Elle présente l'avantage d'être très peu corrodable par rapport aux métaux. Par ailleurs, ces expériences permettent de comparer différentes méthodes de traitement, et ainsi dégager des pistes pour améliorer l'assèchement de boue par EO.

1. Fonctionnalisation d'un GTX par PAni

Le concept d'EKG a été présenté : le plus souvent leur fonction de conduction repose sur l'ajout d'éléments conducteurs en plus des éléments de base des géosynthétiques. Au début du travail sur l'EO, une solution m'est apparue élégante : rendre conducteur directement le GTX utilisé dans les GCP. Ainsi, nous aurions pu avoir une surface d'échange très importante avec les fluides grâce à la surface spécifique gigantesque des GTX : dizaines à centaines de mètre carré de surface de fibre par mètre carré de GTX. Avec de tels GTX, nous aurions obtenu des GCP conducteurs sur toute leur surface. Cette fonctionnalisation du GTX aurait eu des perspectives bien au-delà de mon projet de thèse, par exemple pour fabriquer des électrodes poreuses pour bio-pile où des micro-organismes pourraient être installés. Cette partie rapporte rapidement cette tentative de fonctionnalisation non-concluante car elle constitue encore une perspective d'avenir.

La plupart des polymères sont isolants, mais il existe quelques polymères conducteurs intrinsèques (PCI). Les PCI sont des matériaux très novateurs, ils ont valu le prix Nobel de chimie en 2000 à A. Heeger, A. MacDiarmid et H. Shirakawa. On retrouve les PCI dans les écrans souples (OLED) ou les panneaux solaires de 2^{ème} génération. Dans cette partie, nous présentons une tentative d'intégration d'un polymère conducteur intrinsèque dans un GTX. Pour ce faire nous avons tenté d'enrober les fibres d'un GTX avec de la polyaniline (PAni).

L'encre conductrice (*PAniplast- Rescoll*) est une solution de PAni, qui se dépose comme une peinture (pulvérisation, pinceau...) puis sèche par évaporation de l'eau. 4 imprégnations au rouleau sur 4 GTX ont été réalisées sans augmenter la mouillabilité du polypropylène au préalable. La quantité de PAni déposée dans le GTX a un impact sur les paramètres hydrauliques du GTX. Cet impact a été évalué, selon la norme ISO, en mesurant la permittivité avant et après encrage. Les résultats sont présentés dans le Tableau VI-1.

Tableau VI-1 Quantité de PAni déposée et évolution des paramètres hydrauliques des 4 éprouvettes de GTX.

Géotextile	Masse surfacique gtx vierge	Masse surfacique gtx + PAni	Baisse de porosité	Baisse de permittivité V_{H50}	Coût encre
G 2	110 g.m ⁻²	323 g.m ⁻²	- 43%	- 91 %	6,4 €.m ⁻²
F 200	163 g.m ⁻²	798 g.m ⁻²	- 30%	- 92 %	19,1 €.m ⁻²
P 300	330 g.m ⁻²	1229 g.m ⁻²	- 35%	- 56 %	27,0 €.m ⁻²
ND 320	352 g.m ⁻²	1706 g.m ⁻²	- 35%	- 83 %	40,7 €.m ⁻²

La perte de porosité est importante, la PAni encrasse les pores et entraîne une baisse conséquente de la permittivité, entre -56% et -92%. En parallèle, nous avons suivi l'évolution de la résistance électrique des éprouvettes de GTX avant et après le test de permittivité. Ensuite ces mêmes éprouvettes ont été trempées dans l'eau et une mesure de résistance a été réalisée à nouveau. Le test de résistance est effectué directement sur l'éprouvette d'un diamètre de 90mm avec 2 électrodes distantes de 83mm qui imposent un potentiel électrique, et un ampèremètre qui mesure l'intensité résultante (Tableau VI-2).

Tableau VI-2 Évolution des résistances au cours du test de perméabilité.

	Résistance en Ohm		
	Après l'encrage	Après permittivité	Après trempage
G 2	645	54000	98000
F 200	175	2900	7625
P 300	160	3600	6475
ND 320	120	1600	4410

Avant l'encrage, la résistance est supérieure à 1 G Ω . L'encrage rend les GTX conducteurs, les résistances deviennent inférieures à 1000 Ω . Le problème est que la résistance croît considérablement après le test de permittivité. Pis encore, un simple trempage des éprouvettes dans de l'eau, entraîne à nouveau sur les mêmes éprouvettes une hausse de la résistivité. La perte de conductivité peut s'expliquer par un écaillage visible du dépôt de PANi : lorsque le géotextile est manipulé, une poudre noire se détache du produit, manifestement la PANi n'adhère pas au support.

Ces essais étaient donc un échec, mais il n'en demeure pas moins que les perspectives apportées par les PCI restent valables. Un GCP fonctionnalisé avec de la PANi, permettrait de former dans les sols, les boues ou des effluents, des électrodes poreuses à très forte surface spécifique. Très récemment, deux articles ont été publiés à propos de la fonctionnalisation de GTX par greffe sur le polypropylène des fibres d'un acide aminé (cystéine) ou d'un polyoside (chitosan). Ces deux molécules ont une capacité à adsorber les métaux lourds. Les auteurs parviennent donc à développer un GTX capable de retenir les métaux lourds le traversant. Cette greffe a été réalisée en traitant le polypropylène avec un plasma froid à basse pression (Vandenbossche *et al.*, 2014 ; Vandenbossche *et al.*, 2013). Dans nos essais, la greffe de PANi sur les fibres n'a pas pris : *a posteriori* nous pouvons expliquer cette non-adhésion. L'encre conductrice devait s'appliquer sur un support polaire (au moins 48 dynes), or le polypropylène constituant les fibres est apolaire (28 dynes). Ainsi, il faudrait, en amont de l'encrage, un traitement de surface pour rendre mouillable le polypropylène. Typiquement un traitement Corona (passage du GTX entre 2 électrodes très fortement polarisées entre lesquelles l'air est ionisé) ou un traitement par plasma froid entrainerait l'augmentation de l'énergie de surface du polypropylène, et améliorerait très probablement l'adhésion de la PANi sur les fibres d'un GTX.

La suite de ce chapitre est dédiée aux expérimentations sur les phénomènes électrocinétiques.

2. Electrocoagulation de boue argileuse sans anode sacrificielle

2.1 Introduction

Nous avons présenté l'EC dans le chapitre III comme un moyen de clarifier des suspensions en couplant deux phénomènes :

- ♦ La lyse de l'anode sacrificielle métallique qui génère des cations dans la suspension.
- ♦ L'électrophorèse qui permet de répartir les cations obtenus dans la suspension.

Les cations agissent comme des coagulants, ils déstabilisent les suspensions colloïdales. En inhibant les potentiels de surface négatifs, ils lient les particules d'argile entre elles, pour former des agrégats, plus pesants, qui sédimentent alors. La lyse des anodes, qui est problématique pour l'application d'autres phénomènes électrocinétiques, semble nécessaire pour l'EC.

L'EC n'a donc pas pour finalité d'assécher des suspensions mais de les clarifier en augmentant la sédimentation. Cette application pourrait permettre d'accélérer la sédimentation dans les parcs à résidus, en particulier dans la couche la plus superficielle des parcs dans laquelle la siccité est la plus faible. En abaissant ainsi la ligne de boue, le surnageant à la surface pourrait être récupéré plus rapidement.

Le travail présenté dans cette section a été réalisé avec Rym Akkouche au premier semestre de l'année 2012, qui effectuait son stage à l'ENS Cachan, sous la direction d'Yves Berthaud, Karim Beddiar et moi-même. Dans ce travail, une boue à base de kaolinite est asséchée en associant deux mécanismes :

- ♦ L'EC sans apport de cation métallique, c'est-à-dire sans anode sacrificielle ; pour cela l'anode utilisée est en carbone. Cette pratique est inédite, nous souhaitons l'investiguer car le coût de la corrosion des électrodes métalliques est important et qu'il convenait d'évaluer l'efficacité de l'EC sans y associer cette lyse.
- ♦ La filtration afin de permettre à l'eau d'être extraite de la boue et ainsi, en plus de déstabiliser la suspension colloïdale par EC, aboutir à un assèchement de la boue.

Par ailleurs, la limite entre EC et EO n'est pas clairement appréhendable dans la littérature : l'EC s'applique aux suspensions, alors que l'EO nécessite un milieu poreux. Ces essais sont réalisés avec des boues diluées (proche d'une suspension : particules isolées dans la phase liquide), qui vont s'assécher au cours de temps pour se rapprocher d'un milieu poreux. Nous pouvons donc tenter d'appréhender la limite entre les deux phénomènes. Les résultats principaux sont rapportés dans la suite, mais dans un premier temps, le matériel utilisé est précisé.

2.2 Matériel et méthode

Ce travail était préliminaire, le but était d'investiguer une large gamme de paramètres (salinité, pH, tension ou intensité constante, inversion...). Tous ces paramètres n'ont pas d'influence sur l'assèchement et dans la suite, seuls les résultats les plus intéressants sont indiqués. Il est

important de préciser que les incertitudes dans ce travail sont fortes, les résultats doivent être considérés de façon qualitative et non quantitative.

La boue est un mélange d'eau et de kaolinite Speswhite utilisée et caractérisée par Beddiar (2001) dans sa thèse. Sa surface spécifique est de $14 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$, d_{80} est inférieur à $2 \mu\text{m}$. La siccité initiale est de 20%, ce qui correspond à une boue très liquide, plus riche en eau que la plupart des RDC. Ce choix s'explique par la volonté d'étudier l'EC donc d'avoir un matériau proche d'une suspension au moins au début des expériences.

400 ml de boue sont disposés dans une colonne de 15 cm^2 de section. La base de la colonne est munie d'une éprouvette de GCP comportant 2 GTX : un filtre (130 g.m^{-2} ; $Of = 90 \mu\text{m}$) et une nappe drainante (400 g.m^{-2} ; $Of = 132 \mu\text{m}$).

L'anode utilisée est constituée d'un tissu de carbone et disposée sur un flotteur au sommet de la boue. Elle suit donc librement le tassement de la boue. La cathode, aussi constituée d'un tissu de carbone, est fixée à la base sur le GTX. La Figure VI-1 illustre le dispositif expérimental.

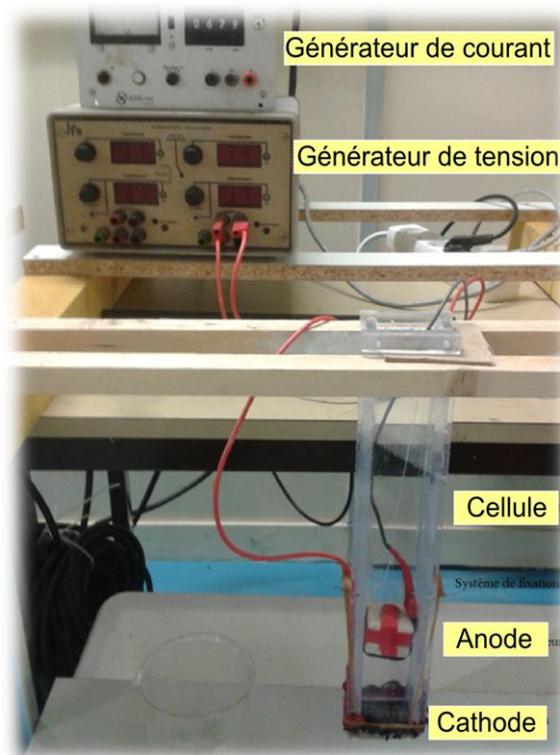


Figure VI-1 Cellule utilisée pour l'assèchement électrocinétique.

La boue n'est soumise à aucune contrainte mécanique. Les essais durent 20 h et le gradient électrique initial varie de $0,7$ à $1,4 \text{ V.cm}^{-1}$. Il augmente ensuite au fur et à mesure de l'assèchement, avec une diminution de la distance inter-électrodes ($d_{\text{ini}} = 27 \text{ cm}$). Le suivi de la quantité de filtrat obtenu à l'aval de la cellule est réalisé au cours du temps, ainsi que les valeurs de pH aux électrodes. Les tensions et intensités ne sont pas mesurées, les valeurs inscrites sur le générateur sont utilisées.

2.3 Résultats principaux

Dans un premier temps, nous verrons que malgré l'absence de lyse de l'anode, la production de produits électrolytiques entraîne une déstabilisation de la boue à l'anode. Ensuite, les aspects énergétiques des traitements seront comparés en fonction de la tension du traitement.

2.3.1. Évolution du pH et impact sur le potentiel Zeta

Au cours des essais, le pH est suivi dans le filtrat (pH de la cathode) et dans le surnageant (pH à l'anode). Les résultats sont mentionnés dans la Figure VI-2.

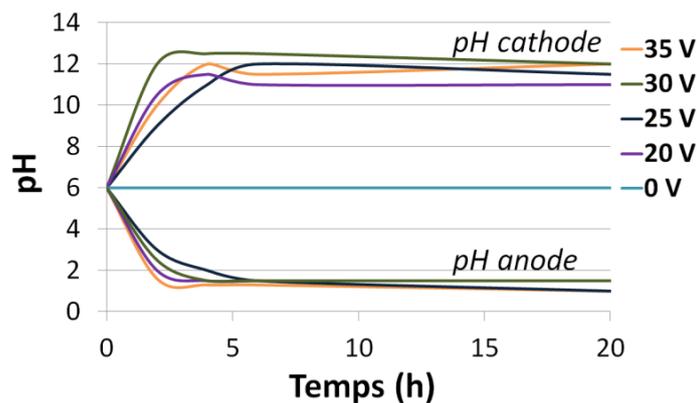


Figure VI-2 Évolution du pH aux électrodes en fonction de la tension.

L'électrolyse de l'eau induit une bipolarisation du pH très nette : d'une valeur initiale de 5,5, le pH évolue à environ 1,5 à l'anode et 12 à la cathode. Il est intéressant de noter que la tension a peu d'influence sur ces valeurs, et que la bipolarisation est globalement plus rapide avec les tensions élevées. Dans les cellules, nous observons, au début du traitement, une sédimentation rapide des particules solides au niveau de l'anode, avec la formation d'un surnageant, alors que sans électricité la boue restait stable.

Afin d'évaluer l'impact de cette bipolarisation sur la boue, un test complémentaire a été réalisé : 3 ml de liquide anodique et autant de liquide cathodique ont été prélevés et introduits dans 12 ml d'une boue non traitée par électrocinétique. Après 4 h, on observe la position de la ligne de boue qui sépare la boue du surnageant (Figure VI-3) :

- ◆ Pour le témoin (12 ml de boue et 3 ml d'eau), la ligne de boue est légèrement descendue : 2,5 ml de surnageant ont été produits.
- ◆ Pour la boue mélangée avec le liquide anodique, la ligne de boue est plus descendue : 4,5 ml de surnageant ont été produits. La boue est déstabilisée.
- ◆ Pour la boue mélangée avec le liquide cathodique, la ligne de boue n'est pas descendue, il n'y a pas de surnageant produit. La boue est stabilisée.



Figure VI-3 Impact des produits d'électrolyse sur une boue de kaolinite 4 h après le mélange. Témoin à gauche, liquide anodique au centre, liquide cathodique à droite.

En ajoutant à la boue le liquide anodique et sans lui imposer directement un courant électrique, la boue se déstabilise. La Figure VI-3 atteste d'un impact des produits électrolytiques générés à l'anode sur la boue. Ainsi contrairement à l'EC classique, où l'on considère que ce sont les cations métalliques qui accélèrent la sédimentation, dans nos expériences, ce sont d'autres produits électrolytiques qui agissent.

La relation qui existe entre le pH et le potentiel Zeta a été évoquée dans le chapitre III, la Figure VI-4 présente cette relation pour la kaolinite Speswhite testée.

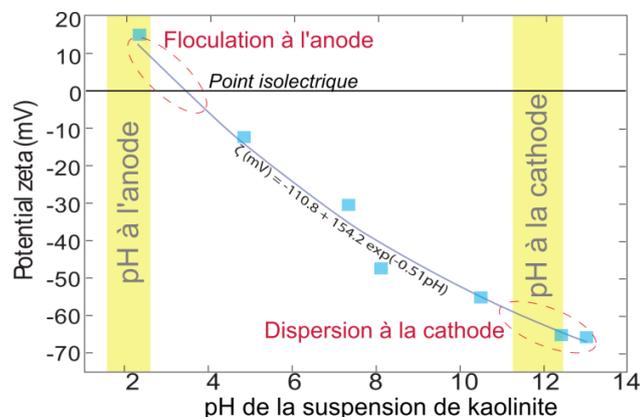


Figure VI-4 Relation entre le pH de la kaolinite testée et le potentiel Zeta. Informations tirées de Beddiar (2001).

Le pH a un impact fort sur le potentiel Zeta : une baisse de pH entraîne sa neutralisation. Sur la Figure VI-4, les pH des liquides anodiques et cathodiques sont représentés par les 2 zones jaunes. Ainsi, selon toute vraisemblance, la bipolarisation du pH lors du traitement électrocinétique entraîne la déstabilisation de l'argile à l'anode. Ce ne sont donc pas les cations métalliques qui accélèrent la sédimentation dans ces expériences, mais les cations hydronium H_3O^+ . C'est un élément, qui à ma connaissance, malgré sa simplicité, n'a pas été évoqué jusqu'à présent. Nous avons pu le constater car les électrodes n'étaient pas métalliques. C'est la principale conclusion de ce travail concernant l'EC.

Les limites EO-EC sont floues. La boue utilisée se situe entre les matériaux typiques de l'EC (suspension) et de l'EO (milieu poreux) : au début du traitement (quelques heures) une clarification de la boue se produit par EC sans assèchement, puis rapidement, la ligne de boue arrête de descendre : il y a alors dans la colonne un surnageant de quelques centimètres qui recouvre une boue plus dense. A partir de ce moment, le surnageant est graduellement évacué vers le bas à travers la boue. La boue forme alors un milieu poreux fixe et l'eau du surnageant s'écoule à travers : l'EO devient alors le phénomène majoritaire. On retiendra que l'EC sans anode sacrificielle peut apporter une contribution importante dans les parcs à résidus en abaissant la ligne de boue. Dans le chapitre I, nous avons vu l'exemple du parc de Mea (RDC issus des phosphates), la cheminée ne peut pas être utilisée car la ligne de boue affleure. Une clarification par EC permettrait d'entraîner la formation d'un surnageant, qui pourrait être recyclée dans la mine. Au vu de la taille du parc, une couche de quelques décimètres d'épaisseur représenterait plusieurs milliers de tonnes d'eau.

2.3.2. Assèchement électro-osmotique

Dans cette partie, les résultats présentés concernent majoritairement l'EO. L'EC n'a pas vocation à provoquer un déplacement d'eau à travers la boue, donc le volume d'eau extrait à travers le filtre (cathode et GTX) peut être attribué à l'EO mais aussi aux phénomènes gravitaires. Ces premiers résultats sur l'EO confirment les observations de Lockhart (1981) : l'augmentation de la tension augmente l'expulsion du fluide à la cathode, mais la relation n'est pas linéaire (Figure VI-5).

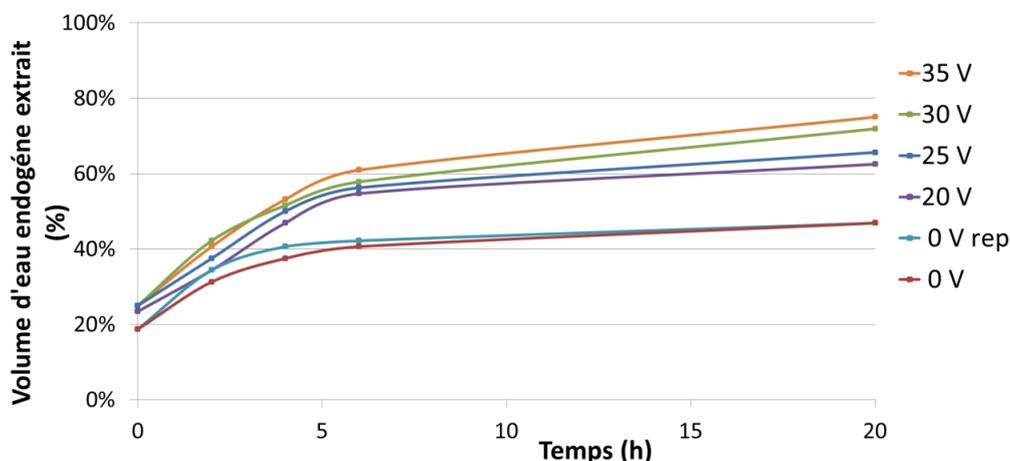


Figure VI-5 Quantités de filtrat expulsées au cours du temps pour différentes tensions de traitement.

Sur la Figure VI-5, le volume d'eau extrait en fonction du temps est représenté. On observe que le débit décroît continuellement au cours des expériences. Au cours des deux tests sans tension (0 V), 45% de l'eau contenue dans la boue s'extrait sans appliquer ni contrainte mécanique, ni potentiel électrique : cette eau peut être considérée comme de l'eau libre. L'application d'un potentiel électrique permet d'extraire entre 62 et 76% de l'eau contenue dans la boue. Dans le Tableau VI-3, les quantités de filtrat sont confrontées aux performances énergétiques des différents traitements.

Tableau VI-3 Performance des tests d'assèchement en fonction de la tension. Le cout est donnée à titre indicatif (0,11€/kWh).

	Tension appliquée				
	0 V	20 V	25 V	30 V	35 V
Filtrat obtenu (g)	150	200	210	230	240
Siccité finale (%)	36%	48%	50%	55%	57%
Consommation (Wh)	0	4,5	5,1	9,4	16
Efficacité : Wh par point de siccité gagné	0	0,16	0,17	0,27	0,43
Consommation (kWh/tonne de boue)	0	9,6	10,9	20	34
Cout (€/tonne de boue)	0 €	1,06 €	1,2 €	2,2 €	3,7 €

Dans le Tableau VI-3, les volumes de filtrat extrait apparaissent sensiblement plus importants lorsque l'EO est utilisée : on obtient 150 g sans EO contre 240 g avec 35 V. Les traitements qui apparaissent les plus efficaces en termes d'assèchement sont ceux à 20 et 25 V. La consommation est alors d'environ 0,17 Wh par point de siccité. Globalement les consommations obtenues avec les tensions inférieures à 25 V sont comparables aux consommations retrouvées dans la littérature (Chien et Ou, 2011 ; Fourie et Jones, 2010). A 30 V et 35 V, les consommations sont plus fortes, ce qui s'explique par les gradients électriques élevés (entre 2,7 et 3,3 V à la fin des tests). Enfin, les couts en électricité de ces traitements sont compris entre 1 et 4 € par tonne de boue traitée.

2.4 Conclusion

Pour conclure sur ce travail, l'électrocoagulation sans anode sacrificielle permet de déstabiliser la kaolinite par bipolarisation du pH. Ce phénomène est de nature à clarifier la boue, alors même que les électrodes ne sont pas corrodables. Suite à cette densification de la kaolinite, l'électro-osmose s'impose rapidement comme le phénomène prédominant. Concernant les niveaux de liaison de l'eau endogène, 40% de l'eau est libre et peut être extraite par filtration, gravitairement sans contrainte mécanique. Par ailleurs, au minimum 17% de l'eau est liée, elle peut être extraite par EO mais pas par filtration.

Ces premiers tests d'électrocinétique montrent qu'expérimentalement la limite entre EC et EO est difficile à définir, ce qui trouble l'interprétation des résultats. L'étude de l'EC seule nécessiterait des siccités plus faibles que 20%, mais nous avons vu que les RDC avaient une siccité plutôt supérieure. Nous avons donc décidé de ne pas pousser plus loin l'investigation de ce phénomène et nous retiendrons que l'EC peut apporter une contribution importante dans les parcs à résidus en abaissant la ligne de boue, et en permettant ainsi de récupérer plus rapidement le surnageant afin de recycler l'eau.

Dans les expériences électrocinétiques menées par la suite, des siccités de 50% ont été privilégiées pour faire intervenir majoritairement l'EO et limiter l'impact de l'EC. La seconde partie de ce chapitre présente ces expériences préliminaires dédiées à l'EO. L'objectif principal de ces expériences est de tester différents conducteurs intégrables dans des GCP à mini-drains.

3. Electro-osmose d'une boue de kaolinite

J'ai réalisé ce travail entre juin et décembre 2012, à Irstea, il constitue une avancée dans le développement de GCP conducteurs. Après avoir présenté les différents objectifs de cette étude, le dispositif expérimental développé sera décrit. Ensuite les principaux résultats seront rappelés :

- ◆ Ces expériences constituent la première mise en situation d'un GCP à mini-drain avec des boues : des résultats sur la qualité de la filtration seront donnés. Nous verrons que l'imprégnation concerne essentiellement le GTX agissant comme filtre.
- ◆ Au cours des essais, environ 60% de l'eau est extraite par processus gravitaire (filtration simple), le reste provient de l'application de l'EO.
- ◆ Ce travail vient en amont du prototypage, nous n'avons pas intégré de conducteur dans un GCP, mais testé différents conducteurs intégrables. Les résultats concernant la durabilité des anodes testées seront présentés.
- ◆ Enfin, les relations existantes entre les différentes méthodes de traitement et l'efficacité de l'assèchement seront abordés. L'importance des inversions de polarité sera mise en avant, et nous verrons que selon les expériences.

3.1 Objectifs

Suite aux expériences d'EC, où les GTX avaient un rôle marginal, nous voulions mettre un GCP à mini-drain en situation d'assécher des boues. Pour cela, au lieu d'étudier la seule filtration normale au plan, la fonction drainage intervient dans ces nouvelles expériences : l'eau doit pénétrer à l'intérieur du mini-drain pour quitter la cellule. Outre ces aspects liés aux fonctions de base, l'objectif de ces essais était de tester des conducteurs pour imposer un potentiel électrique dans une boue. Ce test systématique de différents conducteurs a permis d'évaluer les meilleurs candidats à l'intégration dans un GCP pour avancer dans le développement d'un GCP à mini-drains conducteurs d'électricité. Ces tests ont aussi permis de mieux appréhender l'EO.

3.2 Matériel

L'électrocinétique n'avait jamais été étudiée à Irstea, et il fallait développer *ex nihilo* un dispositif expérimental pour étudier l'assèchement d'une boue en couplant filtration-drainage et EO ; dans cette partie, le dispositif que j'ai conçu est présenté en détail.

3.2.1. Cellules

La géométrie que nous envisageons pour l'installation de GCP dans les parcs à résidus impliquait de tester le GCP horizontalement. L'autre exigence était de pouvoir tester une surface représentative de GCP à mini-drain. Pour ne pas avoir à produire des quantités trop importantes de boue, nous avons choisi d'être représentatifs d'un produit dont l'écartement entre mini-drains serait de 25 cm. Par ailleurs, la hauteur devait être suffisante pour estimer les hétérogénéités verticales de l'assèchement. Deux cellules expérimentales ont été développées, elles sont illustrées par la Figure VI-6.

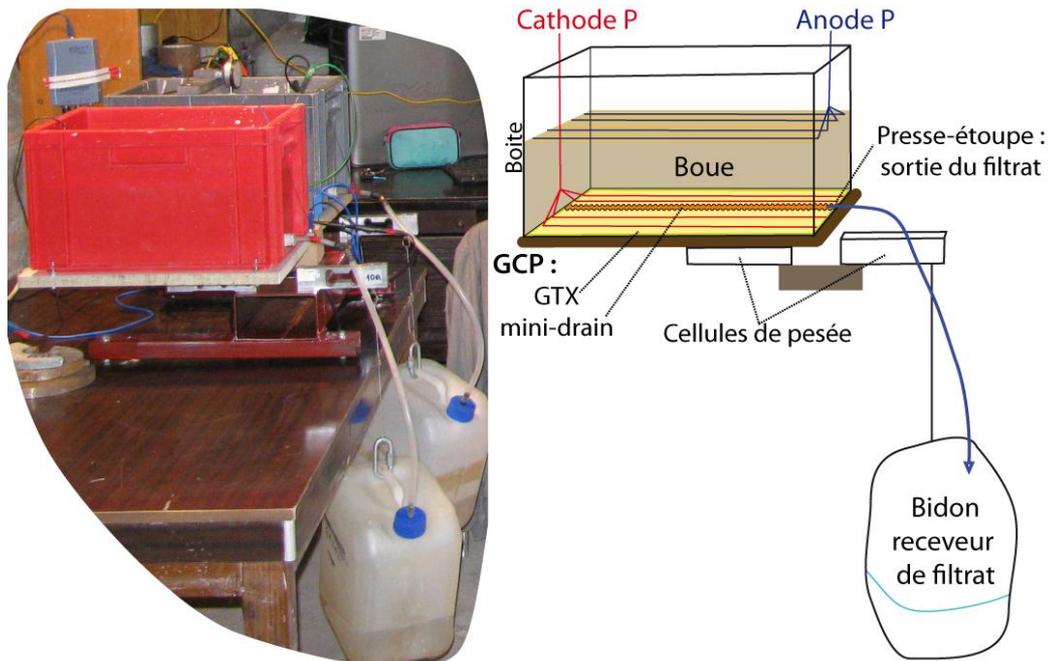


Figure VI-6 Photo et schéma d'une cellule expérimentale

Les deux cellules sont des boîtes en plastique de 0,25 m de large, 0,35 m de long et 0,25 m de haut. 20 kg de boue sont déposés dans ces cellules, cette boue s'assèche au fur et à mesure de l'expulsion de l'eau endogène, qui sort de la cellule grâce à un GCP à mini-drain installé au fond de la cellule. Le mini-drain est dans la longueur de la boîte au milieu de celle-ci : l'extrémité arrière est bouchée alors que l'extrémité avant est connectée à un tube de plus faible diamètre qui traverse la paroi avant de la boîte. Ce tube conduit le filtrat extrait à un bidon receveur de filtrat. Ainsi, l'eau qui quitte la boue doit suivre un parcours complet dans le GCP : filtre, nappe puis drain. La quantité de filtrat est suivie par pesées simultanées des masses de la boîte et du bidon ; les paramètres électriques du traitement par EO sont suivis par un oscilloscope.

3.2.2. Instrumentation

3.2.2.1. Suivi des expériences

Mesure de la quantité de filtrat

La mesure des masses des 2 boîtes et des 2 bidons receveurs de filtrat est réalisée par 4 cellules de pesée, choisies car elles sont insensibles au moment de torsion : elles permettent de peser quelle que soit la position du centre de gravité du poids à peser. Elles sont installées comme suit :

- ◆ Pour la boîte contenant la boue, la cellule a une capacité de 50 kg et une résolution de ± 50 g, elle est directement fixée au plateau portant la boîte.
- ◆ Pour le filtrat, la cellule a une capacité de 10 kg et une résolution de ± 10 g, elle porte le bidon receveur de filtrat par un fil en acier.

Une centrale d'acquisition enregistre les poids mesurés par les 4 cellules. Ainsi nous pouvons mesurer la quantité de filtrat expulsée (perte sur la cellule "boîte" et gain sur la cellule "filtrat") et aussi estimer l'évaporation (différence entre ces deux valeurs). A l'usage, ces cellules sont apparues sensibles à la température (non contrôlée), ce qui engendre des biais dans les pesées.

Paramètres électriques

La tension est imposée par un générateur stabilisé, la valeur de consigne est retenue comme valeur de tension. L'intensité est suivie en continu par un oscilloscope. Grâce à des résistances de haute précision, un montage électronique simple permet de générer des pertes de tension mesurables par l'oscilloscope et ainsi calculer I par $U=R.I$. Les mesures d'intensité se font sur une gamme de 6 à 600 mA ± 2 mA. Les données électriques présentent donc une faible incertitude.

3.2.2.2. Évaluation de l'état final

A la fin des expériences, la couche de boue asséchée a perdu en épaisseur : la hauteur finale est comprise entre 7 et 11 cm (hauteur initiale : 18 cm). Pour évaluer l'assèchement et l'amélioration mécanique de la boue, la siccité finale et la résistance au cisaillement sont mesurées.

Siccité

A la fin des expériences, deux carottes de 30 mm de diamètre sont prélevées afin de déterminer le profil vertical de la siccité dans la boue asséchée. Les deux carottes sont réalisées entre le drain et les parois latérales (Figure VI-7). Les carottes sont découpées en 5 tranches, qui sont pesées, puis séchées au four à microondes et repesées à deux reprises pour confirmer la stabilisation de la masse sèche. L'hétérogénéité verticale de la siccité cause une stratification : lorsqu'il y a des horizons liquides entre des couches plus sèches, l'horizon liquide peut fluer latéralement lors du carottage : la différence entre la hauteur finale de la boue et la longueur de la carotte est de l'ordre du centimètre. Ainsi la siccité est biaisée à la hausse.

Résistance au cisaillement

L'évolution de la résistance au cisaillement est évaluée à l'aide d'un scissomètre à main. Afin d'appréhender les hétérogénéités verticales et horizontales, 12 mesures sont réalisées, en 2 groupes de 6 de part et d'autre du mini-drain. Les 6 mesures sont réparties sur deux plans horizontaux (à 3 cm du fond et à 3 cm de la surface), la répartition est illustrée par la Figure VI-7.

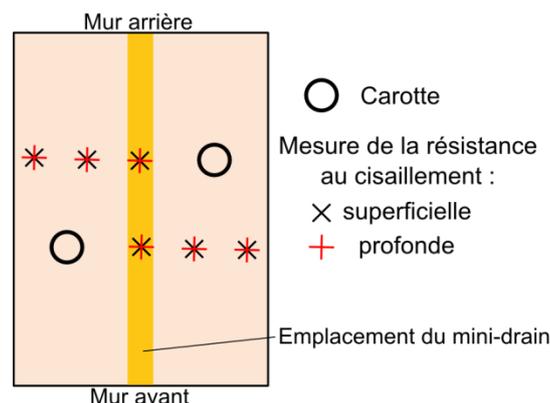


Figure VI-7 Vue en plan de la boîte contenant la boue. Localisation des mesures de cisaillement et des carottes.

3.2.3. GCP et éléments conducteurs

Ces tests avaient deux objectifs principaux : la mise en situation d'un GCP à mini drain avec des boues et la recherche d'un conducteur intégrable dans un GCP à mini-drain.

Le GCP à mini-drain (diamètre 20mm) posée au fond de la boîte est composé de 2 filtres GTX (130 g.m^{-2} ; $Of = 90 \text{ }\mu\text{m}$) entourant une nappe drainante GTX (300 g.m^{-2} ; $Of = 132 \text{ }\mu\text{m}$).

Afin de trouver un conducteur intégrable dans un GCP à mini-drain, les expériences ont été réalisées avec des conducteurs différents :

- ◆ Plaque en aluminium (épaisseur : 1,5 mm) perforée de trous de 5 mm.
- ◆ Grille de barbecue en acier chromé. Cette grille et la plaque sont considérées comme des électrodes surdimensionnées, elles sont évidemment non intégrables dans un GCP et servent de référence pour les autres essais.
- ◆ Fil en inox 316L de deux diamètres : 0,3 mm et 0,6 mm. Cet inox est réputé pour être le plus résistant à la corrosion : il est autrement appelé inox chirurgical ou inox marine. Le cout de ces fils est respectivement de 0,06 et 0,22 $\text{€}.\text{m}^{-1}$. La résistivité électrique est de $7,7 \times 10^{-7} \text{ }\Omega.\text{m}$.
- ◆ Fil plat de carbone T700S produit par Toray carbon (fiche technique en annexe A3). Ce fil est constitué de 12000 filaments non enroulés de $7 \text{ }\mu\text{m}$ de diamètre. Il est composé à 93% de carbone et pèse 800 g.km^{-1} . Sa résistivité électrique de $0,16 \text{ }\Omega.\text{m}$. C'est une fibre de carbone à module standard. Le cout de ce fil est de $0,11 \text{ €}.\text{m}^{-1}$ (Figure VI-8).

Pour des raisons de facilité, les conducteurs n'ont pas été intégrés dans le GCP, mais positionnés sur celui-ci, à la base de la boue. Pour les conducteurs sous forme de fils intégrables dans un GCP, un support en PVC (feuille de 0,5 mm d'épaisseur ; Figure VI-8) est utilisé pour maintenir les fils parallèles dans une géométrie qui serait reproductible, à l'échelle industrielle. Les conducteurs formant l'électrode en haut de la boue sont posés sur celle-ci. Une attention particulière a été portée à la connectique entre l'électrode et le fil d'alimentation (relié au générateur). Afin d'isoler cette connexion, de la paraffine et des gaines thermo-rétractables sont utilisées (Figure VI-8). Les différentes électrodes seront illustrées dans les résultats en comparant leurs différentes durabilités.

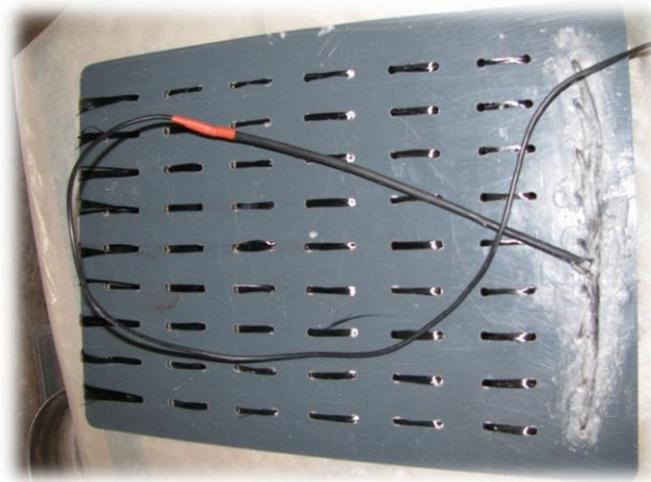


Figure VI-8 Exemple d'électrode : support PVC qui maintient les 9 fils de carbone.

3.2.4. Boue testée

La boue, identique pour tous les tests, a une siccité de 50%. Elle est produite en incorporant 20 kg de kaolinite à 24 kg d'eau, puis en ajoutant 4 kg de silt fin à la fin (fiches techniques en annexe A3). La composition en masse est donc : 50% d'eau, 41,7% de kaolinite et 8,3% de silt. Pour caractériser cette boue un essai œdométrique a été réalisé (Figure VI-9).

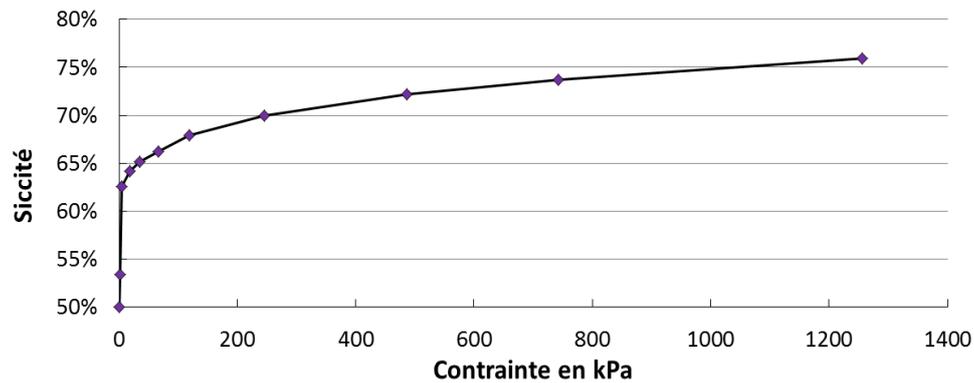


Figure VI-9 Test de consolidation à l'œdomètre : variation de la siccité en fonction de la contrainte normale.

Bien que peu adapté à la boue, l'essai œdométrique apporte une information intéressante : ce test peut être assimilé à un test d'assèchement par processus mécanique : la siccité augmente en réponse à l'augmentation de la contrainte normale. Une contrainte appliquée sur la boue de 35 kPa conduit à une siccité de 65%, 250 kPa à 70%, et enfin 1,25 MPa sont nécessaires pour porter la siccité à 76%. Nous retrouvons ici l'impact des différents niveaux de liaison de l'eau. Il faut accroître l'énergie mécanique de plus en plus fortement pour augmenter de manière continue la siccité. Le matériel expérimental a été précisé, les principaux résultats sont présentés dans la suite.

3.1 Résultats principaux

Les résultats principaux sont reportés dans cette section. Tout d'abord, le déroulement typique des expériences est précisé, ce qui permet de commencer à présenter les résultats les plus globaux. Ensuite, les informations obtenues sur la filtration de boue par GCP seront brièvement rappelées. Puis, la durabilité des électrodes sera abordée, nous verrons comment se comportent les différents conducteurs au cours des expériences. Enfin, les paramètres pouvant expliquer la variabilité des assèchements seront explicités.

3.1.1. Déroulement type d'une expérience

Les expériences sont réalisées avec le même protocole jusqu'à l'application du potentiel électrique, ensuite elles divergent selon le comportement des électrodes et de la boue :

- préparation de la boue plus d'une heure avant le remplissage ;
- découpe du GCP et pesée séparée du mini-drain et des GTX ;
- pose du GCP sec au fond de la boîte et de l'électrode inférieure sur le GCP ;
- remplissage de la boîte avec 20 kg de boue ;
- pose de l'électrode supérieure au sommet de la boue ;
- ouverture du tube permettant au fluide de s'écouler hors de la boîte : T_0 ;
- assèchement gravitaire jusqu'à atteindre un palier ;
- mise en œuvre de l'EO.

L'écoulement du filtrat et l'intensité sont suivis au cours du temps ; la Figure VI-10 présente les données acquises lors d'un essai avec des électrodes de référence (plaques aluminium ; essai 14a), elle illustre le déroulement d'une expérience.

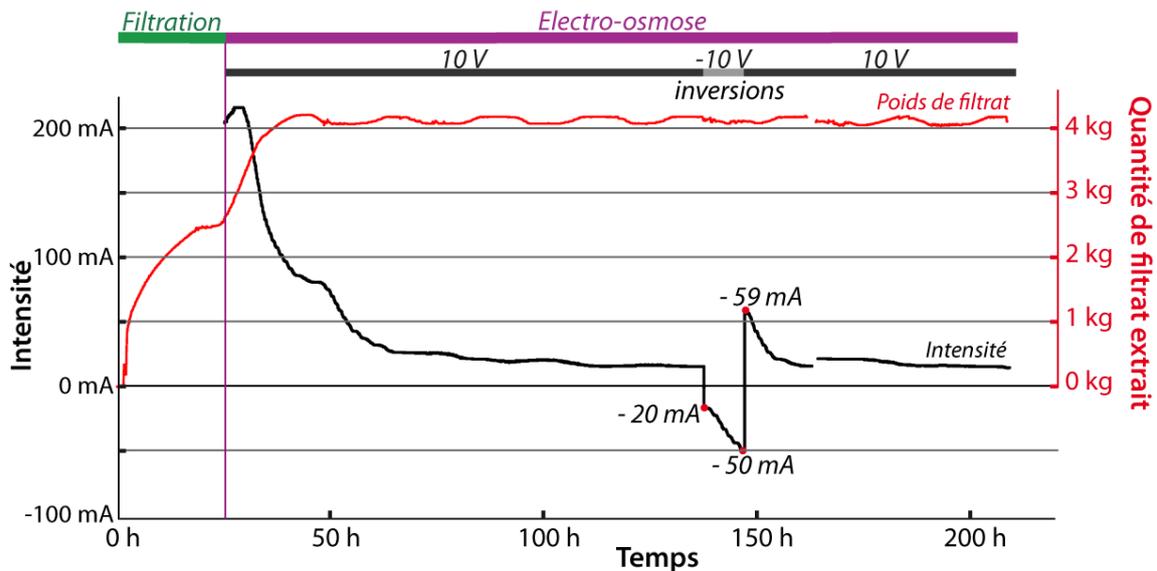


Figure VI-10 Suivi de la masse de filtrat et de l'intensité traversant la boue. La consommation totale s'élève à 68 W. (données exp. 14a).

La Figure VI-10 est riche en informations, elle permet d'appréhender les principales observations réalisées pendant les essais :

- ◆ La première phase repose sur un écoulement passif de l'eau par filtration. Cet écoulement gravitaire se produit durant 25 h et 2,5 litres sont extraits. Le débit suit une décroissance hyperbolique.
- ◆ Lorsque l'écoulement gravitaire cesse, l'EO est démarrée. L'expulsion de filtrat par EO dure 30 h durant lesquelles 1,5 litres d'eau supplémentaire sont extraits.
- ◆ Les proportions de filtrat pour les deux phases sont les suivantes :
 - 63% de l'eau extraite par processus gravitaire, malgré l'absence de contrainte normale;
 - 37% de l'eau extraite grâce à l'EO, cette eau est plus liée.
- ◆ L'EO (10 V) commence avec une intensité de 210 mA. Ensuite, on assiste à une légère augmentation de l'intensité pour parvenir à $I_{\max}=220$ mA, puis l'intensité chute brutalement : au bout de 50 h à 20 mA.
- ◆ Dans ce test, un cycle d'inversion de la polarité est réalisé entre 140 h et 150 h. Ces cycles d'inversion sont réalisés dans certaines expériences afin d'évaluer leur impact. En effet, la littérature indique un bénéfique potentiel des inversions sur l'assèchement (Hong et Hu (2007) ; Chapitre III) ; Dans la Figure VI-10, l'inversion induit un doublement de l'intensité ce qui correspond à une division par deux de la résistivité, mais elle ne conduit pas à l'expulsion de filtrat.
- ◆ Le retour à la polarité initiale met en lumière une anisotropie de la conductivité. A différence de potentiel égale (10 V), l'intensité du courant est de 50 mA avec un courant descendant et de 59 mA avec un courant ascendant. Cette anisotropie est difficile à expliquer, mais couramment observée dans nos essais. Elle pourrait être due à la relaxation de la polarisation du milieu.
- ◆ Après l'inversion, l'intensité diminue à nouveau à cause de l'assèchement de la zone anodique. On notera que le cycle d'inversion ne conduit pas à l'expulsion de filtrat.

La variation d'intensité au cours de l'inversion est analysée dans la suite.

Inversion

Dans l'exemple précédent, la conductivité augmente au cours de l'inversion, l'intensité passe de -20 à -50 mA. Pour expliquer cette augmentation que l'on observe dans toutes les expériences, nous formulons l'hypothèse du retour de l'eau dans l'ex-zone anodique vers la nouvelle cathode. La Figure VI-11 illustre ce qui se passe lors des inversions.

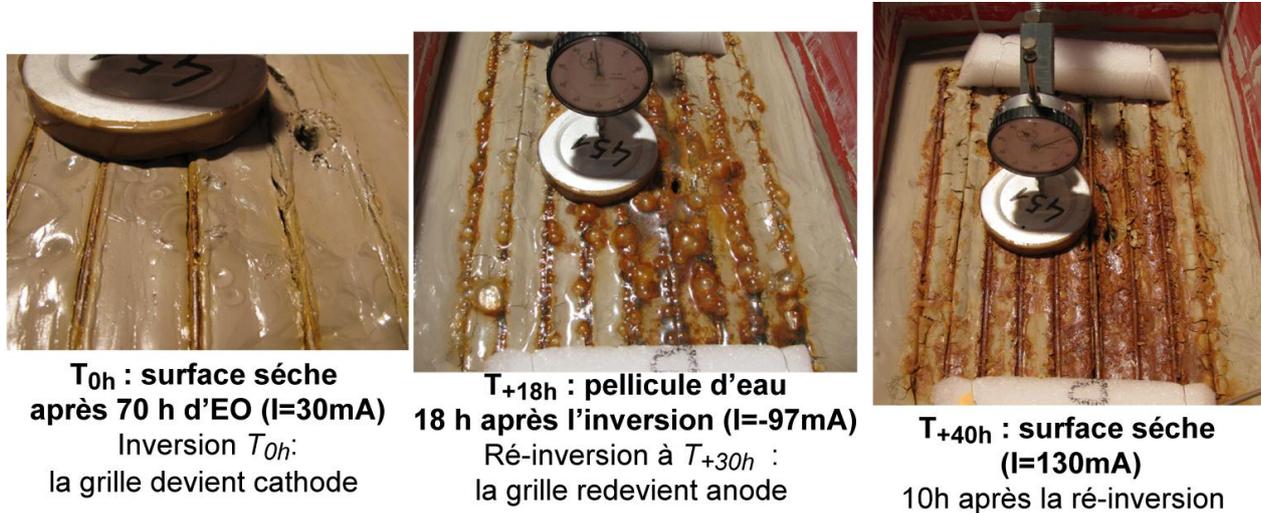


Figure VI-11 Retour de l'eau à la surface suite à une inversion de polarité

La Figure VI-11 montre la surface de la boue avant, pendant et après une inversion :

- ♦ A T_{0h} : après 70 h de traitement par EO, la zone anodique est relativement sèche, on observe un retrait de la boue autour des fils de la grille, l'intensité a chuté de 230 à 30 mA. L'inversion de polarité est réalisée.
- ♦ A T_{+18h} : l'eau est revenue à la surface vers la nouvelle cathode ; dans le même temps, l'intensité est passée à -97 mA, la résistivité globale de la boue a donc été divisée par plus de trois. L'inversion est réalisée à T_{+30h}.
- ♦ A T_{+40h} : 10 h après le retour à la polarité initiale, la pellicule d'eau est répartie dans la boue et les oxydes qui ont migré à la surface par électrophorèse se sont déposés sur l'argile. L'intensité est alors de 130 mA, plus de 4 fois l'intensité initiale. A partir de ce moment, l'intensité mettra 50 h pour revenir à sa valeur d'avant l'inversion (30 mA).

Ainsi on peut affirmer que les inversions permettent de prolonger les traitements par EO en limitant les pertes de conductivité. De plus il existe un lien étroit entre le retour de l'eau vers la surface (ancienne zone anodique) et la hausse de la conductivité globale de la boue durant l'inversion. Après avoir présenté le déroulement type d'un essai, nous allons voir, dans la suite, les résultats relatifs à la filtration, puis ceux concernant la durabilité des électrodes.

3.1.2. Comportement du GCP avec les boues

Dans ces expériences, nous avons utilisé pour la première fois un GCP à mini-drain en situation d'assécher une boue : en plus de la filtration normale au plan, la fonction drainage intervient dans ces tests. L'eau doit donc successivement quitter la boue par filtration, évoluer dans les GTX pour rejoindre le mini-drain, puis pénétrer par les perforations de sa paroi pour être évacuée, hors de la cellule, par la lumière du mini-drain. Ces expériences sont présentées dans le mémoire de thèse

après celles sur la filtration de boue par GTX, alors qu'elles sont antérieures. Comme nous avons déjà dans le chapitre V expliqué précisément le comportement des GTX avec des boues, cette partie se contentera d'évoquer succinctement les principaux résultats illustrant le comportement du GCP à mini-drain dans la boue. Pour commencer, la siccité du filtrat est un bon indicateur de la qualité de la filtration : dans la plupart des expériences, la siccité du filtrat est trop faible pour pouvoir être mesurée par pesées et étuvage (il aurait fallu un turbidimètre). La plus forte siccité enregistrée dans toutes les expériences est de 6%, et cela au cours des premières heures de la filtration. A l'aune des résultats du Chapitre V, ce délai correspond à la formation d'un gâteau de filtration. Après cette phase initiale, les filtrats deviennent tous limpides.

L'imprégnation constitue un autre moyen d'évaluer la migration des particules dans le GCP. A la fin d'une expérience, un GCP à mini-drain a été désassemblé, avec précaution, et tous les éléments ont été pesés séparément afin de déterminer où étaient les particules imprégnées (Tableau VI-4).

Tableau VI-4 Imprégnation particulaire dans les différents composants d'un GCP à mini drain après filtration de boue.

Éléments du GCP	Imprégnation (g)	Imprégnation absolue		Répartition dans les GTX
		Valeur	Unité	
3 GTX :	86	983		100%
GTX supérieur (filtre)	57	657	g.m ⁻²	67%
Nappe GTX	23	264		27%
GTX inférieur	6	70		7%
Tube	1,4	4,0	g.ml ⁻¹	

L'imprégnation totale du GCP atteint 985 g.m⁻² avec 67% des particules imprégnées dans le GTX supérieur agissant comme filtre, 27% dans la nappe drainante. Dans le tube, on retrouve 4 g de particules par mètre linéaire. En première approximation, le filtre assure donc son rôle : il laisse passer 4 litres d'eau et 335 g.m⁻² de particules vers la nappe et retient plusieurs kg de solide dans la boue. La filtration pourrait probablement être améliorée en choisissant une ouverture de filtration plus faible (ici, $O_f=90 \mu\text{m}$), par exemple avec un GTX calandré.

Il est important d'insister sur le fait qu'au cours des essais, environ 65% de l'eau est extraite par des processus gravitaires alors même qu'aucune contrainte n'est appliquée sur la boue. Cet écoulement passif fait intervenir les fonctions de base des GCP à mini-drain, à savoir filtration et drainage. Ainsi cette première rencontre entre un GCP à mini-drain et une boue est encourageante : il semble que les GCP à mini-drain peuvent drainer des boues au cours de leur assèchement gravitaire. La nouvelle fonction que nous proposons pour les GCP, à savoir la conduction d'électricité, permet d'extraire les 35% de l'eau plus liée qui ne peut être extraite mécaniquement. Nous allons dans la suite nous concentrer sur l'électro-osmose.

3.1.3. Nature des conducteurs pour l'anode

L'autre volet de ces tests concerne l'électrocinétique et en particulier, l'évaluation de conducteur intégrable dans un GCP à mini-drain. Plusieurs types d'électrodes ont été utilisés dans les expériences, le Tableau VI-5 présente l'état des anodes à la fin des essais.

Tableau VI-5 Anodes utilisées et état de dégradation à la fin des essais.

Num.	Nature de l'anode	I_{\max} (mA) à 10 V	Conso (Wh)	État final de l'anode
Electrodes surdimensionnées de référence				
4-5	Grille acier chromée	160	46	perte de masse : 10 g
6a	Grille acier chromée	200	33	perte de masse : 8 g
9a	Grille acier chromée	230	261	perte de masse : 37,1 g
9b	Grille acier chromée	230	275	perte de masse : 56,3 g
13b	Grille acier chromée	160	70	perte de masse : 8 g
14a	Plaque alu perforée	220	59	jonction détruite en 10 jours
Fils conducteurs intégrables aux GCP (géométrie conservée par support PVC)				
11a	Inox : 9 fils D 0,6 mm	130	50	tous les fils sont coupés en 5 jours (Figure VI-12)
11b	Inox : 9 fils D 0,6 mm	140	60	
14b	Inox : 9 câbles de 8 fils D 0,3 mm	160	61	tous les fils sont coupés en 3 jours
15a	Carbone : 3 fils	110	123	fils irisés et très effilochés
15b	Carbone : 9 fils	120	144	fils irisés et effilochés
16a	Carbone : 18 fils	65	64	fils bien conservés
17	Carbone : 18 fils	135	85	fils raisonnablement effilochés

Le Tableau VI-5 présente, entre autre, l'intensité maximale traversant la boue en fonction de la nature des conducteurs :

- ◆ Les intensités maximales sont obtenues avec les électrodes de référence non intégrables aux GCP : la grille acier et la plaque aluminium.
- ◆ Les électrodes en carbone permettent d'obtenir une intensité maximale seulement 2 fois plus faible que les électrodes de référence, alors que leur conductivité est inférieure de plusieurs ordres de grandeurs.
- ◆ Les électrodes en carbone ont une intensité comparable à celle en fils Inox.

On interprète ces faibles écarts d'intensité maximale par le fait que la boue est la principale résistance du circuit électrique : les électrodes représentent *in fine* une faible proportion de la résistance totale. Les intensités maximales obtenues avec les électrodes de référence sont probablement plus faibles que leur capacité intrinsèque, la boue est alors le facteur limitant. Nonobstant la longueur des électrodes, les électrodes à faible conductivité peuvent donc ne pas limiter le traitement. Après ces éléments sur l'intensité, la dégradation pour chaque conducteur est illustrée dans la suite.

Anode métallique

Dans un premier temps, intéressons-nous à la dégradation des anodes métalliques : pour la grille acier, on peut noter dans le Tableau VI-5, une tendance qui relie la perte de masse avec la consommation. Les géométries très différentes des électrodes ne permettent pas d'obtenir des résultats probants en les comparant entre elles. La plaque, par exemple, présente une surface beaucoup plus importante que celle de la grille, la densité de courant est donc beaucoup plus

faible : la perte de masse est trop faible pour être mesurable précisément. Pour se faire une idée plus précise de la corrosion des anodes métalliques, des photographies sont incontournables (Figures VI-12 ; 13 ; 14).



Figure VI-12 La corrosion se concentre au point d'entrée du courant dans la plaque alu : la connexion du fil d'alimentation est détruite en 10 jours.

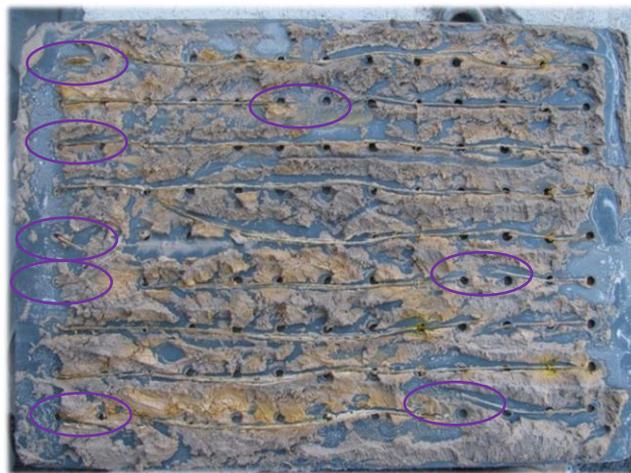


Figure VI-13 Support PVC sur lequel sont installés 9 câble Inox (8 fils de 0,3 mm torsadés). Les ellipses positionnent les sections. Durée d'EO : 3 jours.



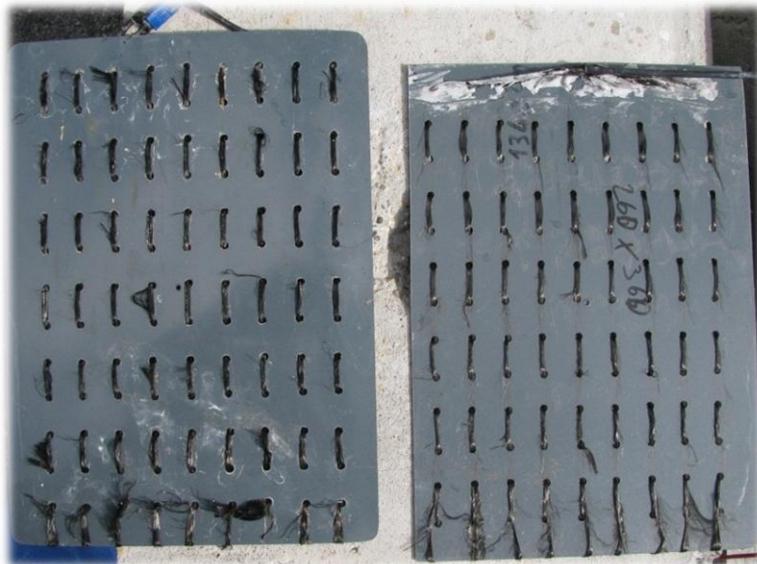
Figure VI-14 Pollution de la boue par les produits de corrosion métallique de la grille en acier chromé : oxyde de fer + oxyde vert, probablement l'oxyde de chrome Cr_2O_3 (pigment du dollar américain).

La corrosion des anodes métalliques est une vraie problématique, tous les métaux utilisés subissent la corrosion (acier chromé, alu, inox). Les expériences qui utilisent une anode constituée de fil

inox, s'interrompent avant qu'un assèchement substantiel de la boue ne soit atteint : la résistance au cisaillement n'est pas suffisante pour être mesurée (inférieure à 2 kPa). Dans ces expériences, la corrosion met donc un terme au traitement. Seules les électrodes de référence (la grille acier et la plaque aluminium) sont assez durables pour parvenir à assécher la boue : la corrosion n'est alors pas le facteur limitant. Dans le chapitre III, la corrosion a été expliquée. Dans ces expériences, nous forçons la polarité, le générateur impose à une électrode d'être anode ; l'intégralité de la corrosion s'y concentre alors. Il semble donc peut probable que l'on puisse intégrer des éléments conducteurs en métal dans des GCP à mini-drains : leur dimensionnement impliquerait de trop grandes quantités de matière à corroder. Dans la suite nous allons présenter les électrodes en carbone.

Anode à base de carbone

Le Tableau VI-5 montre que la dégradation du carbone se traduit par un changement de la coloration des fibres qui passe de noir brillant à noir irisé, et par l'aspect "effiloché" des fibres. Les expériences avec les électrodes en carbone ont une intensité maximale plus faible qu'avec les électrodes de référence, mais avec le carbone les traitements sont prolongés plus longtemps. Les premières électrodes comportaient trop de peu de carbone pour être durables (3 fils de 30 cm). Après avoir porté ce nombre à 18, la durabilité a été améliorée (Figure VI-15).



*Figure VI-15 18 fils de carbone sur le support PVC après 19 jours d'EO.
A gauche : l'anode principale; à droite : la cathode principale.*

Les électrodes de la Figure VI-15 ont permis d'appliquer de l'EO pendant un temps long (19 jours). Visuellement la différence d'usure entre les deux électrodes n'est pas flagrante même si l'anode principale est, quand même, plus effilochée. Cette faible différence s'explique par le fait que durant cette expérience, trois cycles d'inversion ont été réalisés, la cathode principale a donc été aussi anode. Le résultat final de cette expérience est un fort assèchement (siccité finale de 68%) et une résistance au cisaillement moyenne de 26,4 kPa, ce qui est comparable à la meilleure performance obtenue avec la grille acier (24,6 kPa). La Figure VI-16 montre l'état superficiel de la boue à la fin de ce traitement.



Figure VI-16 Surface de la boue après un traitement avec les fils carbone. La fissure est due à la remontée d' H_2 depuis la cathode.

Comparativement aux métaux, les électrodes carbonées souillent moins la boue. Sur la Figure VI-16 des traces noires apparaissent à l'endroit où les fils étaient en contact avec la boue, mais ces traces sont plus circonscrites qu'avec les métaux. La fibre de carbone apparaît donc un bon moyen d'appliquer un potentiel électrique aux bornes d'une boue pour l'assécher par EO. Par ailleurs, nous avons vu que ce conducteur est peu cher. Les fils de carbone sont donc de bons candidats pour être intégrés aux GCP à mini-drains. Après avoir évoqué la durabilité des électrodes, dans la suite, nous allons aborder succinctement l'électrolyse de l'eau qui conduit à la production de gaz. Puis nous verrons les résultats concernant l'assèchement atteint lors des différents traitements.

3.1.4. Production de gaz

Une production de gaz liés à l'électrolyse de l'eau est observée, essentiellement, au niveau de la cathode. Lorsque la cathode est au fond de la boîte, cette production de gaz entraîne la formation de bulles qui tentent de remonter vers la surface. Au début du traitement, les bulles remontent facilement à la surface (bulles sphériques dans boue liquide), plus tard lorsque la siccité de la boue a augmenté, elles doivent se frayer un chemin en générant des fissures (Figure VI-16). Le gaz cause des hétérogénéités dans la cellule qui perturbent les expériences avec des écoulements préférentiels. Sur la Figure VI-17, on voit un trou produit par une bulle de gaz remontée du fond (la cathode était au fond avant l'inversion). On voit aussi des bulles de gaz (surtout en bas à gauche de la photographie), en production, après que la grille de surface soit devenue cathode.



Figure VI-17 Production de dihydrogène à la cathode.

On observe une production de gaz à la cathode plus soutenue au début des expériences (intensité plus forte). Son caractère explosif indique que ce gaz contient une proportion importante de H₂. Dans la littérature, la plupart des électrodes utilisées sont verticales, la problématique de gaz est plus prégnante avec des électrodes horizontales.

L'ensemble des observations sur l'électro-osmose a été présenté, dans la suite, les niveaux d'assèchements atteints lors des différents essais sont présentés.

3.1.5. Assèchement de la boue

La siccité initiale de la boue est de 50% ; la plupart des essais réalisés permettent d'atteindre une siccité finale entre 61 et 68%. Cet assèchement permet à la résistance au cisaillement de passer d'une valeur nulle à des valeurs comprises entre 5 et 25 kPa. L'assèchement est plus fort et plus précoce à l'anode ; la différence moyenne d'assèchement entre la zone anodique et cathodique est de 2 points de siccité. L'assèchement plus important de la zone anodique contribue à la chute d'intensité : en ajoutant de l'eau au-dessus de l'anode on constate une augmentation temporaire de l'intensité.

Le plan d'expérience mené peut être considéré comme composite : afin de multiplier le nombre de facteurs étudiés, différents paramètres variaient entre les expériences. Cette méthode a été suivie pour réduire le nombre d'essai (car les essais sont longs) et surtout car ce travail était une découverte de l'EO et qu'il convenait de "se faire la main", le matériel expérimental et le protocole ont évolué au cours des expériences. Ce choix nous a conduits à obtenir des réponses moins conclusives, mais intéressant un plus grand nombre de facteurs. La comparaison des essais en fonction de l'assèchement est donc complexe : la variabilité des assèchements obtenus résulte d'une multitude de facteurs : aucune corrélation directe n'a été trouvée. Ni la consommation totale, ni la durée de l'expérience, ni la durée d'EO, ni la nature des électrodes, ni le nombre d'inversion ne peuvent indépendamment expliquer les valeurs d'assèchement obtenues. En revanche, tous ces facteurs ont un impact. La Figure VI-18 compare l'assèchement dans les différentes expériences (chaque point représente une expérience). Elle présente l'augmentation de la siccité en fonction de la durée des expériences, mais aussi la consommation ainsi que d'autres éléments concernant la méthode de traitement employée (car la durée seule n'explique pas l'assèchement).

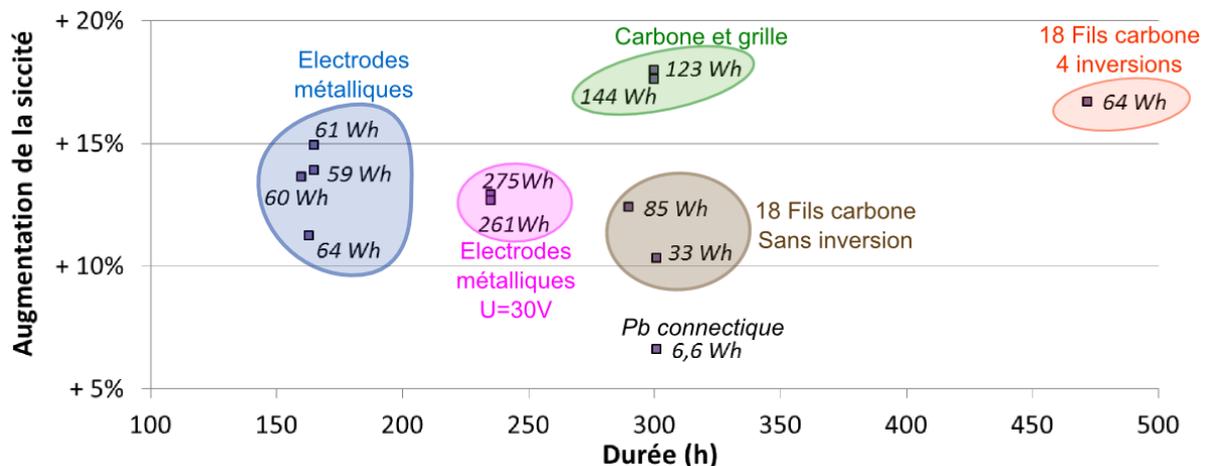


Figure VI-18 Gain de teneur en eau en fonction de la durée du traitement.

Nous aurons compris qu'aucune conclusion absolue ne sera tirée de la Figure VI-18. En revanche, nous pouvons appréhender l'impact de différents facteurs sur l'assèchement en associant ces éléments présentés à d'autres informations acquises pendant les essais :

- ◆ Les électrodes métalliques à fil se corrodent vites, les fils inox se sectionnent, ce qui induit des traitements courts : les résistances au cisaillement finales sont inférieures à 4 kPa.
- ◆ Les traitements à 30 V induisent une forte consommation (261 et 275 Wh) sans que l'assèchement soit efficace (+13%). Dans ces expériences, la zone anodique sèche trop rapidement, elle se craquèle, et la surface de contact avec l'anode diminue. L'assèchement est très hétérogène.
- ◆ Les électrodes en carbone offrent un bon ratio assèchement/consommation. Les traitements sont plus longs parce que l'intensité est conservée plus longtemps. L'intensité maximale et moyenne est aussi plus faible, ce qui limite peut être l'assèchement de la zone anodique.
- ◆ En comparant les expériences réalisées avec 18 fils de carbone, on constate que, sans inversion, l'assèchement est moindre, il est aussi moins homogène. Les inversions permettent donc de limiter la consommation et de prolonger les traitements tout en les rendant plus homogènes.
- ◆ L'assèchement le plus important est obtenu avec la grille acier (cathode principale) et la fibre de carbone (anode principale) avec des inversions. La consommation est plus élevée qu'avec deux électrodes en carbone, probablement car l'acier est plus conducteur.
- ◆ Les consommations sont comprises entre 60 Wh et 275 Wh (soit entre 3 kWh et 14 kWh par tonne de boue). Ces valeurs sont en adéquation avec celles de la littérature.

3.2 Conclusion

Ces premières expériences d'EO nous ont permis de vérifier expérimentalement différents éléments de la bibliographie et de mieux appréhender le phénomène d'EO. Concernant la nature des électrodes, ces expériences confirment la problématique majeure qu'est la corrosion des anodes métalliques. Les conducteurs métalliques, potentiellement intégrables dans un GCP (fils), n'ont pas une durabilité suffisante pour que le traitement d'EO aboutisse. De ces tests, la fibre de carbone émerge comme un conducteur durable, permettant de réaliser de nombreuses inversions, et conduisant à un bon assèchement. Par ailleurs, ce conducteur est intégrable dans des GCP et son cout est faible : la géométrie utilisée (18 fils) correspond à un cout de moins de 2 €.m⁻².

L'assèchement provoqué lors des différents tests est important : la siccité passe de 40% à des valeurs comprises entre 61% et 68% et la résistance au cisaillement passe d'une valeur nulle à des valeurs entre 5 et 25 kPa. Concernant les moteurs de l'extraction de l'eau, deux constats s'imposent :

- ◆ Durant la phase initiale, le drainage gravitaire suffit à l'extraction d'environ 60% du volume final de filtrat, alors même qu'aucune contrainte n'est appliquée sur la boue. Cet écoulement passif fait intervenir les fonctions de base des GCP à mini-drain, à savoir filtration et drainage. Ainsi il semble que les GCP à mini-drains peuvent drainer des boues au cours de leur assèchement gravitaire. Par ailleurs, il semble que ces fonctions de base pourraient permettre l'extraction d'une partie plus importante d'eau dans le contexte minier où le remplissage des parcs à résidus génère des contraintes sur la boue.

- ♦ L'EO permet d'extraire les 40% de filtrat complémentaires. Au vu de la relation siccité-résistance au cisaillement, l'essentiel de l'amélioration des paramètres mécaniques est dû à l'EO. L'électro-osmose constitue donc un moteur à l'expulsion de l'eau dans les boues argileuses et permet d'assécher ces boues, avec des consommations énergétiques raisonnables (environ 10 kWh par tonne de boue). Par analogie avec le test œdométrique, la siccité maximale obtenue par EO (68%) est égale à celle obtenue lors d'une consolidation sous une contrainte normale de 120 kPa.

Ces deux constats relativisent l'intérêt de l'EO, ils nous ont poussés dans la suite de la thèse, à mieux investiguer la valeur ajoutée de l'EO par rapport au drainage gravitaire seul. Dans ces essais, l'eau extraite par l'EO aurait pu être extraite mécaniquement (120 kPa), mais ne l'a pas été à cause de l'absence de contrainte. Or dans les parcs à résidus, des contraintes agissent sur la boue. Il convenait donc d'investiguer, dans la suite, les potentialités de l'EO dans un matériau déjà asséché par contrainte mécanique. Nous verrons dans le chapitre VII, que les cellules électro-osmotiques développées au Canada permettent d'appliquer une contrainte mécanique sur les boues en plus de l'EO pour mieux évaluer les parts de chaque phénomène dans l'assèchement.

4. Conclusion et perspectives

Ce chapitre est une entrée en matière expérimentale des phénomènes électrocinétiques. Le but des essais présentés ici était d'obtenir rapidement des conclusions générales qui permettraient de borner le travail pour la suite de l'étude de l'électrocinétique. Les résultats obtenus ne sont pas directement valorisables car trop incertains ; en revanche, ils nous ont permis d'avancer notablement dans la suite de la thèse : ils ont orienté le développement d'un nouveau dispositif expérimental, présenté dans le chapitre VII.

L'électrocoagulation a été abordée d'une manière originale puisque l'anode n'était pas sacrificielle et n'apportait pas de cation métallique à la boue diluée. Pourtant, une déstabilisation de l'argile s'est produite. Cette floculation est attribuée à la bipolarisation du pH provoquée par l'électrolyse de l'eau : à l'anode, l'acidité entraîne une neutralisation du potentiel Zeta. Nous avons identifié les limites du phénomène d'EC, il se borne à la clarification de boue très diluée, ensuite l'EO devient majoritaire. L'EC sans anode sacrificielle serait donc utilisable dans les parcs à résidus, non pas pour assécher les boues mais pour clarifier les suspensions (partie supérieure de la colonne de boue) et ainsi abaisser la ligne de boue pour permettre un retour plus rapide de l'eau dans la mine.

Ensuite, nous avons étudié l'EO, ce phénomène entraîne une expulsion de l'eau endogène à la boue argileuse qui n'était pas extraite sous le poids propre de la boue (processus gravitaire). En revanche, nous avons montré que l'eau extraite par EO pouvait être extraite mécaniquement par une contrainte normale de 120 kPa. Ces expériences constituaient la première mise en situation d'un GCP à mini-drain avec des boues : les fonctions drainage et filtration permettent à une partie importante de l'eau endogène d'être extraite par des processus gravitaires sous le poids propre de la boue. Pour faire un bilan sur la contribution respective des fonctions de base filtration-drainage et de la fonction nouvelle de conduction électrique on peut retenir que 60% de l'eau est expulsée passivement (fonctions de base) et 40% de l'eau est extraite par EO grâce aux éléments conducteurs. En cumulant ces deux moteurs : l'assèchement provoqué lors des différents essais est

important : la siccité passe de 40% à des valeurs comprises entre 61% et 68% et la résistance au cisaillement passe d'une valeur nulle à des valeurs entre 5 et 25 kPa.

Dans la suite du travail de thèse, il convenait donc d'investiguer plus avant les proportions d'eau extraites par processus mécanique et EO. L'EO est clairement plus compliquée et plus coûteuse à mettre en œuvre dans un parc à résidus que le drainage gravitaire. La valeur ajoutée de l'EO est d'assécher au-delà de ce que peut faire l'assèchement gravitaire. Or dans les tests présentés dans ce chapitre, il n'y a pas de contrainte normale sur la boue. Nous n'exploitons donc pas au mieux l'EO qui intervient dans une boue encore trop riche en eau. Dans le chapitre VII, le dispositif développé comporte des vérins qui appliquent une contrainte normale sur la boue, il nous permettra donc d'investiguer les potentialités de l'EO dans un matériau déjà asséché par contrainte mécanique. Ainsi nous pourrions mieux identifier la réelle valeur ajoutée de l'EO.

Enfin dans ce chapitre, un conducteur intégrable à un GCP a été identifié : le fil de carbone forme des électrodes durables, qui permettent de réaliser des inversions et ainsi parvenir à une consolidation importante et homogène de la boue. Ces expériences confirment la problématique majeure qu'est la corrosion des anodes métalliques : les fils Inox potentiellement intégrables dans un GCP n'ont pas une durabilité suffisante pour que le traitement d'EO aboutisse. Dans la suite des expériences électrocinétiques, l'intégration du fil de carbone a été poussée plus avant : un prototype réalisable industriellement, a été testé.

Ce chapitre est basé sur deux articles : un article qui a été soumis en Janvier 2014, dans le *Canadian Geotechnical Journal* et un autre article pas encore soumis. L'acronyme *eGCP* signifie *electrokinetics geocomposite*, c'est-à-dire un GCP à mini-drains doté d'éléments conducteurs permettant d'appliquer les phénomènes électrocinétiques dans les boues ou les sols. Dans l'introduction, le contexte de ce travail expérimental est précisé, et mis en perspective avec les éléments évoqués en bibliographie et dans le chapitre VI.

1. Contexte du projet

Ce travail a été réalisé de Février 2013 à Juin 2013 à Sageos (Canada), sous la direction de Patricia Dolez et d'Eric Blond. Ce travail s'intègre dans le cadre du projet "*smart geocomposite*", qui implique Afitex-Textel (producteur de GCP à mini-drains pour l'Amérique du Nord) et Cosia (consortium de recherche sur les FFT et MFT produits par l'industrie des sables bitumineux). Nous avons vu dans le chapitre I, les efforts de recherche déployés par les pétroliers des sables bitumineux pour parvenir aux exigences de la directive 074. Le projet vise à développer des nouveaux géocomposites de drainage capable d'appliquer les processus électrocinétiques dans les *tailings ponds* : les eGCP. Grâce à ce projet, Sageos a reçu un baril de FFT en provenance de la mine de *Muskeg river* (Shell). Ma participation a surtout été motivée par la perspective de pouvoir tester des GCP avec des boues minières réelles, de surcroit des FFT, probablement un des RDC les plus problématiques au Monde de par la faiblesse de sa consolidation. A mon arrivée à Sageos, aucun eGCP n'avait été prototypé, et le dispositif de test n'était pas encore développé.

Mon travail s'est donc focalisé sur le développement d'un dispositif expérimental permettant de tester les prototypes d'eGCP avec les FFT. Après avoir réalisé un cahier des charges du dispositif, j'ai largement contribué à sa conception (bâti, cellules et instrumentation). En moins de 3 mois, les cellules étaient construites et les premiers tests commençaient afin d'établir un protocole (présenté en annexe A2). Le premier article qui découle de ce travail est une présentation de ce dispositif expérimental dont nous justifions la conception par des éléments bibliographiques présentés dans le chapitre III. Le second article de cette partie présente les tests d'assèchement menés avec des prototypes d'eGCP à base de cuivre et des FFT réels : ce travail constituait la première rencontre d'un GCP à mini-drains avec des RDC. Enfin, la dernière partie de ce chapitre présente des résultats non valorisés en article pour des raisons de propriété intellectuelle : les eGCP à base de carbone apportent des résultats encourageants que nous rapporterons.

2. Article 3 : A laboratory device to characterize electrokinetic geocomposites for fluid fine tailing

2.1 Objectifs de l'article

Le dispositif développé pour tester les prototypes d'eGCP avec les FFT est inspiré d'un œdomètre, sa vocation est de suivre la consolidation de la boue en fonction des conditions mécaniques et électriques à ces limites. La particularité du dispositif est qu'il permet de tester les eGCP à la fois comme média drainant (à la place des pierres poreuses d'un œdomètre) et comme électrode. Les tests en cellule électroosmotique ont été présentés dans le chapitre III, et nous avons vu que les électrodes utilisées dans ces cellules n'étaient pas transposables sur le terrain (électrode surdimensionnée, métaux chers...). Dans nos expériences, nous avons, au contraire, utilisés des eGCP que nous pouvions produire industriellement. A ce titre, les eGCP testés peuvent être considérés comme des prototypes.

Cet article se base sur le test d'une boue modèle synthétique, dont la composition est proche de celle des FFT. La méthode de fabrication de cette boue est détaillée en annexe A2. L'eGCP utilisé comporte une tresse de cuivre étamé comme élément conducteur. Nous avons vu que les métaux ne semblaient pas être la meilleure solution pour accomplir cette fonction (problème de corrosion ; chapitre I) ; cet article se veut une référence pour la suite du travail dans lequel des vrais FFT seront testés avec des eGCP à base de cuivre (article 4) et de carbone (partie 4 de ce chapitre).

L'objectif de cet article est donc de valider le dispositif expérimental avec une boue synthétique. Cette étape était nécessaire avant de tester les FFT réels.

A laboratory device to characterize electrokinetic geocomposites for fluid fine tailings dewatering

Sébastien Bourgès-Gastaud^{1,2}, Guillaume Stoltz², Patricia Dolez³, Éric Blond³, Nathalie Touze-Foltz²

5 **Abstract:** The oil sands industry usually leads to the production of large quantities of mineral waste, such as fluid fine tailings (FFT), whose disposal is often challenging. Electrokinetic geocomposites (eGCP) installed into the FFT disposal area could improve in-situ dewatering: they allow draining the water expelled during FFT consolidation as well as imposing a voltage across FFT to displace water by electro-

10 osmosis. This paper presents a laboratory device specifically developed to evaluate eGCP performance for sludge dewatering. Based on the oedometer principle, the device aims at studying sludge consolidation as a function of boundary conditions (mechanical stress and/or voltage), with drainage and electrical conduction ensured by two eGCPs positioned on both sides of the sludge layer. Preliminary results obtained

15 with one particular eGCP are presented: the solid content was increased from 42% to 66%, which led to a significant improvement of the shear strength from ± 0 kPa to a mean value of 40 kPa. The energy required for this experiment was 71 Wh (3.5 kWh per m^3 of sludge). The filtration performance remained satisfactory; the sludge particles were retained upstream of the filter, with a clean water flowing through.

20 *Keywords: fluid fine tailings, geocomposite, electrokinetic, consolidation, dewatering*

¹ Afitex, 13- 15, rue Blériot, 28300 Champhol, France

² Irstea, HBAN, INEGE, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France

³ CTT Group, Sageos, 3000 avenue Boullé, Saint-Hyacinthe, J2S 1H9, QC, Canada

Résumé : L'industrie des sables bitumineux produit une grande quantité de déchets miniers fluides, sous forme de boue, difficiles à stocker. Des géocomposites électrocinétiques (eGCP) installés directement dans les parcs à résidus pourraient en améliorer l'assèchement : les eGCP peuvent à la fois drainer l'eau expulsée durant la
25 consolidation et imposer une différence de potentiel électrique aux bornes des couches de boues afin de provoquer la migration de l'eau par électro-osmose. Cet article présente un dispositif expérimental développé spécialement pour évaluer les performances des eGCP avec des boues minières. Basé sur les principes d'un œdomètre, le dispositif permet d'étudier la consolidation en fonction des conditions
30 aux limites, le drainage et la conduction électrique étant assurés par deux eGCP positionnés de chaque côté de la couche de boue. Des résultats préliminaires sont présentés : l'expérience a conduit à un assèchement important, la siccité de la boue passant de 42% à 66% et la résistance au cisaillement de 0 kPa à 40 kPa en moyenne. L'énergie consommée durant le traitement a atteint 71 Wh (3,5 kWh par m³ de boue).
35 La filtration a été correctement assurée par l'eGCP : les particules de boue ont été retenues et de l'eau propre s'est écoulée à travers l'eGCP.

Mots-clés : Résidus fins liquides, géocomposite, électrocinétique, consolidation, assèchement

40 Introduction

Extractive industries usually generate a large quantity of mineral waste. When water is used in the extraction process to concentrate valuable substances from ore, the produced waste is a sludge, generally named 'tailings'. Tailings are basically solid particles dispersed in water. Oil sands and phosphate exploitation, or alumina refining have in common that they generate very-fine-grained sludge ($d_{80} < 20 \mu\text{m}$) with high clay content. The oil sands industry generates a sludge waste called fluid fine tailings (FFT). FFT have a high clay content and contain 70-80 wt% water and 1-3 wt% residual bitumen, which makes them particularly difficult to dewater (Allen, 2008; Jeeravipoolvarn et al., 2009; Mikula et al., 1996). The two key problems caused by FFT are the large volume of material and its very poor geotechnical properties, which both are caused by its high water content (Farkish and Fall, 2013; Mikula et al., 1996; Snars and Gilkes, 2009). FFT is typically stored in tailing ponds, below ground, or above ground with the help of perimeter dykes constructed from the relatively coarser fraction of tailings. These storage structures represent significant technical challenges, because of the very low shear strength of the tailings and the huge volumes of materials to be stored, which make them prone to fail if inadequately designed [insufficient drainage, piping, overtopping, etc. (Blight, 2009; Rico et al., 2008)]. Dewatering FFT, to increase its shear strength and reduce the volume of material to be contained thus represents a preferred path to reduce the risk of failure, reduce the footprint, and minimize water consumption (Farkish and Fall, 2013). One of the solutions that could be considered is to lay electrokinetic geocomposite (eGCP) within the FFT disposal area during filling, to permit dewatering of the sludge using 2 mechanisms (Jones et al., 2008):

-
- Filtration as in classical drainage geocomposite (done by the geotextile filter) and
65 in-plane water transport (done by the drainage core) (Koerner, 1997) : drainage
geocomposites are widely used in environmental applications such as landfills,
roadway embankments or earth dams for liquid collection (Arab et al., 2009;
Bordier and Zimmer, 2000). Thus, inserting eGCPs in FFT disposal area ponds
70 creates draining layers, which can allow atmospheric pressure to affect the structure,
and so, induce the development of an hydraulic gradient, driving the water out
(Faure et al., 1993). Furthermore, drainage geocomposites are large planar products,
what makes them differ from wick drains: both are able to drain water out but
geocomposites are significantly bigger than wick drain, several meters wide by
more than 100 m long; eGCPs can drain water from a larger area.
 - 75 • The conductive material embedded in eGCPs allows an electric voltage to be
applied across the sludge layers, and thus eGCPs make it possible to submit the
sludge to electro-osmosis , leading to water migration from anode to cathode
(Fourie and Jones, 2010; Jones et al., 2008).

To evaluate the efficiency of eGCPs at enhancing *in situ* FFT disposal area dewatering
80 and measure how well they perform in terms of their various functions (filtration,
drainage, electric conduction), a laboratory device was designed to test eGCPs with
sludge, such as FFT, under conditions that closely reflect *in situ* conditions. This paper
describes the laboratory setup as well as the methodology used to measure sludge
consolidation. The setup has the particularity that is uses eGCPs as draining medium
85 and electrodes. The mechanisms involved in sludge dewatering were presented above.
In what follows, the concept of eGCPs is introduced then the laboratory device and its

relationship to the mechanisms and particularities of eGCPs are presented. Next, some preliminary results are given to illustrate the interest of such a device. For example, the quantity of water expelled during the different phases of treatment is presented. The
90 relationship between energy input (stress intensity and/or electro-osmosis) and the category of the water expelled is also highlighted.

Sludge dewatering: State of the art

Sewage sludge dewatering has received more attention than mineral sludge dewatering. Despite important differences, particularly with regards to the organic
95 content, knowledge on sewage sludge dewatering can be transposed to tailings. In particular, irrespective of the type of sludge, the surface-area-to-volume ratio is high because of the small size of the particles in sludge, so surface phenomena prevail. The following review describes important elements concerning water categories and the corresponding dewatering methods: indeed, this aspect has controlled the design of the
100 experimental device.

Moisture distribution in sludge

Vesilind (1994) was the first to suggest that water surrounding sludge particles does not have the physical properties of bulk water. He proposed a simplified categorization scheme often used for sludge (Deng et al., 2011; Mahmoud et al., 2010; Smith and
105 Vesilind, 1995; Vesilind and Hsu, 1997). This categorization suggests four categories of water:

- Free water, also called gravitational water, is not affected by capillary forces and can be removed easily by mechanical dewatering.

- Interstitial water is affected by capillarity forces but the action of gravity can be neglected. Only part of the interstitial water can be removed by mechanical dewatering.
- Vicinal water is loosely bound by solid particles because of adsorption. It consists of water molecules layered on the surface of solids. Because of the large surface area of the fine sludge particles such as clay, it is likely that much of the bound water is vicinal water, which cannot be removed mechanically.
- Water of hydration, or constitution water, is tightly chemically bound to solid particles and can be removed from sludge only by heating.

The amount of water that can be removed depends on the category of the water in the sludge (Colin and Gazbar, 1995); this category in turn depends on the sludge composition, particularly the particle size. Knowing the various fractions of these categories of water in a sludge leads to a better understanding of the dewatering process and is useful for evaluating the energy required for water removal (Vaxelaire and Cézac, 2004). The more tightly the water is bound, the more energy is required to extract it (Chu et al., 2005).

125 **Mechanical dewatering**

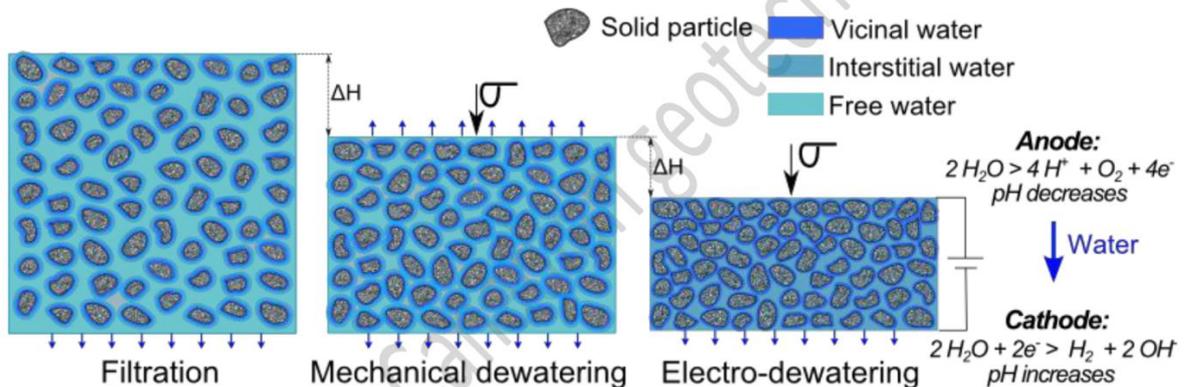
Mechanical dewatering is effective for removing free water and part of the interstitial water. Because of its low energy requirement, mechanical dewatering systems (such as filter belts or filter presses) have been extensively used for conditioning municipal sludge as well as for mineral processing applications (Holyfield and Brown, 1995; Mahmoud et al., 2011a). These systems require energy to squeeze, press, or draw water from the feed material. However, for many applications, mechanical dewatering

systems cannot achieve a sufficiently high solid content (Mahmoud et al., 2011b; Raynaud et al., 2012). Most mechanical dewatering processes involve two stages: the first one is filter cake formation and the second one is compression where more water
135 is squeezed out from the cake by applying a mechanical force (Qi et al., 2011). Because of the high bonding forces between water and solid matter as well as the strong electrostatic forces between small particles, strong mechanical forces are required for purely mechanical dewatering.

Electro-dewatering

140 Electro-dewatering (EDW), i.e. electrically assisted dewatering, is sufficient to remove a significant portion of the interstitial and vicinal water that cannot be removed by mechanical dewatering (Mahmoud et al., 2010, 2011b). EDW involves an electro-osmosis (EO) phenomenon. EO was discovered by Reuss (1809), who placed powdered quartz at the bottom of a U tube and found that the application of an electric
145 current caused water to migrate through the powder; the water level rose about 0.23 m in the arm containing the cathode. Later, the theory of the electric double layer allowed explaining EO: clay presents a negatively charged surface and, within the electric double layer, cations are adsorbed onto the clay surface (Lyklema, 1995; Mitchell and Soga, 2005). Under an applied electric field, cations from the external diffusive layer
150 are attracted toward the cathode. As these cations move, they drag along bound water and the surrounding free water by viscous forces, thus creating a net flow of pore water towards the cathode (Beddiar et al., 2005; Delgado, 2005). Thus, in civil engineering, EO was used to consolidate clay materials, which are particularly difficult to consolidate due to their very low hydraulic conductivity (Casagrande, 1952; Esrig,

155 1968). As an example, swelling clay gels can reach a value of 46–51wt% solids by
 EO, in contrast to less than 10wt% solids from centrifuging at 30 000g (Lockhart,
 1983). Several aspects of EO have been studied in electro-osmotic cells, such as the
 power consumption, the nature of the conductive material, the treatment methodology
 [inversion of polarity, type of the current (ac, dc, pulsed...), etc.] (Chew et al., 2004;
 160 Chien and Ou, 2011; Fourie and Jones, 2010; Lockhart, 1981; Rittirong et al., 2008;
 Shang and Lo, 1997). Despite this important knowledge, EO is still not commonly
 used in soils in part because of the lack of application techniques. **Fig. 1** presents a
 synthesis of the state of the art with the various stages of dewatering.



165 **Fig. 1** : Schematic representation of the different stages of dewatering. Water of
 hydration is not represented.

Implication for dewatering tailings

Both mechanical dewatering and electro-dewatering could be used to dewater FFT
 (Devenny, 2009, 2010; Proskin, 1998). The challenge is to find technical solutions by
 170 which they may be applied to FFT. For this, two approaches can be envisioned: a pre-
 deposition treatment with a continuous dewatering system able to accept huge volumes
 of FFT (thickener, filter, centrifugation, etc.) or a post-deposition dewatering based on
 dewatering processes extended in time and space (Devenny, 2009). Now eGCPs offer

a new way to dewater FFT after deposition; namely, they could be used to form a
175 draining layer as well as the electrodes in the FFT disposal area. In addition, several
points suggest that draining FFT leads to consolidation by mechanical phenomenon :

- During filling of the FFT disposal area, layers are successively superimposed; lithostatic and hydrostatic pressure progressively increases within the structure. However, as long as the hydrostatic pressure is not dissipated, the increase in
180 effective stress cannot lead to FFT consolidation (Terzaghi, 1951).
- The draining layer in saturated tailings disrupts the hydrostatic water pressure profile, so the weight of water contained above the draining layer becomes the real load on the material below the draining layer. This water is no longer supported by the fluid phase of the lower layer. Thus, the effective stress increases, which can
185 lead to consolidation of the bottom layers.
- With the inclusion of a draining layer, the upper-layer fluid starts to flow downward. This movement gives rise to seepage forces, which act to increase the effective stress and result in consolidation (Imai, 1979; Pedroni and Aubertin, 2008).

190 The consolidation process is clearly improved once the sludge is drained. However, FFT disposal areas are not commonly drained, so water has to migrate from the bottom to the top in a material with poor hydraulic conductivity, and this takes a very long time. For example, Jeeravipoolvarn et al. (2009) showed that FFT held in 10-m-high stand pipes does not develop effective stress over a 25 years period. To improve
195 drainage, the possibility of adding sand inclusions was studied with the goal of limiting tailing liquefaction during earthquakes by dissipating excess pore pressure

(James, 2009). The installation of sand inclusions is rather complicated in no-bearing tailings; during sand deposition, mixing with fines leads to a poor-draining material. Efficient draining can be done by eGCPs because they can be installed whatever the
200 surface; no mixing can occur, and the drainage capacity is preserved. Therefore, eGCPs can be used within the FFT disposal area to allow natural mechanical dewatering to proceed due to filling. They provide favorable boundary conditions for consolidation, so free water and a part of the interstitial water can be expelled.

Nevertheless, as shown previously, a significant quantity of water cannot be removed
205 by such mechanical processes. Thus, even if installing eGCPs increases the effective stress due to filling, the bound water (constitution, vicinal, and part of the interstitial water) cannot be extracted. At this point, EDW can be used to create a dryer state by extracting the interstitial water and part of the vicinal water. For this purpose, eGCPs can offer a technical solution for applying EDW within the FFT disposal area.

210 Conductive elements are distributed in eGCPs to conduct electricity (e.g., from a generator) and to act as electrodes in the FFT. By EO, water can be moved from anode to cathode, at which point the draining core takes over. Because of the planar structure of eGCPs, electrodes can cover very significant area (several meters wide by more than 100 m long). Installed while the pond is filled, layers of tailings can be separated
215 by eGCPs so that EDW can be applied to each layer.

The considerations presented above show the benefits that eGCPs can bring to in-situ tailings dewatering. However, no method is available to experimentally demonstrate the role that eGCPs can play in FFT disposal areas, and in particular to simultaneously evaluate the different functions of eGCPs, namely, drainage or filtration and electrical

220 conductivity. To address this shortfall, this paper presents a laboratory setup and the associated methodology to characterize sludge consolidation. The method has the particularity that it uses eGCPs as both a draining medium and electrode. This method allows comparing industrial products that are ready to use in tailing ponds in conditions as close as possible to actual field conditions. In addition, the treatment
225 procedure can be also investigated.

Materials investigated

eGCP

To evaluate the experimental device, a simple eGCP was used. eGCP was based on a drain-tube planar geocomposite (DTPG), which has gained acceptance within the
230 engineering community as a material for transporting liquids and gases (Saunier et al., 2010). The drainage core is made of perforated tubes regularly spaced, which provides a high in-plane flow capacity (Bourgès-Gastaud et al., 2013; Faure et al., 1993). This pattern of parallel tubes separated by at least 0.25 m means that testing DTPG requires a minimal representative size of 0.25 m wide. Therefore specimens were cut to a size
235 of $0.27 \times 0.28 \text{ m}^2$, with a single tube in the center. **Fig. 2** and **Fig. 3** show photographs of the eGCP used.

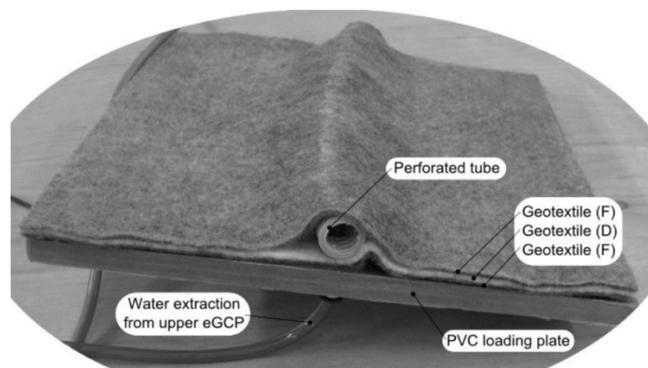
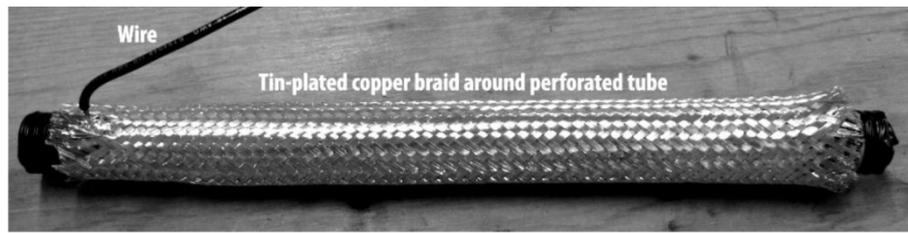


Fig. 2: View of eGCP installed at the top of the FFT.



240 **Fig. 3:** View of eGCP conductive component.

As shown in **Fig. 2**, the measurements were conducted with an eGCP composed of three geotextiles: two acting as filters (F) upon contact with sludge and a heavier central geotextile acting as a drainage layer (D). As shown in **Fig. 3**, conductive elements are tin-platted copper braids that surround the tubes. The characteristics of

245 the eGCP are presented in **Table 1**.

Properties	Standard	Value
Thickness under 2 kPa normal load	ASTM D5199	5.9 mm
Mass per unit area	ASTM D5261	553 g/m ²
Filtration opening size	ONGC 148.1-10	120 μm

Table 1: Characteristics of eGCP.

Sludge: synthetic FFT

Because of the current concerns about oil sands fine tailings, the model sludge used in this consolidation experiment was designed to be representative of the average

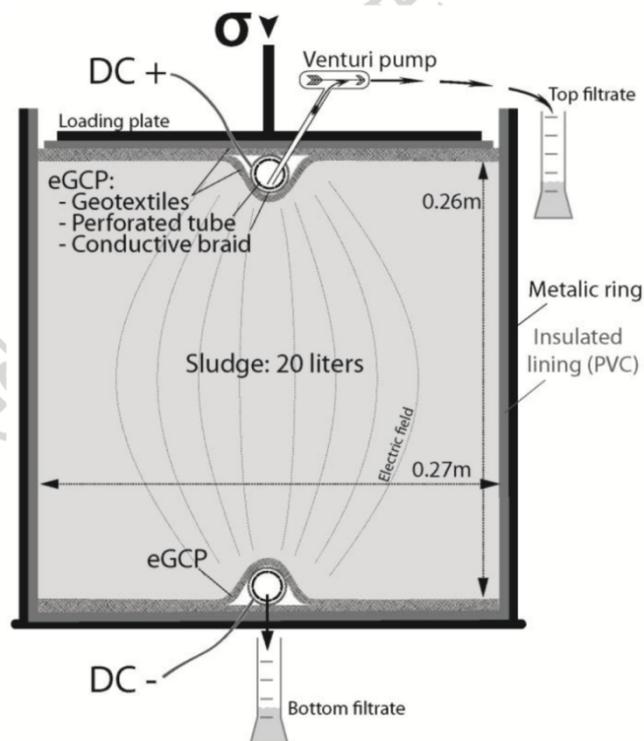
250 composition of FFT after it would have undergone some initial treatment to remove some of the free water (Allen, 2008; Jeeravipoolvarn et al., 2009; Mikula et al., 1996). The chosen mixture contains 59.5% water (with 250 mg/l NaCl), 38.5% kaolinite, 0.5% bentonite, and 1.5% bitumen (Morin et al., 2013). Bitumen was introduced into

the sludge to evaluate its eventual migration in eGCPs; this potential problem was
 255 highlighted by Junqueira et al. (2011).

Development of the laboratory device

Cells

An oedometer is the classic apparatus used to characterize the consolidation properties
 of soil. Measurements are performed by applying increasing normal loads to a soil
 260 specimen and then measuring the one-dimensional deformation response. To prevent
 lateral displacement, a rigid confining ring is used. To allow drainage, porous stones
 are placed at the top and on the bottom of the specimen (ASTM, 2004). The proposed
 device, which is based on this oedometer principle, is depicted in **Fig. 4**.



265 **Fig. 4:** Schematic cross-sectional view of proposed consolidation device.

To evaluate the impact of eGCPs on sludge consolidation it was essential to modify the standard oedometer to adapt it to the requirements. In particular, the following items were considered:

- Cell size: Due to the minimum representative size of eGCPs, the proposed device was barely larger than a standard oedometer: the internal dimensions were 0.27 m × 0.28 m. Considering the large-strain deformation of the sludge, the height is important (0.26 m). These dimensions allow the device to contain about 20 liters of sludge. The walls are formed by a 0.3-m high square tube with 0.6-mm thick walls. This design requires no welding and ensures that no deformation occurs.
- Mechanical edge condition: Normal stress has to be accurately controlled: three air-pressure regulators are connected by a four-way ball valve to a single high-precision pressure gauge (accuracy was $\pm 0.05\%$). The pressure is converted to stress by three pneumatic actuators with 0.1 m internal diameter and 25 mm diameter rods to avoid bending. To accommodate the high compressibility of the sludge, the piston stroke is 0.18 m long. The actuators apply stress up to 60 kPa on a metallic loading plate. To avoid friction, which creates uncertainty in the measurements, the loading plate is not designed to make an airtight seal with the walls, it rather fits loosely and slides with negligible friction along the walls. The DTPG placed under loading plate assures sludge retention.
- Drainage: In a standard oedometer, drainage is ensured on both sides by the combination of porous stones and filter papers. The question of clogging is never mentioned because this drainage system is considered to be perfect. In the proposed cell, the drainage is fully performed by the eGCPs (**Fig. 4**). Specimens of eGCPs

are cut to cover the full surface area of the cell (0.27 m × 0.28 m). The experiment
290 allows simulating the entire path of water in a real tailing pond drainage: the eGCP
retains the sludge particles and lets the water flow in the heavier geotextile, which
acts as draining medium. Then the water flows in the geotextile to reach the central
tube and penetrates the tube through the perforations in the tube wall. At the bottom
of the cell, the tube goes through the wall to discharge the filtrate directly outside.
295 At the top of the cell, the filtrate contained in the tube is extracted with a Venturi
pump. An air inlet allows air to enter the tube, so no pressure drop occurs in the
tube.

- Electric voltage: to prevent short circuiting, the sludge has to be electrically
insulated from the metallic confinement ring. The walls and the bottom of the cell
300 are coated by 0.6-mm-thick PVC sheets (a nonconducting material). A DC power
supply is used either as a current or a voltage source. It is connected to the
electrodes (i.e., the eGCPs) by copper wires; the connection with the eGCPs
conductor is done outside of the sludge. The electrodes were separated by 0.26 m
when the experiment was started. This distance decreased with time as the sludge
305 consolidated.

For a more complete view, **Fig. 5** shows a photograph of the complete apparatus with
three dewatering cells side-by-side.

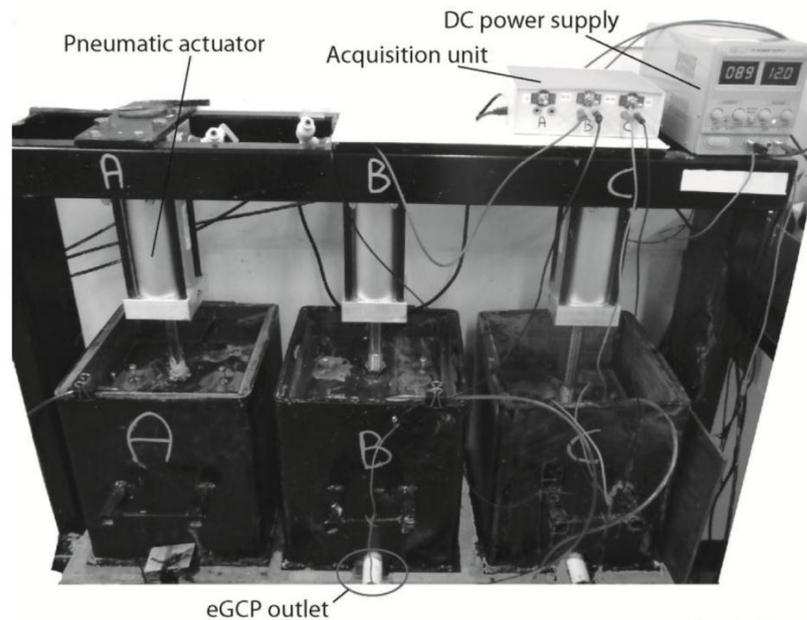


Fig. 5: Photograph of three electro-dewatering cells.

310 Instrumentation

The consolidation is monitored by measuring the height of the loading plate and the void ratio is calculated for each load. Filtrates are collected separately from the upper and lower eGCPs and weighted. To follow the kinetics during nonworking days, an automatic photo-acquisition system was installed to monitor the rising level of filtrates that accumulated in glass jars. The electrical behavior was monitored by a specially developed multimeter that was based on a National Instrument acquisition unit (NI-6009). The multimeter serves as current meter and voltmeter for the three dewatering cells simultaneously. It was also able to rectify alternating current to form direct current as well as control the three Venturi pumps that extracted water from the upper eGCP in the three cells. The multimeter was controlled by Lab View software.

Protocol

Consolidation step

To reproduce as faithfully as possible the actual conditions in an oil sands mining operation, the experiment involved several steps. The following methodology was adopted for the preliminary measurements presented in this paper:

- Filtration: the lower eGCP is installed at the bottom of the cell and is dry until the cell is filled with FFT up to a height of 0.26 m. At the bottom of the cell, the eGCP tube goes through the wall to discharge the filtrate directly outside and constitutes the sole outlet for the water during this phase of the experiment. Filtration expulsion as a function of time asymptotically approaches a constant value, as shown in previous work on sludge filtration by Bourgès-Gastaud et al. (2014); when the degree of expulsion is about 60%, phase 1 is considered finished and the upper eGCP is installed. During this phase, the filter cake forms progressively by the interlocking of particles on the geotextile fibers. The aim of this phase is to reproduce the beginning of the filling of a FFT disposal area.
- Filtration under compressive stress: the upper eGCP is installed on top of the FFT in the cell, and a 5 kPa compressive stress is applied to the eGCP. From this moment on, the water contained in the tailings can be expelled from the top and bottom of the cell. Next, the stress is increased to 10 kPa, and then finally to 20 kPa. The aim of these stress increments is to reproduce the increase in the total stress on the lower layers of a FFT disposal area as filling goes. When the hydrostatic profile is disrupted by a horizontal draining layer, the stress generated by the overlying layer on the layer below is due to its total weight (water plus solids). Therefore, an applied stress of 20 kPa can be considered equivalent to a 1.5-m-thick layer with a density of 1400 kg/m³.

- Electro-dewatering: EO treatment begins when water expulsion by mechanical processes has reached a constant value. When the volume of filtrate expelled reaches 60% of the asymptotic value for the electro-dewatering stage, the experiment is stopped.

350 **Disassembly of the consolidation cell**

When the experiment is finished, the cell is opened and the top and bottom eGCPs are disassembled into separate elements (three geotextiles, one tube, and one conductor) and weighed. The mass difference is interpreted as the impregnation of solids into the geosynthetic element or the lyse of the conductive material.

- 355 To evaluate the FFT dewatering efficiency, a core is taken to determine the vertical distribution of the solids content. To evaluate the final mechanical properties of the consolidated FFT, shear strength is measured 15 times with a Geonor vane shear tester with a 25.4 mm × 50.8 mm vane. The pattern (three different depths and five horizontal positions) allows projecting measurements onto a central cross section and
- 360 thereby characterizing the heterogeneity of consolidation.

Preliminary results

- Preliminary results are presented here to demonstrate with a synthetic FFT formulation the possibility of obtaining information on FFT consolidation with the laboratory device developed. The quantities of water extracted by the two different mechanisms
- 365 presented above are highlighted by the experiment.

Filtrate expulsion

Fig. 6 shows the succession of the different phases of the FFT consolidation experiment: filtration phase under FFT self-weight, compression phases with successive application of 5, 10 and 20 kPa, and electro-dewatering phase with application of a voltage to the eCPGs in addition to the 20 kPa stress. The mass of filtrate expelled as a function of time by the two eGCPs is also presented in **Fig. 6**. The filtrate extracted by the bottom eGCP and the top eGCP are differentiated. The initial self-weight filtration phase only involves filtrate extraction by the lower eGCP since the upper eGCP is not installed yet during this phase. Current intensity during the electro-dewatering phase is also displayed.

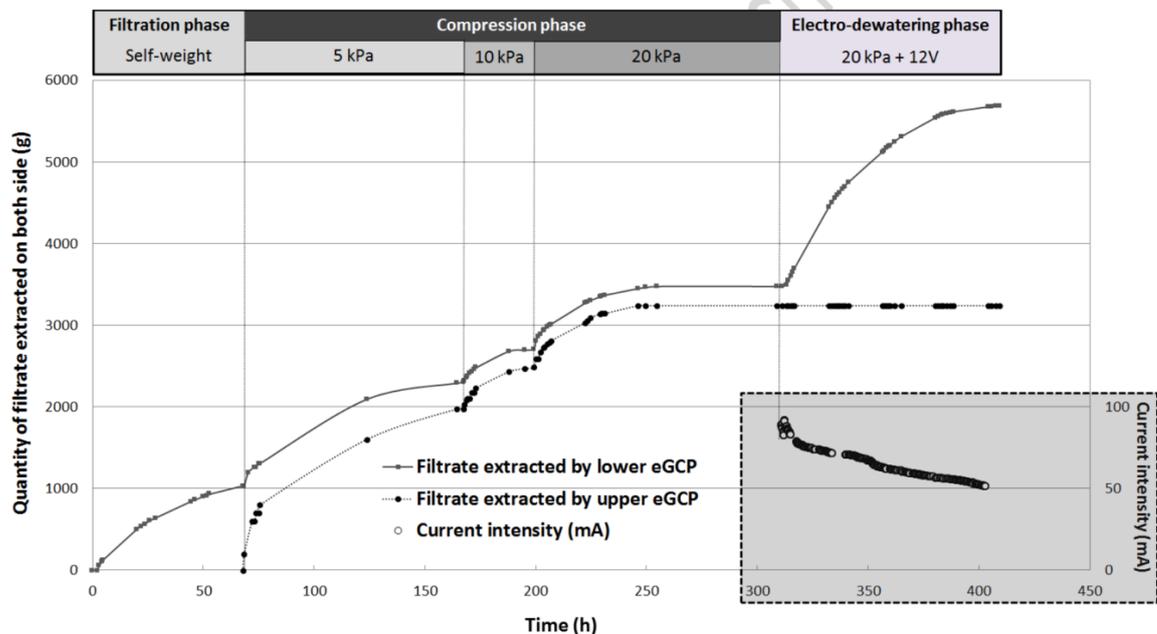


Fig. 6 : Filtrate expulsion and current intensity during the different phases of consolidation experiment.

During the filtration phase, while the upper eGCP was not installed yet, 1000 g of water were extracted by filtration. Despite the FFT being stable after having being stored over a long period (i.e. no supernatant is formed, the repulsion of the colloidal solids annihilates the sedimentation), when the FFT was deposited on the eGCP, free

water (12% of the total filtrate expelled during the experiment) flowed downwards. The FFT solid content during this phase increased from 40.5% to 42.6%.

385 The compression phase started when the upper eGCP was installed on top of the FFT; from this point on, water was extracted simultaneously from the top and bottom of the cell. The first increment of load applied (5 kPa) resulted in an important expulsion of filtrate: 1400 g of water from the bottom and 2000 g of water from the top. The 5 kPa step was prolonged over a weekend, which led to a short 10 kPa step. That second step
390 was associated with an expulsion of 400 g of filtrate from the bottom and 500 g from the top. The third load increase (20 kPa) also induced filtrate expulsion: 760 g from both the bottom and the top. After 100 h, the flow rate decreased to almost zero; no more water could be expelled by mechanical processes without increasing the stress. As a whole, during the compression phase, 5820 g of filtrate was expelled, which
395 represents 63% of the total filtrate expelled, and the mean solids content increased from 42.6% to 58.0%. The filtrate expelled during this compression phase is thought to be composed of the free water remaining after initial self-weight filtration phase as well as a part of the interstitial water.

During the electro-dewatering phase, a voltage of 12 V was applied between the anode
400 (upper eGCP) and the cathode (lower eGCP) while the 20 kPa stress was maintained. It induced a new start in filtrate expulsion, but only from the lower eGCP, i.e. at the cathode side. As a whole, 2200 g of water were expelled during that phase, which represents 25% of the total filtrate extracted; this water is thought to be composed of the remaining interstitial water and perhaps part of the vicinal water. The mean solids
405 content during this phase increased from 58.0% to 67.7%. Considering the relationship

that exists between solids content and shear strength (Jeeravipoolvarn, 2010), a major increase in mechanical strength has occurred during this phase. Figure 5 also shows the current intensity during EDW. From an initial value of 90 mA, the current gradually dropped to 50 mA. During the 90 h of treatment the energy consumption reached 71 Wh. As explained in the first section, sludge dewatering is gradual and depends on the category of the water. The increasing energy input over the succession of phases indicates that the water expelled was more and more strongly bound to FFT particles.

Filtrate analysis

The filtrates expelled by each eGCPs were collected at different stages of the experiment and analyzed by thermogravimetric analysis (TGA). The method consisted of increasing the temperature at 10 °C/min in a nitrogen atmosphere from room temperature to 950 °C, and then oxidizing the remaining mass by exposing it to air with the temperature increasing at the same rate to 1000 °C.

The results are shown in **Fig. 7** for the first 10 g of filtrate extracted from the bottom eGCPs during filtration phase and from the top eGCP during compression phase. The decrease in mass that occurs before the temperature reaches 150 °C is attributed to water, which represents almost 90% of filtrate in both cases. A small mass loss is observed between 200 and 800 °C. It may eventually be attributed to traces of bitumen. Finally, the remaining mass at the end of the temperature ramp consists of inorganic material, which represents 10% of the initial mass. It is thought to be clay particles that passed through the eGCPs.

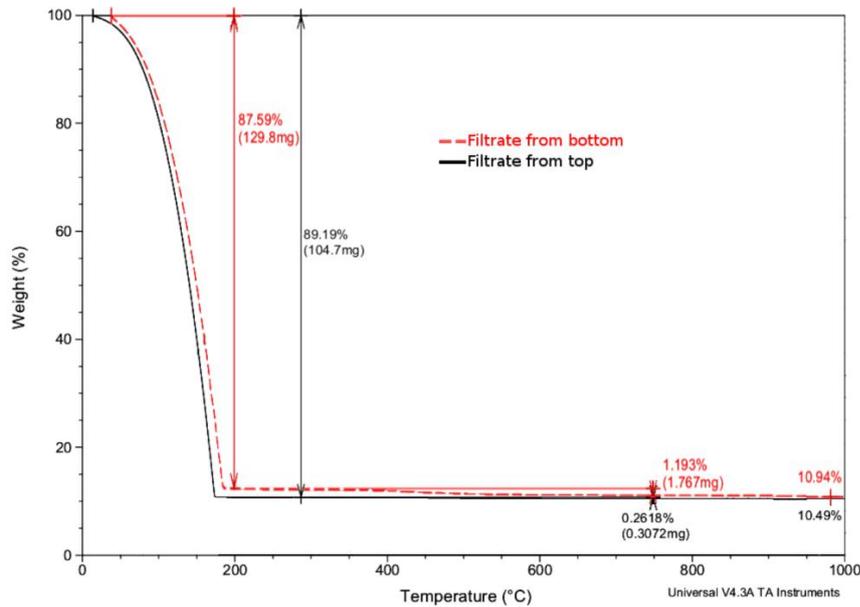


Fig. 7: Thermogravimetric analysis of the first two filtrate expelled from the upper and lower eGCPs.

Except for the filtrates expelled during the early stages of the experiment, which were slightly cloudy and indeed contained about 10% of solids content, filtrates further extracted were absolutely clear (by the eye); TGA performed on these next specimens was unable to detect any solids.

435 Final state of the consolidated FFT

After the experiment was over, the cell was dismantled and a core was taken to evaluate the solids content of the consolidated FFT. The shear strength was also measured at 15 points. These data were used to generate a representation of the shear strength distribution of a vertical cross section of the consolidated FFT by kriging. The

440 results are presented in **Fig. 8**.

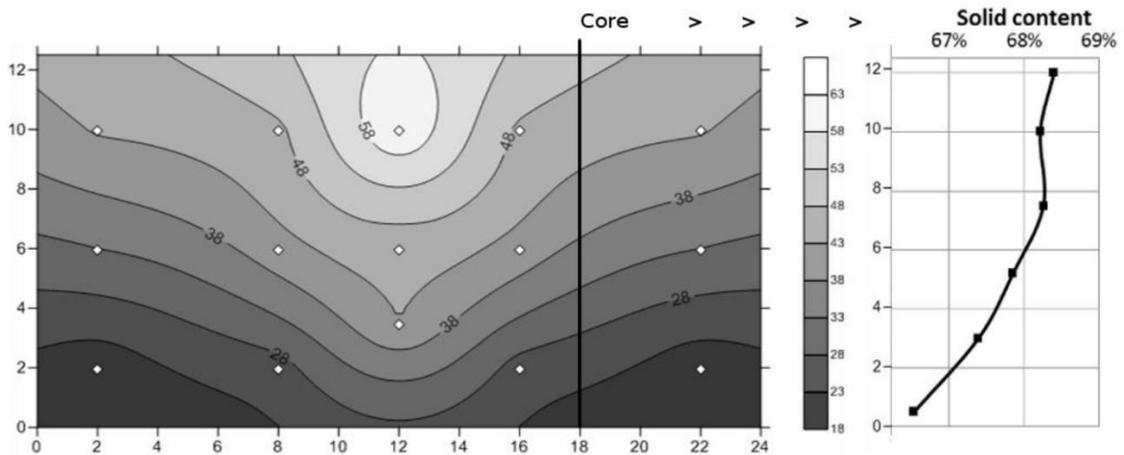


Fig. 8: Shear strength distribution of a vertical cross section of the consolidated FFT. Darker shades correspond to softer clay. Values are given in kPa. White squares indicate measured data. The right panel shows a plot of solids content values along the core.

Fig. 8 shows the heterogeneity in the shear strength of the consolidated FFT. The FFT at the top of the cell is quite stiffer (43–63 kPa) than at the bottom (20–30 kPa). This can be explained by the EO polarity during the EDW phase; the cathode is part of the lower eGCP, whereas the anode is in the upper eGCP. As water migrates from anode to cathode, the bottom of the cell remains softer. The same trend is observed on the solids content graph (right panel in **Fig. 8**). Solids content reaches a maximal value of 68.4% in the upper part of the consolidated FFT while, at the bottom, solids content is 66.5%. The variation in solid content is small but enough to explain the heterogeneity in shear strength, as a result of the nonlinear relation between solid-content and shear strength (Burns et al., 2010).

In addition, the consolidation also appears to be larger for the FFT located close to the drainage tubes with the corners of the cell showing less consolidation. For a same cell height, the difference in shear strength reaches 20 kPa from the tube to the cell corner 0.12 m away.

460 As a result of the consolidation treatment, the mean shear strength goes from 0 kPa to
 40.5 kPa on average. **Fig. 9** shows a photograph of the consolidated FFT after
 dismounting. Bitumen clumps distributed over the entire section is visible and no
 migration is obvious.



465 **Fig. 9:** Slice of consolidated FFT (top corresponds to anode location and bottom
 to cathode).

Condition of the eGCPs at the end of the experiment

At the end of the consolidation experiment, the eGCPs were dissected to see if and
 how they degraded or became impregnated. **Table 2** shows the variation of the mass of
 470 the different eGCP constituents as well as the differential impregnation.

		Initial mass	Final mass	Impregnation rate
Upper eGCP	Geotextiles	42.7 g	98.7 g	752 g/m ²
	Tin-plated copper braid anode	44.1 g	39.1 g	-
Lower eGCP	Geotextiles	40.5 g	189.0 g	1993 g/m ²
	Tin-plated copper braid cathode	42.6 g	42.4 g	-

Table 2: Variation of the mass of the different eGCP constituents.

The lower geotextile system (one drainage layer sandwiched between two filtration layers) was clearly more impregnated than the upper one. It can be postulated that the penetration of solid particles in the lower geotextile layers is favored by gravity, whereas it is hindered for the upper geotextiles. The impregnation of the geotextiles generally induces a decrease in porosity; the final porosity was 67% and 81% for the lower and upper geotextile systems, respectively, whereas the initial porosity was 89%. Despite this decrease in porosity, the water continued to flow across GTX. Visually, bitumen seemed absent from the eGCPs, as it was especially obvious with the white geotextile. The impregnation was mainly caused by clay. Indeed, as observed with the TGA analysis of filtrates extracted, and directly in the consolidated FFT, bitumen did not appear to migrate with the water. This indicates that clogging by residual bitumen in FFT may not be a major concern for eGCPs.

The electrically conducting components of the eGCPs were also weighed to evaluate their durability. The cathode mass did not change while the anode had lost 11% of its initial mass at the end of the experiment. Such result is in agreement with the expected consequences of the EO reaction, where the anode undergoes oxidation. **Fig. 10** shows a picture of the final state of the anode. A significant degradation in the copper braid is clearly visible, particularly for the lower part which faces the cathode.



490

Fig. 10: Anode after treatment.

Conclusions

This paper presents a new experimental device and the associated methodology developed to evaluate how an electrokinetic geocomposite (eGCP) can enhance FFT consolidation; eGCPs can drain water expelled during FFT consolidation in response to the filling of the FFT disposal area as well as impose a voltage across FFT to displace water by electro-osmosis from anode to cathode. Based on the oedometer principle, the device aims at studying FFT consolidation as a function of boundary conditions: (i) mechanical stress (up to 60 kPa) (ii) voltage (0-12V), with drainage and electrical conduction ensured by two eGCPs positioned on both sides of the FFT layer. The consolidation is followed by the one-dimensional deformation response of the FFT in a confining ring of 0.27 x 0.28 m² which prevents lateral displacement. The device allows testing a representative size of eGCP and simulating the entire path of water taking place in a real FFT disposal area drainage scenario: the eGCP retains the FFT particles and lets the water flow. Then the water reaches the eGCP's tube and penetrates it through the perforations in the tube wall. The tubes are connected to the outside of the cell and are the sole outlets for the water.

A consolidation experiment was conducted to validate the experimental device. It involved a synthetic FFT consisting of 59.5% water (with 250 mg/l NaCl), 38.5% kaolinite, 0.5% bentonite, and 1.5% bitumen, and an electrokinetic geocomposite made of three components: a geotextile which acts as a filter-drainage layer, a drainage pipe to transport water along the eGCP and a conductive element to allow applying a voltage across the FFT. In order to simulate the succession of phases taking place during the filling of a FFT disposal area, the FFT was first allowed consolidating

515 under self-weight, then compressed by the gradual application of a normal stress of up to 20 kPa. Finally a voltage was applied between the top and bottom eGCP acting respectively as the anode and the cathode, to move the water downward by electro-osmosis.

The preliminary results show that a large dewatering of the FFT is generated by the application of the combined self-weight filtration/normal stress compression/electro-osmosis treatment: the FFT solids content increased from 40.5% to 67.7% with 12% of the filtrate expelled during the self-weight filtration phase, 63% during the compression phase and 25% during the electro-osmosis phase. The applied treatment led to a significant consolidation of the FFT: shear strength increased from zero to 525 about 40 kPa. However, the consolidation was not perfectly homogeneous and some work is still needed to optimize the sludge treatment conditions. The electro-osmosis treatment consumed 71 Wh and generated a significant degradation in the anode material.

The experimental device and associated methodology have demonstrated their 530 capability to evaluate the behavior of eGCPs, both in terms of filtration and electrical durability, and their efficiency for dewatering FFT. They can be used to study both FFT consolidation and the evolution of eGCPs' characteristics. They will be an invaluable tool for the development of new eGCPs and associated FFT dewatering methods.

535

References

- Allen, E.W., 2008. Process water treatment in Canada's oil sands industry: I. Target pollutants and treatment objectives. *Journal of Environmental Engineering and Science* 7, 123-138.
- 540 Arab, R., Cherifi, F., Loudjani, F., 2009. Landfill drainage with geocomposites, Colloque international sols non saturés et environnement, Tiemcem, Algeria.
- ASTM, 2004. D2435-04 Standard Test Methods for One-Dimensional Consolidation Properties of Soils Using Incremental Loading, West Conshohocken, PA, USA.
- Beddiar, K., Fen-Chong, T., Dupas, A., Berthaud, Y., Dangla, P., 2005. Role of pH in
- 545 Electro-Osmosis: Experimental Study on NaCl–Water Saturated Kaolinite. *Transport in Porous Media* 61, 93-107.
- Blight, G., 2009. *Geotechnical engineering of mine waste storage facilities*, Taylor & Francis Group ed, London.
- Bordier, C., Zimmer, D., 2000. Drainage equations and non-Darcian modelling in
- 550 coarse porous media or geosynthetic materials. *Journal of Hydrology* 228, 174-187.
- Bourgès-Gastaud, S., Stoltz, G., Sidjui, F., Touze-Foltz, N., 2014. Nonwoven geotextiles to filter clayey sludge: an experimental study -submitted-. *Geotextiles and Geomembranes*.
- Bourgès-Gastaud, S., Touze-Foltz, N., Blond, E., 2013. Multi-scale transmissivity
- 555 study of drain tube planar geocomposites: effect of experimental device on test representativeness. *Geosynth. Int.* 20, 119-128.
- Burns, C.A., Gauglitz, P.A., Russell, R.L., 2010. Shear Strength Correlations for Kaolin/Water Slurries: A Comparison of Recent Measurements with Historical Data, in: Laboratory, P.N.N. (Ed.). U.S. Department of Energy, Richland, Washington,
- 560 USA.
- Casagrande, L., 1952. Electroosmotic stabilization of soil. *Journal of Boston Society of Civil Engineers*, 51-83.
- Chew, S.H., Karunaratne, G.P., Kuma, V.M., Lim, L.H., Toh, M.L., Hee, A.M., 2004. A field trial for soft clay consolidation using electric vertical drains. *Geotextiles and*
- 565 *Geomembranes* 22, 17-35.
- Chien, S.-C., Ou, C.-Y., 2011. A novel technique of harmonic waves applied electro-osmotic chemical treatment for soil improvement. *Applied Clay Science* 52, 235-244.
- Chu, C.P., Lee, D.J., Chang, C.Y., 2005. Energy demand in sludge dewatering. *Water Research* 39, 1858-1868.
- 570 Colin, F., Gazbar, S., 1995. Distribution of water in sludges in relation to their mechanical dewatering. *Water Research* 29, 2000-2005.
- Delgado, A.V., 2005. Measurement and interpretation of electrokinetic phenomena. *Pure and Applied Chemistry* 77, 1753-1805.
- Deng, W., Li, X., Yan, J., Wang, F., Chi, Y., Cen, K., 2011. Moisture distribution in
- 575 sludges based on different testing methods. *Journal of Environmental Sciences* 23, 875-880.
- Devenny, D.W., 2009. Overview of Oil Sand Tailings, in: AERI (Ed.). *The Rock Doctor Ltd*, p. 76.
- Devenny, D.W., 2010. A Screening Study of Oil Sand Tailings Technologies and
- 580 Practices in: AERI (Ed.). *The Rock Doctor Ltd*, p. 43.

- Esrig, M.I., 1968. Pore pressures, consolidation, and electrokinetics. *Journal of Mechanics and Foundations ASCE* 94, 899-921.
- Farkish, A., Fall, M., 2013. Rapid dewatering of oil sand mature fine tailings using super absorbent polymer (SAP). *Minerals Engineering* 50–51, 38-47.
- 585 Faure, Y.H., Matihard, Y., Brochier, P., Suryolelono, K., 1993. Experimental and theoretical methodology to validate new geocomposite structures for drainage. *Geotextiles and Geomembranes* 12, 397-412.
- Fourie, A.B., Jones, C.J.F.P., 2010. Improved estimates of power consumption during dewatering of mine tailings using electrokinetic geosynthetics (EKGs). *Geotextiles and*
- 590 *Geomembranes* 28, 181-190.
- Holyfield, G.W., Brown, D.W., 1995. Application of a filter press in the recovery of potash at Boulby mine. *Filtration & Separation* 32, 455-459.
- Imai, G., 1979. Development of a new consolidation test procedure using seepage force. *Soils and Foundations* 19, 45-60.
- 595 James, M., 2009. The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments, *Departement des génies civil, géologique et des mines. Ecole Polytechnique de Montréal*, p. 482.
- Jeeravipoolvarn, S., 2010. *Geotechnical Behavior of In-Line Thickened Oil Sands Tailings*, Civil and Environmental Engineering. University of Alberta.
- 600 Jeeravipoolvarn, S., Scott, J.D., Chalaturnyk, R.J., 2009. 10 m standpipe tests on oil sands : long term experimental results and prediction. *Can. Geotech. J.* 46, 875-888.
- Jones, C., Lamont-Black, J., Glendinning, S., Bergado, D., Eng, T., Fourie, A., Liming, H., Pugh, C., Romantshuk, M., Simpanen, S., Yan-Feng, Z., 2008. Recent research and applications in the use of electro kinetics geosynthetics, 4th European
- 605 *Geosynthetics Conference*, Edimbourg, UK, pp. 1-30.
- Junqueira, F.F., Sanin, M.V., Sedgwick, A., Blum, J., 2011. *Assessment of Water Removal from Oil Sands Tailings by Evaporation and Under-drainage, and the Impact on Tailings Consolidation, Tailings and Mine Waste*, Vancouver, BC, Canada.
- Koerner, R., 1997. *Designing with geosynthetics*, in: Prentice Hall (Ed.), Fourth ed.
- 610 Lockhart, N.C., 1981. Sedimentation and electro-osmotic dewatering of coal-washery slimes. *Fuel* 60, 919-923.
- Lockhart, N.C., 1983. Electroosmotic dewatering of clays, III. Influence of clay type, exchangeable cations, and electrode materials. *Colloids and Surfaces* 6, 253-269.
- Lyklema, H.J., 1995. *Solid-Liquid Interfaces*, Elsevier ed, Amsterdam, Holland.
- 615 Mahmoud, A., Arlabosse, P., Fernandez, A., 2011a. Application of a thermally assisted mechanical dewatering process to biomass. *Biomass and Bioenergy* 35, 288-297.
- Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A., 2010. Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering.
- 620 *Water Research* 44, 2381-2407.
- Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A., 2011b. Electro-dewatering of wastewater sludge: Influence of the operating conditions and their interactions effects. *Water Research* 45, 2795-2810.
- Mikula, R.J., Kasperski, K.L., Burns, R.D., MacKinnon, M.D., 1996. Nature and Fate
- 625 *of Oil Sands Fine Tailings, Suspensions: Fundamentals and Applications in the Petroleum Industry*. American Chemical Society, pp. 677-723.

- Mitchell, J.K., Soga, K., 2005. Fundamentals of soil behavior, 3rd ed. John Wiley & Sons, NJ, USA.
- Morin, C., Dolez, P., Chappel, M., Blond, E., Saunier, P., 2013. Développement d'un procédé de fabrication de résidus bitumineux synthétiques pour des expériences d'assèchement., Proceeding of the 81th ACFAS Convention. Quebec, Canada.
- 630 Pedroni, L., Aubertin, M., 2008. Evaluation of sludge consolidation from hydraulic gradient tests conducted in large size columns, Geo Edmonton, Alberta, Canada, pp. 769-776.
- 635 Proskin, S., 1998. A Geotechnical Investigation of Freeze-Thaw Dewatering of Oil Sands Fine, Department of Civil and Environmental Engineering, Edmonton, Alberta, Canada.
- Qi, Y., Thapa, K.B., Hoadley, A.F.A., 2011. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties – A review. Chemical Engineering Journal
- 640 171, 373-384.
- Raynaud, M., Vaxelaire, J., Olivier, J., Dieudé-Fauvel, E., Baudez, J.-C., 2012. Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH. Water Research 46, 4448-4456.
- Reuss, F.F., 1809. Sur un nouvel effet de l'électricité galvanique. Nouveaux Mémoires de la Société Impériale des Naturalistes de Moscou 2, 327-337.
- 645 Rico, M., Benito, G., Díez-Herrero, A., 2008. Floods from tailings dam failures. Journal of Hazardous Materials 154, 79-87.
- Rittirong, A., Douglas, R.S., Shang, J.Q., Lee, E.C., 2008. Electrokinetic improvement of soft clay using electrical vertical drains. Geosynth. Int. 15, 369-381.
- 650 Saunier, P., Ragen, W., Blond, E., 2010. Assessment of the Resistance of Drain Tubes planar drainage geocomposites to high compressive loads, 9th International Conference on Geosynthetics, Brazil, p. 1131.
- Shang, J.Q., Lo, K.Y., 1997. Electrokinetic dewatering of a phosphate clay. Journal of Hazardous Materials 55, 117-133.
- 655 Smith, J.K., Vesilind, P.A., 1995. Dilatometric measurement of bound water in wastewater sludge. Water Research 29, 2621-2626.
- Snars, K., Gilkes, R.J., 2009. Evaluation of bauxite residues (red muds) of different origins for environmental applications. Applied Clay Science 46, 13-20.
- Terzaghi, K., 1951. Mécanique théorique des sols Dunod, Paris, France.
- 660 Vaxelaire, J., Cézac, P., 2004. Moisture distribution in activated sludges: a review. Water Research 38, 2215-2230.
- Vesilind, P.A., 1994. The Role of Water in sludge dewatering. Water Environment Research 66, 4-11.
- Vesilind, P.A., Hsu, C.-C., 1997. Limits of sludge dewaterability. Water Science and
- 665 Technology 36, 87-91.

2.2 Principaux résultats

Pour conclure sur cet article, un dispositif est maintenant disponible pour tester l'assèchement de boues par eGCP. Toutes sortes de boues peuvent être testées, avec ou sans électrocinétique, à faible ou plus forte contrainte (0-60 kPa). Par ailleurs, le test présenté permet de confirmer l'intérêt de l'EO pour assécher une boue. En augmentant progressivement la contrainte mécanique, l'eau la moins liée peut être extraite, puis l'EO permet d'extraire une frange de l'eau plus liée. Cet ultime gain de siccité (68%) permet d'accroître la résistance au cisaillement de manière significative, jusqu'à 40 kPa.

Après cette validation, l'assèchement de FFT réels pouvait être testé dans ce dispositif avec des prototypes d'eGCP, c'est l'objet de la fin de ce chapitre. L'article 4 présente les tests réalisés avec des eGCP à base de cuivre.

3. Article 4 : Electro-dewatering of fluid fine tailings by using electrokinetic geocomposites

Après avoir validé le dispositif, nous avons rapidement testé les FFT réels, dont nous disposions d'un baril. Rappelons qu'un baril fait 159 litres ; avec 20 litres par expérience, seulement 7 essais pouvaient être réalisés. Par ailleurs, les essais durent chacun entre 3 et 5 semaines. Pour ces raisons, nous avons choisi de ne pas faire de réplicat, 7 essais différents d'assèchement de FFT réels ont été réalisés : 4 avec des eGCP à base de cuivre, et 3 avec des eGCP à base de carbone. Préférant ne pas communiquer sur les eGCP à base carbone, dans l'attente du brevet présenté dans le chapitre suivant, seuls les 4 essais avec les eGCP à base de cuivre pouvaient être valorisés. C'est l'objet de l'article 4 présenté ci-dessous, les eGCP comportent une tresse de cuivre étamée autour du mini-drain pour conduire l'électricité. Cet article non finalisé ne montre donc pas toute la quintessence des essais menés ; les résultats obtenus avec les eGCP à base de carbone seront présentés à la suite.

Cet article présente 4 méthodes de traitement différentes :

- ◆ Trois d'entre elles (A, B, C) impliquent une augmentation par palier de la contrainte normale jusqu'à 20 kPa avant l'application de l'EO. Ces trois expériences diffèrent par la durée respective des phases compressives à 10 et 20 kPa et de la phase EO.
- ◆ La dernière (D) implique l'application de l'EO dès le début du test avec ensuite une augmentation progressive de la contrainte normale jusqu'à 20 kPa.

Ainsi nous évaluerons les parts respectives des assèchements mécanique et électro-osmotique.

Electrodewatering of fluid fine tailings by using electrokinetic geocomposites

Sébastien Bourgès-Gastaud,^{1,2} Melissa Chappel,³ Patricia Dolez,³ Éric Blond,³ and Nathalie Touze-Foltz²

Abstract: The oil-sands industry generates large quantities of mineral waste, such as fluid fine tailings (FFT), whose disposal is often challenging. The use of electrokinetic geocomposites (eGCPs) in FFT disposal areas could improve in-situ dewatering by allowing water to drain after it is expelled during FFT consolidation and by permitting the use of electro-osmosis (EO) to displace a significant portion of the remaining water. Herein we present the first investigation of FFT dewatering with planar electrokinetic geosynthetics such as eGCPs. Four dewatering treatments are presented: three involve increasing the normal stress on the FFTs followed by EO; for the fourth treatment EO is applied before the normal stress is increased. The results show that eGCPs adequately filter the FFTs. Sludge particles remained upstream of the filter, with clean water flowing through. FFTs were significantly dewatered by applying mechanical dewatering before EO. EO was very useful for extracting the more tightly bound water that remained after mechanical dewatering. In one configuration, a significant improvement of the shear strength from 0 kPa to a mean value of 25 kPa is obtained, which is significantly greater than the 10 kPa required by government regulations. The final solid content in this case is about 70%, starting from an initial solid content of 45%. The energy required for this technique was 6.6 kW·h per m³ of sludge. Furthermore, this paper also presents a thorough characterization of FFTs via x-ray diffraction, thermogravimetric analysis, and Zetasizer.

Keywords: FFT, oil-sand tailings, geocomposite, electrokinetic, eGCP, consolidation, dewatering

1 Afitex, 13- 15, rue Blériot, 28300 Champhol, France

2 Irstea, HBAN, INEGE, 1, rue Pierre-Gilles de Gennes, 92761 Antony Cedex, France

3 Groupe CTT, Sageos, 3000, rue Boullé, Saint-Hyacinthe, J2S 1H9, QC, Canada

3.1 Introduction

Rising oil prices have led to a major increase in oil-sands mining. In Alberta, Canada, which holds the largest concentration of oil-sands in the world, the production of synthetic crude oil (syncrude) reached 1.78 million barrels per day in 2012 (Alberta Government, 2013). This number is expected to double by 2020. To limit the environmental impact of oil-sands mining, the Energy Resources Conservation Board (ERCB) of Alberta, Canada issued directive 074 on tailings management in 2009, requiring mining companies to reduce fluid tailings by capturing fine tailings. These fine tailings must also be processed so that materials deposited the previous year reach a minimum undrained shear strength of 5 kPa the year of deposition and 10 kPa within five years after active deposition has stopped (ERCB, 2009).

The production of 1 ton of syncrude requires an estimated 12.3 tons of oil sands and 9.7 tons of water (Allen, 2008). The output of the Clark extraction process contains 15.6 tons of tailings with an average composition of 70%–80% water, 20%–30% sand, silt, and clay, and 1%–3% residual bitumen. These tailings are typically stored above or below ground in tailings ponds retained by perimeter dykes constructed from the relatively coarser fraction of tailings. After deposition, the coarser particles such as sand segregate from the finer particles to form beaches. On the other side, the finer particles (clay and very fine silt), which are mostly of colloidal size, migrate toward the center of tailings ponds to form “fluid fine tailings” (FFTs) (Masala, 1998). These fine particles are held in suspension by electrostatic interactions; they have very low consolidation rates and reach a maximum solid content of about 30 wt% solid after several years (Jeeravipoolvarn, 2010 ; Mikula et al., 1996).

FFTs are problematic because their high clay content and high water content result in a low shear strength, which limits pond rehabilitation. Their very long drying time also maximizes fresh-water consumption, because water stored in the ponds cannot be reused in the mining process. For every ton of syncrude produced, 1.7 tons of water remain sequestered in FFTs. Thus, FFTs are the most controversial environmental issue associated with oil-sands exploitation.

The tailings ponds in which FFTs are stored represent a significant environmental threat because of the risk of leaks, failure, and the migration of contaminants. To satisfy directive 074, dewatering FFTs is essential to rehabilitate tailings ponds, limit the risk of failure, reduce the footprint of tailings ponds, and minimize water consumption (Farkish et Fall, 2013). Next-generation strategies must be developed for practical, economical, and environmentally responsible disposal of tailings.

To dewater sludge such as FFTs, two approaches can be envisioned: predeposit treatment with a continuous dewatering system able to dewater huge volumes of tailings (thickener, filter, centrifugation, etc.) or postdeposit dewatering based on dewatering processes extended in time and space.

Predeposit dewatering can lead to important modifications of conventionally used methods. For example, consider tailings centrifugation or blending with dry clay, which are favored solutions because of the high solid content obtained directly in the separation plant (Devenny, 2009). Water

and heat loss are greatly reduced as is the cost of FFT rehabilitation at the end of the life of tailings ponds. However, such a significant dewatering leads to a solids content sufficiently high to prevent hydraulic transport of tailings. Conveying the consolidated tailings to a disposal site thus requires stacking conveyors or trucking, so the cost of filling tailings ponds is clearly higher than for the conventional method (Devenny, 2010).

A postdeposit solution allows the conventional methods used by mining engineering (hydraulic transport, using sand for dike construction, etc.) to be conserved and limits the cost of pretreatment, which can involve chemical solutions (flocculation, coagulation) or dewatering units (filter belt, filter press, centrifuge, etc.). One possible solution to dewater tailings postdeposit is to lay electrokinetic geocomposites (eGCPs) in the FFT disposal area during filling. This approach would permit the sludge to be dewatered by the following two mechanisms:

- ◆ Filtration as in classical drainage geocomposites (done by the geotextile filter) and in-plane water transport (done by the drainage core) (Koerner, 1997). Drainage geocomposites are widely used for liquid collection in environmental applications such as landfills, roadway embankments, or earth dams (Arab et al., 2009 ; Bordier et Zimmer, 2000). Thus, inserting eGCPs in FFT disposal ponds would create draining layers, allowing atmospheric pressure to create a hydraulic gradient and thereby drive water out (Faure et al., 1993).
- ◆ A voltage is applied across the FFT layers via the conductive elements embedded in eGCPs, which induces electro-osmosis (EO) in the FFT layer. This leads to the migration of water from the anode to the cathode (Fourie et Jones, 2010 ; Jones et al., 2008).

Unfortunately, eGCPs have never previously been studied for use in dewatering tailings. To address this shortfall, this paper evaluates an eGCP prototype for dewatering FFTs by combining EO and the application of loads. This study represents the first investigation of FFT dewatering via planar electrokinetic geosynthetics and, more particularly, eGCPs. For this study, a new laboratory device developed by Bourgès-Gastaud et al. (2014) was used. The FFT dewatering tests used a pair of eGCPs, one at the bottom of the experimental device and one at the top. These served both as draining media and as electrodes.

The dewatering treatment used a succession of phases. In the initial filtration phase, water flows out from FFTs under the influence of gravity. Next comes a compressive phase in which stresses are increased to extract bound water. For the EO phase, which may be the final phase or an intermediate phase, a voltage is applied between the eGCPs to extract more bound water. To explore the relative importance of each phase, four different treatments were tested, with each treatment having different durations for each phase.

The next section presents the basics of tailings dewatering and describes eGCPs. FFTs from Muskeg River, Alberta, are extensively characterized by thermogravimetric analysis, energy-dispersive x-ray spectroscopy, and x-ray diffraction. Following this, the amount of water expelled during the various phases of the different dewatering treatments is shown. The dewatering efficiency and mechanical properties of the final FFTs are evaluated by examining the solid content and shear strength of the final FFTs.

3.1.1. Sludge dewatering

This section recalls some fundamental elements of sludge dewatering. FFTs are difficult to dewater because of their colloidal nature. The physical properties of the water surrounding the sludge particles differ from that of bulk water (Vesilind, 1994). A simplified categorization scheme proposes the following four categories of water (Deng et al., 2011 ; Mahmoud et al., 2010 ; Smith et Vesilind, 1995 ; Vesilind et Hsu, 1997):

- ◆ Free water, also called gravitational water, is not affected by capillary forces and is easily removed by mechanical dewatering.
- ◆ Interstitial water is affected by capillarity forces, but gravity can be neglected. Only part of the interstitial water can be removed by mechanical dewatering.
- ◆ Vicinal water, which consists of water molecules layered on the surface of solids, is loosely bound by solid particles because of adsorption. Vicinal water cannot be removed mechanically. Because of the large surface area of the fine sludge particles such as clay, it is likely that much of the bound water is vicinal water.
- ◆ Water of hydration, or constitution water, is tightly bound chemically to solid particles and can be removed from sludge only by heating.

The amount of water that can be removed depends on the category of the water in the sludge (Colin et Gazbar, 1995). Knowing the various fractions of these categories of water in a sludge leads to a better understanding of the dewatering process and is useful for evaluating the energy required for water removal (Vaxelaire et Cézac, 2004). The more tightly the water is bound, the more energy is required to extract it (Chu et al., 2005). These different categories of water imply a sequential treatment: dewatering should start with a low-cost method to allow the free water to drain out. As the solid content gradually increases, more energy-intensive techniques are required to extract the more tightly bound water. The research presented herein investigates the timeline of such a treatment.

3.2 Electrokinetic geosynthetics

The concept of electrokinetic geosynthetics was introduced by Hamir et al. (2001) and involved various conductive elements being embedded into geosynthetics to endow geosynthetics with an active role. In addition to the conventional functions served by geosynthetics (drainage, filtration, reinforcement, separation), the conductive elements allow electrokinetic geosynthetics to serve as electrodes in the soil or sludge (Jones et al., 2011). Thus electrokinetic geosynthetics make it possible to exploit electrokinetic phenomena. Among these phenomena, EO is particularly useful for sludge dewatering. EO forces water to migrate from anode to cathode, which is especially useful for materials with low hydraulic conductivity, such as clay, where the pore-pressure dissipation is slow.

Electrokinetic geosynthetics thus provide the technical means for applying in situ EO. However, despite active research in this field, electrokinetic geosynthetics have remained in the prototype stage. They were never produced industrially and, to date, all field tests conducted for research purposes used one-dimensional electrokinetic geosynthetics, such as conductive prefabricated

vertical drains (EVDs) or perforated tubes associated with conductive elements and wrapped in geotextile (Karunaratne, 2011 ; Lamont-Black et Weltman, 2010 ; Rittirong et al., 2008). Nevertheless, for applications involving tailings ponds, some limitations have appeared. Installing EVDs requires having a bearing surface for machine circulation and EVDs have to be installed after filling the tailings pond.

To address these drawbacks, we developed a new type of electrokinetic geosynthetic for FFT dewatering, which we call “eGCPs.” eGCPs have the particularity of being based on drainage geocomposites. The main difference compared with EVDs is that eGCPs are planar. The advantages of geocomposites over wick drains are the same as those of eGCPs over EVDs: both are able to drain water but eGCPs are much bigger than wick drains (several meters wide by more than 100 m long). eGCPs also allow a voltage to be applied because they form a large planar electrode. In addition to size, this geometry has the advantage that, during pond filing, two-dimensional electrokinetic geocomposites can be unrolled horizontally on a nonbearing surface. This layer can then be covered with a new tailings layer and electro-osmosis can be exploited successively between the base layer and the top layer.

Despite most geosynthetics being planar, planar electrokinetic geosynthetics such as eGCPs have yet to be studied for tailings dewatering. The present study is the first to focus on using electrokinetic geocomposites (eGCPs) to dewater FFTs.

The next two sections present two mechanisms for sludge dewatering: mechanical dewatering and EO dewatering with eGCPs.

3.2.1. Mechanical dewatering with eGCPs

Mechanical dewatering is effective for removing free water and part of the interstitial water. Because they are not energy intensive, mechanical dewatering systems (such as filter belts or filter presses) are extensively used for conditioning sludge as well as tailings (Holyfield et Brown, 1995 ; Mahmoud et al., 2011 ; Qi et al., 2011). Because of the strong bonding forces between water and solid matter, purely mechanical dewatering requires strong mechanical forces. For many applications, mechanical dewatering systems cannot achieve a sufficiently high solid content (Mahmoud et al., 2011 ; Raynaud et al., 2012).

If installed directly in tailings ponds, eGCPs make mechanical dewatering possible. Several factors lead to better drainage of the sludge and therefore to a better consolidation of FFTs. The following natural mechanical phenomena give eGCPs their drainage function:

- ◆ While the FFT disposal area fills, layers are successively superimposed. Lithostatic and hydrostatic pressure progressively increases within the structure as the pond fills. However, if the hydrostatic pressure is not dissipated, the increase in effective stress cannot lead to FFT consolidation (Terzaghi, 1951).
- ◆ In saturated tailings, the draining layer disrupts the profile of the hydrostatic water pressure, so the weight of the water above the drainage layer becomes the real load on the material below the draining layer. This water is no longer supported by the fluid phase of the lower layers. Thus, the effective stress increases, which can lead to consolidation of the lower layers.

- ◆ By including a draining layer, the fluid of the upper layers flows downward. This movement gives rise to seepage forces that increase the effective stress and result in consolidation (Imai, 1979 ; Pedroni et Aubertin, 2008).

The consolidation process is clearly improved once the sludge is drained. However, FFT disposal areas are not commonly drained, so water has to migrate from the bottom to the top in a material with very low hydraulic conductivity, and this takes a very long time. For example, Jeeravipoolvarn et al. (2009) showed that FFTs held in 10-m-high stand pipes do not develop effective stress over a 25-year period. Efficient draining can be accomplished by eGCPs because they can be installed whatever the surface. Therefore, eGCPs can be used within the FFT disposal area to allow natural mechanical dewatering to proceed as the tailings pond fills. They provide favorable boundary conditions for consolidation, so free water and a part of the interstitial water can be expelled.

3.2.2. Electro-osmosis dewatering with eGCPs

Electro-osmosis (EO) removes a significant portion of the interstitial and vicinal water that cannot be removed by mechanical dewatering (Mahmoud et al., 2010 ; 2011). The double layer containing conducting elements is what allows EO. Clay presents a negatively charged surface so, within the double layer, cations are adsorbed onto the clay surface (Lyklema, 1995 ; Mitchell et Soga, 2005). When a voltage is applied across the double layer, cations from the external diffusive layer are attracted toward the cathode. As these cations move, viscous forces allow them to drag along bound water and the surrounding free water, thus creating a net flow of pore water towards the cathode (Beddiar et al., 2005 ; Delgado, 2005). Thus, in civil engineering, EO is used to consolidate clay materials, which are particularly difficult to consolidate due to their very low hydraulic conductivity (Casagrande, 1952 ; Esrig, 1968). As an example, swelling clay gels can reach 46–51 wt% solids by EO, in contrast with less than 10 wt% solids by centrifuging at 30 000g (Lockhart, 1983). Several aspects of EO have been studied in EO cells, such as power consumption, nature of the conductive material, treatment methodology [inversion of polarity, type of the current (ac, dc, pulsed, ...), etc.] (Chew et al., 2004 ; Chien et Ou, 2011 ; Fourie et Jones, 2010 ; Lockhart, 1981 ; Rittirong et al., 2008 ; Shang et Lo, 1997).

Although FFTs are mainly composed of clay, only two studies of FFT dewatering by EO are available. Therefore, knowledge of the response of FFTs to an electric field is limited. In their pioneering work, Flintoff et Plitt (1976) studied the electrocoagulation of a suspension of diluted FFT. Electrocoagulation is a clarification technique that involves anode lysis to provide metallic cations to a suspension. With a very low solid content of 2.4 wt%, they observed the migration of particles under an applied voltage, leading to an effluent clearer than the feed. The cations acted as a coagulant and so improved sedimentation. Nevertheless, Flintoff and Plitt concluded that this treatment was economically impractical. This conclusion was the result of unfavorable experimental conditions; the main phenomena involved in the experiment were electrocoagulation instead of EO. In clayey suspension (very low solid content), water does not flow through clay; rather the clay moves through the water. This cannot result in an economical method of consolidation.

Another study by Guo (2012) used two series of experiments to assess the feasibility of EO in FFTs: (1) tailings are initially consolidated at 5 kPa, followed by EO, and (2) tailings are treated simultaneously under a 5 kPa loading and a dc current. To limit corrosion, the anode was made of expanded titanium coated with iridium oxide, which are very expensive materials. Guo concluded that the simultaneous application of EO and loading leads to quicker consolidation. Nevertheless the first series of experiments (loading followed by EO) resulted in higher dewatering. Finally, Guo demonstrated that EO can be used to dewater FFTs, but no technical solution was proposed to use this phenomenon in the field.

3.2.3. Combined mechanical and electro-osmosis dewatering with eGCPs

eGCPs can provide a technical solution for applying both mechanical and EO dewatering in the field. The horizontal layering of eGCPs in tailings was initially developed to drain water, so it could allow for mechanical dewatering. Thanks to the conductive material embedded in eGCPs, EO can be applied on a large scale directly within the tailings ponds, when the mechanical consolidation is no longer sufficient. To investigate the added value brought by eGCPs in FFT dewatering, our experimental strategy involved treating FFTs with the succession of phases shown in Figure VII-1.

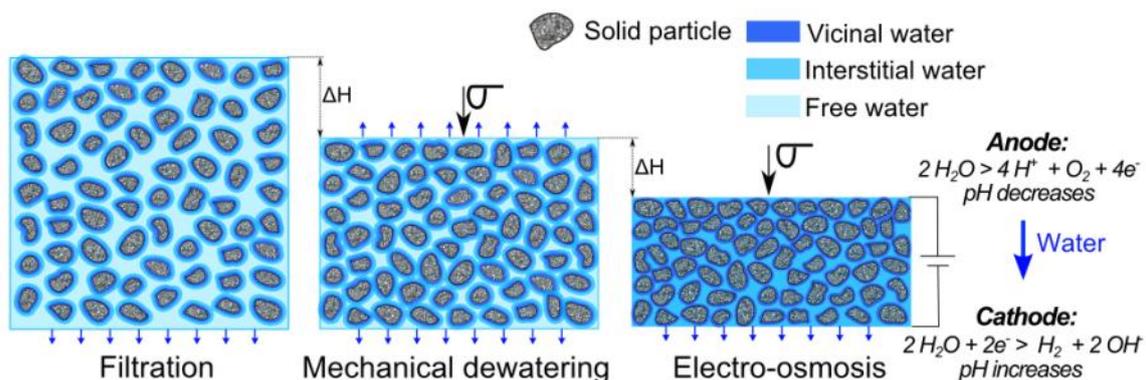


Figure VII-1 Schematic of different stages of dewatering. Water of hydration is not shown.

Fig. 1 illustrates a sequential dewatering treatment. Filtration under self-weight results in the expulsion of free water. The compressive phase that follows extracts a part of the interstitial water. To finish dewatering, EO extracts some of the more tightly bound water. In the present study, four dewatering experiments were conducted with four different timelines for the different phases. For three of the experiments, the sequence of phases was the same as in Figure VII-1. In the fourth experiment, EO was applied starting at the beginning of filtration.

3.3 Materials and method

3.3.1. eGCP prototypes

For the consolidation experiments, the eGCPs used as drainage media and electrode were based on drain-tube planar geocomposites (DTPGs), which is a type of drainage geocomposite that has gained acceptance within the engineering community as a material for transporting liquids and gases (Saunier *et al.*, 2010). The drainage core was made of regularly spaced perforated tubes, which provided a high in-plane flow capacity (Bourgès-Gastaud *et al.*, 2013 ; Faure *et al.*, 1993). As shown in Figure VII-2, specimens were cut to a size of $0.27 \times 0.28 \text{ m}^2$, with a single perforated tube in the center. eGCPs are made of three geotextiles: the two outer ones act as filters (F) upon contact with FFTs, and a heavier central geotextile that acts as a drainage layer (D) is sandwiched between them. The main characteristics of eGCPs are given in Table VII-1.

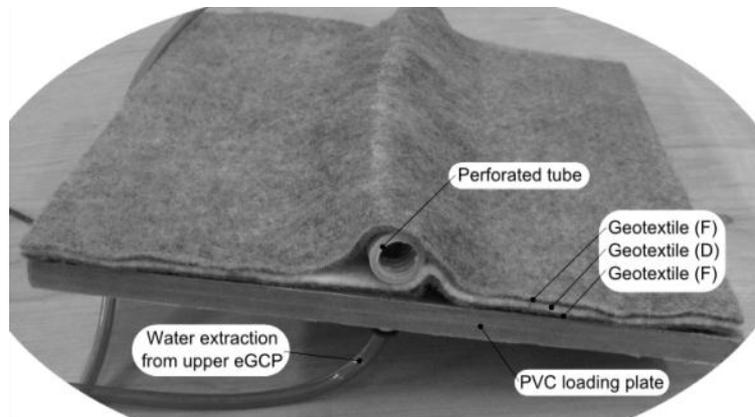


Figure VII-2 Photograph of eGCP on PVC loading plate. The eGCP is made of three geotextiles that serve as filters (F) and drainage layer (D).

Table VII-1 Characteristics of eGCP used in present experiments.

Properties	Standard	Value
Thickness under 2 kPa normal load	ASTM D5199	5.9 mm
Mass per unit area	ASTM D5261	553 g.m ⁻²
Filtration opening size	ONGC 148.1-10	120 μm

eGCPs are an extension of DTPGs. The difference is that the drain tube is rendered electrically conductive by wrapping it in a cylindrical tin-plated copper braid (diameter $\approx 25 \text{ mm}$, length $\approx 0.28 \text{ m}$; see Figure VII-3) with a resistivity given by manufacturer to be $1.3 \times 10^{-3} \Omega \cdot \text{m}$.



Figure VII-3 eGCP drain tube wrapped in tin-plated copper braid. Associated geotextiles are not shown.

For each dewatering experiment presented in this paper, two eGCP specimens were assembled: one for the bottom of the cell and one for top of the cell.

3.3.2. Characterization of FFTs

FFTs are the waste produced by oil-sands exploitation, after sedimentation of the coarser sandy fraction. They are a mixture of fine silt, clay, water, and uncovered bitumen. The present study used actual FFTs from the Muskeg River site, which were provided courtesy of Shell, Alberta, Canada. In August, 2012, one barrel of FFTs was collected directly from a tailings pond. Upon reception in our laboratory, the FFTs were thoroughly characterized. They have a sticky dark grey texture and a strong odor. Five thermogravimetric analyses (TGAs) were done to determine the various fractions of FFTs. TGA measures the change in mass of a specimen as a function of temperature within a controlled atmosphere. This analysis can help determine the composition of the specimen. For the FFT analysis, the temperature was increased at 10 °C/min in a nitrogen atmosphere from room temperature to 950 °C. In going from 950 to 1000 °C at the same rate, the remaining mass was oxidized by exposing it to air. The results of five such measurements are presented in Figure VII-4.

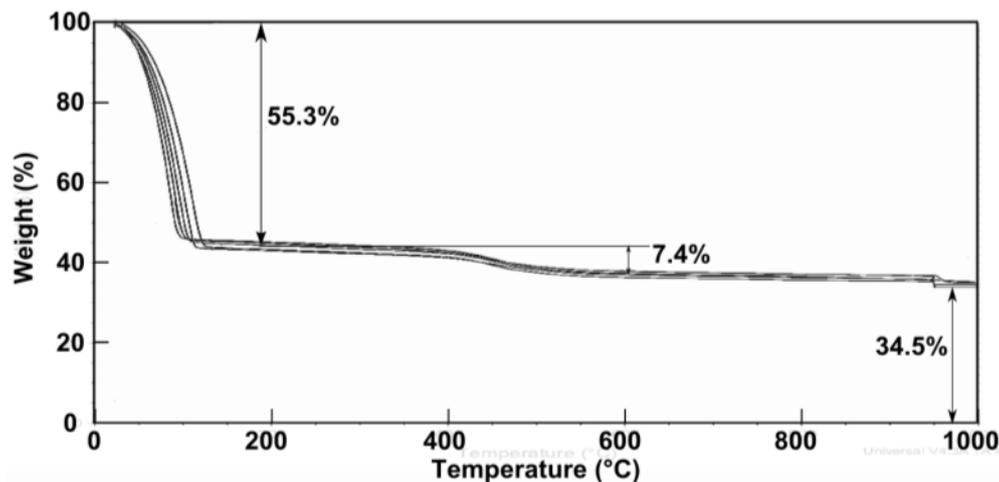


Figure VII-4 Thermogravimetric analysis of five FFT specimens.

Figure VII-4 can be interpreted as follows:

- ◆ The decrease in mass that occurs below 150 °C is due to water, which represents 55.3% of the total mass.
- ◆ The mass loss between 200 and 800 °C is attributed to bitumen. Bitumen content is thus 7.4% of the total mass.
- ◆ The remaining mass at the end of the temperature ramp consists of inorganic materials, mainly clay components. These represent 34.5% of the total mass.
- ◆ The remaining 2.8% is attributed to other soluble compounds.

Figure VII-5 shows the position on the ternary diagram (Azam et Scott, 2005) of the FFTs used in the present study.

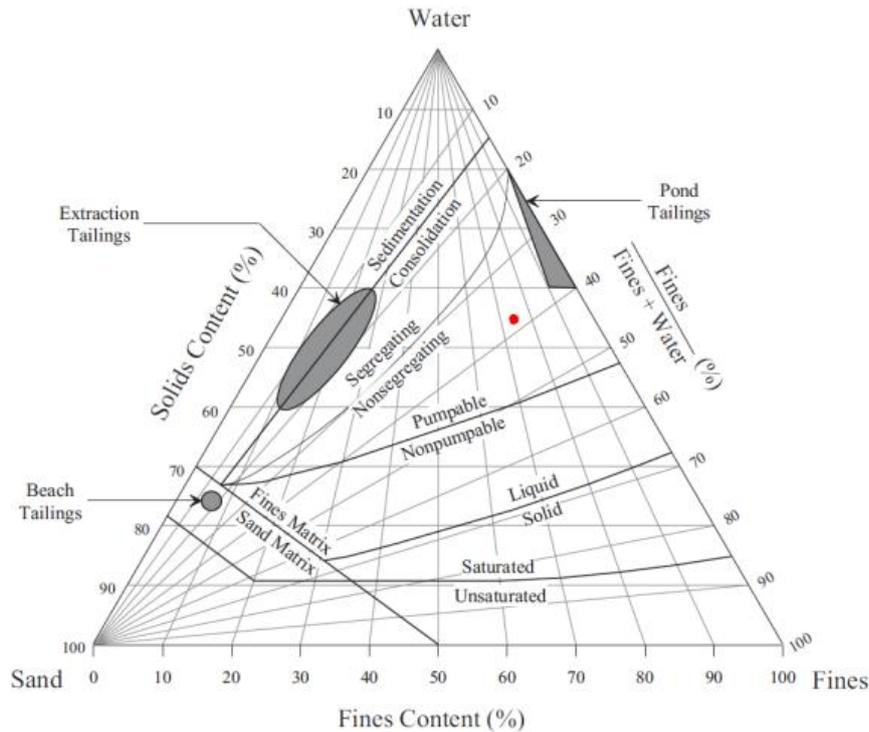


Figure VII-5 Position on ternary diagram of FFT used in present study (red dot).

Based on the result shown in Figure VII-5, the FFTs used in this study appear to be slightly dryer and coarser than the pond tailing studied by Azam and Scott (2005). To determine the elemental composition of the FFTs, they were quantitatively examined by energy-dispersive x-ray spectroscopy (EDS). EDS shows that carbon, oxygen, silicon, and aluminium are the dominant elements, accounting for about 22%, 38%, 22%, and 10 % of the total FFT mass, respectively. Next, x-ray diffraction (XRD) was used to determine their crystalline components.

The XRD results are presented in Table VII-2. The difference in carbon content as determined by EDS and XRD (22% and 0.7%, respectively) is relatively high. This difference is attributed to the presence of a noncrystalline carbon component such as bitumen.

The Atterberg limits are a basic measure of the critical water content of a fine-grained soil ; they were measured for FFT using a Casagrande cup (ASTM D4218) and found to be characteristic of clay. The zeta potential and pH were obtained simultaneously by using a Zetasizer, which combines a particle-size analyzer, zeta-potential analyzer, and molecular-weight analyzer for particles and molecules ranging in size from less than a nanometer to several microns. The Zetasizer measures size by using dynamic light scattering, the zeta potential and electrophoretic mobility are measured by using electrophoretic light scattering, and the molecular weight is measured by using static light scattering. Table VII-2 summarizes the results of the characterization.

Table VII-2 Characteristics of FFTs used in present study.

Properties of FFT used in present study	Value
Solid content	44.7% of total mass
Bitumen content	7.4% of total mass
Silicate content	84% of solid fraction
Quartz content	65% of solid fraction
Kaolinite content	14% of solid fraction
pH	7.2
Zeta potential	-39.8 mV
Plastic limit	31% (water wt /solid wt)
Liquid limit	68% (water wt /solid wt)
Plasticity index	37% (water wt /solid wt)

3.3.3. Experimental apparatus for FFT dewatering with eGCPs

Based on the oedometer principle, an experimental apparatus was designed to study FFT dewatering as a function of boundary conditions (mechanical stress and/or voltage), with drainage and electrical conductivity ensured by two eGCPs positioned on each side of the 0.26-m-thick FFT layer. This apparatus was thoroughly described in a previous paper, so not all details are repeated here (see Bourgès-Gastaud et al., 2014 for a more extensive description). The apparatus is depicted in Figure VII-6.

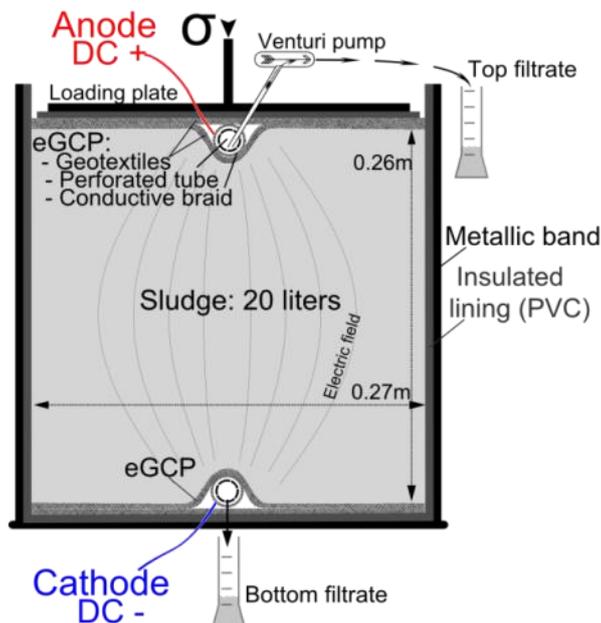


Figure VII-6 Schematic cross-sectional view of electrodeewatering apparatus.

The following characteristics differentiate the experimental apparatus from a classic oedometer:

- ◆ Cell size: Because of the minimum representative size of eGCPs, the proposed device was barely larger than a standard oedometer: the internal dimensions were 0.27 m × 0.28 m. The apparatus could hold about 20 liters of FFT.

- ◆ Mechanical boundary condition: Normal stress was accurately controlled with three air-pressure regulators and a high-precision pressure gauge (accuracy $\pm 0.05\%$). The pressure was converted to stress by three pneumatic actuators. To accommodate the high compressibility of FFTs, the piston stroke is 0.18 m long. The actuators apply up to 60 kPa of stress.
- ◆ Drainage: In a standard oedometer, drainage is ensured on both ends by the combination of porous stones and filter papers. Here, drainage was done completely by the eGCPs. Specimens of eGCPs were cut to cover the entire surface area of the top and bottom of the cell. The experiment simulates the entire path of water in a real tailings-pond drainage. The eGCP retains the sludge particles and lets the water flow in the heavier geotextile, which acts as a draining medium. The water flows through the heavier geotextile to reach the central tube and penetrates the drain tube through the perforations in the drain-tube wall. At the bottom of the cell, the drain tube goes through the wall of the cell to discharge the filtrate directly outside.
- ◆ Voltage: To prevent a short circuit, the sludge must be electrically insulated from the metallic confinement band. The walls and the bottom of the cell were coated by PVC sheets. A dc power supply served as a voltage source and was connected to the tin-plated copper electrodes of the eGCPs by copper wires.

A complete view of the entire experimental apparatus is shown in Figure VII-7, which shows three dewatering cells side by side.

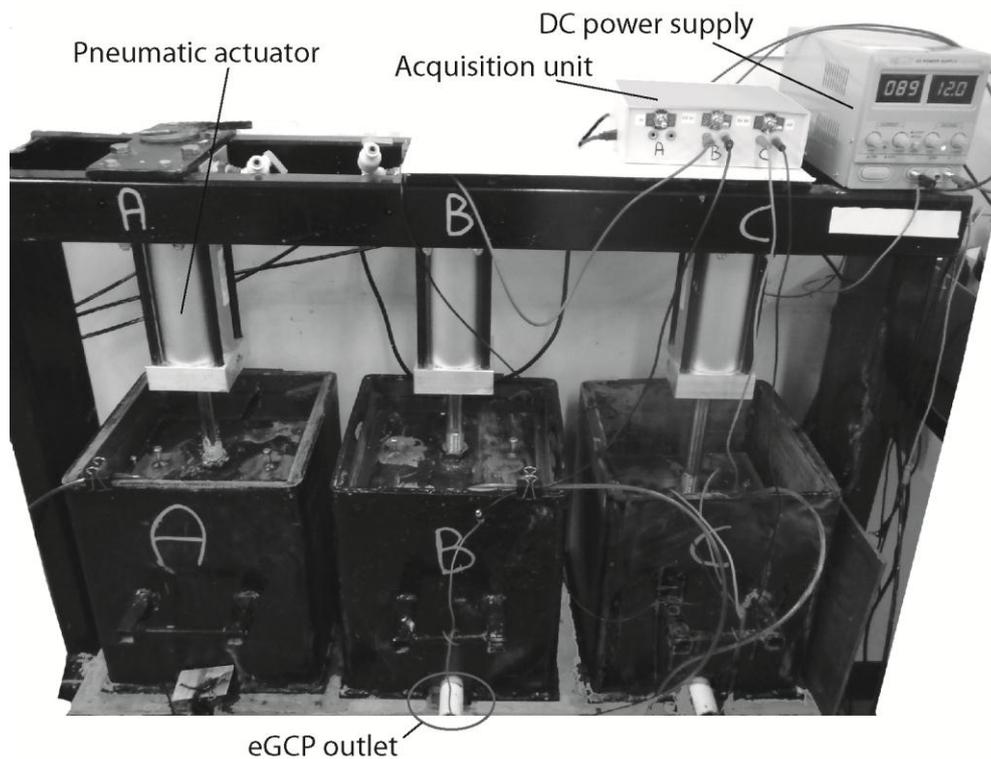


Figure VII-7 Photograph of three electrodeewatering cells.

Instrumentation

The consolidation was monitored by measuring the height of the loading plate. Filtrates were collected separately from the upper and lower eGCPs and weighed to determine the quantity collected. The voltage was monitored by a multimeter controlled by a Lab View program. It served as three current meters and three voltmeters; one for each dewatering cell.

3.3.4. Method

This study focused on comparing four different dewatering treatments that differed only in the order and duration of the successive phases. To reproduce as realistically as possible the actual conditions in an oil-sands mining operation, each experimental step corresponded to a phase in a tailings pond. The main phases are as follows:

- ◆ Filtration: The lower eGCP is installed at the bottom of the cell and remains dry until the cell is filled with FFTs up to a height of 0.26 m. At the bottom of the cell, the eGCP tube goes through the wall to discharge the filtrate directly outside and constitutes the sole water outlet during this phase of the experiment. Filtration expulsion as a function of time asymptotically approaches a constant value, as shown in previous work on sludge filtration by Bourgès-Gastaud et al. (2014). The aim of this phase is to reproduce the initial stage of filling of a FFT disposal area. This phase is common to the four tests.
- ◆ Filtration under compressive stress: Once the upper eGCP is installed on top of the FFT in the cell, a 5 kPa compressive stress is applied to the eGCP. From this moment on, the water contained in the tailings can be expelled from the eGCP drain tubes at the top and bottom of the cell. Next, the stress is increased to 10 kPa, and then finally to 20 kPa. The aim of these stress increments is to reproduce the increase in total stress on the lower layers of a FFT disposal area as filling progresses. When the hydrostatic profile is disrupted by a horizontal draining layer, the stress generated by the upper layer on the layer below is due to its total weight (water plus solids). Therefore, an applied stress of 20 kPa is equivalent to a 1.5-m-thick layer with a density of 1400 kg.m^3 . These three compressive phases are common to the four dewatering tests, but with different durations.
- ◆ Electro-dewatering: For experiments A, B, and C, EO treatment began when water expulsion by mechanical processes reached a constant value. For test D, EO began just after the initial filtration phase.

Figure VII-8 shows a timeline of the phases for the four experiments.

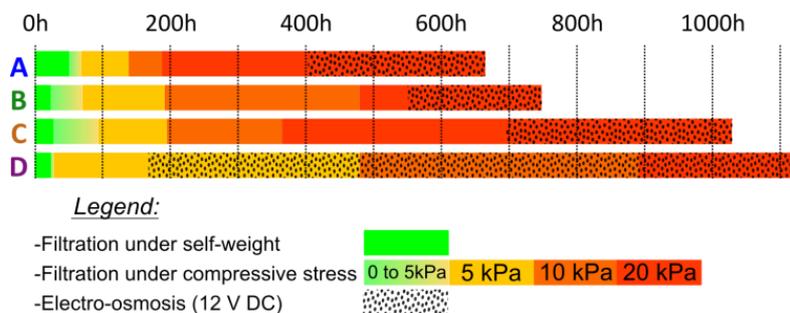


Figure VII-8 Timeline of phases for four experiments.

After each test, the cell was opened and the top and bottom eGCPs were dried and weighed. The difference between the final mass and the initial mass of the eGCPs is attributed to impregnation of solids into the eGCP or the lysis of the conductive material. To evaluate the efficiency of the process to dewater FFTs, two cores were taken from the FFTs to determine the vertical distribution of the solids content. To evaluate the final mechanical properties of the consolidated FFTs, shear strength was measured 15 times with a Geonor vane shear tester with a $25.4 \text{ mm} \times 50.8 \text{ mm}$ vane. The pattern (three different depths and five horizontal positions) allowed the measurements to be projected onto a central cross section, thereby characterizing the heterogeneity of consolidation.

3.4 Results

3.4.1. Behavior of eGCPs in filtration

This paper presents results concerning the capability of eGCPs to filter FFTs. The experimental apparatus allowed the conventional function of eGCPs, namely drainage and filtration, to be measured. The water crosses the filtering geotextiles, then flows through the heavier geotextile to reach the perforated drain tube. The filtrates expelled by each eGCP were collected at different stages of the experiment and their solid content was determined by thermogravimetric analysis. Table VII-3 presents the main results concerning filtration of FFTs by eGCPs.

Table VII-3 Main results for filtration.

	Mean	Std. dev.	Equivalent to	
Filtrate solid content	0.51%	0.10%		
Solid deposited in tube (g)	13	7	52	g/m ²
Solid trapped in GTXs of upper eGCP (g)	106	26	1418	g/m ²
Solid trapped in GTXs of lower eGCP (g)	202	34	2715	g/m ²

Except for the filtrates expelled during the early stages of the experiment, which were slightly cloudy, filtrates extracted subsequently were absolutely clear (by eye). The filtrate solid content was around 0.5%. This result indicates that eGCPs retain particles and insure good filtration. Furthermore, after the experiments, only about 50 g per meter of particles were found in the 0.3-m-long tube. Thus, the particles were mostly blocked by the geotextiles. The impregnation of geotextiles reached 1400 g/m² for the upper eGCPs and 2700 g/m² for the lower eGCPs. This discrepancy is attributed to gravity assisting the penetration of solid particles into the lower eGCP and hindering such penetration for the upper eGCP. Furthermore, the bottom eGCP was installed earlier and so filtered a greater volume of filtrate. Compared with the lighter-colored geotextile, where it was especially obvious, bitumen seemed absent from the eGCPs upon visual inspection. The impregnation of the eGCPs was mainly due to clay. This indicates that, for FFTs, clogging by residual bitumen may not be a major concern for eGCPs. Thus, this first experiment of using a geocomposite with FFTs indicates that the functions of filtration and drainage are ensured.

3.4.2. Filtrate expulsion and dewatering efficiency

The experiments show how much water is extracted by the two mechanisms of mechanical and EO dewatering. Figure VII-9 shows the succession of the different phases of the FFT-consolidation experiment. Experiments A, B, and C consisted of a filtration phase driven by the self-weight of FFTs, compression phases with successive stresses of 5, 10, and 20 kPa, and an EO phase in which a voltage is applied across the FFT layers in addition to the 20 kPa stress. Experiment D consisted of a filtration phase driven by the self-weight of FFTs, application of a voltage across the FFT layers, and then compression phases with increasing normal stress. The mass of filtrate expelled by the two eGCPs as a function of time is also presented in Figure VII-9.

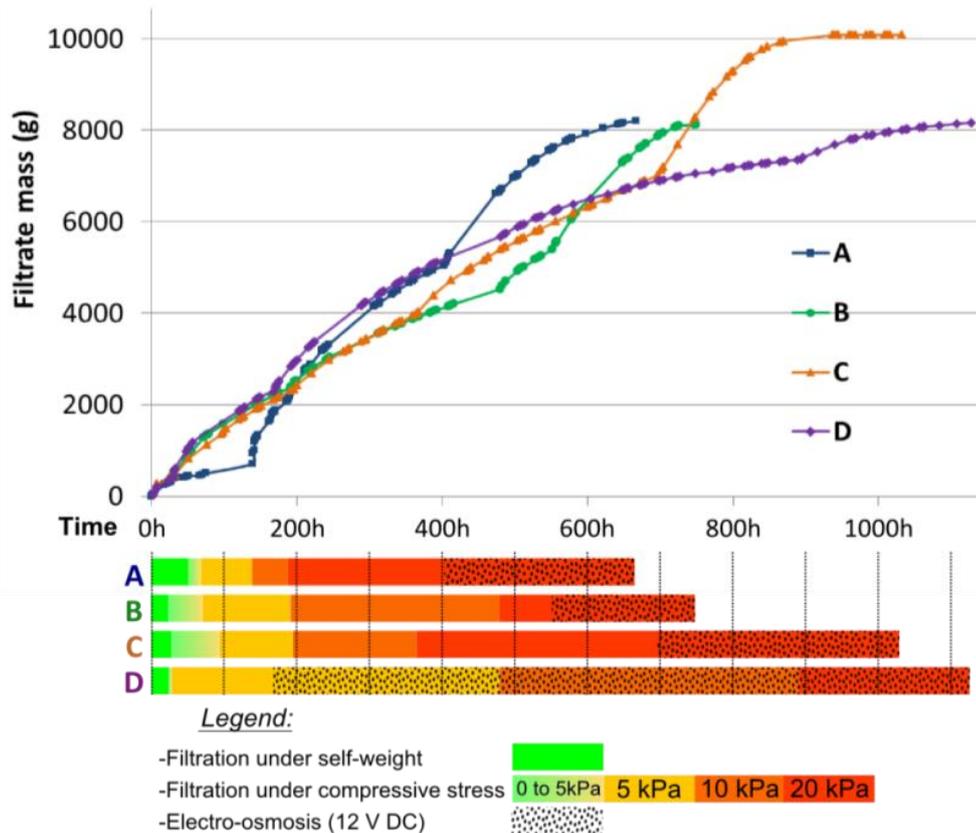


Figure VII-9 Filtrate expulsion as a function of time during different dewatering experiments.

The succession of phases is apparent in the curves shown in Figure VII-9. Globally, the same trend is observed for all experiments: when the normal stress increases or when a voltage is applied, filtrate expulsion is revived. The total quantities of filtrate extracted range between 8 and 10 liters for the four treatments. The last inflections at the end of experiments A, B, and C correspond to the onset of EO. Despite the differences in the duration of the various phases, the filtrate-expulsion curves are similar. Table VII-4 gives the quantity of filtrate expelled by the two methods mechanical and by EO dewatering.

Table VII-4 Quantity of filtrate extracted for different dewatering methods. The main results regarding siccation and the mechanical properties of the final sludge are shown.

	Mass of filtrate extracted (g)			Energy consumption		Final state		
	During mechanical dewatering	During EO dewatering	Total	W h	kW h/m ³	I_{\max} (mA)	Cu	SC
A	5046	3163	8209	75	3.8	106	9	66%
B	5250	2877	8127	90	4.5	106	8	64%
C	7022	3066	10088	130	6.6	111	25	70%
D	N/A	N/A	8170	140	7.0	107	6	65%

Mechanical dewatering by compressive stress leads to a significant expulsion of filtrate: more than 60% of the filtrate is expelled during this phase. The filtrate expelled during this compression phase is thought to be composed of the free water as well as a part of the interstitial

water. Electro-osmosis allows 40% of the remaining water to be extracted, which is thought to be composed of the remaining interstitial water and perhaps part of the vicinal water. Considering the non linear relationship between solids content and shear strength, a major increase in mechanical strength must occur during the EO phase.

The most important results from Table VII-4 and FigureVII-9 are listed here:

- ◆ For experiments A and B, the treatment timeline is equivalent. The main difference is the length of the 20 kPa step (500 h for experiment A vs 290 h for experiment B). The similarity of timelines explains why the results for dewatering are similar, with a shear strength of 8 to 9 kPa and a final solid content between 64% and 66%.
- ◆ For experiment C, the 20 kPa phase is significantly longer (700 h) than for experiments A and B. In addition, the EO phase is also longer than for experiments A and B. This dewatering experiment resulted in a significant improvement of shear strength, which reached a final mean value of 25 kPa.
- ◆ For experiment D, the EO phase was started very early; before increasing the normal stress to 10 kPa, and lasted 1000 h. In contrast, the 20 kPa phase was the shortest of all the experiments (240 h). This experiment resulted in the smallest improvement in shear strength with a final mean value of 6 kPa.

A first conclusion from these experiments is that mechanical dewatering is very important. The two experiments with the longest 20 kPa phase (experiments A and C) lead to better results in terms of final consolidation. In addition, the length of EO phase is also non-negligible: the longer it is, the better the results. Nevertheless, experiment D proves that EO is not sufficient to completely dewater FFT. Mechanical dewatering is necessary to extract the free water. Experiment D also shows that, without initial mechanical dewatering, more energy is required. Experiment D consumed 140 W h for an inefficient treatment whereas 130 Wh was consumed by experiment C, which resulted in very good dewatering.

The results obtained are now compared to the shear strengths required by directive 074, which are 5 kPa at the end of year of active deposition and 10 kPa at 5 years after deposition in tailings ponds. All the experiments presented in this paper resulted in a final shear strength greater than 5 kPa. In particular, experiment C resulted in a shear strength of 25 kPa. In addition, experiment D proves that EO should not be initiated too early in the dewatering treatment. EO is important to finish dewatering and gain the last few points in solid content. This final dewatering by EO leads to a significant improvement of the mechanical properties of the sludge.

3.4.3. Current intensity during electro-osmosis phase

This section presents the results of the EO phase. Figure VII-10 shows the current intensity as a function of time.

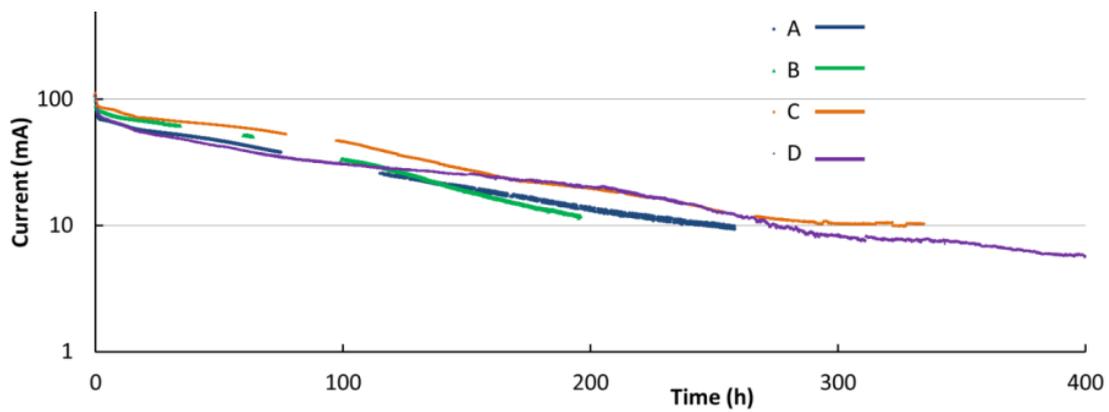


Figure VII-10 Current (mA) as a function of time.

In the four experiments, the current decreases similarly as a function of time. The curves show that this decrease is logarithmic. Initially, the decrease in current is quite rapid: the current begins between 105 and 111 mA and falls to between 63 and 78 mA after 10 h of treatment. This initial decrease is attributed to the chemical bipolarization of the MFTs. The longer-term decrease is attributed to sludge dewatering, which causes the anodic zone to become less and less conductive.

The use of EO in soil is limited by the durability of the anode, which corrodes over time. Figure VII-11 shows the final state of the anode after experiments A and D.



Figure VII-11 State of anode after experiments A and D.

The anodes are highly degraded. They were weighed before and after the experiments: the mass losses were 35% for experiment A and 50% for experiment D. Visually, the degradation of the anodes is clear: the bottom part of each electrode is completely degraded. The oxidation is more visible for the anode from experiment D because of the deposition of copper oxide (green) on the GTX. The cathode, however, was not degraded for any of the experiments (its mass did not change).

3.5 Conclusion

This paper presents the first experimental investigation of the use of electrokinetic geocomposites (eGCPs) for the consolidation of FFTs. eGCPs can drain the water expelled during FFT consolidation, which occurs upon filling the FFT disposal area. In addition, placing a voltage across the FFT layer displaces water from the anode to the cathode by electro-osmosis.

The FFTs used in the dewatering experiments were obtained from an oil-sands site in Alberta, Canada and were thoroughly characterized by energy-dispersive x-ray spectroscopy x-ray diffraction, thermogravimetric analysis, Zetasizer, and Atterberg limits. The eGCPs used were made of three components: a geotextile that served as a filter-drainage layer, a drain tube to transport water along the eGCP, and a conductive element that allowed a voltage to be applied across the FFTs.

Four dewatering experiments were conducted. To simulate the sequence of phases that occur when a FFT disposal area is filled, the FFTs were first allowed to consolidate under their own weight. Next, in three experiments, the FFT layer was compressed by the gradual application of a normal stress of up to 20 kPa. In the last phase, a voltage was applied between the top (anode) and bottom (cathode) eGCP to move water downward by electro-osmosis. In the fourth experiment, electro-osmosis was initiated before increasing the normal stress. The duration of the phases was varied for the different experiments.

The results show that FFTs are significantly dewatered by the combination of self-weight filtration, normal stress compression, and electro-osmosis treatment. Overall, the solids content of the FFTs increased from 45% to 64%–70%; 60% of the gain occurred during the compression phase and 40% during the electro-osmosis phase. The treatment significantly consolidated the FFTs. For the most successful experiment, the shear strength increased from zero to about 25 kPa. The electro-osmosis treatment required between 75 and 140 Wh and resulted in a significant degradation of the anode material.

This work thus addresses the problem of tailings ponds, which are not optimized to exploit natural consolidation processes because of a lack of draining. This problem can be remedied by incorporating draining structures such as eGCPs, which provide a cost-effective method to extract free water. In addition, the drying of FFT can be prolonged by using eGCPs to perform in situ electro-osmosis to extract bound water.

3.6 Principaux résultats

Pour conclure sur ces premiers tests d'assèchement d'une boue minière réelle avec des eGCP, ils confirment les impacts respectifs de la contrainte mécanique et de l'électro-osmose sur l'assèchement, mais ils apportent également des informations sur la capacité du GCP à filtrer les FFT. Le filtrat est clair et peu de particules sont retrouvées dans le mini-drain. L'imprégnation des GTX montre que les particules sont majoritairement arrêtées par ces derniers. A la fin des tests, les eGCP sont quasiment secs ; ils sont désaturés : la pression interne dans les eGCP est alors uniformément proche de la pression atmosphérique. A cette petite échelle (0,3 x 0,3 m²), les fonctions de base fonctionnent donc de manière satisfaisante et permettent de consolider la boue par assèchement mécanique.

Ces 4 tests montrent l'importance du déroulement du traitement sur l'assèchement final : tous les tests impliquent *in fine* l'application de 20 kPa de contrainte normale et d'une différence de potentiel électrique de 12 V : la différence entre les tests A, B, C et le test D repose sur l'application précoce ou finale de l'EO. Dans le test D, l'EO appliquée avant d'avoir atteint une siccité suffisante induit une plus forte consommation et une consolidation moindre. On en conclut que l'EO doit être appliquée après le dernier palier de contrainte normale. Nous observons aussi en comparant les tests A, B et C que la durée de la phase à 20 kPa influence grandement l'assèchement final. Cette étape doit être prolongée suffisamment longtemps pour qu'elle produise un assèchement mécanique maximal avant l'application de l'EO. Avec ces FFT, la contrainte normale permet d'extraire environ 60 % du filtrat total. Les 40% restants proviennent de l'eau plus liée, et sont extraits par EO. Le test C est celui qui apporte le meilleur assèchement : la siccité finale atteint 70 % et la résistance au cisaillement 25 kPa car la contrainte normale est appliquée durant le temps le plus long (700 h).

La cinétique apparait donc primordiale : les FFT sont lents à consolider, ils ne doivent pas être trop "brusqués". Par analogie avec le terrain où le remplissage des *tailings ponds* induit l'augmentation de la contrainte normale, on peut mentionner que la vitesse de remplissage est de l'ordre de quelques mètres par an. Ainsi, sur une couche à la base du *tailings pond*, au bout d'un an, la contrainte normale atteindra celle que nous appliquons pendant quelques semaines ; au bout de la deuxième année, la contrainte sera doublée et la phase à plus de 20 kPa aura duré un an. Ainsi, le changement d'échelle vers le terrain sera plutôt favorable au niveau de l'assèchement mécanique, nonobstant la distance plus importante entre les eGCP, ralentissant la cinétique.

En comparant le couple siccité-résistance au cisaillement obtenu dans le test C (S : 70% et Cu : 25 kPa), avec celui obtenu avec la boue synthétique de l'article 3 (S : 67,7% et Cu : 40 kPa), les FFT apparaissent plus difficiles à assécher que la boue synthétique, dont la composition est pourtant proche. J'ai tenté d'améliorer les protocoles de fabrication de la boue synthétique afin de la faire converger vers les FFT (mélangeur chauffant présenté en annexe A2). Au vu de la trop faible quantité de FFT dont nous disposons, la production d'une boue synthétique analogue était en effet indispensable mais il apparait très difficile de reproduire fidèlement les FFT. Ce sont des matériaux exceptionnels, avec une longue histoire derrière eux : dépôt fluviaux-estuarien du Barrémien (-130 MA), migration du pétrole dans ces dépôts puis dégradation en bitume,

extraction à l'anthropocène, mélange à l'eau chaude pour l'hydro-transport, procédé Clark de concentration (eau chaude et soude), dépôt dans les *tailings ponds* puis évolution par ségrégation. Je préconise donc les tests avec des boues minières réelles : leur obtention est certes difficile mais les résultats sont plus probants.

Pour finir sur ces tests et concernant la nature des éléments conducteurs intégrés dans les eGCP, la tresse de cuivre utilisée montre une faible durabilité : lorsqu'elle est utilisée en anode la corrosion la dégrade considérablement, jusqu'à une lyse quasi-totale. Toutes les intensités des traitements connaissent une décroissance logarithmique, probablement due à la fois à l'assèchement et à la dégradation de l'anode. Pour le test D, qui comporte la plus longue phase d'EO, l'intensité devient très faible à partir de 400 h, elle est de l'ordre de 5 mA jusqu'à 900 h. De surcroit, le cout de cette tresse en cuivre étamée (destinée à la mise à la masse de machines industrielles) est d'environ 3 €.m⁻¹.

L'a *priori* forgé à Irstea sur la nécessité d'envisager des éléments conducteurs non-métalliques à intégrer à des eGCP a ainsi été confirmé à Sageos : cette étape était nécessaire pour convaincre de la pertinence des eGCP à base de carbone. Dans la dernière partie de ce chapitre, les résultats obtenus avec ces eGCP sont présentés.

4. Assèchement de FFT avec des eGCP à base de carbone.

Les résultats concernant les eGCP à base de carbone n'ont malheureusement pas pu être valorisés dans l'article précédent avec les eGCP à base de cuivre, et pour cause, ils ont été jugés très performants et il nous a semblé pertinent de les protéger par un brevet avant d'envisager de communiquer sur ces prototypes. Cette partie présente donc *–en primeur–* les principaux résultats obtenus avec les eGCP à base de carbone. Ces eGCP sont considérés comme des prototypes car les éléments conducteurs sont réellement intégrés au GCP à mini-drain, contrairement aux expériences à Irstea, et que cette intégration serait réalisable en usine.

4.1 Prototypes utilisés

Le GCP à mini-drain qui sert de base au prototype est identique à celui présenté dans les 2 articles précédents. Le carbone utilisé à Irstea avait fait ses preuves : avec 18 fils de 12000 fibres, la durabilité électrique obtenue était satisfaisante. Pour la réalisation des nouveaux prototypes, nous avons utilisé un fil du même producteur, avec les mêmes propriétés, mais dans sa version 24000 fibres : 9 fils de carbone ont donc été directement intégrés dans chaque éprouvette d'eGCP. Ce fil plat pèse 1650 g.km^{-1} (fiche technique en annexe A3) et coûte $0,19 \text{ €.m}^{-1}$. Sa résistivité électrique est de $0,16 \text{ } \Omega.\text{m}$. Deux géométries d'intégration du carbone dans les eGCP ont été testées :

- ◆ 9 fils de carbone disposés avec le mini-drain dans la zone non-aiguilletée appelée "gousset". Cette géométrie serait aisément reproductible en usine lors de l'assemblage des eGCP. Les fils ne sont pas au contact de la boue, mais de la solution qui traverse le GTX filtre.
- ◆ 9 fils de carbone cousus sur le GTX agissant comme filtre. Ils sont donc directement au contact de la boue. Les fils ont été disposés dans le sens production (Figure VII-12). Cette géométrie serait plus complexe à réaliser en usine car les fils seraient ajoutés après l'assemblage du eGCP et fixés sur ce dernier avec un fil de liaison, soit par couture, soit par broderie.

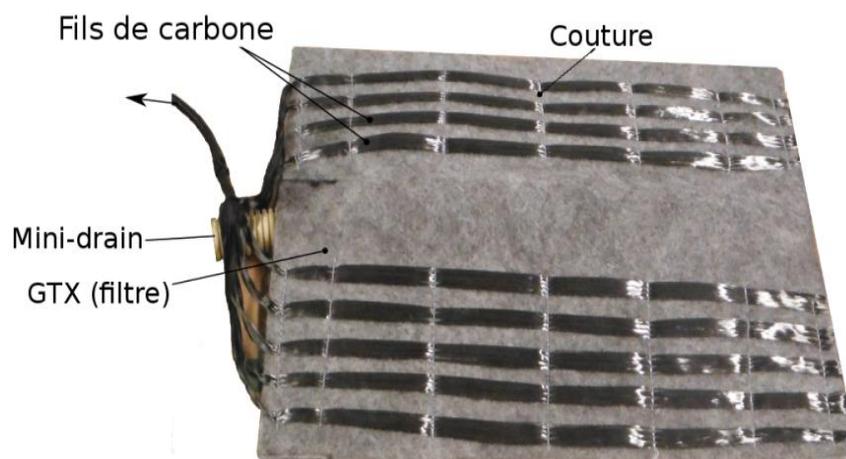


Figure VII-12 Prototype d'eGCP avec des fils de carbone cousus

4.2 Tests réalisés

Trois tests ont été réalisés pour investiguer les effets de deux paramètres :

- ♦ L'impact de la position des fils de carbone dans le eGCP : soit dans le gousset (test F) ou sur le GTX en contact direct avec la boue (test E).
- ♦ L'intensité de la contrainte normale avant l'application de l'EO : soit 3 kPa (test G), soit 20 kPa (test F).

Le Tableau VII-1 offre une synthèse des tests réalisés.

Tableau VII-1 Synthèse des tests réalisés

	Géométrie	Etapes suivies	Durée compression	Durée EO
E	Cousu sur le GTX	0, 5, 10, 20 kPa puis EO (12 V)	360 h	166 h
F	Carbone dans le gousset	0, 5, 10, 20 kPa puis EO (12 V)	330 h	185 h
G	Carbone dans le gousset	0, 3 kPa puis EO (12 V)	114 h	780 h

Le protocole suivi est le même que celui utilisé dans les deux articles précédents. Le protocole est détaillé en annexe A2. De manière synthétique, les différentes étapes sont les suivantes :

- ♦ Un eGCP est disposé au fond de la cellule. L'avantage de ces cellules par rapport à celles de Irstea est que le mini-drain est directement relié à l'extérieur de la cellule. L'eau qu'il convoie sort donc sans encombre (voir la sortie à fleur du fond de la cellule sur la Figure VII-13). Les fils de carbone du eGCP inférieur sortent aussi par l'exutoire. Ils sont isolés et regroupés dans une gaine thermo-rétractable. A leur extrémité, ils sont enduits d'une graisse conductrice, puis sont sertis dans une cosse métallique reliée au fil d'alimentation.
- ♦ La cellule est remplie avec les FFT provenant du tailings pond ETF de Muskeg river (voir chapitre I). La filtration sous poids-propre commence alors avec un écoulement du filtrat par le eGCP inférieur.
- ♦ Lorsque le débit tarit, le eGCP supérieur est déposé sur la boue, il est solidaire d'une plaque PVC (isolante) sur laquelle une plaque métallique reliée au piston applique la contrainte mécanique à la boue (Noter sur la Figure VII-13 les fils de carbone et le tuyau qui extrait le filtrat contenu dans le mini-drain du eGCP supérieur).
- ♦ Ensuite selon les essais, les contraintes normales sont successivement appliquées, et/ou l'EO. La tension appliquée est de 12 V, ce qui correspond à un gradient électrique inférieur à 1 V.cm⁻¹. Les changements de phase et l'arrêt du test sont indexés sur le débit sortant par les mini-drains. Lorsqu'ils deviennent négligeables, les conditions aux limites sont changées ou l'expérience arrêtée.



Figure VII-13 Photographies du montage d'un essai d'eGCP avec des FFT.

Dans la suite, les principaux résultats sont présentés.

4.3 Principaux résultats

Tout d'abord, nous verrons l'imprégnation particulière des eGCP à la fin des traitements. Ensuite nous nous intéresserons à l'intensité au cours des traitements par EO puis pour finir nous verrons les résultats obtenus en termes d'assèchement et de consolidation.

4.3.1. Imprégnation particulière

Quelques résultats concernant la qualité de la filtration ont été présentés dans les deux articles précédents. La siccité du filtrat et l'imprégnation pour les expériences avec les eGCP à base de carbone sont rapportées dans le Tableau VII-2.

Tableau VII-2 Résultats concernant la filtration. Les valeurs ont été rapportées à 1 mètre carré pour les GTX et à 1 mètre linéaire pour les mini-drains.

	GTX inf.	mini-drain inf.	GTX sup.	mini-drain sup.	Siccité filtrat initial
E	3350 g.m ⁻²	0,4 g.m ⁻¹	430 g.m ⁻²	0 g.m ⁻¹	0,2%
F	1630 g.m ⁻²	70 g.m ⁻¹	1510 g.m ⁻²	0 g.m ⁻¹	0%
G	3060 g.m ⁻²	0 g.m ⁻¹	1830 g.m ⁻²	8 g.m ⁻¹	1,2%
Moyenne	2680 g.m ⁻²	23 g.m ⁻¹	1257 g.m ⁻²	2,7 g.m ⁻¹	0,5%

L'imprégnation de la partie GTX du eGCP inférieur est plus importante que celle des GTX du eGCP supérieur, à cause probablement des effets cumulés de la gravité qui favorise la pollution vers le bas mais aussi du temps de contact avec la boue plus long pour le eGCP inférieur. Il en est de même pour les mini-drains : en revanche, les quantités de particules que l'on y trouve sont très faibles. On peut donc postuler que l'imprégnation particulaire des mini-drains a une influence négligeable sur la capacité de décharge. Les GTX arrêtent les particules en leur sein, au vu des masses imprégnées dans les GTX, et les particules parviennent peu aux mini-drains.

Concernant la qualité du filtrat, les siccités du filtrat mentionnées dans le Tableau VII-2 sont les valeurs maximales obtenues au tout début de la filtration. Ensuite, le filtrat devient rapidement limpide et la siccité n'est plus mesurable. La Figure VII-14 illustre la qualité du filtrat obtenu au début de la filtration des FFT.



Figure VII-14 Filtrat extrait durant les premières minutes de la filtration (test E)

Lors de l'allumage de l'EO, un nouveau pic de turbidité est observé dans le filtrat à la sortie du eGCP inférieur. On interprète cette hausse passagère de la turbidité du filtrat par 2 phénomènes :

- ◆ La hausse du débit, au début de l'EO, augmente la vitesse d'écoulement du filtrat dans les mini-drains et donc son pouvoir érosif. Cette cause doit être minoritaire car lors des hausses de débit après une augmentation de la contrainte normale, la turbidité du filtrat n'augmente pas.
- ◆ L'alcalinisation du filtrat extrait par le eGCP inférieur qui agit comme cathode. L'électrolyse de l'eau entraîne une baisse du potentiel Zeta, ce qui entraîne une défloculation des argiles ; les argiles deviennent plus mobiles et sont entraînées par le flux d'eau.

Pour conclure, les fonctions de base des eGCP semblent fonctionner de manière satisfaisante avec des FFT : à l'échelle des cellules, le filtrat est de bonne qualité et peu de particule sont retrouvées dans les mini-drains. Le filtre des GCP utilisés pour ces tests est très ouvert (*FOS* de 120 μm), son imprégnation au cours des tests est importante et pourrait probablement être limitée en utilisant un filtre plus fermé : un GTX calandré par exemple.

4.3.2. Évolution de l'intensité

L'assèchement mécanique semble ne pas être limité par les fonctions de base des eGCP. Dans cette partie, nous nous intéresserons à la phase EO des tests, qui correspond à la fonction nouvelle des eGCP. L'évolution de l'intensité au cours de la phase d'EO est rapportée dans la Figure VII-15.

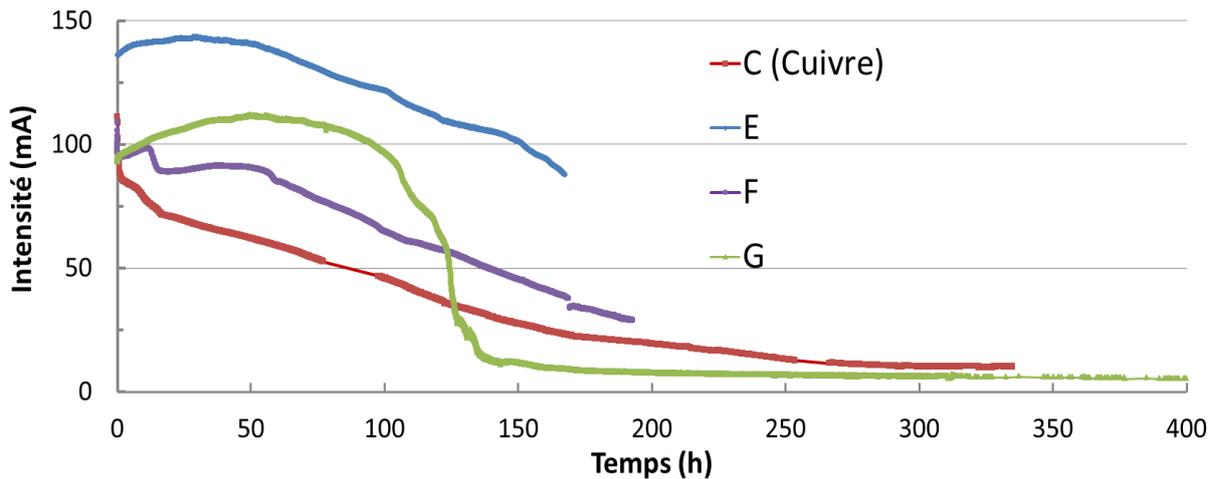


Figure VII-15 Évolution de l'intensité durant l'EO ; $U=12\text{ V}$; (le test G continu jusqu'à 580 h avec une intensité de 4 mA)

Sur la Figure VII-15, les données obtenues avec un eGCP à base de cuivre (test C conduisant au meilleur assèchement dans l'article 4) sont mentionnées à titre de comparaison. On peut voir que l'intensité avec les eGCP à base de carbone ne suit pas la même décroissance logarithmique qu'avec le cuivre : les intensités sont maintenues plus longtemps et à un niveau plus élevé. Particulièrement, pour le test E avec les fils cousus sur les eGCP.

Les tests avec le carbone dans le gousset diffèrent par la contrainte normale appliquée : test G : 3 kPa et test F : 20 kPa. Au début de l'EO, le test G a une siccité plus faible ce qui conduit à une plus forte conductivité : l'intensité est plus forte. En revanche, l'intensité du test G devient inférieure à celle de F à partir de 120 h d'EO. L'explication pourrait être que l'assèchement de la zone anodique est plus marqué avec une faible contrainte qu'avec une plus forte : la plus forte contrainte induit un écoulement Darcéen plus important du centre de la couche de boue vers l'anode. Ce flux va à l'inverse du flux électro-osmotique et permet de maintenir la conductivité électrique, *i.e.* l'humidité dans la zone anodique.

Enfin, avec le carbone cousu sur le GCP (test E) l'intensité est supérieure dès T_0 et elle se maintient à des valeurs supérieures jusqu'à la fin du traitement. La valeur d'intensité finale pour le test E (90 mA) laisse penser que le traitement par EO aurait pu se prolonger plus longtemps. Ainsi il apparaît que le carbone testé permet de traiter par EO des FFT réels avec une intensité moyenne plus forte et plus constante que le cuivre. Or, nous avons mentionné dans le chapitre III que l'intensité conditionnait, pour partie, l'efficacité de l'assèchement. Dans la suite, les états finaux des FFT asséchés seront justement caractérisés.

4.3.3. Assèchement et propriétés mécaniques finales

Dans le Tableau VII-3, les résultats en termes d'assèchement sont présentés, ainsi que la consommation électrique totale.

Tableau VII-3 Principaux résultats des tests d'assèchement menés avec des prototypes de eGCP carbone. C_u : résistance au cisaillement

	Position carbone	Étapes suivies	Assèchement mécanique		Assèchement électro-osmotique			
			Durée	Siccité finale	Durée	Siccité finale	C_u finale	Conso (Wh)
E	Cousu sur le GTX	0, 5, 10, 20 kPa puis EO (12 V)	360 h	61%	166 h	77%	77 kPa	248 Wh
F	Dans le gousset	0, 5, 10, 20 kPa puis EO (12 V)	330 h	59%	185 h	71%	27 kPa	155 Wh
G	Dans le gousset	0, 3 kPa puis EO (12 V)	114 h	45%	780 h	58%	4 kPa	187 Wh

Deux résultats importants sur les états finaux (siccité et résistance au cisaillement, C_u) apparaissent dans le Tableau VII-3 :

- ♦ La contrainte normale a un effet capital sur l'assèchement : avec 3 kPa (test G), la consolidation est médiocre ($C_u=4$ kPa), et ce, malgré la durée importante de l'assèchement par EO (780h au lieu de 185h dans l'essai F). Avec 20 kPa appliqués avant l'EO, la consolidation est meilleure (Test F ; $C_u=27$ kPa). Par ailleurs, la consommation électrique est plus forte sans contrainte. Dans le test G, l'EO est donc utilisée à mauvais escient : elle extrait de l'eau peu liée qui peut être extraite avec une contrainte mécanique. La siccité initiale lors de l'application de l'EO était de 45% alors que pour les tests E et F, l'assèchement mécanique à 20 kPa avait permis d'atteindre une siccité d'environ 60%. La méthodologie suivie pour les tests E et F est donc plus pertinente : le pré-assèchement mécanique est essentiel avant que l'EO ne soit appliquée. C'est aussi ce que nous observons dans l'article 4.
- ♦ Le carbone en contact avec la boue (test E) apporte des résultats substantiellement meilleurs que lorsque le carbone est dans le gousset (test F). La siccité finale atteint 77% pour le test E et 71% pour F : ces 6 points de siccité expliquent l'écart de 50 kPa dans les résistances au cisaillement obtenues. Nous avons vu que l'intensité est plus forte pour le test E, la consommation finale apparait plus importante. Cela signifie que la résistance induite par la traversée du GTX lorsque le carbone est dans le gousset induit une perte de potentiel et ajoute donc une résistance dans le système. Cette résistance limite l'efficacité de l'assèchement.
- ♦ Les consommations électriques des assèchements électro-osmotiques sont comprises entre 6,2 et 9,9 kWh par tonne de FFT. Ces valeurs sont dans la fourchette que nous avons proposées dans le chapitre III, alors que les essais n'ont pas été optimisés pour limiter la consommation. Des traitements d'EO à courant constant ou des inversions de tension pourraient permettre d'améliorer l'efficacité.
- ♦ Visuellement la dégradation de la fibre de carbone apparait par un aspect irisé des fibres. Par ailleurs, on constate que le carbone est moins résistant après le traitement par EO, il s'effiloche et se rompt plus facilement. Le carbone n'est donc pas totalement exempt de dégradation, mais sa dégradation est beaucoup plus lente que celle du cuivre.

Ces résultats intéressants mériteraient de nouveaux essais de confirmation : des répliqués devraient être réalisés pour renforcer ces observations.

4.4 Conclusion

Pour conclure sur ces essais, les eGCP à base de carbone permettent d'assécher des FFT réels. D'une part, ces essais montrent, une fois de plus, la nécessité d'appliquer la contrainte normale avant l'EO : l'assèchement mécanique des FFT par GCP est validé par ces essais. D'autre part, la fibre de carbone se confirme comme étant un conducteur intégrable aux eGCP. Les résultats qu'elle procure sont *a minima* comparable aux résultats obtenues avec le cuivre (test F ; Cu : 27 kPa). Mais, outre le fait que l'eGCP avec le carbone cousu sur le filtre soit un très beau prototype (test E), il apporte des résultats bien meilleurs que ceux obtenus avec le cuivre : la résistance au cisaillement finale atteint 77 kPa alors que la directive 074 (chapitre I) exige un Cu de 10 kPa après 5 ans.

Le changement d'échelle vers les parcs à résidus va certainement entraîner une baisse de l'efficacité de l'assèchement par EO : les eGCP seront beaucoup plus distants que dans ces cellules°; les conditions au laboratoire sont donc plus favorables à l'assèchement par EO, d'autant que la longueur des eGCP est courte, *i.e.* la faible conductivité linéique du carbone ne nuit pas. En revanche concernant la contrainte normale, elle sera après quelques années supérieure sur le terrain aux 20 kPa utilisés ici. Globalement, ces résultats sont donc très encourageants et il conviendra d'appréhender les effets du changement d'échelle sur les deux types d'assèchement en installant des eGCP dans des planches d'essais d'échelle décimétrique en Alberta.

5. Synthèse des états finaux

Pour conclure sur ce chapitre, et faire le lien avec un élément présenté dans le chapitre III, la Figure VII-16 présente une compilation des siccités et des résistances au cisaillement obtenues pour chacun des tests présentés dans le chapitre.

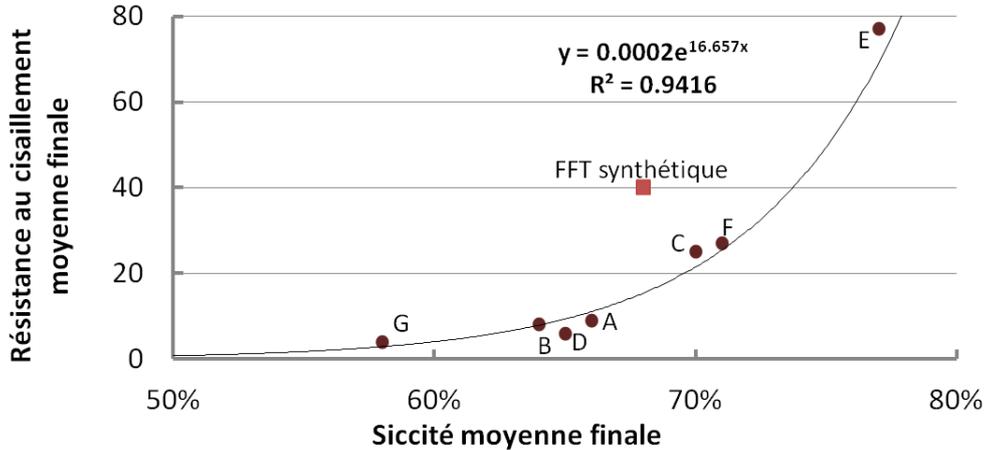


Figure VII-16 États finaux de tous les tests. Les points marron sont les essais des FFT réels testés dans l'article 4 et la 4^{ème} partie.

La relation qui lie la siccité et la résistance au cisaillement pour les FFT testés suit une tendance exponentielle, comme pour les boues de kaolinite étudiées par Burns *et al.* (2010). L'équation de la courbe de tendance s'ajuste bien sur les points expérimentaux : elle est une caractéristique intrinsèque du comportement des FFT testés.

Cela confirme que la valeur ajoutée de l'EO s'exprime pour gagner les derniers points de siccité qui permettent d'augmenter considérablement la résistance au cisaillement. Par ailleurs, on constate que la boue synthétique de l'article 3 se consolide plus facilement. L'eGCP à base de carbone cousu (test E) apparait, sur cette figure, apporter un bien meilleur assèchement que le meilleur eGCP à base de cuivre (test C). Enfin les tests G et D qui présentent soit une faible contrainte normale, soit une EO trop précoce ne parviennent pas à aboutir à une consolidation satisfaisante.

6. Conclusion

Pour conclure sur ce chapitre, mon travail de 5 mois à Sageos a substantiellement fait avancer ma thèse et le projet "*smart géocomposite*". Grâce aux essais réalisés précédemment à Irstea, j'avais acquis une expérience de l'assèchement électro-osmotique et je défendais la cause du carbone comme conducteur intégrable dans un eGCP. Par ailleurs, nous avons vu dans le chapitre VI, que malgré l'absence de contrainte normale sur la boue dans les essais à Irstea, un assèchement gravitaire significatif était observé. Je souhaitais donc pouvoir étudier cet assèchement mécanique en appliquant une contrainte normale avec des vérins.

Le dispositif développé se révèle efficace pour évaluer les parts d'eau extraites respectivement lors de l'assèchement mécanique et électro-osmotique. Ces cellules ont permis *-et permettront-* de tester différentes boues et de multiples paramètres afin d'améliorer les traitements. Pour l'instant, elles n'ont pas été utilisées pour réaliser des essais à intensité constante, ni même de réaliser des inversions au cours des traitements. Aucun essai long sans EO n'a été entrepris. Il permettrait d'encore mieux cerner la valeur ajoutée de l'EO. Le travail sur les fonctions de base pourrait aussi être parachevé, en utilisant des mini-drains de plus faibles diamètres et/ou des GTX plus fermés.

Malgré les nombreuses perspectives, ce dispositif a déjà généré des résultats intéressants, en particulier car nous avons testé des FFT. Ces RDC sont tellement problématiques qu'une directive a été édictée pour exiger une meilleure gestion, et que les miniers des sables bitumineux cherchent des solutions depuis plusieurs années :

- ◆ Les FFT peuvent être filtrés, drainés, électrifiés par des eGCP pour obtenir un assèchement et une consolidation.
- ◆ L'assèchement mécanique fait intervenir les fonctions de base des eGCP, et conduit à une expulsion quantitativement plus importante que l'assèchement électro-osmotique. En revanche, l'EO appliquée après l'assèchement mécanique conduit à une expulsion de fluide qualitativement plus intéressante : elle extrait l'eau liée et permet d'atteindre des résistances au cisaillement largement plus élevées que l'exigence de la directive 074.
- ◆ Les résultats obtenus avec ces eGCP à base de carbone ont pris une valeur plus affirmée. Le carbone distribue plus durablement l'électricité à la boue que le cuivre. En étant intégrable et peu cher, ces essais ont conduit à déposer le brevet présenté dans le chapitre suivant.
- ◆ Les résultats donnent une légitimité pour installer des eGCP dans des planches d'essai d'échelle décimétrique afin d'observer les effets du changement d'échelle.

Satisfait des eGCP à base de fibre de carbone, nous avons déposé un brevet qui constitue le dernier chapitre de ce mémoire.

Chapitre VIII.

Brevet d'un GCP conducteur à mini-drains

Ce chapitre est basé sur un brevet déposé en décembre 2013 à l'institut national de la propriété intellectuelle sous la référence AFITEX/11/FR. Le brevet est inséré tel qu'il a été déposé et les figures sont regroupées à la fin. Pour aider à la lecture, des commentaires sont associées aux figures et dans l'introduction les éléments les plus marquants du brevet sont mis en avant.

1. Introduction

Ce dernier chapitre clôt la partie concernant l'intégration d'une nouvelle fonction aux GCP à mini-drain : la conduction électrique. Depuis le travail présenté dans le chapitre VII, des prototypes de eGCP existent et peuvent être testés avec des boues minières grâce à un dispositif expérimental dédié. Ainsi ces prototypes ont été testés avec des MFT qui font partis des RDC les plus problématiques de par leur comportement colloïdal. L'assèchement des MFT obtenu avec les prototypes à base de carbone est largement à la hauteur des exigences de la directive 074 en terme de résistance au cisaillement : 77 kPa ont été obtenu en 950 h alors que la réglementation exige 10 kPa, 5 ans après le dépôt. Pour protéger ce développement, un brevet s'est rapidement imposé comme nécessaire : il a été coécrit par un conseiller en propriété intellectuelle pour la partie juridique et par moi-même pour la partie technique. Le choix d'intégrer ce brevet au mémoire de thèse repose sur le fait, qu'à mon sens, il a une valeur pour l'entreprise me finançant équivalente à celle des articles présentés précédemment. Ce brevet constitue aussi une forme d'aboutissement de mon travail de thèse : il est une synthèse du développement d'un GCP conducteur. Les termes et les formulations choisies sont motivés par des raisons juridiques. A travers ce jargon, on peut retrouver dans le brevet, de nombreux points scientifiques présentés dans les chapitres précédents, par exemple :

- ♦ La géométrie d'installation des GCP dans les parcs à résidus par couches horizontales afin d'utiliser au mieux la pesanteur pour assécher les boues mécaniquement. Sur les figures VIII-1 et VIII-2, un parc à résidus est représenté avec les GCP à mini-drains disposés dans la boue.
- ♦ Le rôle des fonctions de base des GCP dans l'assèchement mécanique des boues : une filtration et un drainage efficace permettent de maintenir une pression proche de la pression atmosphérique dans le GCP et ainsi favoriser l'assèchement mécanique.
- ♦ La problématique de corrosion des anodes métalliques et la géométrie unidimensionnelle des EKG existants limitent la taille des zones pouvant être traitées par EO.

- ◆ La réalisation d'un nouvel EKG basé sur un GCP à mini-drain, contenant notamment des fils en carbone. Différentes géométries sont évoquées dans les figures VIII-3, VIII-4 et VIII-5.
- ◆ Pour former des électrodes de grandes dimensions dans les parcs à résidus (jusqu'à plusieurs centaines de mètres) sans pâtir de la faible conductivité du carbone, un système avec deux types de conducteurs a été envisagé : des fils métalliques isolés pour conduire l'électricité sur de longues distances dans le GCP conducteur et du carbone pour distribuer localement l'électricité dans la boue. Nous avons vu que la corrosion se concentrait parfois à la jonction entre deux conducteurs (plaque aluminium du chapitre VII), pour pallier ce risque, des dispositifs étanches permettent de protéger de la corrosion les connexions entre les différents conducteurs ([13] sur les figures VIII-1 et VIII-2).
- ◆ Concernant l'installation des GCP conducteurs dans des parcs à résidus, différentes géométries d'électrodes ont été envisagées :
 - Une cathode constituée par un GCP conducteur au fond d'un parc qui draine l'eau mobilisée par l'EO et une anode indépendante sur une barge flottante à la surface des parcs. Cette géométrie est illustrée par la Figure VIII-1. Cette géométrie serait idéale pour appliquer l'électrocoagulation : l'anode pourrait être métallique ou non-métallique, sa position en surface permettrait de la changer si elle devenait défailante (lyse trop importante). La cathode pour sa part devrait avoir une durabilité importante car elle serait utilisée durant toute la durée du remplissage du parc, avec l'avantage qu'en l'absence d'inversion elle ne serait pas sollicitée en tant qu'anode.
 - Deux GCP conducteurs identiques afin de pouvoir réaliser des inversions. Cette géométrie est illustrée par la Figure VIII-2. Cette géométrie serait à privilégier pour assécher la boue par électro-osmose. Elle nécessiterait deux GCP conducteurs durables dans leur fonction de conduction, car les électrodes seraient alternativement cathode et anode.
- ◆ La connexion des mini-drains directement sur un tube collecteur (visible sur les figures VIII-1 et VIII-2), permettant à l'eau de s'écouler gravitairement dans les mini-drains, puis dans les tubes collecteurs jusqu'à l'extérieur du bassin.

Tous ces éléments sont mentionnés sous une forme plus ou moins absconse dans le brevet. Les figures, à la suite du brevet seront commentées afin d'illustrer ces éléments.

2. Brevet AFITEX/11/FR

Abrégé

La présente invention concerne un système de traitement des sols comprenant, d'une part, au moins un générateur électrique et au moins deux électrodes et, d'autre part, au moins un dispositif de pompage, caractérisé en ce que, d'une part, le système comporte au moins un géocomposite qui intègre au moins une partie d'au moins une desdites électrodes et qui comprend au moins une nappe filtrante et/ou au moins une nappe drainante et, d'autre part, au moins une partie d'au moins une desdites électrodes comporte du carbone.



15 rue des Minimes - CS 50001 - 92677 Courbevoie Cedex
 Pour vous informer : INPI Direct 0820 210 211
 Pour déposer par télécopie : 33 (0)1 56 65 86 00

BREVET D'INVENTION

Code de la propriété intellectuelle - Livre VI



DÉSIGNATION D'INVENTEUR(S)

Vos références pour ce dossier	AFITEX/11/FR
N° D'ENREGISTREMENT NATIONAL	
TITRE DE L'INVENTION	
Titre	Système de traitement des sols, géocomposite pour un tel système et procédé de consolidation de sols
LE(S) DEMANDEUR(S)	AFITEX INTERNATIONAL
DÉSIGNE(NT) EN TANT QU'INVENTEUR(S)	
INVENTEUR 1	
Nom	DURKHEIM
Prénom	Yves
Rue	████████████████████
Code postal et ville	██████████
Pays	FR
INVENTEUR 2	
Nom	Bourgès-Gastaud
Prénom	Sébastien (Robert René)
Rue	████████████████████
Code postal et ville	██████████
Pays	FR
DATE ET SIGNATURE	
Signé numériquement par	Subject: FR, CABINET DEBAY, Yves DEBAY; Issuer: FR, INPI, INPI-EN-LIGNE 1.1
Date	09 December 2013
Signataire	Mandataire

Conformément aux dispositions de la loi n° 78-17 du 6.01.1978 modifiée relative à l'informatique, aux fichiers et aux libertés, vous bénéficiez d'un droit d'accès et de rectification pour les données vous concernant auprès de l'INPI. Les données à caractère personnel que vous êtes tenu(e) de nous fournir dans ce formulaire sont exclusivement utilisées pour identifier le titulaire de la demande et son éventuel mandataire.

**Système de traitement des sols, géocomposite pour un tel système et
procédé de consolidation de sols**

DOMAINE TECHNIQUE DE L'INVENTION

La présente invention concerne le domaine du traitement des sols, notamment pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques. La présente invention concerne plus particulièrement un système de traitement des sols, 5 permettant l'assèchement des sols, notamment des boues ou des résidus (par exemple miniers), quelle que soit la nature des sols (boues ou résidus). Cette invention concerne également un géocomposite pour un tel système et concerne d'autre part un procédé de consolidation de sols. Dans la présente demande, on utilise indifféremment les termes de sol, boue ou résidu pour 10 désigner la même entité bien qu'on les distingue généralement, notamment à cause de leur nature organique, minérale ou complexe.

ARRIERE-PLAN TECHNOLOGIQUE DE L'INVENTION

15 Un problème dans le domaine du traitement des sols, notamment des boues à forte teneur en eau, réside dans leur assèchement, qui est généralement difficile à cause de la faible granularité, d'un comportement colloïdale et de la faible conductivité hydraulique. Ces sols ou matériaux peuvent provenir, par exemple et de façon non limitative, de l'épuration des 20 eaux usées, des industries minières (extractives) ou du dragage des sédiments fluviaux-portuaires. En effet, dans tous ces divers domaines, il est nécessaire d'assécher les matériaux notamment pour permettre leur consolidation, nécessaire à la réhabilitation des zones de stockage dédiées. Par exemple, les industries minières conduisent généralement à une énorme 25 production de déchets minéraux, souvent dilués dans de grandes quantités

d'eau. Lorsque l'eau est utilisée pour concentrer le minerai utile, des déchets apparaissent généralement sous forme de boues, pulpes ou résidus, qui sont essentiellement des dispersions de particules de déchets solides dans l'eau. En particulier, mais de manière non limitative, l'exploitation des sables bitumineux, du phosphate ou le raffinage d'alumine ont en commun de
5 générer des boues à grain très fin ($D_{80} < 20 \mu\text{m}$) et à forte teneur en argile. Ce type de boues ou résidus présentent une faible résistance au cisaillement, un comportement liquide et ne peuvent pas être stockés facilement. Les résidus sont souvent dilués dans d'importantes quantités
10 d'eau et généralement déposés sur le sol, dans un bassin dédié, par exemple entouré de digues, par exemple construites à partir de la fraction la plus grossière des résidus. Ces bassins de résidus sont souvent de très grandes installations qui sont connues pour être instables, pouvant générer des coulées de boues destructrices, généralement à cause d'une mauvaise
15 gestion de l'eau (drainage insuffisant, érosion interne, débordement). Pour permettre la réhabilitation des bassins de résidus (e.g., augmenter la capacité portante) et de minimiser la consommation d'eau (éviter le stockage dans les bassins), les boues doivent être consolidées/asséchées. La déshydratation (ou assèchement) des matériaux à haute teneur en eau est
20 donc essentielle pour réduire l'impact environnemental de certaines industries et, d'une manière générale, pour fournir des solutions pratiques et économiques à ces problèmes.

Il est connu de l'art antérieur des solutions de déshydratation mécanique telles que la filtration/compression, comme par exemple les filtres
25 à bandes ou les filtres-presses, souvent avantageuses pour leurs faibles coûts et consommation d'énergie. Cependant, ce type de solution ne permet pas, pour de nombreuses applications, d'atteindre un pourcentage de contenu solide assez élevé, notamment parce que les boues sont un système colloïdal possédant de forts effets de surface. En raison de l'importance des
30 forces de liaison de l'eau à la matière solide et de fortes forces électrostatiques entre les petites particules, les forces mécaniques à

appliquer sont souvent trop importantes pour que ces solutions permettent d'atteindre efficacement un contenu solide assez élevé.

De plus, l'eau dans les boues ou résidus se trouve généralement sous quatre formes principales que sont l'eau libre, l'eau interstitielle, l'eau pelliculaire et l'eau de constitution. L'eau libre, aussi appelée eau gravifique, n'est pas affectée par les forces capillaires et peut être enlevée par assèchement mécanique. L'eau interstitielle, maintenue dans les espaces poreux par des forces capillaires, ne répond pas à la gravité et seule une partie peut être éliminée par déshydratation mécanique. L'eau vicinale, fortement liée aux particules solides par adsorption dans la double couche électrique, est constituée de molécules d'eau stratifiées sur la surface des solides. L'eau d'hydratation, étroitement liée chimiquement aux molécules solides, ne peut être retirée de la boue que par chauffage. En raison de la proportion importante de particules fines à grande surface spécifique (comme l'argile par exemple) dans les boues ou résidus, les forces capillaires exercées sont très importantes et il est probable qu'une grande partie de l'eau soit de l'eau pelliculaire et de l'eau interstitielle, nécessitant des solutions adaptées.

Il est également connu dans l'art antérieur, dans le domaine du traitement des sols, des solutions pour drainer les liquides, comme par exemple des géotextiles ou, de façon plus avantageuse, des géocomposites, par exemple tels que ceux décrits dans les demandes de brevet WO 2006/030076, WO2011015736 ou WO2012/080659 comprenant au moins 2 nappes de géotextile et des mini-drains perforés améliorant l'évacuation des fluides. Ce type de solution présente l'avantage d'accélérer et améliorer l'assèchement, notamment par la possibilité d'en fournir avec de larges dimensions pour offrir ce que l'on appelle généralement des horizons de drainage. En effet, les géocomposites de drainage peuvent être insérés dans les bassins à résidus afin de créer une couche (horizon) de drainage fournissant des conditions favorables aux résidus en impliquant plusieurs phénomènes mécaniques qui peuvent conduire à la consolidation. L'horizon de drainage dans les résidus saturés interrompt en effet le profil de pression

hydrostatique de l'eau. Ainsi, l'eau au-dessus de l'horizon drainant n'est plus portée par l'eau sous l'horizon drainant, et ainsi le poids de l'eau contenue au-dessus de l'horizon agit comme une charge réelle sur le matériau en-dessous de l'horizon. Ainsi, la contrainte effective appliquée sur les couches inférieures est augmentée ce qui conduit à la consolidation des couches inférieures. D'autre part, avec un horizon de drainage, le fluide de la couche supérieure tend à s'écouler vers le bas et ce mouvement induit une force d'infiltration qui induit aussi une augmentation de la contrainte effective et favorise la consolidation.

10 Il est également connu dans l'art antérieur des solutions d'assèchement des sols utilisant des phénomènes électrocinétiques. Ces phénomènes peuvent revêtir plusieurs aspects, comme l'électrophorèse (déplacement d'ions dans une solution sous l'effet d'un champ électrique), l'électro-osmose (déplacement d'un liquide dans un milieu poreux sous l'effet
15 d'un champ électrique), l'électrodialyse (déplacement d'ions au travers d'une membrane sous l'effet d'un champ électrique) ou l'électro-migration (déplacement d'atomes sous l'effet d'un champ électrique). L'électro-osmose peut être utilisée dans les sols argileux par exemple ; l'eau se déplace de l'anode vers la cathode sous l'effet d'un champ électrique continu. La double
20 couche électrique est responsable de ce phénomène: l'argile présente une surface chargée négativement et les cations sont adsorbés dans la double couche électrique à la surface de l'argile. Sous l'effet d'un champ électrique, les cations de la couche diffuse sont attirés vers la cathode et entraînent avec eux l'eau environnante par couplage visco-moteur, créant ainsi un flux
25 net d'eau vers la cathode. Par conséquent, ces phénomènes peuvent être utilisés en génie civil pour consolider des matériaux argileux, qui sont particulièrement difficiles à consolider en raison de leur très faible conductivité hydraulique.

Il est également connu de tirer avantage de ces phénomènes pour
30 assécher les sols, comme par exemple dans les demandes de brevet WO200158610 et WO200046450 où divers systèmes et notamment des géosynthétiques intégrant des électrodes sont utilisés pour appliquer des

phénomènes électrocinétiques dans les sols en vue d'améliorer la déshydratation. Cependant ces solutions, qui n'ont souvent été validées qu'à petite échelle (notamment à l'échelle du laboratoire ou, au mieux, sur des surfaces de l'ordre de quelques mètres ou dizaines de mètres, ou mètres carrés) présentent généralement l'inconvénient de ne pas être adaptés à une mise en œuvre sur des sites de grande envergure, comme par exemple des bassins miniers.

Les problèmes liés aux échelles de grandes tailles sont notamment les volumes d'eau, les dimensions des sites à traiter et l'évacuation. Il est connu des solutions, comme par exemple la demande WO200039405, où il est tiré avantage de la possibilité de fournir de grandes dimensions de géosynthétiques dans lesquelles des électrodes sont disposées.

Cependant, ce type de solution reste confronté aux problèmes liés à la nature des sols, boues ou résidus qui peuvent saturer les nappes géosynthétiques et corroder de manière importante les divers matériaux utilisés, rendant ce type de solution rapidement inexploitable. Un problème récurrent de l'application de l'électro-osmose sur le terrain concerne en effet la corrosion rapide de l'anode. Pendant le traitement, l'électrolyse de l'eau entraîne une chute du pH à proximité de l'anode (qui peut descendre jusqu'à 1 ou 2), de plus le flux électronique à l'anode entraîne la lyse du métal qui conduit à sa dissolution. Cette corrosion électrochimique est problématique quel que soit le métal utilisé. Ainsi, malgré la précieuse contribution de l'électro-osmose pour déshydrater un matériau à faible perméabilité, elle n'est pas largement utilisée dans les applications géotechniques, notamment à cause de la courte durée de vie de l'anode. En effet, la corrosion induit une diminution rapide de l'efficacité du traitement, jusqu'à la disparition totale de l'anode dans un temps relativement court (par exemple un seul jour).

Dans ce contexte, il est intéressant de proposer une solution fiable et viable qui offre les avantages de l'art antérieur sans pâtir de leurs inconvénients et répondant aux besoins connus.

DESCRIPTION GENERALE DE L'INVENTION

La présente invention a pour but de pallier au moins certains inconvénients de l'art antérieur en proposant un système de traitement des sols, notamment pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques, qui soit fiable et viable, notamment à grande échelle.

Ce but est atteint par un système de traitement des sols, notamment pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques, comprenant, d'une part, au moins un générateur électrique et au moins deux électrodes et, d'autre part, au moins un dispositif d'évacuation, caractérisé en ce que :

- le système comporte au moins un géocomposite qui intègre au moins une partie d'au moins une desdites électrodes et qui comprend au moins une nappe filtrante et/ou au moins une nappe drainante,
- au moins une partie d'au moins une desdites électrodes comporte du carbone.

Selon une autre particularité, au moins une partie des deux électrodes comporte du carbone.

Selon une alternative, une seule des deux électrodes possède au moins une partie comportant du carbone tandis que l'autre électrode est métallique.

Selon une autre particularité, des mini-drains perforés sont intégrés dans ledit géocomposite.

Selon une autre particularité, les électrodes disposées sensiblement parallèlement aux mini-drains.

Selon une autre particularité, les électrodes enroulées autour des mini-drains du géocomposite.

Selon une autre particularité, ledit carbone desdites électrodes est sous forme de fibres de carbone.

Selon une autre particularité, les fibres de carbone sont cousues sur au moins une nappe du géocomposite.

5 Selon une autre particularité, les deux électrodes possèdent au moins une partie intégrée dans ou sur des lés distincts de géocomposite disposés à distance l'un de l'autre au sein du sol à traiter.

Selon une autre particularité, le système comporte des moyens de commutation pour inverser la polarité des électrodes.

10 Selon une autre particularité, lesdites électrodes dont au moins une partie comporte du carbone comprennent au moins une autre partie en métal pour améliorer la distribution du courant du générateur sur de longues distances.

15 Selon une autre particularité, lesdites parties en métal et leurs connexions avec les parties en carbone sont munies de moyens de protection contre la corrosion.

Selon une autre particularité, les moyens de protection contre la corrosion comportent des moyens d'isolation étanches à l'eau.

20 Un autre but de la présente invention est de pallier au moins certains inconvénients de l'art antérieur en proposant un géocomposite pour le traitement des sols, notamment pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques, qui soit fiable et viable, notamment à grande échelle.

25 Ce but est atteint par un géocomposite de traitement des sols, caractérisé en ce qu'il est agencé pour une utilisation dans un système selon l'invention, au moins par le fait qu'il intègre au moins une partie d'au moins une des électrodes du système et qu'il comprend au moins une nappe filtrante et/ou au moins une nappe drainante, au moins une partie d'au moins une desdites électrodes comportant du carbone.

Un autre but de la présente invention est de pallier au moins certains inconvénients de l'art antérieur en proposant un procédé de traitement des sols, notamment pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques, qui soit fiable et viable, notamment à grande échelle.

Ce but est atteint par un procédé de consolidation de sols, notamment de boues ou résidus, par l'utilisation d'un système selon l'invention, dans un bassin de consolidation, le procédé étant caractérisé en ce qu'il comporte :

- pose d'au moins un géocomposite selon l'invention dans ledit bassin ;
- connexion du géocomposite avec le dispositif d'évacuation ;
- connexion de ladite au moins une électrode du géocomposite avec ledit générateur électrique ;
- déversement de boues ou résidus sur le géocomposite ;
- connexion de l'autre électrode avec ledit générateur électrique.

Selon une autre particularité, le procédé comporte une pose d'un second géocomposite selon l'invention dans ledit bassin et l'étape de connexion de l'autre électrode avec ledit générateur électrique correspond à une connexion de l'électrode de ce second géocomposite.

Selon une autre particularité, le procédé comporte une inversion de polarité des électrodes, grâce à des moyens de commutation, cette inversion de polarité étant mise en œuvre au bout d'une période déterminée, pour optimiser la durée de vie et/ou l'efficacité du système.

DESCRIPTION DES FIGURES ILLUSTRATIVES

D'autres particularités et avantages de la présente invention apparaîtront plus clairement à la lecture de la description ci-après, faite en référence aux dessins annexés, dans lesquels :

- la figure 1 représente une vue en perspective d'un système de traitement selon certains modes de réalisation de l'invention,

- la figure 2 représente une vue en perspective d'un système de traitement selon certains modes de réalisation de l'invention,

- la figure 3 représente une vue en coupe d'une partie d'un système de traitement, mis en place dans le sol, selon certains modes de réalisation de l'invention,

- les figures 4A et 4B représentent des vues en coupe d'une partie d'un système de traitement, mis en place dans le sol, selon divers modes de réalisation de l'invention,

- les figures 5A, 5B et 5C représentent des vues en perspective d'une partie d'un géocomposite de traitement selon divers modes de réalisation de l'invention,

- la figure 6 représente un diagramme schématique d'un procédé selon certains modes de réalisation de l'invention.

15

DESCRIPTION DES MODES DE REALISATION PREFERES DE L'INVENTION

La présente invention concerne un système, un géocomposite et un procédé de traitement de sols (S), en particulier de boues ou résidus miniers comme détaillé dans le préambule. Ces boues ou résidus (S) sont généralement déversées dans un bassin (B) entouré de digues (D) et muni de moyens d'évacuation tels que des tuyaux d'évacuation (3) et au moins un dispositif d'évacuation (20).

25

SYSTEME

Le système de traitement des sols, particulièrement avantageux pour la dépollution des sols ou l'assèchement de boues ou de résidus miniers par des phénomènes électrocinétiques, comprend, d'une part, au moins un générateur électrique (10) et au moins deux électrodes (11, 12) et, d'autre

part, au moins un dispositif d'évacuation (20). Ce dispositif d'évacuation (20) permet d'évacuer les fluides (F), généralement des liquides, désignés ici par le terme « eau » qui est en fait utilisé que l'eau soit encore ou non chargée en matières organiques ou minérales ou autre (il s'agit en effet souvent d'une

5 « boue diluée »). Ce dispositif d'évacuation (20) peut comporter par exemple une pompe, par exemple comme représenté sur la figure 1, mais il peut simplement comporter un exutoire, comme par exemple des conduits ménagés dans le bassin pour récolter l'eau qui s'écoule de manière gravitaire. Ce dispositif d'évacuation peut également comporter toute

10 combinaison d'évacuations actives et passives, comme par exemple représenté sur la figure 2. Bien entendu, l'évacuation de l'eau (F) se fera généralement à l'aide de tuyaux d'évacuation (3) disposés dans le bassin (B) et reliés au dispositif d'évacuation (20). Le système selon l'invention comporte de préférence au moins un géocomposite (2) qui intègre au moins

15 une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) et qui comprend au moins une nappe filtrante (21) et/ou au moins une nappe drainante (22). De plus, au moins une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) comporte du carbone.

Ainsi, ce système, grâce au géocomposite qui intègre au moins une

20 électrode, permet d'appliquer la tension / le courant directement dans le sol à assécher et fournit un media efficace pour le drainage des eaux (F) grâce à la ou aux nappe(s), et de préférence aux mini-drains intégrés au géocomposite dans certains modes de réalisation. On utilise le terme de nappe ici pour désigner d'une manière générale tout type de géosynthétique,

25 qu'il s'agisse de géotextile ou non, notamment ceux classiquement utilisés dans les applications d'assèchement des sols. De plus, on parle ici d'au moins un géocomposite et l'homme de métier appréciera que l'on peut en fait disposer des lés de géocomposite ou plusieurs géocomposites, de tailles variables, comme par exemple visible en comparant les figures 1 et 2, ce

30 terme n'impliquant en fait aucune limitation sur les formes et dimensions, à l'exception du fait qu'il permette de couvrir des surfaces importantes comme

celles des bassins de résidu. De même, on parle ici d'au moins deux électrodes (11, 12) et notamment d'au moins une cathode et au moins une anode. Cependant, comme les applications industrielles de l'invention concernent généralement des zones de grandes dimensions, on préférera
5 généralement multiplier le nombre d'électrodes. D'autre part, l'invention utilise de préférence un géocomposite dont les nappes sont en textile, qui offre une bonne flexibilité grâce au fait qu'il est composé de fibre et/ou de fil. Ce textile forme le support des éléments conducteurs formant les électrodes dans le système. De plus, dans certains modes de réalisation préférés, ce
10 textile forme aussi le support pour les mini-drains qui améliorent l'évacuation des eaux. Ce type de géocomposite en textile permet de prévoir de grandes dimensions (large étendue bidimensionnelle), notamment grâce à une fabrication facilitée, par exemple par aiguilletage comme décrit dans les demandes de brevet WO 2006/030076, WO2011015736 ou
15 WO2012/080659. La flexibilité offre, outre les facilités de fabrication et de manipulation, la possibilité de livrer le géocomposite en rouleau déroulable sur site. Enfin, le textile fournit une fonction de filtration (séparer le solide du liquide) en plus de la fonction de drainage.

L'invention présente également l'avantage de fournir un support
20 particulièrement efficace, viable et fiable pour les phénomènes électrocinétiques en utilisant au moins une électrode comprenant du carbone. En effet, le carbone n'a jamais été utilisé pour appliquer un champ électrique dans ce type d'application. Pourtant les inventeurs de la présente invention ont découvert qu'il se montrait suffisamment efficace pour conduire
25 l'électricité nécessaire aux phénomènes électrocinétiques et qu'il fournissait l'avantage supplémentaire d'être particulièrement résistant à la corrosion. Ainsi, même s'il conduit moins l'électricité qu'un métal, il permet de remplir son rôle de conducteur, mais il permet surtout d'obtenir des volumes d'eaux évacuées nettement supérieurs à ceux obtenus avec des métaux puisqu'il
30 offre une meilleur longévité et une meilleure fiabilité dans le temps. De plus, le terme « comportant du carbone » est ici utilisé pour insister sur le fait que

l'électrode peut bien entendu être en carbone mais qu'elle peut aussi contenir d'autres matériaux et que c'est la présence de carbone qui s'avère généralement suffisante. Néanmoins, on choisira de préférence une électrode en carbone pour remplir pleinement les fonctions décrites ici. On désigne donc dans la présente description par « en carbone » le fait que l'électrode comporte du carbone (qu'elle soit complètement en carbone ou non). Dans certains modes de réalisation, notamment en ce qui concerne les électrodes intégrées au géocomposite, ledit carbone desdites électrodes (11, 12) est sous forme de fibres de carbone. La composition de ces fibres les rend particulièrement résistante à la corrosion et suffisamment conductrices pour être utilisées dans la présente invention. Ces fibres de carbone ont l'avantage d'être facilement manipulables, notamment sur de grandes longueurs, ce qui rend leur intégration au géocomposite plus aisée. De plus, ces fibres peuvent être livrées sous forme de fils de diamètres et de longueurs variables, facilitant leur intégration dans le géocomposite. Ainsi, dans certains modes de réalisation, les fibres de carbone sont cousues ou aiguilletées sur au moins une nappe (21, 22) du géocomposite (2). Dans certains modes de réalisation, les fibres sont simplement interposées entre deux nappes du géocomposite et l'assemblage des nappes, par exemple par aiguillage comme détaillé dans la présente demande, permet l'immobilisation des fibres de carbone dans le géocomposite.

D'autre part, c'est dans la portion qui se trouve au contact des boues ou résidus que le carbone est important. Ainsi, selon divers modes de réalisation, la (ou les) électrode(s) dont au moins une partie comporte du carbone est (ou sont) reliée(s) à au moins une partie en métal pour améliorer la distribution du courant du générateur (10) sur de longues distances. En effet, on préférera généralement conduire le courant par du métal sur les grandes distances que couvrent les bassins (B) de traitement connus et tirer avantage du carbone pour la distribution du courant au sol à traiter. En revanche, comme le métal est très facilement corrodé dans de tels bassins, il sera de préférence isolé sur tout son chemin jusqu'aux parties en carbone.

De plus, dans certains modes de réalisation, on préférera généralement que lesdites parties en métal et leurs connexions avec les parties en carbone sont munies de moyens de protection (13) contre la corrosion. Un boîtier de protection (contre les courts-circuits, mais également contre la corrosion) pourra donc être utilisé. Ainsi, dans certains modes de réalisation, les moyens de protection (13) contre la corrosion comportent des moyens d'isolation étanches à l'eau. Néanmoins, de tels moyens de protection (13) peuvent simplement résider dans le fait que le réseau de distribution métallique et/ou les connexions est (ou sont) en-dehors des boues ou résidus. Tout dispositif émergeant des boues formerait donc de tels moyens de protection (13). Cependant, pour que le carbone soit réservé aux parties réellement au contact des boues, on préférera des dispositifs de protection étanches, notamment tels que ceux illustrés sur les figures 1 et 2.

Comme mentionné dans le préambule de la présente demande pour l'exemple des sols argileux, l'eau se déplace de l'anode vers la cathode sous l'effet d'un champ électrique continu. On tire donc avantage de ce phénomène en disposant au moins une des électrodes dans ou sur le géocomposite pour que l'eau ainsi déplacée soit plus facilement drainée et évacuée. On préfère donc généralement que ce soit au moins la cathode qui soit intégrée au géocomposite (« intégrée au » signifiant ici intégrée dessus ou à l'intérieur) puisqu'elle attire l'eau. D'autre part, l'anode est l'électrode qui se corrode rapidement à cause de l'acidification et de l'électrolyse. On préfère donc généralement que ce soit au moins l'anode qui comporte du carbone. Ainsi, dans certains modes de réalisation, comme par exemple représenté sur la figure 1, le système peut comporter au moins une électrode (12), de préférence la cathode, intégrée au géocomposite (2) connecté au dispositif d'évacuation (20) et au moins une électrode (11), de préférence l'anode, disposée en dehors du géocomposite, comme par exemple sur une embarcation, telle qu'une barge flottante par exemple. L'anode (11) peut alors être déplacée rapidement, notamment pour pallier au problème de l'assèchement de la zone anodique et elle peut être changée facilement pour

pallier au problème de sa corrosion. De plus, l'anode comporte de préférence du carbone pour optimiser sa durée de vie, alors que la cathode peut dans ce cas être métallique (sans carbone). L'homme de métier comprendra que la configuration inverse reste dans la portée de l'invention car l'anode en

5 carbone trouverait toute son utilité en étant intégrée au géocomposite (n'étant pas échangeable facilement, il est avantageux qu'elle résiste bien à la corrosion). Cependant, cette configuration inverse n'est pas préférée, car une cathode en dehors du géocomposite devrait être associée à un dispositif d'évacuation (20) spécifique (éventuellement supplémentaire à celui

10 connecté au géocomposite) et serait peu efficace, notamment sur une embarcation. De plus, l'assèchement de la zone anodique ne serait pas combattu et les propriétés drainantes du géocomposite ne seraient pas aussi bien exploitées que dans le cas où ce dernier intègre la cathode. Enfin, les configurations réellement préférées, en général, seront celles où ce sont les

15 deux électrodes (11, 12) qui comportent au moins une partie en carbone. En effet, dans ces configurations, les deux électrodes peuvent tour à tour jouer le rôle de cathode et d'anode et on peut tirer avantage de chacune des deux configurations détaillées ci-dessus. De plus, avec deux électrodes (11, 12) en carbone, il est possible de tirer pleinement avantage des modes de

20 réalisation préférés de la présente invention, par exemple du type de celui représenté sur la figure 2. Ces modes de réalisation préférés reposent sur le fait que les deux électrodes sont intégrées au(x) géocomposite(s). Ainsi, les deux électrodes sont disposées au contact des boues. On préfère alors que ces deux électrodes soient en carbone pour en tirer pleinement avantage

25 grâce au fait que l'on puisse alors inverser la polarité des électrodes, par exemple par des moyens de commutation (14), par exemple prévus dans le générateur (10) ou en complément de ce dernier. En inversant la polarité, on limite l'assèchement de la zone anodique et on ralentit la corrosion en la répartissant de manière plus régulière sur les deux électrodes

30 alternativement. Cette utilisation de ces modes de réalisation préférés est détaillée dans la présente demande en référence au procédé de consolidation.

Dans certains de ces modes de réalisation préférés, les deux électrodes (11, 12) possèdent au moins une partie intégrée dans ou sur des lés distincts de géocomposite (2) disposés à distance l'un de l'autre au sein du sol à traiter. Deux lés disposés à une distance déterminée (en fonction de la nature du sol et de l'intensité ou la tension à appliquer, de la conductivité, etc.) seront donc reliés chacun à un pôle du générateur pour qu'ils jouent le couple anode-cathode et assèchent le sol compris entre leurs surfaces. Dans ces modes de réalisation, l'installation est facilitée et il est possible de multiplier les couples de géocomposites pour améliorer la conduction d'électricité sur tout le site (notamment avec des matériaux plus conducteurs que le carbone, comme mentionné plus haut).

GEOCOMPOSITE

La présente invention concerne donc également un géocomposite (2) pour le traitement des sols, notamment pour une utilisation dans un système selon l'invention. Ce géocomposite intègre au moins une partie d'au moins une des électrodes (11, 12) du système et il comprend au moins une nappe filtrante (21) et/ou au moins une nappe drainante (22). Comme au moins une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) du système doit comporter du carbone, on préfère généralement que ce soit l'électrode intégrée au géocomposite.

Dans certains modes de réalisation préférés (ce qui est préféré pour le géocomposite l'étant aussi généralement pour le système et le procédé), des mini-drains perforés (23) sont intégrés dans ledit géocomposite (2). Ces mini-drains facilitent l'évacuation de l'eau, qu'elle ait lieu par un dispositif passif (e.g., exutoire) ou un dispositif actif (e.g., pompage) comme détaillé plus haut. En effet, il est aisé de relier ces mini-drains (23) à des tuyaux d'évacuation (3), comme par exemple représenté sur les figures 1 et 2, et l'eau quitte alors facilement le bassin grâce à de tels géocomposites particulièrement efficaces et optimisés par les phénomènes

électrocinétiques. Comme les électrodes sont préférentiellement disposées au sein des boues pour améliorer l'assèchement, il est préféré de les disposer au plus près des moyens d'évacuation d'eau (tuyaux reliés au dispositif d'évacuation) et on préfère donc les disposer à proximité des mini-drains (23). Ainsi, dans certains modes de réalisation les électrodes (11, 12) sont disposées sensiblement parallèlement aux mini-drains (23), comme par exemple représenté sur les figures 5A et 5C. Dans l'exemple illustratif et non limitatif de la figure 5A, les électrodes sont disposées entre deux nappes du géocomposite, parallèlement aux mini-drains (23). La fixation des électrodes (11, 12), qui n'est pas indispensable selon les cas, pourra être réalisée par couture ou aiguilletage ou simplement par l'assemblage des nappes du géocomposite ou tout moyen approprié, comme discuté plus haut en référence aux fibres de carbone. Dans l'exemple illustratif et non limitatif de la figure 5C, les électrodes sont disposées le long des mini-drains (23). Dans cet exemple, une fixation pourra être prévue par exemple sur la portion des nappes qui sont destinées à entourer les mini-drains (23). Dans l'exemple illustratif et non limitatif de la figure 5B, les électrodes (11, 12) sont enroulées autour des mini-drains (23) du géocomposite (2). Dans cet exemple, la fixation est encore moins nécessaire, notamment dans le cas d'annelures sur les mini-drains, comme expliqué ci-après. Dans les divers modes de réalisation possibles de l'invention, on prévoira généralement une sortie des électrodes au travers ou sur les bords du géocomposite, pour la connexion avec le générateur, directement ou via d'autres fils conducteurs et éventuellement via les moyens de protection (13) comme déjà expliqué ici. Lesdits mini-drains (23) sont de préférence parallèles entre eux. De façon non limitative, les mini-drains (23) peuvent être répartis de façon à ce qu'ils soient espacés d'une distance allant de 0,2 mètre à 4 mètres de largeur du géocomposite (2), de préférence entre 0,5 et 2 mètres, idéalement de l'ordre du mètre.

Dans certains modes de réalisation, les mini-drains (23) sont perforés. Dans certains de ces modes de réalisation, ils possèdent des perforations

qui, au lieu d'être rondes sont ovales ou oblongues pour limiter la résistance à l'entrée de fluide et ainsi de limiter le colmatage des perforations. De manière illustrative et non limitative, ces perforations pourront avoir une taille de l'ordre de 0,5 millimètre à 2 millimètres, de préférence de 0,7 à 1,5 mm, 5 idéalement de l'ordre du millimètre. De plus, dans certains modes de réalisation, les mini-drains sont annelés pour fournir une meilleure résistance à la contrainte, ce qui permet leur enfouissement sous une quantité considérable de sol (S). Les mini-drains (23) ont pour but de capter le fluide (F) en vue d'une évacuation. Ils sont en général, de façon illustrative et non 10 limitative, résistants à des contraintes allant jusqu'à 750 kPa ce qui correspond à environ 50 m de hauteur de sol (S) en moyenne au-dessus du mini-drain. Les mini-drains (23) sont résistants à la compression ce qui permet aux fluides de toujours pouvoir être évacués même lorsque le géocomposite (2) est enterré. Selon divers modes de réalisation, de façon 15 non limitative, afin d'avoir une optimisation du flux du fluide, les mini-drains (23) peuvent avoir des diamètres compris entre 5 mm et 50 mm, de préférence entre 10 mm et 25 mm, idéalement de l'ordre de 25 mm. Les diamètres seront naturellement adaptés en fonction du sol à traiter. Néanmoins, le diamètre des mini-drains ne doit pas excéder une certaine 20 valeur pour une composition et un agencement donnés des mini-drains, de façon à ce qu'ils résistent à la contrainte comme mentionné ci-dessus.

Comme mentionné précédemment, le géocomposite comporte de préférence des nappes textiles, comme par exemple ceux décrits dans les demandes de brevet WO 2006/030076, WO2011015736 ou 25 WO2012/080659. Comme la fonction de filtrage est avantageuse dans le système, on prévoit de préférence au moins une nappe filtrante (21). Il est possible de ne prévoir que des nappes drainantes (22), mais cette solution n'est pas préférée car les nappes drainantes ont tendance à mal supporter le contact direct avec des boues. Ainsi, on préférera généralement isoler une 30 éventuelle nappe drainante (22) des boues en la recouvrant d'une nappe filtrante (21). Les nappes filtrantes (21) ont alors pour but de protéger la

nappe drainante (22) du colmatage par de fines particules. De telles nappes ont par conséquent une porométrie adaptée à cette fonction, de même que la nappe drainante à une porométrie adaptée à sa fonction. Il est possible d'utiliser une nappe filtrante et une nappe drainante seulement, mais on préfère utiliser (au moins) deux nappes filtrantes, par exemple comme représenté de manière illustrative et non limitative sur la figure 3 où deux nappes filtrantes sont disposées de part et d'autre des électrodes et des mini-drains. Il est possible également de prévoir une nappe drainante à l'intérieure, comme par exemple représenté sur la figure 4A, ou encore deux nappes drainantes à l'intérieur comme par exemple représenté sur la figure 4B. L'utilisation d'au moins une nappe drainante sera envisagée selon les applications particulières de la présente invention, notamment la nature du terrain, des boues, etc. mais on évitera généralement leur utilisation pour des raisons de surcoût et la manipulation moins aisée.

D'autre part, il est possible de choisir des ouvertures de filtration différentes entre les deux nappes (supérieure et inférieure) pour faciliter l'évacuation de l'eau (F) en fonction des phénomènes électrocinétiques, de la nature du sol à filtrer et des conditions aux limites.

On notera que l'on parle ici de « nappe » qui est un terme classique pour un géotextile, correspondant en général à un enchevêtrement de fils aiguilletés qui peut être désigné également par le terme « feutre », mais il est possible d'utiliser d'autres types de revêtements, de préférence des géotextiles, tels que par exemple des textiles tissés ou non, tricotés ou non, etc.. Ce terme de « nappe » désignant classiquement un type de textile doit donc être interprété de façon moins limitative dans la présente demande car il est prévu de pouvoir utiliser d'autres types de revêtement que les nappes de géotextiles, bien que ces dernières soient particulièrement adaptées à la présente invention. En effet, les enchevêtrements de fils aiguilletés fournissent en général des perméabilités particulièrement adaptées à la présente invention.

PROCEDE

La présente invention concerne également un procédé de consolidation de sols.

Ce procédé comporte de préférence au moins les étapes suivantes (chaque étape pouvant comporter plusieurs étapes et/ou être mise en œuvre en une seule fois ou être mise en œuvre par des actions successives complémentaires) :

- pose (51) d'au moins un géocomposite (2) selon la revendication 14 dans ledit bassin (B) ;
- 10 - connexion (54) du géocomposite (2) avec le dispositif d'évacuation (20) ;
- connexion (55) de ladite au moins une électrode (11, 12) du géocomposite (2) avec ledit générateur électrique (10) ;
- déversement (56) de boues ou résidus sur le géocomposite (2) ;
- 15 - connexion (55) de l'autre électrode (12, 11) avec ledit générateur électrique (10).

La connexion (54) peut comporter une pose (541) de tuyaux d'évacuation (3), notamment s'ils ne sont pas prévus dans le bassin (B). Cette connexion (54) peut également comporter une connexion des mini-drains avec les tuyaux d'évacuation (3), lorsque le géocomposite comporte ces mini-drains (23). Cette connexion (54) peut également comporter une connexion des tuyaux d'évacuation (3) au dispositif d'évacuation (20) ou simplement une connexion du ou des géocomposite(s) (2) au dispositif d'évacuation (par exemple par tout dispositif approprié permettant de connecter le géotextile (nappe) avec l'évacuation).

La connexion (55) au générateur (10) comporte une connexion (551) des électrodes (11, 12) au générateur (au moins une électrode à la fois, c'est-à-dire une polarité à la fois). Dans certains modes de réalisation, cette connexion, notamment pour la deuxième électrode qui est intégrée dans un géocomposite, nécessite au préalable une pose (51) d'un second géocomposite (2) selon l'invention dans ledit bassin (B). La connexion (55)

de « l'autre électrode » (12, 11) avec ledit générateur électrique (10) correspond à une connexion de « l'électrode de ce second géocomposite (2) ». Ces étapes de connexions (55) au générateur (10) peuvent également comporter une connexion (552) dans le dispositif de protection (13), pour
5 mettre en contact la partie en carbone avec la partie métallique. Ces connexions (55) au générateur (10) peuvent également comporter une connexion (553) aux moyens (14) de commutation, lorsque ceux-ci sont prévus. Dans ce cas, le procédé peut comporter une inversion (57) de polarité, de préférence après une durée déterminée au préalable en fonction
10 de la vitesse d'assèchement de la zone anodique et/ou en fonction de la lyse de l'anode, de façon à optimiser l'efficacité et/ou la durée de vie du système. En effet, en inversant la polarité à un temps approprié, on évite d'assécher trop la zone anodique et on arrive à la réhydrater, ce qui permet de lutter contre l'augmentation de résistivité de ladite zone anodique. Par ailleurs, la
15 corrosion de l'anode est limitée. Le procédé peut donc comporter une succession d'inversions de polarité, déterminées pour optimiser l'assèchement des boues ou résidus.

D'autre part, il est connu que la contrainte mécanique exercée sur les boues ou résidus entraîne une expulsion du fluide interstitiel. Dans certains
20 modes de réalisation, le système permettra une mise en pression du fluide par l'ajout d'au moins une nouvelle couche de boue, générant des contraintes sur les couches sous-jacentes, permettant ainsi au fluide de s'évacuer et d'accompagner la consolidation du massif dans le bassin. Ainsi, le procédé, par la mise en œuvre répétée d'au moins certaines de ses
25 étapes, comme illustré par les pointillés sur la figure 6, permet d'ajouter des couches successives de boues ou résidus par-dessus les géocomposites et obtenir ainsi une contrainte suffisante aux étages inférieurs pour optimiser l'évacuation des eaux. Le préambule de la présente demande explique d'ailleurs les phénomènes (cf. les horizons de drainage) qui favorisent
30 l'évacuation lors d'une telle augmentation de contrainte, en particulier lorsque des géocomposites sont disposés dans le bassin (B).

La présente demande décrit diverses caractéristiques techniques et avantages en référence aux figures et/ou à divers modes de réalisation. L'homme de métier comprendra que les caractéristiques techniques d'un mode de réalisation donné peuvent en fait être combinées avec des caractéristiques d'un autre mode de réalisation à moins que l'inverse ne soit explicitement mentionné ou qu'il ne soit évident que ces caractéristiques sont incompatibles ou que la combinaison ne fournisse pas une solution à au moins un des problèmes techniques mentionnés dans la présente demande. De plus, les caractéristiques techniques décrites dans un mode de réalisation donné peuvent être isolées des autres caractéristiques de ce mode à moins que l'inverse ne soit explicitement mentionné.

Il doit être évident pour les personnes versées dans l'art que la présente invention permet des modes de réalisation sous de nombreuses autres formes spécifiques sans l'éloigner du domaine d'application de l'invention comme revendiqué. Par conséquent, les présents modes de réalisation doivent être considérés à titre d'illustration, mais peuvent être modifiés dans le domaine défini par la portée des revendications jointes, et l'invention ne doit pas être limitée aux détails donnés ci-dessus.

REVENDEICATIONS

1. Système de traitement des sols comprenant, d'une part, au moins un générateur électrique (10) et au moins deux électrodes (11, 12) et, d'autre
5 part, au moins un dispositif d'évacuation (20), caractérisé en ce que :
- le système comporte au moins un géocomposite (2) qui intègre au moins une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) et qui comprend au moins une nappe filtrante (21) et/ou au moins une
10 nappe drainante (22),
 - au moins une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) comporte du carbone.
2. Système selon la revendication 1, caractérisé en ce qu'au moins une partie des deux électrodes (11, 12) comporte du carbone.
3. Système selon une des revendications 1 et 2, caractérisé en ce
15 qu'une seule des deux électrodes (11, 12) possède au moins une partie comportant du carbone tandis que l'autre est métallique.
4. Système selon une des revendications 1 à 3, caractérisé en ce que des mini-drains perforés (23) sont intégrés dans ledit géocomposite (2).
5. Système selon les revendications 1 à 4, caractérisé en ce que les
20 électrodes (11, 12) sont disposées sensiblement parallèlement aux mini-drains.
6. Système selon une des revendications 1 à 4, caractérisé en ce que les électrodes (11, 12) sont enroulées autour des mini-drains (23) du géocomposite (2).
- 25 7. Système selon une des revendications 1 à 6, caractérisé en ce que ledit carbone desdites électrodes (11, 12) est sous forme de fibres de carbone.

8. Système selon la revendication 7, caractérisé en ce que les fibres de carbone sont cousues sur au moins une nappe (21, 22) du géocomposite (2).

5 9. Système selon une des revendications 1 à 7, caractérisé en ce que les deux électrodes (11, 12) possèdent au moins une partie intégrée dans ou sur des lés distincts de géocomposite (2) disposés à distance l'un de l'autre au sein du sol à traiter.

10 10. Système selon une des revendications 1 à 9, caractérisé en ce qu'il comporte des moyens de commutation (14) pour inverser la polarité des électrodes (11, 12).

11. Système selon une des revendications 1 à 10, caractérisé en ce que lesdites électrodes (11, 12) dont au moins une partie comporte du carbone sont reliées à au moins une partie en métal pour améliorer la distribution du courant du générateur (10) sur de longues distances.

15 12. Système selon la revendication 11, caractérisé en ce que lesdites parties en métal et leurs connexions avec les parties en carbone sont munies de moyens de protection (13) contre la corrosion.

20 13. Système selon la revendication 12, caractérisé en ce que les moyens de protection (13) contre la corrosion comportent des moyens d'isolation étanches à l'eau.

25 14. Géocomposite (2) de traitement des sols, caractérisé en ce qu'il est agencé pour une utilisation dans un système selon l'une des revendications 1 à 13, au moins par le fait qu'il intègre au moins une partie d'au moins une des électrodes (11, 12) du système et qu'il comprend au moins une nappe filtrante (21) et/ou au moins une nappe drainante (22), au moins une partie d'au moins une desdites électrodes (11, 12) comportant du carbone.

30 15. Procédé de consolidation de sols, notamment de boues ou résidus, par l'utilisation d'un système selon l'une des revendications 1 à 13, dans un bassin (B) de consolidation, le procédé étant caractérisé en ce qu'il comporte :

- pose (51) d'au moins un géocomposite (2) selon la revendication 14 dans ledit bassin (B) ;
- connexion (54) du géocomposite (2) avec le dispositif d'évacuation (20) ;
- 5 - connexion (55) de ladite au moins une électrode (11, 12) du géocomposite (2) avec ledit générateur électrique (10) ;
- déversement (56) de boues ou résidus sur le géocomposite (2) ;
- connexion (55) de l'autre électrode (12, 11) avec ledit générateur électrique (10).

10 16. Procédé selon la revendication 15, caractérisé en ce qu'il comporte une pose (51) d'un second géocomposite (2) selon la revendication 14 dans ledit bassin (B) et en ce que la connexion (55) de l'autre électrode (12, 11) avec ledit générateur électrique (10) correspond à une connexion de l'électrode de ce second géocomposite (2).

15 17. Procédé selon la revendication 16, caractérisé en ce qu'il comporte une inversion (57) de polarité des électrodes (11, 12), grâce à des moyens (14) de commutation, cette inversion de polarité étant mise en œuvre au bout d'une période déterminée, pour optimiser la durée de vie et/ou l'efficacité du système.

20

3. Figures

Les figures et les légendes sont celles du brevet, les commentaires associés (dans les cadres) ont été ajoutés afin de permettre une meilleure compréhension des figures.

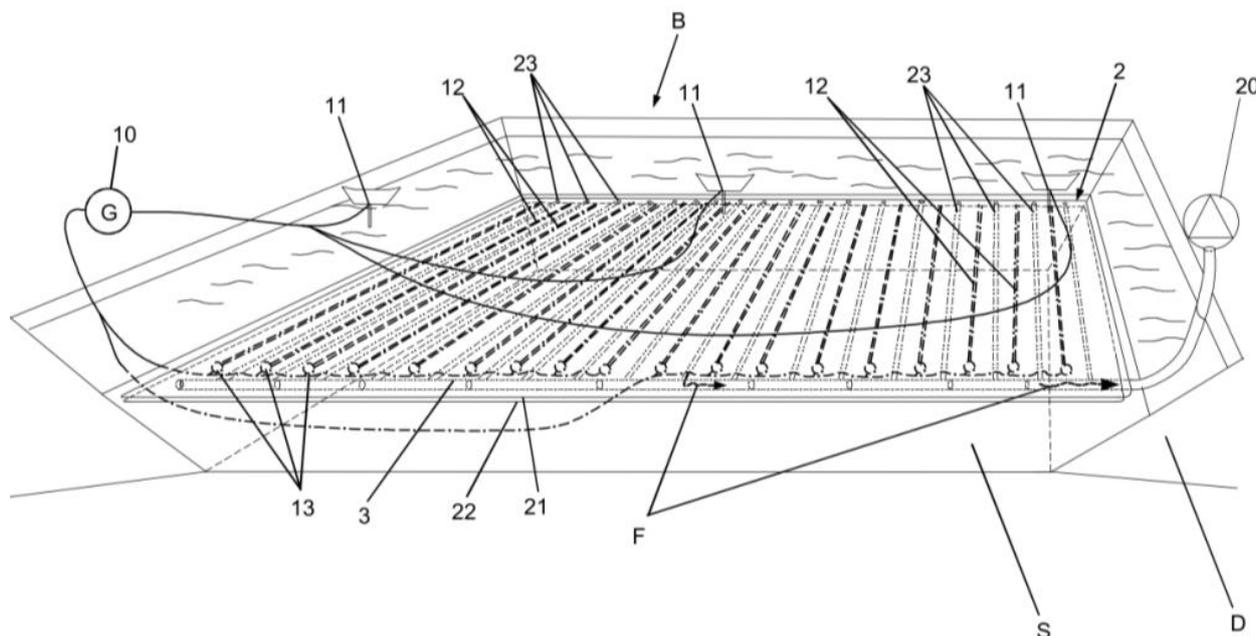


Figure VIII-1 Vue en perspective d'un système de traitement selon certains modes de réalisation de l'invention

F : fluide	11 : électrodes
S : boue ou RDC	12 : électrodes
D : digue ou barrage	13 : dispositif de protection
B : bassin	20 : dispositif d'évacuation
2 : géocomposite	21 : nappe filtrante
3 : tuyaux d'évacuation	22 : nappe drainante
10 : générateur	23 : mini-drains

Cette figure illustre une géométrie qui serait adaptée à la clarification par EC de la partie la plus superficielle du bassin dans laquelle la boue est la plus diluée. Par ailleurs, cette géométrie permettrait de réaliser de l'EO dans la couche de boue plus profonde et plus dense. [11] représente l'anode, qui peut avoir la forme d'une barge à la surface et ainsi être changée en cas de lyse. [12] représente les éléments formant la cathode dans les GCP conducteurs. [20] est un dispositif d'évacuation, ici une pompe. Ce dispositif pourrait être avantageusement remplacé par un collecteur en pente pour permettre un écoulement gravitaire de l'eau. [13] est un dispositif étanche permettant de connecter les fils métalliques conduisant l'électricité sur de longues distances (traits pointillés) au conducteur carbone (double traits pointillés).

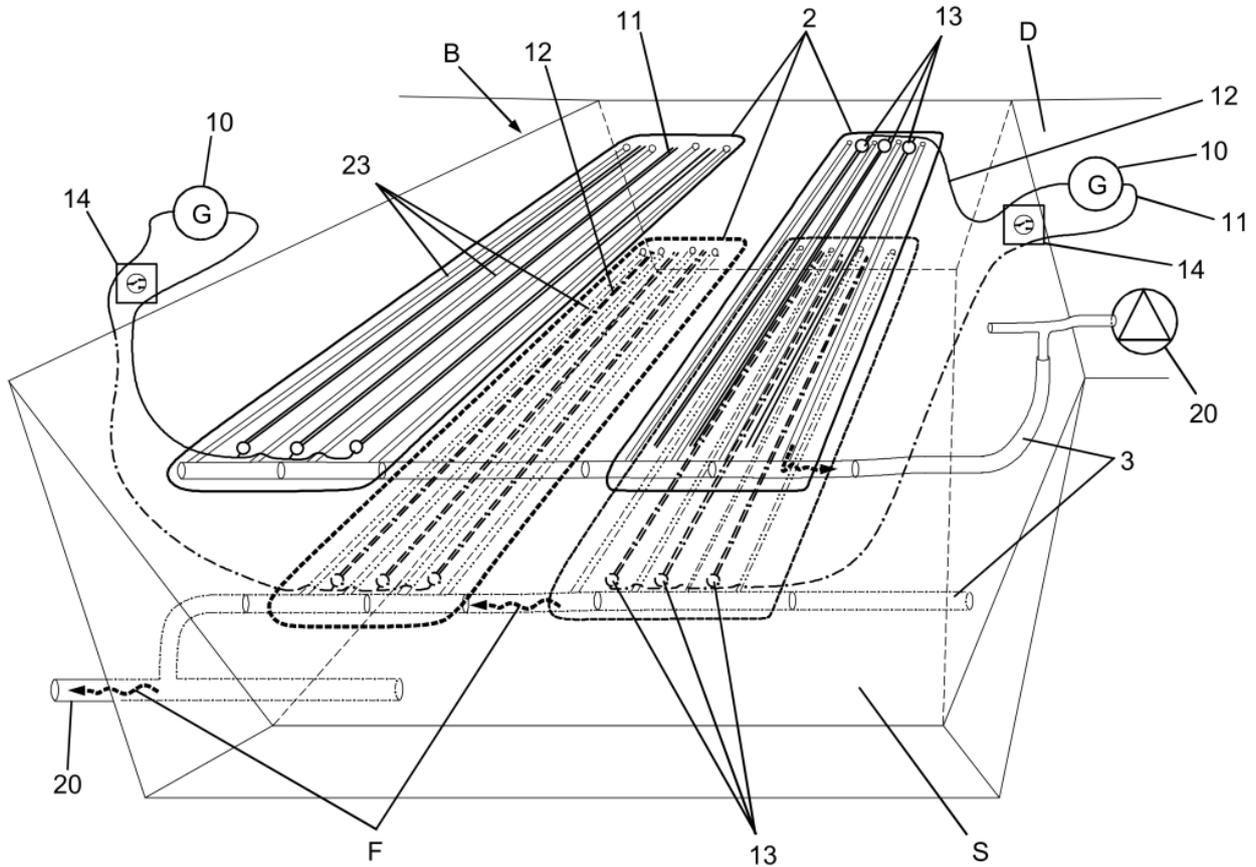


Figure VIII-2 Vue en perspective d'un système de traitement selon certains modes de réalisation de l'invention

F : fluide	10 : générateur
S : boue ou RDC	11 et 12 : électrodes
D : digue ou barrage	13 : dispositif de protection
B : bassin	14 : moyen de commutation
2 : géocomposite	20 : dispositif d'évacuation
3 : tuyaux d'évacuation	23 : mini-drains

Dans cette figure, les deux électrodes sont des GCP conducteurs qui idéalement, seraient identiques afin de permettre de réaliser des inversions de polarité grâce à un dispositif de commutation [14]. Cette géométrie est adaptée à l'EO.

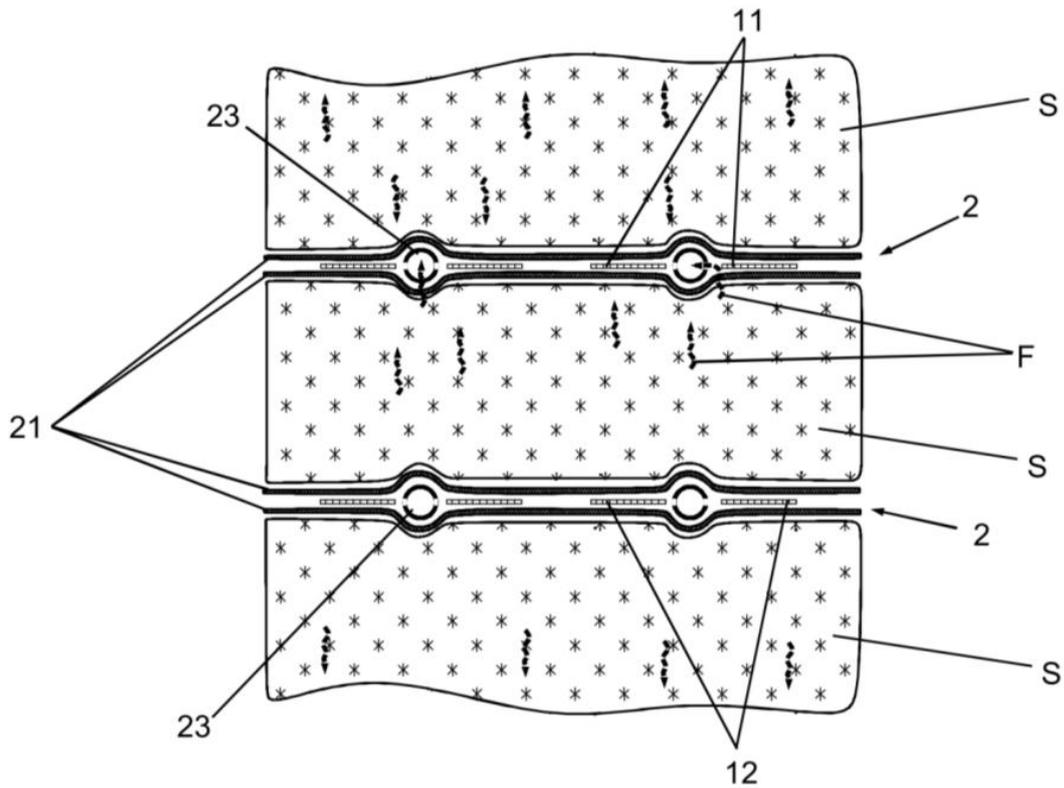


Figure VIII-3 Vue en coupe d'une partie d'un système de traitement, mis en place dans un sol, selon divers modes de réalisation de l'invention

- | | |
|---------------------|----------------------|
| F : fluide | 12 : électrodes |
| S : boue ou résidus | 21 : nappe filtrante |
| 2 : géocomposite | 23 : mini-drains |
| 11 : électrodes | |

Cette figure illustre un des modes de réalisation de l'invention, dans lequel le conducteur est placé entre les 2 filtres GTX. Plus la pression à l'intérieur des mini-drains sera faible plus l'assèchement mécanique sera important. La capacité de débit dans le plan doit donc être adéquatement dimensionnée.

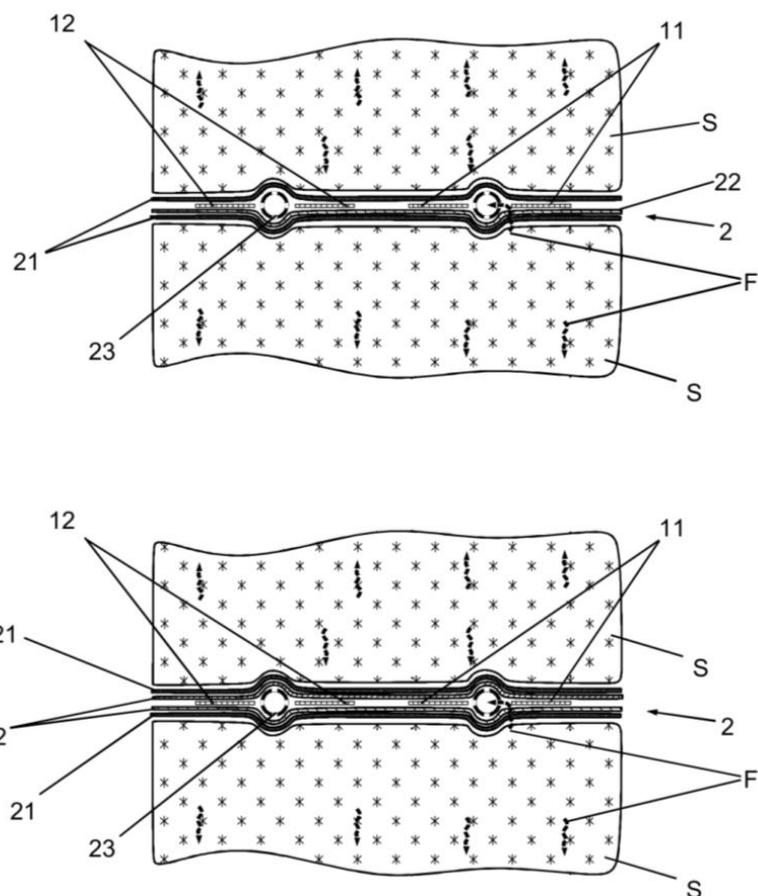


Figure VIII-4 Vues en coupe d'une partie d'un système de traitement, mis en place dans un sol, selon divers modes de réalisation de l'invention

F : fluide	12 : électrodes
S : boue ou résidus	21 : nappe filtrante
2 : géocomposite	22 : nappe drainante
3 : tuyaux d'évacuation	23 : mini-drains
11 : électrodes	

Cette figure décline la géométrie précédente avec d'autres modes de réalisation de l'invention :

- en haut : 2 filtres GTX et une nappe GTX
- en bas : 2 filtres GTX et 2 nappes GTX.

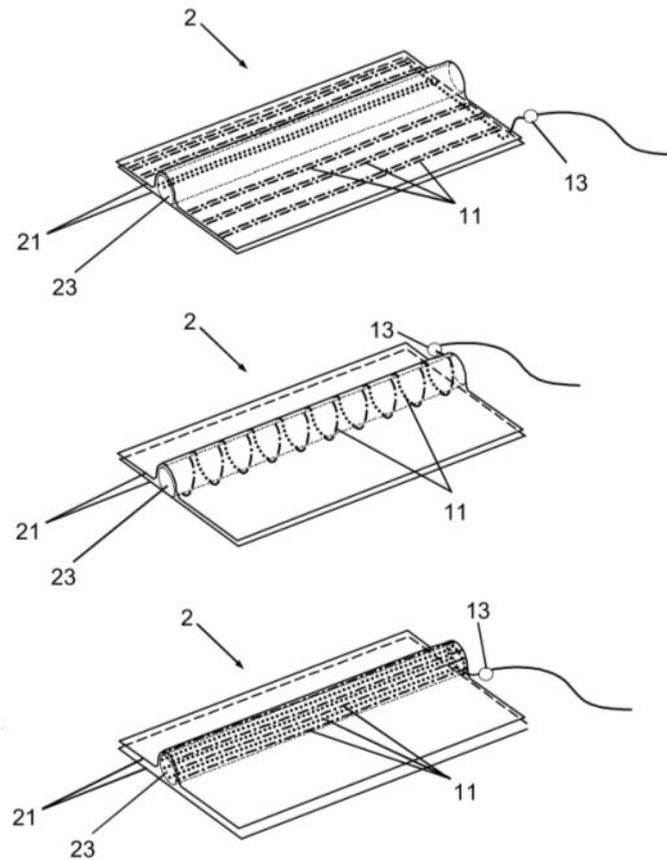


Figure VIII-5 Vues en perspective d'une partie d'un géocomposite de traitement selon divers modes de réalisation de l'invention.

- | | |
|-------------------------------|----------------------|
| 2 : géocomposite | 21 : nappe filtrante |
| 11 : électrode | 22 : nappe drainante |
| 13 : dispositif de protection | 23 : mini-drain |

Cette figure illustre les différentes méthodes d'intégration d'un fil en carbone dans un GCP à mini-drain. Il pourrait être cousu sur les GTX après fabrication du GCP (comme dans la chapitre VII) ou disposé dans le gousset lors de la fabrication du GCP. Le gousset est la partie du GCP où les GTX ne sont pas aiguilletés entre eux et dans laquelle le mini-drain est inséré.

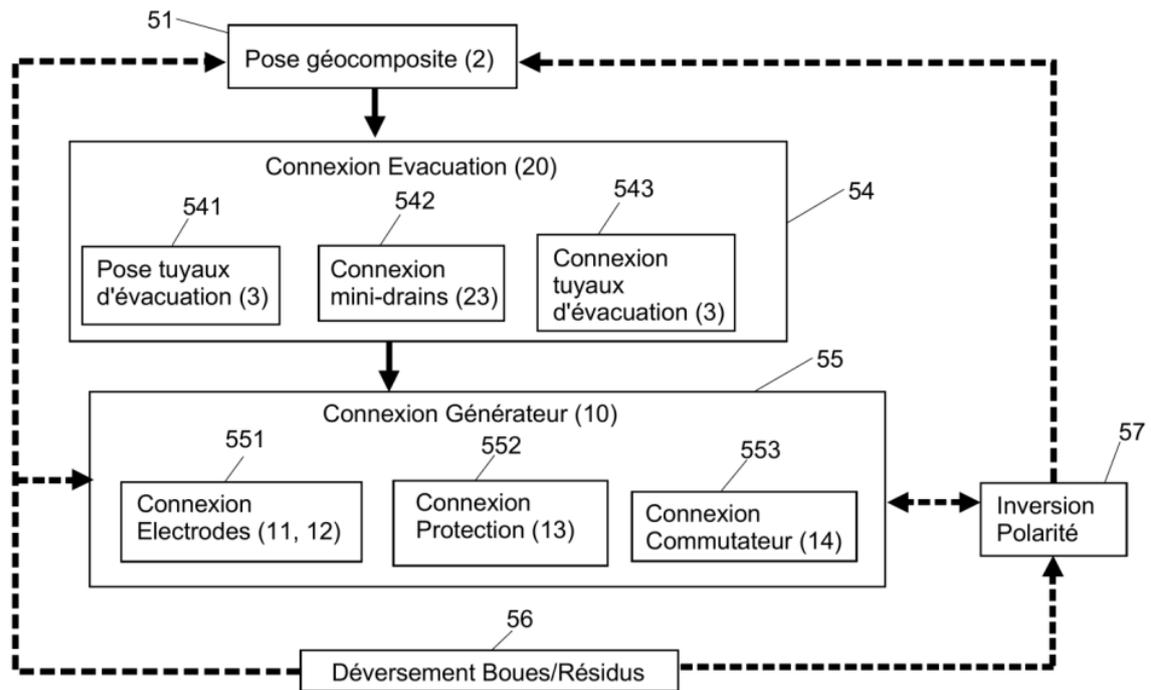


Figure VIII-6 Diagramme schématisé d'un procédé selon certains modes de réalisation de l'invention.

4. Conclusion

Nous avons vu dans les chapitres précédents les avancées scientifiques concernant d'une part les fonctions de base des GCP, et d'autre part, la nouvelle fonction de conduction électrique. Le présent brevet n'apporte pas de résultats scientifiques nouveaux, en revanche il atteste du caractère innovant des GCP conducteurs à mini-drains imaginés, conçus puis testés dans le cadre de ce travail doctoral. Ce chapitre original introduit aussi les perspectives de ce travail de thèse. La prochaine étape de ce développement serait d'intégrer en usine les éléments conducteurs sur la longueur totale d'un GCP, afin de réaliser un prototype industriel. Ensuite, ce produit pourrait être dans une zone de test de taille intermédiaire (quelques dizaines de mètres de coté). Ainsi, nous pourrions appréhender le changement d'échelle et avancer des éléments sur la distance entre les GCP dans les parcs à résidus, autrement dit sur l'épaisseur des couches de boues entre GCP. Ces essais in situ permettraient aussi de mieux évaluer les potentiels respectifs des assèchements mécanique et électro-osmotique.

Conclusion générale

L'objectif de ce travail de thèse était d'évaluer les perspectives d'utilisation des géocomposites à mini-drains pour le drainage des déchets miniers. La recherche bibliographique menée pour caractériser ces déchets, nous a conduits à étudier plus particulièrement les boues minières : ce sont des déchets à forte teneur en eau dont l'assèchement est nécessaire. Ces boues sont produites en très grandes quantités par diverses filières minières (sable bitumineux, aluminium, phosphate, etc.). Elles sont liquides car elles contiennent seulement entre 30 et 50% de solide en masse, le volume est donc majoritairement occupé par de l'eau. Ces boues sont particulièrement problématiques à gérer de par leur état liquide et leur comportement colloïdal : elles ne se consolident que très lentement ce qui limite la réhabilitation des parcs à résidus où elles sont stockées. Par exemple en Alberta, les parcs à résidus contenant des boues issues de la concentration du bitume à partir des sables bitumineux occupent 180 km² et les boues qu'ils contiennent demeurent liquides durant 25 ans. Ces parcs ont donc une emprise au sol importante à cause des grandes quantités d'eau qui y sont stockées, en lieu et place des solides qu'ils devraient contenir majoritairement. L'eau contenue dans la boue présente également l'inconvénient de limiter son recyclage : la consommation d'eau fraîche pour les étapes de concentration est ainsi maximisée.

Les boues minières nécessitent donc d'être asséchées afin de limiter l'emprise au sol des parcs à résidus, augmenter leur stabilité et permettre le recyclage de l'eau. La solution envisagée dans ce travail de recherche consiste à insérer des géocomposites (GCP) dans les parcs à résidus afin de permettre à l'eau endogène à la boue de s'évacuer. Afin d'attester de la viabilité et de la faisabilité de cette solution, il convenait d'évaluer chacune des fonctions assurées par les GCP. La thèse s'articule autour de trois volets expérimentaux : les deux fonctions classiques que sont la filtration et le drainage et une nouvelle fonction de conduction électrique. Pour chacune de ces fonctions des dispositifs originaux ont été conçus et les expérimentations menées apportent des réponses à de nombreuses interrogations.

Assécher des boues consiste à extraire l'eau endogène. Seulement, l'eau contenue dans les boues est liée aux particules selon différentes intensités en fonction de la distance à la surface. Cette liaison est due à la formation d'une double couche électrique autour des particules. La liaison de l'eau est la principale limite à l'assèchement des boues. Selon le niveau de liaison de l'eau à extraire, les techniques d'assèchements diffèrent. Au cours de ce travail de thèse deux types d'assèchements ont été investigués : l'assèchement mécanique permettant d'extraire l'eau libre et l'assèchement électro-osmotique permettant d'extraire une partie de l'eau plus liée.

Assèchement mécanique

L'assèchement mécanique est particulièrement efficace pour extraire l'eau la moins liée. Cette méthode met en jeu des phénomènes gravitaires résultant du remplissage des parcs à résidus. Cette méthode doit donc être privilégiée pour l'assèchement des boues minières dans les parcs à

résidus car elle ne requiert pas d'apport énergétique. Afin d'exploiter au mieux cette méthode, nous proposons d'installer les GCP à l'horizontale dans les parcs à résidus en alternance avec les couches de boue. Ainsi, les conditions hydrauliques aux bornes des couches de boues correspondent à la pression interne au GCP. Cet assèchement mécanique repose sur les fonctions de base des géocomposites : la filtration et le drainage ont donc été investigués.

L'investigation expérimentale de la capacité de débit dans le plan avec trois dispositifs de mesure différents a permis de caler des lois d'écoulement en charge mais aussi de préconiser que la capacité de débit dans le plan des GCP à mini-drains soit dimensionnée en considérant la capacité de décharge intrinsèque des mini-drains. Deux cas de figure apparaissent selon le flux à drainer : si les mini-drains sont en charge, la pression interne sera fonction de la capacité de décharge des mini-drains et de la distance à l'exutoire et pourra être calculée selon les lois d'écoulement déterminées dans ce travail. Si les mini-drains ne sont pas en charge, la pression interne sera la pression atmosphérique.

L'autre investigation des fonctions de base concerne la filtration. Ces tests permettent d'appréhender l'évolution des pressions verticales dans une colonne de boue dont la base est drainée par un GTX. Les tests de filtration sous pression menés confirment que la boue se transforme en sol lors de son assèchement : une pression d'air est appliquée au sommet de la boue, il en résulte des contraintes effectives reprises par le GTX à la base de la colonne. Outre cet aspect concernant les pressions, ces tests ont permis de valider la faisabilité de la filtration de boue par GTX-NT. Le GTX apparaît être important au début de la filtration pour lancer l'édification d'un gâteau de filtration qui devient rapidement l'élément filtrant la boue. Grâce à ces tests, nous pouvons préconiser l'utilisation de GTX-NT calandrés, qui en étant plus fermés, ont une meilleure rétention initiale. Ces tests de filtration sous pression démontrent aussi que l'assèchement final de la boue ne dépend que de la composition de la boue : plus la boue est argileuse, plus l'assèchement final est faible. Par ailleurs, la question du colmatage a été évacuée lors de ces tests : au vu de la très faible conductivité hydraulique des boues, le GTX ne peut pas devenir moins perméable.

Pour conclure sur cette méthode d'assèchement, l'installation de GCP dans les parcs à résidus permet de générer un contraste de pression entre les faibles pressions dans les mini-drains et les pressions hydrostatiques dans la boue. Ce contraste entraîne le développement de contrainte effective dans la boue. Ces zones influencées par le GCP se transforment progressivement en un sol. Le drainage des parcs à résidus est donc une méthode efficace pour extraire l'eau la moins liée.

Assèchement électro-osmotique

L'application de l'assèchement électro-osmotique dans les boues repose sur le développement d'une nouvelle fonction pour les GCP : la conduction électrique. Pour ce faire, nous avons investigué différents matériaux conducteurs intégrables aux GCP. Les nombreux résultats obtenus, à différentes échelles et avec différentes boues, démontrent que l'application d'un potentiel électrique aux bornes d'une couche de boue entraîne l'expulsion d'eau au-delà de l'assèchement provoqué par les phénomènes mécaniques. Autrement dit, l'EO permet d'extraire l'eau plus liée. Nous avons expliqué la faible utilisation en géotechnique de l'EO par le manque de

solution technique permettant d'appliquer ces phénomènes *in situ*, en particulier à cause de la problématique majeure de corrosion des anodes métalliques au cours du temps. Nous nous sommes donc employés à développer des GCP conduisant l'électricité qui permettraient d'appliquer l'EO dans les boues (ou dans les sols) et pour contourner la limite de durabilité des métaux, la recherche s'est focalisée sur des conducteurs non-métalliques. La fibre de carbone est apparue comme un conducteur fiable, peu cher et intégrable dans les GCP. Les tests réalisés avec des prototypes industrialisables de GCP contenant des fibres de carbone sont particulièrement encourageants. Ils nous ont permis d'assécher considérablement des FFT, bien que ces boues issues des sables bitumineux aient une cinétique de consolidation exceptionnellement lente. Une réglementation impose aux miniers que les FFT déposés dans l'année aient une résistance au cisaillement de 5 kPa et qu'elle atteigne 10 kPa après 5 ans. Dans nos essais, nous sommes parvenus à 77 kPa en quelques semaines en appliquant sur la boue une contrainte de seulement 20 kPa (moins de 2 mètres de boues) et une différence de potentiel de 12 V. La consommation de ce traitement atteint 10 kWh par tonne de boue traitée. A l'échelle étudiée (cube de boue de 30 cm de coté), les prototypes de GCP utilisés permettent donc de coupler les deux assèchements évoqués : mécanique, peu énergivore et efficace pour l'eau la moins liées et électro-osmotique, nécessitant de l'énergie et permettant de finir l'assèchement par l'extraction de l'eau plus liée. Ce développement de GCP conducteur a abouti au dépôt d'un brevet.

Perspectives

Ce travail d'investigation débouche sur de nombreuses perspectives. Les trois années passées sur ce sujet nouveau n'ont évidemment pas suffi à faire le tour de la question, et comme souvent en recherche, des questions nouvelles ont été soulevées.

Perspectives au laboratoire

Suite à cette thèse expérimentale, deux dispositifs sont désormais disponibles et permettent sans modification de continuer les recherches :

- ◆ Le test de filtration sous pression permettrait de réaliser encore de nombreux essais pour investiguer d'autres boues et d'autre GTX :
 - Plus la pression interne au GCP est basse, plus l'assèchement est important. Des pressions négatives dans les mini-drains pourraient améliorer encore l'assèchement, et les mini-drains pourraient avantageusement convoyer une dépression dans les parcs à résidus. Les cellules de filtration sous-pression sont conçues pour pouvoir être utilisées avec du vide à l'aval du GTX. Il conviendrait donc d'investiguer cette filtration par dépression pour évaluer l'équivalence.
 - La floculation est très pratiquée dans l'industrie minière où elle a un cout important. La filtration de boue floculée pourrait être investiguée : les GCP pourraient limiter l'utilisation de flocculant (approche concurrentielle) ou au contraire elle pourrait délier l'eau et ainsi améliorer l'assèchement mécanique (approche synergique). A l'heure actuelle nous ne pouvons dire si l'emploi de GCP dans les parcs à résidus modifiera, limitera, ou supprimera l'utilisation de flocculants.
 - Les cellules permettent une électrification de la boue afin d'y appliquer l'EO. Elles permettraient de mener une recherche plus fondamentale que les cellules de Sageos car elles sont plus simples et apportent des résultats plus conclusifs.
- ◆ Les cellules d'assèchement couplant contrainte mécanique et EO (Sageos) ont clairement été sous exploitées. A l'aide de ce dispositif, il conviendrait de tester d'autres formes de courant (traitements à intensité constante et inversion) : le module électronique développé permet d'ailleurs de redresser le courant et le générateur choisi d'appliquer des intensités constantes; toutes les conditions sont réunies pour poursuivre ces tests. Ces perspectives sont incluses dans le projet de recherche avec les industriels des sables bitumineux.

Par ailleurs, seules une boue minière réelle a été testée durant cette thèse car les miniers sont réticents à fournir des échantillons à des organismes de recherche. Le travail réalisé nous donne une nouvelle légitimité et nous permettrait de requérir à nouveau des boues afin de les tester, soit dans les cellules de filtration sous pression, soit dans les cellules d'assèchement couplant contrainte mécanique et EO.

Enfin nous ne sommes pas parvenus à obtenir des valeurs flux à drainer à l'échelle du terrain pertinentes pour évaluer précisément les exigences du drainage. Nos expériences mettaient instantanément une quantité de boue trop importante sur le GTX ce qui conduisait à des flux irréalistes par rapport au terrain (il est impossible de déposer simultanément 30 cm ou 80 cm de

boue sur plusieurs hectares). Sur le terrain, la boue va s'écouler sur le GCP, la filtration sera donc plus diffuse dans le temps. Pour approcher ce phénomène au laboratoire, il conviendrait, par exemple, de réaliser un test comportant un plan incliné sur lequel un GCP serait installé, puis d'y verser la boue à l'amont et de suivre le débit s'écoulant à l'aval. Ainsi on pourrait mieux appréhender la cinétique du flux en fonction du temps et de la charge de boue.

Perspectives sur le terrain

Les expériences en laboratoire sont encourageantes. Pour valider ces résultats à petite échelle, il conviendrait dans la suite de réaliser des planches d'essais de quelques dizaines de mètres de coté, avec des épaisseurs de boue variables entre les GCP. La distance entre les GCP est un aspect très important d'un point de vue pratique. Cette distance conditionne le cout de la solution, il convient donc de parvenir à optimiser cette distance afin de limiter le cout. Ces essais sont prévus en Alberta dans un projet de recherche en cours (Sageos, Afitex-Textel et les industriels des sables bitumineux).

Un aspect de la conduction électrique par le carbone ne pouvait pas être investigué à l'échelle du laboratoire : les pertes de tension sur de longues distances. Les calculs réalisés peuvent laisser douter de la capacité du carbone à conduire l'électricité sur de longues distances. Le passage à l'échelle terrain permettrait de vérifier cette capacité. En cas de pertes trop importantes, il faudra envisager une double conduction : métallique sur de longues distances et carbone pour la distribution locale à la boue. Il conviendra alors de concevoir les dispositifs étanches permettant de relier le carbone au conducteur métallique sans corrosion de ce dernier.

L'électrocoagulation a été présentée comme une technique à même d'abaisser la ligne de boue dans les parcs à résidus. Cette application devrait être testée sur le terrain afin de vérifier qu'une très grande distance inter-électrodes (cathode au fond du parc et anode à la surface à plus de 10 m) apporte effectivement des résultats. Des pourparlers avec l'OCP sont en cours pour tester cette application dans le parc à résidus de Méa (Chapitre I).

Perspectives numériques

La modélisation numérique des nombreux processus hydromécaniques mis en jeu lors de l'assèchement des boues est une étape qui semble incontournable dans la suite, en particulier pour avoir des résultats de modélisations à présenter aux miniers pour les convaincre de l'impact positif de l'installation des GCP dans les mines. L'expérimentation menée au cours de cette thèse apporte de nombreux paramètres qui pourront être utilisés dans ces modèles.

Références

Abdullah W. S., Al-Abadi A. M. (2010), Cationic-electrokinetic improvement of an expansive soil. *Applied Clay Science*, **47**, 3-4, pp. 343-350.

Abramson H. A. (1930), Electrokinetic phenomena II The factor of proportionality for cataphoretic and electroendosmotic mobilities. *The Journal of General Physiology*, pp. 657-670.

Acero P., Ayora C., Carrera J. (2007), Coupled thermal, hydraulic and geochemical evolution of pyritic tailings in unsaturated column experiments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **71**, 22, pp. 5325-5338.

ADEME (2002). Evaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets. In *Connaître pour Agir* (4445 R., ed.), pp. 148p.

ADEME (2006). Separation mécanique. In Département Industrie et Agriculture.

AFNOR (2000). NF EN 13562 Géotextiles et produits apparentés - Détermination de la résistance à la pénétration d'eau (essai sous pression hydrostatique). Vol. NF EN 13562, Paris.

AFNOR (2006). NF EN ISO 10318 Géosynthétiques -- Termes et définitions. Association française de la normalisation, Geneva, Switzerland.

AFNOR (2008). XP P 84-700 Géosynthétiques bentonitiques -- Généralités -- Définitions. Paris, France.

AFNOR (2013). NF EN 14701-2 — Caractérisation des boues — Propriétés de filtration. In *Partie 2 : Détermination de la résistance spécifique à la filtration*, Paris.

AFNOR (2013). NF P 84-500 Géomembranes -- Dictionnaires des termes relatifs aux géomembranes.

Ahmed M., Taibi S., Souli H., *et al.* (2013), The Effect of pH on Electro-osmotic Flow in Argillaceous Rocks. *Geotechnical and Geological Engineering*, **31**, 4, pp. 1335-1348.

AIEA (2004). The long term stabilization of uranium mill tailings. In Waste Technology Section. International Atomic Energy Agency.

Al-Asheh S., Jumah R., Banat F., *et al.* (2004), Direct Current Electroosmosis Dewatering of Tomato Paste Suspension. *Food and Bioproducts Processing*, **82**, 3, pp. 193-200.

Al T. A., Blowes D. W. (1999), The hydrogeology of a tailings impoundment formed by central discharge of thickened tailings: implications for tailings management. *Journal of Contaminant Hydrology*, **38**, 4, pp. 489-505.

Alberta Government (2013). Energy Annual Report 2012-2013. pp. 123. <http://www.energy.alberta.ca/Org/Publications/AR2013.pdf>

Allen E. W. (2008), Process water treatment in Canada's oil sands industry: I. Target pollutants and treatment objectives. *Journal of Environmental Engineering and Science*, **7**, 1, pp. 123-138.

Alshawabkeh A. N. (2001). Basics and applications of electrokinetic remediation. In *Handouts Prepared for a Short Course*, Federal University of Rio de Janeiro, Brazil.

- Alshawabkeh A. N., Sheahan T. C., Wu X. (2004), Coupling of electrochemical and mechanical processes in soils under DC fields. *Mechanics of Materials*, **36**, 5-6, pp. 453-465.
- Arab R., Cherifi F., Loudjani F. (2009). Landfill drainage with geocomposites. *Colloque international sols non saturés et environnement*, Tiemcem, Algeria, pp.
- ASTM (2004). D4751-04 Standard Test Method for Determining Apparent Opening Size of a Geotextile. West Conshohocken, PA, USA.
- ASTM (2006). D5101-01 Measuring the Soil-Geotextile System Clogging Potential by the Gradient Ratio. Vol. D5101-01, pp. 8, West Conshohocken, PA, USA.
- ASTM (2008). D4716-08 Standard Test Method for Determining the In-plane Flow Rate per Unit Width and Hydraulic Transmissivity of a Geosynthetic Using a Constant Head. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA.
- Aydilek A. H., Edil T. B. (2003), Long-term filtration performance of nonwoven geotextile-sludge systems. *Geosynthetics International*, **10**, 4, pp. 110-123.
- Azam S., Scott J. D. (2005), Revisiting the Ternary Diagram for Tailings Characterization and Management. *Geotechnical News.*, **23**, 4, pp. 43-46.
- Bailey T. D., Harney M. D., Holtz R. D. (2005), Rapid Assessment of Geotextile Clogging Potential Using the Flexible Wall Gradient Ratio Test. *GeoFrontiers*, pp. 6.
- Bamforth A. (2009). Interpretation of In-Plane Flow Capacity of Geocomposite Drainage by Tests to ISO 12958 with Soft Foam and ASTM D4716 with Various Natural Backfill Materials. pp.
- Beauchamp J. (2005). Kaolinite MEB photography Université de Picardie Jules Verne.
- Beddiar K. (2001). Sur certains aspects des couplages dans les milieux poreux électrisés. Application à l'électro-osmose dans les argiles, École Nationale des Ponts et Chaussées, 212p.
- Beddiar K., Fen-Chong T., Dupas A., *et al.* (2005), Role of pH in Electro-Osmosis: Experimental Study on NaCl–Water Saturated Kaolinite. *Transport in Porous Media*, **61**, 1, pp. 93-107.
- Beirigo E. A., Palmeira E. M., Gardoni M. G. (2006). Filtration tests under confinement on geotextiles-tailings systems. Millpress Science Publishers, Rotterdam, 577-580 p. (Geosynthetics, Vols 1-4).
- Besra L., Sengupta D. K., Roy S. K., *et al.* (2002), Flocculation and dewatering of kaolin suspensions in the presence of polyacrylamide and surfactants. *International Journal of Mineral Processing*, **66**, 1–4, pp. 203-232.
- Béziat P., Bornuat M. (1995). Carte minière de la France métropolitaine. Echelle 1/1 000 000 pp. Notice explicative 102 p. BRGM.
- BGC E. I. (2010). Oil Sands Tailings Technology Review. In Oil Sands Research and Information Network, pp. 136. University of Alberta, School of Energy and the Environment,, Edmonton, Alberta.
- Bhatia S. K., Smith J. L. (1994), Comparative study of bubble point method and mercury intrusion porosimetry techniques for characterizing the pore-size distribution of geotextiles. *Geotextiles and Geomembranes*, **13**, 10, pp. 679-702.

- BHP Billiton (2013). Sustainability report. (report S., ed.). http://www.bhpbilliton.com/home/aboutus/sustainability/reports/Documents/2013/BHPBillitonSustainabilityReport2013_Interactive.pdf
- Blight G. (2009). Geotechnical engineering of mine waste storage facilities. Taylor & Francis Group éd., London, 634 p.
- Blond E. (2005). Opening size measurement. *TC221 / ASTM D 35 – Workshop Geosynthetics in Hydraulic Applications*, pp.
- Blowes D. W., Reardon E. J., Jambor J. L., *et al.* (1991), The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **55**, 4, pp. 965-978.
- Boger D. V. (2013), Rheology of Slurries and Environmental Impacts in the Mining Industry. *Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering*, **4**, 1, pp. 239-257.
- Bordier C., Zimmer D. (2000), Drainage equations and non-Darcian modelling in coarse porous media or geosynthetic materials. *Journal of Hydrology*, **228**, 3–4, pp. 174-187.
- Bouazza A., Freund M., Nahlawi H. (2006), Water retention of nonwoven polyester geotextiles. *Polymer Testing*, **25**, 8, pp. 1038-1043.
- Bourgès-Gastaud S., Stoltz G., Sidjui F., *et al.* (2014), Nonwoven geotextiles to filter clayey sludge: an experimental study -submitted-. *Geotextiles and Geomembranes*, pp.
- Bourgès-Gastaud S., Touze-Foltz N., Blond E. (2013), Multi-scale transmissivity study of drain tube planar geocomposites: effect of experimental device on test representativeness. *Geosynthetics International*, **20**, 3, pp. 119-128.
- Bouthot M., Vermeersch O. G., Blond E., *et al.* (2000). Effet du nombre de constriction sur le comportement en filtration des géotextiles non tissés. *Filters and Drainage in Geotechnical and Environmental Engineering* pp. 159-165.
- BRGM (1999). Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. In Rap. R 39503,, pp. 83.
- Brunet J. F., Coste B. (2000). Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie). BRGM.
- Burnol A. (2010). Modifier un code de transport réactif (CHEMTRAP) pour simuler l'électrodépollution. *GNR MOMAS*, PARIS, pp.
- Burns C. A., Gauglitz P. A., Russell R. L. (2010). Shear Strength Correlations for Kaolin/Water Slurries: A Comparison of Recent Measurements with Historical Data. (Laboratory P. N. N., ed.). U.S. Department of Energy, Richland, Washington, USA. http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/pnnl-19094.pdf
- Cantré S., Saathoff F. (2011), Design parameters for geosynthetic dewatering tubes derived from pressure filtration tests. *Geosynthetics International*, **18**, 3, pp. 90-103.
- Casagrande A. (1952), Electroosmotic stabilization of soil. *Journal of Boston Society of Civil Engineers*, **39**, pp. 51-83.
- Castro N. P. B., Melo L. C. Q. C., Escobar L. G. B. (2008). Environmental Integrated Solution for Septic Tank Sludge and Landfill Leachate Using Geotextile Tubes Dewatering Technology. *The First Pan American Geosynthetics Conference*, Cancun, Mexico, pp. 419-413.1).

- Cazzuffi D., Mazzucato A., Moraci N. (2002). The use of geotextiles as filters in unsteady flow conditions. *Geosynthetics 7th ICG Nice*, pp. 1597-1600.
- Cefracor (2012). Initiation à la métallurgie et à la corrosion. Parisp. (Publication de la Commission Pédagogie du CEFACOR).
- CETMEF (2008). Guide pour la gestion durable des déblais de dragage portuaires contaminés en France. http://www.invivo-environnement.com/UserFiles/File/Guide_CETMEF_lite2008.pdf
- CFG (2009). Recommandations pour l'emploi des géosynthétiques dans les systèmes de drainage et de filtration. Vol. 15.
- CFG (2013). Les matériaux géosynthétiques au service du développement durable. (thématique E., ed.). http://www.cfg.asso.fr/GEOSYNTHETIQUES-DEV_DURABLE_VALID_JANVIER13.pdf
- CGSB (1994). 148.1 NO. 10-94 Methods of Testing Geosynthetics - Geotextiles - Filtration Opening Size. Gatineau, Quebec, Canada.
- Chernaik M. (2008). Guidebook for evaluating mining project EIAs. Environmental Law Alliance Worldwide. <http://www.elaw.org/mining-eia-guidebook>
- Chew S. H., Karunaratne G. P., Kuma V. M., *et al.* (2004), A field trial for soft clay consolidation using electric vertical drains. *Geotextiles and Geomembranes*, **22**, 1-2, pp. 17-35.
- Chien S.-C., Ou C.-Y. (2011), A novel technique of harmonic waves applied electro-osmotic chemical treatment for soil improvement. *Applied Clay Science*, **52**, 3, pp. 235-244.
- Christopher B. R., Fischer G. R. (1992), Geotextile filtration principles, practices and problems. *Geotextiles and Geomembranes*, **11**, 4-6, pp. 337-353.
- Chu C. P., Lee D. J., Chang C. Y. (2005), Energy demand in sludge dewatering. *Water Research*, **39**, 9, pp. 1858-1868.
- Citeau M., Larue O., Vorobiev E. (2011), Influence of salt, pH and polyelectrolyte on the pressure electro-dewatering of sewage sludge. *Water Research*, **45**, 6, pp. 2167-2180.
- Colin F., Gazbar S. (1995), Distribution of water in sludges in relation to their mechanical dewatering. *Water Research*, **29**, 8, pp. 2000-2005.
- Coussot P. (2005). Rheometry of pastes, suspensions, and granular materials: applications in industry and environment. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Cravotta C. A. (2003), Size and performance of anoxic limestone drains to neutralize acidic mine drainage. *Journal of Environmental Quality*, **32**, 4, pp. 1277-1289.
- Cravotta C. A. (2008), Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 1: Constituent quantities and correlations. *Applied Geochemistry*, **23**, 2, pp. 166-202.
- Cretens W. J. (2008). The Use of Geotextile Tube Dewatering Technology in the Remediation of Contaminated Sediments-Selected Case Studies. *The First Pan American Geosynthetics Conference*, Cancun, Mexico, pp. 414-418.1).
- Darcy H. (1856). Les fontaines publiques de la ville de Dijon. . Parisp.
- Delgado A. V. (2005), Measurement and interpretation of electrokinetic phenomena. *Pure and Applied Chemistry*, **77**, 10, pp. 1753-1805.

- Delmas P., Artières O., Schörghuber H., *et al.* (2000). Development of a new geotextile filtration system. *Filters and drainage in geotechnical and environmental engineering*, pp. 51-58.1).
- Delmas P., Nancey A., Faure Y. H., *et al.* (1992). Long term behaviour of a nonwoven geotextile in a 21 year-old dam. *First International Conference Geofilters*, Karlsruhe, Germany, pp. 331-338.
- Demolon A. (1948). Principe d'agronomie - Tome 1 -Dynamique du sol. Dunod, 414 p.
- Deng W., Li X., Yan J., *et al.* (2011), Moisture distribution in sludges based on different testing methods. *Journal of Environmental Sciences*, **23**, 5, pp. 875-880.
- Devenny D. W. (2009). Overview of Oil Sand Tailings. (AERI, ed.), Vol. Part B, pp. 76. The Rock Doctor Ltd.
- Devenny D. W. (2010). A Screening Study of Oil Sand Tailings Technologies and Practices (AERI, ed.), pp. 43. The Rock Doctor Ltd. http://www.aees.ca/media/6924/oil_sand_tailings_technologies_and_practices_a.pdf
- EPA (1995). Tailings containment. In Best Practice Environmental Management in the Mining Industry Environment Protection Agency. http://www.ret.gov.au/resources/resources_programs/lpsdp/best_prac/Pages/default.aspx
- ERCB (2009). Directive 074 : Tailings Performance Criteria and Requirements for Oil Sands Mining Schemes. (Alberta E. R. C. B. o., ed.).
- Esrig M. I. (1968), Pore pressures, consolidation, and electrokinetics. *Journal of Mechanics and Foundations ASCE*, **94**, 4, pp. 899-921.
- EU (2009). Management of Tailings and waste-rock in mining activities. In Reference document on Best available techniques. European commission.
- Farkish A., Fall M. (2013), Rapid dewatering of oil sand mature fine tailings using super absorbent polymer (SAP). *Minerals Engineering*, **50-51**, 0, pp. 38-47.
- Faure Y. H. (1988). Approche structurale du comportement filtrant-drainant des géotextiles, Université de Grenoble, Grenoble, 352p.
- Faure Y. H., Baudoin A., Pierson P., *et al.* (2006), A contribution for predicting geotextile clogging during filtration of suspended solids. *Geotextiles and Geomembranes*, **24**, 1, pp. 11-20.
- Faure Y. H., Farkouh B., Delmas P., *et al.* (1999), Analysis of geotextile filter behaviour after 21 years in Valcros dam. *Geotextiles and Geomembranes*, **17**, 5-6, pp. 353-370.
- Faure Y. H., Fry J.-J. (2004). Rétenion et colmatage des géotextiles. In 5e Rencontres Géosynthétiques Francophones 2003 / 2004, pp. 41. CFG, Lille. <http://www.infogeos.com/files/news/document/Article%2003.pdf>
- Faure Y. H., Kehila Y., Olivier F., *et al.* (2000). Behavior of nonwoven geotextiles for filtering particles in suspension. *Filters and Drainage in Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Balkema, Rotterdam, pp. 59-66.
- Faure Y. H., Matihard Y., Brochier P., *et al.* (1993), Experimental and theoretical methodology to validate new geocomposite structures for drainage. *Geotextiles and Geomembranes*, **12**, 5, pp. 397-412.

- Fell R., MacGregor P., Stapledon D. (1992). Geotechnical Engineering of Embankment Dams. A.A.Balkema, Rotterdam, Hollandp.
- Flintoff B. C., Plitt L. R. (1976), The electrophoretic clarification of colloidal suspensions. *CANADIAN METALLURGICAL QUARTERLY*, **15**, 3, pp. 235-242.
- Fontanier C., Fabri M. C., Buscaïl R., *et al.* (2012), Deep-sea foraminifera from the Cassidaigne Canyon (NW Mediterranean): Assessing the environmental impact of bauxite red mud disposal. *Marine Pollution Bulletin*, **64**, 9, pp. 1895-1910.
- Fourie A. (2009), Preventing catastrophic failures and mitigating environmental impacts of tailings storage facilities. *Procedia Earth and Planetary Science*, **1**, 1, pp. 1067-1071.
- Fourie A. B., Jones C. J. F. P. (2010), Improved estimates of power consumption during dewatering of mine tailings using electrokinetic geosynthetics (EKGs). *Geotextiles and Geomembranes*, **28**, 2, pp. 181-190.
- Fourmont S., Bloquet C., Haddani Y. (2008). Partial replacement of the granular layer at the bottom of a landfill : short and long term monitoring of drainage geosynthetics. *EuroGeo4*, Edinburgh, UK, 07-10 September 2008, pp.
- Giouse E. (2011). Etude de la relation entre la capacité de débit dans le plan et l'épaisseur à long terme des géocomposites de drainage, Polytech, Clermont Ferrand, France, 85p.
- Giroud J. P. (1996). Granular filters and geotextile filters. In *Geofilters'96*, Vol. 1, pp. 565-680. Ecole polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Giroud J. P. (2010). Development of criteria for geotextile and granular filters. *9th international conference on geosynthetics*, Guarujá, Brazil, pp. 1).
- Giroud J. P., Gourc J. P., Bally P., *et al.* (1977). Comportement d'un textile non-tissé dans un barrage en terre. *International Conference on the use of fabrics in geotechnics*, Paris, pp. 213-218.2).
- Gorbunov B. P., Chuvelev V. K. (1966), Determination of the optimum electroinjection conditions. *Soil Mechanics and Foundation Engineering*, **3**, 6, pp. 409-411.
- Guo Y. (2012). Electrokinetic dewatering of oil sands tailings, University of Western Ontario, London, Canada, 112p.
- Hamir R. B., Jones C. J. F. P., Clarke B. G. (2001), Electrically conductive geosynthetics for consolidation and reinforced soil. *Geotextiles and Geomembranes*, **19**, 8, pp. 455-482.
- Hassani F., Fotoohi K., Doucet C. (1998), Instrumentation and backfill performance in a narrow vein gold mine. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*, **35**, 4-5, pp. 392-392.
- Helmholtz H. L. F. v. (1879), *Ann. Phys.*, **337**, pp.
- Hérault A., GALLO R., Touze-foltz N. (2009). Evaluation de la réduction de capacité de débit à long terme des géocomposites due à l'intrusion du filtre. *Rencontres géosynthétiques*, Nantes, France, pp. 8.1).
- Hind A. R., Bhargava S. K., Grocott S. C. (1999), The surface chemistry of Bayer process solids: a review. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **146**, 1-3, pp. 359-374.
- Hocquard C. (2011). Le secteur minier : situation et évolutions. (Missions économiques)

- Holyfield G. W., Brown D. W. (1995), Application of a filter press in the recovery of potash at Boulby mine. *Filtration & Separation*, **32**, 5, pp. 455-459.
- Hong H. Q., Hu L. M. (2007). Experimental study of electro-osmosis by reversing polarity in kaolin clay. *Sri Lankan Geotechnical Society's First International Conference on Soil & Rock Engineering*, Colombo, pp.
- Huang C.-C., Jatta M., Chuang C.-C. (2012), Dewatering of reservoir sediment slurry using woven geotextiles. Part II: Analytical results. *Geosynthetics International*, **19**, 2, pp. 93-105.
- Huang C.-C., Luo S.-Y. (2007), Dewatering of reservoir sediment slurry using woven geotextiles. Part I: Experimental results. *Geosynthetics International*, **14**, 5, pp. 253-263.
- Imai G. (1979), Development of a new consolidation test procedure using seepage force. *Soils and Foundations*, **19**, 3, pp. 45-60.
- INAP (page mise à jour le Global Acid Rock Drainage Guide. http://www.gardguide.com/index.php/Main_Page.
- INSEE (2003). Nomenclature d'activités Françaises. Vol. Rév. 1 C Industrie extractive, Paris, France.
- ISO (2010). EN ISO 11058 Geotextiles and geotextile-related products -- Determination of water permeability characteristics normal to the plane, without load. International Organization for standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO (2010). EN ISO 12956 Geotextiles and geotextile-related products -- Determination of the characteristic opening size. International Organization for standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO (2010). EN ISO 12958 Geotextiles and geotextile-related products -- Determination of water flow capacity in their plane. International Organization for standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO (2013). EN ISO 10772 Géotextiles - Méthode d'essai pour la détermination du comportement en filtration des géotextiles en régime d'écoulement turbulent. Vol. NF EN 10772, Paris.
- Jeeravipoolvarn S. (2010). Geotechnical Behavior of In-Line Thickened Oil Sands Tailings, University of Alberta,
- Jeeravipoolvarn S., Scott J. D., Chalaturnyk R. J. (2009), 10 m standpipe tests on oil sands : long term experimental results and prediction. *Canadian Geotechnical Journal*, **46**, pp. 875-888.
- Jiang C., Yang Z. J. (2012), Collapse Evolvement Analysis of Upstream Tailings Dam in Flood Situation. *Applied Mechanics and Materials*, **213-213**, 4, pp. 759-764.
- Jones C., Lamont-Black J., Glendinning S., *et al.* (2008). Recent research and applications in the use of electro kinetics geosynthetics. In 4th European Geosynthetics Conference, pp. 1-30, Edimbourg, UK.
- Jones C., Lamont-Black J., Glendinning S., *et al.* (2008). Recent research and applications in the use of electro kinetics geosynthetics. In The 4th European Geosynthetics Conference, pp. 1-30, Edimbourg.
- Jones C., Lamont-Black J., Glendinning S., *et al.* (2008). Recent research and applications in the use of electro kinetics geosynthetics. *The 4th European Geosynthetics Conference*, Edimbourg, pp. 1-30.
- Jones C. J. F. P., Lamont-Black J., Glendinning S. (2011), Electrokinetic geosynthetics in hydraulic applications. *Geotextiles and Geomembranes*, **29**, 4, pp. 381-390.

- Joshi B., Durkee D. B., Wythes T. J. (2001), Finite element modeling of a PE pipe heap leachate collection system. *Finite Elements in Analysis and Design*, **37**, 12, pp. 979-996.
- Journal Officiel (27/06/2013). Journal officiel. (République Française, ed.), Paris, France.
- Julien M., Kissiova M. (2011). Benefits and challenges in using tailings as foundation ad construction material to increase capacity of tailings storage facilities. *Symposium Mines and the environment*, Rouyn-Noranda, Qc, Canada, pp.
- Junqueira F. F., Sanin M. V., Sedgwick A., *et al.* (2011). Assessment of Water Removal from Oil Sands Tailings by Evaporation and Under-drainage, and the Impact on Tailings Consolidation. *Tailings and Mine Waste*, Vancouver, BC, Canada, pp. 1).
- Karunaratne G. P. (2011), Prefabricated and electrical vertical drains for consolidation of soft clay. *Geotextiles and Geomembranes*, **29**, 4, pp. 391-401.
- Kesimal A., Yilmaz E., Ercikdi B. (2004), Evaluation of paste backfill mixtures consisting of sulphide-rich mill tailings and varying cement contents. *Cement and Concrete Research*, **34**, 10, pp. 1817-1822.
- Kılıç M. G., Hoşten Ç. (2010), A comparative study of electrocoagulation and coagulation of aqueous suspensions of kaolinite powders. *Journal of Hazardous Materials*, **176**, 1-3, pp. 735-740.
- Kılıç M. G., Hoşten Ç., Demirci Ş. (2009), A parametric comparative study of electrocoagulation and coagulation using ultrafine quartz suspensions. *Journal of Hazardous Materials*, **171**, 1-3, pp. 247-252.
- Klohn E. J. (1980). The development of current tailings dam design and construction methods. *In: Design and construction of tailings dam*. Wilson D. ed., Colorado School of Mines Press, Golden, Colorado, pp.
- Koerner G. R., Koerner R. M. (1992), Leachate flow rate behavior through geotextile and soil filters and possible remediation methods. *Geotextiles and Geomembranes*, **11**, 4-6, pp. 401-430.
- Koerner R. (1997). Designing with geosynthetics. (Prentice Hall, ed.).
- Kutay M. E., Aydilek A. H. (2004), Retention performance of geotextile containers confining geomaterials. *Geosynthetics International*, **11**, 2, pp. 100-113.
- Lafleur J. (1999), Selection of geotextiles to filter broadly graded cohesionless soils. *Geotextiles and Geomembranes*, **17**, 5-6, pp. 299-312.
- Lafleur J., Mlynarek J., Rollin A. L. (1989), Filtration of broadly graded cohesionless soils. *Journal of geotechnical Engineering*, **115**, 12, pp. 1747-1768.
- Lageman R. (1993), Electroreclamation. *Environmental Science & Technology*, **27**, 13, pp. 2648-2650.
- Lamont-Black J., Weltman A. (2010), Electrokinetic strengthening and repair of slopes. *Ground Engineering*, pp. p. 28 – 31.
- Lawson C. R. (2008), Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. *Geosynthetics International*, **14**, 6, pp. 384-427.
- Li L. Y., Rutherford G. K. (1996), Effect of bauxite properties on the settling of red mud. *International Journal of Mineral Processing*, **48**, 3-4, pp. 169-182.

- Li Z., Katsumi T., Inui T. (2011), Modeling cake filtration under coupled hydraulic, electric and osmotic effects. *Journal of Membrane Science*, **378**, 1-2, pp. 485-494.
- Liao K., Bhatia S. K. (2006). Evaluation on filtration performance of woven geotextiles by falling head, pressure filtration test, and hanging bag tests. *Geosynthetics: Proceedings of the 8th International Conference on Geosynthetics (8ICG)*, Yokohama, Japan., pp. 515-518.
- Livescu S. (2012), Mathematical modeling of thixotropic drilling mud and crude oil flow in wells and pipelines—A review. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, **98–99**, 0, pp. 174-184.
- Lockhart N. C. (1981), Sedimentation and electro-osmotic dewatering of coal-washery slimes. *Fuel*, **60**, 10, pp. 919-923.
- Lockhart N. C. (1983), Electroosmotic dewatering of clays, III. Influence of clay type, exchangeable cations, and electrode materials. *Colloids and Surfaces*, **6**, 3, pp. 253-269.
- Lockhart N. C. (1983), Electroosmotic dewatering of clays. I. Influence of voltage. *Colloids and Surfaces*, **6**, 3, pp. 229-238.
- Lyklema H. J. (1995). Solid-Liquid Interfaces. Elsevier éd., Amsterdam, Holland, 768 p. (Fundamentals of Interface and Colloid Science).
- MAC (2010). A report on the state of the canadian mining industry. Fact and Figure 2010.
- Mahmoud A., Arlabosse P., Fernandez A. (2011), Application of a thermally assisted mechanical dewatering process to biomass. *Biomass and Bioenergy*, **35**, 1, pp. 288-297.
- Mahmoud A., Olivier J., Vaxelaire J., *et al.* (2010), Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. *Water Research*, **44**, 8, pp. 2381-2407.
- Mahmoud A., Olivier J., Vaxelaire J., *et al.* (2011), Electro-dewatering of wastewater sludge: Influence of the operating conditions and their interactions effects. *Water Research*, **45**, 9, pp. 2795-2810.
- Marceau P., Broquet P., Baticle P. (1999), Dépollution par méthode électrocinétique d'un matériau argileux dopé au cadmium. essai pilote. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, **328**, 1, pp. 37-43.
- Marcil I. (page mise à jour le L'ère exponentielle : l'explosion du prix des matières premières. <http://ianikmarcil.com/2011/06/28/ere-exponentielle-lexplosion-du-prix-des-matieres-premieres/>.
- Masala S. (1998). Numerical simulation of sedimentation and consolidation of fine tailings, University of Alberta, 191p.
- Maurer B. W., Gustafson A. C., Bhatia S. K., *et al.* (2012), Geotextile dewatering of flocculated, fiber reinforced fly-ash slurry. *Fuel*, **97**, 0, pp. 411-417.
- McCartney J. S., Berends R. E. (2010), Measurement of filtration effects on the transmissivity of geocomposite drains for phosphogypsum. *Geotextiles and Geomembranes*, **28**, 2, pp. 226-235.
- Mériaux P., Veylon G., Faure Y. H., *et al.* (2013). Vieillesse des géosynthétiques-filtres utilisés dans le drainage des ouvrages hydrauliques : enseignement tirés du démantèlement d'un dispositif expérimental ancien. *Digues 2013*, Aix-en-Provence, France, pp.
- Mikula R. J., Kasperski K. L., Burns R. D., *et al.* (1996). Nature and Fate of Oil Sands Fine Tailings. *In: Suspensions: Fundamentals and Applications in the Petroleum Industry*. American Chemical Society, vol. 251, pp. 677-723. (Advances in Chemistry).

- Mitchell J. K., Soga K. (2005). Fundamentals of soil behavior. 3rd éd., John Wiley & Sons, NJ, USA, 577 p.
- Moo-Young H. K., Gaffney D. A., Mo X. (2002), Testing procedures to assess the viability of dewatering with geotextile tubes. *Geotextiles and Geomembranes*, **20**, 5, pp. 289-303.
- Moo-Young H. K., Tucker W. R. (2002), Evaluation of vacuum filtration testing for geotextile tubes. *Geotextiles and Geomembranes*, **20**, 3, pp. 191-212.
- Moraci N., Ielo D., Mandaglio M. C. (2012), A new theoretical method to evaluate the upper limit of the retention ratio for the design of geotextile filters in contact with broadly granular soils. *Geotextiles and Geomembranes*, **35**, 0, pp. 50-60.
- Mowla D., Tran H. N., Allen D. G. (2013), A review of the properties of biosludge and its relevance to enhanced dewatering processes. *Biomass and Bioenergy*, **58**, 0, pp. 365-378.
- Mudd G. M. (2009). The Sustainability of Mining in Australia - Key Production Trends and Their Environmental Implications for the Future. . (report R., ed.). Mineral Policy institute, Monach University. <http://users.monash.edu.au/~gmudd/publications.html#ResReps>
- Narejo D. B. (2003), Opening size recommendations for separation geotextiles used in pavements. *Geotextiles and Geomembranes*, **21**, 4, pp. 257-264.
- O'Kane (2003). Evaluation of the Long-Term Performance of Dry Cover Systems. In Prepared for : International Network for Acid Prevention.
- Omotoso D. (2011). Clay Characterization in the Oil Sand Industry. *2nd CONRAD Clay Workshop*, Edmonton, pp.
- Palmeira E. M., Beirigo E. A., Gardoni M. G. (2010), Tailings-nonwoven geotextile filter compatibility in mining applications. *Geotextiles and Geomembranes*, **28**, 2, pp. 136-148.
- Palmeira E. M., Gardoni M. G. (2002), Drainage and filtration properties of non-woven geotextiles under confinement using different experimental techniques. *Geotextiles and Geomembranes*, **20**, 2, pp. 97-115.
- Palmeira E. M., Matheus E. (2000). Gradient ratio tests on artificially clogged nonwoven geotextiles. *Filters and Drainage in Geotechnical and Environmental Engineering* Warsaw, Poland, pp. 149-156.1).
- Palmeira E. M., Remigio A. F. N., Ramos M. L. G., *et al.* (2008), A study on biological clogging of nonwoven geotextiles under leachate flow. *Geotextiles and Geomembranes*, **26**, 3, pp. 205-219.
- Paumier S. (2006). Facteurs déterminant l'organisation et la rhéologie du système argile-eau pour des suspensions de smectites. Thèse de doctorat, Poitiers, France,
- Pedroni L., Aubertin M. (2008). Evaluation of sludge consolidation from hydraulic gradient tests conducted in large size columns. *Geo Edmonton*, Alberta, Canada, pp. 769-776.
- Pugh R. C., Jones C. (2004). Electro kinetic geosynthetic structure. (Limited E., ed.), Vol. 20040162475. Newcastle University Ventures Limited UK.
- PwC (2011). Mine : the growing disconnect.
- Qi Y., Thapa K. B., Hoadley A. F. A. (2011), Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties – A review. *Chemical Engineering Journal*, **171**, 2, pp. 373-384.

- Quentin J. p. (vers 1900). Mineurs de fond procédant à l'abattage du charbon. Musée des Beaux-Arts d'Arras.
- Raynaud M., Vaxelaire J., Olivier J., *et al.* (2012), Compression dewatering of municipal activated sludge: Effects of salt and pH. *Water Research*, **46**, 14, pp. 4448-4456.
- Reeve R. C., Slicker R. E., Lang T. J. (1981), Corrugated plastic tubing. *AGARD Report*, pp. 227-242.
- Rehren T., Belgya T., Jambon A., *et al.* (2013), 5,000 years old Egyptian iron beads made from hammered meteoritic iron. *Journal of Archaeological Science*, **40**, 12, pp. 4785-4792.
- Reuss F. F. (1809), Sur un nouvel effet de l'électricité galvanique. *Nouveaux Mémoires de la Société Impériale des Naturalistes de Moscou*, **2**, pp. 327-337.
- Rico M., Benito G., Díez-Herrero A. (2008), Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, **154**, 1-3, pp. 79-87.
- Rio Tinto (page mise à jour le The Diavik Diamond Mine's footprint is contained within a 20 square kilometre island in Lac de Gras.
http://www.diavik.ca/ENG/media/1157_photo_listing_1497.asp.
- Rittirong A., Douglas R. S., Shang J. Q., *et al.* (2008), Electrokinetic improvement of soft clay using electrical vertical drains. *Geosynthetics International*, **15**, 5, pp. 369-381.
- Rossi D., Wyss O., Faure R.-M., *et al.* (2011). Impact environnemental d'un mur fait de blocs renforcé par géotextile *Rencontres Géosynthétiques 2011*, Tours, France, pp.
- Ruiz-Hernando M., Martinez-Elorza G., Labanda J., *et al.* (2013), Dewaterability of sewage sludge by ultrasonic, thermal and chemical treatments. *Chemical Engineering Journal*, **230**, 0, pp. 102-110.
- Sahu O., Mazumdar B., Chaudhari P. K. (2013), Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-17.
- Sansone L. J., Koerner R. M. (1992), Fine fraction filtration test to assess geotextile filter performance. *Geotextiles and Geomembranes*, **11**, 4-6, pp. 371-393.
- Sarkar M., Li C., Pielak G. (2013), Soft interactions and crowding. *Biophysical Reviews*, **5**, 2, pp. 187-194.
- Satyamurthy R., Bhatia S. K. (2009), Effect of polymer conditioning on dewatering characteristics of fine sediment slurry using geotextiles. *Geosynthetics International*, **16**, 2, pp. 83-96.
- Saunier P., Ragen W., Blond E. (2010). Assessment of the Resistance of Drain Tubes planar drainage geocomposites to high compressive loads. *9th International Conference on Geosynthetics*, Brazil, pp. 1131.3).
- Shahid A., Scott J. D. (2005), Revisiting the ternary diagram for tailings characterization and management. *Waste Geo technics*, pp.
- Shan H.-Y., Wang W.-L., Chou T.-C. (2001), Effect of boundary conditions on the hydraulic behavior of geotextile filtration system. *Geotextiles and Geomembranes*, **19**, 8, pp. 509-527.
- Shang J. Q., Lo K. Y. (1997), Electrokinetic dewatering of a phosphate clay. *Journal of Hazardous Materials*, **55**, 1-3, pp. 117-133.

- Shell (2010). Annual fluid pond status report report and compliance report. (Directive 74 – Appendix D and F Requirement, ed.), Fort McMurray, Alberta, Canada,.
- Shell (page mise à jour le Canada's Oil Sands : Tailings. http://www-static.shell.com/static/aboutshell/downloads/our_strategy/major_projects/athabasca/oilsands_tailings.pdf.
- Smith J. K., Vesilind P. A. (1995), Dilatometric measurement of bound water in wastewater sludge. *Water Research*, **29**, 12, pp. 2621-2626.
- Smith M. E., Zhao A. (2004), Drainage net for improved service and cost reduction in heap leaching. *GFR Engineering Solutions magazine*, pp.
- Smith P. (2009), The processing of high silica bauxites -- Review of existing and potential processes. *Hydrometallurgy*, **98**, 1-2, pp. 162-176.
- Snars K., Gilkes R. J. (2009), Evaluation of bauxite residues (red muds) of different origins for environmental applications. *Applied Clay Science*, **46**, 1, pp. 13-20.
- Spitz G., Darling R. (1973), Pétrographie des Roches Encaissantes du Gisement Cuprifère de Louvem. *Canadian Journal of Earth Sciences*, **10**, 5, pp. 760-776.
- Suncor (2011). A New Approach to Tailings Management. <http://www.suncor.com/en/responsible/3229.aspx>
- Sutton M. W., Pretorius H., Nel J. H., *et al.* (2008). Closure Planning and Estimating Within the Southern Africa Division of a Global Gold Miner. *Mine Closure Johannesburg*, South Africa, pp.
- Terzaghi K. (1951). *Mécanique théorique des sols* Dunod, Paris, France, 474 p.
- Theliander H., Fathi-Najafi M. (1996), Simulation of the build-up of a filter cake. *Filtration & Separation*, **33**, 5, pp. 417-421.
- Tu S. K., Bhatia S. K., Mlynarek J. (2002). Standardisation of the bubble point method for the characterisation of woven and non-woven geotextiles. *Geosynthetics 7th ICG Nice*, pp. 1111 - 1114.3).
- USGS (2009). The Mineral Industry of Iceland. In Mineral Year book.
- van der Sman R. G. M. (2012), Soft matter approaches to food structuring. *Advances in Colloid and Interface Science*, **176–177**, 0, pp. 18-30.
- Vandenbossche M., Casetta M., Jimenez M., *et al.* (2014), Cysteine-grafted nonwoven geotextile: A new and efficient material for heavy metals sorption - Part A. *Journal of Environmental Management*, **132**, pp. 107-112.
- Vandenbossche M., Jimenez M., Casetta M., *et al.* (2013), Chitosan-grafted nonwoven geotextile for heavy metals sorption in sediments. *Reactive and Functional Polymers*, **73**, 1, pp. 53-59.
- Vaxelaire J., Cézac P. (2004), Moisture distribution in activated sludges: a review. *Water Research*, **38**, 9, pp. 2215-2230.
- Vesilind P. A. (1994), The Role of Water in sludge dewatering. *Water Environment Research*, **66**, 1, pp. 4-11.
- Vesilind P. A., Hsu C.-C. (1997), Limits of sludge dewaterability. *Water Science and Technology*, **36**, 11, pp. 87-91.

- Veylon G., Barthe M., Faure Y. H., *et al.* (2012). Ageing of geotextiles in drainage systems- Experimental site of Roissard (Isère, France). *Eurogeo5*, Valencia, Spain, pp. 2).
- von Smoluchowski M. (1903), Contribution to the theory of electro-osmosis and related phenomena. *Bulletin international de l'académie des Sciences*, **184**, pp. 99.
- Wang T. Y., Lin Y. C., Tai C. Y., *et al.* (2008), A novel approach for recycling of kerf loss silicon from cutting slurry waste for solar cell applications. *Journal of Crystal Growth*, **310**, 15, pp. 3403-3406.
- Wang X., Qu Y.-y., Hu W.-w., *et al.* (2008), Particle characteristics and rheological constitutive relations of high concentration red mud. *Journal of China University of Mining and Technology*, **18**, 2, pp. 266-270.
- Weggel J. R., Dortch J., Merida V. Z. (2011), Experiments with water and slurries in hanging geotextile bags: A further appraisal. *Geotextiles and Geomembranes*, **29**, 5, pp. 502-513.
- Wilson G. W., Andrina J., Millar S. (2011). Hydrologic behavior of waste rock in high rainfall. *Symposium Mines and the environment* Rouyn-Noranda, Qc, Canada, pp.
- WISE (page mise à jour le 20 Nov. 2013). Chronology of major tailings dam failures. <http://www.wise-uranium.org/mdaf.html>.
- Yang G. C. C., Chen M.-C., Yeh C.-F. (2011), Dewatering of a biological industrial sludge by electrokinetics-assisted filter press. *Separation and Purification Technology*, **79**, 2, pp. 177-182.
- Yu Y., Rowe R. K. (2012), Modelling leachate-induced clogging of porous media. *Canadian Geotechnical Journal*, **49**, 8, pp. 877-890.
- Yucheng S. (1993). Filtration behaviour of non woven géotextiles in the gradient ratio test, University of british columbia,
- Zhang Y., Zheng S.-l., Du H., *et al.* (2010), Alumina recovery from spent Bayer liquor by methanol. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, **20**, Supplement 1, pp. s165-s168.
- Zola E. (1885). Germinal.

Annexe 1

Filtration de boue par GTX-NT

Cette partie présente les grandes lignes du protocole mis en place pour le stage de Fabienne Sidjui.

Préparation des éprouvettes de géotextiles

La caractérisation des GTX (Of, masse, diamètre des fibres, épaisseur et perméabilité) sera réalisée selon les normes.

50 éprouvettes d'un diamètre de 156 mm sont découpées à l'emporte-pièce (presse hydraulique) et sont caractérisées en masse surfacique et épaisseur. On exclue les 20 éprouvettes les plus divergentes. Ainsi on garde un stock de 30 éprouvettes homogènes.

Préparation de la boue

On prépare toutes les boues avec la même quantité d'eau distillée (4000 g), c'est la masse de solide qui est ajustée en fonction de la siccité souhaitée. Pour chaque colonne, on prépare la quantité totale de boue souhaitée dans un seau. Commencer à mélanger l'eau et l'argile, obtenir une pâte lisse, puis ajouter les silts. Laisser reposer 10 min au minimum.

Montage du GTX

Le GTX est choisi dans le stock d'éprouvettes homogènes, les 6 trous pour les boulons sont réalisés à l'emporte-pièce à main grâce au guide (D6 sur D125mm). Les 6 boulons sont nettoyés et légèrement huilés. Le GTX est mis en place puis le support Saulas (tamis coté GTX). Ensuite 6 rondelles (bon état) puis 6 écrous (idem) à serrer avec un couple raisonnable.

Remplissage

Le remplissage se fait par le haut. On dispose un entonnoir muni d'un tuyau diffuseur en haut de la colonne (l'idée est de déposer délicatement la boue sur le GTX, sans énergie). On racle au mieux pour tout récupérer, de même dans le tuyau. On pèse le tuyau, l'entonnoir et le seau sale afin de déterminer la quantité de boue non déposée dans la colonne. Lisser la surface de la boue, nettoyer l'intérieur de la colonne avec du papier absorbant pour obtenir une lecture précise de la hauteur de boue. La pression à l'amont (50 kPa) sera appliquée 1 h après le dépôt.

Suivi de la filtration

La filtration est suivie en continu en mesurant les hauteurs de la ligne de boue et de la surface d'eau. Les mesures sont faites en double de part et d'autre de la colonne. La quantité de filtrat est aussi mesurée en pesant la quantité de filtrat dans le réservoir aval épisodiquement.

Démontage

Démonter la partie basse de la cellule. Coucher la colonne sur son flanc. Démonter le support du GTX. Retirer le GTX, le peser et l'étuver. Après séchage nouveau pesage afin de déterminer la teneur en eau.

Pour extraire la totalité de la boue, pousser à l'aide d'un piston l'extrémité (coté haut). Ensuite débiter en tranche dans des récipients pesés au préalable. Etuver à 110 °c durant 30 h mini, puis nouvelle pesée : ainsi on détermine la siccité.

Annexe 2

Travail réalisé à Sageos

Cette partie compte 2 sections : la première est consacrée au développement des FFT synthétiques et la seconde présente le protocole de test utilisé pour les articles 3 et 4.

1 Production de FFT synthétiques

Un des défis à relever était de fabriquer en grosses quantités des FFT synthétiques (FFTS). En effet, les expériences envisagées nécessitaient plusieurs centaines de litres de FFT, et les FFT réels sont très compliqués à obtenir. Ce travail de fabrication de FFTS avait été commencé en amont de mon séjour : les méthodes d'alors permettaient de produire 6 litres en environ une heure. Ce volume était très limitant dans la perspective de tester ces FFTS dans des cellules de plus de 20 litres : il fallait donc développer une nouvelle méthode de fabrication.

Développement d'un mélangeur chauffant

L'étape la plus compliquée pour produire des FFTS est l'adsorption du bitume sur l'argile. Cette étape détermine la taille et la mobilité des gouttelettes de bitume. La stratégie proposée se base sur l'utilisation d'un mélangeur muni d'un système de chauffage. Ce système chauffant a été réalisé en entourant le bol du mélangeur avec un fil chauffant puis un tissu de verre pour protéger le fil chauffant et enfin un ciment thermo-conducteur pour répartir la chaleur de manière homogène autour du bol.



Figure A-1 Mélangeur et son bol chauffant.

La nouvelle méthode de fabrication implique trois étapes :

- ◆ Adsorption du bitume chaud sur la bentonite sèche dans le mélangeur.
- ◆ Ajout d'une boue de kaolinite chaude (25% kaolinite et 75% eau bouillante). Cette deuxième étape se fait à chaud dans le mélangeur et permet d'obtenir 4 litres d'un mélange très concentré en bitume.
- ◆ Ultérieurement, le mélange très concentré en bitume est dilué dans une boue de kaolinite afin d'atteindre la siccité cible et ainsi obtenir environ 20 litres de boue.

Avec cette méthode on peut réaliser 40 litres de FFT en moins d'une heure. Cette boue est celle utilisé pour l'article 3. Aucun dispositif ne permettait de vérifier l'adéquation du FFTS produit avec les FFT réels en termes de conduction électrique.

Développement d'un conductimètre à boue

Il me semblait pertinent d'avoir un outil de mesure de la conductivité pour comparer les FFT réels et les synthétiques. La conductivité électrique, exprimée en $S.m^{-1}$, est la capacité d'un matériau à conduire un courant électrique. Dans une boue, cette capacité provient des ions contenus dans la solution. La conductivité est une grandeur importante dans un traitement électrocinétique, elle conditionne en partie son efficacité et la puissance consommée. Ce protocole permet de mesurer la conductivité électrique d'une boue minérale, ou de tout autre liquide.

Afin de limiter les biais liés à la géométrie (effet de champ), la cellule conçue a des rapports de forme optimisés : un cylindre vertical en PVC avec un élancement d'environ 3. La longueur AB vaut 21 cm, la longueur MN vaut 7 cm. Les lignes de courant sont donc quasi-parallèles entre M et N. La cellule possède 4 pôles pour limiter l'effet de polarisation :

- ◆ 2 électrodes d'injection A et B. Ces 2 disques aux extrémités du cylindre injectent uniformément le courant dans toute la section (limiter l'effet de champ).
- ◆ 2 électrodes de mesure M et N. Ces 2 tiges filetées en Inox permettent de mesurer la différence de potentiel dans la section centrale de la colonne de boue. Dissociées des électrodes d'injection, elles limitent les effets de polarisation.

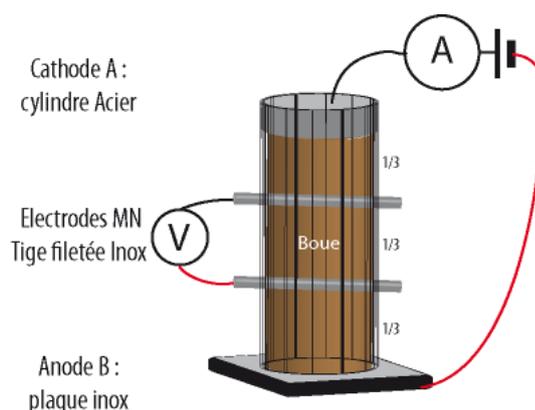


Figure A-2 Schéma de la cellule expérimentale

La température a un impact important sur la conductivité. Il est indispensable que les mesures soient toujours réalisées dans un même laboratoire à température constante. Le matériel de mesure (multimètres), la cellule et la boue doivent y avoir été tempérés au moins 6 h avant le test. Afin

d'éviter une polarisation de l'argile, les phases sous tension doivent ne pas excéder 20s. Les mesures sont lues après environ 10s.

Le protocole comporte deux étapes : l'étalonnage de la cellule puis la mesure de la conductivité de la boue.

1. Étalonnage de la cellule

L'étalonnage permet de définir la constante de cellule K (cm^{-1}). Il est recommandé de recalculer K avant chaque utilisation de la cellule. Cette constante varie selon l'état de la cellule, la température, et le matériel de mesure. La calibration se fait à l'aide d'une solution étalon de KCL à 0,01N, soit 0,74551g/L

- ◆ Connecter les fils, prendre soin des fiches bananes, les vérifier, les nettoyer.
- ◆ Remplir la cellule avec la solution de KCL à 0,01 N jusqu'aux trous de surverse (Conductivité $1299\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C).
- ◆ Déposer la cathode au sommet de la cellule en contact avec la solution.
- ◆ Allumer le générateur et augmenter la tension jusqu'à obtenir une intensité de l'ordre de 10 mA. Noter l'intensité et la tension MN correspondante.
- ◆ Augmenter la tension jusqu'à obtenir une intensité de l'ordre de 20 mA, et noter à nouveau la tension MN et l'intensité.
- ◆ Augmenter la tension jusqu'à obtenir une intensité de l'ordre de 30 mA, et noter à nouveau la tension MN et l'intensité.
- ◆ Vider la cellule et la rincer avec de l'eau distillée, la sécher au mieux.

Les trois mesures permettent d'obtenir 3 coefficients de cellule. Vérifier que l'écart type soit inférieur à 10%.

2. Mesure de la conductivité de la boue

- ◆ Homogénéiser la boue, remplir la cellule en évitant de piéger des bulles d'air. Veiller en particulier à ce que les électrodes MN soient parfaitement en contact avec la boue.
- ◆ Déposer la cathode au sommet de la boue.
- ◆ Allumer le générateur et augmenter la tension jusqu'à obtenir une intensité supérieure à 10 mA. Noter l'intensité et la tension MN correspondante.
- ◆ Doubler la tension, et noter à nouveau la tension MN et l'intensité.
- ◆ Augmenter à nouveau la tension pour approcher une intensité de 30 mA et noter le dernier couple de valeur.
- ◆ Vider la cellule et la rincer avec de l'eau distillée, la sécher au mieux.
- ◆ Les trois mesures permettent d'obtenir 3 valeurs de conductivité. Vérifier que l'écart type soit inférieur à 10%. La moyenne donne la conductivité de la boue.

2 Protocole des tests

Ce protocole a été finalisé en juin 2013. Il est rapporté ici dans sa version intégrale.

Objectif du test

Ce test permet d'évaluer la compatibilité entre la boue et le géotextile en termes de qualité de filtration et de cinétique d'expulsion du fluide et permet d'étudier la consolidation d'une boue soumise à une contrainte mécanique et/ou un champ électrique.

Terminologie

GTX : géotextile ; eGCP : geocomposite ; FH : filtrat haut : filtrat extrait dans la lumière du mini-drain supérieur par succion ; FB : filtrat bas : filtrat extrait gravitairement par le mini-drain inférieur ; Gousset : zone non-aiguilletée du géocomposite destinée à recevoir les mini-drains

Ce protocole est destiné aux eGCP à 3 GTX soit Filtre/Nappe/Filtre (FTF). Les eGCP sont installés avec la nappe en haut du drain. Le protocole pourra être adapté à d'autres eGCP avec 2 GTX servant de filtre (FF).

On considère que les termes "inférieur et supérieur", "haut et bas" sont à considérer selon le sens de montage conventionnel. Ainsi le eGCP sup est en haut de la boue, le GTX inf. du eGCP inf. est au contact du fond pvc de la cellule...

L'arrière se réfère au mur de la cellule à l'opposé de l'exutoire de la cellule. L'avant est le côté de l'exutoire.

4.1 Préparation

1. Mini-drains

Le mini-drain bas est plus long que celui du haut, une de ces extrémités est ouverte (coté avant) alors que le mini-drain haut a deux extrémités closes et 2 trous permettant l'extraction du FH. Les mini-drains sont conservés d'une expérience à l'autre et sont notés (A, B, C et D) et réutilisés dans les boîtes respectives. Le nettoyage entre 2 expériences doit être réalisé avec soin.



Figure A-3 Extrémité du mini-drain obstruée par un 10 sous.

2. Partie conductrice

Les électrodes varient d'une expérience à l'autre. Lorsqu'elles sont métalliques, le fil d'alimentation est soudé sur la tresse.

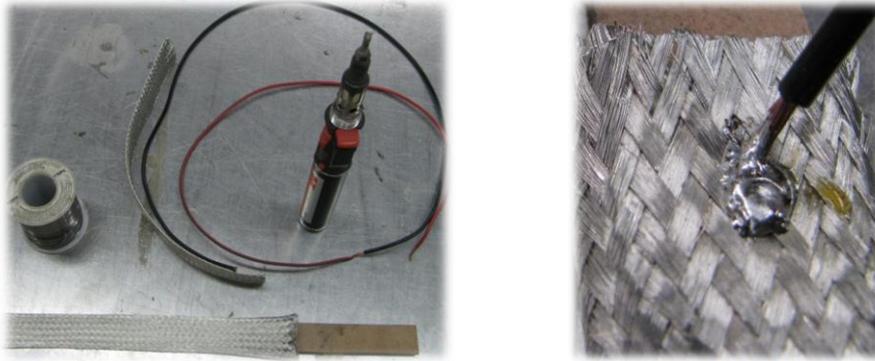


Figure A-4 Tresse cuivre et soudure du fil d'alimentation



Figure A-5 Fibre de carbone, manchons et gaine thermo-rétractable

Pour le carbone, la connexion se fait en utilisant des manchons métalliques, en effet la résistance de contact carbone-métal est forte. Pour la limiter, il faut enduire les fibres avec de la graisse conductrice (à base de carbone), puis insérer ces fibres dans un manchons en aluminium que l'on vient écraser par la suite.

3. eGCP inférieur

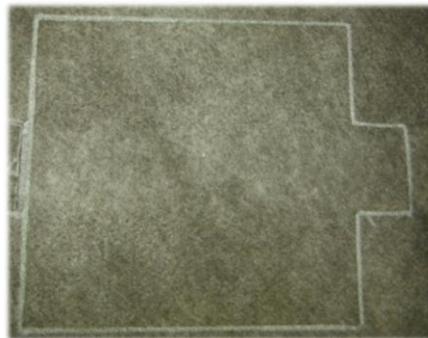


Figure A-6 Trace de découpe pour l'eGCP inférieur

Le guide de coupe est posé sur l'eGCP, avec les languettes alignées sur les limites des goussets. Le contour du guide est dessiné sur le géocomposite avec un feutre et l'eGCP est découpé au ciseau, une des languettes est supprimée. L'autre languette est délamée et les deux géotextiles

inférieurs sont coupés à ras (le filtre bas et la nappe drainante), seule le GTX supérieur conserve sa languette, elle sera repliée sur le mini-drain à l'arrière de la cellule.

Peser le GTX, le mini-drain et la partie conductrice (électrode).

Insérer le mini-drain et la partie conductrice dans les GTX. Il peut être nécessaire d'enrouler le mini-drain et la partie conductrice dans une feuille de papier afin de la glisser sans frottement dans les GTX. Le fil d'alimentation sort de la cellule par la lumière du mini-drain (coté avant) si sa section est circulaire (i.e. fil de cuivre), si le fil est plat (carbone) il peut rester à l'extérieur du mini-drain.

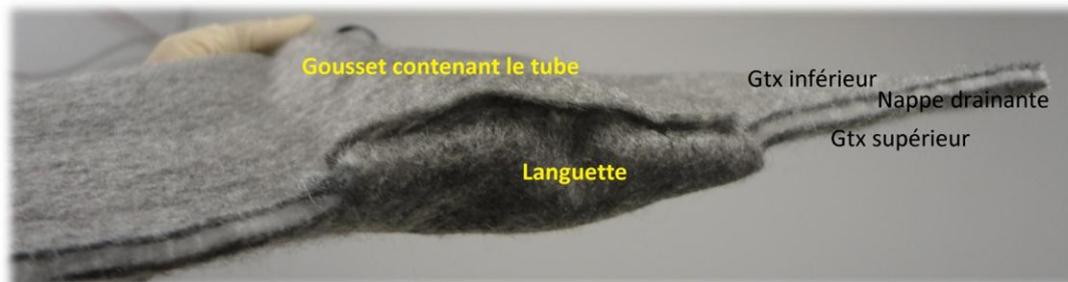


Figure A-7 Vue de l'eGCP inférieur avant installation



Figure A-8 Vue de l'eGCP inférieur installé dans la cellule

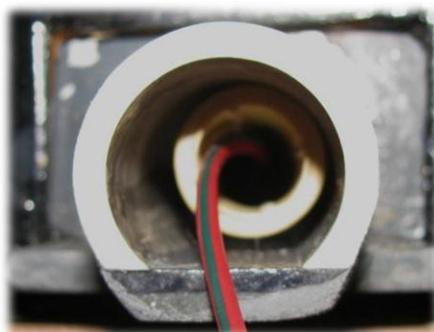


Figure A-9 Vue de l'exutoire. Ici un eGCP à base de cuivre

3. eGCP supérieur

Le guide de coupe est posé sur le eGCP, avec les languettes alignées sur les limites des goussets. Le contour du guide est dessiné sur le géocomposite avec un feutre. Les trois trous du guide de coupage sont reportés sur le GTX. Le eGCP est découpé aux ciseaux.



Figure A-10 Guide de coupe du eGCP sup.

Les languettes sont délaminiées et les deux géotextiles supérieurs sont coupés à ras (le filtre haut et la nappe).

A l'aide de l'emporte pièce (D : ¼"), réaliser 3 trous afin de faire passer les deux tubes et le fil d'alimentation, ces trous concernent les deux GTX supérieurs. Le GTX inférieur, qui sera au contact de la boue, conserve ses 2 languettes et n'est pas troué. Une cale en bois biseautée permet le perçage des 2 GTX en épargnant le 3ème. Pour cela il faut l'insérer entre le GTX inférieur et la nappe drainante.



Figure A-11 Cale en bois, emporte pièce et marteau pour percer les 2 GTX supérieurs (au niveau des points)

Peser le eGCP sans mini-drain, le mini-drain (clos aux 2 extrémités) et la partie conductrice (électrode et fil d'alimentation).

Le piston est constitué du eGCP sup. de la plaque PVC et des tubes de succion (tube plastique transparent bleu et tube inox (à l'arrière) :

- ◆ Insérer la partie conductrice et le mini-drain dans le gousset. Faire passer le fil d'alimentation dans les GTX supérieurs.
- ◆ Installer les tubes de succion par les trous de la plaque PVC (1 à l'arrière : tube inox et 1 à l'avant : tube bleu dans connecteur "quick connect"). Faire dépasser les tube d'environ 1.5 cm du coté inférieur (Velcro).
- ◆ Passer le fil de l'électrode dans le petit trou arrière de la plaque PVC. En tirant sur ce fil le eGCP se rapproche du piston.
- ◆ Connecter le tube transparent bleu et le tube inox au tube du eGCP. Les insérer à fond.
- ◆ Disposer le eGCP sur le piston en commençant par le centre puis en l'accrochant le pourtour au velcro. Le eGCP doit dépasser sur le pourtour du piston (~5-10 mm).
- ◆ Replier les languettes de part et d'autre du mini-drain après avoir vérifié la position du mini-drain du eGCP, des tubes de succion et du fil.



Figure A-12 Vues du piston : Tube de succion et fil d'alimentation en place.

4.2 Remplissage

La boue doit être homogène. Agiter la boue plusieurs fois durant le remplissage pour conserver l'homogénéité du baril et éviter la modification de composition. Varier les points de prélèvement dans le baril : éviter de ne prendre que la boue du haut.

La cellule doit être fermée : les bouchons en caoutchouc possèdent un plat en bas et un creux en haut pour passer le fil d'alimentation.

Le remplissage se fait avec un récipient d'environ 2 litres. La boue est déposée au centre de la boîte, au ras du GTX et avec délicatesse. La boue doit s'étaler sur le GTX doucement. La vitesse de remplissage ne doit pas être trop rapide, une dizaine de minute est nécessaire au remplissage complet de la boîte. Le niveau de boue à atteindre est matérialisé par le trait noir au l'arrière de la boîte.



Figure A-13 Début du remplissage : dépôt au centre et répartition de la boue sur l'eGCP. Fin de remplissage au ras du trait arrière.

En fin de remplissage, mélanger la partie supérieure de boue dans la cellule, et prélever un échantillon pour avoir la siccité initiale.

4.3 Mesures effectuées

Au cours de l'expérience, 5 grandeurs sont suivies :

- ◆ Les quantités de filtrat en bas et en haut par les eGCP inférieur et supérieur exprimées en g.
- ◆ L'intensité de courant traversant la boue exprimée en mA.
- ◆ la tension imposée au borne de la boue exprimée en V.
- ◆ Siccité du filtrat exprimée en % $S = \text{Solide}/(\text{solide} + \text{liquide})$.
- ◆ Tassement de la boue exprimé en cm.

Les conditions expérimentales, les données et les états finaux sont stockés dans un fichier Excel par expérience portant le nom XC1, XC2....

1. Grandeurs électriques

La tension et l'intensité sont suivies à l'aide d'un multimètre fait maison basée sur une unité d'acquisition NI-6009. La conception de ce multimètre est la suivante :

- ◆ 9 résistances de même forte résistance (100 k Ω) sont disposées en trois séries de trois, elles permettent de diviser par 3 la tension imposée aux bornes des trois cellules d'assèchement afin d'enregistrer la tension avec le NI-6009.
- ◆ 3 résistances de faible résistance (16 Ω) permettent de générer une perte de tension mesurable sur le circuit électrique entre le générateur et la boue afin de définir l'intensité traversant la boue et de l'enregistrer avec le NI-6009.
- ◆ Par ailleurs, le boîtier électrique comporte 2 entrées : l'une est reliée directement aux cellules, l'autre par l'intermédiaire d'un pont de diode permet de redresser un courant alternatif. Des interrupteurs 2 voies permettent de réaliser des inversions.

- ◆ Enfin la cellule comporte un transistor et un relais qui permet de commander l'électrovanne qui injecte l'air comprimé dans les 3 Venturi qui extraient l'eau des eGCP supérieur.

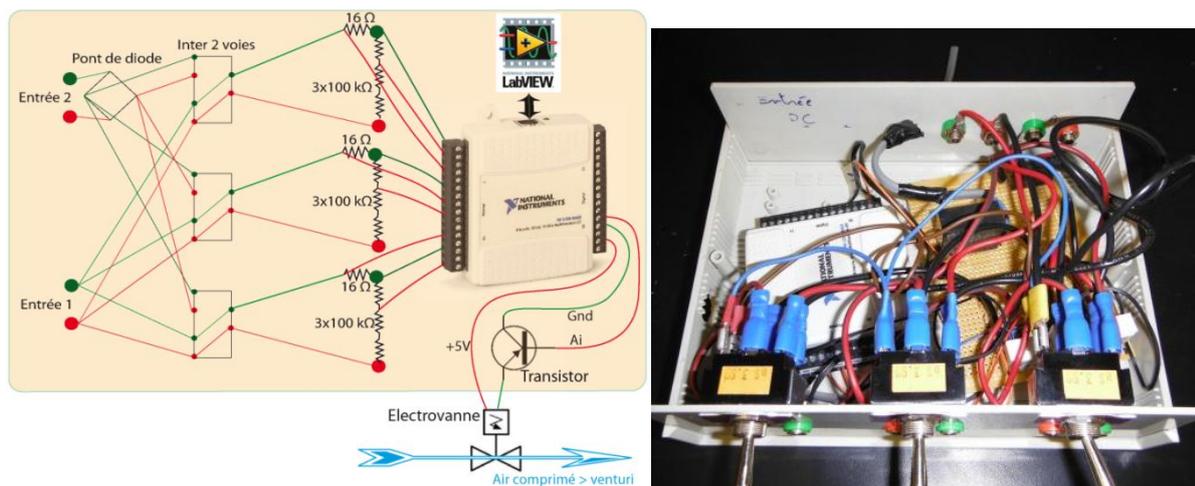


Figure A-14 Multimètre 6 voies, commande de l'électrovanne et redresseur de courant.

Fonctions	Gamme de mesure	Voies
Ampèremètre A	5 mA à 600 mA ± 3 mA	AI 0
Ampèremètre B		AI 4
Ampèremètre C		AI 1
Voltmètre A	5 V à 30 V ± 1 V	AI 2 (fil orange)
Voltmètre B		AI 6 (fil rouge)
Voltmètre C		AI 3 (fil bleu)

Le système d'acquisition des données repose sur une application LabVIEW qui contrôle un cycle d'acquisition (typiquement 10s toutes les 10 minutes) ainsi qu'un cycle d'ouverture de l'électrovanne (typiquement 40s toutes les 10 minutes).

2. Quantité de filtrat

Les mesures s'effectuent en pesant la masse de filtrat contenue dans les deux cylindres en verre de 2 litres. Les mesures sont réalisées avec un pas de temps variable de 30 min au début des phases à une durée max de 4 h. L'incertitude diminue à mesure que la quantité pesée croît. Idéalement il faudrait éviter de peser des masses inférieures à 15g. Il convient donc d'adapter le pas d'échantillonnage au débit, et préférer un pas en Δm plutôt qu'en Δt . Il faut éviter de "sur-acquérir" des données : les périodes sans données étant longues (123h par semaine de 168h!!), il ne faut pas avoir trop de points (à forte incertitude) dans les autres périodes sous peine d'avoir une trop forte dispersion de la variabilité au cours du temps.

Actionner manuellement la succion pendant au moins une minute avant la mesure de FH. Vérifier que l'écoulement dans le tube transparent à lieu et qu'il n'est pas entravé.

3. Suivi de la siccité

La siccité des 100 premiers grammes de filtrat est à mesurer. Ensuite tant que le filtrat est turbide, réaliser épisodiquement des siccités, le mieux étant de les réaliser le matin lors de la première

mesure afin d'avoir la quantité maximale de filtrat (limiter l'incertitude avec des quantités de filtrat suffisante dont plus de 3 g de solide minimum).

Les calculs de siccité s'effectuent en remplissant les cases du fichier Excel "VPS" ou "récipient vide", "récipient Plein de boue", et "récipient contenant la masse Sèche" après étuvage à 110°C pendant au moins 24h.

4. Tassement

La mesure se fait de la base du piston à la plaque métallique. Deux mesures quotidiennes (8h et 16h). Le régle est à accoter au vérin, bien parallèle à celui-ci, on lit la valeur au ras de la base du vérin.

4.4 Déroulement de l'expérience

1. Ouverture : T_0

L'ouverture de la sortie de la cellule se fait 10 min après le remplissage. Avant la formation du gâteau le filtrat est turbide. Dès que le gâteau apparaît, la siccité du filtrat chute et on finit par obtenir un filtrat clair.

2. Mise en place du piston

Le piston est mis en place dès que le débit du eGCP inférieur est stabilisé et que le FB est limpide (le gâteau est alors établi et le système boue-géotextile est stable).

Lors de l'insertion dans la cellule du piston, le GTX dépasse sur le pourtour (5mm) afin de réaliser un petit pli vers le bas. Il ne faut pas que le GTX soit coincé entre la plaque PVC et les murs, dans le même temps le GTX doit frotter contre les murs.

Abaisser alors le piston bien à plat et appuyer délicatement pour commencer à initier la filtration de la boue par le GTX. Lorsque la filtration est opérationnelle (gâteau en place), seule de l'eau peut remonter sur le piston.

Branchement des tubes de succion et lancement de l'extraction du filtrat haut (Installer le bocal à Venturi).

3. Application de la contrainte

Cette étape est la plus délicate de l'expérience. La boue est encore très liquide, lors de l'application de la contrainte sur le piston, l'étanchéité périphérique peut être prise en défaut. Il en résulte un enfoncement du piston dans la boue. Cette étape requière donc un certain feeling et interdit la précipitation.

La contrainte sur le piston commence avec l'installation de la plaque métallique qui applique une contrainte d'environ 0.5 kPa. Pour éviter la remontée de boue il faut que la vitesse de charge soit suffisamment faible, par exemple une vitesse de charge inférieure à 0.5 psi/h.

Nota bene : L'emploi du psi pour la pression dans les vérins, (unité non SI) est par soucis de commodité, le manomètre étant gradué en psi. Lorsque le kPa est utilisé, on ne parle plus de pression d'air, mais de contrainte exercée sur la boue.

4. Succession de phase

A partir de la contrainte 5 kPa, les expériences peuvent diverger. On peut par exemple appliquer directement l'électrocinétique, ou continuer à augmenter la contrainte, ou faire les 2.... L'idée générale est de changer de phase en fonction de la cinétique de la phase en cours. Ainsi nous adaptons le déroulement de chaque expérience au matériau que nous sommes en train de tester. Le fichier Excel cinétique permet de calculer l'avancement de la phase en cours. On doit pour cela rentrer les données au fur et à mesure de leur acquisition. Le volume à l'infini est calculé à partir de la pente de la régression de la courbe $\Delta T/\Delta V$ (en h / gramme extrait). Le domaine sur lequel la courbe est régressée est déterminant. La valeur de référence pour changer de phase est 60%.

4.5 Démontage

Le démontage se fait dans l'ordre inverse du montage ! Prendre une photo à chacune des étapes.

1. eGCP supérieur

Après avoir enlevé le piston, extraire le eGCP supérieur. Le mini-drain est retiré, séparé de la partie conductrice et mis à sécher.

La partie conductrice est lavée afin d'enlever les particules de sol puis mise à sécher.

Le GTX inférieur est raclé afin d'enlever la boue qui n'est pas imprégnée dans le GTX mais simplement déposée dessus. Ensuite les GTX sont mis à sécher.

2. Boue consolidée et asséchée

Tout d'abord il faut introduire le carottier (préalablement humidifié). Les carottes sont réalisées entre le mini-drain et le mur, au milieu de la boîte. L'air contenu dans le carottier doit pouvoir s'évacuer lors de l'enfoncement, ne pas boucher l'orifice supérieur en appuyant. L'extraction de la carotte se fera plus tard.

Ensuite on réalise les mesures de résistance au cisaillement. On installe une rallonge et le croisillon le plus grand sur la tête de l'appareil. La résistance au cisaillement se fait selon trois profondeurs, et 5 positions du plan différentes. Une fois toutes les mesures de scissomètre réalisées, faire un trou à côté du carottier pour diminuer les frottements sur ces parois extérieurs. Tirer le carottier vers le haut en veillant à ce que la carotte vienne avec. Une fois extraite vérifier que la totalité a été prélevée (jusqu'au gcp), puis mesurer l'épaisseur de boue dans la cellule et la longueur de la carotte. Ces deux valeurs permettront de mesurer le fluage lié au carottage. Découper la carotte en tranche d'environ 2 cm et mettre à l'étude chaque tranche pour avoir un profil de la siccité.

Extraire la boue de la cellule

3. *eGCP supérieur*

Démonter le eGCP inférieur : les étapes sont identiques à celles du eGCP supérieur.

Annexe 3

Fiches techniques




société
kaolinère
armoricaïne

FTSF/B

FICHE TECHNIQUE

SIALITE

USAGE ET CONDITIONNEMENT

Kaolin naturel en poudre, utilisé comme charge minérale claire.
Livraison en vrac ou en sacs sur palette.

PROPRIETES PHYSIQUES

Humidité	Inf. à 1.5 %	Surface spécifique B.E.T.	12 m ² / g
Densité réelle	2 600 kg / m ³	pH	6
Densité apparente	500 kg / m ³	Prise d'huile	41 g / 100 g

ANALYSE CHIMIQUE SUR CRU

Al ₂ O ₃	35.8 %	K ₂ O	1.5 %
SiO ₂	47.9 %	Na ₂ O	0.1 %
Fe ₂ O ₃	0.9 %	CaO	0.1 %
TiO ₂	0.3 %	MgO	0.3 %
Perte au feu	12.5 %		

ANALYSE GRANULOMETRIQUE

Inf. à 20 µm	99 %
Inf. à 10 µm	85 %
Inf. à 5 µm	63 %
Inf. à 2 µm	38 %

Résultats obtenus sur une matière représentative. Ne constitue pas une garantie.

Siège social : 5, place de la Liberté - BP 417 - 22004 Saint Brieuc cedex 01 - France

Tél. : +33 (0)2.96.33.21.55 - Fax : +33 (0)2.96.33.81.43

Usine : Quessoy - 22120 Yffiniac - Tél. : +33 (0)2.96.42.30.11

Web.site : www.soka-kaolin.com - e.mail : sales@soka-kaolin.com

Figure A-15 Fiche technique de la kaolinite utilisée dans les chapitres 5 et 6



COMPAGNIE FRANCAISE DES SABLES ET DES SILICES DE NEMOURS

Une Société du Groupe S.C.R. - SIBELCO

Centre de production de Compiègne

2 av Louis BARBILLON BP 421 60204 COMPIEGNE CEDEX

Tel : 03 44 38 62 00

Fax : 03 44 40 11 66

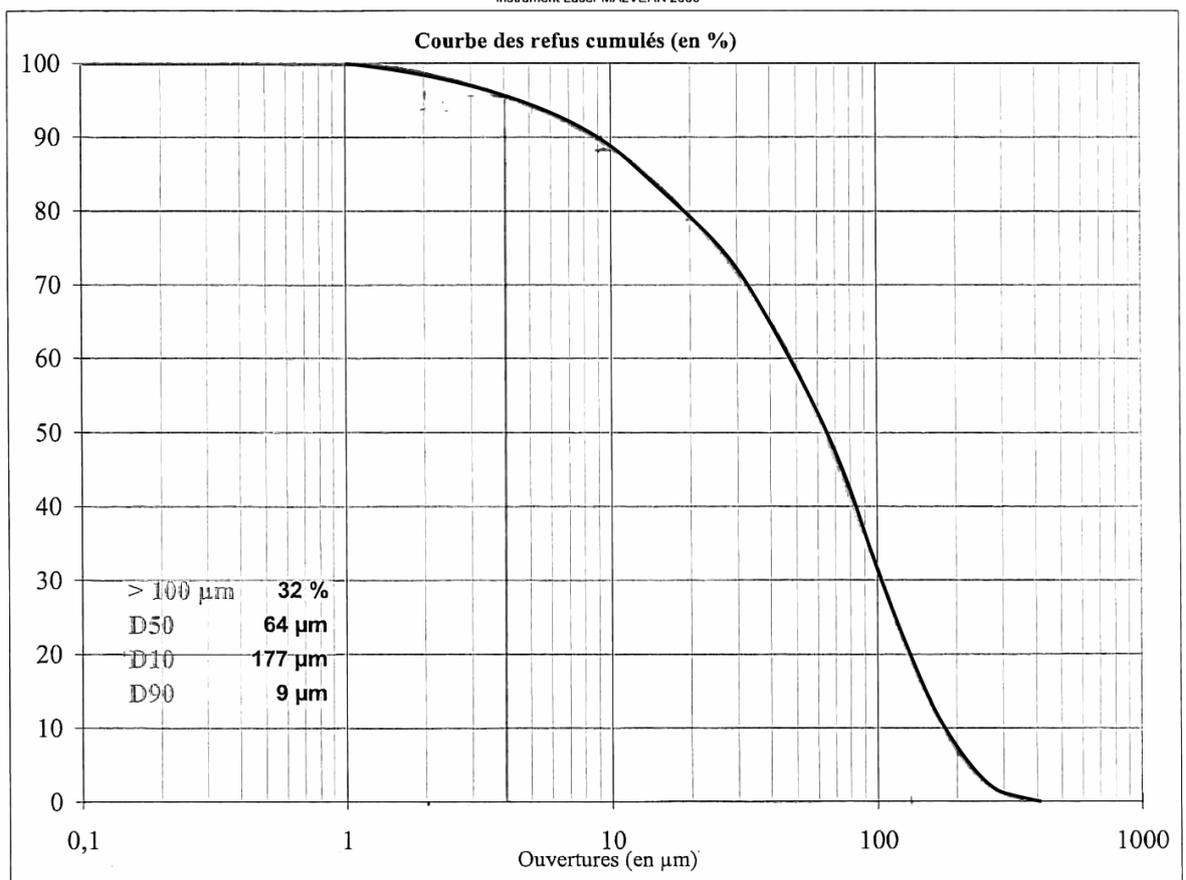
**FICHE
TECHNIQUE
TYPE**
Qualité : Millisil C4

Analyse chimique type		
SiO ₂	sup. à	98,6 %
Fe ₂ O ₃	inf. à	450 ppm
Al ₂ O ₃	inf. à	7500 ppm
TiO ₂	inf. à	360 ppm
CaO	inf. à	300 ppm
K ₂ O	inf. à	5500 ppm

Caractéristiques physiques type		
Densité réelle	(Pycnomètres)	2,65
Dureté	(Mohs)	7
Indice de réfraction		1,54 à 1,55
Densité apparente		# 1,14
Surface spécifique	(cm ² /g)	2000
Absorption d'huile	(ISO 787/5-1980 en g/100 g)	# 17,8
Humidité sortie usine	(%)	maxi 0,1
Perte au feu	(%)	maxi 0,2
pH		7 à 8,5
Couleur L*		87,3
Couleur a*		0,5
Couleur b*		4,2

Granulométrie moyenne statistique (valeurs indicatives)

Instrument Laser MALVERN 2000



D10 = 10 % de la courbe > à ... μm
D90 = 90 % de la courbe > à ... μm

Figure A-16 Fiche technique du silt fin utilisé dans les chapitres 5 et 6

TORAYCA® T700S DATA SHEET

Highest strength, standard modulus fiber available with excellent processing characteristics for filament winding and prepreg. This never twisted fiber is used in high tensile applications like pressure vessels, recreational, and industrial.

F I B E R P R O P E R T I E S

	English	Metric	Test Method
Tensile Strength	711 ksi	4,900 MPa	TY-030B-01
Tensile Modulus	33.4 Msi	230 GPa	TY-030B-01
Strain	2.1 %	2.1 %	TY-030B-01
Density	0.065 lbs/in ³	1.80 g/cm ³	TY-030B-02
Filament Diameter	2.8E-04 in.	7 μm	
Yield			
6K	3,724 ft/lbs	400 g/1000m	TY-030B-03
12K	1,862 ft/lbs	800 g/1000m	TY-030B-03
24K	903 ft/lbs	1,650 g/1000m	TY-030B-03
Sizing Type	50C	1.0 %	TY-030B-05
& Amount	60E	0.3 %	TY-030B-05
	F0E	0.7 %	TY-030B-05
Twist	Never twisted		

F U N C T I O N A L P R O P E R T I E S

CTE	-0.38 $\alpha \cdot 10^{-6}/^{\circ}\text{C}$
Specific Heat	0.18 Cal/g $\cdot^{\circ}\text{C}$
Thermal Conductivity	0.0224 Cal/cm $\cdot\text{s}\cdot^{\circ}\text{C}$
Electric Resistivity	$1.6 \times 10^{-3} \text{ } \Omega \cdot \text{cm}$
Chemical Composition: Carbon	93 %
Na + K	<50 ppm

C O M P O S I T E P R O P E R T I E S *

Tensile Strength	370 ksi	2,550 MPa	ASTM D-3039
Tensile Modulus	20.0 Msi	135 GPa	ASTM D-3039
Tensile Strain	1.7 %	1.7 %	ASTM D-3039
Compressive Strength	215 ksi	1,470 MPa	ASTM D-695
Flexural Strength	245 ksi	1,670 MPa	ASTM D-790
Flexural Modulus	17.5 Msi	120 GPa	ASTM D-790
ILSS	13 ksi	9 kgf/mm ²	ASTM D-2344
90° Tensile Strength	10.0 ksi	69 MPa	ASTM D-3039

* Toray 250°F Epoxy Resin. Normalized to 60% fiber volume.

T O R A Y C A R B O N F I B E R S A M E R I C A , I N C .

Figure A-17 Fiche technique de la fibre de carbone utilisée dans le chapitre 6 et 7.