



HAL
open science

Influence de la physico-chimie des eaux de ruissellement sur la vulnérabilité des ouvrages de rétention

Bouamama Abbar

► **To cite this version:**

Bouamama Abbar. Influence de la physico-chimie des eaux de ruissellement sur la vulnérabilité des ouvrages de rétention. Génie civil. Normandie Université, 2018. Français. NNT : 2018NORMLH04 . tel-01792499

HAL Id: tel-01792499

<https://theses.hal.science/tel-01792499>

Submitted on 15 May 2018

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

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



Normandie Université

THÈSE

Pour obtenir le grade de DOCTEUR

Spécialité : Génie Civil

Préparée au sein de Normandie Université Le Havre

INFLUENCE DE LA PHYSICO-CHIMIE DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR LA VULNERABILITE DES OUVRAGES DE RETENTION

Présentée et soutenue par

ABBAR Bouamama

Thèse soutenue publiquement le 11 janvier 2018 à 14h
devant le jury composé de :

M. LANOS Christophe	Professeur des Universités – IUT– Université de Rennes I	Rapporteur
M. DUBUJET Philippe	Professeur des Universités – ENISE – Université de Lyon	Rapporteur
Mme. GROMAIRE Marie-Christine	Professeur des Universités – Ecole des Ponts ParisTech	Présidente du jury
Mme. DUC Myriam	Chargée de recherche – Physico-chimie et mécanique des sols – IFSTTAR	Examinatrice
Mme. GOULLIEUX Adeline	Maître de Conférences HDR – Université de Picardie Jules Verne	Examinatrice
Mme. BOUZELHA Karima	Professeur des Universités – Université Mouloud Mammeri –Tizi Ouzou	Examinatrice
M. ALEM Abdellah	Maître de Conférences – Normandie Université Le Havre	Encadrant
Mme. PANTET Anne	Professeur des Universités – Normandie Université Le Havre	Directrice de thèse
M. MARCOTTE Stéphane	Maître de Conférences – Normandie Université- INSA de Rouen	Invité
M. MILLIEN Stéphane	Chef de projet à la CODAH	Invité

Thèse dirigée par Mme. PANTET Anne, LOMC, UMR CNRS 6294



LABORATOIRE ONDES
et MILIEUX COMPLEXES

REMERCIEMENT

A l'issue de la rédaction de ce mémoire, je suis convaincu que la thèse est loin d'être un travail en solitaire. Je n'aurai jamais pu réaliser ce travail de recherches sans l'aide d'un grand nombre de personnes dont le soutien, la bonne humeur et la générosité, m'ont accompagné durant ces années.

J'exprime tous mes remerciements à l'ensemble des membres du jury. Je tiens d'abord à remercier **Christophe LANOS** Professeur des universités à l'université de Rennes I et **Philippe DUBUJET** Professeur des Universités à l'ENISE Saint-Etienne et l'Université de Lyon d'avoir accepté de rapporter ce mémoire de Doctorat. Je remercie également **Marie-Christine GROMAIRE** Professeure des Universités à l'Ecole des Ponts ParisTech d'avoir accepté de présider le jury, **Adeline GOULLIEUX** Maître de Conférences HDR à l'Université de Picardie Jules Verne, **Myriam DUC** Chargée de Recherche à IFSTTAR, **Karima BOUZELHA** Professeure des Universités à l'Université de Tizi Ouzou, Algérie et **Stéphane MILLIEN** Chef de projet à la CODAH pour l'honneur qu'ils m'ont fait de participer au jury et en m'apportant des précieux conseils.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à **Anne PANTET**, Professeure des Universités et **Abdellah ALEM**, Maître de Conférences à l'Université Le Havre Normandie pour leur accompagnement au quotidien. Tous deux ont su diriger et orienter mes travaux de recherche tout en me laissant suffisamment d'autonomie. Leur compétence et leur rigueur scientifique m'ont beaucoup appris. Je voudrais les remercier aussi pour les bons moments passés ensemble en dehors du temps de travail.

J'exprime mes remerciements à **Stéphane MARCOTTE**, Maître de Conférences à l'INSA de Rouen qui m'a accompagné toute la durée de ma thèse. Son aide précieuse, son écoute, son attention portée à mes travaux et ses conseils ont été importants pour la bonne réussite de cette thèse. Un grand merci à **Emmanuelle VIARD** Technicienne au laboratoire de chimie organique et bio-organique (COBRA) de l'INSA de Rouen, pour son soutien pour les analyses ICP.

J'adresse des remerciements chaleureux à **Nasre-Dine AHFIR**, Maître de Conférences à l'Université Le Havre Normandie, pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail et également à **Huaqing WANG**, Professeur des Universités et responsable de l'équipe de recherche Géo-Environnement pour la richesse de nos échanges. J'adresse mes vifs remerciements, pour leur soutien au quotidien, à **Said TAIBI**, **Ahmed BENAMAR**, **Tariq OUAHBI**, **Laurent BIZET**, **Ma ENZE**, **Saber IMANZADEH**, **Ahmed HAMMADI**, **Rouan BAI**, **Joanna EID**, **Laila MESRAR**, **Tien YUE**, **Song YUE**, **Mohamed AMMAMI**, **Anne BANVILLE** et à **Benoît DUCHEMIN**.

Je voudrais aussi remercier l'ensemble des membres du Laboratoire Ondes et Milieux Complexes dirigé par le Professeur **Innocent MUTABAZI**. Je tiens à témoigner de ma vive reconnaissance à **Davy DURIATTI**, responsable R&D du groupe **DEPESTELE**, pour sa participation à ces travaux de recherche et la **Communauté d'agglomération Havraise (CODAH)** pour son soutien.

Enfin, j'adresse toute mon affection à ma famille et en particulier à **ma Mère, Meriem, mes Frères, Wail-Belkharedj, et Abdelhaq, à mes Sœurs, Fatima, Zohra et Nabila** et à **Fatima mon épouse** pour leur soutien au cours de ces années. Pour terminer ces remerciements, une pensée pour toi, **mon Père, Abdelkader** qui n'a pas vu l'aboutissement de cette thèse, mais je sais que tu en aurais été très fier de ton fils.

LISTE DES PUBLICATIONS

Durant mes travaux de recherche au LOMC, les articles suivants ont été publiés :

Articles publiés dans des revues internationales :

(1). B. ABBAR, A. ALEM, A. PANTET, S. MARCOTTE, N-D. AHFIR, D. DURIATTI. Experimental investigation on removal of suspended particles from water using flax fibre geotextiles. *Environmental Technology*, Vol. 38, NO. 23, 2017, 2964–2978.

(2). B. ABBAR, A. ALEM, S. MARCOTTE, A. PANTET, N-D. AHFIR, L. BIZET & D. DURIATTI. Experimental investigation on removal of heavy metals (Cu^{2+} , Pb^{2+} , and Zn^{2+}) from aqueous solution by flax fibres. *Process Safety and Environmental Protection*. Volume 109, July 2017, Pages 639–647.

Congrès internationaux (Participation orale) :

(1). B. ABBAR, A. ALEM, A. PANTET, S. MARCOTTE, D. DURIATTI. Retention of urban runoff sediment by using natural limited life geotextiles: The 2016 EMI International Conference of ASCE. Metz, France; October 2016.

(2). B. ABBAR, A. ALEM, A. PANTET, S. MARCOTTE, N-D. AHFIR, D. DURIATTI. Removal of dissolved and particulate contaminants from aqueous solution using natural flax fibres: 2nd International Conference on Bio-Based Building Materials, Clermont-Ferrand, France; June 21st - 23rd, 2017.

Conférence nationale (Participation orale) :

(1). B. ABBAR, A. ALEM, A. PANTET. Capacité de rétention de particules argileuses d'un géotextile à fibres de lin: Rencontres Universitaires de Génie Civil. Bayonne, France; Mai 2015.

SOMMAIRE

REMERCIEMENT.....	IV
LISTE DES PUBLICATIONS.....	VI
SOMMAIRE.....	VIII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES TABLEAUX	XVIII
Introduction Générale	1
1. Chapitre 1 : Revue de la littérature	9
1.1. Le cycle naturel des eaux de surface	10
1.1.1. Les caractéristiques des eaux de surface (pluviales, ruissellement et infiltration superficielle) .	10
1.1.1.1. L'effet des pollutions atmosphériques	11
1.1.1.2. La battance des pluies entraînant les dégradations et l'érosion.....	12
1.1.1.3. Les contaminations par les amendements agricoles	12
1.1.2. Les constituants et les fonctions multiples du sol	12
1.1.2.1. Les constituants du sol	13
1.1.2.1.1. L'eau sous ses différentes formes dans le sol et sa mobilité :	13
1.1.2.1.2. La fraction minérale :	13
1.1.2.1.3. La fraction organique :	14
1.1.2.1.4. Les associations organo-minérales :	15
1.1.2.2. Les fonctions de transfert et épuratrice des sols	15
1.1.2.2.1. La rétention et l'élimination de l'azote :	16
1.1.2.2.2. La rétention et le devenir du soufre	16
1.1.2.2.3. La rétention et le devenir du phosphore :	17
1.1.2.2.4. La rétention et le devenir du fer.....	17
1.1.2.2.5. La rétention des éléments traces potentiellement toxiques (ETPT).....	18
1.1.2.2.6. La rétention et la transformation des micropolluants organiques	18
1.1.2.2.7. La rétention de radioéléments	19
1.2. Les effets de l'urbanisation sur le ruissellement de l'eau	19
1.2.1. L'impact sur le régime d'écoulement.....	19
1.2.2. Les sources et les origines de la pollution des eaux pluviales en milieu urbain.....	21
1.2.2.1. Les particules	21
1.2.2.2. Les nutriments.....	23
1.2.2.3. Les matériaux exigeant de l'oxygène.....	23

1.2.2.4.	Les polluants toxiques.....	23
1.2.2.5.	Les métaux lourds	23
1.2.2.6.	Les autres produits chimiques	24
1.3.	La maîtrise quantitative et qualitative des eaux pluviales par les techniques alternatives.....	25
1.3.1.	Le développement des techniques alternatives	25
1.3.2.	La vulnérabilité des techniques alternatives et les freins à leur développement	26
1.4.	Les processus de traitement industriel des eaux	28
1.4.1.	Généralités sur la filtration.....	28
1.4.1.1.	L'écoulement en milieu poreux saturé	29
1.4.1.1.1.	Caractérisation d'un milieu poreux	29
1.4.1.1.2.	Mécanismes de transport des particules dans un milieu poreux	31
1.4.1.1.3.	Nombres adimensionnels.....	32
1.4.1.1.4.	Différents types de filtration.....	32
a.	Filtration moyenne.....	33
b.	Filtration transverse	33
c.	Filtration avec formation de cake	33
d.	Filtration en profondeur.....	34
1.4.1.1.5.	Mécanismes de dépôt des particules solides.....	34
a.	La sédimentation	34
b.	La diffusion brownienne:.....	35
c.	L'interception directe	35
d.	Par entrainement ou par effets hydrodynamiques.....	35
e.	Blocage d'une particule dans un volume mort	35
1.4.1.2.	L'écoulement en milieu poreux en présence d'un géotextile synthétique ou naturel.....	36
1.4.2.	Généralités sur l'adsorption	37
1.4.2.1.	Adsorption des ions lourds métalliques.....	38
1.4.2.1.1.	Echange d'ions.....	39
1.4.2.1.2.	Rôle des particules dans la mobilisation des traces métalliques.....	40
1.4.2.2.	Adsorbants	41
1.4.2.2.1.	Des adsorbants alternatifs peu coûteux	42
1.5.	Conclusion de l'état de l'art.....	43
2.	Chapitre 2 : Contexte local	47
2.1.	Contexte local de la communauté d'agglomération Havraise.....	47
2.1.1.	Les conditions atmosphériques du territoire (air et pluie) de la CODAH.....	48
2.1.1.1.	Qualité de l'air sur la CODAH.....	48
2.1.1.1.1.	Bilan d'évaluation de la teneur en métaux lourds au Havre	49
2.1.1.1.2.	Bilan d'évaluation de la teneur en HAP au Havre.....	50

2.1.1.2.	Les précipitations	51
2.1.2.	Analyse des eaux de ruissellement au Havre	53
2.1.2.1.	Analyse sommaire des eaux de ruissellement au Havre	53
2.1.2.2.	Le pH	53
2.1.2.3.	La conductivité électrique	54
2.1.2.4.	Les matières en suspension	54
2.1.2.5.	Les métaux lourds	55
2.1.3.	Les conditions de l'assainissement des eaux sur la CODAH.....	56
2.1.3.1.	L'assainissement collectif	56
2.1.3.1.1.	La Station d'Épuration du Havre (EDELWEISS, 2011).....	58
2.1.3.1.2.	Les ouvrages de rétention /restitution et d'entretien en milieu urbain.....	59
2.1.3.2.	Le Service Public d'Assainissement Non Collectif (SPANC)	59
2.1.3.2.1.	Définition	59
2.1.3.2.2.	Composition d'une installation d'assainissement non collectif pour les eaux usées.....	60
2.1.3.3.	Aménagements hydrauliques en zone rurale pour gérer les eaux de ruissellement.....	61
2.1.3.3.1.	Sous-bassin de Rouelles	61
2.1.3.3.2.	Sous-bassin de Saint-Laurent	61
2.2.	La production de lin en Normandie	61
2.2.1.	La culture du lin et ses usages.....	62
2.2.2.	Extraction des fibres	63
2.2.2.1.	Rouissage	63
2.2.2.2.	Teillage.....	64
2.2.2.3.	Peignage	65
2.2.3.	Les caractéristiques de la fibre de lin.....	65
2.2.3.1.	Caractéristiques physiques	65
2.2.3.2.	Composition biochimique	66
2.2.3.2.1.	Cellulose.....	66
2.2.3.2.2.	Hémicelluloses	67
2.2.3.2.3.	Pectines.....	67
2.2.3.2.4.	Lignines.....	67
2.2.3.2.5.	Eau.....	67
2.2.4.	Fabrication de non-tissés de fibres végétales	67
2.2.4.1.	Obtention du voile de fibres par voie sèche	68
2.2.4.2.	Consolidation du voile par aiguilletage	69
2.3.	Conclusions	69
3.	Chapitre 3 : Matériaux et protocoles d'analyses	73
3.1.	Caractérisation des matériaux et solutions aqueuses utilisés	73

3.1.1.	Milieu poreux	73
3.1.1.1.	Potentiel zêta	75
3.1.1.2.	Conductivité hydraulique et porosité du milieu	75
3.1.2.	Particules argileuses en suspension	76
3.1.3.	Etoupes de fibres de lin	79
3.1.4.	Les filtres : Géotextile utilisé.....	80
3.1.5.	Solutions métalliques.....	81
3.2.	L'équipement technique pour les mesures.....	81
3.2.1.	La mesure par granulométrie "Coulter" des particules de kaolinite	81
3.2.2.	Mesure de la concentration des particules en suspension	82
3.2.3.	La distribution spatiale des particules retenues dans le milieu poreux et dans les géotextiles	82
3.2.4.	Détermination des teneurs en métaux lourds dans les matrices solides	83
3.2.5.	Détermination des concentrations des métaux lourds dans les liquides.....	83
3.3.	Procédures expérimentales	84
3.3.1.	Expériences d'adsorption (essais batch)	84
3.3.2.	Expériences de filtration (essais en colonne)	85
3.3.2.1.	Dispositif expérimental	85
3.3.2.2.	Le remplissage de la colonne	87
3.3.2.3.	Débit utilisé dans les expériences de filtration	87
3.4.	Conclusion.....	87
4.	Chapitre 4 : Elimination des métaux lourds (Cu, Pb, Zn) par les fibres de lin sous forme d'étoupes	91
4.1.	Présentation de la méthodologie	91
4.2.	Etude de l'établissement de l'équilibre.....	92
4.3.	Paramètres affectant l'adsorption	93
4.3.1.	Influence du pH de la solution sur l'adsorption	93
4.3.2.	Influence de la masse de l'adsorbant	96
4.3.3.	Etude de la cinétique d'adsorption du cuivre, plomb et zinc	96
4.3.3.1.	Modèle Lagergren de second ordre	97
4.3.3.2.	Modèle cinétique simple d'Elovich.....	97
4.3.4.	Etude des isothermes d'adsorption	99
4.3.4.1.	Isotherme de Langmuir	100
4.3.4.2.	Isotherme de Freundlich.....	101
4.3.5.	Devenir des fibres de lin contaminées par des métaux lourds	104
4.4.	Conclusion.....	104
5.	Chapitre 5 : Transfert des particules en suspension et des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn) dans un milieu stratifié avec des nappes de géotextile en fibres de lin.....	107

5.1. Transport de particules en suspension	107
5.1.1. Rappel de la méthodologie.....	107
5.1.2. Résultats et discussions.....	109
5.1.1.1. Courbes de restitution	110
5.1.1.2. Efficacité de filtration	111
5.1.1.3. Profils de rétention	113
5.1.1.4. Endommagement du milieu poreux	116
5.1.1.5. Suivi granulométrique des particules restituées et des particules déposées dans le milieu poreux	118
5.1.1.5.1. Granulométrie des particules restituées	118
5.1.1.5.2. Granulométrie des particules déposées.....	120
5.1.3. Conclusion sur le transport de particules en suspension (PES).....	122
5.2. Transfert des métaux lourds solubles (Cu, Pb, Zn).....	123
5.2.1. Rappel de la méthodologie.....	123
5.2.2. Résultats et discussions.....	124
5.2.2.1. Evolution de la perméabilité du milieu et du pH de l'effluent	124
5.2.2.2. Effet du géotextile sur le transfert des métaux lourds	124
5.2.2.3. Profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn).....	129
5.2.3. Conclusion sur le transfert de métaux lourds solubles	132
5.3. Co-Transfert de polluants particulaire et soluble.....	132
5.3.1. Cinétique d'adsorption des métaux lourds par les particules en suspension	133
5.3.2. Résultats et discussions.....	135
5.3.2.1. Transport particulaire et soluble de métaux lourds	135
5.3.2.2. Efficacité de rétention des métaux lourds	138
5.3.2.3. Profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn).....	141
5.3.3. Conclusion sur le co-transfert	143
5.4. Conclusion.....	143
Conclusion Générale et Perspectives	147
Références bibliographiques	155
Annexes	177

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1 :

Figure 1-1. <i>L'évolution des constituants des sols (Duchaufour, 1997)</i>	14
Figure 1-2. <i>Le rôle de la MO dans le sol (Duchaufour, 1997)</i>	14
Figure 1-3. <i>Les principales évolutions des sédiments à l'interface eau-sol (Baudin et al., 2007)</i>	17
Figure 1-4. <i>Schéma du rapport entre l'imperméabilisation des surfaces et le ruissellement. (FISRWG, 1998)</i> ...	20
Figure 1-5. <i>Modification d'un hydrogramme à cause de l'urbanisation du bassin versant (B. Tassin, 2012)</i>	21
Figure 1-6. <i>Sources d'émission des polluants dans le milieu urbain (S. ZGHEIB, 2009)</i>	22
Figure 1-7. <i>Différent types de filtration. (Ghizlane Benosman, 2012)</i>	33
Figure 1-8. <i>Mécanismes de capture des matières en suspension par sédimentation, interception directe ou mouvement brownien (Yao et al., 1971)</i>	34
Figure 1-9. <i>Blocage d'une particule dans un volume mort (Tien, 1989)</i>	35
Figure 1-10. <i>Les fonctions élémentaires des géotextiles (Lambert, 2000)</i>	37
Figure 1-11. <i>Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide (Manceau et al. 2002)</i>	38
Figure 1-12. <i>Complexes de sphère interne et externe. (Bertrand durin, 2006)</i>	39
Figure 1-13. <i>Schéma des mécanismes proposés pour l'adsorption de Cu (II) sur CLP. (Chen Hao et al. (2010)</i>	40
Figure 1-14. <i>Rôle des particules dans la mobilisation des polluants. (Bertrand durin, 2006)</i>	40

CHAPITRE 2 :

Figure 2-1. <i>La communauté d'agglomération Havraise (Rapport de la CODAH ; 2017)</i>	48
Figure 2-2. <i>Répartition des métaux lourds et des HAP par secteur d'activité au Haute Normandie (Air Normand, 2010)</i>	48
Figure 2-3. <i>Evolution de la concentration de benzo (a)pyrène sur les 4 sites (en ng/m3) (Air Normand, 2010)</i>	50
Figure 2-4. <i>Cumul annuel de précipitations [1971-2000] en mm – Haute Normandie - (Site météo France)</i>	51
Figure 2-5. <i>Précipitations en 2016 au Le Havre (Site météo France)</i>	52
Figure 2-6. <i>Cumuls de précipitations hivernal et estival [Période 1971-2000] en mm –Haute Normandie (Site météo France)</i>	52
Figure 2-7. <i>Sites de prélèvements des eaux de ruissellement au Havre</i>	53
Figure 2-8. <i>Variation du pH des eaux de ruissellement</i>	54
Figure 2-9. <i>Variation de la conductivité des eaux de ruissellement</i>	54
Figure 2-10. <i>Teneurs en MES dans les eaux de ruissellement au Havre</i>	55
Figure 2-11. <i>Les teneurs en métaux lourds des eaux de ruissellement du Havre</i>	55
Figure 2-12. <i>La distribution des bassins de stockage sur le territoire de la CODAH (CODAH ; 2011)</i>	59
Figure 2-13. <i>Composition d'une installation ANC (Site de la Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie)</i>	61
Figure 2-14. <i>Répartition de la production mondiale de fibres végétales hors coton et bois 2001-2008 (ADEME/FRD, 2011)</i>	62
Figure 2-15. <i>Les étapes de production du lin : semis, floraison et arrachage (site internet de la communauté de communes plateau de Caux : http://www.cc-caux-fleurdelin.fr/tourisme-et-loisirs/thematique-du-lin/le-lin-dans-tous-ses-etats/)</i>	63
Figure 2-16. <i>Photos microscopique d'une section de tige de lin. (a) Tige non rouie. (b) Tige rouie avec un début de séparation des faisceaux de fibres (figure adaptée de Akin et al. (2001))</i>	64
Figure 2-17. <i>Schéma d'une ligne de teillage Produits et coproduits issus de la décortication des pailles de lin (Nicolas Andre Michel Martin, 2014)</i>	65
Figure 2-18. <i>Les coupes transversales et les représentations schématiques du lin à différentes échelles, de la tige aux fibrilles de cellulose (Charlet et al., 2010)</i>	66
Figure 2-19. <i>Représentation de la cellulose</i>	67

Figure 2-20. Procédé de fabrication du non tissé de fibres végétales (Ismail DARMOUL et al., 2008).....	66
Figure 2-21. Schéma de principe du cardage. Vue en coupe (Nicolas Andre Michel Martin, 2014).....	69
Figure 2-22. Schéma d'une aiguilleuse (Payen, 2013).....	69

CHAPITRE 3 :

Figure 3-1. Image au MEB du sable utilisé.....	74
Figure 3-2. Courbe granulométrique du sable utilisé pour les essais expérimentaux et du fuseau granulométrique exigé par le DTU 64.....	74
Figure 3-3. Profil de la conductivité hydraulique pour le sable utilisé.....	75
Figure 3-4. Image microscopique de la kaolinite (A.Pantet et P.Monnet, 2007).....	78
Figure 3-5. Courbe granulométrique des particules en suspension (kaolinite P300).....	80
Figure 3-6. Photo (a) et image (b) microscopique (MEB) des étoupes de peignage de fibres de lin. Etoupes fournies par l'entreprise Depestele.....	80
Figure 3-7. Photo et image microscopique (MEB) du géotextile utilisé (Non tissé de fibres de lin (NW) fourni par l'entreprise Depestele).....	81
Figure 3-8. Minéralisateur (Micro-ondes Discover SP-D, CEM).....	84
Figure 3-9. Ionisation induite par plasma – Inductively Coupled Plasma (ICP-OES).....	85
Figure 3-10. Procédure expérimentale de l'essai batch.....	86
Figure 3-11. (a) Schéma de principe du dispositif expérimental de filtration, (b) principe de découpage de la colonne après l'essai.....	86

CHAPITRE 4 :

Figure 4-1. Variation du pourcentage de métal éliminé par adsorption en fonction du temps : détermination de l'équilibre d'adsorption.....	93
Figure 4-2. (a) Effet de pH sur l'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin (concentration de 2 g L ⁻¹) (b) Effet de pH sur précipitation des métaux lourds dans une solution sans fibres de lin (Concentration initiale d'ions métalliques : [Cu] = 1.72 mg L ⁻¹ , [Pb]=2.15 mg L ⁻¹ and [Zn]=2.56 mg L ⁻¹ , temps agitation : 60 min, T=24°C).....	94
Figure 4-3. Effet de pH sur l'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin (exemple : le cuivre): à un pH très faible les sites d'adsorption sont saturés par les ions de hydrogène H ⁺ et l'adsorption des ions de cuivre est faible. Lorsque le pH augmente, les sites d'absorption deviennent libres, et l'adsorption des ions de cuivre augmente. A un pH plus élevé les ions de cuivre se précipitent et les ions Na ⁺ entrent en compétition avec le reste des ions Cu ⁺²	95
Figure 4-4. Effet de la masse de l'adsorbant sur l'adsorption de métaux lourds.....	97
Figure 4-5. Modélisation de la cinétique d'adsorption par les modèles de (a) Second ordre et (b) et Simple Elovich.....	98
Figure 4-6. Effet de la concentration initiale sur l'adsorption du cuivre, plomb et le zinc par les fibres de lin.....	99
Figure 4-7. Isotherme de (a) Langmuir et (b) Freundlich pour l'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin.....	102
Figure 4-8. Schéma des mécanismes proposés pour l'adsorption de métaux lourds (exemple: Cu ⁺²) sur étoupes de fibres de lin (pH =7).....	103

CHAPITRE 5 :

Figure 5-1. Schéma des configurations utilisées pour l'étude du transfert des particules en suspension.....	109
Figure 5-2. Courbes de restitution des particules en suspension pour les quatre configurations étudiées.....	110
Figure 5-3. Efficacité de filtration en fonction nombre de volume de pores injecté.....	112
Figure 5-4. Effet du géotextile sur l'écoulement : (a) dans le sable sans géotextile, l'écoulement est préférentiel et la rétention des particules en suspension est incomplète ; (b) dans le sable avec géotextile, l'écoulement est homogénéisé et le temps de contact particules-collecteurs augmente entraînant une augmentation de la rétention.....	113
Figure 5-5. Photos et Vues au microscope du géotextile avant et après l'essai de filtration.....	115
Figure 5-6. Profils de dépôt pour les quatre configurations de filtre testées.....	116

Figure 5-7. (a) Perméabilité relative (k/k_0) en fonction du volume de pores injecté et (b) perméabilité relative (k/k_0) en fonction de la rétention à la fin des expériences de filtration.....	117
Figure 5-8. Evolution dans le temps de la granulométrie des particules restituées pour les différentes configurations étudiées.....	119
Figure. 5-9. Diamètre médian (D50) des particules restituées en fonction du nombre de volumes de pores injecté.....	119
Figure. 5-10. Distribution granulométrique des particules déposées (a) à l'entrée de la colonne, (b) au milieu de la colonne, (c) à la sortie de la colonne et (d) dans les géotextiles (sable + 3 NW).....	121
Figure. 5-11. Diamètre médian (D50) des particules déposées en fonction de la profondeur dans le milieu poreux.....	121
Figure 5-12. Schéma des configurations utilisées pour l'étude du transfert des métaux lourds dans le milieu poreux.....	123
Figure 5-13. Evolution du pH en sortie de colonne pour les deux configurations du filtre.....	124
Figure 5-14. Courbes de restitution des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) pour les deux configurations du filtre.....	125
Figure 5-15. Abattement en fonction du volume de solution injectée (a) cuivre, (b) plomb, et (c) zinc.....	127
Figure 5-16. Profils de dépôts des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les colonnes de sable seul et sable avec 3 géotextiles.....	130
Figure 5-17. Taux d'adsorption des métaux lourds par les particules de kaolinite en fonction du temps.....	134
Figure 5-18. Evolution du pH en sortie de colonne en fonction du volume injecté.....	135
Figure 5-19. Courbes de restitution des métaux lourds solubles et des particules en suspension. (a) milieu (sable seul) et (b) milieu (sable + 3 NW).....	136
Figure 5-20 : Pourcentages de masse de métal restituée (soluble et attaché aux particules) en fonction du nombre de volumes de pores injectés. (a) milieu (sable seul) et (b) milieu (sable + 3 NW) (PES : particules en suspension).....	138
Figure 5-21. Efficacité de rétention des métaux par le milieu filtrant en fonction du volume de solution injectée. (a) cuivre, (b) plomb, et (c) zinc.....	139
Figure 5-22. Influence des particules en suspension et des géotextiles sur le transfert des métaux (cas du cuivre) : une quantité importante de cuivre a été adsorbée par les particules en suspension et le transfert de ce métal est lié principalement au transfert des particules. Le géotextile de fibres de lin induit une homogénéisation locale de l'écoulement et influence indirectement la rétention du métal soluble et la capture des particules en suspension et donc des ions métalliques attachés.....	140
Figure 5-23. Profils de rétention des métaux lourds et des particules en suspension dans les milieux (sable seul) et (sable + 3 NW).....	142

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1 :

Tableau 1-1. Pollution particulaire/Pollution totale (STU, 1994).....	22
---	----

CHAPITRE 2 :

Tableau 2-1. Concentrations des métaux (ng/m ³) dans l'air à Gonfreville de 2011 à 2016 (LQ = limite de quantification) (Atmo Normandie en 2016).....	49
Tableau 2-2. Comparaison des résultats des mesures hebdomadaires des métaux entre Le Havre centre et Gonfreville en 2016(Atmo Normandie en 2016).....	49
Tableau 2-3. Concentrations des chlorures à Gonfreville (µg/m ³) dans l'air à Gonfreville de 2011 à 2016 (LQ = limite de quantification) (Atmo Normandie en 2016).....	50
Tableau 2-4. Le réseau d'assainissement de la CODAH (Site de la CODAH ; 2013).....	57
Tableau 2-5. Les stations d'épuration de la CODAH - une capacité théorique d'épuration de 325 700 Equivalents Habitants. (Site de la CODAH ; 2013).....	57
Tableau 2-6. Rendement épuratoire et qualité de rejet de la STEP du Havre (Rapport de la CODAH ; 2013).....	58
Figure 2-7. Les fractions végétales issues de la paille de lin avec leur rendement (Source Coop de France : http://www.coopdefrance.coop/fr/41/lin/).....	64
Tableau 2-8. Composition chimique de la fibre de lin (en % volumique des constituants).....	66

CHAPITRE 3 :

Tableau 3-1. Propriétés du sable utilisé dans les essais expérimentaux.....	76
Tableau 3-2. pH seuil pour la mobilité de certains métaux lourds.....	78
Tableau 3-3. Propriétés des particules argileuses utilisées dans les essais expérimentaux.....	79
Tableau 3-4. Principales caractéristiques du géotextile non tissé utilisé.....	81

CHAPITRE 4 :

Tableau 4-1. Conditions expérimentales des essais batch.....	91
Tableau 4-2. Paramètres de la cinétique d'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin, obtenus à partir les modèles de Second ordre et Simple Elovich.....	99
Tableau 4-3. Modèles isothermes et leurs valeurs constantes pour l'adsorption du cuivre, plomb et du zinc par les fibres de lin.....	102
Tableau 4-4. Capacité maximale d'adsorption du cuivre, du plomb et du zinc par différents adsorbants à faible coût.....	103

CHAPITRE 5 :

Table 5-1. Conditions d'essais de filtration pour les quatre configurations étudiées.....	109
Tableau 5-2. Bilan de masse : Pourcentages en masse des particules restituées dans l'effluent (Meff); déposée dans chacune des dix sections du milieu; totale déposée dans le milieu poreux (Mp) (somme de masses déposées dans les dix sections) et la mase total (Mt _{tot} = Meff + Mp), pour les différentes configurations.....	114
Tableau 5-3. Abattement en (%) dans les géotextiles : l'abattement est défini comme le rapport entre la masse de particules déposée dans le géotextile et la masse totale de particules injectée.....	114
Tableau 5-4. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn).....	132
Tableau 5-5. Abattement en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les géotextiles.....	132
Tableau 5-5. Concentrations relatives restituées (%) des métaux solubles et particulaires après 120 Vp de solution injectée.....	136
Tableau 5-6. Efficacité de rétention (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) injectés seuls ou en présence des particules en suspension, après 120 Vp injectés.....	139
Tableau 5-7. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) soluble + particulaire.....	140
Tableau 5-8. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les géotextiles.....	141

INTRODUCTION GENERALE

Introduction Générale

La lutte contre la pollution des eaux mobilise des programmes de grande envergure (Programme Européen Horizon 2020 et Rapport d'Information du Sénat, 2016) et pourtant c'est un sujet de préoccupation ancien (ANRT, 1972 ; Pacaud A., 1950 ; Odum E.P et Odum HT, 1953). Elle se caractérise surtout par sa multidisciplinarité. Qu'ils soient du monde académique ; chimistes, hydrogéologues, biologistes, chercheurs des sciences de l'ingénieur, économistes ou du monde de l'industrie, de l'agriculture ou des collectivités territoriales, l'aménagement du territoire nécessite la prise en considération de cet élément vital aux conditions de vie. Dans le cycle naturel de l'eau, l'apport des eaux est généralement lié aux précipitations ou le stockage souterrain alimenté par les précipitations également. En ce qui concerne l'approvisionnement de l'eau, on peut distinguer plusieurs grands problèmes : soit il est insuffisant et difficile dans certains pays ou soit il est dramatique dans d'autres régions du monde avec des inondations catastrophiques et récurrentes. Les ressources naturelles sont variables suivant les pays. Ces préoccupations intéressent toujours et encore de nombreux organismes internationaux et les Etats.

En France, bien que nous soyons dans de bonnes conditions grâce à un réseau hydrographique important avec des grands fleuves et une pluviométrie assez régulière et rythmée, des pénuries ont tendance à s'installer suite à l'augmentation rapide des besoins individuels (explosion démographique et exigences actuelles de chacun d'entre nous, à la différence des anciens quand ils allaient chercher l'eau au puits) et aussi pour l'industrie avec la croissance économique. Dans d'autres pays, moins favorisés, les ressources sont compromises et des mesures sévères sont prises ; notamment économiser l'eau et la réutiliser, voire installer des usines de désalinisation.

Comme l'usage de cette ressource est vital pour l'humanité et primordial pour l'industrie, il doit être raisonné. La qualité de l'eau doit être garantie alors que l'hydrosphère est déjà fortement impactée par les activités humaines. Grands nombres d'études sur l'épuration et d'équipements rustiques à complexes ont été réalisés dès le début du développement urbain et industriel (Walter J et Weber JR., 1972). Aujourd'hui même, la ruralité doit y faire réellement face à cause de l'agriculture intensive.

La problématique de la ressource en eau et surtout de sa préservation après usage concerne tous les champs disciplinaires, qui traitent de l'aménagement du territoire.

Dans le domaine de l'aménagement du territoire, urbain et périurbain avec les zones industrielles et commerciales, l'exploitation des ressources en eau, pour la consommation humaine et la consommation industrielle, a nécessité la création de zones d'exploitation (station de pompage, champs captant...), de la distribution d'eaux potable et de la collecte des eaux usées. Ainsi, la lutte contre la pollution des eaux s'est largement développée avec la construction de station d'épuration de grandes dimensions mettant en œuvre des processus de traitement complexes. En ville du XIX^{ème} jusqu'au XX^{ème} siècle, les services d'assainissement collectaient les eaux usées et les eaux pluviales dans le même réseau, dit unitaire afin de les rejeter en dehors (concepts hygiénistes). Il en existe encore beaucoup, et leurs besoins de rénovation sont essentiels compte tenu de leur âge. De nombreuses industries à l'extérieur des

viles ont fait elles aussi de réels progrès en agissant sur les procédés de fabrication et sur le recyclage. Les efforts restent à fournir, même si un grand nombre de stations de traitement ont été construites.

Face à ces problèmes d'imperméabilisation intense et l'extension urbaine, les eaux pluviales sont devenues un réel problème car elles augmentent les risques liés aux crues, aux inondations, et aux pollutions. Les problèmes ont été examinés à la fois à l'égard d'un des risques majeurs qu'est l'inondation générant des catastrophes dramatiques et ont été analysés par de nombreuses villes, souvent par retour d'expérience en France comme Nîmes, Vaison la Romaine, et dans le monde en fonction de la taille de leur bassin versant et des aménagement qui s'y trouvent.

Ce n'est non seulement un problème hydraulique avec des volumes d'eau important à gérer, mais aussi un vaste problème de pollution notamment par la diversité des milieux, induisant une qualité des eaux de ruissellement plus ou moins bonne. Face à l'imperméabilisation des surfaces urbaines, à la qualité et la quantité des eaux de ruissellement, il a fallu créer des réseaux séparatifs, car le niveau et le type de pollution diffèrent fortement (concepts environnementalistes). Ces réseaux séparatifs nécessitent la création des zones de stockage pour écrêter les pics de crue, voire pour être utilisées pour de l'irrigation. Des vastes zones de stockage sont réalisées, (réservoirs, tunnels) nécessitant des opérations de curage régulières avec des boues contaminées plus ou moins. Depuis, la loi sur l'eau de 1992, les communes doivent prendre des mesures pour le traitement des eaux pluviales.

Canalisées dans les réseaux d'assainissement urbain, elles sont évacuées vers des exutoires intermédiaires tels les bassins d'orage. Ces derniers ont été conçus pour répondre essentiellement à un problème quantitatif alors qu'ils doivent aussi avoir une fonction épuratrice pour protéger les milieux naturels récepteurs. Le recours à des techniques alternatives de rétention/infiltration est aujourd'hui introduit comme outils de gestion à différentes échelles. Des techniques alternatives astucieuses se sont développées avec des chaussées réservoirs, toutefois avec le temps elles ont montré des limites notamment avec leur colmatage, rendant les opérations de nettoyage difficiles voire impossibles sauf à les démanteler. Cette préoccupation du contrôle à la source des eaux pluviales, et plus particulièrement de l'infiltration comme moyen de drainage, s'inscrit également dans les conceptions de la ville durable. De nombreux projets d'aménagements urbains par le monde intègre cette donnée notamment dans son analyse systémique de son schéma général d'urbanisme avec la réalisation de bassins, mares tampons, noues. Elle a également une portée au niveau de la parcelle individuelles (tranchée drainante, cuve, toiture végétalisée stockant l'eau pour des utilisations spécifiques). Cette préoccupation environnementale se trouve renforcée du fait des indices de changements climatiques et de leurs conséquences en matière d'intensification des précipitations et de variation des fréquences et niveaux d'intensité des crues.

Dans le domaine rural, l'importance des zones humides naturelles a été longtemps négligée, voire ignorée car elles sont porteuses de légendes et de maladies. Nombreuses ont été asséchées pour des raisons d'aménagement, de rentabilité agricole, et aussi d'assainissement, comme la forêt landaise et le marais Poitevin. Alors qu'aujourd'hui, leur rôle est essentiel à la

biodiversité. L'inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) a été initié en 1982 par le ministère chargé de l'environnement en coopération avec le Muséum National d'Histoire Naturelle. Il s'agit d'un inventaire scientifique permanent des secteurs du territoire national, terrestre, fluvial et marin particulièrement intéressant sur le plan écologique, notamment en raison de l'équilibre ou de la richesse des écosystèmes qui le constituent, de la présence d'espèces végétales ou animales rares et menacées. Le remembrement des terres agricoles, avec la perte des bocages, la mécanisation outrancière, l'usage des pesticides, amenant les paysans à devenir peu à peu des industriels de l'agriculture sont également un aspect qui est largement étudié pour éviter la perte de sols nourriciers. L'UNESCO et la FAO et d'autres organismes internationaux mènent de nombreuses études sur le thème.

Dans ce cadre si vaste, l'objet de ce mémoire de thèse est de focaliser notre recherche sur la gestion des eaux pluviales ou de ruissellement en milieux urbains. Avec les contraintes environnementales et hydrologiques, il est nécessaire de recommander des mesures compensatoires pour gérer les eaux pluviales et ainsi réduire les risques d'inondations mais aussi d'introduire la notion de micro-station de traitement proche de la source, en amont des ouvrages de rétention pour réduire leur vulnérabilité.

Les eaux pluviales peuvent véhiculer des quantités élevées de polluants organiques (hydrocarbures, pesticides) et inorganiques (métaux lourds). Ces polluants sont en grande partie associés à la fraction particulaire transportée par l'écoulement mais sont également présents sous forme dissoute ou colloïdale. S'il existe des méthodes pour le dimensionnement hydraulique des ouvrages (volume, capacité de filtration), l'étude de leur vulnérabilité à cause essentiellement du colmatage du fait de la teneur particulaire de ces eaux de ruissellement mais aussi de leur performance environnementale à l'égard des polluants drainés est plus compliquée à évaluer. La charge particulaire est difficile à arrêter avec des systèmes classiques, car elle est faible mais chronique et irrégulière. En fonction de leur localisation, en milieu urbain ou rural, ces eaux de ruissellement sont plus ou moins chargées ou polluées. Ainsi ces apports terrigènes du continent vont impacter les sédiments des milieux aqueux (fluviaux ou marins).

Suivant les configurations du réseau d'assainissement, les eaux de ruissellement transitent dans les réseaux, a priori peu biodégradables, tels que la pierre et les ciments ou les bétons. Toutefois, on connaît les mécanismes de dégradations de ces matériaux, sous l'effet des effluents, à l'origine de mécanismes biologiques, mettant en jeu des micro-organismes, notamment du cycle du soufre. Puis finalement elles arrivent et sont traitées en station d'épuration ou sont rejetées dans le milieu aqueux naturel quand il y a un afflux trop abondant, impossible à gérer.

Par ailleurs, la filtration et infiltration des eaux dans le sol, dont la fonction épuratoire est largement connue, sous réserve que le sol ne soit pas aussi pollué est à ré-exploiter. La capacité épuratoire du sol est fortement liée à l'organisation du milieu poreux et des constituants minéralogiques des sols et aussi à l'activité biologique et microbienne qui s'y développe. L'usage des produits biosourcés devient de plus en plus exploré par les producteurs de matériaux, soit comme isolants, soit comme renfort, dans les structures de

génie civil (béton de chanvre, ...etc., mais peu comme élément de filtration, alors que les techniques de phyto-remédiation et d'épuration de l'eau par lagunage sont-elles existantes et performantes.

Ainsi posons plus concrètement le problème et comment nous avons choisi de le traiter en prenant en compte le domaine d'expertise du laboratoire de recherche LOMC sur les fibres de lin et le contexte local de la région du Havre, particulièrement industrialisée. Pour réduire la longueur de transit, mais aussi la diversité des eaux à traiter en station d'épuration, voire éviter cet écoulement par le réseau classique unitaire au Havre et le volume à la STEP Edeilweiss, on se propose d'examiner les capacités épuratoires d'un milieu composite sables - géotextiles à base de fibres de lin, à deux échelles ; celle du laboratoire avec un dispositif en colonnes et celle d'un prototype in situ, en cours d'aménagement, en amont d'une noue et d'un bassin de rétention (Zac du Pressoir) dont les éléments de conception réalisation sont détaillés en [Annexe F](#).

Dans le premier chapitre, seront développés quatre aspects bibliographiques nécessaires à la compréhension du système étudié, a priori simple mais particulièrement complexe par ses interactions. Il sera à la fois naturaliste et descriptif dans les deux premières parties, en traitant successivement le problème des eaux de ruissellement en milieu naturel et en milieu urbain. La troisième partie synthétique portera sur les techniques alternatives et leur vulnérabilité. Finalement dans la dernière, il sera développé les grandeurs et les phénomènes physiques et chimiques de la filtration en milieu industriel.

Le deuxième chapitre, structuré en deux parties ; l'une sur les eaux de surface et leur gestion, l'autre sur la production normande de lin. dans la première partie, on s'intéressera à décrire le contexte local des eaux de ruissellement urbaines sur le territoire Havrais particulièrement industrialisé avec quelques analyses d'eau durant la période d'étude et à présenter brièvement les modalités de la gestion des eaux urbaines par la CODAH (Communauté d'Agglomération des Communes du Havre). Dans la seconde partie, la production normande de lin sera décrite et positionnée par rapport à la production mondiale, puis les techniques de son traitement des fibres et des coproduits seront examinées brièvement.

Ce chapitre est important pour asseoir les compétences de l'équipe et développer une collaboration avec les acteurs locaux.

Le troisième chapitre définira les matériaux spécifiquement utilisés et les méthodes expérimentales employées au laboratoire en phase préparatoire à la mise au point des conditions de test du prototype à grande échelle. Les méthodes d'analyses chimiques seront développées. Un accompagnement a été nécessaire pour l'apprentissage, la compréhension et l'interprétation des résultats peu communs pour les acteurs de génie civil.

Le quatrième chapitre est consacré à la présentation des résultats concernant la capacité épuratoire des fibres végétales en utilisant des étoupes de lin, qui sont des sous-produits de la production de fil de lin pour le textile. A l'aide d'essais batch la rétention chimique de solutions métalliques contrôlées par les étoupes de lin sera examinée et discutée.

Le cinquième chapitre est à l'étude du complexe de filtration dans différentes configurations pour définir en outre sa durée de vie - La notion de géotextile en fibres végétales et à durée de

vie limitée sera discutée. Des expériences en colonne seront présentées dans trois configurations :

- Sable avec et sans géotextile naturel avec une circulation d'une suspension de kaolinite
- Sable avec et sans géotextile naturel avec une circulation d'une solution métallique mixte (Cu, Pb et Zn).
- Sable avec et sans géotextile naturel avec une circulation du mélange suspension de kaolinite/solution métallique mixte (Cu, Pb et Zn).

Le mémoire se termine par une synthèse chronologique des résultats obtenus et une présentation des perspectives notamment sur l'usage de ces matériaux naturels dans la dépollution en conditions réelles (hydrocarbures, saturation/non-saturation...) et aussi avec le site expérimental situé en ville haute dans une zone péri-urbaine en fonction du cycle saisonnier.

CHAPITRE 1 : REVUE DE LA LITTERATURE

1. Chapitre 1 : Revue de la littérature

La pollution de notre environnement en particulier celle de l'eau, est devenue un véritable problème de santé humaine et nécessite le développement de nouvelles techniques pour la réduire car elle est de plus en plus perceptible. C'est particulièrement le cas de la contamination des eaux de ruissellement qui conduit à la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines.

Nous nous sommes inspirés non seulement des connaissances sur les processus se développant dans les milieux humides naturels mais aussi des connaissances sur les milieux poreux, filtrants utilisés afin d'épurer les eaux, pour réfléchir à la création de micro-écosystèmes. Les eaux de ruissellement ont une variabilité spatio-temporelle excessive et peuvent contenir des particules et des colloïdes minéraux et organiques, voir des éléments dissous. Il faut signaler que de nombreuses recherches ont été entreprises et le sont encore au niveau de la protection en milieu agricole, où sont utilisés nombreux engrais et pesticides pour augmenter la production, mais aussi dans les milieux urbains et périurbains avec des métaux lourds, des hydrocarbures..... Certains sont peu nocifs à très toxiques pour la biodiversité, notamment avec les perturbateurs endocriniens. Le ruissellement naturel est aussi responsable de la destruction de nombreux sols, notamment dans les pays tropicaux par effet d'érosion.

La quantité et la qualité des eaux de ruissellement sont à considérer dans la conception d'un système de gestion des eaux pluviales, comprenant des ouvrages associés (noues, bassins de rétention) pouvant devenir vulnérables à long terme.

Dans cet état de l'art, pour initier cette recherche, nous proposons de faire une synthèse de plusieurs disciplines scientifiques et techniques afin d'asseoir les connaissances nécessaires à acquérir pour comprendre les origines de la pollution des eaux de ruissellement et d'examiner les nombreux processus naturels ou industriels existants.

Le principe retenu est d'agir rapidement et ponctuellement par la création d'un dispositif simple, facilement accessible pour être changé rapidement, dont la fonction est d'épurer les eaux de ruissellements. Il pourra être intégré suivant les besoins de traitement de ces eaux comme élément complémentaire aux solutions existantes (à l'amont des noues, des chaussées réservoirs, ou des bassins de rétention). Nous avons donc choisi d'étudier le problème du traitement des eaux de ruissellement en milieux urbains, d'abord en laboratoire à l'aide de colonnes filtrantes en conditions contrôlées. Puis un prototype à une échelle en vraie grandeur a été développé sur le site de la Zac du Pressoir ([Annexe F](#)). Toutefois, étant donné l'impossibilité actuelle de bien maîtriser les conditions locales car nous ne disposons pas des équipements adaptés par manque de financement, notre station expérimentale n'est pas encore totalement opérationnelle.

L'eau de ruissellement étudiée s'infiltre dans le dispositif filtrant et se purifie en s'écoulant dans le milieu poreux (sable). Le dispositif étudié (sable et fibres végétales) s'avère bien plus simple que celui d'un sol vrai mais aussi d'un système de filtration en Station d'Épuration d'Eau Potable (STEP), qui s'intéresse principalement aux eaux usées. Son originalité est d'être localisé pour des bassins versants de petite dimension et pourra être ainsi rapidement

remplacé car à faible coût et de facilité d'accès. Il ne nécessite en fonctionnement aucune consommation d'énergie (l'eau s'écoulant par gravité).

Nous analyserons via les expériences antérieures, les notions et les connaissances indispensables à connaître par tous spécialistes des sols, qu'ils soient pédologues, agronomes, cultivateurs, forestiers, géotechniciens et aménageurs du territoire car tout est lié et la biodiversité y est extrêmement riche. Actuellement la spécialisation des sciences est telle, qu'en faire une synthèse orientée pour nos objectifs nous a semblé indispensable pour définir un plan d'expériences compatibles avec nos moyens et dans la durée d'une thèse. Il est reconnu que si la vulnérabilité de l'environnement est devenue une réalité, le rôle particulier du sol est un point essentiel à examiner. Certes il joue un rôle d'épurateur vis-à-vis de l'air et de l'eau, bien connu mais qui a ses limites. Certains seuils ne doivent pas être dépassés, le sol peut lui-même devenir un déchet. Par ailleurs, nous avons donc entrepris une vaste compilation d'informations de nombreux éléments existants auprès d'organismes de suivi de la qualité de l'air et de l'eau.

La revue de la littérature comporte quatre parties :

La première partie présente les caractéristiques des eaux de ruissellement plus ou moins polluées à l'échelle du sol en insistant sur son caractère naturellement épurateur (interface pluie/ressource aquifère). L'étude de l'interface entre les eaux ruisselées très différentes suivant les milieux et les eaux infiltrées à préserver sera largement développée.

La deuxième partie intéresse plus spécifiquement les eaux de ruissellement urbaines avec ses surfaces de ruissellement particulières, qui non seulement sont imperméables et augmentent les flux à gérer mais aussi altérables en fonction de l'agressivité des pluies. Le surplus d'eau est géré soit par des stations d'épuration où les processus sont complexes, notamment à cause de la variation de la nature et de la qualité des effluents.

La troisième partie développe la problématique du stockage et de l'épuration des eaux de pluie, avec un rappel des principales techniques alternatives qui ont été proposées pour mieux les gérer. Toutefois ces dernières ont montré leur vulnérabilité.

La quatrième partie vise à préciser les concepts théoriques de la filtration et de l'adsorption des métaux lourds par la matrice solide. Les concepts théoriques du transfert des particules et des solutés dans un milieu poreux seront examinés notamment dans le traitement industriel.

1.1. Le cycle naturel des eaux de surface

1.1.1. Les caractéristiques des eaux de surface (pluviales, ruissellement et infiltration superficielle)

Les paramètres qui caractérisent ces eaux sont extrêmement nombreux et variables, selon leurs origines spatio-temporelles et les surfaces ruisselées (ruissellement en milieu agricole, en milieu forestier et en milieu urbain).

En début du cycle, les conditions atmosphériques vont influencer la physico-chimie des eaux de pluie (qualité, quantité). Dans les zones industrielles, les émissions gazeuses sont

importantes. Les vents même des zones troposphériques peuvent entraîner des particules dans des zones démunies d'industrie. Dans les glaces polaires, les glaciologues ont notifié l'existence de ces particules d'origine naturelle comme celles issues du volcanisme terrestre ou du cosmos à celles générées par les activités humaines comme le nuage de Tchernobyl, et bien d'autres non identifiées.... Ensuite la nature et la topographie des surfaces ruisselées vont intervenir également sur son activité. Parmi les surfaces de ruissellement, et les milieux rural ou urbain, il faut considérer les sols et les matériaux constitutifs des chaussées et des toitures, ainsi que les nombreux déchets qui modifient en particules solides ou en solution les eaux ruisselées.

Il est connu que les précipitations, les eaux de surface et les eaux souterraines apportent de nombreux composés minéraux et organiques dans les milieux humides. Le sol représente une surface de ruissellement importante, il est également fortement évolutif car soumis à des actions géochimiques et biochimiques complexes qui depuis le développement des activités humaines sont plus ou moins perturbées. Ainsi ses fonctions méritent d'être examinées. Plusieurs processus physico-chimiques, biogéochimiques et biologiques assurent la rétention, leur transformation voire leur élimination. Ces processus sont à l'origine du pouvoir épurateur des zones humides, par effet filtre et pouvoir tampon. Ce pouvoir épurateur est bénéfique mais peut devenir limité en raison de la pollution chronique des eaux par des nutriments (phosphore, azote), par des composés plus ou moins toxiques (métaux, pesticides et autres polluants organiques). La rétention des matières en suspension et des éléments associés assure une fonction essentielle d'amélioration de la qualité des eaux en réduisant la charge solide. La nature, par la présence de ces zones humides joue ce rôle et a été imitée par l'homme. La mise en place de dispositif de filtration est largement utilisée pour purifier les eaux industrielles et usées dans les STEP.

Les processus physico-chimiques contribuent à l'épuration des eaux par interception et immobilisation des particules, floculation et la précipitation de matières colloïdales, l'adsorption de composés dissous sur les argiles des composés organiques, des oxydes et hydroxydes, l'association avec des éléments comme les carbonates.

Les processus biogéochimiques interviennent dans la transformation et la dégradation des composés introduits par les eaux. Ces changements de forme et d'état des éléments se développent suivant les conditions (aérobiose ou anaérobiose) qui existent dans les sols totalement ou en partie saturés. Toutefois, des processus de remobilisation de certains éléments peuvent intervenir par érosion, par désorption ou dissolution et exporter les particules hors de la zone humide.

1.1.1.1. L'effet des pollutions atmosphériques

Les pollutions industrielles sont particulièrement importantes dans les zones où se développent les industries, auxquelles s'ajoutent celles des véhicules à moteur. Les rejets de CO₂ à cause des combustibles fossiles, mais aussi la production du ciment participent fortement à l'augmentation des gaz à effet de serre. S'il est possible de le piéger sur les sites industriels, il l'est moins avec les chauffages des habitations et les véhicules. Les industries émettent de l'anhydride sulfureux SO₂ rapidement transformé en anion SO₄²⁺, des composés

azotés NH_4^+ , NO, NO_2 rapidement oxydés en NO_3^- , des composés carbonés du CO accompagnés d'éléments hydrocarbonés (HAP....) et d'éléments métalliques zinc, cadmium et de plomb qui peuvent être poussés par les vents. Rapidement ces pluies deviennent acide et les pluvio-lessivats acidifient les sols et s'infiltrer chroniquement. Des liquides toxiques peuvent également être déversés, comme des huiles de vidanges ou hydrocarbures.

1.1.1.2. La battance des pluies entraînant les dégradations et l'érosion

L'érosion pluviale provoque une croute de battance, qui devenant lisse perd sa perméabilité et favorise le ruissellement. L'eau entraîne les fines particules et se charge à devenir une boue, créant rigoles et ravines. Les différents facteurs de l'Universal Loss Equation établie par Wischmeier et Smith en 1978 (dans Duchaufour, 1997) qui s'écrit sur la forme :

$$A = R.K.S.L.C.P. \quad (1-1)$$

R : facteur d'érosivité des pluies, il traduit la violence des pluies

K : la sensibilité du sol à l'érosion, lié à la structure et la granulométrie des sols

S et L : sont des facteurs de pente (S ; l'inclinaison et L la longueur ininterrompue)

C : utilisation du sol et mode de culture

P : mesures de protection éventuellement mises en œuvre.

L'érosion provoque une perte de terres fines et par conséquent une augmentation de la charge minérale et organique des eaux ruisselées. Les naturalistes décrivent différents types d'érosion ; en nappe, par rigoles, par ravines, jusqu'à celle des berges de rivières. L'érosion éolienne est aussi à considérer, elle contribue à charger l'atmosphère de poussières, auxquelles s'ajoutent désormais les pollutions industrielles, à l'origine de pluies acides, mais aussi les retombées radioactives.

Le ruissellement par l'intermédiaire de l'érosion conduit à une réduction du potentiel de fertilité des sols. Agriculteurs et agronomes ont beaucoup travaillé sur les pratiques agricoles, ainsi que les élus qui ont légiféré pour limiter le phénomène.

1.1.1.3. Les contaminations par les amendements agricoles

Les composts urbains et les boues d'épuration sont souvent utilisés comme amendements organiques en constituant pour les sols une source d'azote et de phosphore. Or ces polluants en quantité croissante contiennent des polluants organiques (HAP Hydrocarbures aromatiques polycycliques, composés générateurs de Dioxine) et minéraux (cuivre, zinc, plomb). Leur utilisation est possible à conditions de respecter des précautions qui ont conduit des pays à interdire leur usage pour la production alimentaire. Le devenir de ces polluants varie suivant leur nature. D'autres amendements tels les engrais phosphatés, les engrais organiques semi-liquide (lisier), voir les phytosanitaires peuvent s'avérer nuisibles s'ils sont mal ou trop employés.

1.1.2. Les constituants et les fonctions multiples du sol

Les fonctions des sols sont multiples: le sol est le support du développement végétal naturel ou cultivé avec une production de biomasse végétale et animale. Il a une fonction protectrice

des nappes phréatiques, il est un système épurateur important, notamment en servant de milieu tampon à l'égard des émissions acides. Il sert de base à l'aménagement du territoire, comme support aux infrastructures, comme matériaux de construction, mais aussi de réservoirs aux déchets avec les **installations** de stockage de **déchets dangereux et non dangereux** (ISDD–ISDND, 2016). Il est également la mémoire du développement des activités humaines et renferme de nombreux témoignages d'archéologie. Malheureusement, à force d'avoir épuisé son capital épurateur, il peut devenir lui-même un déchet (sols pollués).

1.1.2.1. Les constituants du sol

1.1.2.1.1. *L'eau sous ses différentes formes dans le sol et sa mobilité :*

L'eau dans le sol joue un rôle fondamental, elle intervient dans la nutrition des plantes directement et indirectement en transportant des éléments nutritifs dissous et dans la pédogénèse pour les processus de formation des sols. Les sources principales sont d'une part l'eau de précipitation et aussi l'eau souterraine. Les pluies se répartissent en eau de ruissellement et en eau de gravité. Les eaux de ruissellement entraîne les particules les plus fines et est un agent d'appauvrissement des sols (Guiton M, 1988, Barnaud G, Fustec E, 2007).

1.1.2.1.2. La fraction minérale :

Elle est issue du fond géologique qui constitue la roche mère. Sous l'effet de transformation biochimique et géochimique, les roches s'altèrent. (Fig.1-1) Les processus fondamentaux de l'altération sont d'une part des processus physiques par micro division due aux actions mécaniques (d'origine thermique et/ou hydraulique) et d'autre part des processus chimiques, comme l'hydrolyse, la dissolution, l'oxydation, et l'hydratation (Duchaufour P., 1997, Riser J, 1999, Campy M et Macaire JJ, 2003, Baudin F., Tribovillard N., Trichet J., 2007). Les complexes d'altération sont un mélange de minéraux primaires dit hérités et de minéraux secondaires dits néoformés (transformation, solubilisation et néoformation). La matière organique joue un rôle important dans les processus de transformation et de solubilisation mais intervient peu dans le processus de néoformation.

Les complexes d'altération regroupent les argiles, qui constituent une famille diversifiée et riche où les cations peuvent être facilement échangés et les oxy-hydroxydes de fer, de manganèse et de silice.

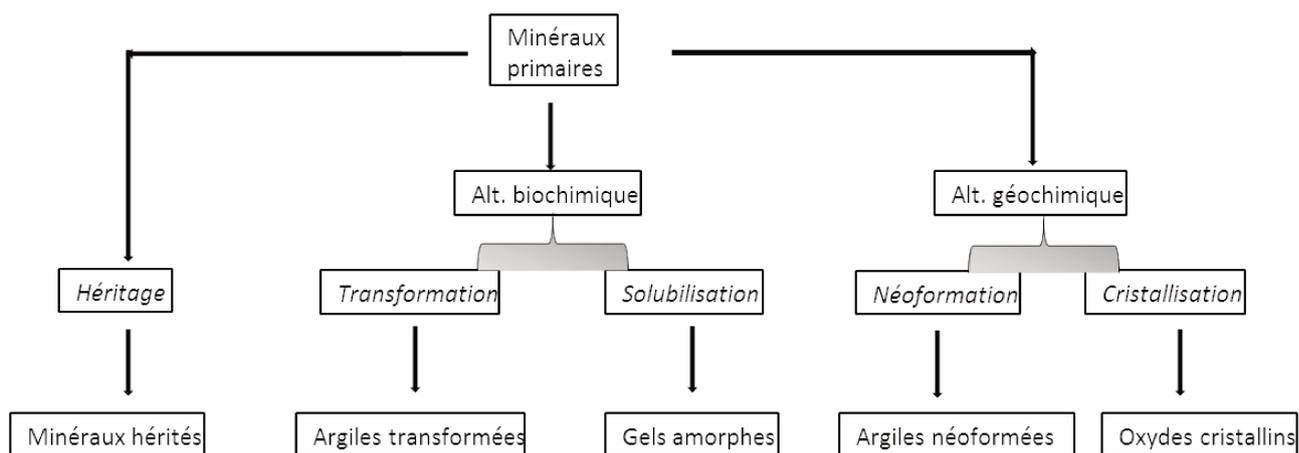
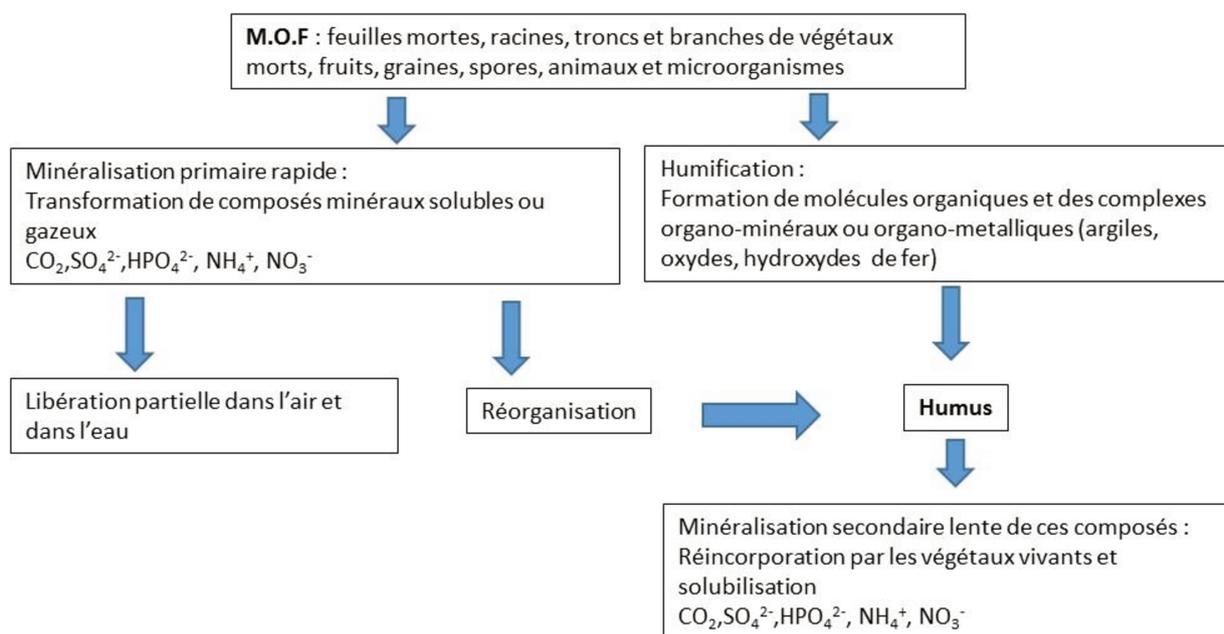


Figure 1-1. L'évolution des constituants des sols (Duchaufour, 1997)

1.1.2.1.3. La fraction organique :

La matière organique vivante est constituée de molécules avec un squelette d'atomes de carbone réduit sur lequel sont retenus d'autres atomes essentiellement oxygène, azote, phosphore et soufre. Les biomolécules sont classés en protéines, en hydrates de carbone ou glucides, lipides ; lignines et tanins. Les biomolécules sont produites à travers la photosynthèse, utile à la croissance végétale qui vont produire des macromolécules (cellulose, lignine, graisses) qui seront utilisées et à nouveau décomposées et oxydées, (respiration).



Les bactéries et les champignons ainsi que la microfaune jouent un rôle important dans l'humification directement (transformation de la biomasse morte) et indirectement par action enzymatique

Figure 1-2. Le rôle de la MO dans le sol (Duchaufour, 1997)

La matière organique fraîche (MOF) subit d'abord une décomposition microbienne, qui libère des composés simples, solubles puis une partie subit une minéralisation primaire et l'autre une

humification qui se minéralise à leur tour (minéralisations secondaire). Les agents d'humification constituent la biomasse microbienne (à différencier de la biomasse racinaire qui va jouer un rôle dans l'aération de sols et la consommation des nutriments) est composée de la microflore (bactéries et champignons) et de la faune (protozoaires, arthropodes inférieurs, les lombrics). Les bactéries jouent un rôle considérable notamment dans les processus d'oxydo-réduction, suivant le Eh et le pH du milieu (Fig.1-2).

Dans les sols forestiers, le stock de MOF est renouvelé périodiquement, dans les zones des steppes et de prairies, la décomposition annuelle des racines intervient de façon plus intense que celle en forêt. Le rôle de la rhizosphère, à forte densité microbienne est alors très important. L'incorporation de fumier, de paille, d'amendements organiques active la décomposition notamment par le travail du sol.

1.1.2.1.4. Les associations organo-minérales :

Ces réserves minérales et organiques et la rhizosphère constituent les apports de nutrition à la biosphère ; faune et flore. Les oligo-éléments sous forme cationique (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+}) sont eux aussi indispensables mais à une concentration déterminée. Carences et apports peuvent produire pauvreté ou toxicité des sols. Elles jouent un rôle important dans la pédogénèse. Suivant la nature des constituants, l'influence est tout à fait différente, voire opposée. Les composés solubles favorisent les processus d'entraînement soit par la formation de complexes organométalliques mobiles, soit par dépôt d'une pellicule hydrophile autour des particules d'argile, favorisant leur dispersion. D'autres composés insolubles favorisent la formation d'agrégats. Ils forment des vraies éponges à éléments chimiques. Sur un matériau quartzeux, les biomolécules sont peu abondantes.

1.1.2.2. Les fonctions de transfert et épuratrice des sols

Le phénomène de pluies acides est un processus localisé, notamment les sols pauvres, déjà acides et mal tamponnés. Dans ces conditions, la nutrition minérale des végétaux se fait essentiellement par l'atmosphère, et l'équilibre est fragile. Leur action directe sur les feuilles est constatée, notamment en détruisant les cuticules protectrices. Dans les autres cas, les pluies acidifient le sol directement et indirectement. Les arbres neutralisent les dépôts acides par l'excrétion des cations basiques (Ca^{2+} et Mg^{2+}), et par conséquent augmentent les prélèvements au niveau des racines, appauvrissant l'humus. L'ion toxique Al^{3+} remplace les ions divalents dans le complexe absorbants. Dans les zones de roches carbonatées, l'acidité est rapidement compensée et dissout les carbonates. Les cycles de l'azote et du soufre sont eux aussi affectés. L'excès d'azote dont la moitié sous forme nitrique est absorbé pour les besoins des arbres. Lorsqu'il y a saturation, l'excédent est entraîné sous forme nitrate de calcium, puis quand le stock est épuisé sous forme nitrate d'aluminium. Des conséquences nuisibles tel que acidité, toxicité, carences en ions basiques sont perceptibles dans les eaux de surfaces. Le soufre, donnant des ions sulfates moins solubles que les nitrates, se réorganisent en sulfates de fer et d'aluminium, qui en saturant rapidement les sites d'absorption, de la sorte que l'acidification reprend. La lutte contre les pluies acides doit se faire au niveau atmosphérique en réduisant les émissions azotées (gaz de voitures) et soufrés (fumées de combustibles) mais elle est aussi possible au niveau du sol par relèvement du pH.

Le pH des pluies acides peut descendre jusqu'à 1,5 contre 5 à 6 pour les pluies normales. La rétention des polluants à la source : installation de filtres en sortie de centrale thermique ou le développement des pots catalytiques sur les véhicules a permis la réduction de leurs nuisances dans les pays développés, mais le coût et les besoins d'énergie par les pays émergents avec l'utilisation du charbon et de lignites riches en soufre font craindre une augmentation des dommages causés.

L'infiltration des nitrates, les sulfates, difficilement retenus dans le sol peuvent vite contaminer les eaux des nappes et rendre les eaux non potables (50 mg par litre est la limite tolérable). Les conditions hydrauliques du sol jouent un rôle important pour leur infiltration. L'apport d'un excès de nutriments en azote et en phosphore peut provoquer l'eutrophisation des eaux libres à circulation lente (étangs, lacs, lagunes). Les effets de fer sont aussi très importants dans les réactions chimiques et biochimiques.

1.1.2.2.1. La rétention et l'élimination de l'azote :

L'azote est un constituant des organismes vivants où il circule sous formes minérales et organiques, à l'état solide, dissous ou gazeux. L'azote peut être immobilisé et stocké dans les milieux humides et éliminé par le processus anaérobie de dénitrification. Les apports d'azote ont différentes origines. Le processus de rétention par des bactéries aux végétaux introduit de l'azote atmosphérique. Si ce processus est naturel, il est aujourd'hui perturbé. La combustion des énergies fossiles (oxyde d'azote) et l'usage dans l'agriculture, les rejets domestiques et industriels ne cessant d'augmenter induisent des changements significatifs dans les milieux humides.

Les végétaux, suivant les espèces pérennes ou annuelles, leur stade de croissance et les microorganismes interviennent dans le stockage et le recyclage des composés azotés à plus ou moins long terme. Le processus de transformation de l'azote organique dépend de l'état de saturation en eau des sols. Si la couche superficielle est suffisamment riche en oxygène, la minéralisation de l'azote organique se fait par voie microbienne, avec une transformation en ammoniacque, puis en nitrites et en nitrates. Les nitrates solubles peuvent atteindre les eaux en profondeur. Dans la zone saturée, l'absence de l'oxygène limite la minéralisation de l'azote organique. Les nitrates sont en général éliminés par dénitrification. Les bactéries dénitrifiantes ont la capacité d'utiliser les nitrates à la place de l'oxygène pour décomposer la matière biodégradable. Ce processus de dénitrification est conditionné par de nombreux facteurs. Les nitrates sont ensuite réduits en oxydes d'azote, puis à l'état final en azote moléculaire. L'oxyde nitreux NO et le protoxyde d'azote N₂O sont parmi les gaz qui concourent à l'effet de serre et/ou la destruction de la couche d'ozone. Cet effet positif de dénitrification pour améliorer la qualité des eaux souterraines peut avoir des conséquences présentant un risque pour l'environnement. Il importe donc de réduire les quantités d'azote en circulation dans la biosphère.

1.1.2.2.2. La rétention et le devenir du soufre

Le soufre est un élément essentiel à la nutrition des plantes. La forme assimilable est l'anion SO₄²⁻ soluble est facilement assimilable par les racines. L'origine du soufre provient de réserves minérales, notamment la pyrite, mais aussi les humus hydromorphes, siège d'une

fermentation anaérobie libère du H_2S . Les sulfures s'oxydent facilement en $Fe(OH)_3$ et H_2SO_4 et acidifie le milieu, s'il n'est pas tamponné par le calcaire. La minéralisation du soufre organique contenu dans les humus forestiers et les fumiers de ferme ainsi que l'absorption directe de SO_2 atmosphérique par les parties aériennes sont suffisants pour la nutrition. Il n'est pas nécessaire de faire des apports additionnels. Toutefois l'excès, avec les pluies acides, peut provoquer des dégradations.

1.1.2.2.3. La rétention et le devenir du phosphore :

Le phosphore provient de l'altération des roches sous de nombreuses formes minérales et organiques, mais pas sous forme gazeuse donc ne passe pas dans l'atmosphère. Il est naturellement peu abondant. Les flux de phosphore ont considérablement augmenté par l'utilisation d'engrais phosphatés, les épandages des boues résiduelles, d'effluents d'élevage et des eaux usées. Il provient essentiellement des produits nettoyants et nécessite d'être traité par une déphosphatation en station de traitement. Le phosphore peut être associé aux particules organiques et minérales qui se déposeront. Sous forme dissoute, il peut précipiter avec le fer, le calcium, l'aluminium ou être adsorbé sur les argiles. Il ne peut être assimilé par les végétaux que sous forme d'ions phosphates ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Les apports d'azote et de phosphore contribuent à la production excessive de la biomasse, à la prolifération d'algues et à l'eutrophisation des milieux.

1.1.2.2.4. La rétention et le devenir du fer

Cet élément rentre dans la composition des protéines, pigments et enzymes et donc essentiel à la vie cellulaire. Le fer réactif est celui qui est accessible aux réactions chimiques et biochimiques. Il doit être libéré des minéraux, il est souvent adsorbé en surface des minéraux argileux et sous forme de complexe organométallique. Le fer Fe^{2+} est sous forme réduite, et soluble, alors qu'il est insoluble sous la forme oxydée Fe^{3+} (Fig.1-3).

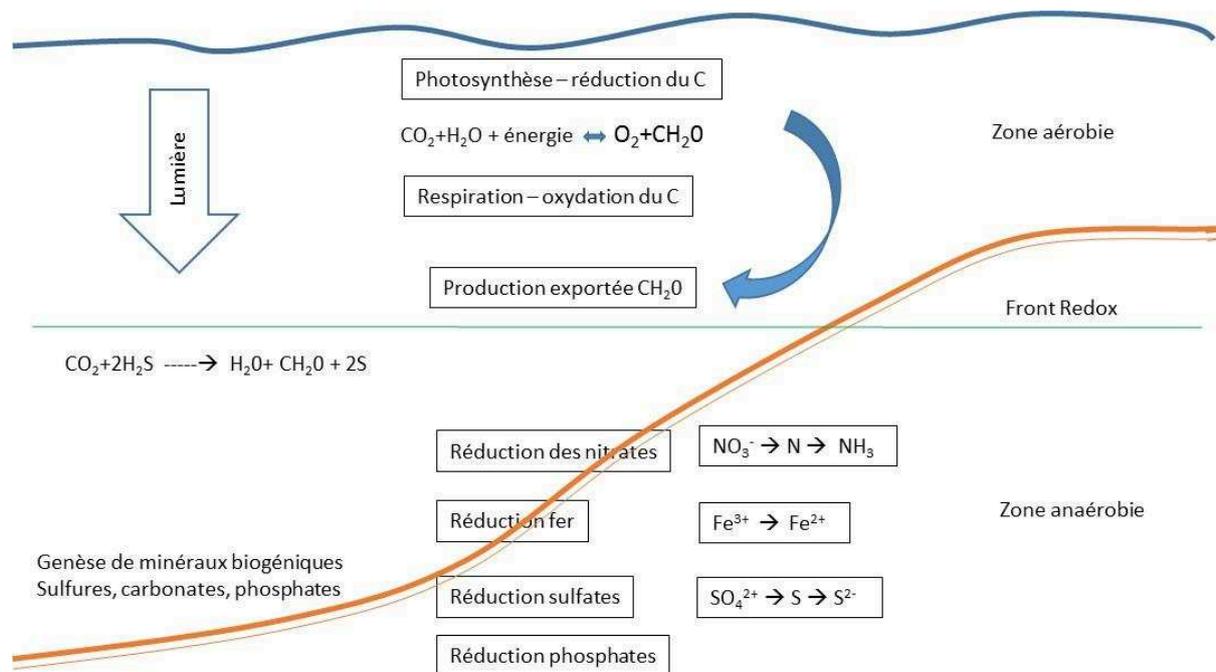


Figure 1-3. Les principales évolutions des sédiments à l'interface eau-sol (Baudin et al., 2007)

1.1.2.2.5. La rétention des éléments traces potentiellement toxiques (ETPT)

En plus du fond géochimique, il existe différentes sources de métaux lourds, que le sol va immobiliser. Les résidus industriels et urbains, les retombées atmosphériques, les apports d'origine agricole sont les principales sources d'apport en métaux lourds.

Ils rassemblent un ensemble d'éléments appelés « métaux lourds » (Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Hg Ni, Pb et Zn) mais aussi des métalloïdes comme l'As et Se. Ils sont issus des roches et sont peu abondants dans le milieu naturel. A faible dose certains sont indispensables au développement de nombreux organismes vivants en tant qu'oligo-éléments, mais peuvent devenir toxiques à forte concentration. D'autres restent toxiques à faible concentration. Toutefois les apports sont importants avec l'extraction et le traitement des minerais, les rejets d'effluents industriels, la mise en décharge de déchets industriels et domestiques, le lessivage des chaussées et des toitures. Les émissions des villes, des industries et des moyens de transport sont loin d'être négligeables. Ces éléments circulent sous formes liées à des particules et des colloïdes minéraux et organiques et sous forme dissoutes ou gazeuses. Ils parviennent essentiellement par les précipitations et le ruissellement des eaux de surface. La rétention de ces éléments se fait par adsorption des formes dissoutes sur les argiles ou sur des constituants organiques, qui vont sédimenter. En milieu très réducteur, ils peuvent être immobilisés sous forme de sulfures insolubles. L'absorption par les végétaux participe également au stockage en fonction des espèces végétales. Les milieux humides quasi fermés sont des systèmes de rétention efficaces pour les ETPT. Si cette rétention a un effet bénéfique sur la qualité des eaux, leur transfert dans les micro-organismes puis les végétaux consommés progressivement dans la chaîne alimentaire peuvent avoir des effets négatifs sur la santé des populations végétales, animales et humaines. C'est ce principe utilisé pour traiter les sols pollués, les végétaux ayant accumulé les polluants durant leur croissance ne sont pas consommés mais détruits. En règle générale, si le pH s'élève, la solubilité des oligo-éléments diminue, si le pH s'abaisse, elle augmente. Si les apports sont trop importants, souvent par voie atmosphérique, une toxicité peut se manifester.

1.1.2.2.6. La rétention et la transformation des micropolluants organiques

C'est un vaste ensemble de plusieurs milliers de composés associés à différentes activités humaines : pesticides, régulateurs de croissance, hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, solvants, détergents, composants industrielles (plastiques, PCB), sous-produits de traitement des déchets (dioxine)... La présence croissante de l'utilisation de pesticides est devenue préoccupante et est à l'origine de nombreuses recherches. Les apports sont sous forme d'aérosols, ou retenus à des particules ou à l'état dissous. Ils ont plus ou moins d'affinités avec la matière en suspension des eaux de ruissellement et la phase liquide. Certains composés volatils ou semi-volatils sont exportés vers l'atmosphère. Les composés retenus sur les particules minérales ou organiques ou les composés dissous retenus facilement par les argiles, les hydroxydes de fer et de manganèse et aussi la matière organique sont immobilisés lors de la sédimentation. Les processus de rétention faciliteraient la biodégradation de la plupart des composés. Des processus d'hydrolyse chimique et de photolyse participent à l'élimination partielle des produits, par biodégradation. La nature des substances, le type de milieu et les conditions d'oxydo-réduction influencent l'efficacité de ces processus. Les

coefficients d'adsorption sont variables. La rétention des flux de micropolluants est bénéfique sur la qualité des eaux, toutefois en cas d'apports répétés et importants, des effets négatifs peuvent se produire sur la flore et la faune. Il reste encore beaucoup de recherches à mener.

Dans le cas de composés organiques toxiques dits « xenobiotiques », qui sont des produits défavorables à la vie des organismes ou les microorganismes et la végétation. C'est l'activité microbienne du sol qui a pour fonction de faire disparaître par biodégradation ces produits.

a - les phytosanitaires (pesticides, herbicides, insecticides et fongicides)

De nombreux produits sont maintenant interdits, comme les organochlorés, le HCH, DDT...etc. Aujourd'hui les triazines sont autorisés mais avec une réglementation stricte. Ils se biodégradent rapidement dans les sols, mais doivent éviter d'atteindre les eaux des nappes ou les eaux de rivières. La perméabilité des sols joue un rôle essentiel, il faut favoriser une infiltration lente et diffuse. La pente est aussi un facteur d'accélération des eaux de ruissellement.

b – les hydrocarbures

Les hydrocarbures se répartissent en trois familles : les hydrocarbures saturés (alcanes et cyclanes, stéranes et hopanes dont le nom se termine en .ane), les hydrocarbures insaturés non aromatiques (alcènes et alcynes .ène ou .yne) et les hydrocarbures aromatiques (le benzène et les HAP-ène). Les résidus pétroliers sont qualifiés de xénobiotiques comme les phytosanitaires, c'est-à-dire défavorables à la vie des organismes, des microorganismes et de la végétation. Ils proviennent des huiles de vidange, de citerne mais aussi des boues accumulées dans les fossés. La biodégradation de ces composés est très lente. . Ces derniers suivant leur densité forment une couche superficielle sur les nappes phréatiques ou au contraire s'accumulent en profondeur.

La principale mesure pour lutter contre les diverses dégradations de d'érosion et de pollution consiste à conférer au sol des propriétés d'une structure assurant à la fois l'aération et une perméabilité suffisante, le maintien d'une telle structure par de la matière organique est essentiel. Les sources de pollution par les HAP sont essentiellement anthropiques : chauffage urbain, gaz d'échappement des véhicules automobiles, incinération, production d'aluminium mais aussi naturelles par les feux de forêt. Le plus abondant est le fluoranthène et le plus préoccupant le benzo(a)pyrène (BaP)

1.1.2.2.7. La rétention de radioéléments

La rétention de radioéléments provenant d'origines diverses ne sera pas développée, toutefois elle ne peut être ignorée avec les catastrophes qui se sont produites, notamment Tchernobyl en 1986 et de Fukushima en 2011.

1.2. Les effets de l'urbanisation sur le ruissellement de l'eau

1.2.1. L'impact sur le régime d'écoulement

L'urbanisation conduit à une augmentation des surfaces imperméabilisées, et donc une augmentation des volumes de ruissellement (Fig.1-4). Une conséquence directe du

développement urbain est que les précipitations précédemment capturées par les terres tombent désormais sur des surfaces imperméables et sont converties en eaux de ruissellement (Roesner, et al., 2001). Avant qu'un bassin hydrographique soit développé, les jachères perméables peuvent stocker, infiltrer et évaporer une majorité des précipitations. Après le développement urbain, une grande partie de cette terre perméable est couverte de surfaces imperméables que l'eau de pluie ne peut traverser, comme les routes, les trottoirs imperméables, les parkings, et les toits. En outre, une grande partie de cette zone imperméable est directement reliée à un système d'assainissement et l'eau de pluie n'a aucune chance de s'infiltrer en passant sur un sol perméable. Le système d'assainissement traditionnel (par canalisation) est conçu pour transmettre rapidement et efficacement le ruissellement aux bassins de rétention et à la station d'épuration (STEP). Cela entraîne des flux de crête plus importants et plus fréquents en cas de pluie, ce volume excédentaire est souvent rejeté au milieu naturel sans traitement (Jones, et al., 2005; Roesner, et al., 2001; WEF & ASCE, 1998). De plus, comme une grande partie de la zone imperméable est directement reliée au milieu naturel si des fossés ou caniveaux ne sont pas installés, en conséquence, les polluants (métaux lourds, PES, HAP...etc.) peuvent être également transmis rapidement et sans traitement aux milieux récepteurs.

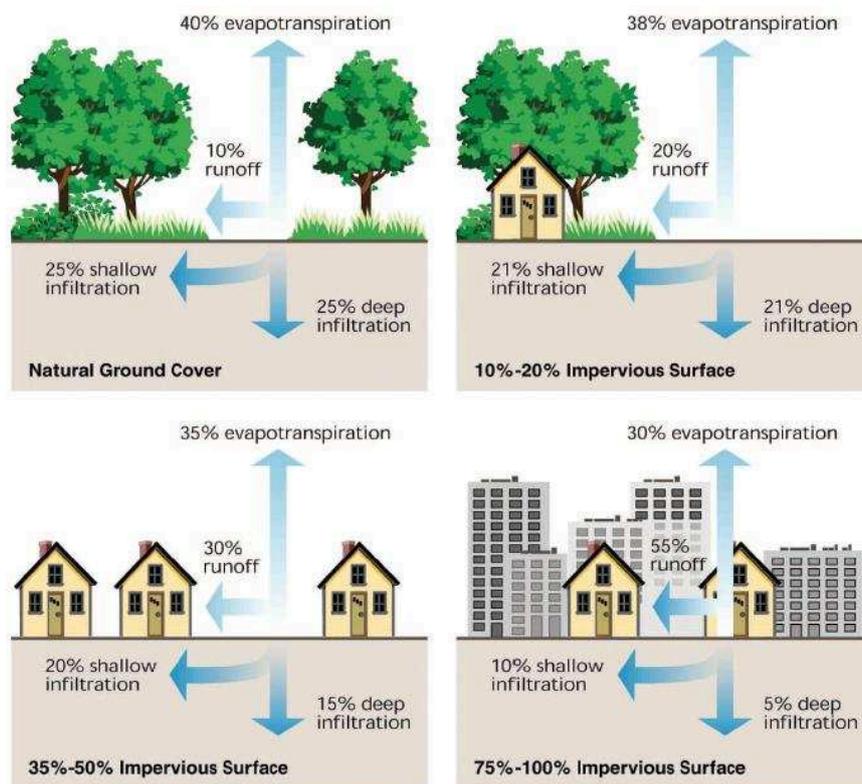


Figure 1-4. Schéma du rapport entre l'imperméabilisation des surfaces et le ruissellement (FISRWG, 1998)

Le régime d'écoulement naturel est un concept utilisé pour décrire l'état hydrologique d'un ruisseau ou d'une rivière dans des conditions naturelles non développées. Poff (1997) présente cinq composantes du régime d'écoulement qui sont jugés les plus écologiquement importants: la grandeur, la fréquence, la durée, le calendrier (prévision) et le taux de changement. Ces composants sont importants car ils décrivent le mouvement de l'eau et des sédiments, qui

déterminent en grande partie les conditions physiques et environnementales qui composent les écosystèmes riverains et l'habitat. Les changements hydrologiques naturels et humains peuvent perturber l'équilibre dynamique entre l'écoulement de l'eau et les sédiments (Dunne and Leopold, 1978). L'habitat aquatique et riverain le plus sain se trouve dans les cours d'eau avec des régimes d'écoulement naturel (Poff et al., 1997). L'urbanisation affecte de manière significative le régime d'écoulement naturel en réduisant l'infiltration des eaux dans le sous-sol, en augmentant le ruissellement et en coupant l'approvisionnement en sédiments terrestres (Fig.1-5). En réduisant considérablement la quantité d'infiltration, l'urbanisation réduit la recharge des eaux souterraines et réduit l'écoulement de base des cours d'eau (Leopold, 1968). Le développement urbain avec une gestion traditionnelle des eaux de ruissellement réduit les taux de pointe aux taux historiques, mais la durée des flux moyens est fortement étendue (Roesner and Bledsoe, 2003; Rohrer, 2004, Tassin, 2012). En outre, les routes pavées, les toits et les pelouses gazonnées coupent la quasi-totalité de l'approvisionnement en sédiments. Cela entraîne une augmentation significative de la capacité érosive des cours d'eau urbains pendant les tempêtes. A ce jour, les règlements d'urbanisme et d'environnement imposent la continuité écologique de l'écoulement des eaux naturel par exemple la mise en place de buses, de dalots, lors la construction de voie de contournement traversant une rivière.

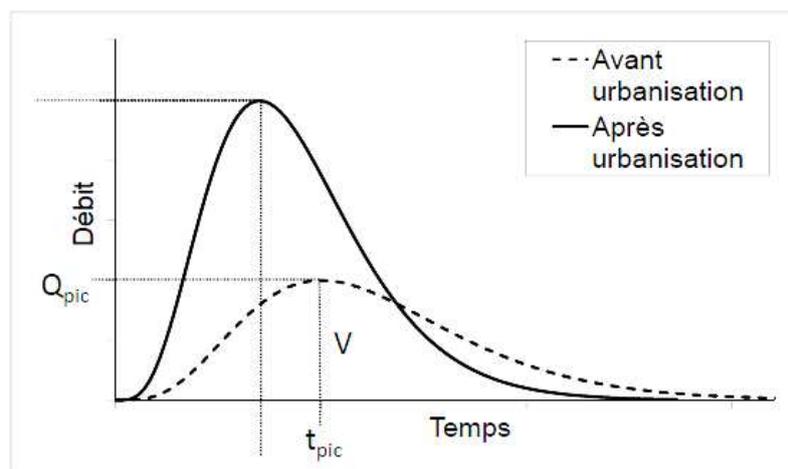


Figure 1-5. Modification d'un hydrogramme à cause de l'urbanisation du bassin versant (B. Tassin, 2012)

1.2.2. Les sources et les origines de la pollution des eaux pluviales en milieu urbain

Le ruissellement des eaux pluviales dans les zones urbaines peut contenir des concentrations importantes de polluants nuisibles qui peuvent contribuer à des impacts négatifs sur la qualité des eaux dans les milieux récepteurs. Les effets peuvent inclure des fermetures des plages, des limites à la pêche et des limites aux contacts récréatifs dans les eaux qui reçoivent des rejets d'eaux pluviales. Les contaminants entrent dans les eaux pluviales provenant de diverses sources dans le paysage urbain (Fig.1-6).

1.2.2.1. Les particules

Comme le ruissellement rural, le ruissellement urbain est chargé de particules, certaines issues de l'érosion des sols mais en moindre quantité car ces surfaces non recouvertes sont limitées

(parcs, jardins urbains, zones végétalisées) et d'autres provenant de la dégradation des surfaces spécifiques (toitures, chaussées, trottoirs), mais aussi des dépôts divers et variés laissés par les véhicules et les usagers. Les zones urbaines produisent leur propre mélange distinctif de flocons de sédiments métalliques provient des véhicules rouillés, les particules des gaz d'échappement des véhicules, les usures des pneus et les garnitures de freins, les morceaux des chaussées et la suie des cheminées résidentielles et industrielles. Les principales sources de particules dans les zones urbaines existantes sont liées à leur propre environnement urbain ou périurbain avec les sites industriels, le développement commercial et les autoroutes. Une forte charge minérale provient de zones en construction, des mesures ont été prises pour limiter les nuisances en termes de poussières et en termes de trainées de boues laissées par les camions. La FNTP a mené des actions environnementales dans ce sens. Le ruissellement des eaux dans le milieu urbain transporte une quantité importante des polluants qui affecte la qualité de l'eau.

Pendant le temps de pluie, les polluants sont arrachés à la surface des chaussées et sont transportés en aval. Une très grande partie de ces polluants est fixée sur les sédiments (Tab.1-1) (STU, 1994).

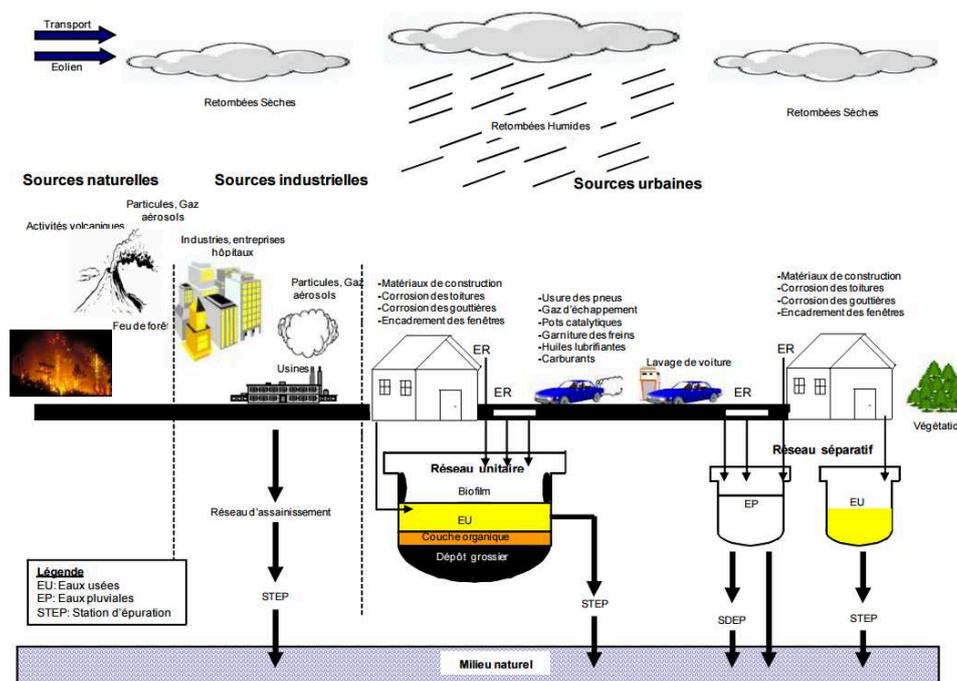


Figure 1-6. Sources d'émission des polluants dans le milieu urbain (S. ZGHEIB, 2009)

Polluants	Métaux	Hydrocarbures	DBO5	DCO
(%)	79 -99	82 – 99	83 - 92	83 -95

Tableau 1-1. Pollution particulaire/Pollution totale (STU, 1994)

1.2.2.2. Les nutriments

Les eaux de ruissellement des zones urbaines et rurales sont chargées de nutriments tels que le phosphore et l'azote qui favorisent la croissance des mauvaises herbes et des algues dans les lacs et les cours d'eau (eutrophisation).

Comme les sédiments, les concentrations de phosphore sont plus faibles dans le ruissellement urbain que dans le ruissellement rural, mais les charges annuelles de phosphore par hectare sont au moins comparables aux zones rurales. Parce que les composés de phosphore s'attachent aux particules du sol, les zones à fortes charges de sédiments produisent également des charges élevées en phosphore. Cela signifie que les sites de construction sont des sources importantes de phosphore ainsi que des sédiments. D'autres sources de phosphore comprennent les déversements d'engrais, mais aussi les gaz d'échappement des véhicules qui dégagent de l'ortho-phosphate.

1.2.2.3. Les matériaux exigeant de l'oxygène

Le ruissellement urbain porte des matières organiques telles que les déchets d'animaux domestiques, les feuilles, les coupures d'herbe et la litière. À mesure que ces matériaux se dégradent, ils utilisent de l'oxygène nécessaire aux poissons et à d'autres espèces aquatiques. Les cours d'eau peu profonds et lents sont particulièrement vulnérables. En effet, la flambée de la demande d'oxygène après qu'une tempête ait déversé les déchets organiques dans une voie navigable urbaine peut totalement épuiser son stock en oxygène et causer la mort des animaux aquatiques. Le ruissellement des zones résidentielles anciennes (avec plus de chaussée, plus d'animaux domestiques et égouts combinés d'eaux pluviales et sanitaires) contient la plus grande quantité de matériaux exigeant de l'oxygène.

1.2.2.4. Les polluants toxiques

L'un des défis particuliers des bassins hydrographiques urbains est la pollution toxique. Les polluants toxiques sont des substances susceptibles de causer des décès, des maladies ou des anomalies congénitales ou qui peuvent entraver la reproduction, le développement de l'enfant ou la résistance aux maladies. Les polluants toxiques les plus concernés par le ruissellement urbain sont les métaux lourds, les pesticides, les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

1.2.2.5. Les métaux lourds

Les métaux sont les polluants toxiques les plus présentés dans le ruissellement urbain. Des études antérieures ([Azzout et al., 1994](#), [Chocat et al., 1997](#) ; [Colandani, 1997](#)) confirment que le ruissellement des petites villes et des grandes villes est contaminé par des métaux toxiques tels que le plomb et le zinc.

Le plomb a toujours été utilisé comme « indicateur » d'autres polluants toxiques dans les eaux pluviales urbaines, car il est relativement facile à surveiller et ses dangers sont bien documentés. Le plomb est un problème pour les humains et la vie aquatique. Ses effets sur la santé humaine comprennent les dommages au système nerveux et aux reins, à l'hypertension

artérielle et aux troubles digestifs. Le plomb peut également être toxique pour la vie aquatique.

Le zinc est un autre métal qui peut se présenter dans les eaux de ruissellement urbain et qui viole souvent les normes de qualité de l'eau. Bien que le zinc ne crée pas de problèmes de santé humaine, mais il peut être toxique pour la vie aquatique. La principale source de nombreux métaux dans le ruissellement urbain est le trafic des véhicules. Les concentrations de zinc, de cadmium, de chrome et de plomb semblent directement corrélées avec le volume de trafic sur les rues qui sont reliées avec un système d'assainissement traditionnel. Comme la montre la [figure 1-6](#), les rues et les terrains de stationnement sont les principales sources de plomb dans les zones urbaines. Les toits peuvent également constituer une importante source de métaux. Les toits métalliques galvanisés, les gouttières et les canalisations descendantes sont la principale source de zinc dans les zones industrielles où les déversoirs descendent sur le trottoir ou directement dans les égouts d'assainissement.

Dans certaines villes, une importante source de métaux est le stockage en plein air de ferraille, de charbon et de sel. La liste des autres sources de métaux est longue, allant de la combustion à la détérioration du métal et de la peinture, les retombées atmosphériques, du pétrole ou des déchets municipaux peuvent porter le cadmium, le cuivre, le plomb ou le mercure. D'autres sources de métaux proviennent des peintures et des métaux plaqués qui contiennent généralement du cadmium ou du chrome. Le bois, pourtant perçu comme un éco-matériau, utilisé dans la construction extérieure peut contenir de l'arsenic, du chrome, du cuivre ou du zinc pour éviter la pourriture quand il est utilisé dans la construction extérieure.

1.2.2.6. Les autres produits chimiques

D'autres produits chimiques potentiellement toxiques trouvés dans le ruissellement urbain ont des noms si longs que nous les désignons communément par leurs initiales. Certains de ces produits chimiques sont dangereux même en très petites doses et exigent que les normes de qualité de l'eau soient fixées à des parties par milliard. Parce que l'échantillonnage pour ces produits chimiques peut être difficile et coûteux, l'information est très limitée. Deux groupes de produits chimiques sont présents dans des concentrations suffisamment importantes pour être préoccupants : HAP et PCB.

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) (également appelés hydrocarbures aromatiques polynucléaires) sont un grand groupe d'environ 10 000 composés. Ils sont des sous-produits communs de combustion incomplète provenant de véhicules, de fours à bois et de pétrole et d'incinérateurs. Certains HAP sont utilisés comme ingrédients dans l'essence, l'asphalte et les conservateurs de bois. Les HAP qui dépassent le plus souvent les normes de l'eau de surface ou des eaux souterraines comprennent :

- Benzo-a-pyrene
- Fluoranthène
- Benzo-ghi-perylene
- Phenanthrene
- Chrysene
- Pyrene

Les HAP affectent la santé humaine de diverses manières, mais elles sont particulièrement préoccupantes parce que plusieurs de ces composés sont parmi les agents cancérigènes les

plus puissants. Les tests de laboratoire sur les animaux indiquent que le benzo-a-pyrène provoque des problèmes de cancer et des problèmes de développement reproductif et fœtal. D'autres tests indiquent que certaines HAP endommagent les poumons, le foie, la peau et les reins. Certaines études suggèrent également que les HAP sont responsables des tumeurs et des lésions chez les poissons, en particulier ceux qui se nourrissent du fond des rivières. Les HAP s'accumulent dans les sédiments du fond dans les cours d'eau urbains et sont absorbés par les organismes aquatiques comme l'écrevisse.

Les Biphényles Polychlorés (PCB) sont un groupe de plus de 200 composés. Ce sont des composés très stables qui ne se dégradent pas facilement, ne brûlent pas, ne se dissolvent pas dans l'eau et ne conduisent pas d'électricité. Par conséquent, les PCB ont été utilisés à plusieurs fins, y compris l'isolation dans les transformateurs et dans les condensateurs électriques pour les luminaires fluorescents anciens et les appareils électroménagers. Ils ont également été utilisés comme liquides de refroidissement ou de lubrifiants. Les PCB sont particulièrement préoccupants parce qu'ils restent dans l'environnement pendant longtemps, s'accumulent dans la chaîne alimentaire, s'accumulent dans des tissus adipeux humains et peuvent éventuellement causer des problèmes de santé. Les effets à court terme de l'exposition aux PCB incluent des plaies cutanées et des problèmes de foie. Les effets à plus long terme peuvent inclure le cancer ainsi que les problèmes de reproduction, le développement du fœtus, l'immunité à la maladie et les fonctions hépatiques. Les sources de PCB comprennent les sédiments contaminés par les déchets industriels et ménagers mais aussi leurs lixiviats et leurs cendres d'incinération.

1.3. La maîtrise quantitative et qualitative des eaux pluviales par les techniques alternatives

1.3.1. Le développement des techniques alternatives

Depuis de nombreuses années, en raison des changements climatiques, l'intensité des pluies torrentielles engendre des destructions subséquentes, comme des glissements de terrain, des inondations et l'érosion des sols. Le développement urbain a augmenté les surfaces imperméables (toitures, routes, parkings ...etc.). Cela s'est traduit par une augmentation de la quantité des eaux pluviales à gérer par les agglomérations urbaines. Pour une meilleure gestion des eaux pluviales et pour éviter les inondations dans les zones urbaines, depuis de nombreuses années, des techniques alternatives ont été développées pour compléter les systèmes d'évacuation des eaux pluviales classiques. Elles sont présentées en [Annexe A](#).

Ces techniques tendent à remplacer ou compléter le système d'assainissement traditionnel des eaux urbaines généralisées dans les années 90 avec une politique «tout en tuyaux» ([Chocat et al., 1997](#)). Le but des techniques alternatives est de ne plus transporter les eaux de ruissellement à l'extérieur de la ville à travers des canalisations, mais les mieux gérer à la source et sur place. Les études antérieures ont montré que ces ouvrages peuvent constituer de bonnes structures de décontamination suivant leurs fonctions et leurs caractéristiques. Les techniques alternatives reposent essentiellement sur deux principes ([Azzout et al., 1994](#)). **La rétention** et le stockage temporaire des eaux de ruissellement pour réduire les vitesses

d'écoulement, réguler les débits et favoriser **l'infiltration** directe des eaux dans le sol. Les eaux infiltrées directement doivent respecter des seuils de teneur suivant les règles en vigueur.

Les particules en suspension dans les eaux de ruissellement en milieu urbain sont de composition hétérogène car elles sont de diverses origines, telles que l'usure des pneus et des freins des véhicules, les lubrifiants et les traces d'huile, la dégradation des matériaux de surface (chaussées, trottoirs, toitures), les déjections d'animaux, les dégradations des déchets, l'érosion des sols et le dépôt atmosphérique. La teneur en polluants comme les métaux lourds dépend fortement de la circulation urbaine et de l'atmosphère industrielle. De nombreuses études ont recueilli des données dans différents sites et ont mis en évidence la variabilité de la teneur en polluants. Les particules en suspension dans les eaux de ruissellement urbain sont très fines en majorité (<100 µm) (Chocat, 1997). Leurs propriétés sont liées à leur surface spécifique et leur surface est souvent chargée négativement, captant les cations des métaux lourds. Les métaux lourds sont soit dissous dans l'eau ou adsorbés sur les particules solides en suspension. Une grande partie des métaux lourds est souvent associée aux particules en suspension. En effet, comme l'ont montré plusieurs études (Chocat, 1997 ; Wong et al. 2006), un grand nombre des polluants associés au ruissellement, comme les métaux lourds (Pb, Cu, Zn, etc.), les hydrocarbures totaux (THC) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) se lient à des particules fines de sédiments.

Pour éviter tout transfert de pollution, les particules transportées doivent être traitées comme des déchets potentiellement toxiques. Une bonne pratique de la gestion des eaux pluviales est de traiter et de capturer la fraction de particules fines en suspension en amont du stockage de l'eau et pour réduire les opérations de curage. Si le système de stockage est en souterrain (chaussées réservoirs), il est plus difficile à restaurer une fois qu'il est contaminé sauf à le démanteler. L'efficacité de l'élimination des métaux peut alors être corrélée à l'élimination des particules en suspension. Selon la réglementation Française du 22 décembre 1994, les systèmes de filtration en milieu urbain doivent avoir un rendement d'élimination par rétention des particules en suspension d'au moins 90% (Pons et al., 2008).

Les techniques alternatives offrent une meilleure intégration dans le développement urbain. Contrairement à l'assainissement par canalisations, ces techniques n'ont pas besoin de grands travaux d'excavation et leur coût est faible par rapport au système traditionnel. Par conséquent, ils sont plutôt moins chers que les travaux de drainage classique. Enfin, le coût peut être divisé entre les différentes fonctions: urbain (routes), paysage (prairie de l'eau), environnemental (puits) ...etc. (Azzout et al., 1994).

1.3.2. La vulnérabilité des techniques alternatives et les freins à leur développement

Des études antérieures ont montré que ces techniques pourraient remplir aussi le rôle de structures de décontamination (Azzout et al., 1994 ; Legret et al., 1996 ; Colandini et Al., 1995 ; Fuerhaker et al., 2011 ; Wei et al., 2015). Cependant, la capacité de dépollution de ces structures peut conduire à des conséquences indésirables qui pourraient affecter leur durabilité. En effet, plusieurs travaux ont montré que l'accumulation de polluants qui sont

principalement fixés sur les particules en suspension dans le corps de la structure provoque le phénomène de colmatage (Colandini et Al., 1995 et Winston et al., 2016). Après de nombreuses années de fonctionnement le dépôt de particules en suspension, potentiellement polluées, peut réduire les performances hydrauliques et conduire au colmatage d'un milieu filtrant. Une étude réalisée par Gyllefjord et Kangas (1989) sur deux chaussées poreuses du nord de la Suède a montré que le taux d'infiltration chute rapidement avec l'âge de la structure en raison du phénomène de colmatage. Pour améliorer le fonctionnement de ces techniques alternatives, un système de prétraitement soit par décantation, soit par piégeage des polluants (par séparateur d'huile ou dans les boues) est installé et doit régulièrement être nettoyé pour augmenter la durée de vie de la technique alternative. Pour protéger les milieux poreux et éviter l'accumulation des particules à l'intérieur, il a été nécessaire d'incorporer un piégeage à l'amont des particules en utilisant des géotextiles. Les textiles géosynthétiques sont largement utilisés pour diverses applications. Ils sont utilisés dans le domaine de l'environnement (Lekha et al., 2004 et Sarsby et al., 2007), en géotechnique pour le renforcement des sols et en hydraulique pour la filtration, la séparation et le drainage (Leverenz et al., 2000 ; Muthukumaran et al., 2006 ; Nagahara et al., 2004 ; Vaitkus et al., 2007 ; Sychala et al., 2015). Pour l'utilisation des géotextiles dans les systèmes de filtration, il est important de connaître leur comportement à l'égard de la rétention des particules en suspension, des polluants comme les métaux lourds et du transfert de l'eau. Plusieurs études ont montré que la présence de géotextile peut améliorer la capacité du système de filtration à éliminer les polluants (Winiarski et al., 1999 ; Lassabatère et al., 2007 ; Kohne et al., 2009b ; Lamy et al., 2013). Lassabatère et al. (2004) ont étudié l'influence d'un géotextile synthétique non tissé sur le transfert de zinc dans un dépôt glacio-fluviale et ont montré que le géotextile réduit le transfert du polluant. Mulligan et al. (2009) ont observé, à partir d'essais de filtration en laboratoire, une bonne efficacité d'un géotextile synthétique non tissé pour l'élimination des particules solides contaminées dans les eaux de ruissellement.

Depuis de nombreuses années, l'utilisation de géotextiles naturels a été considérablement développée en raison des nombreux avantages qu'ils offrent. Ils sont efficaces, abordables (à faible coût, disponibles dans le monde) et sont en accord avec la gestion durable. En outre, ils présentent une durée de vie limitée, ce qui peut être compatible avec leurs utilisations dans les dispositifs de protection temporaire des pentes et des rives, les dispositifs de drainage et de filtration des eaux pluviales. Cependant, ils sont peu utilisés pour la filtration des eaux de ruissellement. Manoj et al. (2012) ont testé l'efficacité d'élimination des polluants d'un système de filtration d'eau de pluie avec un écoulement horizontal. Le système était constitué de sable, de gravier et des fibres de noix de coco avec un écran de séparation formé de chanvre de sisal tissé. Les résultats ont montré une bonne efficacité d'élimination des particules solides (élimination de 100% des particules pour des concentrations < 6g/L). En outre, ils ont observé une bonne rétention des ions Mg^{2+} et Na^+ . Une étude de laboratoire a été menée par Beom-Goo et Roger (2004) sur les fibres naturelles (épicéa, coir de noix de coco, bagasse de canne à sucre, kenafbast, kenafcore et coton) pour tester leur capacité à éliminer les métaux lourds (Cu, Ni et Zn) à partir de solutions aqueuses, en fonction de leur teneur en lignine. Les résultats ont montré que toutes les fibres testées ont une bonne capacité

d'élimination des métaux lourds. Cependant l'étude n'a pas pu établir une corrélation entre le pourcentage d'élimination des métaux lourds et la teneur en lignine du matériau adsorbant.

Néanmoins, des techniques alternatives sont souvent mal utilisées en raison d'un malentendu. En fait, ce manque de communication s'explique par le manque de contact entre les investisseurs (le planificateur de la ville) et les utilisateurs. Très souvent, les solutions techniques sont indépendantes du plan de la ville (Maytraud et Brousse, 1998). C'est pourquoi la vulnérabilité de ces ouvrages est une question très importante pour le bon fonctionnement d'un système de drainage. Toutefois depuis plusieurs années, la prise en charge par les collectivités de la gestion des eaux pluviales, a permis de développer largement ces concepts de réseaux séparatifs et de techniques alternatives. Dans le chapitre 2, nous présenterons les réponses données par les autorités locales pour améliorer la gestion des eaux pluviales en créant de nombreux bassins de stockage souterrains et en surface.

1.4. Les processus de traitement industriel des eaux

Le traitement des eaux est répandu pour la distribution de l'eau potable, compte tenu des nombreuses pollutions agricoles et industrielles qui touchent l'hydrosphère, mais aussi pour des raisons sanitaires, où les eaux sont malsaines et porteuses de maladies. Parmi les métaux lourds, le cuivre, le plomb et le zinc sont fréquemment rencontrés dans les eaux de ruissellement. Ces métaux peuvent provoquer des dysfonctions rénales (cas du plomb et du cuivre) ainsi que des altérations chroniques du système nerveux (plomb) et du tractus gastro-intestinal, même à de faibles concentrations. Ainsi il s'impose de faire une synthèse des connaissances nécessaires pour analyser et valider le dispositif repose sur les mécanismes de filtration et d'adsorption bien connus dans le domaine du traitement des eaux. Dans les eaux usées ou les eaux de ruissellement, les métaux lourds sont répartis entre une phase solide où ils sont attachés aux particules en suspension et une phase aqueuse (solubles). Alors que la phase solide peut être éliminée par les techniques de filtration et décantation, la fraction soluble est plus difficile à traiter. Les techniques développées pour l'élimination des métaux solubles des eaux usées et de ruissellement incluent par exemple : la précipitation chimique (Esalah et al., 2000), la flottation (Zouboulis et al., 1997), l'échange d'ions, la récupération électrolytique et la séparation membranaire (Scott et Hughes, 2012). Ces techniques, outre qu'elles sont économiquement coûteuses, présentent un certain nombre d'inconvénients. En effet l'élimination des métaux requière une quantité élevée de réactifs et d'énergie et produit des boues toxiques ou d'autres déchets qui doivent être éliminés (Bailey et al., 1999).

1.4.1. Généralités sur la filtration

La présente synthèse s'intéresse aux filtres granulaires, des sables aux graviers, bien connus pour le traitement de l'eau potable ou pour des applications industrielles et les bases de loisirs nautiques. L'écoulement en milieux poreux intéresse également les hydrogéologues pour exploiter la ressource en eau des nappes phréatiques ou les protéger, les aménageurs à cause de l'érosion interne des ouvrages en terre, mais aussi à cause des problèmes inhérents au colmatage ou à l'étanchéité, comme les pétroliers ou les constructeurs de parois ou de forages.

Durant la filtration sur des lits granulaires (Walter J et Weber JR, 1972, Mériquet G, 1997), l'écoulement de l'eau est à l'origine d'un transport de petites particules se produit dans l'espace poral sous l'effet des forces de gravité, de diffusion et d'hydrodynamiques d'écoulement. Ils dépendent de nombreux facteurs le filtre et sa granulométrie, la vitesse d'écoulement, la température, la densité des particules en suspension, leur forme, leur nature..... Les particules en suspension peuvent être retenues par le milieu granulaire et se déposer. Les mécanismes de captation sont diverses des interactions électrostatiques à de l'adsorption spécifique. Des dépôts de surface et en profondeur se développent simultanément, généralement appelé cake de surface et cake en profondeur. Ces mécanismes sont aussi observés s dans le cadre des travaux souterrains pour garantir la stabilité d'une paroi excavée dans des sols difficiles (milieux alluvionnaires, grossiers à vaseux) grâce aux fluides bentonitiques - (GT4, 2002). Dans le cadre du traitement d'eau, à l'inverse, il est recherché d'éviter ces mécanismes de colmatage rapide. Néanmoins, un colmatage progressif se produit inévitablement et le filtre perd ses performances.

L'écoulement en milieux poreux est largement étudié dans l'équipe de Géo-environnement du LOMC avec des approches couplées expérimentales et modélisation, en milieux saturés. La filtration au travers de lit granulaire contrôlé est mieux maîtrisée que l'infiltration dans les sols, qui est particulièrement complexe. La filtration en milieu simple ou en milieu complexe comme le sol doit obéir aussi à des lois rapidement rappelées, comme la loi de Darcy et ses nombreuses adaptations. Les principales méthodes utilisées par les différentes équipes sont la filtration à débit constant, ou à pression constante. La qualité des eaux ou des effluents par filtration dépend du filtre, des particules en suspension, de la nature de l'eau.

1.4.1.1. L'écoulement en milieu poreux saturé

Un milieu poreux est un ensemble des grains solides autour desquels existent des espaces vides appelés pores, pouvant être interconnectés ou non. Le transport des particules fines à travers un milieu poreux saturé est un phénomène très complexe qui a fait l'objet de plusieurs études. Ces recherches ont donné naissance à de nombreuses approches théoriques et empiriques dans le domaine de la filtration. La difficulté rencontrée dans ce type de recherche est la variété des différents paramètres qui entrent en jeu, telles que les conditions physico-chimiques, les conditions hydrodynamiques, la microstructure et les propriétés des particules fines ainsi que les mécanismes de transport et de capture des particules fines à travers le milieu filtre. A cause de tous ces paramètres, le problème de la modélisation de transport-dépôt des particules fine reste toujours ouvert.

Il est nécessaire de caractériser le milieu poreux afin de pouvoir étudier ces phénomènes de transport. Plusieurs paramètres sont nécessaires pour caractériser le milieu poreux : la porosité, la perméabilité, la tortuosité, la masse volumique, l'hétérogénéité et la distribution des pores dans le milieu poreux.

1.4.1.1.1. Caractérisation d'un milieu poreux

- **Porosité**

La porosité totale ϕ d'un milieu est le rapport entre le volume des pores dans le milieu V_p [m³] et le volume total V_t [L³] du milieu. Elle s'écrit :

$$\phi = \frac{V_p}{V_t} \quad (1-2)$$

La porosité cinématique ϕ_c est définie comme le rapport du volume de l'eau qui peut circuler librement sous la force de gradient hydraulique sur le volume total du sol :

$$\phi_c = \frac{\text{Volume des vides occupés par un fluide mobile}}{\text{Volume total}} \quad (1-3)$$

- **Conductivité hydraulique**

La conductivité hydraulique d'un milieu poreux décrit l'aptitude de ce milieu à être traversé par un fluide sous un gradient hydraulique. La conductivité hydraulique K [L T⁻¹] est déterminée par la loi de Darcy en calculant le débit Q [L³T⁻¹] traversant le milieu peux.

$$\frac{Q}{A} = K \cdot i \quad (1-4)$$

où A la surface de la section traversée par l'écoulement [L²] et i le gradient hydraulique [L L⁻¹].

La conductivité hydraulique K est un paramètre lié à la perméabilité intrinsèque k [L²] du milieu et à la viscosité dynamique du fluide μ [ML⁻¹T⁻¹] par la relation suivante :

$$K = \frac{k \cdot \rho_f \cdot g}{\mu} \quad (1-5)$$

Où g l'accélération de la pesanteur [LT⁻²] et ρ_f la masse volumique du fluide [M L⁻³].

- **Surface spécifique**

La surface spécifique S [L⁻¹] correspond à la surface totale des particules par unité de volume. C'est une grandeur importante pour étudier les phénomènes d'absorption et d'adsorption. Pour les particules sphériques de diamètre d_p [L], la surface spécifique se calcule par la relation suivante :

$$S = \frac{\text{Surface de la particule}}{\text{volume de la particule}} = \frac{\pi d_p^2}{\pi \frac{4}{3} \left(\frac{d_p}{2}\right)^3} = \frac{6}{d_p} \quad (1-6)$$

- **Masses volumiques**

On peut distinguer la masse volumique apparente et la masse volumique réelle.

- i. Masse volumique apparente ρ : c'est le rapport entre la masse d'un milieu poreux et le volume apparent qu'il occupe. Elle est décrite par la relation suivante :

$$\rho = \frac{M_h}{V_t} \quad (1-7)$$

où M_h est la masse du milieu poreux [M] et V_t est le volume total apparent du milieu [L^3]

- ii. Masse volumique réelle $\rho_{réelle}$: c'est le rapport entre la masse d'un milieu poreux sec et le volume sec des grains. Elle est décrite par la relation suivante :

$$\rho_{réelle} = \frac{M_s}{V_g} \quad (1-8)$$

où V_g est le volume réel des grains [L^3].

1.4.1.1.2. Mécanismes de transport des particules dans un milieu poreux

Le transfert de particules dans un milieu poreux peut être provoqué par plusieurs phénomènes :

- **Convection**

La convection est parmi les mécanismes les plus prépondérants dans le mouvement des particules. Les particules se déplacent avec l'écoulement du fluide portant.

- **Diffusion moléculaire**

Ce phénomène est dû à l'agitation des particules par le mouvement Brownien. Ce mouvement aléatoire des particules dans un fluide ne les soumet à aucune interaction autre que des chocs avec les autres particules environnantes. Ce phénomène a tendance à homogénéiser la concentration des particules dans tout le fluide. Son influence ne devient importante que dans les cas des petites vitesses d'écoulement ($<10^{-7}$ cm/h $^{-1}$).

- **Dispersion cinématique**

La microstructure du milieu poreux et la variation de taille des pores provoquent des variations de la vitesse d'écoulement (maximale au milieu d'un pore et minimale le long de ses parois). Cela se traduit par une variété des concentrations des particules dans les différents points du milieu poreux.

- **Dispersion hydrodynamique**

En général, il est difficile de découpler la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique dans le transfert des particules à travers un milieu poreux. Les deux phénomènes sont reliés par les relations suivantes (Hu et Brusseau, 1994) :

$$\begin{cases} D_L = \alpha_L \cdot U_p + D^* \\ D_T = \alpha_T \cdot U_p + D^* \end{cases} \quad (1-9)$$

Où D_L et D_T représentent les coefficients de dispersion longitudinale et transversale, et α_L et α_T [L] sont, respectivement, les dispersivités longitudinale et transversale, U_p est la vitesse moyenne de pores et D^* est le coefficient de diffusion effectif dans le milieu poreux (De Marsily 1986). La dispersivité longitudinale est un paramètre lié au milieu poreux. Elle reste de l'ordre du centimètre en colonnes de laboratoire et de l'ordre du mètre à la centaine de mètres sur le terrain. Dans certains domaines de vitesses d'écoulement, la diffusion moléculaire est négligeable devant la dispersion cinématique.

1.4.1.1.3. Nombres adimensionnels

- **Nombre de Reynolds**

Il caractérise l'écoulement dans le milieu poreux (laminaire, transitoire, ou turbulent). Le nombre de Reynolds est relié à la vitesse de Darcy U [LT^{-1}], le diamètre moyen des grains d_g [L] et la viscosité cinématique du fluide ν [L^2T^{-1}]:

$$R_e = \frac{U \cdot d_g}{\nu} \quad (1-10)$$

Lorsque $R_e < 10$ la loi de Darcy est applicable et l'écoulement est considéré laminaire à l'intérieur des pores. Pour R_e compris entre 10 et 100 la loi de Darcy n'est plus applicable et les forces d'inertie ne sont plus négligeables. Avec $R_e > 100$, l'écoulement devient nettement turbulent (de Marsily 1986).

- **Nombre de Péclet**

Le nombre de Péclet de diffusion est nécessaire Pe pour montrer l'importance de la convection par rapport à la diffusion moléculaire et/ou la dispersion:

$$Pe = \frac{U_p \cdot l}{D_L} \quad (1-11)$$

où l une longueur caractéristique du milieu poreux (souvent prise égale au diamètre moyen des grains ou des pores), U_p est la vitesse moyenne convective et D_L est le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale.

- **Régimes de dispersion**

Au travers de plusieurs expériences, il a été déterminé les relations liant le coefficient de dispersion, le coefficient de diffusion moléculaire (D_0) et la distribution de vitesse. Une analyse dimensionnelle montre que le nombre adimensionnel D_L/D_0 est fonction du nombre de Peclet de diffusion défini par la relation suivante (Pfannkuch, 1963):

$$Pe_d = \frac{U_p \cdot d_g}{D_0} \quad (1-12)$$

1.4.1.1.4. Différents types de filtration

Lors de la filtration de particules à travers un milieu poreux, un dépôt de particules entraîne une obturation. De ce fait, il est nécessaire de connaître les paramètres qui influencent la

rétention de particules, dans le but de maintenir la pérennité du filtre le plus longtemps possible.

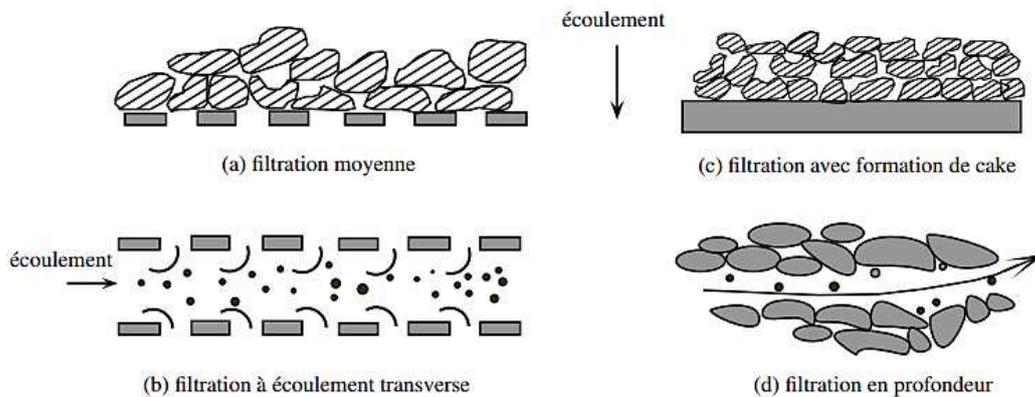


Figure 1-7. Différent types de filtration (Benosman G, 2012)

Les paramètres à imposer et à contrôler sont :

1. Le milieu poreux : décrit par la porosité, le diamètre et la forme des pores, le diamètre et la forme des grains dans le cas d'un filtre granulaire,
2. Les particules présentes dans la suspension : elles sont caractérisées, leur taille, leur forme et leur densité, et par leur concentration
3. Le fluide : il est caractérisé par le débit d'écoulement, la viscosité, la densité, le pH, la force ionique et la température dans le milieu.

On distingue quatre types de filtration :

a. Filtration moyenne

Dans ce type de filtration, les tailles des matières en suspension sont plus grandes que les pores du filtre (Fig.1-7a), ce qui provoque un colmatage rapide du filtre. Pour les particules de diamètre supérieur à 50 μm , le filtre travaille comme un tamis. Pour les petites particules, on utilise généralement des membranes à tailles de pores bien déterminées. On utilise ce type de filtration si on ne veut piéger que les particules de taille supérieure à une taille donnée.

b. Filtration transverse

La direction de l'écoulement de la suspension dans ce type de filtration est parallèle à la surface du filtre, c'est un procédé de filtration continu (Fig.1-7b). Cela est assuré par un taux de cisaillement choisi de façon à éviter le dépôt de particules dans les pores.

c. Filtration avec formation de cake

La filtration avec formation de cake se produit lorsque la concentration de la suspension est importante et suffisante pour former sur la surface du filtre un dépôt à travers lequel doit passer le liquide pour être filtré. Ce dépôt est appelé cake (Fig.1-7c). Ce type de filtration comporte deux étapes :

1. L'accumulation des particules solides dans les pores ;

2. La filtration à travers le dépôt de particules solides.

d. Filtration en profondeur

La filtration en profondeur est un procédé généralement utilisé pour clarifier les eaux. Les particules en suspension circulent dans le filtre et se déposent à différentes profondeurs du milieu filtrant (Fig.1-7d). Une particule solide se dépose lors de la filtration soit par un blocage mécanique dans des passages trop étroits, soit sous l'effet des forces d'attraction exercées. Ce type de filtration est largement utilisé dans la production d'eau potable et le traitement des eaux usées. C'est le procédé auquel nous nous sommes intéressés dans cette étude.

1.4.1.1.5. Mécanismes de dépôt des particules solides

Lors de la filtration en profondeur dans le milieu poreux, différents mécanismes de dépôt peuvent entrer en jeu. Leur importance varie en fonction de la forme, de la taille, de la masse volumique des particules, de la nature du fluide, de la vitesse de filtration, et des caractéristiques géométriques du milieu poreux.

Il existe plusieurs types de mécanismes de dépôt de particules dans un milieu filtrant : le blocage mécanique, le blocage d'une particule dans un volume mort, la sédimentation, la diffusion brownienne, et l'interception directe. La figure 1-8 montre les mécanismes les plus importants de capture de particules dans un milieu filtrant.

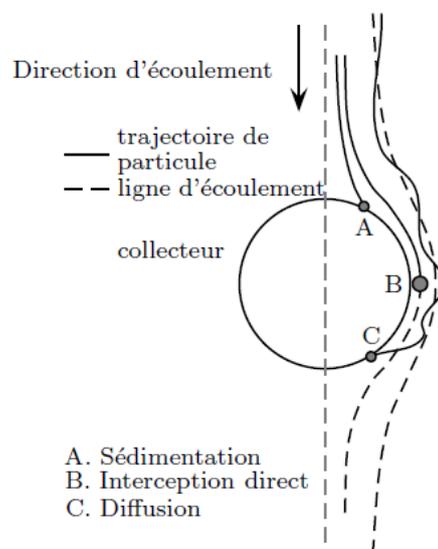


Figure 1-8. Mécanismes de capture des matières en suspension par sédimentation, interception directe ou mouvement brownien (Yao et al., 1971)

a. La sédimentation: c'est la collision des particules avec un collecteur (un grain du filtre) (Fig.1-8), elle se fait à cause de leur inertie lors de changements de direction de l'écoulement ou sous l'action de la force de pesanteur. Lorsque la densité d'une particule est différente de celle du fluide, les particules vont être déviées des lignes de courant dans le sens de la force de gravité.

Le paramètre qui contrôle la force de gravité pour les particules sphériques en suspension de diamètre d_p est donné par la loi de Stokes. La vitesse de sédimentation (Eq.1-13) est exprimée par :

$$U_s = \frac{g}{18\mu} (\rho_p - \rho_f) d_p^2 \quad (1-13)$$

avec μ la viscosité dynamique du fluide, g l'accélération gravitationnelle, ρ_p et ρ_f les densités respectivement de la particule et du fluide.

- b. *La diffusion brownienne*: elle est définie comme le mouvement aléatoire, irrégulier des particules en suspension dans le fluide (Fig.1-8). Elle n'est valable que pour les particules de taille inférieure au micron.
- c. *L'interception directe* : ce processus se produit lorsque la densité du fluide n'est pas exactement la même que la densité des particules, et les particules peuvent être retenues sous l'effet de leurs tailles (Fig.1-8).
- d. *Par entrainement ou par effets hydrodynamiques* : dans un fluide, les effets hydrodynamiques peuvent se produire en présence de particules non sphériques et sous l'effet non uniforme de cisaillement. Cela peut provoquer la migration latérale des particules qui peuvent être mis en contact de cette façon avec les sites de rétention.
- e. *Blocage d'une particule dans un volume mort* : Les trajectoires des particules sont considérées confondues avec les lignes de courant, assez loin du collecteur (Fig.1-9). On se rapproche du collecteur, les lignes de courant changent de direction et contournent l'obstacle et les particules voient leurs trajectoires dévier des lignes de courant et peuvent être interceptées par le collecteur puis rester bloquées dans une zone de volume mort. Ce type de capture concerne les particules de diamètre supérieur à $1\mu\text{m}$.

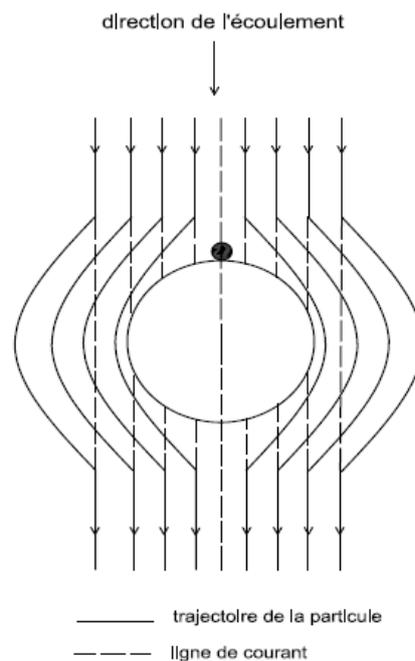


Figure 1-9. Blocage d'une particule dans un volume mort (Tien, 1989)

1.4.1.2. L'écoulement en milieu poreux en présence d'un géotextile synthétique ou naturel

Les géotextiles se présentant sous forme de nappes souples, perméables, et filtrantes, sont utilisés dans le domaine du génie civil et de la géotechnique. Ce sont essentiellement des produits textiles à base de fibres polymères. Depuis quelques années, l'usage de fibres naturelles tels que les fibres de lin ou de chanvre s'est développé.

Les géotextiles peuvent être utilisés dans plusieurs fonctions (Fig.1-10) : en raison de leur forte perméabilité ils peuvent servir de matériaux drainants, leur structure poreuse permet d'assurer une bonne filtration des particules solides (Muthukumaran et Ilamparuthi, 2006, Abbar et al., 2017a). Ils peuvent être utilisés aussi dans la séparation de différentes couches de matériaux (Nagahara et al, 2004). L'utilisation des géotextiles dans les ouvrages hydrauliques tels que les bassins d'infiltration, les tranchées et les noues d'infiltration, permet de séparer les matériaux mais aussi de filtrer les eaux pluviales. En fonction de leurs propriétés mécaniques, les géotextiles peuvent être utilisés pour le renforcement des sols contre l'érosion des sols (Lekha, 2003).

L'introduction de géotextile dans un sol provoque une discontinuité structurale du milieu, principalement à l'interface sol/géotextile. Plusieurs processus de modification du milieu au voisinage de la barrière du géotextile peuvent être engendrés de cette discontinuité. Ces processus peuvent être biologiques, physiques, ou chimiques. L'écoulement dans le sol peut être modifié par ces processus, provoquant une modification du transport aqueux et particulaire et des mécanismes de rétention.

Les études antérieures et le retour d'expérience ont mis en évidence le rôle important de la stratification (avec des géotextiles synthétiques) sur l'homogénéisation de l'écoulement dans les sols (Lassabatère, 2002 ; Lamy 2009). Des expériences en colonne ont été menées par Lassabatère et al. (2004) pour caractériser l'écoulement et le transfert de trois métaux lourds (zinc, plomb et cadmium) dans un sol calcaire avec ou sans géotextiles synthétiques en régime stationnaire et proche de la saturation du sol. Les principaux résultats ont montré que, le géotextile homogénéise l'écoulement dans son environnement et permet ainsi un meilleur contact entre les métaux lourds et le sol, entraînant une augmentation de leur rétention.

Le rôle des géotextiles à base de fibres naturelles dans l'homogénéisation de l'écoulement dans un milieu poreux n'a pas fait l'objet d'une recherche particulière. A notre connaissance, il a peu d'études concernant l'effet des géotextiles de fibres naturelles dans l'homogénéisation de l'écoulement et le transfert des polluants dans les milieux, mais on peut supposer qu'il aura un rôle similaire, ce qui sera vérifié.

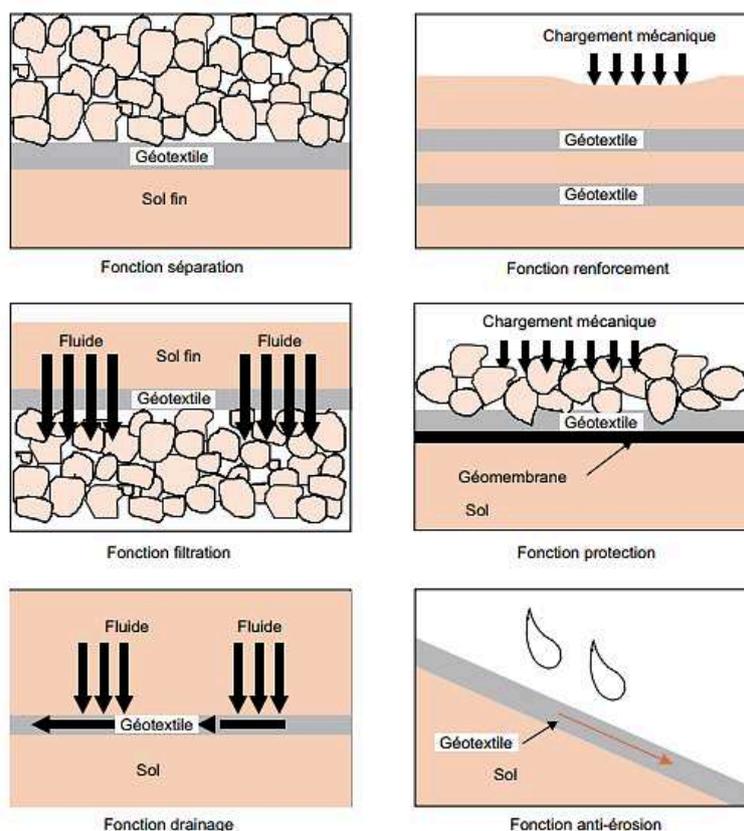


Figure 1-10. Les fonctions élémentaires des géotextiles (Lambert, 2000)

1.4.2. Généralités sur l'adsorption

L'adsorption, un processus classique est non seulement utilisée pour l'élimination des colorants, mais aussi pour le traitement des eaux usées (Bansal et Goyal, 2005; Danis et al., 1998; Liapis, 1987 Mantell, 1951, Quignon et al., 1998). Le terme adsorption se réfère à un procédé dans lequel un matériau est concentré sur une surface solide à partir de son environnement liquide ou gazeux.

L'histoire de l'adsorption et la purification de l'eau par le carbone remonte à l'Antiquité. L'adsorption sur les charbons poreux a été décrite dès 1550 av. J.-C (Cheremisinoff, 2002). Cependant, dans le domaine scientifique, le phénomène de l'adsorption (Mantell, 1951; Tien, 1994) a été observé par C.W. Scheele en 1773 pour les gaz exposés au carbone. Ceci a été suivi par des observations faites par Lowitz en 1785 de l'élimination réversible des composés de couleur et d'odeurs provenant de l'eau par le charbon de bois. Larvitz en 1792 et Kehl en 1793 ont observé un phénomène similaire avec des charbons végétaux et animaux, respectivement. Cependant, c'est Kayser qui a introduit pour la première fois en 1881 le terme adsorption pour différencier l'accumulation de surface de la pénétration intermoléculaire. Il a suggéré que la caractéristique fondamentale d'un processus d'adsorption est l'accumulation de matériaux en surface. Il est maintenant courant de différencier deux types d'adsorption.

Adsorption physique : si l'attraction entre la surface solide et les molécules adsorbées est de nature physique, l'adsorption est appelée adsorption physique (physiosorption). En général,

dans l'adsorption physique, les forces attractives entre les molécules adsorbées et la surface solide sont les forces de Van der Waals. Elles sont de nature faible et peuvent entraîner une adsorption réversible.

Adsorption chimique : si l'attraction entre le solide et les molécules sont dues à des forces de liaison chimique supérieures aux forces de Van der Waals avec la mise en commun ou transfert d'électrons, le processus d'adsorption s'appelle chimisorption. Compte tenu de la plus grande résistance de la liaison dans la chimisorption, il est difficile d'éliminer les espèces chimisorbées de la surface solide. Le processus d'adsorption chimique est beaucoup moins réversible et même parfois irréversible.

Les procédés d'adsorptions utilisés dans l'industrie sont généralement de types physisorption. La figure 1-11 présente les principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide.

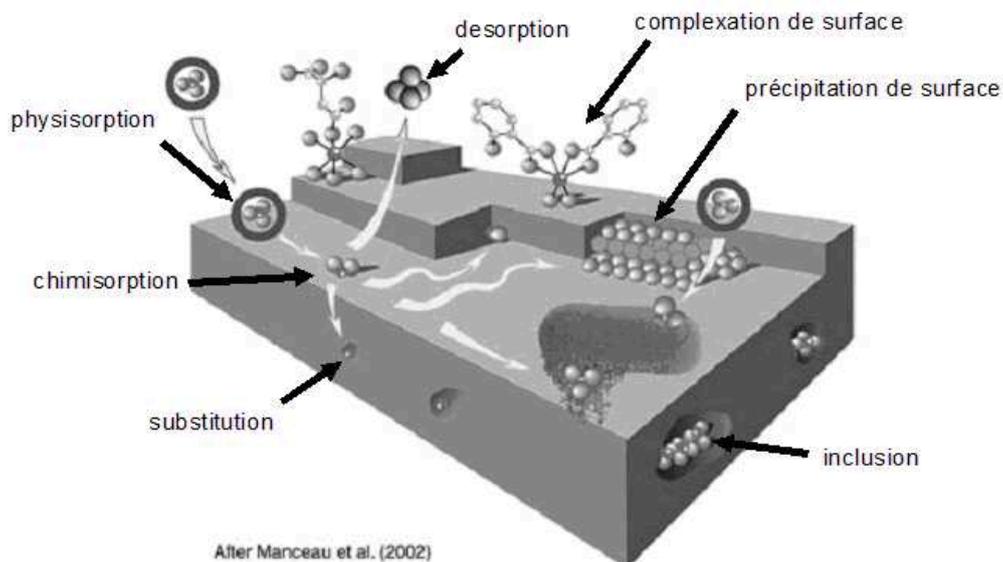


Figure 1-11. Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide (Manceau et al., 2002)

1.4.2.1. Adsorption des ions lourds métalliques

Le phénomène d'adsorption repose sur la base de l'électroneutralité d'une solution. Par exemple, une particule de charge négative en surface en cherchant l'équilibre va attirer à elle des édifices chargés positivement. On distingue deux types d'interactions :

Dans le cas où l'espèce conserve sa sphère d'hydratation et l'interaction est complètement électrostatique coulombienne (Fig.1-11) (un complexe de sphère externe : adsorption non spécifique ou **physisorption**, ou échange ionique). L'affinité est forte lorsque la charge du cation est grande. À une charge égale, le cation ayant le plus grand rayon non hydraté est préférentiellement adsorbé. Son rayon hydraté est lui d'autant plus petit du fait que le cation attire à lui les molécules d'eau avec plus d'intensité (Kaoser et coll., 2005), d'où :

$$\text{Cu}^{2+} (0,72 \text{ \AA}) < \text{Zn}^{2+} (0,74 \text{ \AA}) < \text{Cd}^{2+} (0,97 \text{ \AA}) < \text{Pb}^{2+} (1,2 \text{ \AA}) \quad (1-14)$$

Dans le cas où l'espèce perd sa sphère d'hydratation et l'interaction est purement ionique (Fig.1-12) (un complexe de sphère interne : adsorption spécifique ou **chimisorption**). Plusieurs travaux montrent que les aluminosilicates amorphes et les oxy-hydroxydes métalliques sont les principaux constituants du sol qui interviennent dans les réactions d'adsorption chimique. Delmas-Gadras (2000) a défini l'ordre d'affinité des métaux pour les oxydes dans sa synthèse bibliographique par :



La très grande majorité des études ont montré que le plomb a une affinité plus importante comparativement aux autres métaux (Cu, et Zn) dans la majorité des sols (Marcos L, 2001).

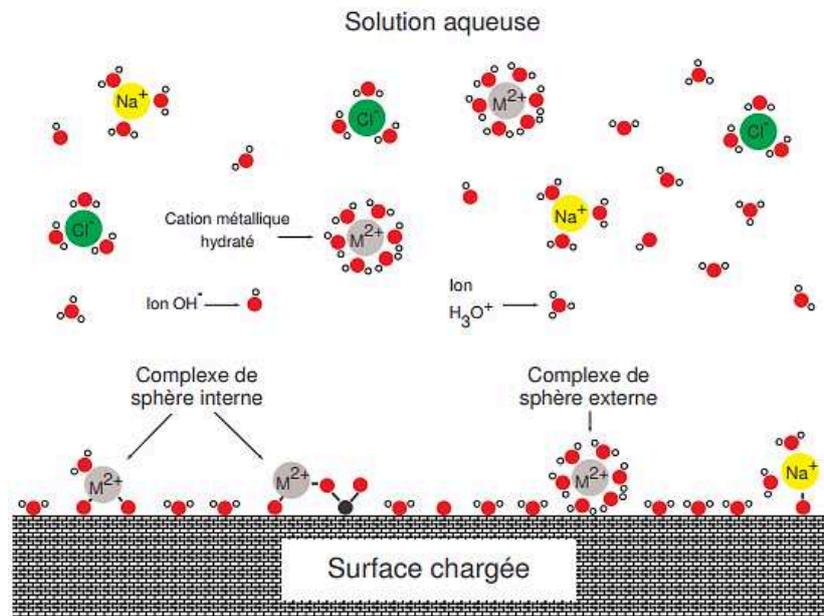


Figure 1-12. Complexes de sphère interne et externe (Durin B, 2006)

1.4.2.1.1. Echange d'ions

L'un des mécanismes souvent impliqués dans l'adsorption des polluants sur les adsorbants est le mécanisme d'échange d'ions (Crist RH et al, 1990, Šćiban M et al., 2006, Avery SV et al., 1993). L'échange d'ions est essentiellement un processus chimique réversible dans lequel un ion provenant de la solution est échangé contre un ion à charge similaire attaché à une particule solide immobile (Fig.1-13). Dans une étude portant sur la sorption d'ions de cuivre à partir de solutions aqueuses sur la poudre de feuilles de Cinnamomum camphora (CLP), Chen Hao et al. (2010) avec l'aide des spectres EDS et FT-IR, ont montré que l'échange d'ions était le principal mécanisme dans le processus d'adsorption. En 2016, Petrovica M et al. ont étudié l'implication du mécanisme d'échange d'ions dans l'adsorption de Pb^{2+} sur la soie de maïs brut. Les auteurs ont observé que la relation entre la quantité de Pb^{2+} éliminée et la quantité de cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ et H^+ libérés du matériau n'était pas stœchiométrique. À chaque quantité initiale de Pb^{2+} , la quantité de cations libérée de la soie de maïs brut était inférieure à la quantité de Pb^{2+} éliminée de la solution aqueuse. Les auteurs ont suggéré que l'adsorption

Pb^{2+} sur la soie de maïs brute était dominée non seulement par l'échange d'ions, mais aussi par un certain degré de complexation de surface.

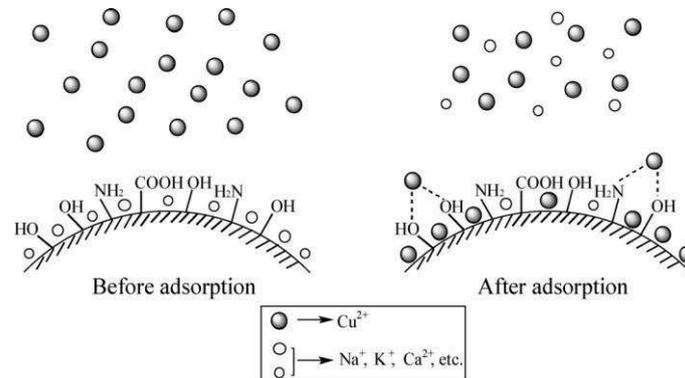


Figure 1-13. Schéma des mécanismes proposés pour l'adsorption de Cu (II) sur CLP (Chen Hao et al. (2010))

1.4.2.1.2. Rôle des particules dans la mobilisation des traces métalliques

Les particules et les colloïdes mobiles en suspension dans l'environnement souterrain peuvent jouer un rôle important en tant que supports de contaminants et de biocolloïdes (par exemple : les bactéries) (Fig.1-14). De nombreuses études expérimentales et théoriques ont montré que, selon les conditions du système physique considéré, les colloïdes et les particules peuvent faciliter ou entraver la mobilité des contaminants dans les formations poreuses et fracturées (Buddemeier et al., 1988 ; Abdel-Salam et al., 1995 ; Tatalovich et al., 2000 ; Ibaraki et al., 1995 ; Grolimund et al., 1996 ; Saiers et al., 1996 ; Kretzschmar et al., 1999).

Par leurs grandes surfaces spécifiques, les particules sont des constituants susceptibles de capter les métaux lourds sous forme libre ou complexée (Fig.1-14). En raison de sa taille, le polluant particulaire (particule + éléments métalliques) se disperse moins que les formes solubles (Guellouz, 1994) car il ne migre que par les pores qui en sont accessibles. Ainsi les particules, contribuent à transporter les métaux lourds beaucoup plus vite et plus loin que s'ils se trouvaient sous forme soluble.

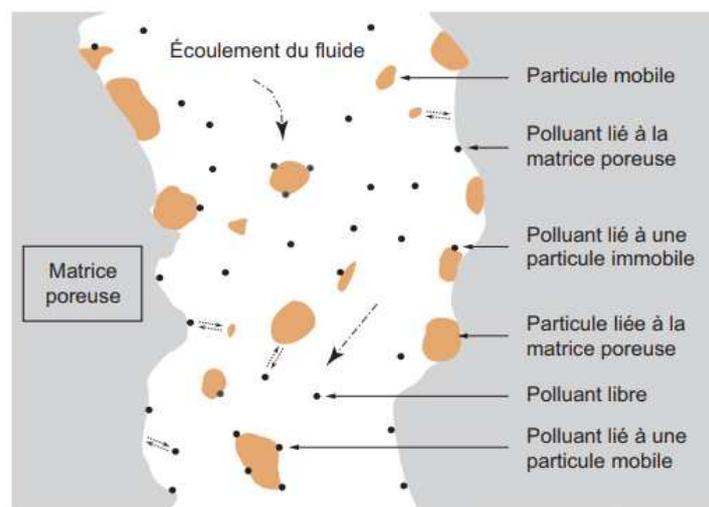


Figure 1-14. Rôle des particules dans la mobilisation des polluants (DURIN B, 2006)

1.4.2.2. Adsorbants

Généralement, les adsorbants sont utilisés sous forme de tiges ou de granulés sphériques. L'une des caractéristiques les plus importantes d'un adsorbant est la quantité d'adsorbat qu'il peut accumuler. Elle est habituellement calculée à partir des isothermes d'adsorption. Les isothermes d'adsorption sont une relation d'équilibre à température constante entre la quantité d'adsorbat par unité d'adsorbant (q_e) et sa concentration en solution à l'équilibre (C_e). Plusieurs équations ou modèles sont disponibles qui décrivent comme les équations de Freundlich et de Langmuir. Les colorants qui sont difficiles à décomposer biologiquement peuvent être éliminés en utilisant les adsorbants. Un bon adsorbant (Tien, 1994) doit généralement posséder une structure poreuse (synonyme de forte surface de contact). Il faut aussi que le temps pris pour atteindre l'équilibre d'adsorption soit aussi petit que possible afin qu'il puisse être utilisé pour éliminer rapidement le colorant. Parmi les adsorbants, généralement utilisés pour le traitement des eaux usées de colorants, on peut citer :

L'alumine, est un gel cristallin poreux synthétique, disponible sous la forme de granulés de différentes tailles ayant une surface spécifique allant de 200 à 300 m² g⁻¹ (Do, 1998). La bauxite est une alumine cristalline poreuse naturelle contaminée par de la kaolinite et des oxydes de fer ayant normalement une surface allant de 25 à 250 m² g⁻¹ (Mantell, 1951). L'alumine a été étudiée par différents chercheurs pour l'élimination des colorants (Adak et al., 2005, Huang et al., 2007).

Le gel de silice, préparé par la coagulation de l'acide silicique colloïdal entraîne la formation de granulés poreux et non cristallins de différentes tailles. Il montre une surface supérieure par rapport à l'alumine, qui varie de 250 à 900 m² g⁻¹ (Do, 1998). Plusieurs études sur l'adsorption des colorants ont été réalisées avec de la silice (Alexander et McKay (1977)). Bien que les capacités d'adsorption soient élevées, la silice présente l'inconvénient un adsorbant coûteux (McKay et al., 1999).

Les zéolites, sont des adsorbants microporeux importants, qui se trouvent naturellement et peuvent être synthétiques. Elles sont également considérées comme des adsorbants sélectifs et présentent une propriété échangeuse d'ions (Adebajo et al., 2003; Kesraouiouki et al., 1994) ainsi que l'adsorption moléculaire (Caputo et Pepe, 2007; Curkovic et al., 1997). Nombreuses zéolites ont été utilisées pour éliminer les colorants (Alpat et al., 2008; Armagan et al., 2003b; Yuan et al., 2007) ainsi que d'autres polluants (Ellis et Korth, 1993; Okolo et al., 2000). Outre les zéolites, il a été démontré en 1934 par Adams et Holmes que les résines de phénol-formaldéhyde présentent des propriétés d'échange de cations. Cela a conduit au développement d'un type différent de résines qui sont utilisées comme adsorbants par un mécanisme cationique ou anionique comme le polystyrène sulfonates, la résine phénolique sulfonée, le polystyrène phosphate et l'aminopolystyrène. Un certain nombre de résines échangeuses ont été utilisées de manière très efficace pour l'élimination des colorants (Fan et al., 2006; Yu et al., 2001, 2004; Zhang et al., 2006).

Le carbone actif, est le plus ancien adsorbant connu et qui est habituellement préparé à partir de charbon, de coquilles de noix de coco, de lignite, de bois, etc., en utilisant l'une des deux

méthodes d'activation basiques : physique et chimique (Carrott et al., 2003). Généralement, l'activation physique nécessite une température élevée et un temps d'activation plus long par rapport à l'activation chimique, cependant, dans l'activation chimique, le carbone actif nécessite un lavage complet en raison de l'utilisation d'agents chimiques. Les carbones actifs qui sont utilisés comme adsorbants, éliminent non seulement les différents types de colorants (Al-Degs et al., 2001), mais aussi d'autres de contaminants tels que les polluants organiques et des ions métalliques (Gabaldon et al., 2000), des pesticides (Pirbazari et al., 1991), Hydrocarbures chlorés (Urano et al., 1991), PCB (Pirbazari et al., 1992), des polluants organiques composés qui provoquent le goût et l'odeur (Lalezary et al., 1986) et de nombreux autres produits chimiques (Annesini et al., 1987). Il est bien connu que l'adsorption par carbone actif est une méthode efficace et commercialement applicable pour éliminer les polluants, les colorants et d'autres polluants.

1.4.2.2.1. Des adsorbants alternatifs peu coûteux

Les matériaux naturels, ou les déchets, les sous-produits des industries et des matériaux synthétiquement préparés, qui coûtent moins cher peuvent être utilisés avec ou sans un traitement mineur comme adsorbant. Ces adsorbants sont généralement appelés des « adsorbants à faible coût ». Ils sont généralement utilisés comme des alternatives aux carbones actifs en raison de leur large utilisation. Cependant, dans une large mesure, ils sont essentiellement utilisés comme des alternatives pour tous les adsorbants coûteux. Ces adsorbants alternatives à faible coût (Gupta et al., 2009) peuvent être classés de deux façons soit (i) sur la base de leur disponibilité : a) Des matériaux naturels tels que le bois, la tourbe, le charbon, le lignite, etc. b) les déchets industriels/agricoles/domestiques ou sous-produits tels que les scories, les boues, les cendres volantes, la bagasse à canne à sucre etc. c) les produits synthétisés; Ou (ii) selon leur nature, c'est-à-dire (a) inorganique et (b) organique. Plusieurs études ont été réalisées sur l'élimination des polluants par des adsorbants alternatifs à faible coût. Bailey et al. (1999) ont réalisé une étude expérimentale sur l'élimination des métaux lourds par des adsorbants à faible coût. Babel et Kurniawan (2003) ont présenté un aperçu des adsorbants peu coûteux pour l'élimination des métaux lourds.

Le bois comme adsorbant a été utilisé par Poots et al. (1976b, 1978) pour l'élimination des colorants acides ainsi que des colorants basiques, ce qui permet de surmonter les inconvénients économiques du carbone actif. Les auteurs ont suggéré qu'en raison de son faible coût, l'adsorbant de bois n'a pas besoin d'être régénéré après l'utilisation et peut être éliminé par combustion et la chaleur produite peut être utilisée pour générer de la vapeur. Les inconvénients selon les auteurs de cette étude ont été le temps de contact très long (8 h) et aussi la faible capacité d'adsorption du bois pour le colorant acide. Morais et al. (1999) ont utilisé de l'écorce d'eucalyptus sans prétraitement pour éliminer les colorants réactifs.

Les biosorbants sont des matériaux biologiques, peu coûteux et écologiques (Köhler et al., 2007). Différents biosorbants ont été utilisés pour l'élimination des métaux lourds à partir d'une solution aqueuse, comme la biomasse (*Hylocomium splendens*) (Sari et al., 2008), les micro-organismes (Dursun., 2006), la biomasse de lichen non vivante (Ekmekyapar et al., 2012), les graines et les peaux (Meneghel et al., 2013), mais aussi les minéraux tels que les matériaux de coquille (Du et al., 2011; Vijayaraghavan et al., 2006). Une étude de biosorption

en utilisant des champignons, des levures et des bactéries pour l'élimination des polluants organiques a été réalisée par Aksu (2005). Abbar et al., 2017b ont réalisés une étude expérimentale sur l'adsorption des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn) par l'utilisation des fibres de lin (déchets). Les résultats obtenus montrent que les fibres de lin peuvent être utilisées sans prétraitement pour la dépollution des eaux avec une bonne capacité d'adsorption (pour le Pb, Cu, et Zn respectivement $10,7 \text{ mg kg}^{-1}$, $9,9 \text{ mg kg}^{-1}$, et $8,4 \text{ mg kg}^{-1}$) et un faible temps de contact (1h).

L'un des principaux avantages de l'utilisation de la biomasse comme biosorbant est le traitement facile de ces déchets après leur utilisation par incinération, par exemple dans des cimenteries pour la récupération d'énergie. C'est un avantage réel par rapport à d'autres techniques conduisant à des déchets toxiques dont nous ne savons que faire.

1.5. Conclusion de l'état de l'art

En milieu urbain, les surfaces imperméabilisées par les voiries et les bâtiments génèrent un flux d'eau important à gérer pour éviter des inondations locales et l'apport aux STEP, qui en cas de flux excédentaire renvoient directement dans traitement vers le milieu récepteur. Les eaux de ruissellement transportent des pollutions de différentes origines. On y trouve des polluants toxiques et métalliques et des hydrocarbures principalement issus des moyens de transport mais aussi d'autres activités.

Depuis une dizaine d'année, l'usage d'un réseau séparatif s'est aussi imposé dans les zones nouvelles aménagées, mais aussi de nouvelles techniques de gestion des eaux sont apparues, abandonnant quand c'est possible le "tout tuyau". Le principe de ces techniques est simple et repose sur le stockage provisoire avec une filtration des eaux de ruissellement pour réduire l'apport en particules (vecteur de pollution important) dans le milieu récepteur et favoriser l'infiltration directe de ces eaux en grande partie épurées dans le sous-sol.

Cependant, ces techniques sont vulnérables et ont certaines limites, tel que le colmatage rapide, les difficultés d'entretien... L'ambition de cette étude, est le développement d'un dispositif de filtration en éco-matériaux (milieu granulaire et fibres de lin) pour le traitement des eaux de ruissellement. L'étude expérimentale est menée, dans un premier temps, sur des colonnes en laboratoire pour la caractérisation des transferts de polluants solubles et particulaires et l'optimisation du dispositif de filtration avant de passer aux essais sur un site pilote.

CHAPITRE 2 : CONTEXTE LOCAL

2. Chapitre 2 : Contexte local

Pour bien connaître le contexte de l'étude développé en partenariat avec La Communauté de l'Agglomération Havraise (CODAH) et le soutien de la région pour développer son secteur de développement de la filière lin, il nous a été nécessaire de bien connaître les spécificités locales afin de poursuivre de manière collaborative cette étude à l'échelle régionale. Ce chapitre est structuré en deux parties :

La première présente un aperçu général sur la CODAH avec ses conditions météorologiques et ses principaux ouvrages de gestion des eaux pluviales, en milieu urbain et rural et leurs réseaux d'assainissement collectif et non collectif. Une analyse locale de la chimie des eaux a été menée pour cerner les concentrations dans les futures expériences.

La deuxième partie traite de la production du lin en Normandie, de sa transformation et de ses principaux usages. Sa transformation génère des sous-produits comme l'étope à différencier avec le produit noble, le fil de lin pour les textiles.

2.1. Contexte local de la communauté d'agglomération Havraise

La CODAH est un établissement public de coopération intercommunale (EPCI) français, s'étend sur 19 100 hectares, avec plus de 238 151 habitants, situé dans le département de la Seine-Maritime et la région Haute-Normandie. Créée en 2001 elle a pour objectif d'associer les 17 communes (Fig.2-1), en vue d'élaborer et de conduire ensemble un projet commun de développement et d'aménagement du territoire, ainsi que d'assurer la gestion des services et des équipements. La CODAH joue un rôle important dans l'activité économique de son territoire puisqu'elle est chargée de gérer les axes de commerce et de communications principaux qui font du Havre une ville ouverte sur le monde (Port 2000, aéroport...).

Depuis sa création, la CODAH stimule l'émergence et la réalisation de nombreux projets communautaires dans ses domaines de compétences. La lutte contre les inondations et la gestion des eaux urbaines font l'objet d'une intense politique d'actions. En 2006, la CODAH a lancé un programme de lutte contre les inondations, ce programme comprend la réalisation de trois grands bassins de stockage avec une capacité totale équivalente de 88 400 m³ (bassin DEMIDOFF et Docteur LEVESQUE en 2008, et bassin JENNER en 2010). Ces bassins sont destinés à collecter les eaux usées et les eaux de pluie qui sont acheminées vers la station d'épuration avec un débit régulier. Ils sont dimensionnés pour réguler les afflux de pluies d'orages et font partie d'un réseau global au niveau de la CODAH. Ainsi plusieurs projets de création et de modernisation de stations d'épuration ont été réalisés, le plus important, la station d'épuration du Havre inaugurée le 18 Octobre 2011.

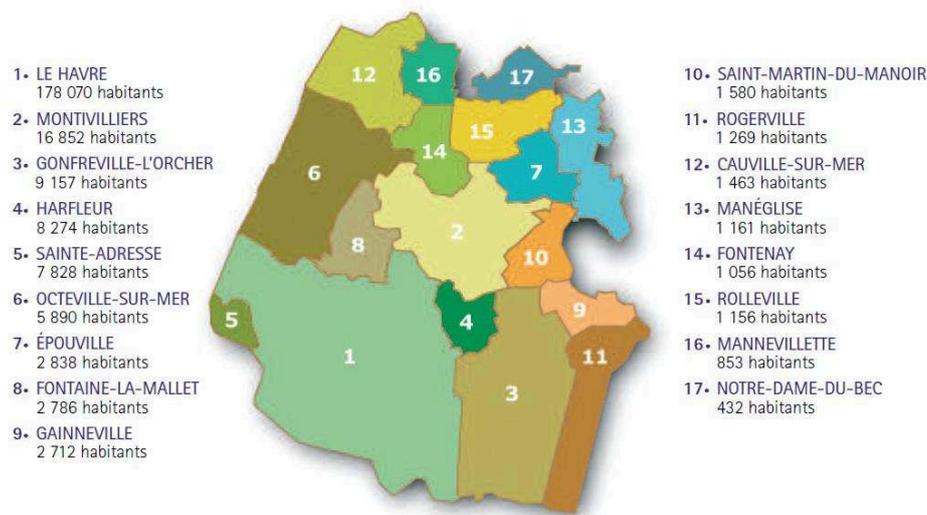


Figure 2-1. La communauté d'agglomération Havraise (Rapport de la CODAH ; 2017)

2.1.1. Les conditions atmosphériques du territoire (air et pluie) de la CODAH

La vallée et l'estuaire de la Seine constituent un territoire fortement industrialisé qui est soumis à un climat tempéré océanique doux en hiver et frais en été, avec des vents réguliers à forts venant fréquemment de la mer.

2.1.1.1. Qualité de l'air sur la CODAH

La pollution de l'air en milieu urbain est générée par les industries, les transports urbains, et la production énergétique. Elle se manifeste par la présence de particules fines des métaux lourds, et des HAPs. Elle cause la mort prématurée de 48000 personnes en France en moyenne chaque année, selon l'Organisation Mondiale de la Santé et le Ministère du Développement Durable. Selon un inventaire des sources de métaux lourds et des HAP réalisé en 2007 (Air Normand, 2007) en Haute Normandie, les grandes zones industrielles de la région étaient les principaux émetteurs des 4 métaux lourds réglementés (Arsenic, Cadmium, Nickel et Plomb) (Fig.2-2)

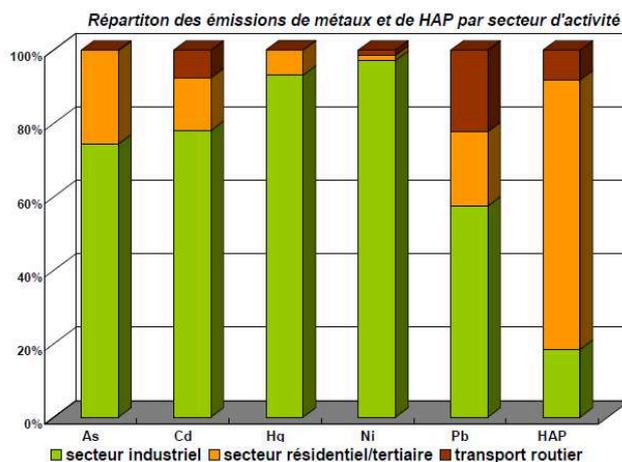


Figure 2-2. Répartition des métaux lourds et des HAP par secteur d'activité au Haute Normandie (Air Normand, 2010)

2.1.1.1.1. Bilan d'évaluation de la teneur en métaux lourds au Havre

Le suivi de la qualité de l'air au Havre est assuré par Atmo Normandie. Depuis novembre 2010 elle réalise des mesures de métaux particuliers à Gonfreville l'Orcher à proximité de la zone industrielle du Havre. Les métaux particuliers suivis sont: Antimoine, Arsenic, Cadmium, Chrome, Cobalt, Cuivre, Etain, Manganèse, Nickel, Plomb, Vanadium, Sélénium, Tellure, Zinc. Des mesure de chlorures particuliers ont été aussi réalisées afin d'avoir des informations sur la part des embruns marins. Le tableau 2-1 présente les concentrations des métaux (ng/m³) dans l'air à Gonfreville de 2011 à 2016. Les moyennes annuelles d'arsenic, nickel, cadmium, et plomb sont inférieures aux valeurs cibles annuelles. Cette observation est valable pour les six années de mesures. Les concentrations moyennes en arsenic, plomb, nickel, et cadmium obtenues à Gonfreville en 2016 sont égales à celles du Havre centre (Tab.2-2). Le tableau 2-3 présente les concentrations des chlorures à Gonfreville (µg/m³) dans l'air à entre 2011 à 2016. Les valeurs de mesure en chlorures ont été comparées à la valeur limite allemande (absence de valeur limite en France). Les concentrations moyennes annuelles des chlorures totaux sont inférieures au seuil de la valeur limite annuelle allemande. Cette observation est valable pour les six années de mesures.

Gonfreville l'Orcher	Moyenne (ng/m ³)						Maximum hebdomadaire (ng/m ³)							Valeur cible ou limite annuelle
	Année	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Antimoine	1.0	0.7	0.7	1.0	0.6	0.7	2.5	1.6	1.9	4.9	1.2	1.9	23	
Arsenic	0.5	0.4	0.3	0.4	0.3	0.3	3.4	1.3	1.1	1.7	0.7	0.8	10	6
Cadmium	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.7	0.4	0.4	0.5	0.2	0.3	48	5
Chrome	1.8	1.6	2.1	2.5	1.5	1.6	4.4	3.5	3.7	4.8	2.7	3.5	48	
Cobalt	0.3 (LQ)	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.6	0.4	0.4	0.4	0.8	0.7	4	
Cuivre	4.9	5.2	4.5	4.1	3.6	3.7	11.0	15.0	13.8	14.6	9.0	9.4	48	
Etain	1.9	2.0	2.6	3.1	1.4	2.0	8.3	4.5	29	73.1	3.2	9.2	48	
Manganèse	4.2	3.4	3.9	3.1	3.2	3.0	15.7	11.3	13.2	12.2	9.3	8.5	11	
Nickel	6.1	4.6	4.3	5.0	2.5	3.1	16.9	13.2	10.5	12.9	7.0	11.3	15	20
Plomb	5.3	4.0	4.9	7.5	3.2	3.2	20.0	13.7	12.1	34.9	8.3	8.5	50	500
Sélénium	0.7	0.7	0.4	0.5	0.5	0.5	1.5	1.8	1.2	2.5	1.2	1.2	48	
Tellure	0.1 (LQ)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1 (LQ)	0.6	0.1	0.2	0.1	0.1	-	
Vanadium	4.5	3.4	2.6	2.6	1.1	0.9	10.8	9.6	6.5	5.8	6.1	3.8	4	
Zinc	22.2	20.4	18.8	28.6	12.6	13.0	71.3	88.0	41.4	147.4	23.8	38.7	17	

Tableau 2-1. Concentrations des métaux (ng/m³) dans l'air à Gonfreville de 2011 à 2016 (LQ = limite de quantification) (Atmo Normandie en 2016)

Moyenne en ng/m ³ (en 2016)	Gonfreville	Le Havre centre
Antimoine	0.7	-
Arsenic	0.3	0.3
Cadmium	0.1	0.1
Chrome	1.6	-
Cobalt	0.2	-
Cuivre	3.7	-
Etain	2.0	-
Manganèse	3.0	-
Nickel	3.1	3.2
Plomb	3.2	3.1
Sélénium	0.5	-
Vanadium	0.9	-
Zinc	13.0	-

Tableau 2-2. Comparaison des résultats des mesures hebdomadaires des métaux entre Le Havre centre et Gonfreville en 2016 (Atmo Normandie en 2016)

Gonfreville l'Orcher	Moyenne (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)						Maximum (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)						Valeur réglementaire TA Luft annuelle
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Chlorures particulaires	1,51	1,36	1,32	1,32	1,57	1,14	3,71	5,44	3,84	4,26	3,27	3,85	
Chlorures gazeux	0,47	0,38	0,45	0,54	0,40	0,37	1,24	1,68	1,33	1,89	1,08	1,13	
Chlorures totaux	1,98	1,74	1,77	1,86	1,97	1,48	4,95	7,12	5,17	6,15	4,35	3,98	100

Tableau 2-3. Concentrations des chlorures à Gonfreville ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air à Gonfreville de 2011 à 2016 (LQ = limite de quantification) (Atmo Normandie en 2016)

2.1.1.1.2. Bilan d'évaluation de la teneur en HAP au Havre

D'après l'inventaire d'Air Normand en 2007, le secteur résidentiel et notamment le chauffage individuel au bois est le principal contributeur dans l'émission des HAP. Les HAP sont des composés qui se forment lors de toute combustion incomplète. Le Benzo(a)pyrene est considéré comme un traceur de la toxicité de l'ensemble des HAP. Des évaluations des teneurs en HAP (Benzo(a)pyrène) ont été réalisées en 2009 par Air Normand sur différents sites de Haute Normandie (Le Havre, Rouen, Saint Saëns, et Saint-Wrandille-Rançon). Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 2-3. Les résultats obtenus sur les quatre sites montrent que les concentrations de HAP sont inférieures au seuil limite ($2 \text{ ng}/\text{m}^3$) à l'exception des concentrations mesurées à Saint Saëns en mois de décembre qui dépassent le seuil limite, cela correspond à une semaine de froid durant laquelle les émissions dues au chauffage au bois ont été vraisemblablement importantes. Les mesures effectuées montrent que la concentration en HAP est nettement plus élevée en hiver qu'en été. Cela s'explique par l'augmentation des émissions l'hiver avec l'apparition du chauffage au bois ; et par la diminution des processus de dégradation notamment photochimiques en hiver.

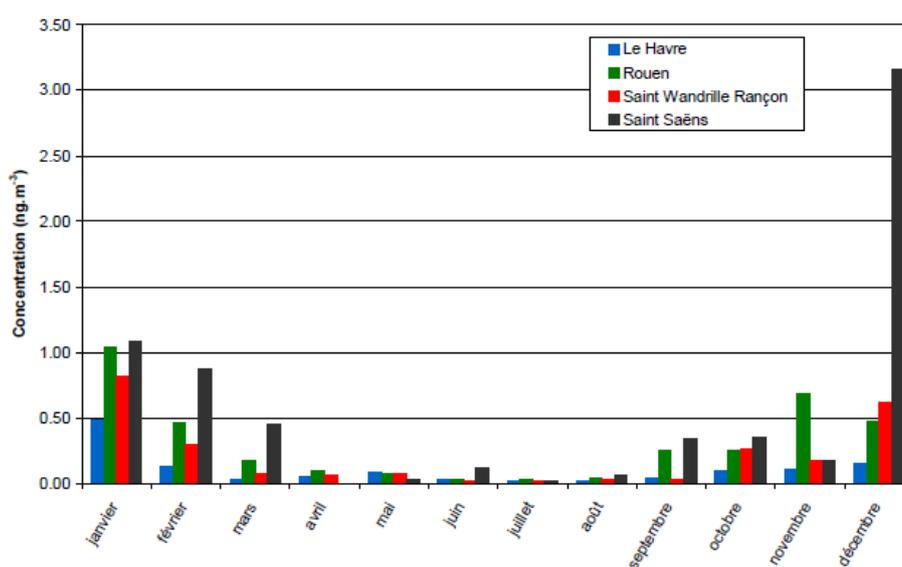


Figure 2-3. Evolution de la concentration de benzo (a)pyrène sur les 4 sites (en ng/m^3) (Air Normand, 2010)

2.1.1.2. Les précipitations

Les hauteurs de précipitations sur la région de Haute Normandie en général ne sont pas homogènes (Fig.2-4). On distingue deux zones principales : La Seine Maritime est la zone la plus arrosée avec des cumuls de précipitations pouvant atteindre 1100 mm à l'ouest du Pays de Caux. La zone d'Eure connaît des précipitations comparativement plus faibles de l'ordre de 600 à 800 mm avec un maximal au nord-ouest du Pays d'Auge, où on observe un gradient nord/sud assez marqué. Les cumuls annuels de la Communauté d'agglomération Havraise sont compris entre 700 et 1000 mm.

Les précipitations sur le Havre se répartissent de manière uniforme tout au long de l'année, avec un maximum en automne et en hiver. Les mois de juin et juillet sont marqués par quelques orages, les tempêtes se produisent en hiver, surtout en janvier (Infoclimat). La commune du Havre a connu une précipitation annuelle de 721 mm en 2016 (Fig.2-5), contre une moyenne nationale des villes en France de 895 mm de pluies.

Les principaux risques naturels sont les inondations, les tempêtes et les raz-de-marée. La ville basse du Havre peut être soumise à des remontées de la nappe phréatique, la plage aussi peut connaître des inondations ou submersions de tempêtes. Elles sont provoquées par la combinaison de vents violents, de fortes vagues et d'un important coefficient de marée.

Pour une meilleure surveillance des pluies, la CODAH a mis en place un dispositif de veille et d'alertes météorologiques 24h/24h, ainsi, 14 stations de mesures météorologiques permettent de surveiller les fortes précipitations, et d'anticiper les problèmes de turbidité de l'eau destinée à la consommation humaine et produite par les sources et les captages. Ces 14 stations sont intégrées au dispositif de veille et d'alertes météorologiques 24h/24h.

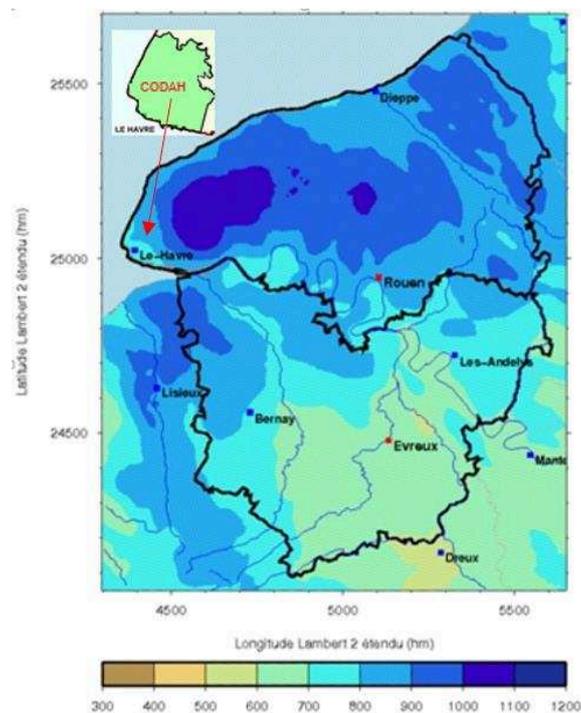


Figure 2-4. Cumul annuel de précipitations [1971-2000] en mm –Haute Normandie - (Site météo France)

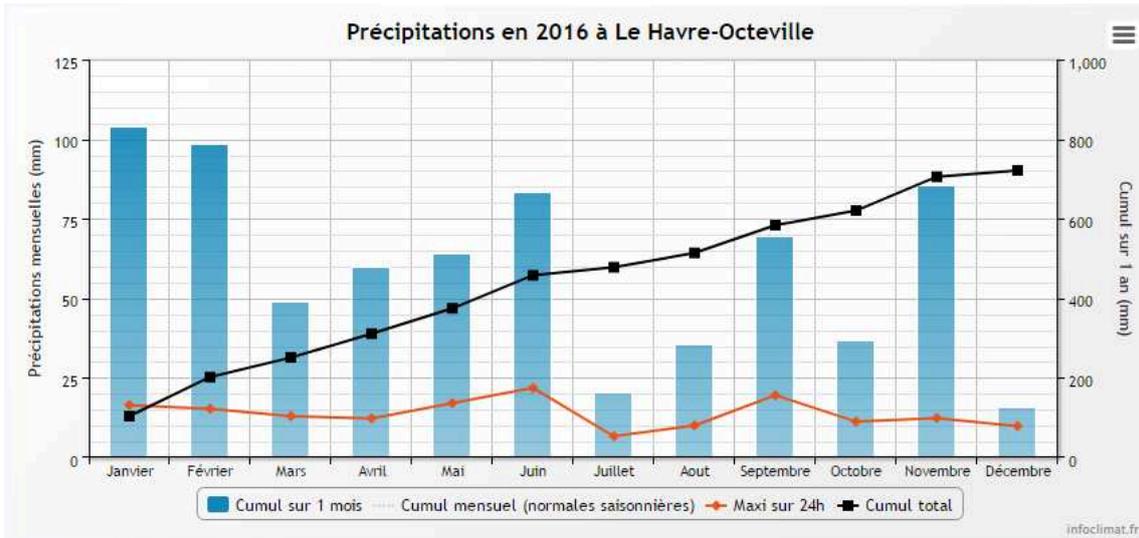


Figure 2-5. Précipitations en 2016 au Havre (Site météo France)

Deux types de pluie sont identifiables sur le territoire de la CODAH :

Les pluies d'automne ou d'hiver : Les cumuls annuels hivernaux sur le territoire de la CODAH vont de 450 à 650 mm (Fig.2-6), ces pluies sont de longue durée et présentent une répartition spatiale assez vaste. Elles peuvent être à l'origine de ruissellements très importants car elles entraînent la saturation en eau des sols.

Les orages de printemps ou d'été : Les cumuls annuels estivaux sur le site de la CODAH vont de 350 à 450 mm (Fig.2-6). Ce sont des pluies de courte durée mais de très forte intensité. De ce fait, ces pluies sont susceptibles de générer de forts ruissellements, le sol ne pouvant absorber les quantités d'eau mises en jeu.

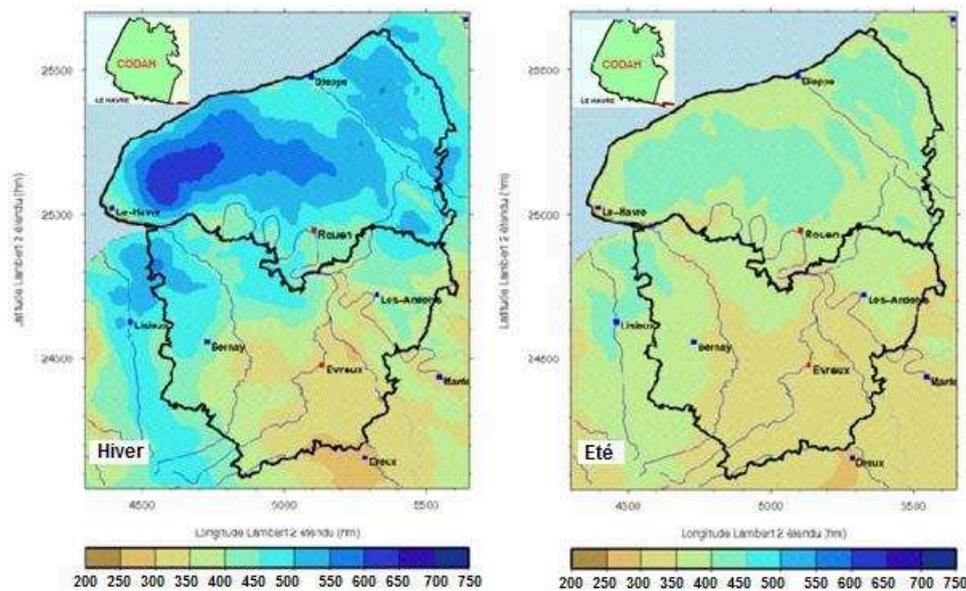


Figure 2-6. Cumuls de précipitations hivernal et estival [Période 1971-2000] en mm –Haute Normandie (Site météo France)

2.1.2. Analyse des eaux de ruissellement au Havre

2.1.2.1. Analyse sommaire des eaux de ruissellement au Havre

Dans le cadre de cette étude, il était important d'avoir une idée sur la qualité des eaux de ruissellement au Havre. A cet effet des analyses ont été effectuées sur des échantillons d'eau de surface prélevés dans différents sites au Havre. Cinq prélèvements en ville basse, et quatre prélèvements en ville Haute, comme il est indiqué sur la [figure 2-7](#). Tous les prélèvements ont été effectués au printemps (avril-mai 2016). Les échantillons d'eau ont été conservés à une température de 4°C dans des bouteilles de 1,5 litre. Nous avons bien conscience de la faible représentativité de ces résultats d'autant plus que les surfaces ont été largement lavées pendant la période hivernale.

Les échantillons d'eau ont été analysés au laboratoire. Les principaux paramètres mesurés sont : le pH, la conductivité, teneur en matières en suspension, et la teneur en métaux lourds (As, Cu, Pb, Zn, et Cd). Les mesures du pH et de la conductivité ont été réalisées au laboratoire LOMC, les analyses de dosage en métaux lourds ont été effectuées au laboratoire COBRA.

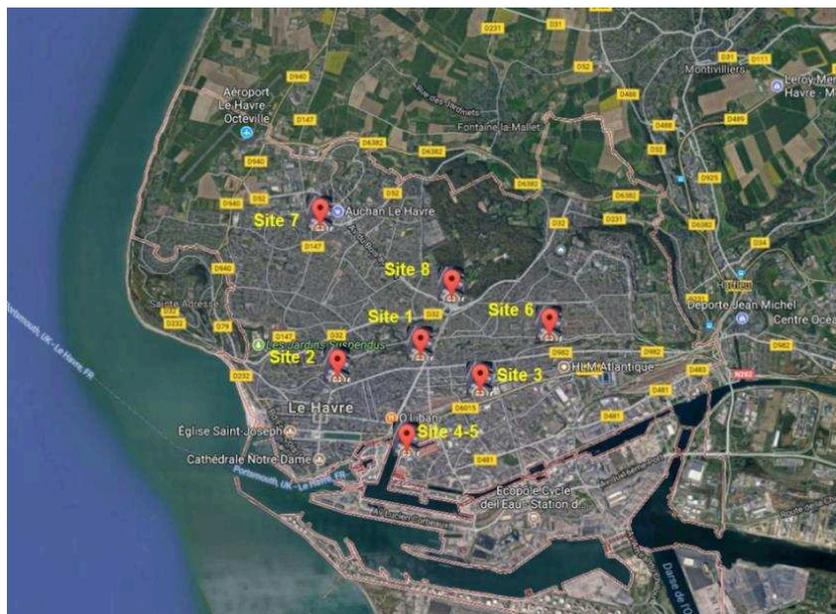


Figure 2-7. Sites de prélèvements des eaux de ruissellement au Havre

2.1.2.2. Le pH

Le pH est un paramètre important qui conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Il mesure la concentration en ions H^+ de l'eau. Ses valeurs se situent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles ([Chapman & Kimstach, 1996](#)). Pour les eaux de surface du Havre ([Fig.2-8](#)), les valeurs de pH ne montrent pas de variations notables avec un minimum de 6,44 et un maximum de 7,69.

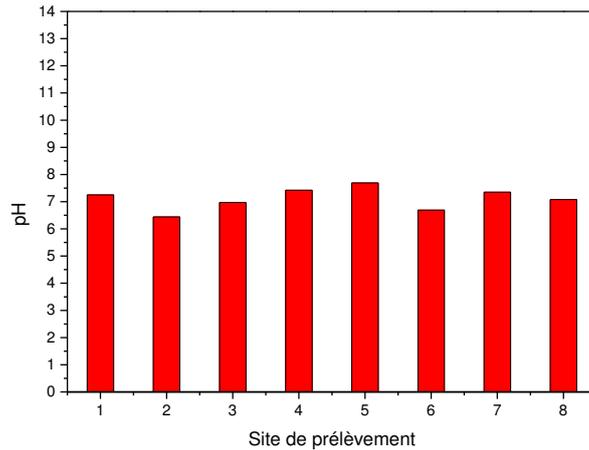


Figure 2-8. Variation du pH des eaux de ruissellement

2.1.2.3. La conductivité électrique

La conductivité représente l'un des moyens important pour valider les analyses physico-chimiques de l'eau, il permet de prédire l'existence de pollution. Ce paramètre permet aussi d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (Pescod, 1985; Rodier, 1996). Les eaux de surface du Havre sont faiblement minéralisées avec des valeurs comprises entre 83 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 270 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Fig.2-9). Les prélèvements ont été effectués en période de pluie, les faibles valeurs de la conductivité pourraient être attribuées aux précipitations qui ont entraîné un phénomène de dilution des eaux.

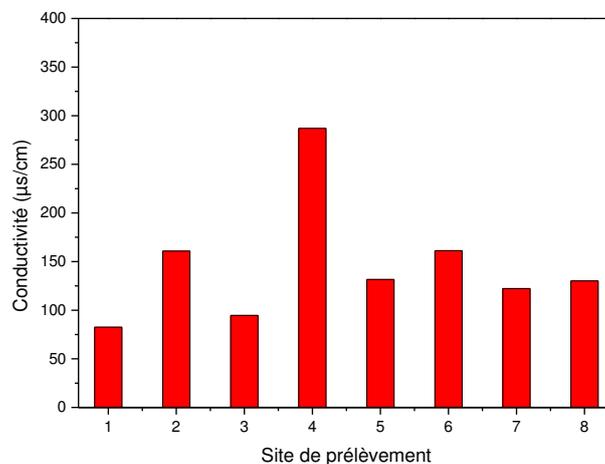


Figure 2-9. Variation de la conductivité des eaux de ruissellement

2.1.2.4. Les matières en suspension

Les matières en suspension sont des particules solides très fines visibles à l'œil nu. Elles influent fortement la turbidité de l'eau. La présence de MES limite la pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui diminue la teneur en oxygène dissous et nuit à la vie dans le milieu aquatique. Les MES peuvent transporter des nutriments, comme le phosphore et d'autres polluants tels que les métaux et les pesticides. Ils peuvent jouer le rôle de vecteur et faciliter le transport des polluants vers les eaux souterraines. Les teneurs en MES

enregistrées dans les eaux de surface du Havre varient entre 87 et 1200 mg L⁻¹ (Fig.2-10). Ces valeurs sont largement supérieures au seuil limite (35 mg L⁻¹ (Pons et al., 2008)), elles doivent être éliminées avant que l'eau soit rejetées dans le milieu naturel.

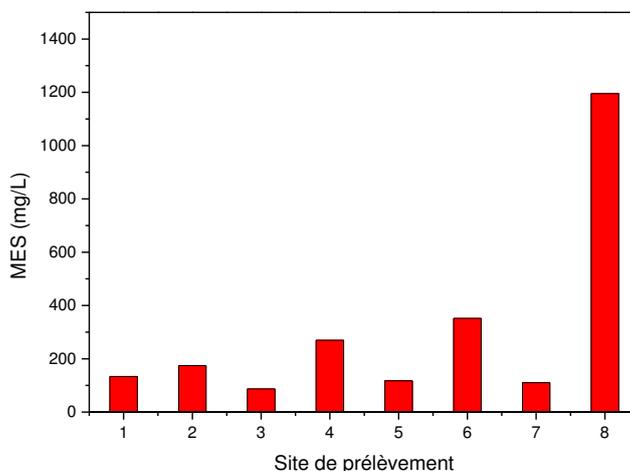


Figure 2-10. Teneurs en MES dans les eaux de ruissellement au Havre

2.1.2.5. Les métaux lourds

Pour les analyses de la teneur en métaux lourds, on s'est limité à la détermination de cinq éléments Cd, As, Pb, Cu, et Zn qui sont les éléments les plus présentés dans les eaux de surface. Malgré leurs faibles concentrations, leurs impacts sanitaires et écologiques peuvent être importants. Les eaux de surface du Havre contiennent des éléments traces (état soluble) à des teneurs variables : des teneurs importants pour le Zn, Cu, et Pb, et faible pour Cd et As (Fig.2-11). Cela pourrait être attribué au fort trafic en milieu urbain et aussi aux retombées atmosphériques dû à la forte activité industrielle au Havre. Cependant, toutes les concentrations enregistrées restent inférieures aux seuils limites pour un rejet direct dans le milieu naturel (Kara K, 2011).

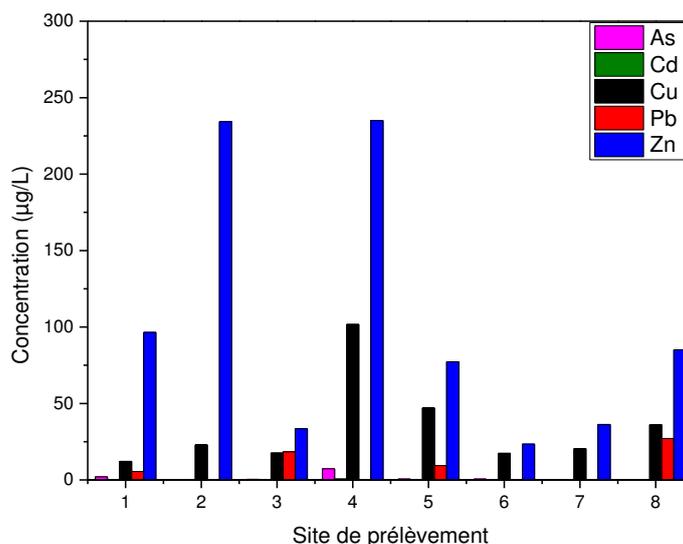


Figure 2-11. Les teneurs en métaux lourds des eaux de ruissellement au Havre

Cette première analyse des eaux de ruissellement du Havre a permis de mettre en évidence que ces eaux contiennent des différents types de pollution (MES, métaux lourds ...etc.). Il faudra généraliser les analyses chimiques des eaux de ruissellement à toutes les saisons et sur plusieurs années. Cependant, les teneurs observées pour la plupart des paramètres physico-chimiques étudiés ne dépassent pas la norme relative à la qualité des eaux superficielles et le rejet autoriser (Pons et al., 2008 ; Kara khaled, 2011). Vu leur faible degré de pollution, les eaux de surface peuvent être traitées sur place sans passer par la STEP. Cela permet d'alimenter la nappe d'eau, et d'éviter la saturation de la STEP en cas de forte pluie.

2.1.3. Les conditions de l'assainissement des eaux sur la CODAH

Le zonage d'assainissement consiste à déterminer les zones qui seront soumises à l'assainissement collectif ou individuel dans le cadre de l'extension des communes. Il s'agit d'anticiper l'aménagement du territoire et de le rationaliser. Le zonage d'assainissement, utile aux communes dans le cadre de l'élaboration de leur **Plan Local d'Urbanisme (PLU)**, sera réalisé pour tous les communes membres de la CODAH et mis à disposition sur le **Système d'Information Géographique (SIG)** d'Agglomération.

Le zonage d'assainissement permet :

- d'identifier les zones qui peuvent se développer ;
- de repérer les zones assainissables en collectif ;
- de voir quels travaux seraient nécessaires si on voulait étendre le réseau d'assainissement collectif ;
- de faire des évaluations techniques et financières des travaux qui seraient nécessaires et donc de déterminer s'il est opportun ou non de le faire.

A ce jour il faut retenir deux types de services d'assainissement des eaux usées domestiques, correspondant au zonage d'assainissement :

- ✓ L'assainissement collectif
- ✓ L'assainissement non collectif

2.1.3.1. L'assainissement collectif

La CODAH gère la collecte et le traitement des eaux usées ainsi que la maîtrise de leur impact sur le milieu naturel. Le traitement des eaux usées fait l'objet d'une intense politique d'actions. Ainsi, un programme de réalisation de 105 ouvrages hydrauliques structurants avec un volume total de stockage de plus de 700 000m³. Plusieurs projets de création et modernisation de stations d'épuration ont été réalisés dont le plus important est la station d'épuration « EDELWEISS » inaugurée le 18 Octobre 2011. Le réseau d'assainissement de la CODAH s'étend sur une longueur de 1152,4 kilomètres (Tab.2-4) et collecte aussi bien les eaux usées que l'eau de pluie, 112 stations de relevage des eaux usées, et plus de 8700 grilles avaloir et bouches d'égout (CODAH, 2013).

Le réseau d'assainissement unitaire une technique assez ancienne, que l'on retrouve majoritairement dans les centres anciens des villes, permet de collecter dans une seule canalisation les eaux usées et les eaux pluviales mais qui tend à disparaître au bénéfice d'un réseau séparatif. Les eaux usées collectées, rejoignent ensuite les quatre principales stations

d'épuration du Havre, de Cauville-sur-mer d'Octeville-sur-mer et de Manneville (Tab.2-5) où elles subissent plusieurs phases de traitement afin de diminuer suffisamment la quantité de substances polluantes avant leur rejet au milieu naturel.

Ce réseau est peut être équipé de bassins de stockage pour écrêter les débits, et de déversoirs d'orage pour permettre le débordement des débits excédant la capacité d'évacuation des ouvrages.

Commune	Linéaire réseau unitaire (km)	Linéaire réseau eaux usées (Km)	Dont linéaire canalisation de refoulement eaux usées (km)	Linéaire réseau eaux pluviales (km)	Total (km)	Nbre de nouveaux branchements réalisés en 2013	Nbre de postes de relèvement
Le Havre	394,8	47,9	1	90,8	533,5	36	10
Gainneville	0	20	1,8	14,7	34,7	0	3
Saint-Martin-du-Manoir	0	10,5	1,1	7,8	18,3	0	3
Rogerville	0	11,9	2,9	8,7	20,6	15	5
Gonfreville-l'Orcher	0	44,8	3,5	49,1	93,9	3	12
Harfleur	9,9	25,8	7,3	17,7	53,4	10	11
Montivilliers	0	72,6	3,6	68	140,6	15	13
Fontaine-la-Mallet	0,7	21,1	0,7	25	46,8	0	1
Cauville-sur-mer	0	13,7	5,3	4,3	18	0	8
Epouville	0	18,1	2	17,3	35,4	0	8
Fontenay	0	6,1	0	5	11,1	0	0
Manéglise	0	10,8	2,5	5,2	16	0	7
Manneville	0	7,6	1,9	1,2	8,8	0	6
Notre-Dame-du-Bec	0	4,7	0,5	3,8	8,5	0	5
Octeville-sur-mer	2	41,7	5,2	17,1	60,8	0	17
Rolleville	0	7	0,7	5,6	12,6	0	2
Sainte-Adresse	32	0,6	0	6,8	39,4	2	2
TOTAL	439,4	364,9	40	348,1	1152,4	81	113

Tableau 2-4. Le réseau d'assainissement de la CODAH (Site de la CODAH ; 2013)

Ouvrage d'épuration	Equivalent Habitant	Volumes entrant en 2013 m3/an	Zone de collecte
Station du Havre (2011)	322 000	25 589 741	Communes de la CODAH (sauf Cauville-sur-mer et Manneville) Saint-Martin-du-Bec Turretot, Hermeville Angerville-l'Orcher Saint-Laurent-de-Brèvedent
Station de Cauville-sur-mer	2 000	49 632	Cauville-sur-mer
Station de Manneville	1200	33 945	Manneville
Lagune d'Octeville-sur-mer	500	30 021	Une partie d'Octeville-sur-mer

Tableau 2-5. Les stations d'épuration de la CODAH - une capacité théorique d'épuration de 325 700 Equivalents Habitants. (Site de la CODAH ; 2013)

2.1.3.1.1. La Station d'Épuration du Havre (EDELWEISS, 2011)

La CODAH a construit une nouvelle station d'épuration haute qualité environnementale, conçue dans le respect des normes environnementales les plus exigeantes en matière de rejet et qui a été inaugurée en 18 Octobre 2011. Cette nouvelle station d'épuration, située aux abords du quartier des Neiges et nommée «Edelweiss», répond aux nouvelles exigences européennes en termes de traitement de l'azote et du phosphore. La station a été construite sur le terrain de l'ancienne station. Cette dernière est restée en exploitation pendant toute la durée des travaux et n'a pu être démolie qu'après mise en service de la nouvelle.

La nouvelle station d'épuration permet de :

- Traiter les effluents de 15 communes de la CODAH et de 5 communes hors CODAH
- Atteindre un niveau de rejet compatible avec le classement en zone sensible de l'Estuaire
- Accueillir les produits de vidange et de curage selon le schéma directeur départemental
- Supprimer les nuisances olfactives pour les riverains
- Respecter son environnement (cibles Haute Qualité Environnementale).

L'ensemble des effluents de 20 communes dont 15 communes membres de la CODAH sont dirigés vers la nouvelle station d'épuration et l'objectif de traitement affecté à l'ouvrage par l'arrêté d'exploitation préfectoral est atteint depuis le mois d'avril 2011. Les boues sont détruites directement à la station d'épuration et réduites en cendres. Ces cendres sont ensuite envoyées vers des cimenteries qui les reprennent, pour un coût moindre qu'en décharge, et les recyclent dans leur procédé de fabrication du ciment.

Les normes de rejet de la station répondent aux exigences européennes, particulièrement sévères, notamment, vis-à-vis des paramètres azote et phosphore responsables de l'eutrophisation des eaux. Ainsi, l'eau restituée au milieu naturel, en l'occurrence dans un des bassins portuaires, participe à la reconquête du bon état chimique et écologique de l'Estuaire de la Seine. Les rendements épuratoires et la qualité des rejets pour la nouvelle station du Havre sont présentés dans le [tableau 2-6](#) :

PARAMÈTRE	CHARGE ENTRANTE (kg/j)	CHARGE EN SORTIE (kg/j)	RENDEMENT (%)	CONCENTRATION SORTIE (mg/l)
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	29 401	2 924,00	90	41
Demande Biologique en Oxygène (DBO5)	12 537	626	95	8,8
Matières En Suspension (MES)	14 615	1247	91	17,5
Azote Kjeldhal	2 873,00	318	89	4,5
Azote ammoniacal (N-NH4)	1 841,00	140	92	2
Azote (NGL)	2 940,00	547	81	7,7
Phosphore total (Pt)	322	55,6	83	0,8

Tableau 2-6. Rendement épuratoire et qualité de rejet de la STEP du Havre (Rapport de la CODAH ; 2013)

2.1.3.1.2. Les ouvrages de rétention /restitution et d'entretien en milieu urbain

Le schéma global d'assainissement de la ville du Havre, élaboré en 2001 a été réétudié en 2005 pour mieux tenir compte d'évènements pluvieux majeurs, notamment celui du 1er juin 2003. Il comporte, outre le traitement des points de rejet en milieu naturel, la construction de bassins de stockage restitution (Fig.2-12). Les bassins DEMIDOFF (35000 m³) et Docteur LEVESQUE (3400 m³) ont été réalisés en 2008. La construction du bassin JENNER (50000 m³) s'est terminée en 2010 et HARQUEBOSC (17000 m³) en 2013.

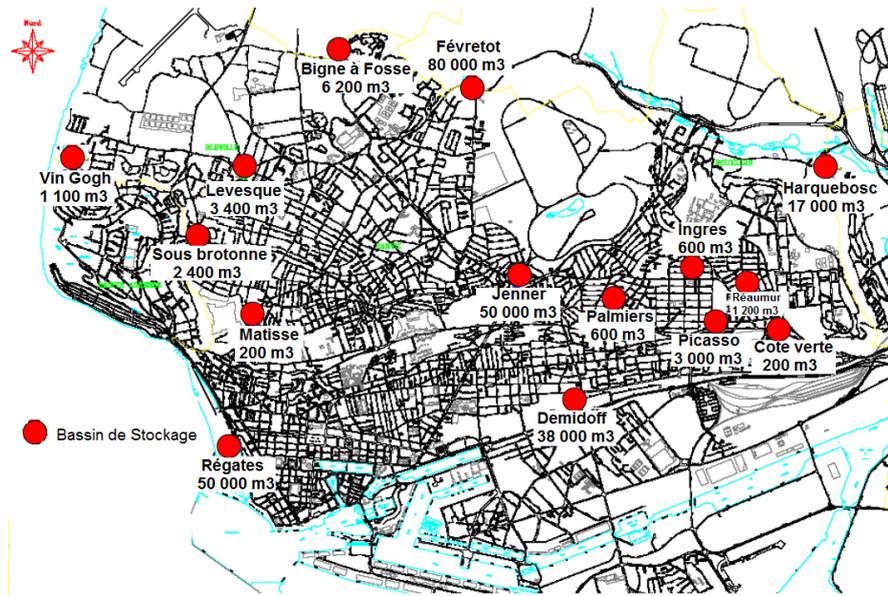


Figure 2-12. La distribution des bassins de stockage sur le territoire de la CODAH (CODAH ; 2011)

2.1.3.2. Le Service Public d'Assainissement Non Collectif (SPANC)

2.1.3.2.1. Définition

Créé en 2006, le Service Public d'Assainissement Non Collectif (SPANC) de la CODAH est chargé de :

- Conseiller et accompagner les particuliers dans la mise en place de leur installation d'assainissement non collectif ;
- Contrôler les installations d'assainissement non collectif.
- Comme pour l'assainissement collectif, ce service public fait l'objet d'une redevance qui en assure ainsi l'équilibre financier.

Sur le territoire de la CODAH, plus de 1000 foyers sont concernés par l'assainissement non collectif et disposent sur leur terrain d'un système privé de collecte, d'épuration et d'élimination des eaux usées.

Un contrôle diagnostic a été effectué par la CODAH en 2009, les installations ont été classées en 5 catégories (conforme, semblant conforme, fonctionnelle sans nuisance, à risque environnemental, à risque sanitaire)

Il s'avère que 64% des installations sont conformes ou ne sont soumises qu'à la réalisation de travaux mineurs. Les contrôles diagnostics ont permis d'identifier les installations à l'origine de nuisances potentielles sur la santé ou l'environnement et de dresser un bilan des installations à réhabiliter sur le territoire de la CODAH. Celles-ci représentent environ 36 % du total des installations. Le SPANC a également contrôlé 12 installations d'assainissement non collectif dans le cadre du contrôle des installations neuves. 8 de ces contrôles correspondaient à des réhabilitations. Des contrôles périodiques de bon fonctionnement (154) ont été réalisés 2011. De plus, 33 permis de construire ont été instruits par le SPANC pour les habitations ne pouvant être raccordées à un réseau d'assainissement collectif. Le contrôle de ces futures installations sera effectué lors de leur construction ([Rapport de la CODAH ; 2014](#)). L'Assainissement Non Collectif (ANC) aussi appelé assainissement individuel ou encore assainissement autonome. ANC est adapté à un habitat diffus ne permettant pas le raccordement à un réseau public d'assainissement dans des conditions techniques et économiques acceptables. Dans ce cas, les eaux usées des immeubles sont collectées dans une fosse ([Fig.2-13](#)) septique toutes eaux (qui recueille les eaux vannes issues des toilettes et les eaux ménagères issues de la salle de bain et de la cuisine). La fosse doit être reliée à un épandage souterrain qui permet d'utiliser la capacité d'épuration du sous-sol pour compléter le traitement commencé dans la fosse. Quant aux eaux de pluie, elles sont gérées par d'autres dispositifs (principalement des réservoirs enterrés ou non, et plus rarement des toitures végétalisées).

La CODAH gère actuellement un parc de 145 ouvrages hydrauliques, dont 123 sont des ouvrages à ciel ouvert. La capacité de stockage actuelle de ces ouvrages représente 836 382 m³ correspondant à une protection pour une pluie décennale. Les travaux se sont poursuivis permettant le stockage de près de 50 000 m³ d'eau de pluie supplémentaires.

2.1.3.2.2. Composition d'une installation d'assainissement non collectif pour les eaux usées

Une installation d'assainissement non collectif doit assurer la collecte, le transport, le traitement et l'évacuation des eaux usées domestiques ou assimilées.

- La collecte et le transport des eaux usées domestiques sont effectuées par un dispositif commun (regards de branchement collectif d'où partent les canalisations);
- Le traitement des eaux usées est réalisé soit :
 - ✓ dans le sol en place, ou un sol reconstitué avec traitement amont par fosse septique toutes eaux,
 - ✓ par un dispositif de traitement agréé par les Ministères ;
- L'évacuation des eaux usées domestiques traitées est réalisée soit par infiltration dans le sol ou à défaut par rejet vers le milieu hydraulique superficiel (cours d'eau, fosse...)

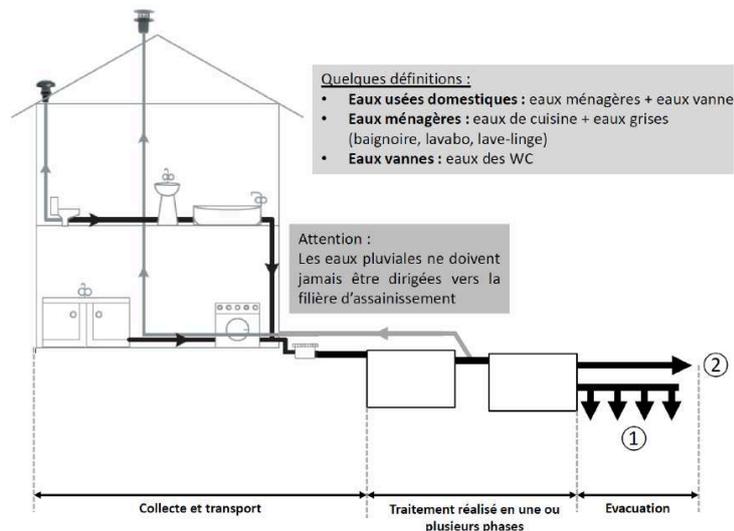


Figure 2-13. Composition d'une installation ANC (Site de la Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie)

Remarque : Avant l'exécution des travaux, le projet d'installation d'assainissement non collectif devra avoir reçu un avis favorable du Service Public d'Assainissement Non Collectif (SPANC).

2.1.3.3. Aménagements hydrauliques en zone rurale pour gérer les eaux de ruissellement

Dans sa gestion, la CODAH prend en considération également les zones périphériques, moins urbanisées, mais appartenant au grand bassin industriel de l'estuaire de la Seine.

2.1.3.3.1. Sous-bassin de Rouelles

En 2011, quatre nouveaux ouvrages ont été réalisés, pour une capacité supplémentaire de 10800 m³ pour les communes d'Octeville-sur-Mer, Fontaine-la-Mallet, Le Havre, Harfleur et Montivilliers.

2.1.3.3.2. Sous-bassin de Saint-Laurent

Cinq nouveaux ouvrages ont été réalisés en 2011, soit une capacité supplémentaire de 5200 m³ pour les communes de Saint-Martin-du-Manoir, Gainneville, Montivilliers, Gonfreville-l'Orcher et Harfleur.

2.2. La production de lin en Normandie

Le lin est principalement produit en Europe (68% de la production mondiale), essentiellement en France (plus particulièrement dans les régions Normandes, la Picardie et le Nord Pas de Calais), Belgique et Pays-Bas. Le lin récolté en Europe de l'ouest (France, Belgique, Pays-Bas) est reconnu au niveau mondial pour sa meilleure qualité. Cela revient aux conditions climatiques favorables de la région (tempérées et océaniques), au savoir-faire des producteurs locaux de lin et aux sols riches et généreux. Le secteur européen est centré sur la production et la première transformation du lin qu'on appelle le teillage: extraction mécanique des fibres.

Cependant aujourd'hui, environ 80% de l'essentiel de la matière première (fibres nobles) est exporté à 80 % vers la Chine pour y subir les opérations textiles (filature, tissage et confection). D'après une étude ADEME parue en 2011 sur la disponibilité des fibres végétales à usages de matériaux en France (Fig.2-14), la moitié du gisement mondial de fibres provient de la culture du jute, des cocotiers, suivies par le sisal et le lin (Meirhaeghe (2011)).

2.2.1. La culture du lin et ses usages

Selon leur origine, les fibres naturelles peuvent être regroupées en graines, feuilles et fruits. Le lin cultivé pour la fibre et le lin cultivé pour l'huile de graines sont de même espèce végétale *Linum usitatissimum* originaire du Moyen-Orient. Il a été utilisé pendant des siècles dans la fabrication de textiles (vêtements et linge de maison) (Edwards et al., 1997), mais aujourd'hui de nouveaux débouchés lui permettent d'être plus couramment utilisées dans les applications composites (Williams et Wool 2000) comme renfort. Le lin est parmi les fibres naturelles qui se trouvent actuellement dans des panneaux composites à matrice thermoplastique pour des éléments de structure interne dans l'industrie automobile (les panneaux de portes de voitures, les toits de voitures) et les palettes thermo-moulées...

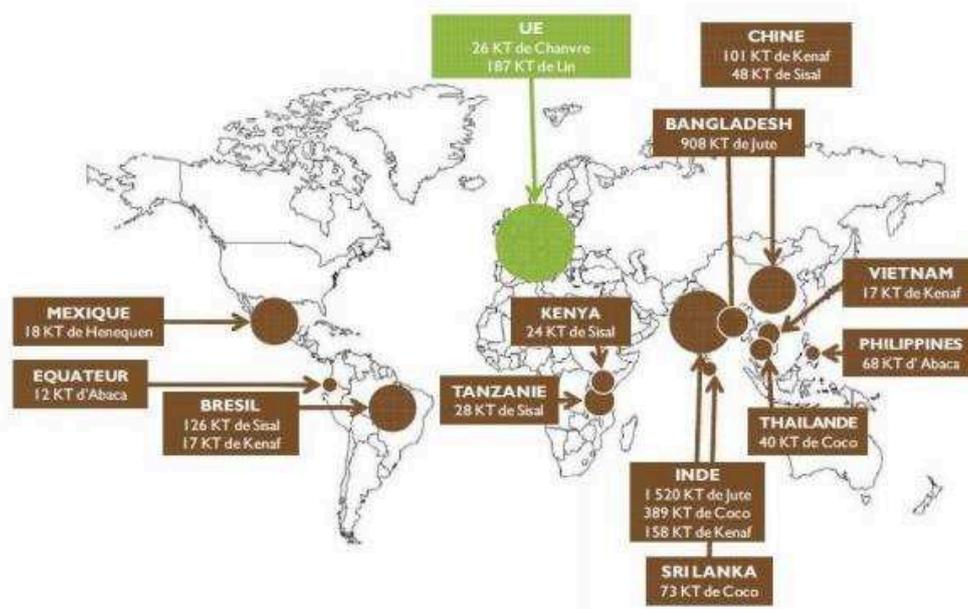


Figure 2-14. Répartition de la production mondiale de fibres végétales hors coton et bois 2001-2008 (ADEME/FRD, 2011)

Généralement, le lin est cultivé là où la température quotidienne reste inférieure à 30°C. Le lin est une plante de cycle court et sa récolte se fait environ 100 jours après le semis au printemps (mars-avril) (Fig.2-15). En mai la plante mesure déjà entre 10 et 15 cm et commence la phase de croissance rapide (environ dix jours) qui va être déterminante pour la longueur de la plante. La floraison aura lieu en juin et qui dure environ une semaine, la durée de vie de la fleur du lin est de quelques heures seulement. Après la maturité des pailles de lin en juillet sont ensuite arrachées ou coupées au ras du sol pour récupérer les fibres les plus

longues possible. Et commence alors la phase de rouissage, destinée à séparer les fibres du reste de la tige.

Ainsi, le cycle de vie de la plante se compose d'une période végétale de 45 à 60 jours, d'une période de floraison de 15 à 25 jours et d'une période de maturation de 30 à 40 jours avec 12 stades de croissance distincts dans la plante de lin.



Figure 2-15. Les étapes de production du lin : semis, floraison et arrachage ([site internet de la communauté de communes plateau de Caux](http://www.cc-caux-fleurdelin.fr/tourisme-et-loisirs/thematique-du-lin/le-lin-dans-tous-ses-etats/) : <http://www.cc-caux-fleurdelin.fr/tourisme-et-loisirs/thematique-du-lin/le-lin-dans-tous-ses-etats/>)

Il existe plusieurs variétés de lin, seulement une dizaine est favorisée car ayant des caractéristiques mécaniques jugées intéressantes pour la production des textiles. Les variétés de lin sont classées en fonction le rendement de la paille à l'hectare, la résistance de la plante à l'averse et de la richesse en fibres longues.

2.2.2. Extraction des fibres

Il existe plusieurs méthodes pour l'extraction des fibres de la tige : mécaniques, chimiques, enzymatiques, ou thermiques. La méthode la plus utilisée pour extraire les fibres de lin est la méthode classique, elle comprend deux étapes principales : le rouissage et le teillage.

2.2.2.1. Rouissage

Le rouissage consiste à laisser tremper les tiges dans une pièce d'eau à 32 °C pendant trois jours. Il se fait aussi à terre en laissant les tiges déposées en tas (on parle d'andains) au champ quelques semaines en août et/ou septembre (pendant 20 à 90 jours). On peut éventuellement entretenir l'humidité par des arrosages. L'humidité et les différents facteurs naturels (pluies, vent et soleil) favorisent le développement de bactéries et de champignons sur les tiges. L'action des microorganismes provoquent la dégradation des ciments pectiques qui lient les fibres au sein des faisceaux et avec les autres tissus. Les fibres commencent à se séparer comme le montre la [figure 2-16](#).

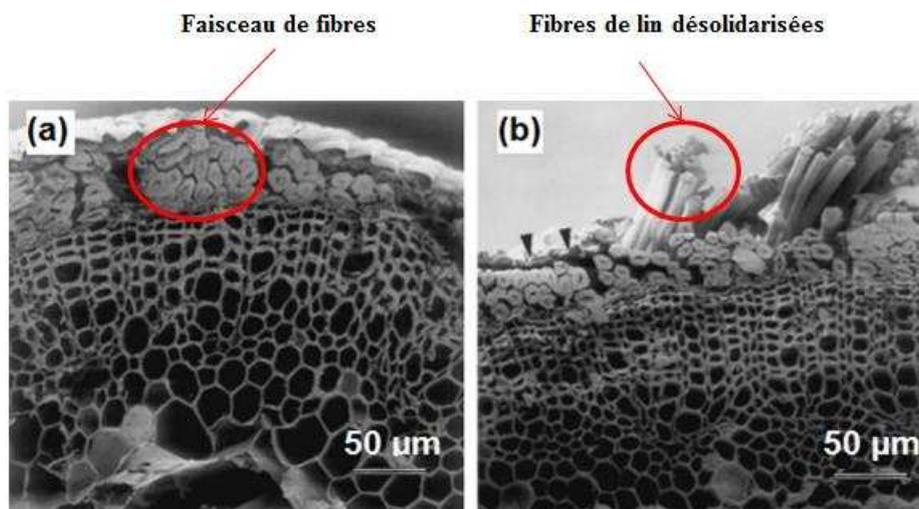


Figure 2-16. Photos microscopique d'une section de tige de lin. (a) Tige non rouie. (b) Tige rouie avec un début de séparation des faisceaux de fibres (figure adaptée de Akin et al. (2001))

2.2.2.2. Teillage

Le teillage permet la séparation des fibres du bois de la plante (Fig.2-12). Il s'agit d'une extraction mécanique des fibres durant laquelle les tiges sont écrasées entre des cylindres de métal et battues pour éliminer les parties ligneuses et tous les autres débris végétaux. Cette étape permet de séparer les longs brins ou filasse ou lin teillé (la partie noble) et l'étope, constituée des fibres courtes (sous-produit). Le teillage est une étape importante qui exige du savoir-faire car les fibres doivent être séparées sans être entrelacées. Le traitement des tiges laisse les anas, constituée des particules ligneuses qui entourent le cylindre central de la tige. Les proportions massiques des fractions végétales obtenues après le teillage avec leur rendement sont présentées dans le tableau 2-7.

Produit et co-produits	Composition de la paille
Lin teillé (fibres longues)	15-25 %
Étoupes (fibres courtes)	8-15 %
Anas (résidus de paille)	45-52 %
Graines	5-10 %
Poudres	5-8 %

Tableau 2-7. Les fractions végétales issues de la paille de lin avec leur rendement (Source Coop de France : <http://www.coopdefrance.coop/fr/41/lin/>)

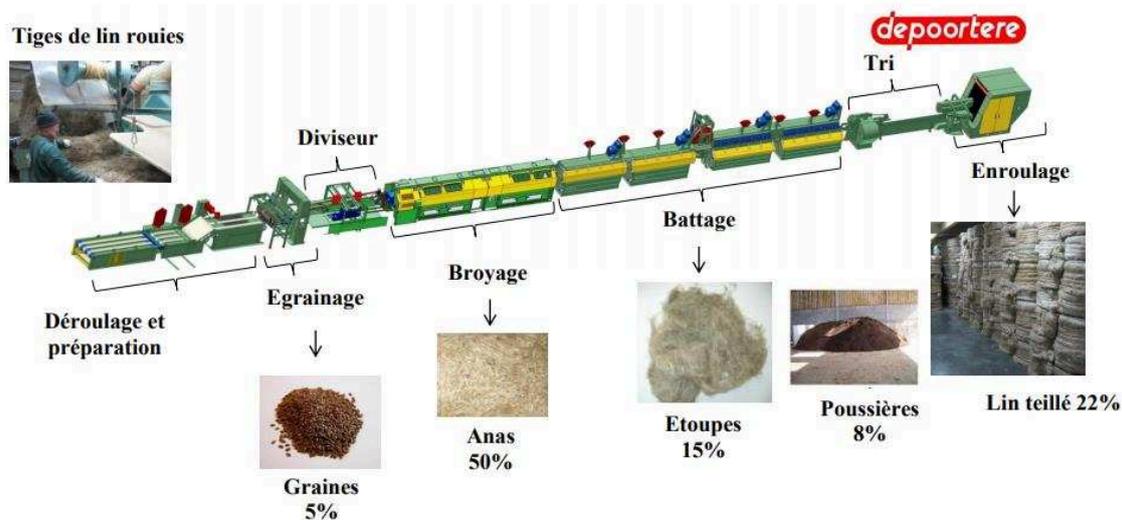


Figure 2-17. Schéma d'une ligne de teillage produits et coproduits issus de la décortication des pailles de lin (Martin N, 2014)

2.2.2.3. Peignage

Une étape complémentaire de peignage permet d'affiner les faisceaux de fibres et d'isoler de façon plus fine les fibres longues des fibres courtes afin qu'elles soient filées plus facilement. Les faisceaux de fibres sont divisés de plus en plus finement à l'aide de peignes garnis d'aiguilles. La filasse est ainsi transformée en rubans doux et lustrés prêts à être filés. Pour les étoupes, l'étape de transformation suivante est appelée cardage et permet l'obtention d'un voile de fibres pour des applications non-tissés aiguilletés.

2.2.3. Les caractéristiques de la fibre de lin

2.2.3.1. Caractéristiques physiques

Les fibres végétales en général ont une densité d'environ la moitié de celle des fibres de verre. Le lin est une plante d'une seule tige. Le diamètre de la tige à la base varie entre 1 et 2 mm, et la hauteur est d'environ 80 cm (Fig.2-18). L'écorce (la couche extérieure de la tige) protège le matériau des attaques externes, confère la rigidité de la tige et permet également à l'eau et à d'autres nutriments de pénétrer au centre de la tige. L'écorce et le xylème (le corps/le flambeau) sont éliminés au cours des étapes de traitement du lin de défillement et de foulage.

Ces fibres peuvent résister à des températures de traitement jusqu'à 250°C (Sreekala et al., 2000). Ils sont entièrement combustibles sans la production de gaz nocifs ou de résidus solides.

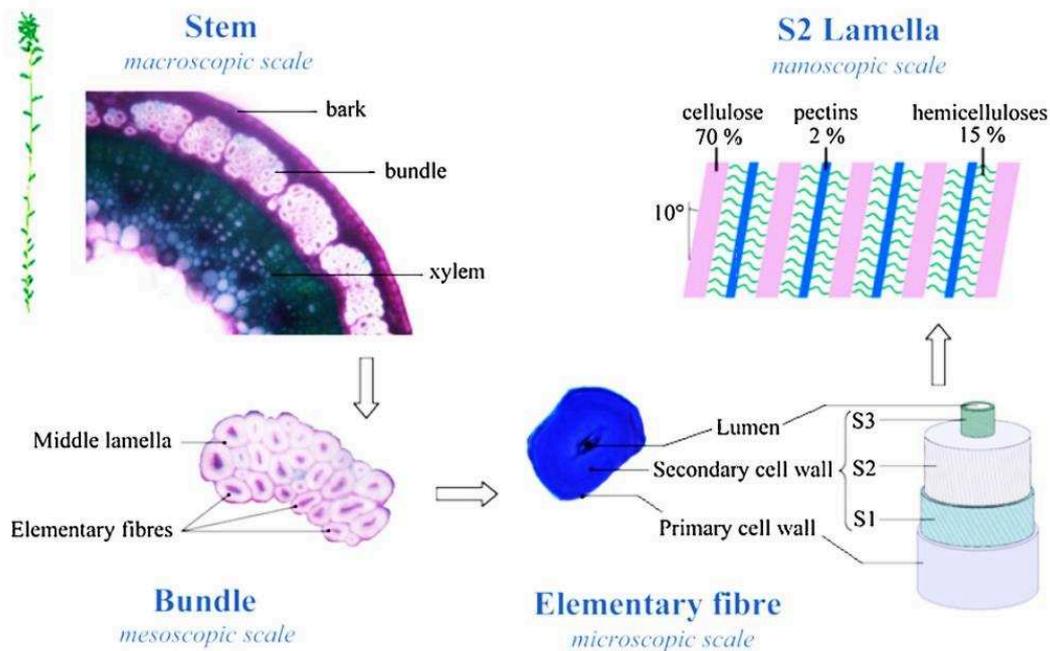


Figure 2-18. Les coupes transversales et les représentations schématiques du lin à différentes échelles, de la tige aux fibrilles de cellulose (Charlet et al., 2010)

2.2.3.2. Composition biochimique

La composition chimique de la fibre de lin en pourcentage volumique des constituants est présentée dans le [tableau 2-8](#). La fibre de lin est composée principalement de la cellulose, l'hémicellulose, la cire, la lignine et la pectine.

Cellulose	Lignine	Hémicellulose	Pectine	Cire	Humidité	Réfs
71,0	2,2	18,6-20,6	2,3	1,7	10,0	Mohanty et al. 2000
64-74	2-3	11-17	1,8	1,5	8-10	Baley et al. 2006

Tableau 2-8. Composition chimique de la fibre de lin (en % volumique des constituants)

2.2.3.2.1. Cellulose

La cellulose est le constituant majoritaire des fibres de lin, il représente environ 75 % de la masse des fibres ([Tab.2-8](#)). La cellulose est un élément essentiel dans la constitution de la fibre qui leur apporte de la rigidité et de plus résistance. La formule brute de la cellulose est $[(C_6H_{10}O_5)_n]$ ([Fig.2-19](#)). C'est une macromolécule composée de monomères de D-Glucose ($C_6H_{12}O_6$) liés entre eux par une liaison de type osidique en position β (1,4). La cellulose comporte plusieurs groupes hydroxyles qui lui donnent un caractère hydrophile. Ce caractère est important pour l'hydratation de la plante, ce qui représente un net désavantage dans le cas d'utilisation de la fibre dans les matériaux composites. En effet, lorsque les fibres de lin sont utilisées avec une matrice hydrophobe, il en résulte une interface fibre matrice de faible qualité et de faible résistance à l'absorption d'humidité.

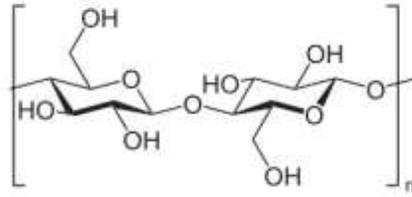


Figure 2-19. Représentation de la cellulose

2.2.3.2.2. Hémicelluloses

Dans les fibres de lin, il existe plusieurs types d'hémicelluloses. Ce sont des polymères non linéaires très hydrophiles, responsables de l'absorption d'eau (Davies et al. 1998 ; Lilholt et al., 2000). Ils regroupent un ensemble de polysaccharides, tels que le glucomannane, le xylane et le xyloglucane, avec un degré de polymérisation compris entre DP = 100 à 800 (Bledzki et al., 1999). Leur module d'élasticité varie significativement en fonction de la teneur en eau et peut varier de 0,01 à 8 GPa. Les hémicelluloses sont principalement liées aux celluloses (Baley et al., 2005) et constituent l'interphase entre le ciment pectique et les microfibrilles.

2.2.3.2.3. Pectines

Les pectines sont des polysaccharides riches en acide galacturonique (Willats et al., 2001). Les pectines présentes dans la fibre de lin sont principalement des rhamnogalacturonanes, des homogalacturonanes contenues dans les lamelles mitoyennes et la paroi primaire des fibres, ainsi que des chaînes de galactanes majoritaires dans la paroi secondaire (Morvan et al., 2003). Les pectines sont présentes dans les jonctions entre cellules et dans la paroi primaire (Andème-Onzighi et al., 2000 ; His et al., 2001) elles assurent la cohésion du faisceau. Elles contrôlent la porosité des parois et la croissance de la plante (Jauneau et al., 1998).

2.2.3.2.4. Lignines

Les lignines sont composées principalement de guaiacyl (Akin et al., 1996 ; Gorshkova et al., 2000). En comparaison avec d'autres fibres végétales, la fibre de lin ne contient qu'une faible proportion de lignine. Les lignines présentes dans le lin sont l'acide ferulic, le guaiacyl et le syringyl (Akin et al., 1996). Elles jouent peut-être aussi un rôle dans la cohésion du faisceau et conditionnerait l'efficacité de la séparation des éléments fibreux par rouissage (Roland et al., 1995).

2.2.3.2.5. Eau

La proportion d'eau des fibres de lin varie en fonction de la température de l'atmosphère et de l'hygrométrie (Hill et al., 2009). La fibre de lin contient 8 à 10 % d'eau de sa masse totale. Elle se trouve à la surface de la fibre, ce qui implique que la teneur en eau soit liée au degré de rouissage de la plante, mais aussi au cœur de la fibre, dans la matrice pectique des parois (Charlet, 2008)

2.2.4. Fabrication de non-tissés de fibres végétales

Généralement dans le domaine de génie civil les géotextiles naturels non-tissés sont beaucoup plus utilisés pour la protection des berges et des talus afin les stabiliser temporairement. Il faut

laisser le temps nécessaire au développement des végétaux qui participeront par leurs systèmes racinaires à protéger les berges et les talus en limitant le ruissellement des sols tout en améliorant les paysages. La dégradation complète des fibres évite donc le retrait du géotextile. Cela évite aussi de perturber l'environnement, et le coût élevé lié au recyclage et au retrait du géotextile, quand il est synthétique. De plus, la dégradation des fibres végétales entraîne la formation d'humus qui va participer au développement des bactéries et des champignons et par conséquent de la végétation (se référer au chapitre 1).

Il existe plusieurs techniques de production de non-tissés, qui consistent à produire un voile puis à le consolider (Fig.2-20).

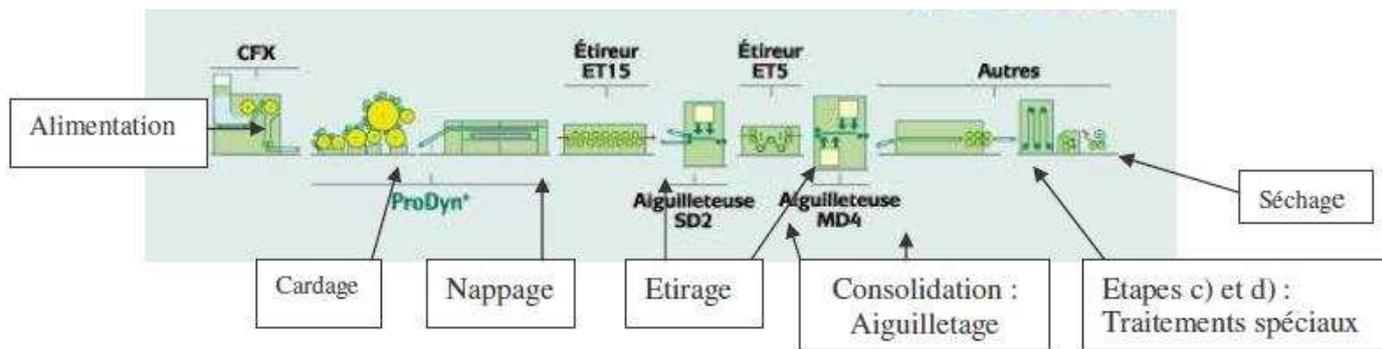


Figure 2-20. Procédé de fabrication du non tissé de fibres végétales (Darmoul I et al., 2008)

La technique la plus utilisée dans la fabrication des non-tissés à fibres naturelles est le cardage par voie sèche.

2.2.4.1. Obtention du voile de fibres par voie sèche

La technique d'obtention d'un voile (Martin N, 2014) par cardage permet d'aligner et nettoyer les fibres discontinues (d'une longueur de 30 mm à 150 mm) pour produire un ruban continu avant la filature. Le but du cardage est d'aligner et mélanger les fibres pour produire un voile homogène avec une masse surfacique constante. Il existe de plusieurs types de cartes pour la fabrication des non-tissés, mais le principe général reste le même pour toutes (Fig.2-21).

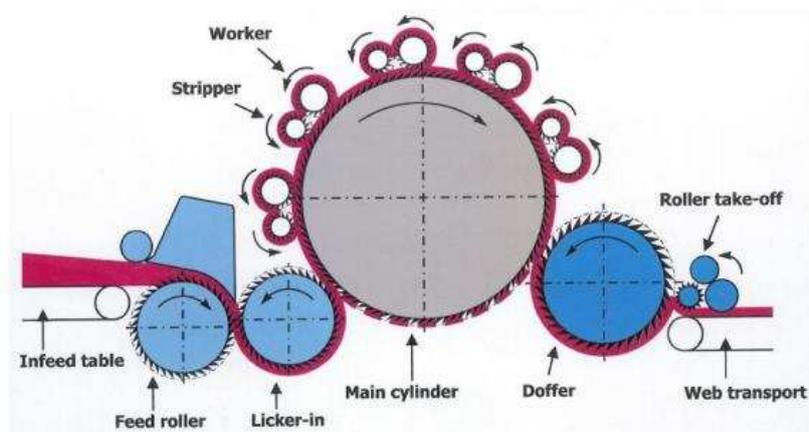


Figure 2-21. Schéma de principe du cardage. Vue en coupe (Martin N, 2014)

2.2.4.2. Consolidation du voile par aiguilletage

Cette étape de fabrication permet de consolider le voile et d'apporter une cohésion à la structure. La consolidation du voile peut être chimique, mécanique, ou thermique. Dans la fabrication des non tissés, la consolidation par aiguilletage est largement utilisée (Fig.2-17).

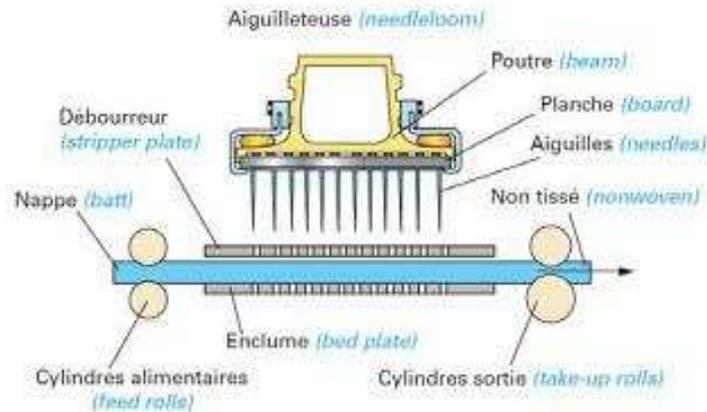


Figure 2-22. Schéma d'une aiguilleteuse (Payen, 2013)

La machine d'aiguilletage est équipée d'une planche supportant des aiguilles à barbes métalliques (Fig.2-22). La planche est entraînée dans un mouvement vertical du haut vers le bas et les aiguilles viennent transpercer le voile pour enchevêtrer les fibres. L'aiguilletage permet d'obtenir des vitesses de production ne dépassant pas les 20 m/min pour des largeurs de rouleau de 12 m.

2.3. Conclusions

Ce chapitre sur les conditions locales et les matériaux permet de préciser les contours de ce travail de thèse, qui concerne la région havraise et l'usage des matériaux locaux, notamment le lin et ses coproduits. La mise au point d'un système de gestion des eaux est très dépendant du contexte local. Actuellement le problème doit être identifié pour être traité le plus efficacement possible à l'échelle territoriale. L'aspect réglementaire a été également examiné ainsi que son évolution, mais ce sont les derniers textes qui sont rappelés dans l'annexe E.

**CHAPITRE 3 : MATERIAUX ET
PROTOCOLES D'ANALYSES EN
LABORATOIRE**

3. Chapitre 3 : Matériaux et protocoles d'analyses

Ce chapitre présente les matériaux et les protocoles expérimentaux utilisés dans cette étude.

3.1. Caractérisation des matériaux et solutions aqueuses utilisés

3.1.1. Milieu poreux

Le sable utilisé est d'origine commerciale. Il est essentiellement constitué de particules concassées et anguleuses de silex (Fig.3-1) de couleur brune, noire à grise, et beige à blanchâtre. Si le quartz est de forme cristalline de la silice, le silex est composé de quartz microcristallin et de silice amorphe comme la calcédoine et l'opale. Le quartz est souvent considéré comme quasiment inaltérable sauf dans des conditions tropicales (Duchafour, 1997). Alors que la calcédoine et l'opale peut être plus facilement dissoute, tout en restant faible en conditions tempérées. L'altération libère de l'acide monosilicique SiO_4H_4 qui peut donner de la silice amorphe qui peut s'associer avec l'alumine (donnant lieu à des allophanes lorsque la quantité de matières organiques est importante ou des argiles de néoformation (monosiallisation ou bisiallisation) en fonction du pH. Pour la fabrication des bétons, les réactions entre les granulats de silice et le ciment sont également bien connues, mais le pH est fortement basique. A l'échelle de temps et des conditions de nos expériences, le sable sera considéré comme inaltérable. Il faut rappeler que la partie interne du silex est peu poreuse (entre 0,2 et 1,8 %, à cause de microcavités) mais elle est entourée d'un cortex blanchâtre de même nature qui est nettement plus poreux, entre 15% et 20% avec des micro pores de 0,05 à 0,09 μm (Coutard et al., 2008 ; Encyclopédie Universalis : définition du silex). Ces résultats sont caractéristiques des silex de Cotentin, il faudra s'intéresser aux silex du plateau de Caux. La proportion de cortex n'est pas définie, mais est minoritaire à la vue globale de la couleur brune à grise du sable. Naturellement, elle est variable d'un site à l'autre et au sein d'un même site entre 20 et 55%. C'est l'arrangement granulaire qui va intervenir dans les mouvements de l'eau et des matières en suspension, qui sont dépendant à la fois de la porosité, de la distribution porale, de la perméabilité et du degré de saturation.

Vue la complexité des processus intervenants dans la filtration des particules solides dans les milieux poreux, le choix des matériaux constituant le milieu poreux se base sur plusieurs critères afin de faciliter l'analyse des paramètres qui contrôlent les mécanismes de transport. Le matériau choisi doit être :

- facile à manipuler et représentatif du milieu naturel que l'on veut exploiter ;
- propre (pas d'érosion de particules qui peuvent perturber le signal mesuré à la sortie du milieu poreux) ;
- stable globalement chimiquement ;
- non déformable (pas de gonflement ou de retrait).

La distribution granulométrique est sélectionnée par tamisage afin de se conformer aux critères exigés par le DTU 64.1 (Document Technique Unifié pour les systèmes d'assainissement autonomes (Norme Française, AFNOR ; FA139464-1 ; 2007). Le DTU 64.1 exige un sable roulé, alors que nous avons utilisé un sable de silex concassé. Par ailleurs sa

stabilité chimique n'est pas totale bien que faible, car les particules de cortex sont poreuses, et les pores tapissés de micro cristaux de sels (Chlorure de sodium ou de gypse d'après la littérature ([Encyclopédie Universalis : définition du silex](#))). La distribution granulométrique était comprise entre 630 et 4000 μm , avec un diamètre médian de 1890 μm et un coefficient d'uniformité Cu de 3,14 ([Fig.3-2](#)). Le sable concassé présente des particules nacrées (fossile de coquillage) avec un pourcentage massique de l'ordre de 5% ([Tab.3-1](#)). La nacre est composée d'aragonite, une substance calcaire animale, ce qui explique une légère réaction à l'acide chlorhydrique « HCl » ([Encyclopédie Universalis : définition du nacre](#)).

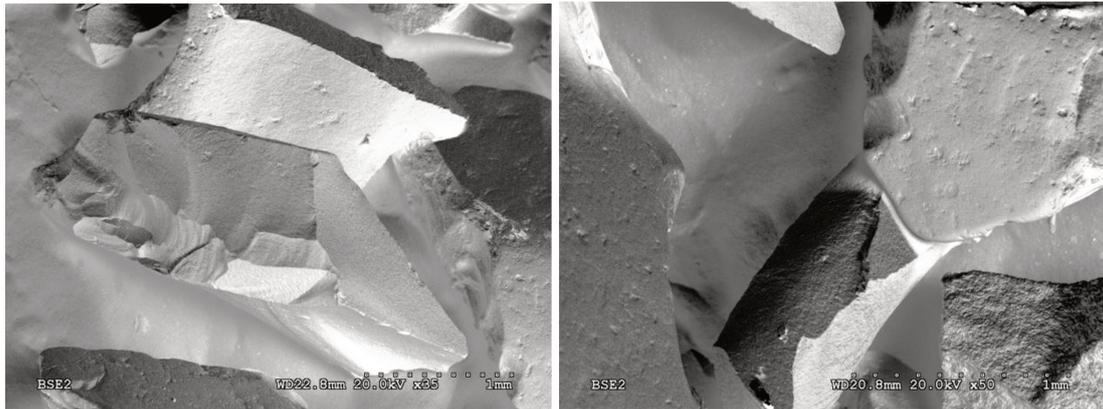


Figure 3-1. Images au MEB du sable utilisé

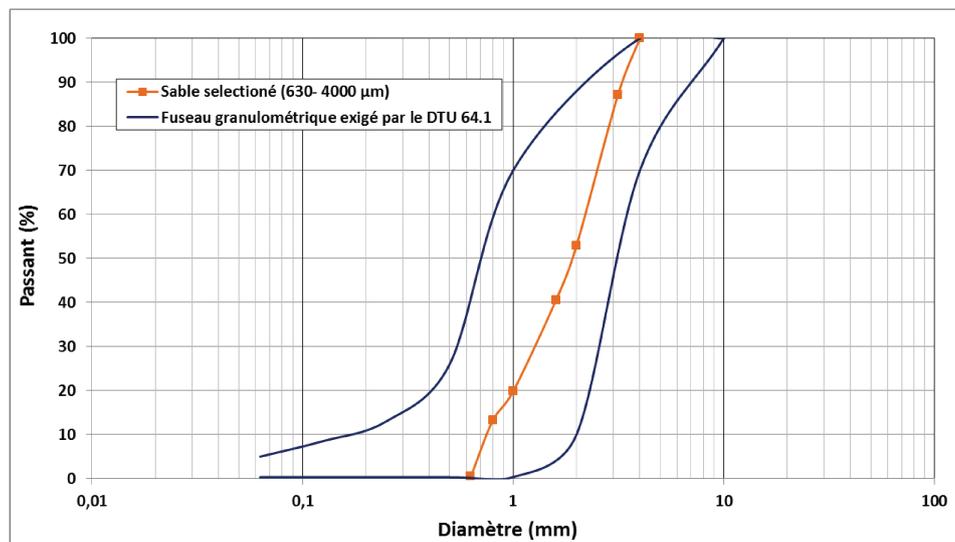


Figure 3-2. Courbe granulométrique du sable utilisé pour les essais expérimentaux et du fuseau granulométrique exigé par le DTU 64.1

Avant utilisation, le sable a été nettoyé pour éliminer toutes les particules fines et la matière organique attachée aux grains. Après un lavage répété avec de l'eau déionisée, le sable est trempé dans l'acide nitrique à une concentration de 0,01 M pendant 24 h, puis rincé avec de l'eau déionisée. Ensuite, le sable a été trempé dans une solution d'hydroxyde de sodium « NaOH » avec une concentration de 0,1 M pendant 12 h et finalement lavé avec de l'eau déionisée jusqu'à ce que la conductivité électrique de l'eau de rinçage soit inférieure à 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ([Ahfi et al., 2017](#)). Le sable est ensuite séché pendant 24 heures dans une étuve à 105 °C.

Le coefficient d'uniformité C_u et le coefficient de courbure C_c sont définis selon les relations suivantes :

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} = 3.14 \text{ et } C_c = \frac{D_{30}^2}{D_{10} \cdot D_{60}} = 1.1 \quad (3-1)$$

Le coefficient d'uniformité C_u est relatif à l'uniformité des dimensions des particules de sol :

- la granulométrie est dite uniforme si $C_u < 2$
- la granulométrie est dite étalée si $C_u > 2$:

Dans le cas présent, la granulométrie du sable est étalée ($C_u = 3,14$). D'après le DTU 64.1 pour la réalisation des systèmes de filtration autonomes, le coefficient d'uniformité du sable doit être compris entre 3 et 6.

Le coefficient de courbure C_c permet d'identifier la qualité de gradation du sol :

- le matériau est bien gradué (la continuité est bien répartie) si : $1 < C_c < 3$.
- le matériau est mal gradué (la continuité est mal répartie), si $C_c < 1$ ou $C_c > 3$

D'après le coefficient $C_c = 1,1$ notre sable est bien gradué.

3.1.1.1. Potentiel zêta

Le potentiel zêta décrit la charge électrique sur la surface d'un grain formée par les ions qui l'entourent. La valeur du potentiel zêta des particules pour les conditions physico-chimiques désirées (pH =6,7) est de -25,3.6 ($\pm 1,4$) mV. La mesure du potentiel zêta du sable a été réalisée au laboratoire avec le zétamètre « Zeta Cad, Cad instruments, France ». L'ensemble des propriétés sont rassemblées dans le [tableau 3-1](#).

3.1.1.2. Conductivité hydraulique et porosité du milieu

Le calcul de la conductivité hydraulique du milieu poreux utilisé dans le cadre de cette thèse est basé sur la loi de Darcy ([Chapitre 1](#)). Pour un débit d'écoulement donné, on mesure la variation de gradient hydraulique à travers le milieu poreux. La distribution de la conductivité hydraulique du milieu poreux est présentée dans la [figure 3-3](#). Les résultats montrent que la distribution spatiale de la conductivité hydraulique est relativement uniforme le long du milieu poreux testé avec une valeur moyenne de $5,6 \cdot 10^{-3}$ m/s. En considérant les masses volumiques apparente et absolue du matériau, nous avons trouvé que la porosité du sable est de 0,38.

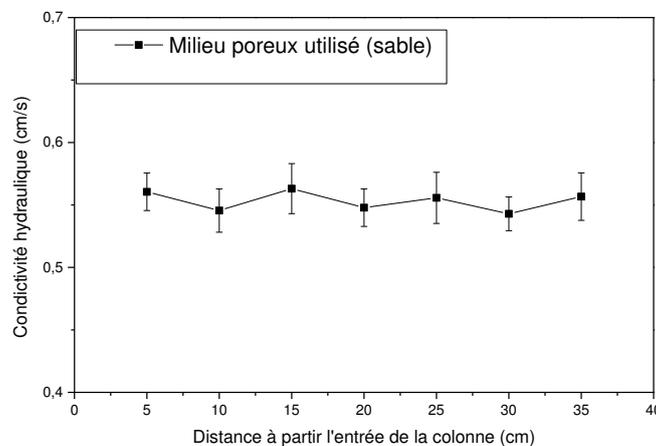


Figure 3-3. Profil de la conductivité hydraulique du milieu poreux constitué de sable concassé

Paramètres	
Granulométrie (µm)	600 - 4000
d ₅₀ (µm)	1895
C _u	3,14
C _c	1,10
Porosité moyenne (%)	0,38 (±0.004)
Conductivité hydraulique (m/s)	5,6 10 ⁻³
Teneur en CaCO ₃ (%)	5,00
Potentiel zêta (mV)	-25,3 (± 2,6)

Tableau 3-1. Propriétés du sable utilisé dans les essais expérimentaux

3.1.2. Particules argileuses en suspension

Les argiles sont des silicates d'aluminium plus ou moins hydratés, microcristallins et ont une structure en feuillets associés en une couche tétraédrique Te et une couche octaédrique Oc. Elle peut être en deux ou trois couches Te-Oc et Te-Oc-Te. Chaque feuillet élémentaire résulte de l'arrangement d'un certain nombre de plans anioniques (O, OH) qui fait apparaître des cavités associées de manière homogène et planaire, conduisant ainsi à l'individualisation de couches, soit de type tétraédrique, soit de type octaédrique. Pour la couche tétraédrique, toutes les cavités sont occupées par des cations Si, Al et Fe. Pour la couche octaédrique, les cavités sont plus grandes. Quand elles sont remplies avec des cations divalents (Mg²⁺ et Fe²⁺) elle forme la série trioctaédrique, alors qu'avec les cations trivalents (Al³⁺ et Fe³⁺) deux sur trois sont remplies et constitue la série dioctaédrique. Dans les sols, la série dioctaédrique silico-alumineuse (monosiallites - bisiallites) correspond aux kaolinites (Te-Oc) et au groupe illite-smectites (Te-Oc-Te) (AIPEA : Bailey and Chairman 1980 ; Guggenheim et al., 2006).

Nous examinerons en particulier le cas de la kaolinite. Le feuillet de kaolin est le plus simple de type Te-Oc, pratiquement sans substitution. Ainsi il est faiblement chargé à neutre ; les 12 charges positives de Al³⁺ équilibrent les six charges négatives de Si³⁺ et les six de OH⁻. Les feuillets sont accolés avec une épaisseur de 7Å. C'est une argile à faible activité. Sa formule structurale est $Si_4O_{10}(OH)_2Al_4(OH)_6$.

Malgré sa relative simplicité, les principales caractéristiques de cette argile peuvent varier, mais sans pour cela modifier leur caractère de faible activité, à la différence des smectites aux propriétés si complexes et variables. L'individualisation d'une particule d'argile dépend non seulement de la taille, définie par son extension latérale et son épaisseur mais aussi par son mode d'empilement (ordonné et fixe – semi ordonné avec épaisseur variable, désordonné avec épaisseur très variable, respectivement nommé type 1, 2 ou 3). La particule primaire de la kaolinite est une entité stable, dont la taille dépend du nombre de feuillets et de l'extension même des feuillets. La kaolinite est du type 1. Les espaces interfoliaires sont anhydres ou vides. Ainsi la surface accessible à l'eau est totalement différente suivant le type d'argile. On distingue la surface totale qui est la somme de la surface totale basale et de la surface latérale et la surface externe qui est la somme de la surface externe basale qui dépend du nombre de feuillets M et de la surface latérale. La surface latérale représente pour les particules

relativement épaisses (M élevé) une forte proportion, c'est le cas des kaolinites. La forme des cristallites est en plaquette hexagonales. En présence d'eau, le comportement hydrique des argiles est fortement différencié. Il est d'une grande complexité pour les smectites. Pour le kaolin, lors de la dessiccation et la réhumectation, l'organisation des cristallites isolés et de paquets de cristallites sont en général disposés face à face parallèles entre eux. Aucune séparation des cristallites n'est perceptible. La limite de retrait de la kaolinite est faible. Le processus d'hydratation est limité à l'espace interparticulaire. Le gonflement macroscopique exprimé par $\Delta e/1+e$ ne dépasse pas 0,3 soit un accroissement de 30% pour les kaolinites, alors qu'il est bien plus important pour les smectites. La taille des pores dans une pâte de kaolinite est de plus petite dimensions que celle des smectites. Le point d'entrée d'air et le point d'entrée d'eau sont pratiquement identiques.

Dans le cas le plus fréquent, le comportement des particules quasi-rigides de kaolinite restera uniforme quelles que soient les conditions pédoclimatiques et physico-chimiques, sauf si le fer et la matière organique jouent un rôle prépondérant. La taille des plaquettes de kaolin varie suivant l'origine génétique du minéral. Pour les kaolinites (Fig.3-4), les espaces interfoliaires sont anhydrides, les particules sont rigides à quasi rigides et l'extension suivant le plan des feuillets est limitée. Ce sont des argiles peu gonflantes. A l'état de suspension, les particules ne changent pas significativement de volume et se dispersent, sans former un réseau comme pour les smectites à très faible concentration. Ce réseau certes fragile présente une résistance au cisaillement, appelée seuil d'écoulement. Les études de rhéologie ont montré que pour construire un réseau, il faut atteindre des fortes concentrations avec les kaolinites.

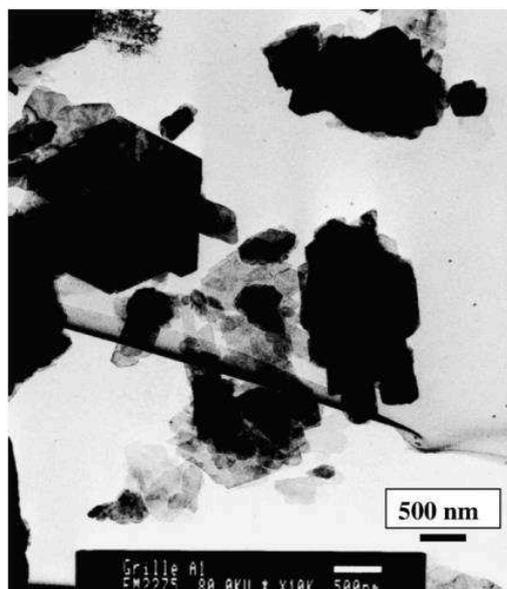


Figure 3-4. Image microscopique de la kaolinite (Pantet A. et Monnet P., 2007)

Il est important de rappeler ces informations, car dans notre étude l'eau en circulation est chargée de particules et quand le géotextile les intercepte, le film de kaolinite devient rapidement une pâte saturée, aux pores réduits, dépendant de la granulométrie des particules initiales. Ce caractère de faible activité mérite cependant qu'on l'examine plus en détail. La CEC de la kaolinite est limitée aux charges des zones de rupture latérale des feuillets. La

capacité d'échange cationique est faible et variable pour la kaolinite. Elle varie avec le pH. Ces variations s'expliquent par l'existence de différents types de charges : les charges permanentes indépendantes du milieu extérieur (substitution dans les argiles) et les charges variables qui apparaissent lorsque le pH du milieu extérieur s'élève, notamment au niveau des zones de rupture des feuillets. A égale concentration dans les solutions du sol, les cations ne sont pas absorbés de la même façon, valence et pouvoir d'hydratation contribue à une absorption préférentielle $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$

Dans le cas des métaux lourds, qui sont aussi des cations, certains à faible dose constituent des oligo-éléments indispensables à la nutrition des plantes. D'autres n'ont que des actions toxiques. Leur degré de biodisponibilité est relativement faible et dépendant des conditions de pH.

Pb	Cu	Zn	Cd
pH seuil : 4	pH seuil : 5	pH seuil : 5,5	pH seuil : 6

Tableau 3-2. pH seuil pour la mobilité de certains métaux lourds (Duchaufour, 1997)

En milieu de pH élevé, la mobilité des métaux lourds dans les sols est faible (ils précipitent sous la forme d'hydroxyde) de plus ils peuvent s'incorporer dans certains réseaux silicatés et dans les oxydes insolubles (rétrogradation). Dans les milieux acides, leur mobilité augmente ce qui augmente leur absorption dans les plantes et par conséquent leur toxicité. En milieu acide, cette mobilité va être variable suivant le métal considéré. Il existe un pH seuil au-dessous duquel sa mobilité augmente brusquement (Tab.3-2). Dans les sols neutres, les métaux lourds s'accumulent et constituent un danger à retardement. Certaines espèces végétales peuvent les accumuler dans leurs tissus, sans dommage apparent, ce qui permet d'assainir les sols contaminés (phytoremédiation pendant plusieurs années).

La carence en oligo-éléments induites par la pauvreté du matériau provient de l'insolubilisation d'un élément dans le sol et de l'entraînement hors de portée des racines. Si les apports sont trop importants, la toxicité peut se manifester. Ce point est essentiel pour définir l'indice de vulnérabilité du dispositif étudié. La rétention de radioéléments provenant d'origines diverses ne sera pas développée, toutefois elle ne peut être ignorée avec les catastrophes qui se sont produites, notamment Tchernobyl en 1986 et Fukushima en 2011.

Dans le cadre de cette étude, pour réaliser les expériences de filtration nous avons utilisé des particules argileuses (kaolinite P300) comme des particules en suspension. La distribution granulométrique des particules, mesuré avec un compteur de particules « Coulter Multisizer II », varie entre $1,7\mu m$ à $40\mu m$ (Fig.3-5) avec un diamètre médian $d_{50} = 11,0\mu m$. La valeur du potentiel zêta des particules pour les conditions physico-chimiques désirées (pH =6.7 et une force ionique $I = 0,1mM NaCl$) est de $-35.6 (\pm 1,4) mV$. La mesure du potentiel zêta des particules a été réalisée au laboratoire avec le zétamètre « Zeta Compact, Cad instruments, France ». L'ensemble des propriétés de la kaolinite est rassemblé dans le tableau 3-3.

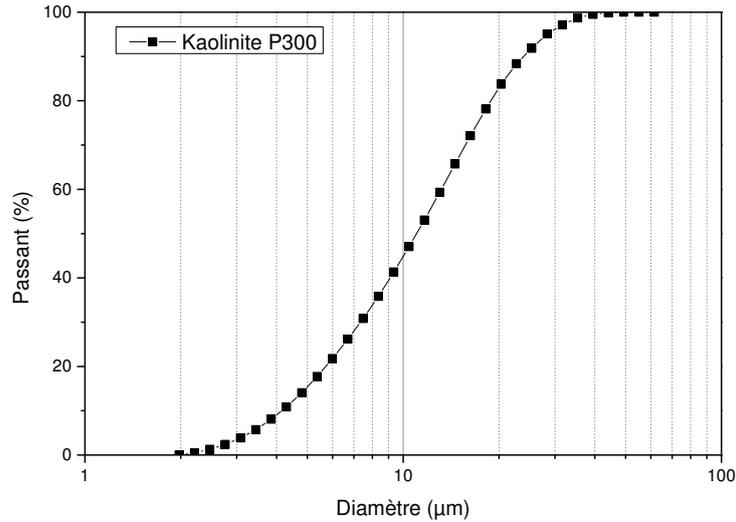


Figure 3-5. Courbe granulométrique des particules en suspension (kaolinite)

Paramètres	
Granulométrie (µm)	1,7-40
d ₅₀ (µm)	11
Surface spécifique m ² /g	28
Potentiel zêta (mV)	-35,6 (± 2,6)

Tableau 3-3. Propriétés des particules argileuses utilisées dans les essais expérimentaux

3.1.3. Etoupes de fibres de lin

Le biosorbant utilisé dans cette étude consistait en étoupes de fibres de lin (Fig.3-6). Les étoupes ont été récupérées du rejet pendant le processus de peignage. La figure 3-6a montre que les étoupes contiennent principalement des fibres et pratiquement pas de pailles. La figure 3-6b montre que les étoupes sont constituées de fibres lisses de diamètres compris entre 10 et 15 µm.

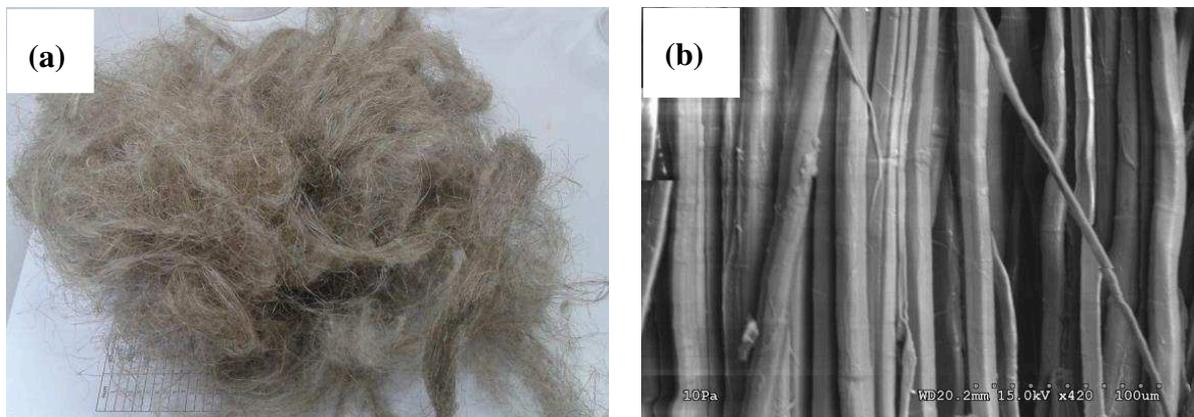


Figure 3-6. Photo (a) et image (b) microscopique (MEB) des étoupes de peignage de fibres de lin
Etoupes fournies par l'entreprise Depestele

3.1.4. Les filtres : Géotextile utilisé

Le géotextile utilisé dans les expériences de filtration était un géotextile non tissé de fibre de lin développé en Normandie (France), Le choix du géotextile a nécessité une étude préalable qui est décrite en [Annexe C](#). D'après l'image microscopique, le géotextile est composé de fibres longues de lin avec un diamètre qui varie de 10 à 15 μm ([Fig.3-7](#)). Il se caractérise par une conductivité hydraulique et une porosité importantes ([Tab.3-4](#)). La conductivité hydraulique du géotextile est légèrement inférieure à celle du sable. Le potentiel zêta de la fibre de lin est de -10 mV. Sur la base de la porosité et de la perméabilité mesurées, on a défini un diamètre de pore moyen équivalent du géotextile en utilisant la relation suivante ([Schiavi et al., 2013](#)) ([Tab.3-4](#)) :

$$\varepsilon^4 \left(\frac{5}{2} \varepsilon + 2 \right) = 72 \frac{k}{D_p^2} \quad (3-2)$$

Avec: $k = \frac{K \cdot \mu}{\rho \cdot g}$ la perméabilité intrinsèque du géotextile (m^2).

K est la conductivité hydraulique du géotextile (m/s), μ est la viscosité dynamique du fluide ($\text{kg} / (\text{m} \cdot \text{s})$), ρ est la masse volumique du fluide (kg/m^3), ε est la porosité effective du géotextile (%) et D_p est le diamètre moyen des pores du géotextile (m).

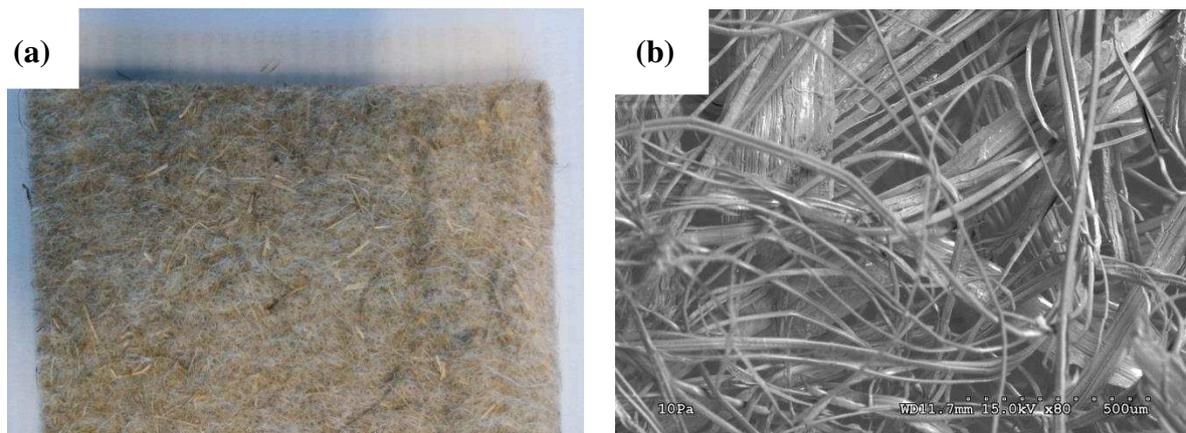


Figure 3-7. Photo et image microscopique (MEB) du géotextile utilisé (Non tissé de fibres de lin (NW) fourni par l'entreprise Depestele, Normandie)

Avant son utilisation le géotextile est lavé avec de l'eau pour éliminer les additifs ajoutés lors de sa fabrication et rendre au géotextile ses caractéristiques hydrauliques intrinsèques. Ces additifs peuvent influencer sa conductivité hydraulique et sa capacité de rétention ([Lassabatère et al., 2004](#)). Des études antérieures révèlent qu'un seul lavage avec de l'eau suffirait ([Henery et Holtz, 1997](#)).

Paramètres	
Epaisseur (mm)	4,7
Masse surfacique (g/m ²)	975
Porosité (%)	86,17
Densité des fibres	1,5
Densité de géotextile	0,2
Conductivité hydraulique (m/s)	3,75 x 10 ⁻³
Potentiel zêta (mV)	-10
Diamètre des fibres (µm)	10 - 15
Diamètre moyen des pores (µm)	110

Tableau 3-4. Principales caractéristiques du géotextile non tissé utilisé

3.1.5. Solutions métalliques

Dans cette étude, une solution tri-métallique a été utilisée. Il s'agit d'une solution de nitrate de cuivre (Cu(NO₃)₂) (pureté > 99%), de nitrate de plomb (Pb (NO₃)₂) (pureté > 99%) et de nitrate de zinc (Zn (NO₃)₂ · 6 H₂O (pureté > 98%)), avec des concentrations de [Cu] = 2,1 mg L⁻¹, [Pb] = 2,34 mg L⁻¹ et [Zn] = 3,23 mg L⁻¹. Tous les essais de filtration ont été effectués sous un pH compris entre 6,8 et 7,2. (Le pH initial de la solution a été ajusté à la valeur souhaitée soit par de l'acide nitrique soit par une solution d'hydroxyde de sodium). L'acide nitrique (HNO₃) (Concentration de 65%) et l'Hydroxyde de sodium (NaOH) ont été fournis par Fisher Scientific (Illkirch, France).

3.2. L'équipement technique pour les mesures

Les essais menés ont été réalisés au laboratoire LOMC et en collaboration avec le laboratoire COBRA dans le cadre de la fédération SCALE. Les équipements utilisés sont décrits dans cette partie. Certains sont plus largement décrits car ils sont d'utilisation peu usuelle pour des chercheurs en Génie Civil. Toutefois les multiples compétences nécessaires à acquérir par les chercheurs explique ce besoin de détailler des méthodes expérimentales maîtrisées par d'autres disciplines scientifiques. L'aménagement du territoire et la gestion de l'environnement est une problématique complexe qui nécessite des transferts de connaissances et l'humilité de reconnaître ses nombreuses lacunes. Chacun doit pouvoir y contribuer qu'il soit issu d'un monde académique scientifique, industriel et technique.

3.2.1. La mesure par granulométrie "Coulter" des particules de kaolinite

L'analyse de la distribution de taille des particules en suspension déposées à différentes profondeurs dans le milieu poreux et des particules restituées à la sortie de ce dernier a été effectuée à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Multisizer II) qui détermine le nombre et la taille des particules. Le principe de base de cet appareil consiste à mesurer le courant électrique entre deux électrodes immergées dans un liquide conducteur de chaque côté d'une petite ouverture, par laquelle une suspension de particules est aspirée. Quand une particule traverse l'ouverture, elle change l'impédance entre les deux électrodes et produit une

impulsion électrique de courte durée ayant une grandeur essentiellement proportionnelle au volume de la particule. La série d'impulsions est électriquement mesurée, comptée, et cumulée dans un certain nombre de tailles reliées à des canaux. 120 mL de l'échantillon à analyser sont mélangés à 24 mL d'une solution électrolytique de NaCl à 30 g L^{-1} . Toutes les mesures ont été réalisées avec une sonde d'ouverture $100 \mu\text{m}$.

3.2.2. Mesure de la concentration des particules en suspension

La turbidité indique la présence des matières en suspension dans l'eau. Elle est exprimée en NTU (Unité de Turbidité Néphélométrique). Dans cette étude, un turbidimètre de la marque Kobold Instruments a été utilisé pour mesurer la concentration de particules de kaolinite à la sortie de la colonne contenant le milieu poreux. La valeur de la turbidité enregistrée par le turbidimètre dépend essentiellement de la forme, de la taille, de la composition et de la quantité des particules solides transportées. Toutefois, ce n'est pas une mesure directe (nombre, masse...) de ces particules mais une mesure globale de leur influence sur la lumière. Avant de commencer les essais un étalonnage ($C [\text{g/L}] = f(\text{NTU})$) de l'appareil a été réalisé avec des solutions préparées avec différentes concentrations en kaolinite. L'étalonnage du turbidimètre consiste à établir la relation liant la turbidité (NTU) mesurée à la concentration massique C (g/L). Les résultats montrent que la turbidité est proportionnelle à la concentration massique des particules de kaolinite et un coefficient de proportionnalité (coefficient d'étalonnage) a été déterminé. Le calcul de la concentration en particules de kaolinite, dans les effluents et des particules déposées à différents horizons dans le milieu poreux durant les essais de filtration, se fait à partir des mesures de la turbidité (NTU) et de la courbe d'étalonnage.

3.2.3. La distribution spatiale des particules retenues dans le milieu poreux et dans les géotextiles

La distribution spatiale des particules retenues dans le milieu poreux est obtenue suivant la procédure suivante : chaque tranche de sol est récupérée, séchée et pesée. Elle est ensuite lavée dans un tamis ($d = 200 \mu\text{m}$) qui ne laisse passer que les particules fines. Le sable est ensuite séché puis pesé. La masse de particules déposée dans la tranche est égale à la différence des pesées avant et après lavage. L'eau de lavage est récupérée dans un récipient et sa concentration en particules fines est mesurée avec le turbidimètre. Par conséquent la masse de particules déposées dans chaque tranche peut être calculée avec cette technique. Les deux mesures sont comparées. La concentration en particules à la sortie de la colonne est déterminée uniquement à partir des mesures au turbidimètre. Un bilan global de masse sur toute la colonne est effectué pour chaque essai.

Masse de PES injectées = masse de PES déposées + masse de PES restituées

La même procédure a été utilisée pour déterminer la masse des particules retenues dans les géotextiles.

3.2.4. Détermination des teneurs en métaux lourds dans les matrices solides

La détermination des teneurs en métaux lourds dans la matrice solide (sable, kaolinite et géotextiles) s'effectue en deux étapes : La minéralisation puis l'analyse quantitative. La minéralisation (ou digestion) permet d'attaquer la matrice constituant le matériau de manière à libérer les métaux.



Figure 3-8. Minéralisateur (Micro-ondes Discover SP-D, CEM)

La minéralisation des matériaux est faite selon le protocole suivant (MT.Ammami, 2013 ; S.Yue, 2016) : pour chaque essai, une masse sèche connue de matériau (environ 500 mg pour le sable et la kaolinite, et 50 mg pour le géotextile) est mélangée à 8 mL d'eau régale inversée (2 mL de HCl à 30% et 6 mL de HNO₃ à 69%) dans un réacteur (capacité de 35 mL) et placée dans un minéralisateur à micro-ondes sous pression (Discover SP-D, CEM, USA) (Fig.3-8). Ensuite, le mélange (matériau + acides) est chauffé jusqu'à 200°C avec une pression jusqu'à 300 PSI ($\approx 2,07$ MPa) pendant 4 min. Ces paramètres sont ensuite maintenus durant 4 min avant le refroidissement. Les minéralisats (les mélanges obtenus après minéralisation) sont filtrés à l'aide d'un filtre à 0,45 μ m et dilués dans 50 mL avec l'eau ultra pure puis conservés dans un flacon en verre à 4°C avant l'analyse quantitative.

3.2.5. Détermination des concentrations des métaux lourds dans les liquides

Les solutions de lessivât filtré (avec un filtre 0,45 μ m) obtenues après le processus d'adsorption (batch) et prélevées pendant les expériences de filtration en colonne sont utilisées pour réaliser l'analyse quantitative (dosage) des métaux (Cu, Pb, Zn) par ICP-OES (ionisation induite par plasma – Inductively Coupled Plasma à spectroscopie d'émission optique) (Fig.3-9). Un volume de 42 mL a été récupéré ensuite mélangé avec 2 mL de HCl et 6 mL de HNO₃ puis conservé dans un flacon de couleur sombre en verre à 4°C avant d'être analysé. Le spectromètre d'émission optique par plasma à couplage inductif ICP-OES est un appareil ICAP-6200 (Thermo-Fisher Scientific). Il a été utilisé pour doser le Cu, Zn et Pb

dans les solutions. Cet instrument est équipé d'une chambre de nébulisation cyclonique. Les longueurs d'onde d'émission utilisées sont respectivement 324.8, 220.4, 202.6 nm pour Cu, Pb et Zn. Les limites de détection et de quantification sont respectivement 2,0/8,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour Pb, 9,0/30,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour Zn and 2,0/5,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour Cu.



Figure 3-9. Ionisation induite par plasma – Inductively Coupled Plasma (ICP-OES)

Chaque série d'analyse ICP commence par des solutions étalons et un blanc d'analyse. Les gammes d'étalonnage sont des solutions dont la concentration en chaque élément métallique est connue. Ces étalons doivent être préparés avant l'analyse et elles se conservent une semaine. Le blanc d'analyse permettra d'éliminer le bruit de fond correspondant à l'acide utilisé pour acidifier les échantillons. Une fois que l'étalonnage est effectué et le bruit de fond est éliminé, les échantillons sont placés sous le passeur dans des tubes polypropylènes (Fig.3-9). Chaque échantillon est analysé en trois fois. La valeur moyenne est ensuite prise. La durée d'analyse est d'environ trois minutes pour chaque échantillon. Ces analyses quantitatives des métaux lourds ont été réalisées par notre soin au laboratoire de chimie organique et analytique (Cobra)-INSA-Rouen.

3.3. Procédures expérimentales

3.3.1. Expériences d'adsorption (essais batch)

L'étude de l'efficacité de l'absorption des métaux par la biomasse au laboratoire est essentielle pour l'application industrielle de la biosorption car elle donne des informations sur le processus d'absorption nécessaires pour la conception des équipements de grande échelle. L'absorption de métaux est habituellement mesurée par le paramètre « q_e » qui indique les milligrammes de métal adsorbé par gramme de matériau biosorbant. Pour étudier la réactivité des fibres de lin (brute sans modification chimique) vis-à-vis des métaux lourds (cuivre, plomb et du zinc) et déterminer leurs capacité maximale d'adsorption, des essais d'adsorption ont été effectués.

Cette partie de l'étude a été subdivisée en trois étapes qui consistent à :

- effectuer des essais batch pour déterminer le temps d'équilibre et étudier la cinétique d'adsorption ;
- effectuer des essais batch pour étudier les effets des paramètres qui peuvent affecter l'adsorption des métaux par la fibre de lin (effet de pH, effet de concentration initiale, effet de la masse des fibres ...etc.) ;
- réaliser l'étude d'isothermes d'adsorption afin de déterminer la capacité d'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin.

Les essais batch ont été réalisés en suivant le mode opératoire explicité sur la figure 3-10. Une quantité connue des étoupes a été mélangée avec 250 mL d'une solution de métaux lourds à une concentration définie. Le mélange a été agité à une vitesse de 150 cycles par minute en utilisant un agitateur horizontal à un pH défini (le pH initial de la solution a été ajusté à la valeur souhaitée soit par de l'acide nitrique soit par une solution d'hydroxyde de sodium). Ces étapes ont été effectuées à une température ambiante autour de 24 °C. Après un temps défini, la solution de métaux lourds a été récupérée et filtrée en utilisant un filtre de nylon de 0,45 µm. Après acidification de la solution résultante avec de l'acide nitrique (6 mL) et de l'acide chlorhydrique (2 mL), les concentrations de Cu, Zn et Pb ont été déterminées par spectroscopie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES).

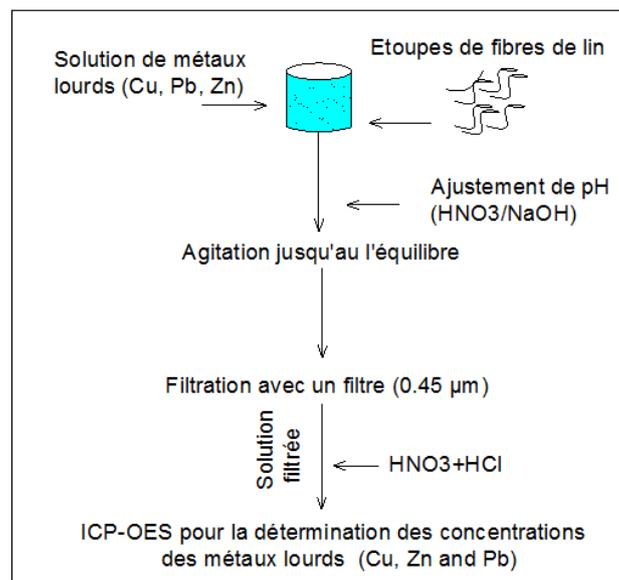


Figure 3-10. Procédure expérimentale de l'essai batch

3.3.2. Expériences de filtration (essais en colonne)

3.3.2.1. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental utilisé dans cette étude (Fig.3-11) est composé d'une colonne en plexiglas avec un diamètre intérieur de 4,4 cm et une longueur de 41,5 cm. La colonne est équipée de 7 piézomètres, ce qui permet de suivre l'évolution de la pression dans le milieu poreux au cours des essais de filtration. Des grilles avec des mailles de 200 µm sont installées

à l'entrée et à la sortie du milieu pour empêcher l'entraînement par l'écoulement des grains de sable. La colonne est alimentée par deux réservoirs ; un rempli d'eau et l'autre contient une solution avec des polluants à des concentrations définies (particules en suspension « PES » et/ou solution de métaux lourds) sous agitation permanente. Ces réservoirs sont placés en amont et reliés par une vanne à deux voies l'une permettant le passage de l'eau et l'autre la solution de polluants. Une pompe péristaltique (Cole-Parmer Masterflex), équipée d'un débitmètre intégré, assure un débit constant pendant chaque essai d'injection. Le système de détection des particules en suspension à la sortie de la colonne est composé d'un turbidimètre (Kobold Instruments) qui permet, après un étalonnage préalable, de mesurer en continue la concentration des particules en suspension dans l'effluent.

Au cours des expériences, des prélèvements à la sortie de la colonne (dans les effluents) sont réalisés à des temps réguliers. Cet échantillonnage a été effectué pour contrôler l'évolution de la distribution granulométrique de particules restituées par rapport à la distribution granulométrique des particules initialement injectées, de suivre le pH et de déterminer la concentration en métaux lourds de l'effluent dans le temps. L'analyse granulométrique a été réalisée avec le compteur de particules Coulter Multisizer (Coulter Electronics) et la concentration des métaux lourds a été déterminée par ICP-OES.

Les distributions spatiales des particules et/ou des métaux lourds retenues dans le milieu poreux sont obtenues en découpant, après chaque essai, l'échantillon cylindrique en dix tranches réparties comme indiqué sur la figure 3-11b. Le découpage est plus fin à l'entrée de la cellule où la rétention est plus importante. La procédure de la détermination du dosage en PES et en métaux lourds a été détaillée dans les paragraphes 3.2.3 et 3.2.4.

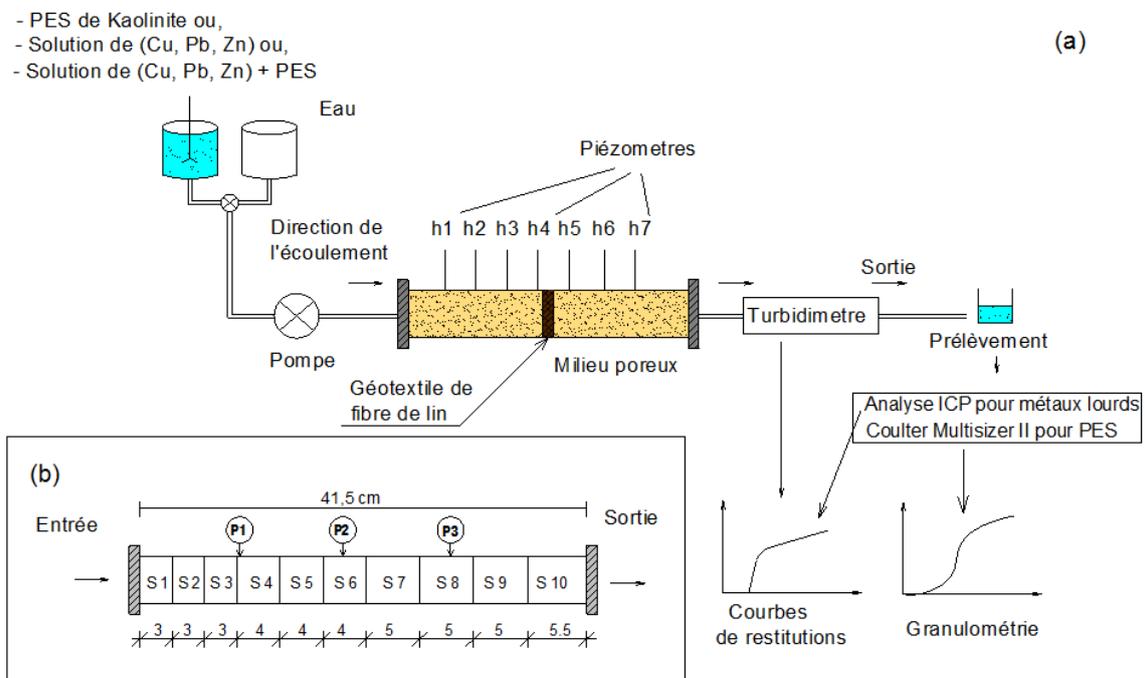


Figure 3-11. (a) Schéma de principe du dispositif expérimental de filtration, (b) principe de découpage de la colonne après l'essai pour la détermination des profils de rétention

3.3.2.2. Le remplissage de la colonne

Le matériau granulaire est déversé dans la colonne préalablement remplie d'eau pour éviter le piégeage de bulles d'air. Le remplissage de la colonne se fait en position verticale, les grains sont mis en place par petites quantités de volume connu, en faisant subir à la colonne de légères vibrations pour assurer une bonne compaction. Pour les essais sur les effets du géotextile sur la filtration, des disques de géotextile sont placés dans des positions bien définies dans la colonne selon chaque configuration. Le milieu poreux est ensuite saturé et la vérification de l'homogénéité est effectuée par mesure des perméabilités locales entre les différents piézomètres. La colonne, placée horizontalement, est alors alimentée à débit constant à partir du réservoir d'eau placé en amont.

3.3.2.3. Débit utilisé dans les expériences de filtration

L'utilisation d'une pompe péristaltique à l'entrée de la colonne permet de travailler à débit constant. La vitesse de Darcy utilisée dans toutes nos expériences correspond à : $q = 0,077 \text{ cm.s}^{-1}$. Cette vitesse garantit le domaine de validité de l'équation de Darcy et correspond aux vitesses classiquement utilisées pour les études de transfert des particules et de solutés dans les sols (Padilla et al., 1999, Février 2001, Lassabatère, 2002, el Kawafi, 2010, Hammadi, 2016).

3.4. Conclusion

La mise en place d'un tel dispositif a été rendu possible par une fédération de moyen et un partenariat efficace entre deux équipes. Toutefois, il est à souligner des problèmes récurrents comme dans de nombreux laboratoires, avec une quasi absence d'assistance technique et de moyens de maintenance, nous n'y avons malheureusement pas échappé et bien du temps a été consacré aux réparations ou à la recherche de moyens. Le choix du type géotextile a nécessité une étude préalable qui est placée en [Annexe C](#).

**CHAPITRE 4 : ELIMINATION DES
METAUX LOURDS (Cu, Pb, Zn) PAR LES
FIBRES DE LIN**

4. Chapitre 4 : Elimination des métaux lourds (Cu, Pb, Zn) par les fibres de lin sous forme d'étoupes

Ce chapitre présente les résultats de l'étude effectuée au laboratoire sur la capacité d'adsorption des métaux lourds contenus dans une solution liquide par les fibres de lin sous forme d'étoupes.

4.1. Présentation de la méthodologie

L'objectif de ce travail était d'étudier et quantifier le potentiel de sorption par les fibres de lin non traitées des ions de métaux lourds solubles (Pb^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+}) à partir d'une solution aqueuse. L'étude a été menée en utilisant la technique batch décrite dans le [paragraphe 3.3.1 du chapitre 3](#).

	Concentration initiale (mg L ⁻¹)	Temps (min)	pH	Volume de la solution (cm ³)	Masse de l'adsorbant (g)
Effet du pH	Cu= 1,83 ; Pb=2,34 ; Zn =2,72	60	1,7	250,3	0,503
		60	2,9	251,1	0,515
		60	4,2	249,7	0,500
		60	5,1	250,0	0,508
		60	6,0	249,8	0,501
		60	7,1	250,4	0,503
		60	8,5	250,0	0,514
Effet du temps de contact	Cu= 1,83 ; Pb=2,34 ; Zn =2,72	15	7,0	250,2	0,508
		30	7,1	250,4	0,514
		60	7,1	250,4	0,503
		180	7,1	250,0	0,520
		360	7,1	250,0	0,510
		600	7,1	239,1	0,508
		1080	7,1	249,9	0,508
		1440	7,1	252,0	0,510
Effet de la concentration initiale	Cu= 10,10 ;Pb=10,12 ;Zn = 13,03	60	7,1	251,0	0,503
	Cu= 18,90 ;Pb=17,87 ;Zn =28,86	60	7,1	250,0	0,508
	Cu= 29,88 ;Pb=27,56 ; Zn =38,75	60	7	249,9	0,504
	Cu= 38,06 ; Pb=39,22 ;Zn =45,10	60	7	250,1	0,501
	Cu= 45,06 ; Pb=46,22 ;Zn =51,02	60	7,1	250,0	0,504
Effet de la masse de l'adsorbant	Cu= 1,83 ; Pb=2,34 ; Zn =2,72	60	7	251,0	0,109
		60	7	238,1	0,312
		60	7,1	250,4	0,503
		60	7,2	251,2	0,712
		60	7,2	250,4	1,006

Tableau 4-1. Conditions expérimentales des essais batch

Différentes conditions d'essai telles que le temps de contact, le pH, la concentration initiale en métaux lourds et la quantité de fibres de lin dans la solution aqueuse ont été étudiés. Le [tableau 4-1](#) récapitule l'ensemble des conditions d'essais réalisés. Le modèle cinétique simple d'Elovich et le modèle Langergen de second ordre ont été utilisés pour décrire la cinétique des processus d'adsorption. Les données expérimentales ont été ensuite corrélées par les modèles isothermes de Langmuir et de Freundlich pour représenter au mieux les isothermes d'adsorption expérimentales. Les étoupes de fibres de lin ont été lavées avec de l'eau distillée, séchées dans un four pendant 48 heures à 65°C, puis découpées en petits morceaux de 2 à 5 mm de longueur. Les matériaux ont été conservés dans des bouteilles en verre fermées avant les expériences d'adsorption. Des solutions tri-métalliques (Pb^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+}) ont été utilisées pour étudier la capacité d'adsorption des fibres de lin. Toutes les solutions ont été préparées avec de l'eau déionisée.

4.2. Etude de l'établissement de l'équilibre

Le temps de contact est l'un des paramètres importants qui affectent la biosorption ([Seda et al., 2016](#)). Le pourcentage d'élimination d'un sorbant d'une solution par un adsorbant dépend du temps de contact sorbant-adsorbant. Le temps d'équilibre, qui est le temps d'adsorption nécessaire pour atteindre un état d'équilibre d'adsorption ([Noppadol et al., 2014](#)) a été déterminé. A cet effet, des essais batch ont été réalisés à différents temps de contact : 0,25 ; 0,5 ; 1 ; 3 ; 6 ; 10 ; 18 et 24 heures. Les essais ont été effectués avec une concentration d'adsorbant de 2 g L^{-1} et des concentrations initiales fixes de métaux lourds dans la solution ($[Cu] = 1,83 \text{ mg L}^{-1}$, $[Pb] = 2,34 \text{ mg L}^{-1}$ et $[Zn] = 2,72 \text{ mg L}^{-1}$). Le pH de la solution fixé autour de 7,10 correspond au pH des eaux de ruissellement ([Hall et al., 1966](#)). Le pourcentage d'élimination de chaque métal lourd par adsorption a été déterminé pour chaque temps de contact. Ceci nous a permis de suivre la variation du pourcentage d'élimination de chaque métal en fonction du temps et de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption. Le pourcentage de métal lourd éliminé de la solution par adsorption a été calculé par l'équation suivante :

$$\% \text{ métal éliminé} = \frac{(C_i - C_e) \times 100}{C_i} \quad (4-1)$$

avec C_i la concentration initiale en métal lourd et C_e la concentration finale en métal lourd dans la solution liquide après équilibre.

La capacité d'adsorption q_e (mg g^{-1}) ([Eq.4.2](#)) après l'équilibre a été calculée comme suit :

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{m} \quad (4-2)$$

avec V le volume de la solution (L), m la masse du biosorbant (g), C_i la concentration initiale de métal lourd en solution (g L^{-1}) et C_e la concentration finale quand l'équilibre est atteint (g L^{-1}).

Les courbes représentant les variations du pourcentage d'élimination des trois métaux lourds étudiés en fonction du temps sont représentées dans la figure 4-1.

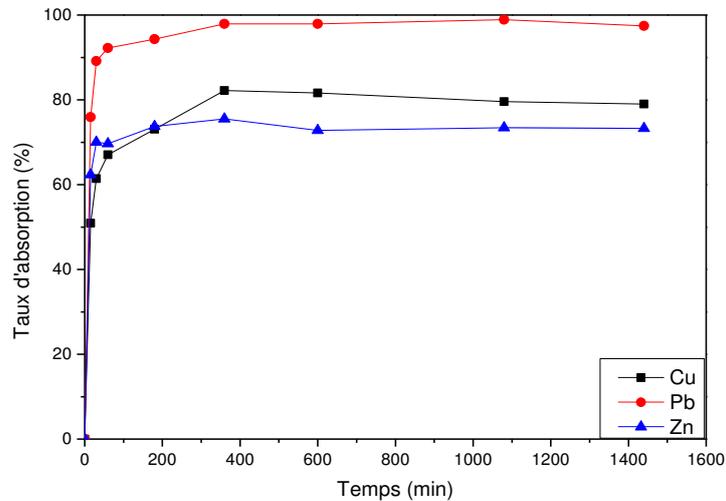


Figure 4-1. Variation du pourcentage de métal éliminé par adsorption en fonction du temps : détermination de l'équilibre d'adsorption

La figure 4-1 montre que le pourcentage d'élimination des ions plomb, cuivre et zinc croît rapidement au début du processus avec le temps de contact. On observe un ralentissement de la vitesse de croissance du pourcentage d'élimination lorsque le temps de contact augmente et le taux d'élimination final qui correspond à l'équilibre d'adsorption est atteint au bout de soixante minutes environ pour les trois métaux étudiés. Au début du processus d'adsorption tous les sites d'adsorption sur la surface de l'adsorbant sont disponibles, le pourcentage d'adsorption augmente très rapidement. Avec l'augmentation du temps de contact, de plus en plus de sites sont occupés par les ions adsorbés réduisant ainsi le nombre de sites libres. Cela entraîne un ralentissement de l'accroissement du pourcentage de métal éliminé par adsorption. Cet accroissement finit par devenir quasi-insignifiant après un temps de contact de soixante minutes. Ce mécanisme de sorption en deux phases, avec une première phase de croissance rapide et quantitativement prédominante et une seconde phase plus lente et quantitativement insignifiante, a été largement rapporté dans la littérature (Saeed et al., 2005 ; Li et al., 2013 ; Seda et al., 2016).

4.3. Paramètres affectant l'adsorption

L'adsorption est affectée par plusieurs paramètres comme le pH, la concentration initiale et le type d'ion métallique et la masse de l'adsorbant.

4.3.1. Influence du pH de la solution sur l'adsorption

Le pH initial de la solution est un paramètre important pour l'adsorption des métaux en raison de son effet sur la spéciation chimique des ions métalliques dans le sorbate et l'ionisation des groupes fonctionnels sur la surface adsorbante (Marija et al., 2016). Nous avons donc trouvé judicieux d'étudier l'effet du pH sur l'adsorption des ions métalliques (plomb, cuivre et zinc)

par les fibres de lin et déterminer le pH optimal pour une adsorption optimale des métaux lourds. Des expériences batch ont été effectuées à différents pH variant de 1,6 à 8,5 pour les trois métaux (Tab.4-1). D'autres essais batch avec les mêmes pH ont également été réalisés avec des solutions sans fibres de lin pour examiner l'effet du pH sur la précipitation des métaux lourds. Les essais ont été effectués avec une concentration d'adsorbant de 2 g L^{-1} et des concentrations fixes de métaux lourds ($[\text{Cu}] = 1,83 \text{ mg L}^{-1}$, $[\text{Pb}] = 2,34 \text{ mg L}^{-1}$ et $[\text{Zn}] = 2,72 \text{ mg L}^{-1}$). Le temps de contact était fixé à 60 minutes pour tous les essais (Tab.4-1). Le pH de la solution était fixé par ajout de HCl (0,1 M) ou de NaOH (0,1 M), sous agitation. Par la suite nous avons déterminé les concentrations de Cu, Zn et Pb dans la solution après chaque essai conformément à la méthode décrite au chapitre 3 (paragraphe 3.2.5). L'élimination du métal lourd de la solution a été calculée par l'Eq 4-1.

Les courbes représentant, pour les trois métaux lourds étudiés, la variation du pourcentage du métal éliminé dans la solution en fonction du pH sont données sur la figure 4-2a.

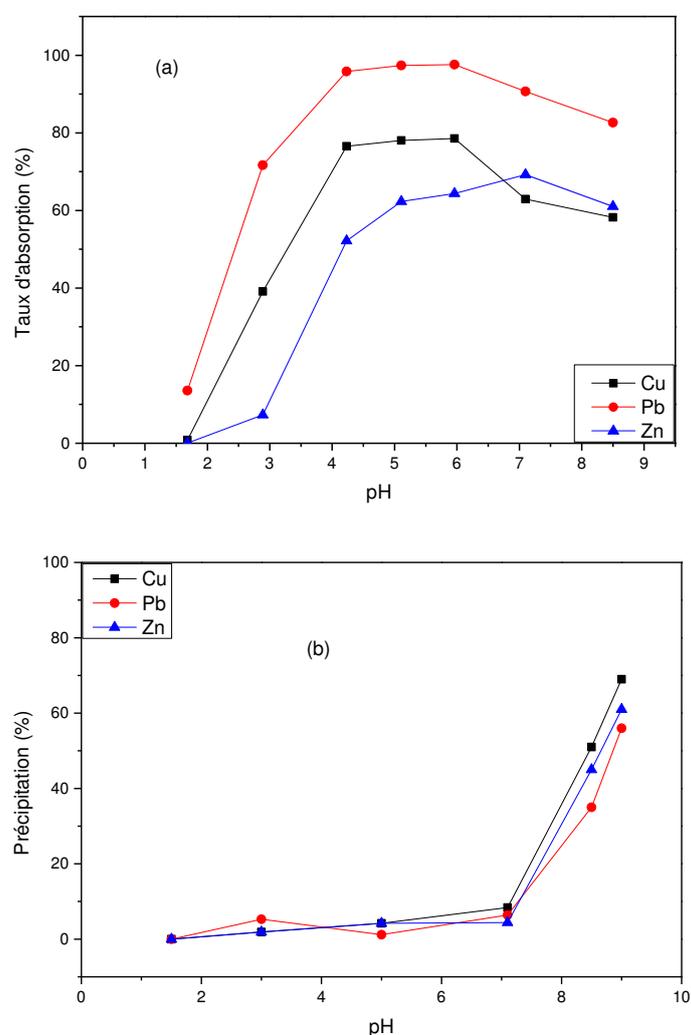


Figure 4-2. (a) Effet du pH sur l'adsorption des métaux par les fibres de lin (concentration de 2 g L^{-1}), (b) Effet du pH sur la précipitation des métaux lourds dans une solution sans fibres de lin (Concentration initiale d'ions métalliques : $[\text{Cu}] = 1,72 \text{ mg L}^{-1}$, $[\text{Pb}] = 2,15 \text{ mg L}^{-1}$ and $[\text{Zn}] = 2,56 \text{ mg L}^{-1}$, temps d'agitation : 60 min, $T=24^\circ\text{C}$)

On remarque que le taux d'adsorption augmente avec le pH jusqu'à atteindre un maximum dans un domaine de pH entre 4 et 6 pour le cuivre et le plomb et un pH autour de 7 pour le zinc. Au-delà, d'un pH de 6 pour le cuivre et le plomb et un pH de 7 pour le zinc, le taux d'adsorption décline légèrement. L'effet du pH sur la précipitation de chaque de métal lourd étudié dans une solution sans adsorbant est représenté sur la figure 4-2b. Le taux de précipitation des ions métalliques varie peu avec le pH jusqu'à un pH = 7. Au-delà le taux de précipitation augmente avec le pH pour les trois métaux lourds.

Selon Low et al., (1993), une faible sorption à un pH très faible pourrait être attribuée aux ions hydrogène qui entrent en compétition avec les ions métalliques pour des cations échangeables à la surface du biosorbant. En revanche, dans la gamme de pH de 2 à 4 une déprotonation de groupes carboxyliques sur la surface du sorbant se produit, ce qui permet une meilleure adsorption des métaux (Chang et al., 1997).

Dans la gamme de pH de 4 à 6, on observe une légère augmentation, voire une stabilisation du taux d'élimination pour le cuivre et le plomb, qui pourrait s'expliquer par le fait que les sites d'adsorption ne sont plus affectés par le changement de pH. A un pH plus élevé, les ions plomb, cuivre et zinc précipitent sous forme d'hydroxydes, ce qui réduit le taux d'adsorption et par conséquent la capacité d'élimination des métaux lourds (Fig.4-3). Ceci peut également s'expliquer par la quantité croissante d'ions Na^+ dans la solution (due à l'ajustement du pH par ajout de NaOH) qui concurrencent les ions Cu^{+2} , Pb^{+2} et Zn^{+2} sur les sites échangeables. En effet à pH = 7, on observe une diminution du taux d'élimination par adsorption de 15% pour le cuivre et seulement de 8% pour le plomb par rapport aux taux d'élimination observés à un pH = 6. (Fig.4-2a).

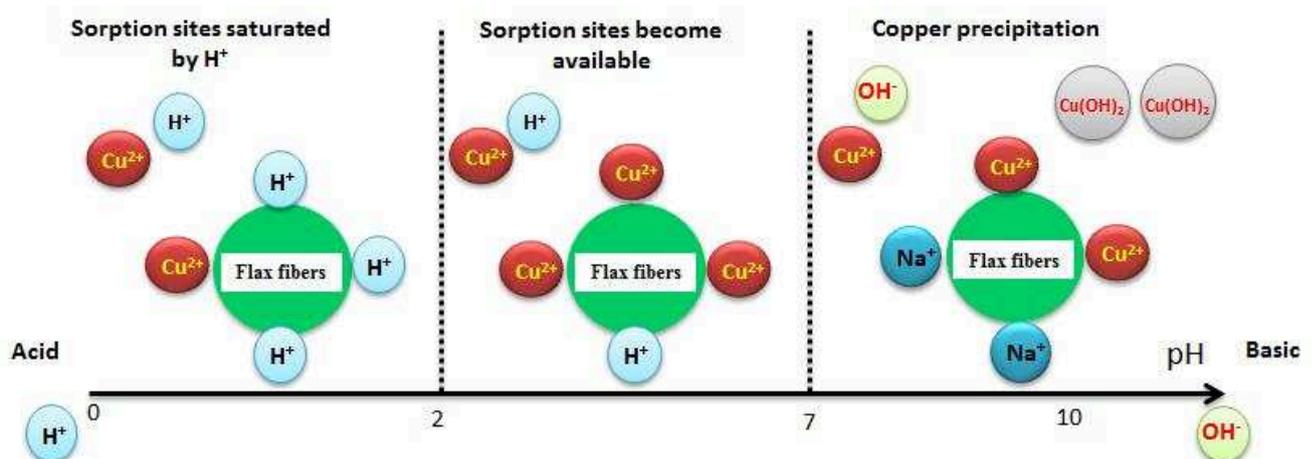


Figure 4-3. Effet du pH sur l'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin (exemple : le cuivre) : à un pH très faible les sites d'adsorption sont saturés par les ions d'hydrogène H^+ et l'adsorption des ions de cuivre est faible. Lorsque le pH augmente, les sites d'absorption deviennent libres, et l'adsorption des ions de cuivre augmente. A un pH plus élevé les ions de cuivre précipitent et les ions Na^+ entrent en compétition avec le reste des ions Cu^{2+}

4.3.2. Influence de la masse de l'adsorbant

La masse de l'adsorbant est l'un des paramètres qui affectent fortement la capacité de sorption des métaux lourds. Afin d'étudier l'effet de la masse de l'adsorbant sur l'adsorption des ions Cu^{+2} , Pb^{2+} et Zn^{+2} par les fibres de lin, une série d'essais batch a été réalisée avec différentes concentrations de fibres de lin dans la solution aqueuse : 0,4 ; 1,25 ; 2 ; 2,8 et 4 g L^{-1} . Les expériences ont été réalisées avec des concentrations de métaux lourds fixes ($[\text{Cu}] = 1,83 \text{ mg L}^{-1}$, $[\text{Pb}] = 2,34 \text{ mg L}^{-1}$ et $[\text{Zn}] = 2,72 \text{ mg L}^{-1}$). Le pH était ajusté autour de 7,0 et le temps de contact fixé à 60 min (Tab.4-1). Le pourcentage d'adsorption a ensuite été déterminé en utilisant l'Eq 4-1.

Les courbes représentant la variation du pourcentage d'élimination des trois ions métalliques dans la solution en fonction de la concentration de fibres de lin sont représentées sur la figure 4-4.

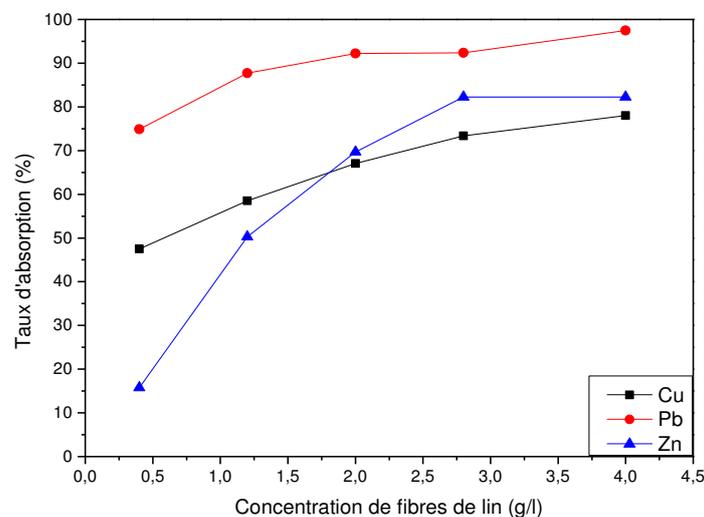


Figure 4-4. Effet de la masse de l'adsorbant sur l'adsorption de métaux lourds

Ces courbes montrent que l'adsorption de métaux lourds augmente avec la masse de l'adsorbant. Avec l'augmentation de la masse de l'adsorbant, il y a abondance de sites d'adsorption qui restent insaturés pendant le processus d'adsorption (Yu et al., 2000). L'abondance de ces sites sur la surface de l'adsorbant est liée à la surface spécifique et au volume de pores disponibles après imprégnation. Ceci explique pourquoi le taux d'élimination par adsorption augmente avec la masse de l'adsorbant.

4.3.3. Etude de la cinétique d'adsorption du cuivre, plomb et zinc

La cinétique d'adsorption décrit le taux d'absorption du soluté à l'interface solide-solution et fournit des données importantes sur les chemins et mécanismes d'absorption. Les cinétiques d'adsorption du cuivre, plomb et zinc sur les fibres de lin ont été analysées selon les modèles de pseudo-second ordre et le modèle simple d'Elovich (Chien et al, 1980). L'analyse de la conformité entre les données expérimentales et les prédictions par les modèles se base sur les valeurs des coefficients de corrélation (R^2). La valeur R^2 la plus proche de l'unité indique le modèle adéquat pour décrire correctement la cinétique d'adsorption des métaux lourds.

4.3.3.1. Modèle Lagergren de second ordre

Lagergren a montré que le taux d'adsorption du soluté sur l'adsorbant est basé sur la capacité d'adsorption (Ho et McKay, 1999). La forme non linéaire de l'équation du modèle est donnée par la relation suivante :

$$\frac{dq_t}{dt} = K_{ad}(q_e - q_t)^2 \quad (4-3)$$

avec K_{ad} ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$) la constante de vitesse de la réaction du second ordre et q_e la masse du métal adsorbé par les fibres à l'équilibre (mg g^{-1}).

A partir des conditions aux limites : $t=0$ et $q_t=0$, la forme intégrée de l'équation s'écrit :

$$\frac{1}{q_t - q_e} = \frac{1}{q_e} + K_{ad}t \quad (4-4)$$

L'équation précédente peut être écrite sous la forme linéaire comme suit :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_{ad}q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (4-5)$$

où q_t est la quantité de métal lourd adsorbé par unité de masse d'adsorbant (mg g^{-1}) au temps t (min).

Le tracé de t/q_t en fonction de t devrait donner une relation linéaire pour l'applicabilité de la cinétique de second ordre (Fig.4-5a). Le calcul de q_e est obtenu à partir de la pente de la droite et K_{ad} à partir de l'ordonnée à l'origine. Les constantes de second ordre q_e et K_{ad} sont regroupées dans le tableau 4-2.

4.3.3.2. Modèle cinétique simple d'Elovich

Le modèle d'Elovich est l'un des modèles les plus utilisés pour vérifier puis décrire la chimisorption lors d'une adsorption. Ce modèle s'exprime selon l'équation dite équation d'Elovich (Chien et al, 1980), qui est donnée par la relation suivante :

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha \exp(-\beta q_t) \quad (4-6)$$

avec α ($\text{mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$) le taux initial d'adsorption et β (g mg^{-1}) la constante de désorption liée à l'étendue de la couverture de surface et de l'énergie d'activation pour la chimisorption.

En assumant que le terme $\alpha\beta t$ est très grand devant 1 et en appliquant les conditions aux limites $q_t=0$ à $t=0$ et $q_t=q_t$ à $t = t$, la relation 4-6 permet d'obtenir l'équation simple d'Elovich qui s'exprime par la relation suivante (Chien et al, 1980) :

$$q_t = w + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (4-7)$$

Avec $w = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta)$

L'équation (4-7) a été utilisée pour tester l'applicabilité du modèle simple d'Elovich à la cinétique d'adsorption des trois métaux étudiés sur les fibres de lin. Le tracé de q_t en fonction de $\ln(t)$ devrait donner une relation linéaire pour l'applicabilité du modèle (Fig.4-5b). Le calcul de β est obtenu à partir de la pente de la droite et la constante w est obtenu à partir de l'ordonnée à l'origine. Les résultats pour les deux différents modèles cinétiques utilisées sont donnés dans les figures 4-5. Les constantes estimées et les paramètres statistiques correspondants sont présentés dans le tableau 4-2.

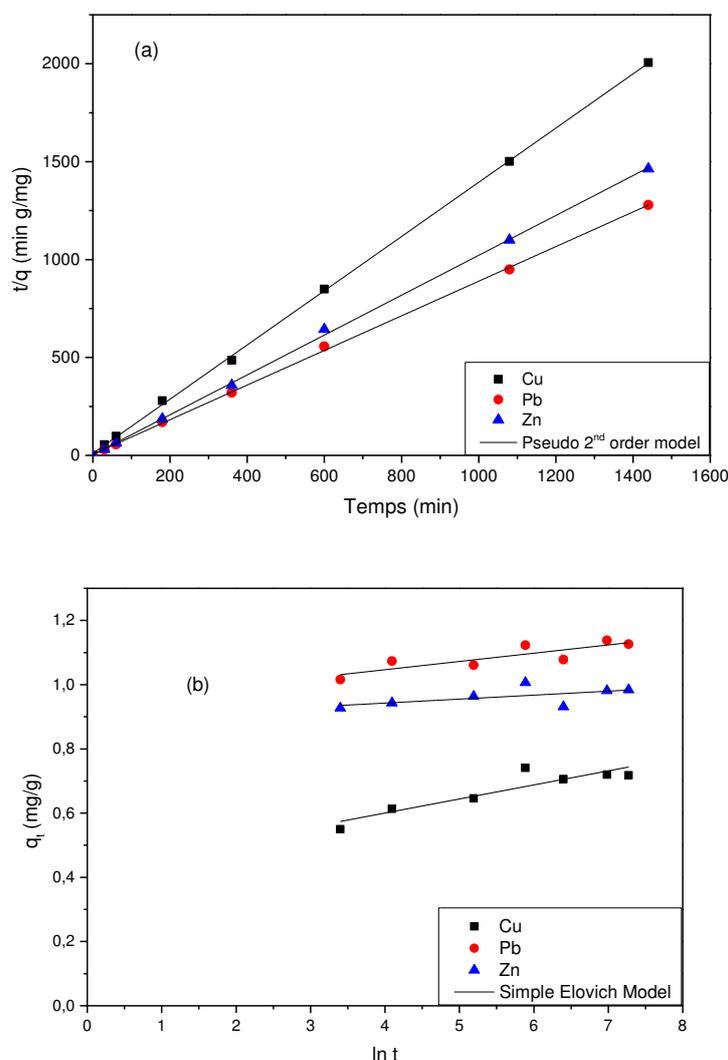


Figure 4-5. Modélisation de la cinétique d'adsorption par les modèles de (a) Second ordre et (b) Simple Elovich

La quasi parfaite linéarité entre (t/q_t) et t indique que le modèle Lagergren du second ordre est bien vérifié et confirme ainsi le type de réaction chimique d'adsorption, puisque les valeurs de R^2 sont très proches de l'unité ($R^2 > 0,999$). De plus les valeurs calculées de q_e sont en très bon accord avec les mesures expérimentales. Il est donc très clair que l'adsorption du cuivre, du plomb et du zinc par les fibres de lin suit le modèle cinétique pseudo-deuxième ordre. Par ailleurs, les valeurs de régression linéaire obtenues à partir du modèle Elovich simple sont beaucoup plus faibles, particulièrement pour le plomb et le zinc ($R^2 < 0,80$) et démontrent

l'inapplicabilité de ce modèle pour décrire la cinétique d'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin. Ces résultats sont en très bon accord avec les travaux d'autres auteurs (El-Ashtouky et al., 2008) qui ont travaillé sur d'autres adsorbants.

	2 nd order		Simple Elovich		
	K_{ad}	R^2	w	$1/\beta$	R^2
	($g\ mg^{-1}\ min^{-1}$)		($mg\ g^{-1}$)	($mg\ g^{-1}$)	
Cu	0,03	0,999	0,36	0,05	0,883
Pb	0,19	0,999	0,83	0,04	0,791
Zn	0,22	0,999	0,82	0,02	0,584

Tableau 4-2. Paramètres de la cinétique d'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin, obtenus à partir les modèles de Second ordre et Simple Elovich

4.3.4. Etude des isothermes d'adsorption

Les quantités adsorbées à l'équilibre par un système adsorbat-adsorbant sont généralement caractérisées par des isothermes d'adsorption souvent déterminées expérimentalement. Dans le but d'étudier la capacité d'adsorption des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) par les fibres de lin, des expériences d'isotherme d'adsorption ont également été réalisées en utilisant la technique batch jusqu'à ce que les adsorptions atteignent l'équilibre. Les isothermes d'adsorption fournissent des informations pertinentes sur la capacité d'adsorption des métaux par les fibres de lin. L'étude des isothermes a été effectuée aussi pour essayer de comprendre le phénomène d'adsorption du cuivre, plomb et zinc sur les fibres de lin. Ces isothermes ont été établies à différentes concentrations initiales en métaux lourds allant de 10 à 50 $mg\ L^{-1}$, les autres conditions ont été maintenues constantes (masse de fibres de lin, pH, température, temps de contact...etc.) (Tab.4-1). L'adsorption isotherme est la courbe $q_e = f(C_e)$. Les résultats expérimentaux obtenus, pour les trois métaux étudiés sont présentés dans la figure 4-6.

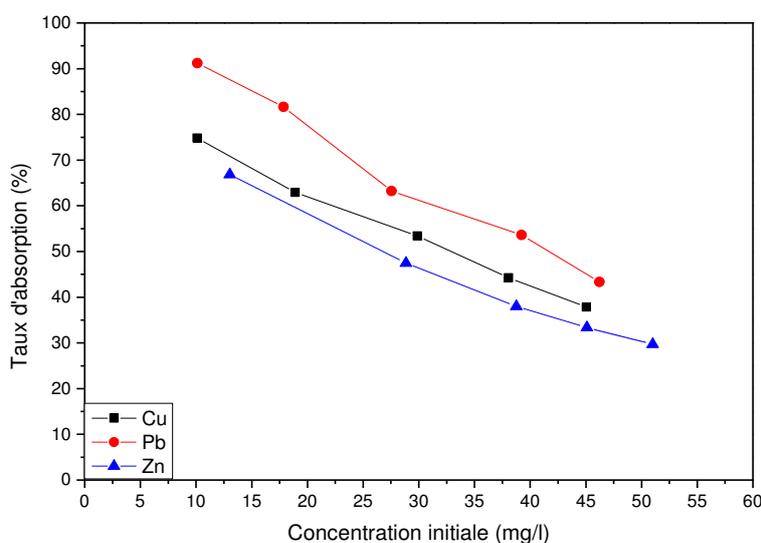


Figure 4-6. Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des métaux par les fibres de lin

Ces résultats montrent l'effet de la concentration initiale en métal sur le pourcentage d'élimination des ions plomb, cuivre et zinc. Il est clair que l'augmentation des concentrations d'ions Cu^{2+} , Pb^{2+} et Zn^{2+} de 10 à 50 mg L^{-1} , diminue l'efficacité d'élimination et la vitesse d'adsorption. A des concentrations plus faibles, le rapport sites d'adsorption disponibles sur concentration initiale d'ions Cu^{2+} , Pb^{2+} et Zn^{2+} dans la solution est élevé et les ions métalliques présents dans le milieu d'adsorption sont adsorbés par des sites spécifiques. Cependant, lorsque la concentration initiale de métaux lourds augmente, ce rapport diminue et les sites spécifiques disponibles sont rapidement saturés. Le pourcentage d'élimination dépend alors de la concentration initiale (Aravindhan et al., 2007).

Les isothermes d'adsorption décrivent la répartition de l'adsorbant entre le liquide et l'adsorbant, sur la base d'un ensemble d'hypothèses qui sont principalement liées à l'hétérogénéité/homogénéité des adsorbants, au type de couverture et à la possibilité d'interaction entre l'adsorbant et l'adsorbant (Li et al., 2013). Les modèles d'isotherme d'adsorption peuvent être appliqués à une large gamme de concentrations d'adsorbant afin de fournir des informations pertinentes et importantes pour la conception et la mise à l'échelle. Ces isothermes sont essentielles pour l'optimisation du mécanisme d'adsorption et la capacité de chargement de l'adsorbant. La distribution des ions métalliques entre la phase liquide et la phase solide peut être décrite par plusieurs modèles isothermes tels que les modèles de Langmuir et Freundlich.

4.3.4.1. Isotherme de Langmuir

Le modèle de Langmuir (Eq.4-8) suppose une adsorption monocouche de solutés sur une surface composée d'un nombre fini de sites identiques avec une énergie d'adsorption homogène (Langmuir, 1918; Sivaraj et al., 2001). Une fois qu'un site est rempli, aucune autre sorption ne peut avoir lieu sur ce site. Le modèle d'isotherme est représenté par l'équation de Langmuir (Eq.4-8) qui peut être écrite sous la forme suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{bq_{max}} + \frac{C_e}{q_{max}} \quad (4-8)$$

avec C_e la concentration de métal en solution à l'équilibre (mg L^{-1}), q_e la quantité de l'adsorbant adsorbée sur 1 g d'adsorbant (mg g^{-1}), q_{max} la quantité nécessaire pour couvrir la surface entière avec une monocouche de substance adsorbée (mg g^{-1}).

En représentant les résultats expérimentaux, pour les trois métaux lourds étudiés, selon l'équation de Langmuir, on obtient les isothermes de la figure 4-7a. Les graphiques linéaires de l'adsorption spécifique (C_e/q_e) en fonction de la concentration d'équilibre (C_e) (Fig.4-7a) montrent clairement que l'adsorption obéit au modèle de Langmuir. Les valeurs des constantes b et q_{max} qui se rapportent respectivement à l'énergie d'adsorption et à la capacité d'adsorption maximale sont obtenues à partir des pentes et des ordonnées à l'origine des graphiques linéaires. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 4-3.

La caractéristique essentielle de l'isotherme de Langmuir peut être exprimée en terme de paramètre de séparation sans dimension R_L (Eq.4-9) qui est indicatif de la forme isotherme qui

prédit si un processus d'adsorption est favorable ou défavorable. R_L est défini comme suit (Costanza et al., 1979) :

$$R_L = \frac{1}{1+bC_i} \quad (4-9)$$

où C_i est la concentration initiale en métaux lourds et b la constante de Langmuir.

La valeur de R_L caractérise le type d'isotherme de Langmuir : irréversible ($R_L = 0$), linéaire ($R_L = 1$), défavorable ($R_L > 1$) ou favorable ($0 < R_L < 1$) (McKay et al, 1982). Le degré de favorabilité est principalement lié à l'irréversibilité du système, ce qui donne une évaluation qualitative de l'interaction des ions métalliques et les fibres de lin. Les degrés de favorabilité présentent une tendance R_L vers zéro (cas d'une adsorption parfaitement irréversible) plutôt que l'unité (indiquant un cas d'adsorption complètement réversible). Les valeurs de R_L dans la présente étude sont comprises entre 0,127 et 0,278, ce qui indique que l'adsorption des trois métaux lourds étudiés par les fibres de lin est favorable.

4.3.4.2. Isotherme de Freundlich

Le modèle de Freundlich, qui donne une indication sur l'hétérogénéité à la surface de l'adsorbant, a été appliqué pour mesurer la capacité d'adsorption selon la relation suivante (Freundlich, 1926) :

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (4-10)$$

avec q_e la quantité de l'adsorbat adsorbée sur 1g d'adsorbant à l'équilibre (mg g^{-1}), C_e la concentration de l'adsorbat en solution à l'équilibre (mg L^{-1}), K_f et n les constantes de Freundlich qui dépendent de l'adsorbat et de l'adsorbant. K_f et n sont reliés à la capacité d'adsorption et à l'intensité d'adsorption.

L'équation (4-10) peut être linéarisée (Eq.4-11) et les constantes K_f et $1/n$ sont obtenues par régression linéaire.

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4-11)$$

Le traitement des résultats expérimentaux avec le modèle Freundlich donne le paramètre n qui est indicatif des énergies de liaison entre l'ion métallique et l'adsorbant, et le paramètre K_f qui est lié à la force d'adhérence. Les valeurs de n de l'équation de Freundlich peuvent donner une indication sur la favorabilité de la sorption. Une valeur de n entre 2 et 10 indique de bonnes caractéristiques de sorptions, entre 1 à 2 indique une sorption modérément difficile et une valeur de n inférieure à 1 indique de mauvaises caractéristiques de sorption (Treybal et al., 1980). Les isothermes linéarisées de Freundlich pour le plomb, le cuivre et le zinc sont représentées graphiquement sur la figure 4-7b. Les valeurs de n sont toutes supérieures à 2 (Tab.4-3), ce qui indique que les ions de plomb, de zinc et de cuivre sont adsorbés favorablement par les fibres de lin. Ceci est en accord avec les conclusions concernant les valeurs " R_L " caractéristiques de l'isotherme de Langmuir. Les paramètres du modèle estimés avec les coefficients de corrélation (R^2) pour les deux modèles utilisés sont donnés dans le

tableau 4-3. Il est clair d'après les valeurs calculées (R^2) que les isothermes d'adsorption pour les trois métaux étudiés sont mieux adaptées au modèle de Langmuir.

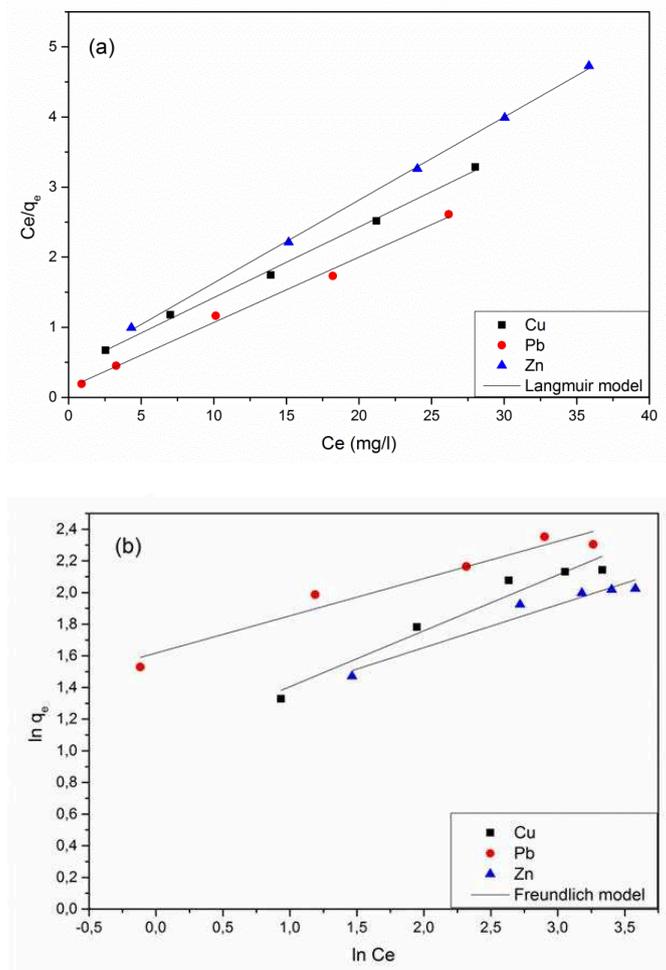


Figure 4-7. Isotherme de (a) Langmuir et (b) Freundlich pour l'adsorption des métaux lourds par les fibres de lin

	Equation de Langmuir				Equation de Freundlich			
	R^2	q_{max} ($mg\ g^{-1}$)	b ($L\ mg^{-1}$)	RL	R^2	K_f ($mg^{1-1/n}\ L^{1/n}\ g^{-1}$)	$1/n$	n
Cu	0,997	9,921	0,243	0,278	0,957	2,864	0,353	2,833
Pb	0,995	10,741	0,679	0,127	0,952	5,042	0,235	4,248
Zn	0,999	8,453	0,264	0,225	0,951	3,034	0,271	3,69

Tableau 4-3. Modèles isothermes et leurs constantes pour l'adsorption du cuivre, plomb et du zinc par les fibres de lin

Les valeurs maximales calculées de la capacité d'adsorption q_{max} (Tab.4-3) sont de 9,921 $mg\ g^{-1}$ pour le cuivre, 10,741 $mg\ g^{-1}$ pour le plomb et 8,453 $mg\ g^{-1}$ pour le zinc. Ces résultats montrent que les fibres de lin ont une bonne capacité d'adsorption. Cette capacité d'élimination par adsorption, des métaux de la solution aqueuse, peut être attribuée à l'échange

de cations liés (Na^+ , Ca^{+2} et Mg^{+2} ...etc.) avec des ions de métaux lourds. Plusieurs études ont révélées que l'échange d'ions est le mécanisme dominant dans les procédés de biosorption des métaux lourds par des matériaux naturels (lignocellulosiques) (Villaescusa et al. 2004; Fiol et al., 2006; Ngah et al., 2008; Chen et al., 2010). Les fibres de lin sont des matériaux lignocellulosiques et l'échange d'ions est donc considéré comme un mécanisme potentiel d'adsorption des métaux lourds dans cette étude (Fig.4-8). Le tableau 4-4 présente une comparaison de la capacité maximale d'adsorption des fibres de lin avec celles d'autres adsorbants étudiés par d'autres chercheurs. On remarque que la capacité maximale d'adsorption des fibres de lin pour l'élimination des ions de cuivre, de plomb et de zinc est plus élevée que celles des autres adsorbants (Tab.4-4).

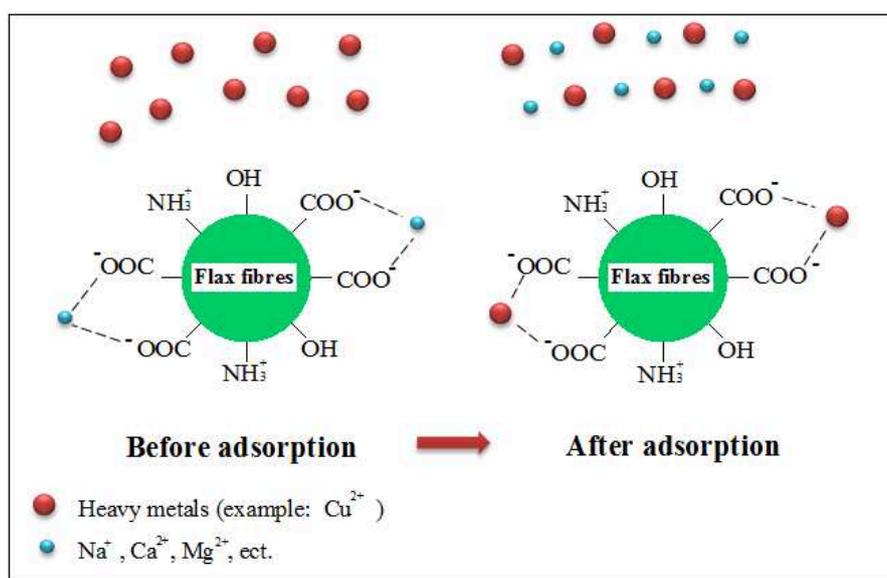


Figure 4-8. Schéma des mécanismes proposés pour l'adsorption de métaux lourds (exemple: Cu^{+2}) sur étoupes de fibres de lin (pH =7)

Adsorbent	Cu (mg g^{-1})	Pb (mg g^{-1})	Zn (mg g^{-1})	Références
Coquille de palmier à huile	1,75	3,39	..	Chong et al., (2013)
Riz	2,95	Aydin et al., (2008)
Poudre de cône de pin	6,80–9,22	Ofomaja et al., (2009)
Kaolinite	11,04	Yavuz et al., (2003)
Paille d'orge	4,64	Pehlivan et al., (2009a)
Coquille d'amande	..	8,08	..	Pehlivan et al., (2009a, b, c)
Lentille	9,59	Aydin et al., (2008)
Fibres de coco	1,53	Shukla et al., (2006)
Fibres de jute	4,23	..	3,55	Shukla et Pai, (2005)
Fibres de lin	9,92	10,74	8,45	Présente étude

Tableau 4-4. Capacité maximale d'adsorption (q_{max}) du cuivre, du plomb et du zinc par différents adsorbants à faible coût

4.3.5. Devenir des fibres de lin contaminées par des métaux lourds

Cette étude a montré que les fibres de lin peuvent constituer un matériau efficace pour l'élimination par adsorption des ions de plomb, de cuivre et de zinc des solutions aqueuses. Comme ces métaux seront concentrés dans ce biosorbant, il est nécessaire de remettre en question le devenir et le traitement de ces fibres contaminées afin qu'elles ne contaminent pas l'environnement par la suite. Les fibres de lin séchées constituent un matériau combustible avec un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de 20 MJ kg^{-1} (Deng et Tian, 2015) ce qui le rend intéressant pour une combustion avec récupération d'énergie. Cependant, comme les teneurs maximales en plomb, cuivre et zinc sont respectivement de $10\,741 \text{ mg kg}^{-1}$, $9\,921 \text{ mg kg}^{-1}$ et $8\,453 \text{ mg kg}^{-1}$, elles peuvent constituer une substance potentiellement dangereuse conformément à la législation européenne (directive européenne 2000/532/CE), en particulier pour le plomb (teneur en masse supérieure à 0,1%, c'est à dire $10\,000 \text{ mg kg}^{-1}$). La combustion de fibres de lin dans les usines de ciment (Andrade et al., 2003, Saikia et al., 2007, Horsley et al., 2016) constitue une bonne solution pour le traitement et la récupération de ces déchets en garantissant un traitement satisfaisant des fumées avec l'incorporation des cendres dans le clinker de ciment.

4.4. Conclusion

Les fibres de lin sous forme d'étoupes sont des matériaux naturels, biodégradables, économiques et disponibles localement car elles ne font pas l'objet de tissage. La présente étude montre que le matériau "fibres de lin" est un adsorbant efficace pour l'élimination des ions plomb, cuivre et zinc des solutions aqueuses. Le processus d'adsorption est fonction du pH, du temps de contact et de la concentration de l'adsorbant et de l'adsorbat. Le pH optimal pour l'adsorption du plomb et du cuivre varie de 4 à 6 et il est autour de 7 pour le zinc. La cinétique d'adsorption suit un modèle cinétique pseudo-second ordre. L'équilibre a été atteint en 60 min. Les isothermes d'adsorption sont bien ajustées par le modèle de Langmuir. Les valeurs R_L dans la présente étude étaient inférieures à 1, ce qui indique que l'adsorption des ions métalliques étudiés par les fibres de lin est favorable avec une capacité d'adsorption maximale de 9,9 ; 10,7 et 8,4 mg g^{-1} respectivement pour le cuivre, le plomb et le zinc. Ces résultats peuvent être utilisés comme un bon indicateur pour l'utilisation de matériaux à base d'étoupes de fibre de lin pour la conception de systèmes de traitement des eaux de ruissellement pour l'élimination du plomb, du cuivre et du zinc solubles ou liés aux particules en suspension. En effet, ces fibres peuvent être facilement façonnées pour fabriquer également des matériaux filtrants ayant à la fois des capacités de sorption et de rétention par filtration.

CHAPITRE 5 : TRANSFERT DES
PARTICULES EN SUSPENSION ET DES
METAUX LOURDS (Cu, Pb, Zn) DANS UN
MILIEU STRATIFIE AVEC DES NAPPES
DE GEOTEXTILE EN FIBRES DE LIN

5. Chapitre 5 : Transfert des particules en suspension et des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn) dans un milieu stratifié avec des nappes de géotextile en fibres de lin

L'objectif de ce chapitre est d'étudier expérimentalement l'influence de la présence de lits de géotextile de fibres de lin placés dans une colonne de sable sur le transfert des particules en suspension et le transfert des métaux lourds. Les trois métaux lourds utilisés (Cu, Pb et Zn) sont présents dans les eaux de ruissellement (Colandini, 1997) et peuvent avoir un impact environnemental important sur les milieux récepteurs. L'efficacité du complexe sable-géotextiles est évaluée en mesurant la rétention des particules fines et des métaux lourds dissous et adsorbés aux particules en suspension. L'étude est réalisée sur des colonnes de laboratoire en conditions saturées et sous un écoulement permanent. Ces conditions d'essais sont souvent considérées en première approche pour l'étude du transfert des particules et de solutés à travers les milieux poreux (Lassabatère 2002). Les essais de laboratoire permettent de travailler en conditions contrôlées, ce qui permet d'identifier le rôle des différents paramètres expérimentaux.

Trois types d'essais de filtration ont été réalisés :

- Des essais pour l'étude de l'influence de la présence de géotextile en fibres de lin sur le transport et la rétention des particules en suspension non polluées (particules de kaolinite). Quatre configurations de filtre ont été étudiées (sable seul, sable avec une nappe de géotextile (sable + 1NW), sable avec deux nappes de géotextile (sable + 2NW), sable avec trois nappes de géotextile (sable + 3NW)).
- Des essais pour l'étude de l'influence de la présence de géotextiles en fibre de lin sur le transport et la rétention des métaux lourds dissous dans l'eau. Deux configurations de filtre ont été étudiées (sable seul, sable avec trois nappes de géotextile (sable + 3NW)).
- Des essais pour l'étude de l'influence de la présence de géotextiles en fibre de lin sur le transport et la rétention de polluants sous forme particulaire (métaux lourds adsorbés sur les particules de kaolinite) et métaux lourds dissous dans l'eau. Deux configurations de filtre ont été étudiées (sable seul, sable avec trois nappes de géotextile (sable + 3NW)).

5.1. Transport de particules en suspension

5.1.1. Rappel de la méthodologie

Les expériences de filtration de particules en suspension ont été réalisées avec le dispositif expérimental présenté sur la figure 3-11 (chapitre 3). Les caractéristiques de la colonne, du sable, du géotextile et des particules en suspension utilisés sont détaillées dans le chapitre 3. Toutes les expériences ont été réalisées en conditions saturées, avec une concentration initiale constante de particules en suspension $C_0 = 1 \text{ g L}^{-1}$ et une vitesse d'écoulement constante de $0,077 \text{ cm s}^{-1}$ correspondant à un nombre de Reynolds de 1,37. La valeur du nombre de Reynolds est assez petite et la loi de Darcy est utilisée pour les calculs des perméabilités des

différents milieux (de Marsily G, 1986). L'injection des particules en suspension a été effectuée à partir du réservoir contenant la solution de particules en suspension préalablement préparée (Fig.3-11a). Un agitateur motorisé a été utilisé pour empêcher le dépôt de particules sur les surfaces intérieures du réservoir et pour maintenir la suspension stable et uniforme pendant toute la durée de l'injection. Le pH de la solution injectée variait de 6,9 à 7,2, ce qui est compatible avec le pH des eaux de ruissellement urbain (Ren et al., 2005). Pour chaque expérience un volume total de suspension égal à 120 volumes de pores ($120 P_{v_{inj}}$) a été injecté. Cela correspondant à une masse totale de particules en suspension (M_{inj}) d'environ 29,44 g. La durée moyenne de chaque essai de filtration était de 425 min. Pendant l'expérience de filtration, l'effluent sortant de la colonne passait à travers un turbidimètre (Kobold Instruments) pour mesurer les valeurs de turbidité en unités de turbidité néphélométriques (NTU). Un étalonnage au préalable du turbidimètre a été réalisé pour établir la corrélation entre les mesures de la turbidité et les concentrations de particules en suspension dans l'effluent. Pour étudier l'évolution dans le temps de la taille des particules restituées à la sortie du milieu filtrant, des échantillons de suspension ont été collectés, dans l'effluent, à des intervalles réguliers pour des analyses granulométriques avec le compteur de particules Coulter Multisizer II.

A la fin de chaque expérience, le matériau contaminé (sable, particules déposées et géotextiles) remplissant la colonne a été extrait soigneusement de la colonne et divisé en dix sections (Fig.3-11b), pour déterminer la masse et la distribution de tailles des particules retenues à différentes profondeurs le long de la colonne. La masse et la distribution granulométrique des particules déposées dans chaque section de sable ont été déterminées en utilisant la procédure suivante (Alem et al., 2013 ; Abbar et al., 2017a) : chaque section (de sable + kaolinite) a été séchée à 105°C pendant au moins 24h et pesée puis lavée soigneusement en récupérant l'eau de lavage. Le sable propre a été ensuite séché et pesé. La différence de masses sèches du sable avant lavage (sable avec particules déposées) et sable propre après lavage donne la masse de particules déposées dans la section. Une valeur de la rétention pour chaque section a été ensuite calculée. Elle est définie comme le rapport entre le volume de particules retenues dans la section et le volume de cette section. Des échantillons ont été prélevés à partir de l'eau de lavage pour déterminer la distribution granulométrique en utilisant le Coulter Multisizer II. La même procédure a été utilisée pour déterminer la masse et la distribution granulométrique des particules déposées dans les disques de géotextiles.

Le profil de rétention le long du milieu filtrant, la rétention moyenne et l'abattement global de chaque milieu ont ensuite été déterminés. La rétention moyenne est définie comme le rapport entre le volume total de particules retenues dans le milieu filtrant et le volume du milieu. L'abattement global est défini comme le rapport entre la masse totale de particules retenues dans le milieu filtrant et la masse totale de particules injectée.

Un bilan massique a été effectué à la fin de chaque essai en utilisant les données de concentrations de particules en suspension dans l'effluent (courbes de restitution) et la répartition spatiale des particules déposées dans le milieu filtrant. Les masses de particules dans l'effluent (M_{eff}), masses déposées dans les différentes sections du milieu et la masse

totale déposée dans le milieu (M_p) ont été exprimées en pourcentages de masse totale des particules injectées (M_{inj}).

Quatre configurations de milieux filtrants ont été étudiées : (1) sable seul, (2) sable avec un géotextile placé à mi-longueur de la colonne (sable + 1NW) , (3) sable avec deux géotextiles ; un géotextile placé à l'entrée et l'autre placé à mi-longueur de la colonne (sable + 2NW), (4) sable avec trois géotextiles; un géotextile placé à l'entrée, un deuxième placé à mi-longueur de la colonne et un troisième placé à la sortie de la colonne (sable + 3NW). Les géotextiles ont été placés perpendiculairement à l'écoulement. La figure 5-1 présente schématiquement les quatre configurations testées. Le tableau 5-1 résume les conditions d'essai pour chaque configuration.

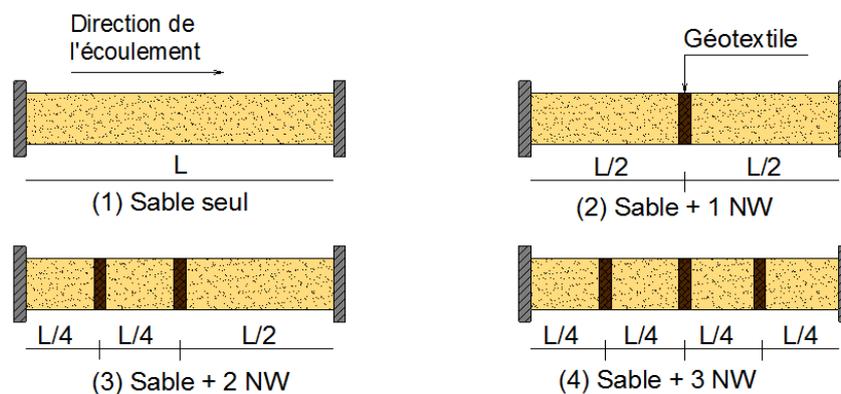


Figure 5-1. Schéma des configurations utilisées pour l'étude du transfert des particules en suspension

essai	$V_p(\text{cm}^3)$	$NV_{p_{inj}}$	$V_{inj}(\text{cm}^3)$	M_{inj} des PES (g)
sable seul	247	120	29664	29,67
sable + 1 NW	246	120	29532	29,53
sable + 2 NW	245	120	29400	29,40
sable + 3 NW	243	120	29160	29,16

Table 5-1. Conditions d'essais de filtration pour les quatre configurations étudiées

5.1.2. Résultats et discussions

Les résultats obtenus sur les quatre configurations du milieu ont été examinés en relation avec l'effet potentiel du géotextile de fibres de lin sur le transport et la rétention des particules de kaolinite.

5.1.1.1. Courbes de restitution

Les courbes de restitution (Fig.5-2) sont présentées en concentration relative C/C_0 (C est la concentration à la sortie et C_0 la concentration injectée) en fonction du nombre de volumes de pores injectés ($NV_{p_{inj}}$).

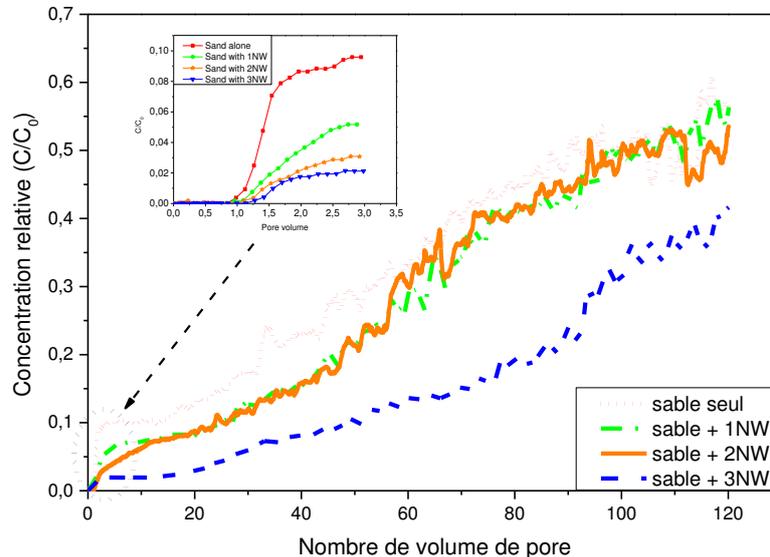


Figure 5-2. Courbes de restitution des particules en suspension pour les quatre configurations étudiées

Pour tous les essais effectués, les courbes de restitution montrent deux phases de filtration : la phase initiale et la phase transitoire. Dans la phase initiale, qui n'est valable qu'au début du processus de filtration (Jegatheesan et al., 2000), le dépôt de particules se produit dans un milieu poreux propre. Après un volume injecté d'environ $2NV_{p_{inj}}$, les courbes de restitution atteignent un plateau (voir le graphe à l'intérieur de la figure 5-2) et restent constantes jusqu'à un volume injecté critique. Dans cette phase, le dépôt de particules a un effet négligeable sur les propriétés du milieu et n'empêche pas le dépôt des autres particules en suspension. La forme des courbes de restitution est conforme à la réponse d'un milieu propre avec une capacité de rétention maximale. La phase transitoire débute à la fin de la phase initiale et décrit la suite du processus de filtration. Au-delà de $NV_{p_{inj}}$ critique, les courbes augmentent quasi-linéairement avec le volume injecté, indiquant une diminution progressive de la capacité d'élimination des particules et par conséquent une détérioration de l'efficacité de filtration du milieu avec le temps. Dans cette phase de filtration, le dépôt se produit sur des sites de rétention du milieu poreux partiellement occupés par les particules déjà déposées. L'accumulation de particules déposées dans le milieu poreux influe sur la rétention des particules encore en suspension (Jegatheesan et al., 2000 ; Brown et al., 2002). En raison du nombre limité de sites de rétention dans le milieu poreux, l'élimination des particules en suspension diminue à mesure que ces sites sont occupés par des particules retenues (Alem et al., 2013).

La figure 5-2 montre clairement que les géotextiles favorisent la rétention des particules dans le milieu filtrant et réduisent considérablement leur transfert jusqu'à la sortie. Après l'injection de 120 Vp, la concentration relative C/C_0 est égale à 58% pour le sable seul et chute à 42% pour le sable avec trois géotextiles. Les géotextiles permettent une homogénéisation locale de l'écoulement dans le milieu en réduisant les chemins préférentiels et en entraînant une redistribution du flux d'eau et des particules en suspension depuis les grands pores vers les plus petits pores (Lamy et al., 2013). L'homogénéisation du flux induit également une diminution des vitesses d'écoulement dans les pores entraînant une augmentation du temps de séjour des particules en suspension dans le milieu. Elle induit aussi une plus forte dispersion des particules en suspension dans le milieu qui accèdent à plus de pores et de sites de rétention. Le temps de contact entre les particules et les surfaces de grains du milieu augmente. Tout cela augmente la probabilité de piégeage des particules par différents mécanismes sur les surfaces des grains et au niveau des constriction des pores conduisant à une amélioration de la capacité de rétention du milieu. Le degré d'homogénéité de l'écoulement augmente avec le nombre de strates de géotextile placées dans la colonne. Plusieurs travaux antérieurs ont montré que la présence du géotextile peut homogénéiser l'écoulement dans un milieu poreux et améliorer sa capacité d'élimination des polluants (Winiarski et al., 1999 ; Lassabatere et al., 2007 ; Kohne et al., 2009b ; Lamy et al., 2013). Pour apprécier l'influence des géotextiles sur la performance du filtre, le coefficient de filtration initial a été déterminé, pour les quatre configurations, en utilisant la relation suivante (Carmen et al., 2014).

$$\lambda_0 = -\frac{1}{L} \ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right) \quad (5-1)$$

où C_p la concentration au plateau, C_0 la concentration initiale injectée et L la longueur du milieu filtrant.

Le coefficient de filtration initial du milieu augmente avec le nombre de géotextiles. Ainsi, λ_0 est de 2,49, 3,07, 3,66 et 4,04 m^{-1} pour les configurations du filtre (sable seul), (sable + 1NW), (sable + 2NW) et (sable + 3NW) respectivement. On remarque que les performances initiales du système de filtration sont améliorées de 60% par la présence de trois géotextiles.

5.1.1.2. Efficacité de filtration

L'efficacité de la filtration d'un milieu est définie comme le rapport entre la masse de particules déposée dans le milieu et la masse de particules injectée. Elle dépend essentiellement de l'état du filtre. La figure 5-3 présente l'efficacité de filtration pour chaque configuration en fonction du nombre de volumes de pores injectés.

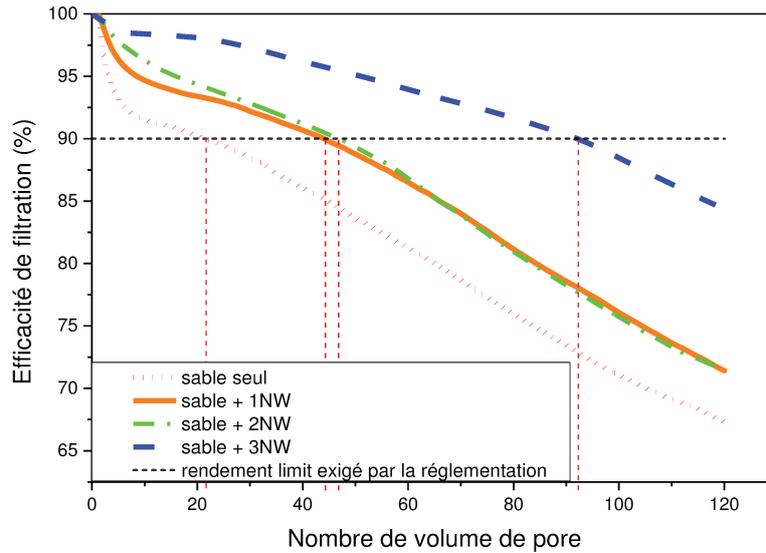


Figure 5-3. Efficacité de filtration en fonction nombre de volumes de pores injecté

La limite d'efficacité de filtration de 90% requise pour la filtration des solides en suspension par les systèmes de filtration des eaux pluviales (loi sur l'eau – règlement du 22 décembre 1994 cité par (Pons et al., 2008)) est également représentée. Quelle que soit la configuration de filtre testée, l'efficacité de filtration, initialement égale à 100%, diminue avec le temps. La présence de strates de géotextiles dans le milieu induit un ralentissement dans le temps de la perte d'efficacité de filtration. En effet, la figure 5-3 montre que la limite d'efficacité de filtration de 90% requise pour les systèmes de filtration des eaux pluviales est atteinte après un volume de suspension injecté de 22 Vp pour la configuration (sable seul), 42 Vp pour les deux configurations (sable + 1NW) et (sable + 2 NW) et 92 Vp pour la configuration (sable + 3 NW). Pour la configuration du filtre (sable + 3NW), le volume de suspension nécessaire pour atteindre la limite d'efficacité de 90 % exigée par la réglementation est quatre fois supérieur au volume observé dans le cas de la configuration (sable seul). La présence de strates de géotextiles non seulement améliore la capacité de rétention du filtre, mais augmente également sa durée de vie. Comme il a été décrit précédemment, les géotextiles améliorent l'homogénéité des flux permettant la mobilisation de plus de sites de rétention. En outre, l'homogénéisation du flux augmente avec le nombre de géotextiles, ce qui conduit à augmenter le nombre de sites de rétention disponibles (Fig.5-4). L'homogénéisation du flux permet aux particules transportées d'accéder aux sites de rétention qui n'étaient pas disponibles en l'absence de géotextiles. Un flux plus homogène signifie plus de pores accessibles au flux et donc plus de sites de rétention accessibles aux particules transportées. La présence de géotextiles augmente le stock disponible de sites de rétention accessibles aux particules. Sa saturation progressive est plus lente dans de temps. De plus, comme il sera décrit plus loin, les géotextiles eux-mêmes fournissent des sites de rétention supplémentaires. Tout cela entraîne non seulement une amélioration de la capacité de filtration, mais aussi la durée de vie du filtre. Ces résultats sont conformes aux résultats obtenus par Carmen et al. (2014), sur la rétention des particules en suspension par un géotextile synthétique non tissé.

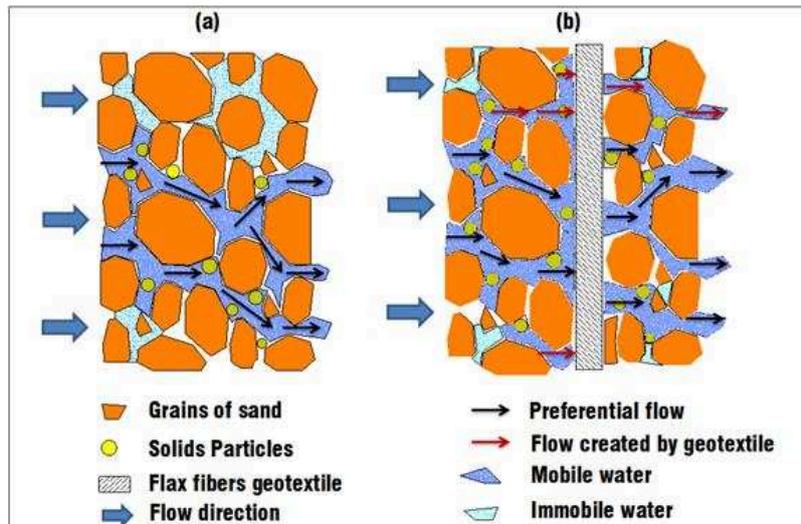


Figure 5-4. Effet du géotextile sur l'écoulement : (a) dans le sable sans géotextile, l'écoulement est préférentiel et la rétention des particules en suspension est incomplète ; (b) dans le sable avec géotextile, l'écoulement est homogénéisé et le temps de contact particules-collecteurs augmente entraînant une augmentation de la rétention

5.1.1.3. Profils de rétention

Pour obtenir les profils de rétention dans le filtre, à la fin de l'injection, le milieu poreux est extrait soigneusement de la colonne puis découpé en dix sections (Fig.3-11b). La masse de particules déposées dans chaque section de sable et dans les géotextiles a été déterminée suivant la procédure décrite dans la section 3.2.3 (chapitre 3). Le tableau 5-2 résume les pourcentages de, masse de particules en suspension restituées dans l'effluent (M_{eff}), masses déposées dans chaque section, masse totale déposée dans le milieu (M_p) et masse totale ($M_{\text{tot}} = M_{\text{eff}} + M_p$) pour les différentes configurations testées. Une faible différence entre M_{tot} et la masse injectée M_{inj} a été observée, le rapport $M_{\text{tot}} / M_{\text{inj}}$ était compris entre 95,3 à 98,5% pour tous les essais. La différence entre M_{tot} et M_{inj} peut être attribuée aux erreurs de mesure. Pour chaque section du milieu poreux, une valeur moyenne de la rétention a été calculée. La figure 5-6 présente les profils de rétention (désignés par σ) le long de la longueur du milieu poreux, pour les différentes configurations étudiées après l'injection de 120 Vp de suspension. Les résultats montrent que quel que soit le milieu étudié, la rétention n'est pas uniforme dans l'espace du milieu poreux. La rétention est très importante à l'entrée du milieu poreux et diminue avec la profondeur dans le sable. Pour les essais sur les configurations de filtre constitués de sable avec des strates de géotextiles, des pics de rétention ont été observés aux positions des géotextiles.

Le bilan de masse (Tab.5-2) montre que pour une masse totale de 29,44 g (en moyenne) de particules de kaolinite injectées dans les colonnes, l'utilisation de trois strates de géotextiles avec le sable (sable + 3NW) permet une rétention de 81,16% de la masse injectée contre 60,44% pour le sable seul. Cela correspond à une amélioration de la rétention d'environ 21%. Des rétentions de 67,7% et 69,5% ont été observées pour les deux autres configurations (sable + 1NW) et (sable + 2NW), respectivement. D'autre part, on remarque qu'une quantité importante de particules en suspension a été déposée dans les géotextiles, comme le montrent

les vues au microscope du géotextile avant et après l'essai de filtration (Fig.5-5). De la même manière que pour les sections de sable, à la fin de chaque essai de filtration, la masse des particules retenues par les géotextiles a été déterminée en utilisant la procédure décrite dans la section 3.2.3 (chapitre 3). Les valeurs de l'abattement dans les géotextiles sont résumées dans le tableau 5-3. Les résultats montrent que la masse de particules retenues dans le géotextile dépend de sa position dans le milieu. Pour la configuration (sable + 3NW), on observe que le dépôt est plus important dans le géotextile situé en amont qui retient à lui seul plus de 50 % de la masse totale de particules retenue par les trois géotextiles. Pour cette configuration, la masse totale de particules retenues dans les trois géotextiles correspond à 14% de la masse totale de particules injectées dans la colonne. Enfin, la présence de géotextiles améliore la rétention dans le sable. En effet, l'abattement par le sable passe de 60,14% dans la configuration (sable seul) à 67,2% dans la configuration (sable + 3NW).

essai	La masse déposée dans chaque section (%)										M _p (%)	M _{eff} (%)	M _{tot} (%)
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
sable seul	8,6	7,39	5,81	5,93	6,15	5,41	6,51	5,33	4,65	4,65	60,44	35,87	95,31
sable + 1 NW	10,99	7,96	6,31	8,23	6,88	9,92	5,83	4,72	3,74	3,12	67,71	29,45	97,16
sable + 2 NW	11,59	8,83	6,48	13,23	5,68	8,4	5,21	4,6	2,85	2,59	69,46	29,01	98,47
sable + 3 NW	13,95	9,9	7,53	14,54	7,4	8,01	5,82	7,87	3,48	2,66	81,16	15,7	96,86

Tableau 5-2. Bilan de masse : Pourcentages en masse des particules restituées dans l'effluent (M_{eff}); déposée dans chacune des dix sections du milieu; totale déposées dans le milieu poreux (M_p) (somme de masses déposées dans les dix sections) et masse total (M_{tot} = M_{eff} + M_p), pour les différentes configurations

essai		géotextile placé en amont	géotextile central	géotextile placé en aval
sable + 1 NW	Abattement (%)	/	4,96	/
	D ₅₀ (µm)	/	11,35	/
sable + 2 NW	Abattement (%)	6,82	3,69	/
	D ₅₀ (µm)	11,5	11,5	/
sable + 3 NW	Abattement (%)	7,43	3,84	2,64
	D ₅₀ (µm)	12,68	11,99	11,5

Tableau 5-3. Abattement en (%) dans les géotextiles : l'abattement est défini comme le rapport entre la masse de particules déposée dans le géotextile et la masse totale de particules injectée

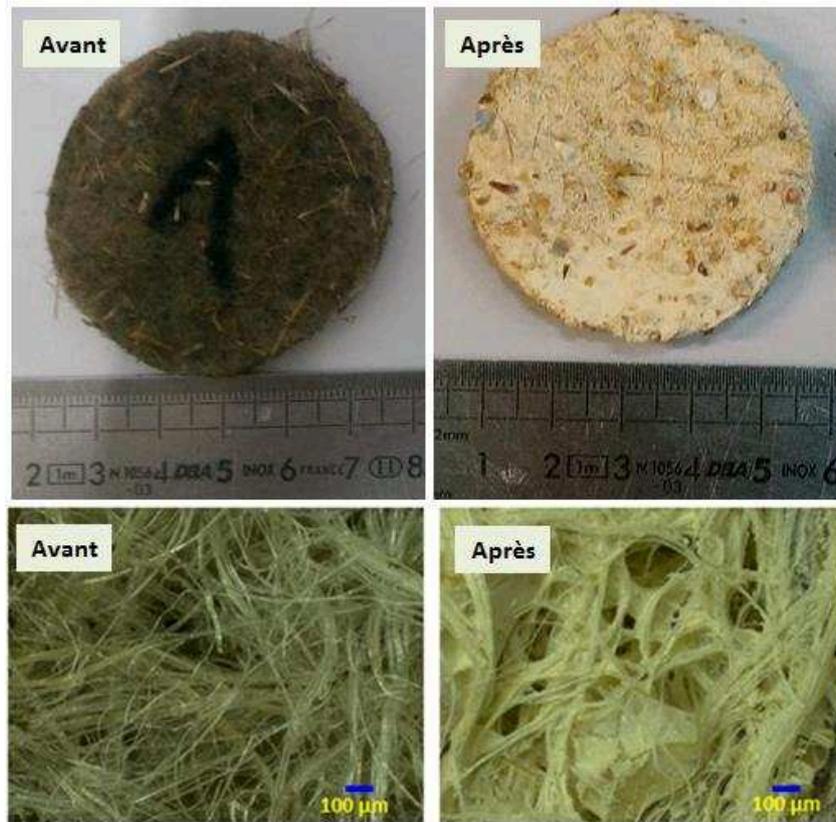


Figure 5-5. Photos et vues au microscope du géotextile avant et après l'essai de filtration

Les géotextiles ont une influence sur la distribution du dépôt dans le milieu filtrant. Une augmentation significative de la masse de particules retenues dans les couches de sable situées en amont du géotextile, surtout dans la section du sol avoisinante, a été observée. A l'opposée une diminution de la rétention dans les couches de sable situées en aval a été observée. Il en résulte une discontinuité spatiale du profil de rétention comme il est montré dans la figure 5-6. À l'entrée de la colonne (section 1 : 0-3cm), la rétention est de $0,048 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (correspondant à un abattement de 13,95%) pour la configuration (sable + 3NW) et environ $0,040 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (correspondant à des abattements de 10,90 et 11,99%) pour les configurations (sable + 1NW) et (sable + 2NW) contre $0,034 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (abattement de 8,6%) pour la configuration (sable seul) (Fig.5-6). À la sortie de la colonne (section 10 : 36-41,5 cm), la rétention est de $0,007 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (correspondant à des abattements de 3,12 ; 2,59 et 2,66%) pour les trois configurations avec géotextiles (sable + 1NW), (sable + 2NW) et (sable + 3NW) respectivement, contre $0,012 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (abattement de 4,65%) pour la configuration (sable seul) (Fig.5-6). La présence des géotextiles améliore la rétention globale dans le milieu surtout dans les couches de sable situées en amont et protège les couches de sable en aval. Ce résultat a aussi été mis en évidence par Winiarski et al. (1999) et Lassabatère et al. (2004) dans des études sur les modifications du transfert de polluants par l'introduction de géotextiles dans un sol.

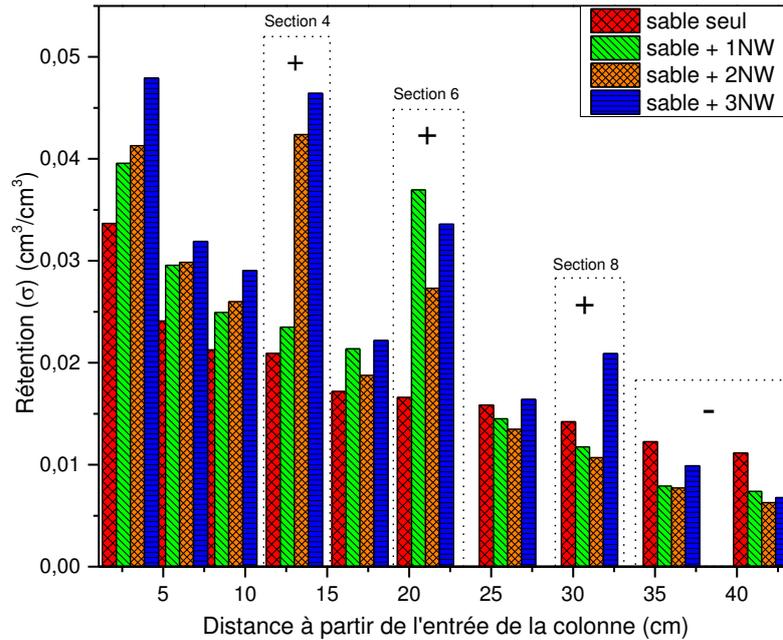


Figure 5-6. Profils de dépôt pour les quatre configurations de filtre testées

5.1.1.4. Endommagement du milieu poreux

L'évolution de l'endommagement du milieu poreux dans le temps, suite au dépôt de particules, a été appréciée en suivant l'évolution de la perméabilité durant l'injection. Les mesures régulièrement de la différence de pression entre l'entrée et la sortie de la colonne, permettent le calcul de la perméabilité du filtre à différent temps de l'injection en considérant la loi de Darcy. La figure 5-7a décrit l'évolution de la perméabilité relative (k/k_0) du milieu, pour les quatre configurations étudiées, en fonction du nombre de volumes de pores de la suspension injecté (k_0 est la perméabilité initiale du milieu et k est la perméabilité du milieu au temps t après le début de l'injection). Ces résultats montrent que, quel que soit la configuration étudiée, la perméabilité chute de la même manière avec le temps de filtration. La perméabilité relative k/k_0 chute rapidement avec le nombre de volumes de pores injectés. Cette chute rapide de la perméabilité illustrée par la figure 5-7a peut être attribuée à une forte accumulation de particules déposées à l'entrée du milieu et dans les géotextiles dès le début de l'injection. Dans notre étude, une concentration initiale élevée de particules en suspension égale à 1 g/L a été utilisée. Des travaux antérieurs concernant la filtration ont montré que la concentration initiale des particules en suspension dans la solution injectée joue un rôle important sur l'évolution de la perméabilité du milieu filtrant (Brown et al., 2002 ; Reddi et al., 2000 ; Moghadasi et al., 2004b , Alem et al. 2015). En effet, la perméabilité du milieu poreux chute plus rapidement lorsque la concentration de particules en suspension est élevée.

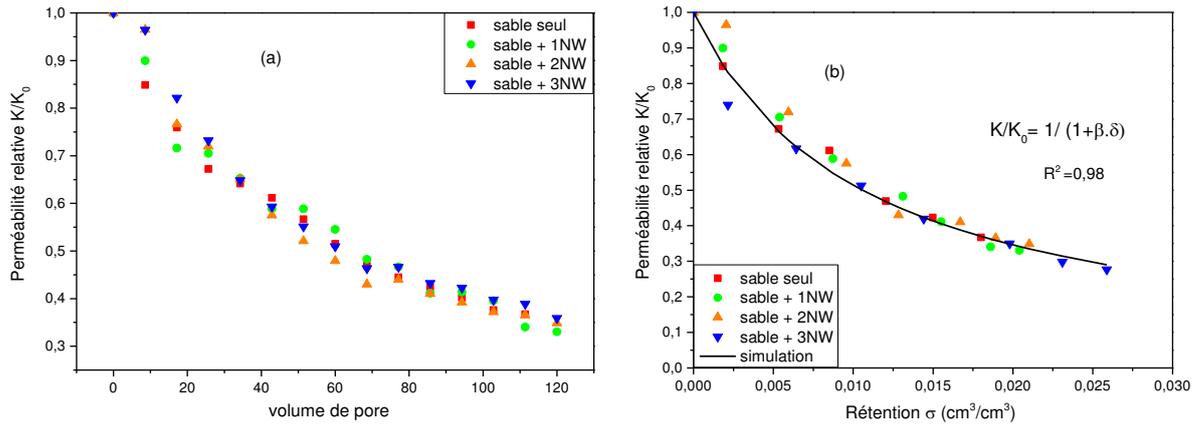


Figure 5-7. (a) Perméabilité relative (k/k_0) en fonction du nombre de volumes de pores injectés et (b) perméabilité relative (k/k_0) en fonction de la rétention à la fin des expériences de filtration

Pour quantifier l'effet du dépôt des particules sur la chute de la perméabilité, les perméabilités relatives k/k_0 mesurées pour chaque essai, ont été tracées en fonction des rétentions correspondantes (Fig.5-7b). On constate que pour toutes les expériences effectuées, indépendamment de la configuration du filtre, tous les points se placent sur une bande très serrée qui peut être représentée par une seule courbe qui traduit l'évolution de la perméabilité avec la rétention dans le milieu. Ce résultat montre clairement que la chute de la perméabilité est principalement affectée par le volume de particules retenues. Les géotextiles ont un effet indirect sur la chute de la perméabilité, car ils affectent la quantité de particules retenues. Par ailleurs, la figure 5-7b montre aussi que la rétention moyenne pour toutes les expériences ne dépasse pas 2,8% du volume du milieu poreux, alors que la perméabilité du milieu chute de plus de 70% de sa valeur initiale. Cela suggère que le colmatage ne dépend pas principalement de la réduction de la porosité. En effet, le dépôt de particules, même très faible, entraîne des modifications importantes de la tortuosité, de la surface de contact liquide/solide et de la structure des pores du milieu poreux. Ces modifications dans la structure du milieu se traduisent par une réduction très forte de sa perméabilité. L'évolution de la chute de la perméabilité avec le dépôt est bien représentée par la relation empirique suivante (Khilar et al., 1998) :

$$\frac{k}{k_0} = \frac{1}{(1 + \beta \cdot \sigma)} \quad (5-2)$$

avec $\beta = 96.3$ est le coefficient d'endommagement, qui englobe tous les effets des particules retenues sur la perméabilité. Ces effets comprennent les modifications dans la tortuosité, de la surface de contact (surface spécifique) et de la structure des pores du milieu poreux.

5.1.1.5. Suivi granulométrique des particules restituées et des particules déposées dans le milieu poreux

5.1.1.5.1. Granulométrie des particules restituées

Au cours de chaque expérience, des échantillons ont été prélevés à différents temps de filtration dans l'effluent pour des analyses granulométriques des particules restituées en utilisant un compteur de particules (Coulter Multisizer II).

La figure 5-8 présente l'évolution dans le temps de la granulométrie des particules restituées à la sortie du milieu filtrant pour les quatre configurations étudiées. Les résultats montrent que quelle que soit la configuration du filtre, la distribution de tailles des particules restituées est significativement inférieure à celle des particules injectées. Pour l'essai avec le sable seul, les résultats montrent que les particules fines sont les premières à être transportées vers la sortie du milieu poreux, les particules plus grossières apparaissent progressivement lorsque le nombre de volumes de pores injectés augmente (Fig.5-8a).

Les tailles granulométriques des particules en suspension dans l'effluent augmentent avec le temps comme le montre la figure 5-9. En effet le diamètre médian de la distribution granulométrique des particules dans l'effluent augmente avec le temps. La figure 5-9 montre que les plus grands changements du diamètre médian se produisent au début de la filtration. Le diamètre médian des particules restituées passe de 4,5 à 6,5 μm lorsque le nombre de volume de pores injecté passe de 1,5 à 120 NVp. Cette évolution de la granulométrie des particules restituées a déjà été observée par Alem et al. (2013) et Bradford et al. (2006). Au début de l'expérience de filtration, les grosses particules sont préférentiellement exposées à une élimination à l'entrée du milieu poreux, principalement en raison du fait qu'elles sont plus sensibles aux effets de la gravité et au blocage mécanique. Progressivement, à la suite du dépôt, les petits pores sont remplis par les grosses particules retenues par blocage mécanique. En conséquence, le flux d'eau et le transport des particules s'effectuent dans des espaces poreux plus grands et plus conducteurs. D'autre part, en raison de l'accumulation de particules déposées, les vitesses de circulation plus rapides dans les pores, et donc les forces hydrodynamiques plus élevées permettant le détachement des particules déjà déposées et leur transport augmente progressivement avec le temps. Tout cela réduit la probabilité de capture des grosses particules avec le temps et augmente leur transport vers la sortie de la colonne. Bradford et al. (2007) ont rapporté que l'augmentation de la vitesse d'écoulement tend à diminuer la capture par blocage mécanique à cause de la force de trainée du fluide qui agit sur les particules dans les pores et empêche leur dépôt. L'analyse de la granulométrie des particules restituées dans les cas des autres milieux constitués de sable stratifié avec des géotextiles (Fig.5-8b, c et d), montre peu d'effet du temps de filtration sur la distribution de taille des particules restituées. En effet, après une légère diminution des tailles au début du processus de filtration, la distribution granulométrique des particules dans l'effluent varie très peu jusqu'à la fin de l'expérience.

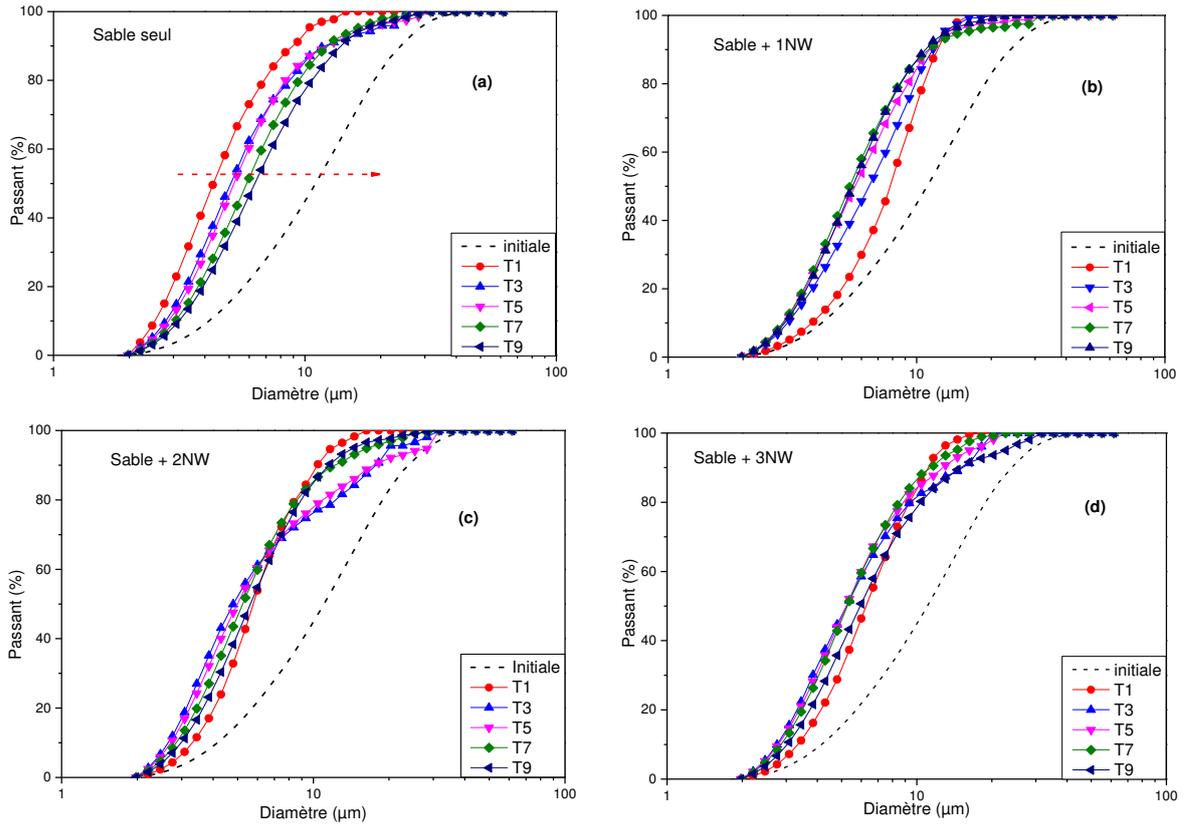


Figure 5-8. Evolution dans le temps de la granulométrie des particules restituées pour les différentes configurations du filtre

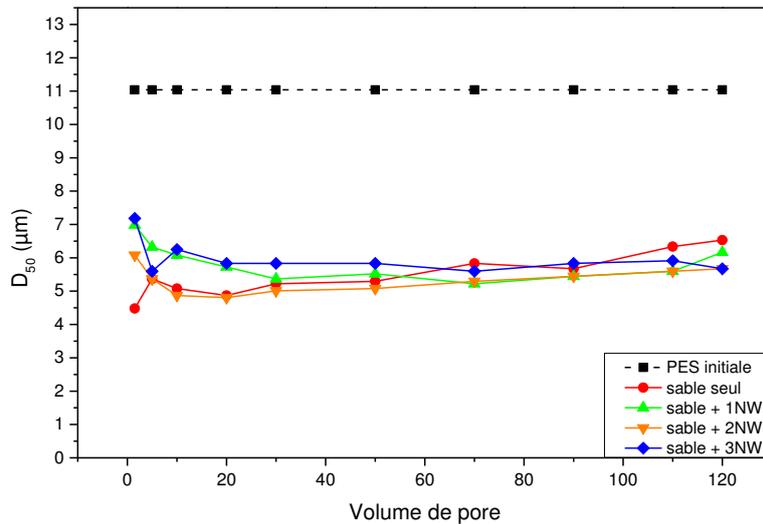


Figure. 5-9. Diamètre médian (D_{50}) des particules restituées en fonction du nombre de volumes de pores injecté pour les différentes configurations du filtre

Aucune influence notable du nombre de géotextiles utilisés sur les tailles des particules restituées n'a été observée. Dans toutes les expériences, les diamètres médians de toutes les granulométries mesurées variaient entre 4,5 et 7,3 μm (Fig.5-9) et sont très inférieurs au diamètre médian des particules injectées. On observe que les tailles granulométriques des particules restituées dans les essais avec le sable seul sont les plus petites au début de l'injection et les plus grandes à la fin de l'expérience en comparaison avec les granulométries mesurées dans les essais avec les trois autres configurations du filtre. Cependant, quelle que soit la configuration étudiée, les particules de tailles supérieures à 25 μm étaient pratiquement toutes retenues dans le filtre (dans les couches de sable et dans les géotextiles) (Fig.5-8). Pour ces particules, le rapport entre la taille des particules et la taille moyenne des grains de sable du milieu filtrant est supérieur à 0,007. Cette valeur est supérieure à la valeur limite de 0,003 au-dessus de laquelle Bradford et al. (2007) ont montré que le blocage mécanique peut jouer un rôle non négligeable dans la capture des particules. Par conséquent, nous suggérons que la rétention des particules de tailles supérieures à 25 μm dans nos milieux est due au mécanisme de blocage mécanique sans négliger le rôle de la gravité. Par ailleurs, pour les géotextiles, les rapports entre le diamètre de pore équivalent du géotextile, calculé par l'équation 3.1, et les tailles de ces particules ($> 25 \mu\text{m}$) sont inférieures à 4. Gruesbeck et al. (1982) ont montré à partir d'expériences une rétention, par des géotextiles, de colloïdes de tailles trois à six fois plus petites que les diamètres des pores des géotextiles. Marlow et al. (1991) ont observé la rétention de colloïdes seize fois plus petits que la taille des pores du géotextile. Cela suggère que, dans nos expériences de filtration, les particules supérieures à 25 μm sont également sujettes à une forte rétention dans les géotextiles par blocage mécanique.

5.1.1.5.2. Granulométrie des particules déposées

Comme indiqué précédemment, à la fin de chaque expérience, le matériau contaminé (sable + particules déposées + géotextile) a été soigneusement extrait de la colonne et découpé en dix sections et la distribution granulométrique des particules déposées dans chaque section de sable et dans les géotextiles a été déterminée. Les figures 5-10 présentent les distributions granulométriques des particules déposées à différentes profondeurs dans le milieu pour les quatre configurations du filtre testés. Les granulométries des particules déposées dans les trois géotextiles de la configuration (sable + 3NW) sont aussi représentées (Fig. 5-10d). La granulométrie des particules injectées est aussi représentée. Les profils du diamètre médian des particules déposées, dans le sable, avec la profondeur pour les quatre configurations sont donnés sur la figure 5-11. Ces figures montrent que les grosses particules sont principalement déposées à l'entrée des colonnes et dans les sections de sables adjacentes en amont des géotextiles. Pour la configuration de sable seul, une diminution du diamètre médian avec la profondeur jusqu'à la sortie de la colonne a été observée. Ces résultats sont similaires aux résultats obtenus par Alem et al. (2013). Les granulométries des particules déposées à l'entrée de la colonne sont légèrement supérieures à la granulométrie des particules injectées (Fig.5-10a). Le diamètre médian, des particules déposées, pour les quatre configurations étudiées est d'environ 11,1 μm , légèrement supérieur au diamètre médian des particules injectées qui est de 11 μm (Fig.5-11). À la sortie de la colonne, les granulométries des particules déposées sont très inférieures à la granulométrie des particules injectées (Fig.5-10c). Le diamètre médian des particules déposées est de 7,3 μm pour les trois configurations sable avec des géotextiles

et il est de 8 μm pour la configuration (sable seul). Dans la partie médiane du milieu poreux (Fig.5-10b) où le géotextile central est placé (section 6 : 17-21 cm), il y a une augmentation significative de la taille granulométrique des particules déposées dans les colonnes de sable avec géotextiles en comparaison avec la granulométrie des particules déposées dans la colonne de sable seul.

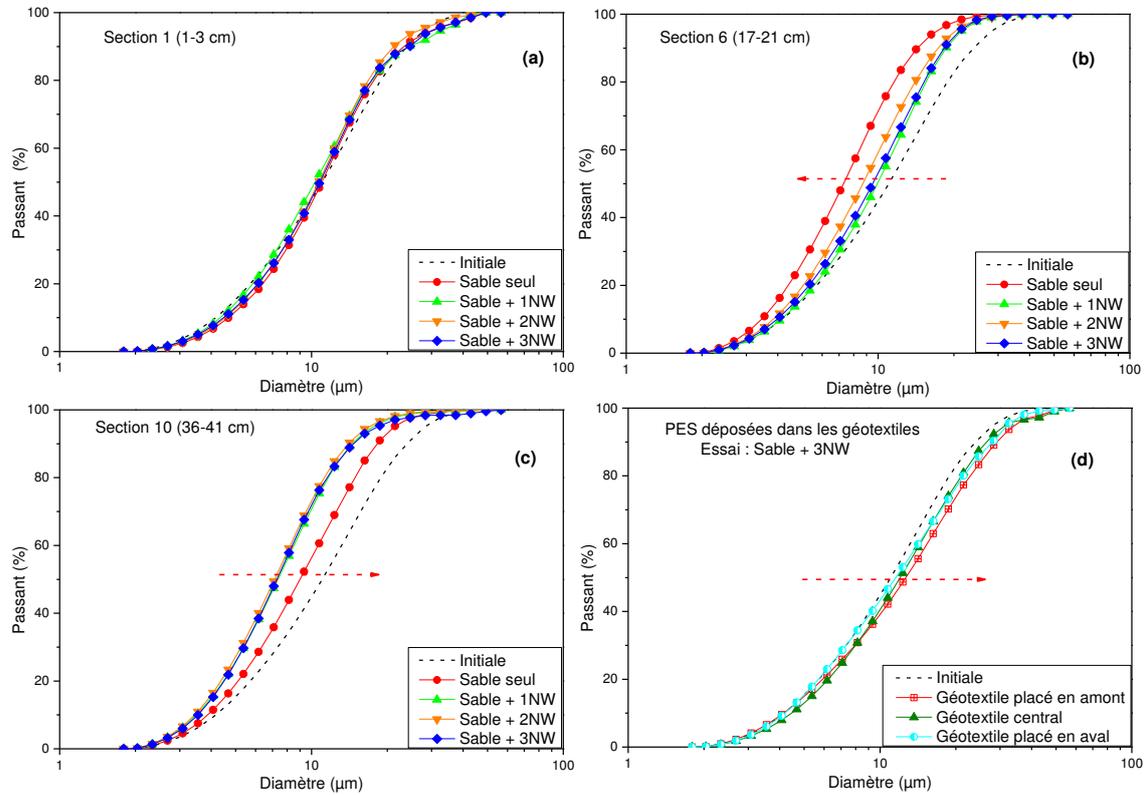


Figure. 5-10. Distribution granulométrique des particules déposées (a) à l'entrée de la colonne, (b) au milieu de la colonne, (c) à la sortie de la colonne et (d) dans les géotextiles (sable + 3 NW)

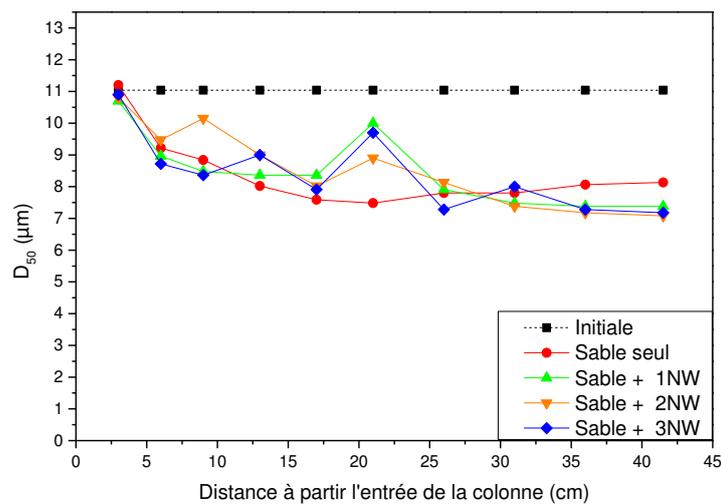


Figure. 5-11. Diamètre médian (D_{50}) des particules déposées en fonction de la profondeur dans le milieu poreux

Cependant, ces granulométries restent toujours inférieures à la granulométrie des particules injectées. Le diamètre médian est de 7,2 μm pour la configuration (sable seul), 8,7 μm pour la configuration (sable + 1 NW), 9,7 μm pour la configuration (sable + 2 NW) et 10 μm pour la configuration (sable + 3 NW) (Fig.5-11). La présence du géotextile augmente la rétention des grosses particules dans la couche de sable adjacente. Ce comportement a également été observé dans les sections adjacentes (sections 4 et 8) aux géotextiles en amont et en aval pour les autres configurations avec présence de géotextiles.

Les distributions granulométriques des particules déposées dans les géotextiles sont plus élevées que celle des particules initialement injectées (Fig.5-10d). Ces observations sont confirmées par les valeurs des diamètres médians des particules déposées dans les géotextiles récapitulées dans le tableau 5-3. Ces diamètres médians sont tous supérieurs au diamètre médian des particules injectées. Ce résultat montre que le géotextile est efficace pour la rétention de toutes les tailles de particules mais surtout pour les plus grandes. On observe également que la taille des particules déposées dans le géotextile diminue légèrement selon la position du géotextile dans la colonne comme le montrent clairement les distributions granulométriques dans les trois géotextiles de la configuration (sable + 3 NW) (Fig.5-10d) et le tableau 5-3. En effet, le diamètre médian d_{50} est de 12,55 μm dans le géotextile amont, de 11,99 μm dans le géotextile central et de 11,50 μm dans le géotextile aval. Le diamètre médian des particules déposées dans le géotextile diminue avec la profondeur où il est positionné.

5.1.3. Conclusion sur le transport de particules en suspension (PES)

L'influence d'un géotextile en fibre de lin sur le transfert de particules de kaolinite a été étudiée dans des expériences en laboratoire. Les résultats obtenus montrent que l'efficacité de rétention de particules est améliorée par la présence de géotextile. Les effets simultanés de (i) la capture mécanique de particules par la fibre enchevêtrée, et (ii) l'homogénéisation du flux local, améliorant également la capture de particules dans les couches de sable, expliquent la performance du géotextile de fibre naturelle. En outre, les changements dans le profil de dépôt dus à la présence de géotextile sont mis en évidence. La capture des particules a augmenté dans les couches en amont et au contraire, elle a diminué dans les couches en aval. L'utilisation de géotextile en fibre de lin améliore non seulement la rétention globale du dispositif, mais augmente également sa durée de vie. La durée de vie du système de filtration sableuse a été augmentée de plus de quatre fois en utilisant trois disques géotextile. L'analyse granulométrique des particules retenues dans le filtre montre que les particules plus grossières sont principalement déposées à l'entrée des couches de sable et dans les géotextiles. Une diminution de la taille granulométrique avec la profondeur est observée dans chaque épaisseur de sable entre deux géotextiles. Ces résultats ont clairement démontré que le géotextile en fibre de lin a une grande influence sur le transfert et la rétention de particules en suspension et peuvent être utilisés comme un outil efficace pour améliorer la capacité de filtration du sol.

5.2. Transfert des métaux lourds solubles (Cu, Pb, Zn)

5.2.1. Rappel de la méthodologie

Dans le but d'étudier l'influence du géotextile sur le transfert des métaux lourds à travers le milieu filtrant, des expériences de filtration ont été réalisées avec l'injection d'une solution de métaux lourds (Cu, Pb, et Zn). Il s'agit d'une solution de nitrate de cuivre ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$), de nitrate de plomb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) et de nitrate de zinc ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) avec des concentrations respectives de 2,1 mg/L, 2,36 mg/L et 3,23 mg/L. Les essais de sorption réalisés en mode statique (essais batch) ont permis de montrer la capacité des fibres de lin à retenir les métaux lourds. Les expérimentations en mode dynamique dans des colonnes permettent de tenir compte des paramètres hydrodynamiques et de se rapprocher des conditions d'utilisation des géotextiles dans un processus de filtration. Les essais en colonnes ont été réalisés dans les mêmes conditions que pour les essais de transfert des particules en suspension (paragraphe 3.3.2). Toutes les expériences ont été réalisées avec une vitesse d'écoulement constante de 0,077 cm/s. Le pH des solutions injectées varie entre 6,8 et 7,3. Il a été montré dans le paragraphe 4.3.1 qu'à ces pH le Cu, Pb et Zn ne précipitaient pas et restaient en solution. Les solutions de métaux lourds ont été préparées avec l'eau désionisée. Un volume de solution métallique équivalent à 120 volumes de pores a été injecté pour chaque expérience. La durée moyenne de chaque essai est de 425 min. Des prélèvements dans l'effluent ont été effectués pour suivre les évolutions du pH et de la concentration en métaux lourds. Les prélèvements ont été filtrés à 0,45 μm . Après acidification de la solution filtrée avec de l'acide nitrique (6 mL) et de l'acide chlorhydrique (2 mL), les concentrations de cuivre, zinc et plomb ont été déterminées par spectroscopie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES) selon la procédure décrite au chapitre 3. Deux configurations de filtre ont été testées : (1) sable seul, et (2) sable avec 3 géotextiles (Fig.5-12).

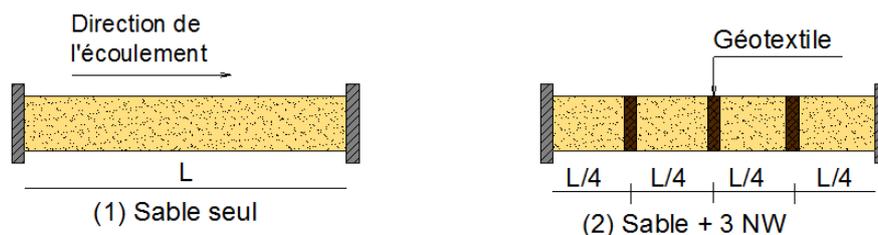


Figure 5-12. Schéma des configurations de filtre utilisées pour l'étude du transfert des métaux lourds dans le milieu poreux

Comme pour les essais de filtration avec les particules en suspension, à la fin de chaque essai, le matériau contaminé (sable et géotextiles) remplissant la colonne a été extrait soigneusement de la colonne et divisé en dix sections (Fig.3-11b) pour déterminer les profils de rétention des métaux lourds le long du milieu. La teneur en métaux lourds de chaque section de sable et dans le géotextile a été déterminée en utilisant la procédure suivante : chaque section a été homogénéisée et séchée à 50°C pendant au moins 48h et pesée. Trois échantillons de 500 mg ont été prélevés de chaque section de sable (50 mg pour le géotextile) pour être digérés. La digestion du sable et du géotextile permet de déterminer les teneurs en métaux lourds selon le

protocole exposé au [paragraphe \(3.2.4\)](#). Des profils de rétention ont ensuite été tracés pour faciliter l'interprétation des résultats.

5.2.2. Résultats et discussions

5.2.2.1. Evolution de la perméabilité du milieu et du pH de l'effluent

Les mesures des pressions à l'entrée et à la sortie de la colonne ont permis de suivre, pendant l'expérimentation, l'évolution de la perméabilité du milieu calculée à l'aide de la loi de Darcy, et de détecter un éventuel colmatage. Comme attendu, l'injection de la solution de métaux lourds (Cu, Pb et Zn) n'a aucune influence sur la perméabilité des milieux poreux qui reste constante durant toute la durée de l'expérience.

Afin d'avoir une idée sur les mécanismes chimiques mis en jeu au cours du transfert des métaux, le pH de l'effluent en sortie de la colonne a été mesuré durant l'expérimentation. Les résultats de mesure sont présentés sur [la figure 5-13](#). Au début de l'injection, le pH de l'effluent en sortie de colonne est légèrement supérieur au pH de la solution injectée (jusqu'à environ dix volumes de pores) pour les deux configurations étudiées. Le pH chute ensuite légèrement pour se stabiliser autour d'une valeur très légèrement inférieure au pH de la solution injectée (autour de 6,8). La variation du pH de la solution traversant le milieu filtrant varie très peu pendant l'expérimentation et on peut considérer dans la suite de l'analyse de nos résultats qu'il reste constant et égal au pH de la solution injectée.

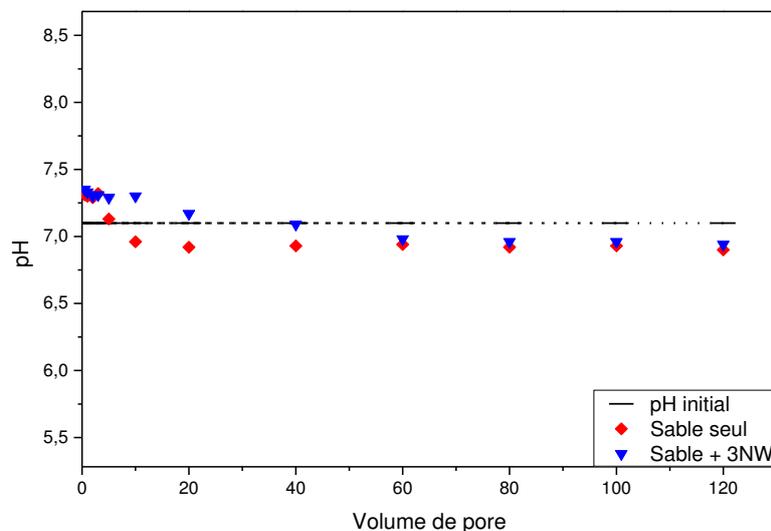


Figure 5-13. Evolution du pH en sortie de colonne pour les deux configurations du filtre

5.2.2.2. Effet du géotextile sur le transfert des métaux lourds

L'évaluation des teneurs en plomb, en cuivre et en zinc dans la solution éluée en sortie de colonne permet d'établir les courbes de restitution des trois métaux en fonction du volume injecté exprimé en nombre de volume de pores. Les profils de restitution des éléments plomb, cuivre et zinc sur les durées totales des expérimentations sont présentés sur la figure 5-14. Lors de la percolation dans le milieu (sable seul), et jusqu'à un volume équivalent à 10 Vp pour le zinc et 20 Vp pour le cuivre et le plomb, tout le métal injecté dans la colonne est

retenu par le milieu. Ces volumes limites à partir desquels apparaissent les ions métalliques dans l'effluent passent à 20 Vp pour le zinc et 40 Vp pour le cuivre et le plomb lors de la percolation dans le milieu (sable + 3 NW). Au-delà de ces volumes limites, les concentrations en ions métalliques de l'effluent augmentent avec le volume injecté. Pour les deux configurations du filtre, le taux de restitution du zinc est toujours le plus élevé et il est le plus faible pour le plomb. A la fin de l'expérience (après injection de 120 Vp) les taux de restitution dans le cas du sable seul sont de l'ordre de 22% pour le plomb, 55% pour le cuivre et de 85% pour le zinc. Dans l'expérimentation avec le milieu (sable + 3 NW) et après l'injection de 120 Vp, les taux de restitution sont de 9% pour le plomb, 19% pour le cuivre et 71% pour le zinc. L'utilisation des géotextiles entraîne une baisse de la mobilité des trois métaux lourds dans le milieu filtrant mènent à des diminutions significatives des taux restitution de ces derniers.

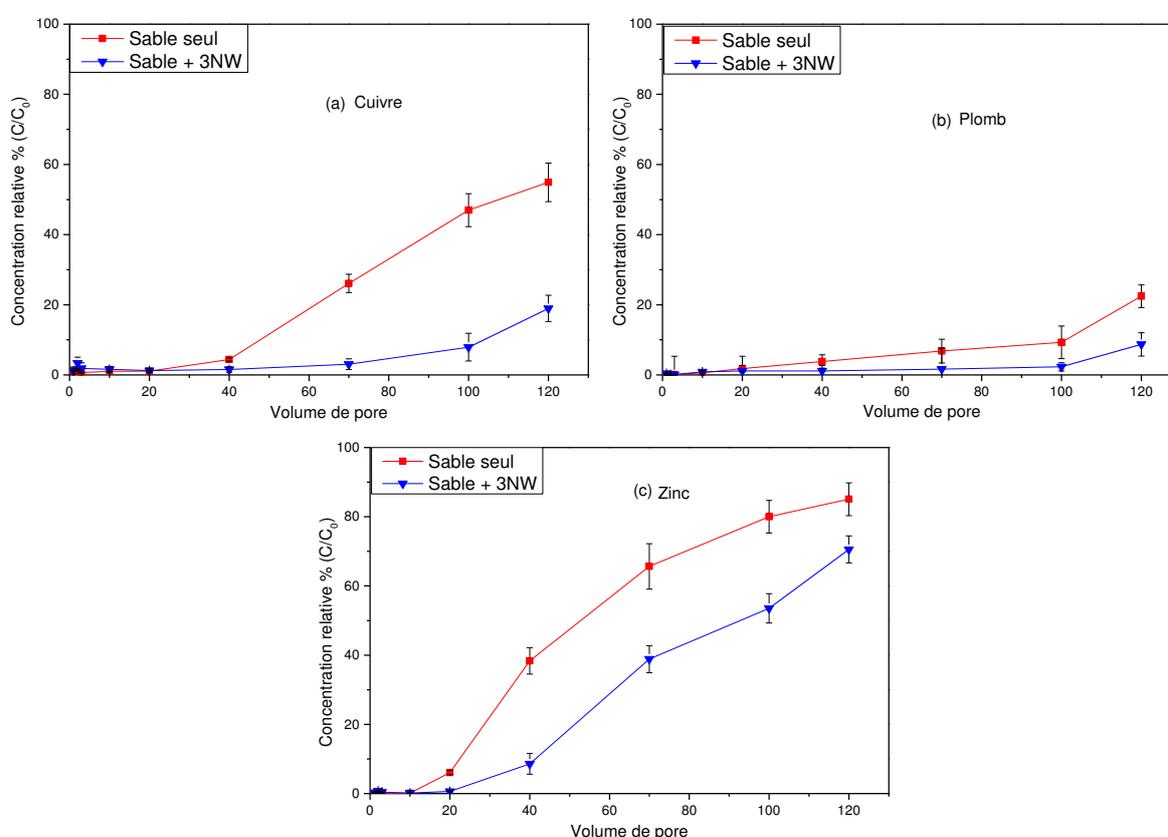


Figure 5-14. Courbes de restitution des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) pour les deux configurations du filtre

Pour mieux rendre compte de la capacité des deux milieux filtrants à retenir les métaux lourds utilisés et mieux identifier l'influence des géotextiles, nous avons tracé l'évolution de l'efficacité de rétention des métaux lourds par le milieu en fonction du nombre de volumes de pores injectés (Fig.5-15). L'efficacité de rétention d'un métal par le milieu est définie comme le rapport entre la masse de métal fixée dans le milieu et la masse de métal injectée. Elle dépend de la configuration et de l'état du filtre.

Comme on pouvait s’y attendre, d’après les profils de restitution, quelle que soit la configuration du filtre, l’efficacité de rétention est très élevée pour le plomb et elle est la plus faible pour le zinc. En effet la figure 5-15 montre que presque la totalité de la masse injectée de plomb est retenue dans le milieu filtrant (en fin d’expérimentation, la masse de métal retenue dans le milieu représente 91% de la masse injectée pour le milieu (sable seul) et 98% pour le milieu (sable + 3 NW). Ces résultats (Fig.5-14 et Fig.5-15) traduisent une mobilité plus forte du zinc par rapport au plomb et au cuivre. Ils montrent clairement que le plomb est plus fortement retenu par la matrice du milieu que le cuivre et le zinc. Globalement, l’affinité des métaux vis-à-vis d’un sol dépend des différents constituants du sol.

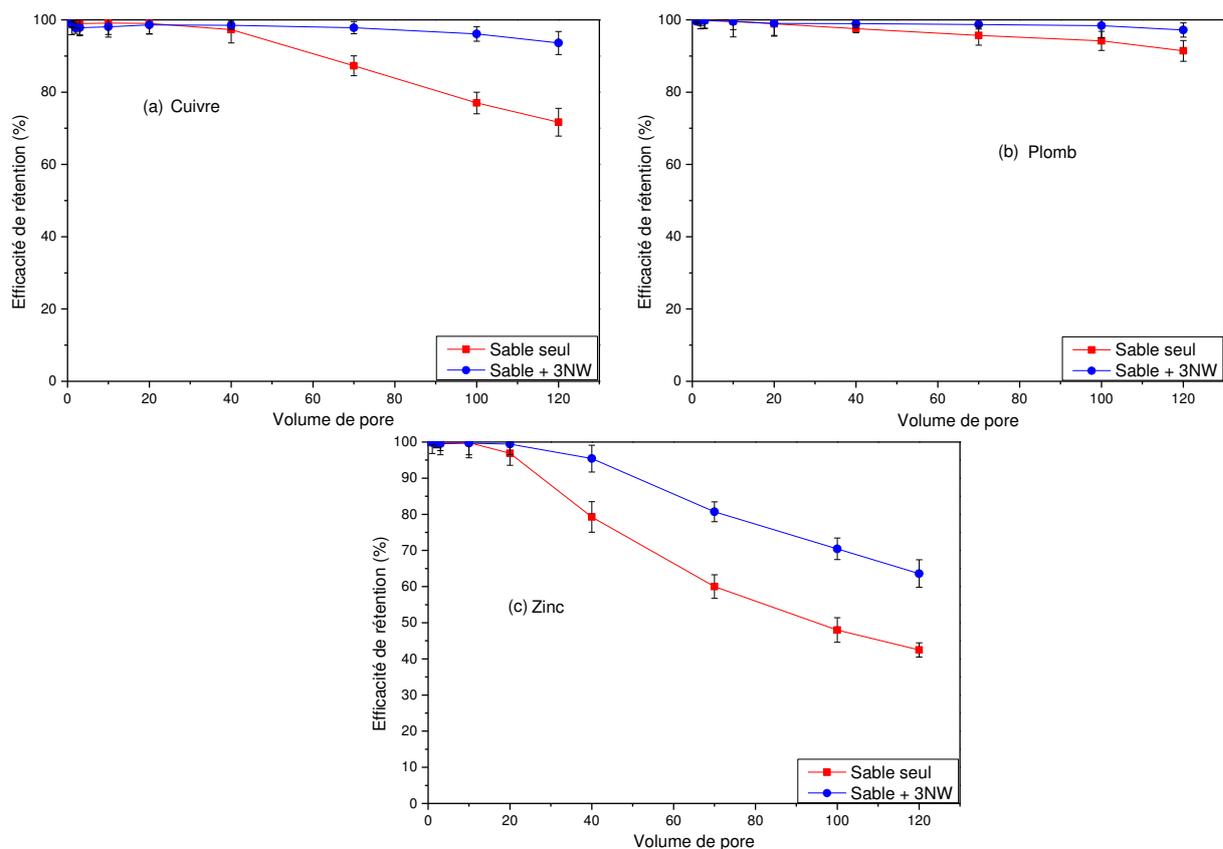


Figure 5-15. Efficacité de filtration en fonction du volume de solution injectée (a) cuivre, (b) plomb, et (c) zinc

L’ordre d’affinité observé dans notre étude $Pb > Cu > Zn$ a été largement mis en évidence par de nombreuses études antérieures sur des sols de différents constituants (Sauve, 2002, Sauve et al., 2003, Covelo et al., 2004, Farrah et Pickering (1977), Fuller et al., (1996) ont montré que le plomb se fixe plus fortement dans le sable que le zinc. Dans les conditions de nos essais (pH neutre), il semble que le mécanisme d’adsorption de sphère interne est prépondérant (Alloway, 1995). Selon Brummer cité par Alloway (1990), le plomb se fixe en sphère interne dans des proportions plus grandes que le zinc.

Ces résultats montrent que le sable concassé a une capacité d’adsorption des métaux non négligeable. Bien que le sable soit considéré inaltérable à l’échelle de temps de nos

expériences, des rétentions importantes de métaux se produisent, probablement dans la partie cortex plus poreuse des silex concassés et sur les vives angularités des particules de silex du sable utilisé. La porosité du cortex varie de 15 à 20 %, avec des micropores de 0,09 µm (Coutard, 2006). La présence de carbonates avec un pourcentage massique de l'ordre de 5 % sous forme de débris coquillers de fossiles qui peuvent également interagir et incorporer des cations métalliques dans leur maille cristalline peut aussi justifier cette forte capacité d'adsorption de notre sable (Bourg, 1988).

Pour chaque métal, la figure 5-15 montre que l'efficacité de rétention du métal par le milieu évolue très peu et reste très proche de 100 % jusqu'à un volume injecté égal au volume critique défini plus haut pour chaque métal et chaque configuration du filtre. Jusqu'à ce volume critique, toute la quantité de métal injectée est retenue dans le milieu. Au-delà de ce volume critique, l'efficacité de rétention du métal par les deux milieux chute avec le volume injecté. Cependant on observe que quel que soit le métal, la chute de l'efficacité de rétention est plus rapide et plus forte pour le milieu (sable seul). La vitesse de chute de l'efficacité de rétention du métal par le milieu (sable seul) est dans l'ordre $Zn > Cu > Pb$. Cet ordre est respecté aussi pour le milieu (sable + 3NW). Cependant, la figure 5-15 montre que l'efficacité de rétention du plomb et du cuivre par le milieu (sable + 3 NW) varie très peu avec le volume injecté jusqu'à la fin de l'expérimentation.

Après 120 volumes de pores injectés, l'efficacité de rétention par ce milieu est de 98% pour le plomb et 94% pour le cuivre. Par contre, l'efficacité de rétention du zinc par ce milieu diminue aussi de façon significative avec le volume injecté et confirme la plus forte mobilité du zinc quel que soit le milieu filtrant. Cependant, comme il a été indiqué plus haut, l'efficacité de rétention du zinc par ce milieu chute moins rapidement et moins fortement que pour le milieu (sable seul) et le milieu (sable + 3 NW) reste toujours plus efficace que le milieu (sable seul). Après l'injection de 120 Vp de la solution métallique, l'efficacité du milieu (sable seul) est de l'ordre de 91 % pour le plomb, 72% pour le cuivre et de 42 % pour le zinc alors qu'elle est de l'ordre de 98% pour le plomb, 94% pour le cuivre, et 63 % pour le zinc pour le milieu (sable + 3 NW). La présence de nappes de géotextile a amélioré l'efficacité de rétention du dispositif de filtration de 7% pour le plomb, 22% pour le cuivre et 21% pour le zinc.

Ces résultats montrent clairement que les géotextiles favorisent la rétention des métaux dans le filtre et réduisent considérablement leur transfert jusqu'à la sortie. A ce stade de l'étude il nous est apparu évident de se poser la question sur l'apport des géotextiles dans la rétention des métaux lourds. En effet, des études antérieures (Lassabatère ; 2002) ont déjà exploré l'influence de la présence de géotextiles synthétiques sur le transfert et la rétention de métaux lourds dans un sol saturé. Il a été montré que la présence des géotextiles synthétiques favorise la rétention des métaux lourds dans le sol mais ne participent pas eux-mêmes à la rétention des métaux. Mais qu'en est-il de l'utilisation de géotextiles végétaux à base de lin présentant une capacité d'adsorption des métaux lourds comme cela a été démontré dans le chapitre 4 ?

	milieu sable	milieu sable + 3NW			effet des géotextiles	
		efficacité de rétention globale	efficacité de rétention par le sable	efficacité de rétention par les géotextiles	gain d'efficacité global	gain d'efficacité du sable
Pb	91	98	91,83	6,17	7	0,83
Cu	72	94	77,10	16,90	22	5,10
Zn	42	63	54,96	8,04	21	12,96

Tableau 5-4. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn)

Comme il a été explicité au [paragraphe 3.2.4](#), à la fin de chaque expérience, les masses de métaux lourds retenues à différentes profondeurs dans le sable et dans les géotextiles ont été déterminées. Un bilan de masse est réalisé à la fin de chaque expérience. [Le tableau 5-4](#) résume les résultats d'efficacité de rétention des métaux pour les deux configurations de filtre, par le sable et par les géotextiles pour la configuration (sable + 3 NW) ainsi que les gains d'efficacité qu'a engendré la présence des géotextiles.

Il apparaît clairement de ce tableau ([Tab.5-4](#)) que la présence des géotextiles dans la colonne diminue le transfert des métaux lourds et favorise leur rétention dans le filtre. Les efficacités du dispositif de filtration sont améliorées par la présence des géotextiles comme il a été décrit précédemment. Cependant, contrairement aux géotextiles synthétiques, [le tableau 5-4](#) montre que les géotextiles en fibres naturelles de lin, non seulement, favorisent la rétention des métaux dans le sable comme pour les géotextiles synthétiques mais ils contribuent également eux-mêmes à la rétention des métaux dans leur structure. En effet, une fraction importante de métaux lourds est retenue par les géotextiles. Elle représente 6,17% pour le plomb, 16,9% pour le cuivre et 8,04% pour le zinc. On peut noter une absorption plus grande sur le géotextile pour le cuivre par rapport au zinc ce qui avait été observé dans le chapitre 4. Par contre le plomb très absorbé par le sable en amont l'est de facto moins par le géotextile. L'augmentation de la rétention des métaux dans le sable en présence des géotextiles résulte d'un meilleur contact entre la solution métallique et les grains de sable, induit par une homogénéisation locale de l'écoulement.

[Le tableau 5-5](#) présente les pourcentages de métaux lourds retenus dans chacun des trois géotextiles de la configuration (sable + 3 NW). Il apparaît clairement que la masse de métaux retenue dans le géotextile dépend de sa position dans la colonne. Le géotextile placé en amont contribue pour une part importante dans la rétention des métaux (6,78% (Cu) ; 3,57% (Pb) et 4,05% (Zn)). Les contributions à la rétention des deux autres géotextiles sont plus faibles et pratiquement équivalentes.

	Cu	Pb	Zn
géotextile placé en amont	6,78	3,57	4,05
géotextile central	4,74	1,29	2,29
géotextile placé en aval	4,67	1,30	1,70

Tableau 5-5. Abattement en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les géotextiles

5.2.2.3. Profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn)

Pour obtenir les profils de rétention des métaux dans les deux milieux poreux, à la fin de chaque expérience, le milieu poreux remplissant la colonne a été extrait soigneusement. Le cylindre de sable imprégné a été découpée en dix sections et la teneur en métaux lourds dans chaque section de sable et dans les géotextiles a été déterminée après minéralisation puis analyse par ICP-OES selon le protocole décrit dans le [paragraphe 3.2.4](#). Pour chaque section de milieu poreux, une rétention moyenne de métal, définie comme le rapport entre la masse du métal déposée (en milligramme) et la masse de la section de sable (en gramme) a été calculée. Les distributions des métaux lourds retenues doivent permettre de préciser l'influence des géotextiles sur la rétention des métaux lourds à l'échelle locale du milieu.

La [figure 5-16](#) montre les profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) le long du milieu poreux, pour les deux configurations étudiées (sable seul) et (sable + 3NW). Les trois métaux présentent des comportements différents. L'ordre d'affinité du sable vis-à-vis $Pb > Cu > Zn$ est confirmé.

L'étude de l'adsorption de certains métaux par le sable quartzeux (Fontainebleau) a déjà été étudiée. Il est admis que la capacité d'adsorption maximale du sable est relativement limitée sauf si il est ajouté de la montmorillonite particulièrement réactive ([Marcos L., 2001](#)). Dans notre cas, le sable est constitué de particules silex concassés anguleuses.

Une grande quantité de plomb est retenue en entrée de colonne. La rétention dans la première section (entre 0 et 3 cm) est de 0,128 mg/g. La rétention de plomb diminue ensuite progressivement le long de la colonne pour atteindre la valeur de 0,01 mg/g dans la dernière section (entre 36 et 41,5 cm).

La rétention du cuivre dans le milieu (sable seul), semble homogène et uniforme sur toute la profondeur de la colonne avec une valeur moyenne autour de 0,055 mg/g. La rétention du zinc est non uniforme et semble augmenter avec la profondeur. La rétention est beaucoup plus importante en sortie de colonne (0,075 mg/g) qu'en entrée (0,03 mg/g). Il est possible que ce comportement du cuivre et du zinc soit dû à l'effet de compétition sur les sites de surfaces entre les trois métaux. L'affinité du plomb vis-à-vis de notre sable étant la plus forte, celui-ci se fixe prioritairement dès l'entrée de la colonne sur les sites de rétention disponibles obligeant les deux autres métaux (Cu et Zn) à migrer plus en profondeur dans le milieu avant d'être retenues. La forte mobilité du zinc, déjà montré par des études antérieures, justifie encore le profil de rétention de ce métal. Dans notre sable concassé, le plomb se fixe prioritairement sur les particules siliceuses par rapport au cuivre et au zinc. Si on peut s'interroger sur l'origine de la rétention des trois métaux par le sable, elle peut être due à la porosité des éléments du cortex des silex et à la présence de carbonates, avec un pourcentage massique de l'ordre de 5 %, qui peuvent interagir et incorporer des cations métalliques dans leur maille cristalline. Toutefois ce point mérite d'être approfondi. Une grande quantité de plomb est retenue en entrée de colonne.

On peut considérer que ces trois espèces métalliques partagent les mêmes sites d'adsorption, ce qui est probable dans la mesure où il s'agit d'espèces toutes divalentes. En reprenant les résultats obtenus pour le cuivre, le plomb et le zinc pour la section 1 de sable (configuration

sable seul), on peut estimer le nombre de sites d'adsorption occupés par les espèces divalentes à 1,99 $\mu\text{mol/g}$ (0,61 $\mu\text{mol/g}$ pour Pb, 0,92 $\mu\text{mol/g}$ pour Cu et 0,46 $\mu\text{mol/g}$ pour Zn). Si l'on étudie maintenant la section 6, la quantité d'espèces divalentes adsorbées par masse de sable est de 1,83 $\mu\text{mol/g}$ (0,20 $\mu\text{mol/g}$ pour Pb, 0,63 $\mu\text{mol/g}$ pour Cu et 1,00 $\mu\text{mol/g}$ pour Zn) ce qui montre qu'aux incertitudes près une quantité de sites occupés quasiment équivalente à la section 1. Il est probable que l'on s'approche de la saturation et donc que la compétition entre les ions sur les sites d'adsorption soit importante. Elle est à l'avantage du plomb dans les premières sections suivi du cuivre puis du zinc. Ainsi dans la section 10, la quantité de zinc piégée est la plus importante (1,08 $\mu\text{mol/g}$) suivi du cuivre (0,71 $\mu\text{mol/g}$) puis du plomb (0,05 $\mu\text{mol/g}$), globalement cette tranche a un nombre de sites d'adsorption occupés similaire avec un total de 1,85 $\mu\text{mol/g}$. On observe globalement un nombre de sites occupés assez stable tout au long de la colonne de sable et autour de 1,8 à 2,0 $\mu\text{mol/g}$.

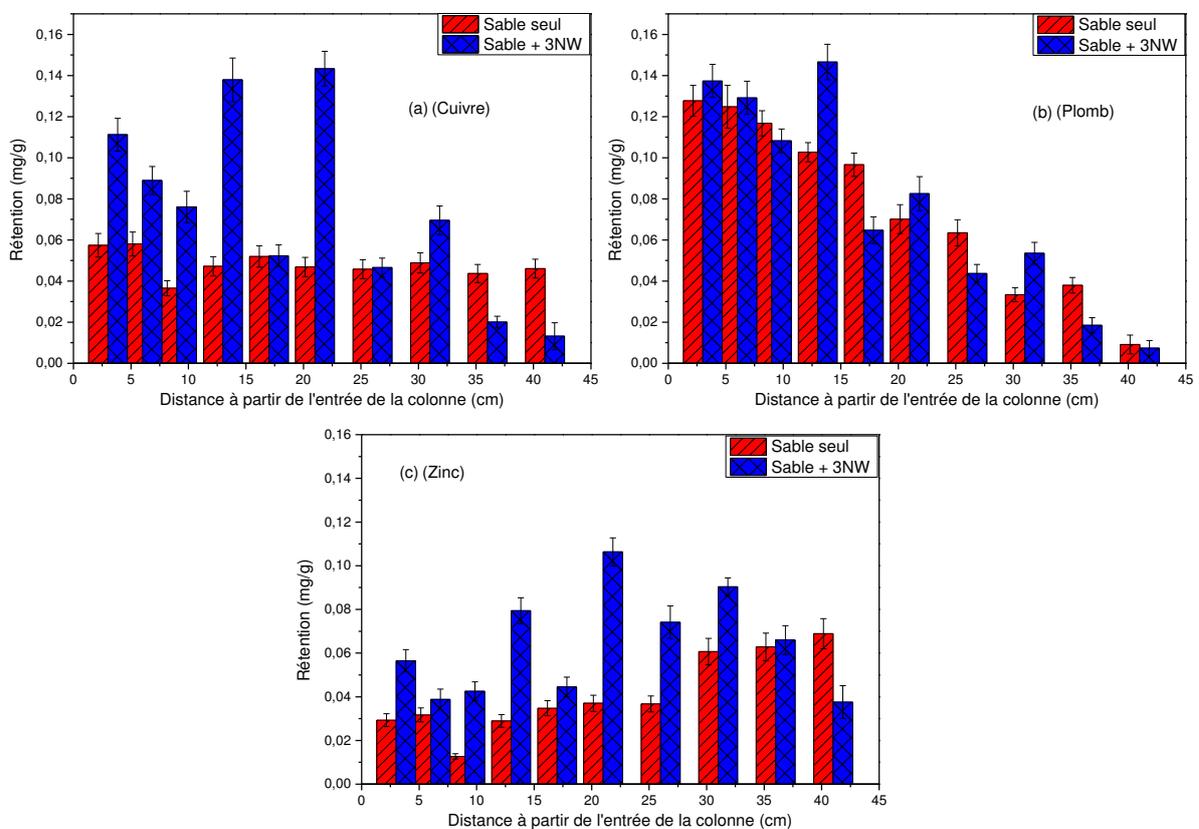


Figure 5-16. Profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les milieux (sable seul) et (sable + 3NW)

En présence de géotextiles en fibres de lin, non seulement la rétention globale du filtre mais aussi les profils de rétention sont modifiés. Une augmentation significative des quantités de métaux retenues dans les couches de sable en amont et en opposition une diminution dans les couches de sable en aval des géotextiles est observée. L'impact des géotextiles sur les profils de rétention des métaux est plus significatif pour le cuivre et le zinc. Concernant le plomb, l'effet des géotextiles est très réduit à cause de la très forte capacité du sable qui est capable seul de retenir presque la totalité de la masse injectée du métal. Notons qu'une grande partie du plomb est retenue par le sable dès l'entrée de la colonne. Nous pensons que pour observer

une influence éventuelle des géotextiles, il faut injecter des solutions de concentrations en plomb plus fortes. Les profils de rétention dans le milieu (sable + 3NW) montrent une forte accumulation des métaux dans les premiers centimètres de la colonne (Fig.5-16).

La rétention des métaux à l'entrée de la colonne (section 1 : 0-3 cm) est de l'ordre de 0,138 mg/g (Pb), 0,11 mg/g (Cu) et 0,55 mg/g (Zn), contre 0,128 mg/g (Pb), 0,058mg/g (Cu), et 0,03 mg/g (Zn) dans le milieu sable seul.

La rétention des métaux à la sortie de la colonne (section 10 : 36-41,5 cm) dans le milieu (sable + 3NW) est de l'ordre de 0,008 mg/g (Pb), 0,017 mg/g (Cu) et 0,038 mg/g (Zn), contre 0,01 mg/g (Pb) 0,045 mg/g (Cu) et 0,07 mg/g (Zn) dans le milieu (sable seul). La diminution des teneurs des métaux dans les couches de sable en aval de la colonne (zone 30-41,5 cm) n'est pas révélatrice d'un effet négatif des géotextiles de fibre de lin. Du fait de la très forte rétention des métaux en amont des géotextiles, les couches de sable en aval de la colonne (zone 30-41,5 cm) sont soumises à un flux métallique moins important dans l'expérimentation avec le milieu (sable + 3NW). La contamination de la partie avale de la colonne est donc moins importante, ce qui explique la diminution des teneurs en métaux lourds. Le géotextile favorise la rétention des métaux lourds dans les couches de sable en amont et protège les couches de sable en aval.

La modification des transferts et rétention des métaux lourds dans les sols par l'introduction de géotextiles a fait l'objet de peu d'études. Lassabatère (2004) a montré dans une étude expérimentale que la présence de géotextiles synthétiques dans un sol favorise la rétention dans la couche de sol avoisinant et entraîne une modification des profils de rétention dans le milieu. Cependant, cette étude a montré que les géotextiles synthétiques ne retiennent pas de métaux dans leur propre structure. La masse métallique retenue dans les géotextiles représentait moins de 1% de la masse totale injectée. Notre étude a montré que les géotextiles de fibres de lin non seulement améliorent la rétention des métaux dans les couches de sable avoisinantes et modifient les profils de rétention, mais participent eux aussi au piégeage des métaux lourds dans leur propre structure. La rétention de métaux dans les géotextiles est attribuée à la réactivité de fibres de lin vis-à-vis ces métaux. Les essais de sorption réalisés en mode statique (essais batch) (chapitre 4) ont permis de déterminer les capacités maximales d'adsorption q_{max} pour les trois métaux lourds (10,741 mg/g (Pb), 9,924 mg/g (Cu) et 8,453 mg/g (Zn)) qui sont nettement supérieures à la capacité de rétention du sable seul. Ces résultats ont montrés aussi une rétention préférentielle du plomb. La différence d'affinité des métaux avec le géotextile ou le sable crée une certaine compétition entre les trois métaux. La rétention du zinc et du cuivre est donc limitée en présence de plomb. De plus dans le chapitre 4, il a été montré que le zinc a un peu moins d'affinité que le cuivre pour le biosorbant lin. Ce qui est illustré ici par les courbes de rétention. Selon le retour d'expériences, lors de son adsorption sur la matrice solide le zinc forme des liaisons plus faibles que celles du plomb et du cuivre (Marcos L, 2001).

5.2.3. Conclusion sur le transfert de métaux lourds solubles

Les résultats obtenus montrent que quel que soit le milieu étudié la rétention du plomb et du cuivre sont prioritaires à la rétention du zinc (avec l'ordre de $Pb > Cu > Zn$). Ces résultats ont montré que le sable concassé a une capacité d'adsorption des métaux non négligeable. Ceci peut s'expliquer par la nature du sable qui résulte du concassage de silex de différentes couleurs et par conséquent de la présence du cortex blanc à gris clair qui est très poreux (avec une porosité variant entre 15 et 20%) et à la présence de carbonates avec un pourcentage massique de l'ordre de 5 % qui peuvent interagir et incorporer des cations métalliques dans leur maille cristalline.

La rétention de plomb diminue ensuite progressivement le long de la colonne pour atteindre la valeur de 0,01 mg/g dans la dernière section (entre 36 et 41,5 cm). La rétention du cuivre dans le sable seul, semble homogène et uniforme sur toute la profondeur de la colonne avec une valeur moyenne autour de 0,055 mg/g. La rétention du zinc est non uniforme et semble augmenter avec la profondeur. La rétention est beaucoup plus importante en sortie de colonne et (0,075 mg/g) qu'en entrée (0,03 mg/g). Il est possible que ce comportement du cuivre et du zinc est dû à l'effet de compétition sur les sites de surfaces entre les trois métaux. L'affinité du plomb vis-à-vis de notre sable étant la plus forte, celui-ci se fixe prioritairement dès l'entrée de la colonne sur les sites de rétention disponibles obligeant les deux autres métaux (Cu et Zn) à migrer plus en profondeur dans le milieu avant d'être retenues. La forte mobilité du zinc, déjà montré par des études antérieures, justifie encore le profil de rétention de ce métal.

Le géotextile de lin permet de réduire le transfert des métaux et de retarder leur apparition à la sortie de la colonne. La rétention des métaux dans la colonne est influencée par l'introduction des géotextiles. Le géotextile permet d'améliorer la rétention globale du milieu, et il favorise la rétention dans les couches de sable en amont et protège les couches de sable en aval. Contrairement au géotextile synthétique qui permet d'améliorer la rétention globale du milieu, mais qui ne retient pas les métaux lourds dans sa propre structure (moins 1% observé par [Lassabatère et al. \(2004\)](#)), le géotextile de lin retient les métaux dans sa structure avec un abattement total (dans les 3 disques de géotextile) de l'ordre de 16,19% (Cu) ; 8,04 % (Zn) ; 6,17% (Pb). Cela est lié à la seule réactivité des fibres de lin vis-à-vis des métaux. Il faut rappeler que la quantité massique de géotextile est bien inférieure à celle du sable concassé.

5.3. Co-Transfert de polluants particulaire et soluble

Plusieurs études ont montré que l'association entre les particules en suspension et les polluants est un mécanisme important dans le transport des polluants dans les aquifères et les eaux souterraines ([McCarthy & McKay, 2004](#) ; [Kretzschmar et al., 1999](#); [Sen & Khilar, 2006](#); [Ryan & Elimelech, 1996](#)). Les mécanismes de base de l'association polluant avec des particules en suspension sont la complexation de surface, l'échange d'ions et partitionnement hydrophobe. En général, la diversité des polluants métalliques ainsi que leur mobilité ou leur dispersion dans le sol et dans l'eau dépendent essentiellement de leurs caractéristiques de sorption aux interfaces solide/liquide. Ces dernières dépendent à leur tour des variables environnementales telles que le pH, la salinité, la température, la concentration de particules

en suspension et la vitesse d'écoulement (Kretschmer et al., 1999; Sen & Khilar 2006). Les colloïdes et d'une manière générale, les particules en suspension, par leurs grandes surfaces spécifiques, sont des constituants susceptibles de capter les polluants métalliques sous forme libre ou complexée. Le polluant particulaire (particules + métaux lourds attachés) se disperse moins dans le milieu poreux que le polluant soluble. En effet, en raison de sa taille le polluant particulaire ne migre que par les pores qui lui sont accessibles et peut, dans certaines conditions plus particulièrement sous une vitesse d'écoulement élevée, être transporté beaucoup plus vite et beaucoup plus loin dans le milieu poreux que le polluant sous forme soluble. Par ailleurs, la présence de particules en suspension peut aussi retarder ou empêcher la migration des polluants (Holzbecher & Dizer 2006). Ainsi, si les particules fixant les polluants sont immobilisées dans le milieu poreux par différents mécanismes, les polluants liés à ces particules sont également retenues dans le milieu poreux, conduisant au retard de leur transfert. Il ressort de la littérature que la pollution en métaux lourds des eaux de surface en milieu urbain est principalement particulaire. La prise en compte de ce mode de transfert est donc nécessaire.

Cette partie de l'étude a été consacrée au transfert des métaux lourds sous forme mixte (particulaire et soluble) dans un milieu filtrant. Les objectifs étaient (i) d'évaluer le rôle potentiel des particules en suspension présentes dans les solutions injectées dans la mobilité et le transfert des métaux lourds et (ii) d'analyser l'influence de la présence des géotextiles sur le transfert de ces polluants. Les configurations (sable seul) et (sable + 3 NW) ont été utilisées (Fig.5-2). Les particules en suspension sont des particules d'argile dont les caractéristiques sont données dans le chapitre 3. Toutes les expériences ont été réalisées avec une vitesse d'écoulement constante de $0,077 \text{ cm s}^{-1}$. Une solution de métaux lourds et de particules en suspension a été utilisée (avec une concentration de $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Cu) ; $2,36 \text{ mg L}^{-1}$ (Pb) ; $3,23 \text{ mg L}^{-1}$ (Zn) et 1 g L^{-1} (particules en suspension)). La solution était préparée 24h avant chaque essai d'injection et maintenue sous agitation permanente à une vitesse constante jusqu'à la fin de l'expérimentation. Le pH de la solution entre 6,8 et 7,2 était ajusté par ajout soit d'une solution d'acide nitrique soit d'une solution d'hydroxyde de sodium. Les étapes de préparation et les essais ont été effectués à une température ambiante voisine de $24 \text{ }^\circ\text{C}$. Un volume de la solution équivalent à 120 volumes de pores a été injecté dans chaque expérience. Des prélèvements au cours de chaque expérimentation ont été effectués dans l'effluent pour suivre l'évolution du pH, des concentrations des métaux solubles et des métaux attachés aux particules en suspension et de la concentration de particules en suspension. Pour la détermination des concentrations en métaux lourds, les prélèvements ont été filtrés à $0,45 \text{ }\mu\text{m}$. Les solutions filtrées ont été ensuite traitées selon la méthode décrite dans le paragraphe 3.2.5. Les particules en suspension récupérées dans les prélèvements ont été minéralisées suivant la procédure décrites dans le paragraphe 3.2.4 et les concentrations de cuivre, plomb et zinc ont été déterminées par (ICP-OES).

5.3.1. Cinétique d'adsorption des métaux lourds par les particules en suspension

Pendant la préparation de la solution d'injection, la capacité d'adsorption des métaux par les particules de kaolinite en suspension a été déterminée. Des prélèvements à différents temps de

contact (0,33 ; 0,5 ; 1,5 ; 2,50 ; 7 ; 18 et 24 heures) ont été effectués afin de déterminer le temps d'équilibre, qui est le temps d'adsorption nécessaire pour atteindre un état d'équilibre. Chaque prélèvement a été filtré à 45 μ m. Les concentrations finales de la fraction soluble du cuivre, plomb et zinc ont été déterminés pour chaque temps de contact. Ceci nous a permis de suivre la cinétique d'adsorption pour chaque métal et de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption (Fig.5-17).

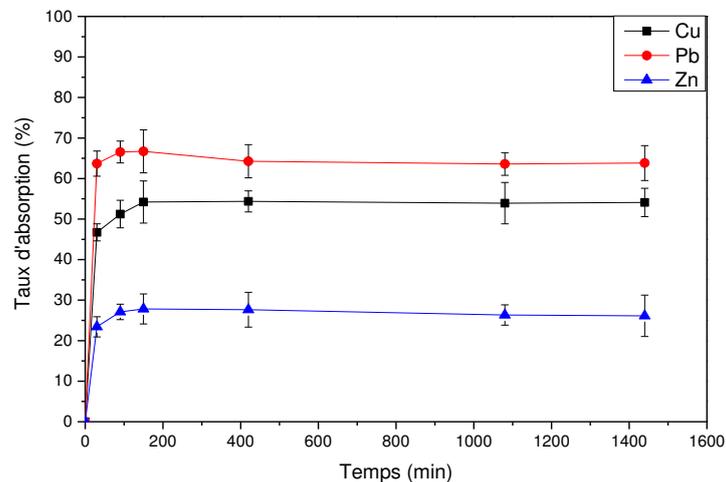


Figure 5-17. Taux d'adsorption des métaux lourds par les particules de kaolinite en fonction du temps

Ce résultat montre que la cinétique d'adsorption des ions plomb, cuivre et zinc par les particules de kaolinite est rapide. Le taux d'adsorption croît très rapidement pour atteindre un pic puis décroît ensuite légèrement pour se stabiliser à sa valeur d'équilibre. Cette augmentation rapide est due à la grande surface spécifique de l'adsorbant disponible pour l'adsorption des métaux au début du processus. Pour les trois ions métalliques, on peut considérer, d'après les résultats de la figure 5-17 que l'équilibre est atteint après un temps de contact autour de 90 minutes. Les taux d'adsorption à l'équilibre sont de l'ordre de 53%, 65%, et 25% pour le cuivre, le plomb et le zinc respectivement. Ces taux sont très élevés surtout pour le cuivre et le plomb. Le temps très rapide pour atteindre l'équilibre et les taux d'adsorption élevés est attribué aux grandes surfaces spécifiques des particules de kaolinite et à leurs grandes capacités d'échange cationique. Ces caractéristiques spécifiques des particules argileuses leur permettent de retenir une importante quantité d'ions métalliques comme il a été montré dans plusieurs études antérieures. L'ordre d'affinité $Pb > Cu > Zn$ pour les particules argileuses à lui aussi été observé par d'autres chercheurs (Farrah et Pickering, 1977).

Notons que pour s'assurer de la stabilité de la solution d'injection, des prélèvements pour la détermination des concentrations en métaux ont été effectués durant chaque expérience d'injection.

5.3.2. Résultats et discussions

5.3.2.1. Transport particulaire et soluble de métaux lourds

Pendant les essais de filtration, des prélèvements à différents moments de l'expérience ont été effectués. Ces temps correspondent aux nombres de volumes de solution injectée de 1 ; 3 ; 10 ; 20 ; 40 ; 70 ; 100 ; et 120 Vp. Les concentrations de particules en suspension, de métaux lourds dissouts et métaux lourds attachés aux particules ont été déterminées. En même temps un contrôle du pH en sortie de colonne à différents moments de l'expérience a été effectué. La figure 5-18 présente l'évolution du pH pendant la durée de l'expérimentation. Au début de l'injection, le pH de l'effluent est légèrement supérieur au pH de la solution injectée. Il diminue ensuite graduellement pour se stabiliser autour d'une valeur légèrement supérieure au pH de la solution injectée. La variation du pH de la solution traversant le milieu filtrant varie très peu pendant l'expérimentation et on peut considérer dans la suite de l'analyse de nos résultats qu'il reste constant et égal au pH de la solution injectée.

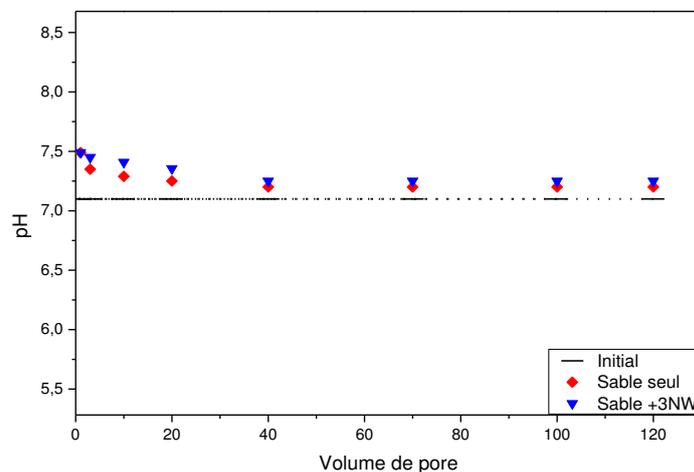


Figure 5-18. Evolution du pH en sortie de colonne en fonction du volume injecté

La figure 5-19 présente les courbes de restitution des particules en suspension et des métaux solubles pour les deux configurations du filtre : (sable seul) et (sable + 3 NW). On remarque que quel que soit le milieu filtrant, la restitution des particules en suspension est plus rapide que la restitution des métaux lourds solubles. En effet, les particules se dispersent moins dans le milieu poreux que le polluant soluble. En raison de leurs tailles, les particules en suspension ne migrent que par les pores qui leur sont accessibles et transitent plus rapidement dans le milieu poreux. Ce phénomène appelé effet d'exclusion de taille a été mis en évidence dans plusieurs recherches antérieures et est connu dans le domaine de séparation des particules en raison de leur taille. Il a été constaté que les grosses particules, à cause de leur taille, sont exclues des petits pores et des chemins d'écoulement les plus tortueux et sont transportées plus rapidement que les particules très fines (Bradford et al., 2003 ; Ryan & Elimelech, 1996). Ahfir et al. (2007, 2009) ont montré l'existence d'une vitesse critique au-delà de laquelle les particules en suspension sont transportées plus rapidement qu'un traceur dissout. Pour les deux configurations du filtre, les courbes de restitution des particules en suspension présentent

classiquement deux phases : une phase initiale dans laquelle le taux de restitution augmente rapidement pour atteindre un plateau après un volume injecté d'environ 2Vp. Le taux de restitution reste ensuite constant jusqu'à un volume injecté critique. Dans cette phase, le dépôt de particules n'est pas suffisamment important, pour entraîner des modifications des propriétés du milieu, et n'empêche pas le dépôt des autres particules en suspension. L'étape transitoire se produit après l'étape initiale et décrit le reste du processus de filtration. Au-delà du volume injecté critique, le taux de restitution croît quasi-linéairement avec le volume injecté, indiquant une diminution progressive de l'élimination des particules de la suspension et donc une diminution de la capacité de la filtration du milieu avec le temps. Comme il a été montré dans la partie 5.1 de ce chapitre, l'introduction des géotextiles dans le milieu réduit le transfert des particules et améliore l'efficacité de filtration du milieu. La figure 5-19 montre qu'après l'injection de 120Vp de la solution, le taux de restitution des particules en suspension (C/C_0) a atteint 85% dans le milieu (sable seul) et 55% dans le milieu (sable + 3 NW).

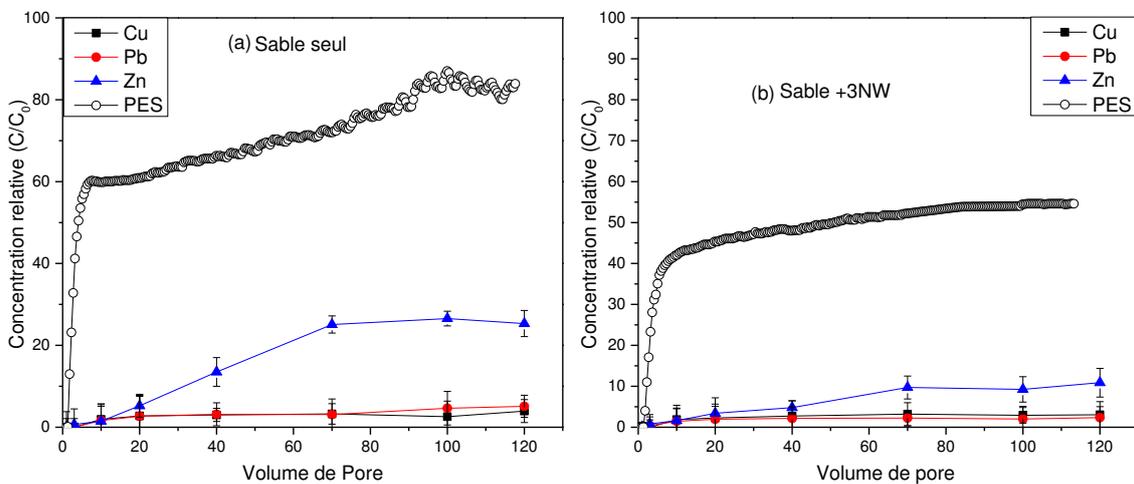


Figure 5-19. Courbes de restitution des métaux solubles et des particules en suspension (a) milieu (sable seul) et (b) milieu (sable + 3 NW)

milieu	solution métallique injectée	restitution	Cu	Pb	Zn
sable seul	dissout seul	dissout	55,00	22,00	85,00
	dissout + particulaire	dissout	5,00	7,00	25,00
		particulaire	65,78	79,01	46,36
		total	68,56	82,75	66,34
sable + 3NW	dissout seul	dissout	19,00	9,00	71,00
	dissout + particulaire	dissout	2,87	1,83	7,90
		particulaire	47,28	57,92	36,24
		total	50,16	59,75	44,14

Tableau 5-6. Concentrations relatives restituées (%) des métaux solubles et particulaires après 120 Vp de solution injectée

Concernant le transfert des métaux lourds solubles, on remarque que pour les deux configurations du filtre, la restitution du zinc, à cause de sa forte mobilité, est plus rapide et plus importante que pour les deux autres métaux. Cependant, on constate que la restitution des métaux sous la forme soluble a fortement diminuée par la présence des particules en suspension dans la solution injectée. Les taux de restitution des métaux sous forme soluble et particulaire (attachée aux particules de kaolinite) sont récapitulés dans [le tableau 5-6](#) pour les deux configurations de filtre utilisées. Les taux de restitution dans les cas d'injection de solution métallique seule ([partie 5.2 de ce chapitre](#)) sont aussi rappelés. Après l'injection de 120 Vp, les concentrations relatives restituées de métaux solubles dans le cas du milieu (sable seul) sont de l'ordre de 5% (Cu), 7% (Pb) et de 25% (Zn) dans le cas de l'injection de la solution métallique avec les particules en suspension, contre 55% (Cu), 22% (Pb) et de 85% (Zn) dans le cas de l'injection de la solution métallique seule. La chute importante de la restitution des métaux solubles est liée directement à la capacité d'adsorption des particules en suspension. Comme le montre [la figure 5-17](#), une quantité importante des métaux lourds a été adsorbée par les particules de kaolinite avant l'essai de filtration (53% (Cu), 65% (Pb), et 25% (Zn)). Cette pré-filtration réduit le transfert des métaux sous la forme soluble mais elle augmente fortement leurs transferts sous la forme particulaire (retenus aux particules) ([Tab.5-6](#)). Pour les deux configurations du filtre, les taux de restitution globaux du cuivre et du plomb (soluble + particulaire) sont en forte augmentation. Pour le zinc, on remarque que le taux de restitution global en fin d'injection est en forte diminution par rapport à celui observé lors de l'injection de la solution métallique seule. Cependant ce constat n'est valable que pour cet instant et ne peut pas nous renseigner sur les quantités cumulées restituées de métaux pendant l'expérimentation. En effet, si l'on se réfère à la courbe de restitution des particules en suspension qui, comme il a été décrit précédemment, atteint très vite un palier très élevé pour continuer à croître ensuite jusqu'à la fin de l'injection, on peut penser que la quantité cumulée restituée des métaux attachés aux particules peut être importante. Pour avoir une meilleure appréciation des quantités de métaux transporté jusqu'à la sortie des milieux, nous avons reporté sur [la figure 5-20](#), l'évolution du rapport entre la masse totale restituée de métaux lourds (soluble + attachée aux particules) et la masse totale injectée en fonction du nombre de volumes de pores injectés dans les deux configurations de filtre.

Les résultats montrent clairement que la restitution des métaux sous la forme soluble est très faible en comparaison de la restitution en forme particulaire. Ceci est beaucoup plus évident pour le cuivre et le plomb, et pour les deux configurations du filtre. En effet pour ces deux métaux, la fraction soluble restituée est très faible et est inférieure à 5 % de la masse injectée à la fin de l'expérimentation. Ce résultat s'explique d'une part par la forte adsorption de ces deux métaux par les particules en suspension ([Fig.5-17](#)) et d'autre part par la bonne efficacité de rétention de ces métaux par les deux milieux comme il a été discuté dans [la partie 5.3.1 de ce chapitre](#). La restitution du zinc sous forme soluble est meilleure, surtout dans le milieu sable seul. D'une part, ce métal est moins adsorbé par les particules en suspension ([Fig.5-17](#)) et d'autre part l'efficacité de rétention de ce métal est faible surtout par le milieu (sable seul) à cause de sa forte mobilité ([voir partie 5.3.1 de ce chapitre](#)). La présence de particules en suspension, qui sont bien transportées à travers le milieu, facilite le transfert des métaux lourds sous la forme particulaire qui se retrouvent en quantités importantes à la sortie du

milieu. Ce constat est valable pour les deux configurations de filtre. La présence des géotextiles se traduit non seulement par une réduction importante du transfert des métaux lourds sous la forme soluble, mais aussi par une chute significative de leur transfert sous la forme particulaire. Le géotextile permet de réduire le transfert des particules en suspension et par conséquent le transfert des métaux attachés aux particules.

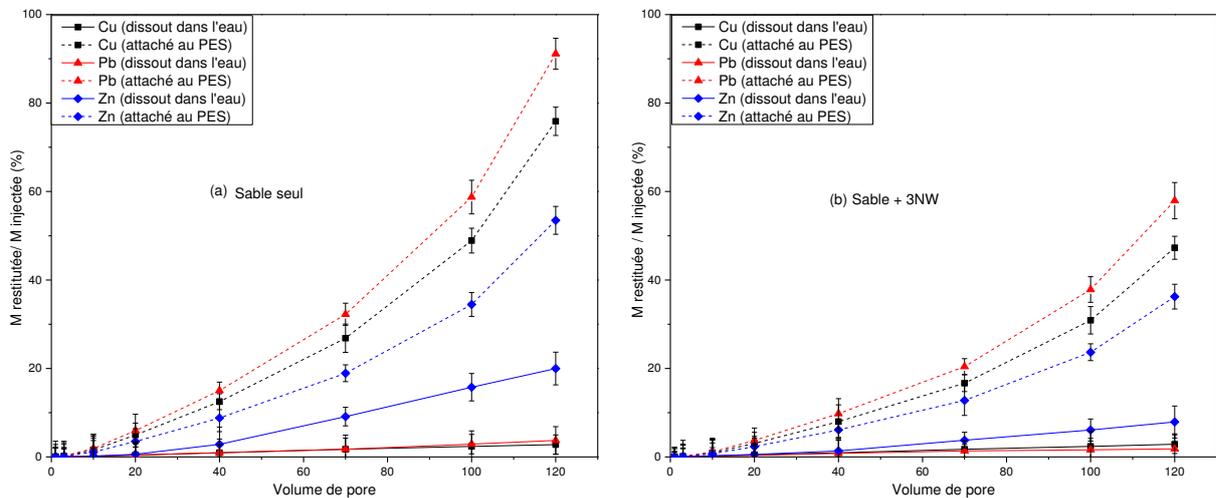


Figure 5-20. Pourcentages de masse de métal restituée (soluble et attaché aux particules) en fonction du nombre de volumes de pores injectés. (a) milieu (sable seul) et (b) milieu (sable + 3 NW)

5.3.2.2. Efficacité de rétention des métaux lourds

La figure 5-21 présente l'efficacité de rétention des métaux lourds par les deux milieux filtrants, lors de l'injection de la solution métallique avec les particules en suspension, en fonction du nombre de volumes de pores injectés. Pour confirmer l'influence de la présence des particules en suspension sur le transfert des métaux, nous avons représenté aussi l'efficacité de rétention des deux milieux dans les cas d'injection de la solution métallique seule (en traits discontinus) (partie 5.2 de ce chapitre).

Le tableau 5-7 résume les efficacités de rétention des métaux par les deux milieux après un volume injecté de 120 Vp de la solution métallique seul et de la solution métallique avec les particules en suspension. L'effet des particules en suspension est observé pour les trois métaux et pour les deux configurations du filtre. La présence des particules en suspension dans la solution qui transite dans le milieu entraîne une chute de son efficacité de rétention des métaux. La chute est importante pour le cuivre et le plomb dès le début du processus de filtration. Dans le milieu (sable seul), en fin d'expérimentation, l'efficacité de rétention du plomb et du cuivre qui était très élevée dans le cas de l'injection de la solution métallique seule (71,7% (Cu) et 91,5 (Pb) chute à 38,2% (Cu) et 24,2% (Pb) dans le cas d'injection de la solution métallique avec les particules en suspension. L'injection des particules en suspension avec les métaux lourds se traduit par une chute importante de l'efficacité de rétention du système de filtration de 34% pour le cuivre, 67% pour plomb, et moins de 1% pour le zinc. Le même constat est fait pour le milieu (sable + 3 NW) où l'efficacité de rétention en fin de l'injection passe de 91,6% (Cu) et 97,2% (Pb) dans le cas de l'injection de la solution métallique seule à 58,3% (Cu) et 46,0% (Pb) dans le cas d'injection de la solution métallique

avec les particules en suspension. L'efficacité de filtration du dispositif chute de ce dispositif est 33% pour le cuivre, 51% pour le plomb et moins de 1% pour le zinc. On constate que la présence des particules en suspension n'a pratiquement pas d'influence sur l'efficacité de rétention du zinc.

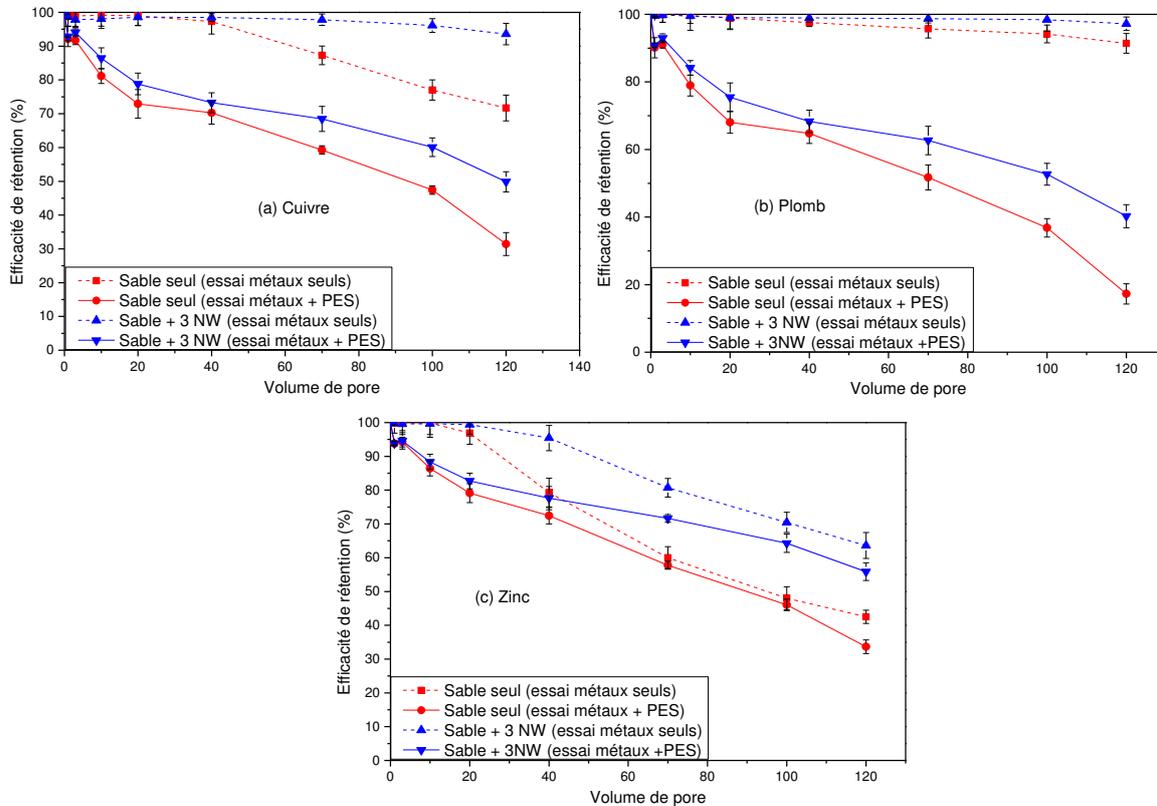


Figure 5-21. Efficacité de rétention des métaux par le milieu filtrant en fonction du volume de solution injectée : (a) cuivre, (b) plomb, et (c) zinc

Contrairement à ce qui a été observé dans les injections de la solution métallique seule, l'efficacité de rétention des deux milieux est dans l'ordre $Zn > Cu > Pb$. Ce résultat s'explique par la forte adsorption du cuivre et du plomb par les particules en suspension (Fig.5-17) qui sont bien transportées dans les milieux filtrants jusqu'à la sortie. Le zinc étant moins adsorbé par les particules en suspension, il est présent dans la solution injectée en quantité plus importante sous la forme soluble et son comportement de transfert est moins influencé par la présence des particules en suspension. Ces résultats confirment que les particules de kaolinite ont facilité le transfert du cuivre et du plomb. L'ensemble des résultats démontrent clairement que le transfert des polluants dans les milieux poreux peut être facilité par les particules en suspension.

milieu	solution métallique injectée	Cu	Pb	Zn
sable seul	dissout seul	71,7	91,5	42,5
	dissout + particulaire	38,2	24,2	43,1
sable + 3NW	dissout seul	91,6	97,2	61,6
	dissout + particulaire	58,3	46,0	62,0

Tableau 5-7. Efficacité de rétention (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) injectés seuls ou en présence des particules en suspension, après 120 Vp injectés

Les géotextiles en fibre de lin ont montré leur efficacité de filtration des particules en suspension (partie 5.1 de ce chapitre) et leur efficacité de rétention des métaux lourds solubles (partie 5.2 de ce chapitre). Il est donc évident que la présence des géotextiles améliore aussi la capacité de rétention des métaux lourds (soluble + particulaire) comme le montre la figure 5-20. L'efficacité de rétention des métaux lourds par le milieu (sable + 3NW) est toujours supérieure à celle du milieu (sable seul).

Pour rendre compte de l'apport des géotextiles dans la rétention des métaux, un bilan des résultats d'efficacité de rétention globale des métaux pour les deux configurations de filtre, par le sable et par les géotextiles pour la configuration (sable + 3NW) ainsi que les gains d'efficacité qu'a engendré la présence des géotextiles est effectué. Les résultats sont regroupés dans le tableau 5-8.

	milieu sable	milieu sable + 3NW			effet des géotextiles	
		efficacité de rétention globale	efficacité de rétention par sable	efficacité de rétention par les géotextiles	gain d'efficacité global	gain d'efficacité du sable
Pb	24	58,3	49	9,3	34,3	25
Cu	38	46	38,5	7,5	8	0,5
Zn	43	62	49,7	12,3	19	6,7

Tableau 5-8. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) soluble + particulaire

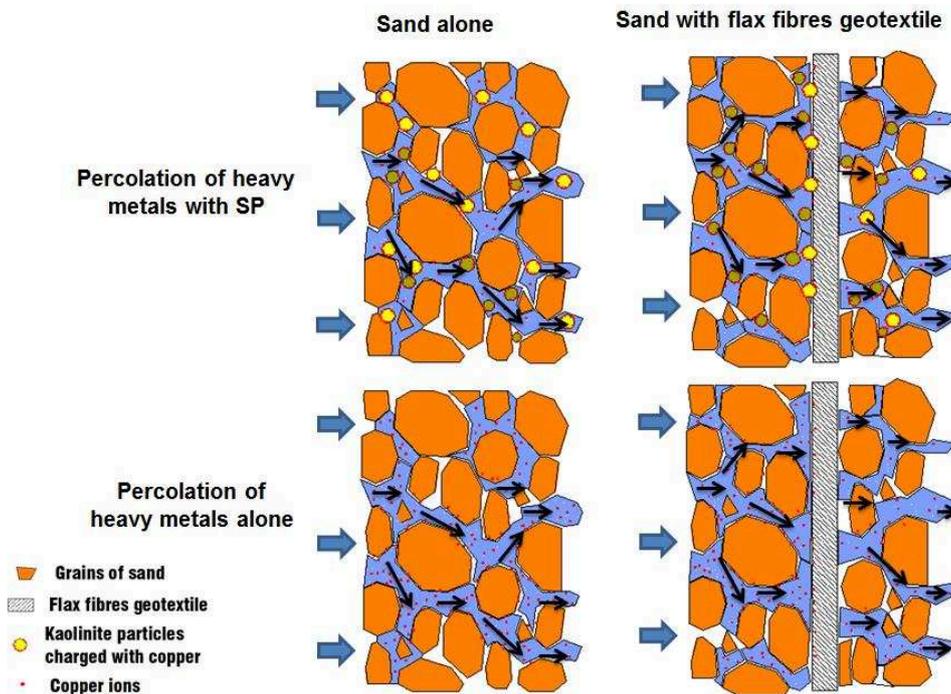


Figure 5-22. Influence des particules en suspension et des géotextiles sur le transfert des métaux (cas du cuivre) : une quantité importante de cuivre a été adsorbée par les particules en suspension et le transfert de ce métal est lié principalement au transfert des particules. Le géotextile de fibres de lin induit une homogénéisation locale de l'écoulement et influence indirectement la rétention du métal soluble et la capture des particules en suspension et donc des ions métalliques attachés

Il apparait clairement de ce tableau (Tab.5-8) que la présence des géotextiles dans le sable diminue le transfert des métaux lourds et favorise leur rétention dans le filtre. Les efficacités du dispositif de filtration sont améliorées par la présence des géotextiles comme il a été décrit précédemment.

Cependant, contrairement aux géotextiles synthétiques, le tableau montre que les géotextiles en fibres naturelles de lin, non seulement, favorisent la rétention des métaux dans le sable comme pour les géotextiles synthétiques mais ils contribuent également eux-mêmes à la rétention des métaux. En effet, une fraction importante de métaux lourds sous forme soluble et particulaire est fixée par les géotextiles. Elle représente 9,3% pour le plomb, 7,5% pour le cuivre et 12,3% pour le zinc. On peut noter une rétention plus grande du zinc sur les géotextiles par rapport aux deux autres métaux. Ceci peut s'expliquer par la bonne capacité de rétention du cuivre et du plomb par le sable en amont. L'augmentation de la rétention des métaux dans le sable en présence des géotextiles résulte d'une meilleure dispersion des particules en suspension dans les pores du milieu, augmentant ainsi la probabilité de leur capture par les différents mécanismes, et d'un meilleur contact entre la solution métallique et les grains de sable, les deux induits par une homogénéisation locale de l'écoulement (Fig.5-22).

Le tableau 5-9 présente les pourcentages de métaux lourds retenus dans chacun des trois géotextiles de la configuration (sable + 3 NW). Il apparait clairement que la masse de métaux retenue dans le géotextile dépend de sa position dans la colonne. Le géotextile placé en amont contribue pour une part très importante dans la rétention des métaux (8,62% (Cu) ; 7,18% (Pb) et 7,08% (Zn)). Les rétentions par le géotextile amont sont assez équivalentes pour les trois métaux et constituent plus de 60% de la rétention totale dans les trois géotextiles. Les contributions à la rétention des deux autres géotextiles sont plus faibles et pratiquement équivalentes.

	Cu	Pb	Zn
géotextile placé en amont	4,62	7,18	7,08
géotextile central	1,38	1,19	2,96
géotextile placé en aval	1,10	1,01	2,29

Tableau 5-9. Efficacité de rétention en (%) des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) dans les géotextiles

5.3.2.3. Profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb, et Zn)

La figure 5-23 présente les profils de rétention des métaux lourds (Cu, Pb et Zn) et des particules retenues le long du milieu poreux, pour les deux configurations du filtre (sable seul et (sable + 3NW), après l'injection de la solution métallique avec les particules en suspension.

Ces résultats montrent que quel que soit le milieu étudié, le zinc est mieux fixé le long du milieu en comparaison au cuivre et au plomb. Ces résultats sont totalement en opposition avec les résultats obtenus lors de l'injection de la solution métallique seule où l'affinité de rétention était dans l'ordre : Pb > Cu > Zn. La rétention du zinc en priorité peut être justifiée par sa faible réactivité vis-à-vis des particules en suspension dans la solution (taux d'adsorption de 25%), contrairement aux deux autres métaux (taux d'adsorption de 53% (Cu) et 65% (Pb))

(Fig. 5-17). Une grande quantité de plomb et de cuivre a été transportée sous la forme attachée aux particules en suspension jusqu'à la sortie du milieu poreux. Les profils de rétention du cuivre et du plomb le long des deux milieux présentent une bonne similitude avec les profils de dépôts des particules en suspension. Ce résultat est évident dans la mesure où ces deux métaux sont présents en grande partie sous forme particulaire. Pour le zinc, qui est moins adsorbé sur les particules en suspension, cette similarité n'existe pas.

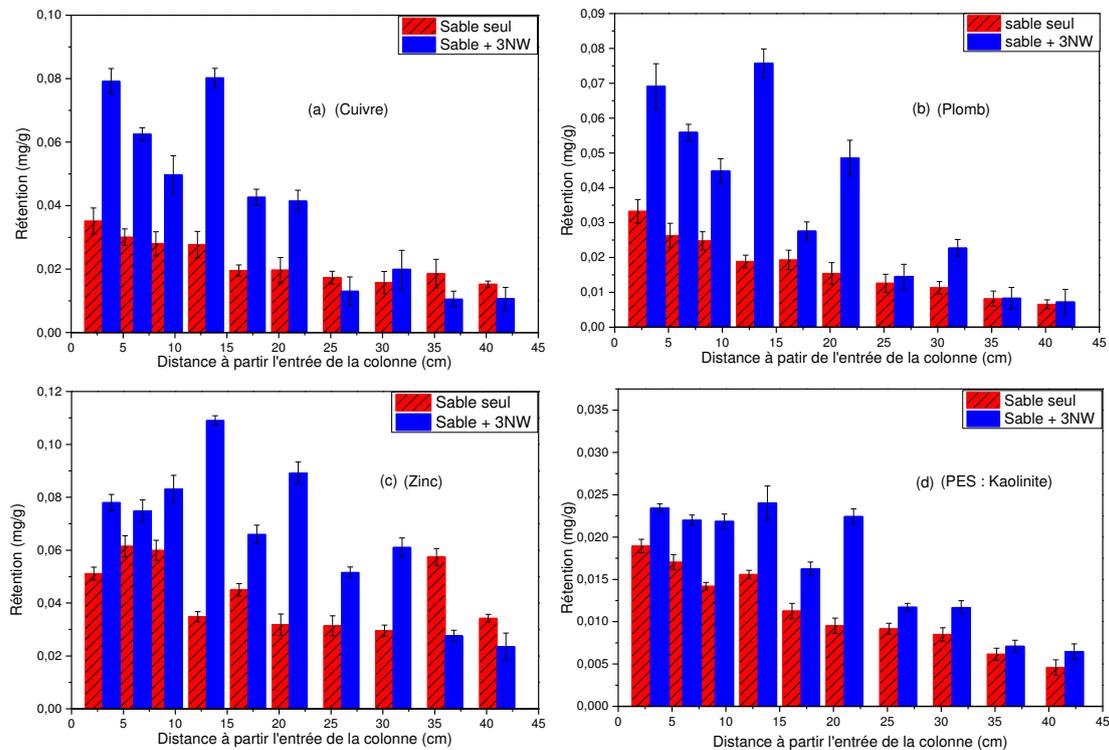


Figure 5-23. Profils de rétention des métaux lourds (a) cuivre, (b) plomb, (c) zinc et (d) particules en suspension dans les milieux (sable seul) et (sable + 3 NW)

Comme pour les expérimentations avec les particules en suspension seules ([partie 5.1 de ce chapitre](#)), la rétention des particules en suspension est très importante à l'entrée du milieu poreux et diminue avec la profondeur dans le milieu (sable seul). Pour le milieu (sable + 3 NW), la présence des géotextiles modifie le profil de dépôt des particules en suspension dans le sable. Des pics de rétention des particules en suspension ont été observés dans les couches de sables avoisinantes des géotextiles.

Cette étude a montré que le géotextile de fibres de lin joue un rôle très important dans le comportement de transfert des métaux lourds. Sa présence, non seulement améliore la rétention globale des métaux en favorisant la rétention dans les couches de sable avoisinantes, mais il participe lui aussi dans la rétention de ces métaux par :

- La rétention des métaux solubles dans sa propre structure par sa réactivité vis-à-vis des métaux ;
- La capture des particules en suspension qui sont chargées par les métaux lourds (effet indirect sur les métaux adsorbés sur les particules en suspension).

5.3.3. Conclusion sur le co-transfert

L'influence d'un géotextile naturel de fibres de lin sur le co-transfert de particules en suspension et des métaux lourds solubles et particulaires a été étudiée dans des expériences en colonne de laboratoire. L'injection des particules en suspension avec les métaux lourds se traduit par un accroissement important du transfert du cuivre et du plomb à la sortie de la colonne. L'efficacité de rétention de ces deux métaux dans le milieu filtrant chute fortement. La présence des particules en suspension dans la solution injectée n'a pratiquement pas d'influence sur la rétention du zinc dans le milieu. Dans le cas de sable seul l'efficacité de rétention passe de 71% (Cu) ; 91% (Pb) et 42 % (Zn) dans le cas d'injection de la solution métallique seule, à 37% (Cu) ; 24% (Pb) et 43 % (Zn) dans le cas d'injection de la solution métallique avec les particules en suspension. Le même phénomène a été observé dans le cas de sable avec 3 géotextiles. La rétention des métaux dans les deux milieux filtrants est dans l'ordre de $Zn > Cu > Pb$. La présence des particules en suspension dans la solution a inversé complètement l'ordre de transfert des métaux. Cela est lié principalement à l'affinité des métaux vis à vis des particules de kaolinite en suspension. Le taux d'adsorption de ces métaux par les particules en suspension est de l'ordre de 53%, 65%, et 25% pour le cuivre, le plomb et le zinc respectivement. Le zinc est nettement moins adsorbé par les particules d'argile et sa présence sous la forme soluble est plus importante par rapport au cuivre ou le plomb. Le géotextile en fibres de lin augmente la capacité du dispositif de filtration à retenir les métaux lourds solubles et particuliers. Il améliore la capacité de rétention du sable et contribue lui aussi à retenir une part non négligeable des métaux solubles et particuliers dans sa structure.

5.4. Conclusion

L'influence d'un géotextile en fibre de lin sur le transfert de particules a été étudiée dans des expériences en laboratoire. L'efficacité de rétention de particules de sable concassé est améliorée par la présence de géotextile, mais aussi par la forte angularité des grains. Les effets simultanés de (i) la capture mécanique des particules en suspension par la fibre enchevêtrée, et (ii) l'homogénéisation local du flux, améliorant également la capture de particules dans les couches de sable, expliquent la performance du dispositif de filtration constitué de sable + géotextile de fibre naturelle. L'utilisation de plusieurs disques de géotextile en fibre de lin améliore non seulement la rétention globale du dispositif, mais augmente également sa durée de vie. Le géotextile en fibre de lin comme le géotextile synthétique a une grande influence sur le transfert et la rétention des particules en suspension et peut être utilisé comme un outil efficace pour améliorer les performances des dispositifs de filtration des eaux de ruissellement.

Dans le cas d'injection des solutions métalliques seules au travers du sable concassé seul, les efficacités de rétention des métaux par le milieu sont de 91% (Pb) ; 71% (Cu) et 42 % (Zn). La rétention du plomb et du cuivre sont prioritaires à la rétention du zinc (avec l'ordre $Pb > Cu > Zn$). Ces résultats montrent que le sable concassé a une capacité d'adsorption des métaux non négligeable. Ceci peut s'expliquer par la nature du sable qui résulte du concassage de silex de différentes couleurs et par conséquent de la présence du cortex blanc à gris clair qui

est très poreux (avec une porosité variant entre 15 et 20%) et la présence de carbonates qui peuvent interagir et incorporer des cations métalliques dans leur maille cristalline.

Les géotextiles fixent dans leur propre structure une partie des métaux et favorisent aussi la rétention de ces métaux dans le sable. Le dispositif sable + géotextiles est plus performant, l'efficacité de rétention des métaux passent à 98% (Pb) ; 94% (Cu) et 63 % (Zn). L'augmentation de la rétention des métaux dans le sable en présence des géotextiles résulte d'un meilleur contact entre la solution métallique et les grains de sable, induit par une homogénéisation locale de l'écoulement.

En préliminaire à l'étude du co-transfert métaux lourds-particules en suspension, l'étude de la cinétique d'adsorption des ions métalliques par les particules d'argile a révélé des taux d'adsorption de l'ordre de 53%, 65% et 25% pour le cuivre, le plomb et le zinc respectivement. L'injection des particules en suspension avec les métaux lourds se traduit par une augmentation importante du transfert du cuivre et du plomb. L'efficacité de rétention de ces deux métaux dans le milieu filtrant chute fortement. Le zinc étant nettement moins adsorbé par les particules d'argile, sa présence sous la forme soluble est plus importante par rapport au cuivre et au plomb et la présence des particules en suspension dans la solution injectée n'a pratiquement pas d'influence sur l'efficacité de sa rétention dans le milieu. La rétention des métaux est dans l'ordre de $Zn > Cu > Pb$. La présence des particules en suspension dans la solution a inversé complètement l'ordre d'affinité des trois métaux vis-à-vis de nos deux milieux. Cela est lié principalement à l'affinité des métaux vis à vis les particules de kaolinite en suspension. Dans le cas du sable concassé seul, les efficacités de rétention des métaux chutent de 24% (Pb) ; 37% (Cu) et 43 % (Zn) dans le cas d'injection de la solution métallique avec les particules en suspension. Le même phénomène a été observé dans le cas du sable avec trois géotextiles. Il est montré clairement que les particules en suspension facilitent le transport des métaux, surtout le cuivre et le plomb, jusqu'à la sortie des colonnes.

L'étude a clairement démontré que le dispositif (sable concassé et géotextile de fibres de lin) influence le transport et la rétention de polluants solubles et particulaires et peut être utilisé comme un outil efficace pour améliorer la capacité de filtration des eaux de ruissellement. La présence des géotextiles dans le sable freine le transfert des métaux lourds et favorise leur rétention dans le filtre, les efficacités du dispositif de filtration sont améliorées. Contrairement aux géotextiles synthétiques, les géotextiles en fibres de lin contribuent également eux-mêmes à la rétention des métaux. Une fraction non négligeable de métaux lourds sous forme soluble et particulaire est fixée dans la structure des géotextiles.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Conclusion Générale et Perspectives

La gestion qualitative et quantitative de l'eau est et reste un sujet essentiel et perpétuel, car la vie de l'Homme sur Terre en est complètement dépendante. Les constats d'après-guerre sur les dommages fait à l'eau, quelquefois irrémédiables, avec le développement industriel et agricole, bien que déjà soulevés, restent depuis 60 ans, toujours d'une vive préoccupation.

Dans ce travail de thèse, nous avons ciblé l'étude des eaux de ruissellement en milieu urbain et péri-urbain dans une zone particulièrement industrialisée qu'est l'agglomération havraise, située sur l'estuaire de la Seine.

Les techniques alternatives utilisées pour améliorer la régulation des eaux de ruissellement et les techniques de phyto-remédiation grâce aux végétaux pour éliminer la pollution des sols pollués sont opérationnelles depuis plusieurs années mais ont montré certaines limites. Nous avons cherché dans ce travail expérimental à trouver un moyen simple d'épurer les eaux de ruissellement avant de les rejeter dans un milieu végétal (noue et un bassin d'infiltration) afin de réduire leur vulnérabilité. Nous préférons la notion de milieu végétal à celle de milieu naturel, car la noue et le bassin d'infiltration sont des ouvrages.

La mise en place de la filtration sur filtre de sable, sur géotextile à celle sur membrane (onéreuse) est une technique éprouvée dans le traitement des eaux de consommation depuis très longtemps.

Concernant les eaux de ruissellement, chargées de particules fines qui ont le pouvoir d'adsorber des polluants tels que les métaux lourds et les HAP ..., les stopper réduit la propagation de cette pollution particulière. La filtration joue très bien ce rôle suivant la taille des pores du filtre. Mais les eaux de ruissellement contiennent aussi des solutés sous forme ionique ou colloïdale qui peuvent traverser le filtre d'autant plus s'il est trop poreux. Nous avons donc conçu un dispositif simple à partir de matériaux locaux, mettant en œuvre du sable concassé et des géotextiles non tissé ou de sous-produits (étoupe) à base de fibres de lin. Ainsi la capacité de rétention mécanique et la capacité de rétention chimique du composite stratifié (sable-lin) ont été étudiées dans différentes configurations. Le géotextile synthétique n'offre pas cette capacité de rétention chimique dans sa structure.

Après un large travail bibliographique sur le cycle de l'eau et toutes ses interactions avec l'atmosphère, l'hydrosphère, le sol et la biodiversité, nous avons examiné en détail notre zone régionale, pour démarrer une collaboration avec la CODAH sur la gestion des eaux de ruissellement. Avant de mettre en place le prototype in situ et de le valider sur le site pilote de la Zac de Pressoir ([Annexe F](#)), il a été nécessaire de faire des essais de laboratoire afin d'étudier le comportement du composite stratifié (sable-lin). Cette réduction de l'échelle d'observation est nécessaire pour travailler dans des conditions contrôlées permettant d'identifier de manière précise les paramètres influant le transfert, la rétention et la remobilisation des polluants. Les conditions aux limites sont bien établies au laboratoire. Pour cela deux types d'essais ont été utilisés ; des essais de sorption réalisés en mode statique (essais batch) pour l'étude de la capacité de rétention chimique des métaux par les fibres de lin et des expérimentations en mode dynamique, avec un régime d'écoulement permanent, dans

des colonnes pour tenir compte des paramètres hydrodynamiques et se rapprocher des conditions réelles d'utilisation des géotextiles dans un processus de filtration.

Pour les essais batch, les solutions caractéristiques des pollutions considérées qui sont des solutions métalliques sont mises en contact avec des étoupes de lin. La capacité d'adsorption maximale déterminée avec les isothermes est de 10,741 mg/g, 9,924 mg/g et 8,453 mg/g, respectivement pour le plomb, le cuivre et le zinc. Ces résultats sont un bon indicateur motivant l'utilisation de ce matériau naturel et peu coûteux pour la conception de systèmes de traitement des eaux de ruissellement car éliminant une bonne partie des métaux lourds solubles. Le pH, pour une adsorption maximale, est entre 4 à 6 pour le cuivre et le plomb et autour de 7 pour le zinc. Ces valeurs sont compatibles avec les valeurs mesurées sur le site havrais au printemps (entre 6 et 7). Il convient cependant, d'affiner notre expertise havraise vis-à-vis de la caractérisation des eaux de ruissellement en fonction des saisons.

Pour les essais dans les colonnes de sable concassé avec et sans géotextiles, il a été étudié successivement, le transfert de suspension des particules seules, le transfert des solutions métalliques seules et enfin le co-transfert de solutions (particules en suspension et ions métalliques). La pollution des eaux de ruissellement étant en partie particulaire, les objectifs étaient d'une part de valider la capacité épuratrice des géotextiles, en mode dynamique avec un régime d'écoulement permanent, où les forces hydrodynamiques jouent un rôle important dans les problèmes de transfert en milieux poreux, et d'autre part d'analyser le rôle potentiel des particules en suspension dans le transfert des polluants.

Dans le milieu granulaire concassé sans géotextiles

Le transfert des particules en suspension dans le milieu granulaire indique une performance limitée de la rétention des particules à cause d'une porosité importante du milieu.

Le transfert des solutions métalliques dans le milieu poreux sableux a conduit à une rétention du plomb et du cuivre très supérieure à celle du zinc suivant l'ordre de $Pb > Cu > Zn$. L'efficacité de rétention des métaux est de 91% (Pb), 71% (Cu), et 42 % (Zn).

Ces résultats montrent que le sable concassé a une capacité d'adsorption des métaux non négligeable. Bien que le sable soit considéré inaltérable à l'échelle de temps de nos expériences, des rétentions importantes de métaux se produisent, probablement dans la partie cortex plus poreuse des silex concassés et sur les vives angularités des particules de silex du sable commercial utilisé. La porosité du cortex varie de 15 à 20 %, avec des micropores de 0,09 μm (Coutard, 2006). La présence de carbonates avec un pourcentage massique de l'ordre de 5 % sous forme débris coquillers de fossiles qui peuvent également interagir et incorporer des cations métalliques dans leur maille cristalline devra être mieux précisée.

La présence des particules de kaolinite dans la solution métallique injectée se traduit par une chute importante de l'efficacité de rétention des métaux lourds dans le milieu poreux. L'efficacité de rétention du milieu chute de 67% (Pb), 34% (Cu), et de moins de 1 % (Zn). La chute très importante de l'efficacité de rétention du plomb et du cuivre se justifie par l'affinité très forte des ions de plomb et de cuivre vis à vis des particules de kaolinite. Cette pollution

très majoritairement particulaire est nettement moins éliminée par le milieu poreux comme il a été montré dans l'étude du transfert des particules en suspension seules. Le zinc étant moins adsorbé par les particules en suspension, sa présence sous la forme soluble dans la solution est plus importante par rapport au cuivre et au plomb et son comportement de transfert est moins perturbé par la présence des particules en suspension. La rétention des métaux suit cette fois l'ordre suivant $Zn > Cu > Pb$. On constate que la présence des particules fines a inversé complètement l'ordre de transfert des métaux.

Dans le milieu granulaire concassé avec géotextiles de fibres de lin

En présence de disques de géotextiles, l'efficacité de filtration des particules en suspension du milieu augmente avec le nombre de géotextiles. Ainsi, le coefficient de filtration initial du milieu λ_0 est de 2,49, 3,07, 3,66 et 4,04 m^{-1} pour les configurations du filtre (sable seul), (sable + 1 géotextile), (sable + 2 géotextiles) et (sable + 3 géotextiles) respectivement. On remarque que les performances initiales du système de filtration sont améliorées de 60% par la présence de trois géotextiles. A priori, la durée de vie du filtre granulaire avec trois géotextiles est augmentée dans nos conditions expérimentales par quatre.

Dans l'injection des solutions métalliques dans le composite (sable-lin), une rétention non négligeable de métaux a été observée dans les géotextiles. Cette rétention est attribuée à la réactivité de fibres de lin vis-à-vis de ces métaux dans l'ordre $Pb > Cu > Zn$. En effet, les essais de sorption réalisés en mode statique (essais batch) ([chapitre 4](#)) ont montré, comme indiqué ci-dessus, des capacités maximales d'adsorption q_{max} considérables pour les trois métaux lourds (10,741 mg/g (Pb), 9,924 mg/g (Cu) et 8,453 mg/g). L'injection des particules en suspension avec les métaux lourds dans le milieu granulaire avec trois disques de géotextiles de lin, se traduit là aussi par une chute importante de l'efficacité de rétention des métaux lourds par le milieu. La rétention des métaux suit l'ordre suivant $Zn > Cu > Pb$, comme précédemment à cause de l'affinité du cuivre et du plomb vis à vis des particules de kaolinite. En effet ces deux métaux sont en grande partie attachés aux particules en suspension et sont bien transportés jusqu'à la sortie du milieu.

La présence des géotextiles de fibres naturelles permet d'améliorer la rétention des particules en suspension, et des métaux lourds sous la forme soluble. Ils favorisent la rétention dans les couches de sable amont, les couches de sable en aval des géotextiles sont protégées. Contrairement au géotextile synthétique qui permet d'améliorer la rétention globale du milieu, mais ne capte pratiquement pas les métaux lourds dans sa propre structure. Les géotextiles de lin, grâce à leur bonne réactivité vis-à-vis des métaux démontrée dans les essais de sorption en mode statique, retiennent les métaux dans leur structure avec un abattement total de l'ordre de 6,17% (Pb), 16,19% (Cu) et 8,04 % (Zn). Le comportement du dispositif et sa durée de vie, à l'égard des variations des conditions hydrauliques, dont une qui est importante c'est la non saturation, doit être pris étudié. En effet nos tests ont été réalisés en conditions de circulation saturées alors que le prototype filtrant dans les conditions réelles de son fonctionnement, subira certainement des situations alternées entre des conditions saturées et des conditions non saturées.

Dans notre modèle de colonne de laboratoire, la part de sable est 1kg contre trois disques de géotextile non tissé avec une masse de 6g. Ainsi, si on redistribue ces proportions, sachant que la densité apparente du sable est 1,6 et que celle du géotextile est de 0,2, nos résultats sur la capacité de rétention des métaux par le composite sable-géotextile sont à reconsidérer. En effet, compte tenu de la faible masse volumique du géotextile, pour améliorer les performances du dispositif, augmenter la masse de géotextile sera certainement mieux que d'y augmenter le support granulaire. Un optimum est à rechercher dans la formulation. Les propriétés des silex avec leur cortex concassés ainsi que la double porosité et l'état de surface des fibres de lin mériteraient d'être approfondies pour mieux comprendre cette capacité importante de rétention chimique.

L'ensemble des résultats démontrent clairement que le dispositif (sable concassé et géotextiles de lin) peut servir comme un outil efficace dans l'élimination de la pollution métallique sous les formes soluble et particulaire des eaux de ruissellement.

Dans nos perspectives, il est prévu de passer à l'exploitation à une échelle réelle du dispositif, grâce au site implanté dans la ZAC du Pressoir et d'en connaître toutes les spécificités locales (pluviométrie, qualité des pluies et de l'air, contaminants concernés). Il faut également étudier la limite de cette captation des polluants, et définir ainsi son obligation de renouvellement ou sa vulnérabilité en considérant également le rôle de la biosphère avec des bio-indicateurs représentatifs de la zone havraise. Il faudra également travailler avec des particules en suspension issues du ruissellement local.

Toutefois, il y a lieu de nous concentrer avant de passer à cette phase de l'étude in situ, sur les autres produits pouvant être nocifs (soufre, phosphate ...), le rôle du fer (Fe^{2+} et Fe^{3+}) et les HAP, les pesticides... et le rôle de la biosphère avec des bio-indicateurs représentatifs de la zone havraise.

L'étude de la variabilité des conditions physico-chimiques des eaux de ruissellement (variation du pH et des forces ioniques) sur les performances du dispositif et surtout sur l'irréversibilité ou non des phénomènes est à considérer. Les conditions de désorption éventuelle doivent être étudiées en priorité.

L'adéquation dégradabilité du géotextile en conditions d'utilisation (alternance saturation –non saturation) et sa durée de vie mériteront une attention particulière. Les développements bactériologiques sur le géotextile naturel et leurs effets sur la capacité de rétention des polluants doivent être également étudiés avec précaution avec des spécialistes du domaine.

Les interactions en fonction des cycles d'évolution des nitrates et des phosphates, est également un problème important à examiner dans les zones péri-urbaines et urbaines où régulièrement les prairies ou les champs sont traités aux fertilisants et aux pesticides et les rues nettoyées avec des produits nettoyant contenant des phosphates. Le phosphate est connu pour son effet dispersif dans les sols, et notamment les argiles (usage de l'hexamétophosphate dans les tests de propreté de granulats) en vue d'examiner les mécanismes de colmatage des géotextiles.

Il est nécessaire d'y associer une caractérisation rhéologique des suspensions peu chargées, donc probablement newtonienne pour qualifier macroscopiquement les eaux de ruissellement et suivre leur évolution bactérienne en zone stagnante, qui les rend aussi plus visqueuses.

L'étude économique devra être également examinée, car la durée de vie du dispositif est limitée et il faut prévoir le changer régulièrement. Concernant les géotextiles, la voie d'élimination la plus évidente semble l'incinération, comme les déchets dans les cimenteries.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- ABBAR**, b., Alem, A., Pantet, A., Marcotte, S., Ahfir, N.D., Duriatti, D., 2017a. Experimental investigation on removal of suspended particles from water using flax fibre geotextiles. *Environmental Technology*. Vol. 38, NO. 23, 2964–2978.
- ABBAR**, b., Alem, A., Marcotte, S., Pantet, A., Ahfir, N.D., Duriatti, D., 2017b. Experimental investigation on removal of heavy metals (Cu^{2+} , Pb^{2+} , and Zn^{2+}) from aqueous solution by flax fibres. *Process Safety and Environmental Protection*.
- ABDEL-SALAMA.**, C.V. Chrysikopoulos, Analysis of a model for contaminant transport in fractured media in the presence of colloids, *J. Hydrol.* 165 (1995) 261–281.
- ADAK**, A., Bandyopadhyay, M., Pal, A., 2005. Removal of crystal violet dye from wastewater by surfactant-modified alumina. *Sep. Purif. Technol.* 44, 139–144.
- ADEBAJO**, M.O., Frost, R.L., Klopogge, J.T., Carmody, O., Kokot, S., 2003. Porous materials for oil spill cleanup: a review of synthesis and absorbing properties. *J. Porous Mat.* 10, 159–170.
- AFNOR : French Association for Standardization.** Mise en œuvre des dispositifs d'assainissement non collectif (dit autonome). France: AFNOR; 2007. Standard No. FA139464-1: 2007.
- AFROZE**, S., Sen, T. K., & Ang, H. M., 2016. Adsorption removal of zinc (II) from aqueous phase by raw and base modified Eucalyptus sheathiana bark: Kinetics, mechanism and equilibrium study. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 336-352.
- AFTES GT4RA4 F1**, 2002, Boue de forage à usage des boucliers à pression de boue -n° 171
- AHFIR** N-D, Hammadi A, Alem A, et al. Porous media grain size distribution and hydrodynamic forces effects on transport and deposition of suspended particles. *J. Environ. Sci.* 2016. DOI.org/10.1016/j.jes.2016.01.032.
- AHFIR**, Nasre-Dine, WANG, Hua Qing, BENAMAR, Ahmed, et al. Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media: hydrodynamic effect. *Hydrogeology Journal*, 2007, vol. 15, no 4, p. 659-668.
- AHFIR**, Nasre-Dine, BENAMAR, Ahmed, ALEM, Abdellah, et al. Influence of internal structure and medium length on transport and deposition of suspended particles: a laboratory study. *Transport in Porous Media*, 2009, vol. 76, no 2, p. 289.
- BAILEY**, S. W. Summary of recommendation of the **AIPEA** nomenclature committee. *The Canadian Mineralogist*, 1980, vol. 18, no 1, p. 143-150.
- AKIN** D.E., Foulk J., Dodd R.B., McAlister D.D. (2001) Enzyme-retting of flax and characterization of processed fibers *Journal of Biotechnology*, 89, 193-203
- AKSU**, Z., Tezer, S., 2005. Biosorption of reactive dyes on the green alga *Chlorella vulgaris*. *Process Biochem.* 40, 1347–1361.

- AKIN D.E.**, Gamble G.R., Morrison III W.H., Rigsby L.L., “Chemical and structural analysis of fiber and core tissues from flax”, *J. Sci. Food Agric.* (1996) 72, 155-165.
- AL-DEGS**, Y., Khraisheh, M.A.M., Allen, S.J., Ahmad, M.N.A., 2001. Sorption behavior of cationic and anionic dyes from aqueous solution on different types of activated carbons. *Sep. Sci. Technol.* 36, 91–102.
- ALEM A**, Elkawafi A, Ahfir ND, et al. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeol J.* 2013; 21: 573–586.
- ALEXANDER**, F., McKay, G., 1977. Kinetics of removal of basic dye from effluent using silica –1. *Chem. Eng. – London*, 243–246.
- ALLOWAY** Brian J., JACKSON, Andrew P., et MORGAN, Hilary. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. *Science of the Total Environment*, 1990, vol. 91, p. 223-236.
- ALLOWAY B. J.**, 1995a: Heavy metals in soils. Edition Blackie academic & professional, 368 p.
- ALLOWAY B. J.**, 1995b : The mobilisation of trace elements in soils. *Proceeding Contaminated soils, 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, Paris, France, 15-19 May, p.133-145.
- ALPAT**, S.K., Ozbayrak, O., Alpat, S., Akcay, H., 2008. The adsorption kinetics and removal of cationic dye, Toluidine Blue O, from aqueous solution with Turkish zeolite. *J. Hazard. Mater.* 151, 213–220.
- ALP**, I., Deveci, H., Süngün, H., 2008. Utilization of flotation wastes of copper slag as raw material in cement production. *Journal of Hazardous Materials* 159, 390–395.
- AMMAMI**, Mohamed Tahar. Contribution à l'étude des processus électrocinétiques appliqués aux sédiments de dragage. 2013. Thèse de doctorat. Le Havre.
- ARMAGAN**, B., Ozdemir, O., Turan, M., Celik, M.S., 2003b. The removal of reactive azo dyes by natural and modified zeolites. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 78, 725–732.
- ANNESINI**, M.C., Gironi, F., Ruzzi, M., Tomei, C., 1987. Adsorption of organic compounds onto activated carbon. *Water Res.* 21, 567–571.
- ANDRADE**, F.R.D., Maringolo, V., Kihara, Y., 2003. Incorporation of V, Zn and Pb into the crystalline phases of Portland clinker. *Cement and Concrete Research* 33, 63–71.
- ANDÈME-Onzighi C.**, Girault R., His I., Morvan C., Driouich A., “Immunocytochemical characterisation of early-developing flax fiber cells”, *Protoplasma* (2000) 213, 235-245.
- ANRT**, Commission « lutte contre la pollution des eaux (Mme Leygue et Mrs, Balette, Barabé, Bedin, Brérion, Briggs, Bujon, Cabridenc, Edeline, Gomella, Huriet, Jaag, Jones, Prat, Raux, Rüffer, 1971, Lutte contre la pollution des eaux, Editions Eyrolles et Editions Gauthier Villars, 182 pages

- ARAVINDHAN**, R., Fathima, N., Rao, J., Nair, B.U., 2007 Equilibrium and thermodynamic studies on the removal of basic black dye using calcium alginate beads. *Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Asp.* 299, 232–238.
- AVERY**, S.V., Tobin, J.M., 1993. Mechanism of adsorption of hard and soft metal ions to *Saccharomyces cerevisiae* and influence of hard and soft anions. *Applied and Environmental Microbiology*.59(9), 2851-6.
- AYDIN**, H., Buluta, Y., Yerlikayab, C., 2008. Removal of copper (II) from aqueous solution by adsorption onto low-cost adsorbents. *J Environ Manage.* 87, 37–45.
- BAILEY**, S.E., Olin, T.J., Bricka, R.M., Adrian, D.D., 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water research.* 33(11), 2469-2479.
- AZZOUT** Y, Barraud S, Cres FN, Alfakih E : (Techniques alternatives en assainissement pluvial), Lavoisier Tech et doc, Paris, 372p. 1994.
- BABEL**, S., Kurniawan, T.A., 2003. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *J. Hazard. Mater.* 97, 219–243.
- BAI** R, Tien C. Effect of deposition in deep-bed filtration: determination and search of rate parameters. *J Colloid Interface Sci.* 2000; 231:299–311.
- BALEY**, C, et al, Influence of chemical treatments on surface properties and adhesion of flax fibre-polyester resin. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 2006. 37(10): p. 1626-1637.
- BAILEY**, S.E., Olin, T.J., Bricka, R.M., Adrian, D.D., 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Res.* 33, 2469–2479.
- BALEY** C., Morvan C., Grohens Y., “Influence of the absorbed water on the tensile strength of flax fibers”, *Macromol. Symp.* (2005), 222, 195-201.
- BANSAL**, R.C., Goyal, M., 2005. *Activated Carbon Adsorption*. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- BARNAUD** G, Fustec E, 2007, *Conserver les zones humides : pourquoi ? comment ?* , éditions QUAE, 296 pages
- BAUDIN** F., Tribovillard N., Trichet J., , *Géologie de la matière organique*, société géologique de France, Editions Vuibert, 263 pages
- BENOSMAN**, G. (2012). *Migration de particules fines dans un milieu poreux: Application au phénomène de colmatage* (Doctoral dissertation, Ecole Centrale Paris).
- BEOM-Goo** L, Roger MR. Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions using lignocellulosic fibers. *J Nat Fibers*.2004; 1: 97-109.
- BLEDZKIA**.K., Gassan J., *Composites reinforced with cellulose based fibres*, *Prog Polym Sci* (1999), 24, 221-274.

- BOURG**, A.C.M., (1988) Metal in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilisation. In: W. Salmons, U. Forstener (éditeur.), Chemistry and biology of solid waste, pp. 3-30. Springer Verlag, New York.
- BRADFORD**, Scott A., SIMUNEK, Jirka, BETTAHAR, Mehdi, et al. Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. Environmental science & technology, 2003, vol. 37, no 10, p. 2242-2250.
- BRADFORD SA**, Tadassa YF, Pachepsky Y. Transport of Giardia and manure suspensions in saturated porous media. Environ Qual J. 2006; 35: 749–757.
- BRADFORD SA**, Torkzaban S, Walkerb SL. Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media. Water res. 2007; 41: 3012– 3024.
- BROWN DG**, Stencil JR, Jaffé PR. Effect of porous media preparation on bacteria transport through laboratory columns. Water Res. 2002; 36: 105–114.
- BUDDMEIER R.W**, Hunt J.R, Transport of colloidal contaminants in groundwater: radionuclide migration at the Nevada test site, Appl. Geochem. 3 (1988) 535–548.
- CAMPY M.** et Macaire J.J., 2003, Géologie de la surface, éditions Dunod, 440 pages
- CAPUTO**, D., Pepe, F., 2007. Experiments and data processing of ion exchange equilibria involving Italian natural zeolites: a review. Microporous Mesoporous Mater. 105, 222–231.
- CARMENA**, Franks M, Allen P. et al. Effects of Runoff Characteristics and Filter Type on Geotextile Storm Water Treatment. Irrigation and Drainage Engineering.2014; 140.
- CARROTT**, P.J.M., Ribeiro Carrott, M.M.L., Mouraõ, P.A.M., Lima, R.P., 2003. Preparation of activated carbons from cork by physical activation in carbon dioxide. Adsorpt. Sci. Technol. 21, 669–681.
- CHAPMAN**, D., Kimstach, V. Selection of water quality variables. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon. 1996
- CHANG**, J., Law, R., Chang, C., 1997. Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of Pseudomonasaeruginosa. Water Res. 31, 1651–1658.
- CHARLET**, K., Jernot, J. P., Eve, S., Gomina, M., & Bréard, J. (2010). Multi-scale morphological characterisation of flax: From the stem to the fibrils. Carbohydrate Polymers, 82(1), 54-61.
- CHIEN**, S. H. et Clayton, W. R. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. Soil Science Society of America Journal, 1980, vol. 44, no 2, p. 265-268.
- CHOCAT B.** Encyclopédied’hydrologieurbaine [Encyclopedia of urban hydrology]. Paris: Lavoisier;1997. French.
- CHRYSIKOPOULOS CV**, Syngouna VI. Effect of gravity on colloid transport through water-saturated columns packed with glass beads: modeling and experiments. J Environ Sci Technol. 2014; 48 (12): 6805–6813.

- CHENX**, Bai B. Experimental investigation and modeling of particulate transportation and deposition in vertical and horizontal flows. *Hydrogeol J.* 2015; 23 (2): 365–375.
- CHEREMISINOFF**, N.P., 2002. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Butterworth-Heinemann, Boston.
- CHEN**, H., Dai, G., Zhao, J., Zhong, A., Wu, J., Yan, H., 2010. Removal of copper (II) ions by a biosorbent—*Cinnamomum camphora* leaves powder. *Journal of Hazardous Materials*. 177(1), 228-236.
- CHONG**, H.L.H., Chia, P.S., Ahmad, M.N., 2013. The adsorption of heavy metal by Bornean oil palm shell and its potential application as constructed wetland media. *Bioresour Technol.* 130, 181–186.
- COLANDINI M**, Legret M, Brosseaud Y, et al. Metallic pollution in clogging materials of urban porous pavements. *Water Sci. Technol.* 1995; 32 (1): 57-62.
- COUTARD S.**, Ozouf J.C. 2008, nouvelle approche de l'altération des galets de solex dans les dépôts marins pléistocènes, *Revue Quaternaire*, 19, (4) p 355-344
- COVELO**, E. F.; Andrade, M. L.; Vega, F. A. Heavy metal adsorption by humic substances: Selectivity sequences and competitive sorption kinetics. *J. Colloid Interface Sci.* 2004, 280 (1), 1–8.
- CURKOVIC**, L., Cerjan-Stefanovic, S., Filipan, T., 1997. Metal ion exchange by natural and modified zeolites. *Water Res.* 31, 1379–1382.
- COSTE**, G., 2014. Non-tissés: consolidation chimique, thermique, mécanique, hydraulique [WWW Document]. *Cell. Veille Technol. Grenoble INP-Pagora*. URL <http://cerig.efpg.inpg.fr/tutoriel/non-tisse/page04.htm> (accessed 9.16.14).
- COSTANZA**, S.H., Dewet, J.M.J., Harlan, J.R., 1979. Literature review and numerical taxonomy of *Eragrostis tef* (T'ef). *Economic Botany*. 33(4), 413–424.
- CRIST**, R.H., Martin, J.R., Guptill, P.W., Eslinger, J.M., Crist, D.R., 1990. Interaction of metals and protons with algae. 2. Ion exchange in adsorption and metal displacement by protons. *Environ. Sci. Technol.* 24,337–42.
- DANIS**, T.G., Albanis, T.A., Petrakis, D.E., Pomonis, P.J., 1998. Removal of chlorinated phenols from aqueous solutions by adsorption on alumina pillared clays and mesoporous alumina aluminum phosphates. *Water Res.* 32, 295–302.
- DAVIES** G.C., Bruce D.M., “Effect of environmental relative humidity and damage on the tensile properties of flax and nettle fibres”, *Textile Res. J.* (1998), 68, 623-629.
- DELMAS-GADRAS**, C., Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Diss, Univ de Pau et des pays de l'Adour (Chimie et microbiologie de l'eau), France, 2000.
- De MARSILY** G. Quantitative hydrogeology: groundwater hydrology for engineers. New York: Academic; 1986.

- DENG, Y.**, Tian, Y., 2015 Assessing of the environmental impact of Flax fibre reinforced polymer composite from consequential life cycle assessment perspective. *Sustainability* 7, 11462-11483.
- DOIG P**, Van Poppelen P, Baldwin SA. Treatment of log yard runoff using a recirculating sand filtration process. *Environ Technol*, 2007; 28(7): 807-817.
- DO, D.D.**, 1998. Adsorption Analysis: Equilibria and Kinetics. Imperial College Press, London.
- DURIN, B.** (2006). Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques. Université de Nantes, Nantes, 376.
- DU, Y.**, Lian, F., Zhu, L., 2011. Biosorption of divalent Pb, Cd and Zn on aragonite and calcite mollusk shells. *Environ. Pollut.* 159, 1763–1768.
- DUCHAUFOR P.**, 1997, Introduction à la science du sol. Edition Masson, 291 pages – ISBN 2-225-82862-8
- DUCHAUFOR P.**, 2004, Abrégé de pédologie, Edition Masson, 331 pages – ISBN 2-10-048390-0
- DURSUN, A.Y.**, 2006. A comparative study on determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of biosorption of copper (II) and lead (II) ions onto pretreated *Aspergillus niger*. *Biochem. Eng. J.* 28, 187–195.
- DURIN, B.** (2006). Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques Applications en assainissement routier (Doctoral dissertation, Université de Nantes).
- EDWARDS, H.G.M.**, D.W. Farwell and D. Webster. 1997. FT Raman microscopy of untreated natural plant fibers. *Spectrochimica Acta, Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 53(13):2383-2392.
- EI-ASHTOUKHY, E. S.**, Amin, N. K., & Abdelwahab, O. (2008). Removal of lead (II) and copper (II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent. *Desalination*, 223(1-3), 162-173.
- EKMEKYAPAR, F.**, Aslan, A., Bayhan, Y.K., et al., 2012. Biosorption of Pb(II) by nonliving lichen biomass of *Cladonia rangiformis* Hoffm. *Int. J. Environ. Res.* 6(2), 417–424.
- ELKAWAFI, Abdulghadir.** Colmatage d'un milieu poreux saturé soumis à un écoulement chargé de particules. 2010. Thèse de doctorat. Le Havre.
- ELLIS, J.**, Korth, W., 1993. Removal of geosmin and methylisoborneol from drinking water by adsorption on ultrastable zeolite –Y. *Water Res.* 27, 535–539.
- ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS** : « Silex » écrit par Charles POMEROL dans le chapitre roches siliceuses- « Nacre » écrit par Catherine ARMINJON,
- ESALAH, J.O.**, Weber, M.E., Vera, J.H., 2000. Removal of lead, cadmium and zinc from aqueous solutions by precipitation with sodium Di-(n-octyl) phosphinate. *The Canadian Journal of Chemical Engineering.* 78(5), 948-954.

- FAN, J., Li, A., Yang, W., Yang, L., Zhang, Q., 2006.** Adsorption of water-soluble dye XBR onto styrene and acrylic ester resins. *Sep. Purif. Technol.* 51, 338–344.
- FARRAH H., Pickering F., 1976.** The sorption of zinc species by clay minerals. *Aust. J. Chem.*,29, 1649-1656.
- FEVRIERL.** Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonnes de laboratoire. Thèse en sciences et techniques du déchet : INSA de Lyon, 2001, 297 p
- FIOLN, Villaescusa I, Martines M, Miralles N, Poch J, SerarolsJ, 2006.** Sorption of Pb(II), Ni(II), Cu(II), and Cd(II) from aqueous solution by olive stone waste. *Sep Purif Technol*,50: 132–140.
- FREUNDLICHH., 1926.** *Colloid and Capillary Chemistry.* Methuen, London, U.K.
- FUERHACKER M, Haile TM, Monai B, et al.** Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment. *Desalination.* 2011; 275 (1): 118-125.
- FU, F., Wang, Q., 2011.** Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *J. Environ. Manage.* 92, 407–418.
- FULLER C.C., Davis J.A., Coston J.A., Dixon E., 1996.** Characterization of metal adsorption variability in a sand and gravel aquifer, Cape Cod, Massachusetts, USA. *J. Contam. Hydrol.* 22, 165-187.
- GABALDO' n, C., Marzal, P., Seco, A., Gonzalez, J.A., 2000.** Cadmium and copper removal by a granular activated carbon in laboratory column systems. *Sep. Sci. Technol.* 35, 1039–1053.
- GORSKOVA T.A., Salnikov V.V., Pogodina N.M., Chemiksova S.B., Yablokova E.V., Ulanov A.V., Agreeva M.V., Van Dam J.E.G., Lozovaya V.V.,** “Composition and distribution of cell wall phenolic compounds in flax [*Linum usitatissimum* L.] stem tissues”, *Ann. Bot.* (2000), 85, 477-486.
- GROLIMUND, D., Borkovec, M., Barmettler, K., & Sticher, H. (1996).** Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study. *Environmental Science & Technology*, 30(10), 3118-3123.
- GRUESBECKC, and Collins RE.** *Entrainment and Deposition of fine particles in porous media.* Richardson (USA): Society of Petroleum Engineers of AIME. 1982.
- GROLIMUND D., M. Borkovec, K. Barmettler, H. Sticher,** Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study, *Environ. Sci. Technol.* 30 (1996) 3118–3123.
- GUITON M, 1988,** Ruissellement et risque majeur, LCPC, Environnement et génie urbain, 315 pages

- GUPTA**, V. K., Carrott, P. J. M., Ribeiro Carrott, M. M. L., & Suhas. (2009). Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(10), 783-842.
- GUELLOUZ S.**, Modélisation de la migration de colloïdes dans un milieu poreux, Thèse de doctorat, École nationale des ponts et chaussées, 1994. 50
- GUGGENHEIM**, S., ADAMS, J. M., BAIN, D. C., et al. Summary of recommendations of nomenclature committees relevant to clay mineralogy: report of the Association Internationale pour l'Étude des Argiles (AIPEA) Nomenclature Committee for 2006. *Clays and Clay Minerals*, 2006, vol. 54, no 6, p. 761-772.
- GYLLEFJORD** A, Kangas J. Infiltrationsmätningpåpermeabelasfalt i labmiljö [Infiltration measurements of permeable asphalt in laboratory] [dissertation], Luleå University of Technology at Sweden; 1989. Swedish.
- HALL**, K.R., Eagleton, L.C., Acrivos, A., Theodore, V., 1966. Pore- and solid-diffusion kinetics in fixed-bed adsorption under constant-pattern conditions. *Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals*. 5(2), 212–223.
- HAMMADI**, A. Transport et dépôt de particules en suspension dans un milieu poreux saturé: effets du milieu et de la polydispersivité des particules. 2016. Thèse de doctorat. Université du Havre.
- HENERYKS**, Holtz RD. Capillary rise of water in geotextiles. In proceeding of the international symposium on ground freezing and frost action in soils; 1997 Apr 15-17; Lulea, Sweden.
- HILL**, C.A.S., Norton, A., Newman, G., 2009. The water vapor sorption behavior of natural fibers. *J. Appl. Polym. Sci.* 112, 1524–1537.
- HIS** I., Andème-Onzighi C., Morvan C., Driouich A., “Microscopic studies on mature flax fibers embedded in LR white : immunogold localization of cell wall matrix polysaccharides”, *The journal of histochemistry and cytochemistry* (2001), 49, 1-11.
- HO**, Y.S., McKay, G., 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process.Biochem.* 34, 451–465.
- HORSLEY**, C., Emmert, M.H., Sakulich, A., 2016. Influence of alternative fuels on trace element content of ordinary portland cement. *Fuel* 184, 481–489.
- HOLZBECHER**, Ekkehard et **DIZER**, Halim. Facilitated and retarded transport and degradation in porous media due to carriers. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2006, vol. 278, no 1, p. 204-211.
- HUANG**, Y.-H., Hsueh, C.-L., Huang, C.-P., Su, L.-C., Chen, C.-Y., 2007. Adsorption thermodynamic and kinetic studies of Pb(II) removal from water onto a versatile Al₂O₃-supported iron oxide. *Sep. Purif. Technol.* 55, 23–29.
- HU** Q., Brusseau, M. L. (1994). The effect of solute size on diffusive-dispersive transport in porous media. *Journal of Hydrology*, 158(3-4), 305–317.

ISLAM DARMOUL P. Vroman – L. Koehl Sandrine PESNEL « Advanced nonwovens » (Géotextiles en fibres naturelles pour la protection des berges) Option TTMA AU 2007/2008

JAUNEAU A., Roy S., Reis D., Vian B., “Probes and microscopical methods for the localization of pectins in plant cells”, *Int J Plant Sci* (1998), 159, 1-13.

JEGATHEESAN V., Vigneswaram S. Transient stage deposition of submicron particles in deep bed filtration under unfavourable conditions. *Water Res.* 2000; 34: 2119–2131.

JIN, Y., Pratt, E., & Yates, M. V. (2000). Effect of mineral colloids on virus transport through saturated sand columns. *Journal of environmental quality*, 29(2), 532-539.

KAOSERS., S. BARRINGTON, M. ELEKTOROWICZ ET L. WANG, « Effect of Pb and Cd on Cu adsorption by sand-bentonite liners », *Canadian Journal of Civil Engineering*, vol. 32, no 1, p. 241–249, 2005.

KARINECharlet. Contribution à l'étude de composites unidirectionnels renforcés par des fibres de lin : relation entre la microstructure de la fibre et ses propriétés mécaniques. Université de Caen / Basse-Normandie, 2008.

KESRAOUIOUKI, S., Cheeseman, C.R., Perry, R., 1994. Natural zeolite utilization in pollution-control – a review of applications to metals effluents. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 59, 121–126.

KHILAR KC, and Folger HS. *Theory and Applications of Transport in Porous Media, Volume 12: Migration of Fines in Porous Media.* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 1998.

KIEKENS P, Zamfir M. Nonwovens from cotton fibres for absorbent products obtained by the needle-punching process. *AUTEX Res J.* 2002; 2(4): 166-174.

KÖHLER, S.J., Cubillas, P., Rodriguez-Blanco, J.D., 2007. Removal of cadmium from wastewaters by aragonite shells and the influence of other divalent cations. *Environ.Sci. Technol.* 41, 112–118.

KÖHNE JM, Köhne S, Simunek J. A review of model applications for structured soils: b) pesticide transport. *J ContamHydrol.* 2009b; 104: 36-60.

KRETZSCHMARR., M. Borkovec, D. Grolimund, M. Elimelech, Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport, *Adv. Agron.* 66 (1999) 121–194.

KUMAR, B., Smita, K., Sánchez, E., et al., 2016. Andean Sachainchi (*Plukenetia volubilis* L.) shell biomass as new biosorbents for Pb²⁺ and Cu²⁺ ions. *Ecological Engineering*, 93, 152-158.

LALEZARY, S., Pirbazari, M., McGuire, M.J., 1986. Evaluating activated carbons for removing low concentrations of taste-and odor-producing organics. *J. Am. Water Works Assoc.* 78, 76–82.

LAMBERT S. Les géotextiles : fonctions, caractéristiques et dimensionnement. *Ingénieries - EA T, IRSTEA* édition 2000, p. 17 - p. 25.

- LAMY E**, Lassabatere L, Bechet B, et al. Effect of a nonwoven geotextile on solute and colloid transport in porous media under both saturated and unsaturated conditions. *J GeotextGeomembranes*. 2013; 36: 55-65.
- LANGMUIR I.**, 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *J. Am. Chem. Soc.* 40, 1361–1403.
- LASSABATERE**, Laurent. Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb et Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté par l'introduction de géotextiles. 2002. Thèse de doctorat. Villeurbanne, INSA.
- LASSABATERE L**, Winiarski T, Galvez Cloutier R. Retention of three heavy metals (Zn, Pb, and Cd) in a calcareous soil controlled by the modification of flow with geotextiles. *J Environ SciTechnol*. 2004; 38: 4215-4221.
- LASSABATERE L**, Spadini L, Delolme C, et al. 2007. Concomitant Zn-Cd and Pb retention in a carbonated fluvio-glacial deposit under both static and dynamic conditions. *J Chemosphere*.
- LEKHA KR.** Field instrumentation and monitoring of soil erosion in coir geotextile stabilised slopes e a case study. *J GeotextGeomembranes*. 2004; 22(5): 399-413.
- LEGRET M**, Colandini V, Le Marc C. Effects of a porous pavement with reservoir structure on the quality of runoff water and soil. *Sci. Total Environ*. 1996; 189: 335-340.
- LEVERENZ H**, Darby J, Tchobanoglous G. Evaluation of Textile Filters for the Treatment of Septic Tank Effluent. University of California; 2000. (Report No. 2000-1).
- LIAPIS**, A.I., 1987. Fundamentals of Adsorption. Engineering Foundation, New York.
- LILHOLTH.**, Lawther J.M., “Natural organic fibers”, in : *Comprehensive Composite Materials*, édité par A. Kelly et C. Zweben, Pergamon Press, New York, 303-325 (2000).
- LI, Q.**, Diao, M., Xiao, H., Gao, K., 2013. Synthesis of superabsorbent and sea shell powder composite and its adsorption kinetics and isotherms to Pb^{2+} in water. *J. Mater. Appl.* 2, 45–56.
- LOW, K.S.**, Lee, C.K., Lee, K.P., 1993. Sorption of copper by dye-treated oil-palm fibres. *Bioresour. Technol.* 44, 109–112.
- MAHMOUD, M. R.**, Lazaridis, N. K., & Matis, K. A., 2015. Study of flotation conditions for cadmium (II) removal from aqueous solutions. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 203-211.
- MANTELL, C.L.**, 1951. In: *Adsorption*, second ed. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York
- MANOJ PS**, Senthilvel S, Tamilmani D, et al. Performance evaluation and modelling studies of gravel–coir fibre–sand multimedia stormwater filter. *Environ Technol*. 2012; 33(17): 2057-2069.
- MARCOS**, Laurent. Etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modélisés. 2001. Thèse de doctorat.

- MARLOW** HJ, Duston KL, Wiesner MR, et al. Microbial Transport through Porous Media: The Effects of Hydraulic Conductivity and Injection Velocity. *J Hazard Mater.* 1991; 28: 65-74.
- MAYTRAUD** T., Brousse G. (1998). « L'eau et l'urbanisme, comment ça marche ? » *TSM* n° 4, p. 57-64.
- MEIRHAEGHE** C. (2011) Evaluation de la disponibilité et de l'accessibilité de fibres végétales à usages matériaux en France Rapport Ademe/FRD (Fibres Recherche Développement), Troyes
- MENEGHEL**, A.P., Gonç,alves, A.C., Rubio, J.r.F., 2013. Biosorption of cadmium from water using Moringa (*Moringaoleifera* Lam.) seeds. *Water Air Soil Pollut.* 224, 1383.
- MÉRIGUET**, Georges. Filtration: Technologie. *Techniques de l'ingénieur. Génie des procédés*, 1997, vol. 4, no J3510, p. J3510. 1-J3510. 31.
- MCCARTHY**, John F. et MCKAY, Larry D. Colloid transport in the subsurface. *Vadose Zone Journal*, 2004, vol. 3, no 2, p. 326-337.
- MCCARTHY**, J. et J. Zachara. 1989, Subsurface transport of contaminants, *Environmental Science Technology*, vol. 23, no 5, p. 496–502.
- MCKAY**, G.B.H.S., Blair, H.S., Gardner, J.R., Adsorption of dyes on chitin. I. Equilibrium studies. *Journal of applied polymer science.* 27(8), 3043-3057.
- MCKAY**, G., Porter, J.F., Prasad, G.R., 1999. The removal of dye colours from aqueous solutions by adsorption on low-cost materials. *Water, Air, Soil, Pollut.* 114, 423–438.
- M. Ibaraki**, E.A. Sudicky, Colloid-facilitated contaminant transport in discretely fractured porous media: 1. Numerical formulation and sensitivity analysis, *Water Resour. Res.* 31 (12) (1995) 2945–2960.
- MOHANTY**, A.K., M. Misra, and G. Hinrichsen, Biofibres, biodegradable polymers and biocomposites: An overview. *Macromolecular Materials and Engineering*, 2000. 276- 277: p. 1-24.
- MOGHADASI** J., Müller-Steinhagen H, Jamialahmadi M, et al. Model study on the kinetics of oil field formation damage due to salt precipitation from injection. *J Petrol Sci Eng.* 2004b; 43: 201-217.
- MORAIS**, L.C., Freitas, O.M., Goncalves, E.P., Vasconcelos, L.T., Gonzalez Beca, C.G., 1999. Reactive dyes removal from wastewaters by adsorption on eucalyptus bark: variables that define the process. *Water Res.* 33, 979–988.
- MORVAN**, C., Andème-Onzighi, C., Girault, R., Himmelsbach, D.S., Driouich, A., Akin, D.E., 2003. Building flax fibres: more than one brick in the walls. *Plant Physiol. Biochem.* 41, 935–944.
- MULLIGAN** CN, Davarpanah N, Fukue M, et al. Filtration of contaminated suspended solids for the treatment of surface water. *J Chemosphere.* 2009; 74: 779-786.

- MUTHUKUMARAN A.E.**, Ilamparuthi K. Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. *J Geotext Geomembranes*. 2006; 24(4): 210-219.
- NAGAHARA H.**, Fujiyama T, Ishiguro T, et al. Fem analysis of high airport embankment with horizontal drains. *J Geotext Geomembranes*. 2004; 22(1): 49-62.
- NICOLAS A.**, Michel Martin. Contribution `a l`étude de paramètres influençant les propriétés m´écaniques de fibres ´élémentaires de lin : Corrélation avec les propriétés de matériaux composites. *Matériaux*. Université de Bretagne Sud, 2014. Français.
- NGAH, W.W.**, Hanafiah, M. A. K. M. (2008). Biosorption of copper ions from dilute aqueous solutions on base treated rubber (*Hevea brasiliensis*) leaves powder: kinetics, isotherm, and biosorption mechanisms. *Journal of Environmental Sciences*, 20(10), 1168-1176.
- NOPPADOL, S.**, Pongsakorn, P., 2014. Adsorption Behavior of Heavy Metals on Various Soils. *Pol. J. Environ. Stud.* 23(3), 853-865.
- ODUN E.P** , Odun HT., 1953 « fundamentals of Ecology” Philadelphia: W.B Saunders Company, 1953. 384pp
- OFOMAJA, A.E.**, Naidoo, E.B., Modise, S.J., 2009. Removal of copper (II) from aqueous solution by pine and base modified pine cone powder as biosorbent, *J. Hazard. Mater.* 168, 909–917.
- OKOLO, B.**, Park, C., Keane, M.A., 2000. Interaction of phenol and chlorophenols with activated carbon and synthetic zeolites in aqueous media. *J. Colloid Interface Sci.* 226, 308–317.
- PACAUD A.** 1950, conférence "Méthode expérimentale et écologie en milieu aquatique", Premier Colloque d'Ecologie au CNRS
- PADILLAI.Y.**, JIM YEH T.-C., CONKLIN M.H. The effect of water content on solute transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 1999, vol. 35, n°11, pp. 3303-3313.
- PANTET, A.**, & Monnet, P. (2007). Liquid–solid transition of kaolinite suspensions. *Mechanics of materials*, 39(9), 819-833
- PAYEN, J.**, 2013. Matériaux non tissés. Tech. Ing. Text. Tradit. Text. Tech. base documentaire :TIB572DUO.
- PFANNKUCH, H.O.** (1963). Contribution à l`étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Revue Française de l'institut du Pétrole*, 18, 215-270.
- PEHLIVAN E.**, Altun T, Cetin S, Bhangar MI. Lead sorption by waste biomass of hazelnut and almond shell. *J Hazard Mater.* 2009a; 167:1203–2128.
- PEHLIVAN, E.**, Altun, T., Parlayici, S., 2009b. Utilization of barley straws as biosorbents for Cu²⁺ and Pb²⁺ ions. *J Hazard Mater.* 164, 982–986.
- PESCOD, M.B.**, 1985, Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds in treatment and use of sewage effluent for irrigation. Ed. Pescod and Arar, 93-114.

- PEHLIVAN**, E., Altun, T., Cetin, S., et al., 2009c. Lead sorption by waste biomass of hazelnut and almond shell. *J Hazard Mater.* 2009c; 167:1203–1208.
- PETROVICA M**, Šoštarića T., Stojanovića, M. et al., 2016. Removal of Pb²⁺ ions by raw corn silk (*Zea mays* L.) as a novel biosorbent. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers.* 58, 407–416.
- PIRBAZARI**, M., Badriyha, B.N., Miltner, R.J., 1991. GAC adsorber design for removal of chlorinated pesticides. *J. Environ. Eng. ASCE* 117, 80–100.
- PIRBAZARI**, M., Badriyha, B.N., Kim, S.H., Miltner, R.J., 1992. Evaluating GAC adsorbers for the removal of PCBs and Toxaphene. *J. Am. Water Works Assoc.* 84, 83–90.
- PITTR**, Williamson D, Voorhees J. Review of historical street dust and dirt accumulation and washoff data. In *Effective modeling of urban systems, Monograph 13, from the International Stormwater and Water Quality Management Modeling Conference; 2005; Ontario, Canada.*
- PONS MN**, Belhani M, Bourgois J, et al. Analyse du cycle de vie- Epuration des eaux usées urbaines, *Techniques De L'ingénieur [life cycle analysis Treatment of urban wastewater] France : Techniques for engineer ; 2008.*
- POOTS**, V.J.P., McKay, G., Healy, J.J., 1976b. The removal of acid dye from effluent using natural adsorbents – II wood. *Water Res.* 10, 1067–1070.
- POOTS**, V.J.P., McKay, G., Healy, J.J., 1978. Removal of basic dye from effluent using wood as an adsorbent. *J. Water. Pollut. Control Fed.* 50, 926.
- PRICA**, M., Adamovic, S., Dalmacija, et al., 2015. The electrocoagulation/flotation study: The removal of heavy metals from the waste fountain solution. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 262-273.
- QUIGNON**, F., Thomas, F., Gantzer, C., Huyard, A., Schwartzbrod, L., 1998. Virus adsorption in a complex system: an experimentally designed study. *Water Res.* 32, 1222–1230.
- RAPPORT** d'Information du Sénat, 2016 - 87 pages
- REVITT** D.M., Scholes L. and Ellis J.B. (2008): A pollutant removal prediction tool for stormwater derived diffuse pollution. *Water Science and Technology*, 57, 1257-1264.
- REN YF**, Wang XK. Chemical analysis on stormwater runoff pollution of different underlying urban surfaces. *J ActaEcologicaSinica.* 2005; 25 (12): 3225-3230.
- REDDIL**, Xiao M, Hajra M, et al. Permeability reduction of soil filters due to physical clogging, *J GeotechGeoenviron Eng.* 2000; 126 (3): 236–246.
- ROLAND** J.C., Mosiniak M., Roland D., « Dynamique du positionnement de la cellulose dans les parois des fibres textiles du lin (*Linum usitatissimum*) », *Acta Bot Gallica* (1995), 142, 463- 484.
- RISER** J., 1999, *le Quaternaire, Géologie et Milieux naturels*, éditions Dunod, 319 pages

- RYAN**, Joseph N. et **ELIMELECH**, Menachem. Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and surfaces A: Physicochemical and engineering aspects*, 1996, vol. 107, p. 1-56.
- SAUVE**, 2002, Sauve et al., Chemical speciation of metals in soils. In *Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, and Plants*; Allen, H. E., Ed.; SETAC: Pensacola, FL, 2002; pp 7-38.
- SAUVE**, S.; Manna, S.; Turmel, M. L.; Roy, A.; Courchesne, F. Solid-solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37, 5191–5196.
- SAEED**, A., Akhter, M.W., Iqbal, M., 2005. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using papaya wood as a new biosorbent. *Separ.Purif.Technol.* 45, 25–31.
- SAIKIA**, N., Kato, S., Kojima, T., 2007. Production of cement clinkers from municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *Waste Management*, 27, 1178–1189.
- SAMADI**, N., Hasanzadeh, R., Rasad, M., 2015. Adsorption isotherms, kinetic, and desorption studies on removal of toxic metal ions from aqueous solutions by polymeric adsorbent. *J.Appl. Polym. Sci.* 132, 41642–41655.
- SARI**, A., Mendil, D., Tuzen, M., et al., 2008. Biosorption of Cd(II) and Cr(III) from aqueous solution by moss (*Hylocomium splendens*) biomass: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Chem. Eng. J.* 144, 1–9.
- SAIERS** J.E., G.M. Hornberger, The role of colloidal kaolinite in the transport of cesium through laboratory sand columns, *Water Resour. Res.* 32 (1) (1996) 33–41.
- SARSBY** RW. Use of ‘Limited Life Geotextiles’ (LLGs) for basal reinforcement of embankments built on soft clay. *J GeotextGeomembranes*.2007; 25: 302-310.
- SEN**, Tushar Kanti et **KHILAR**, Kartic C. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in colloid and interface science*, 2006, vol. 119, no 2, p. 71-96.
- ŠCIBAN**, M., Kalašnja, M., Škrbić, B., 2006. Modified softwood sawdust as adsorbent of heavy metal ions from water. *JHazardMater*.136, 266–71.
- SCOTT**, Keith et **HUGHES**, Ronald. *Industrial membrane separation technology*. Springer Science & Business Media, 2012.
- SCHIAVI** A, Shtrepi L. Ergun-Wu Equation: A Novel Approach for the Determination of Physical Parameters in Low/Medium Porosity Materials. In the 40th Italian (AIA) Annual Conference on Acoustics; 2013 Mar 18-21; Merano, Italia.
- SEDAK**.,Bozbaş,Y., 2016. Low-cost biosorbent: Anadarainaequivalvis shells for removal of Pb(II) and Cu(II) from aqueous solution. *Process Safety and Environmental Protection*. 103, 144–152.
- SHUKLA**, S.R., Pai, R.S., 2005. Adsorption of Cu(II), Ni(II) and Zn(II) on modified jute fibres. *Bioresour Technol.* 96, 1430–1438.

- SHUKLA**, S.R., Pai, R.S., Shendarkar, A.D., 2006. Adsorption of Ni(II), Zn(II) and Fe(II) on modified coir fibres. *Sep Purif Technol.* 47,141–147.
- SIVARAJ**, R., Namasivayam, C., Kadirvelu, K., 2001. Orange peel as an adsorbent in the removal of acid violet 17 (acid dye) from aqueous solutions. *Waste Manage.* 105–110.
- ŠIMŮNEK**, J., He, C., Pang, L., & Bradford, S. A. (2006). Colloid-facilitated solute transport in variably saturated porous media. *Vadose Zone Journal*, 5(3), 1035-1047.
- SPYCHAŁA** M, Starzyk J. Bacteria in non-woven textile filters for domestic wastewater treatment. *Environ Technol.* 2015; 36(8): 937-945.
- SONG**, Yue. Traitement des sédiments de dragage: processus et couplages. 2016. Thèse de doctorat. Le Havre.
- SREEKALA**, M.S., M.G. Kumaran, S. Joseph, M. Jacob and S. Thomas. 2000. Oil palm fiber reinforced phenol formaldehyde composites: influence of fiber surface modifications on the mechanical performance. *Applied Composite Materials* 7:295-329.
- SYNGOUNA**, V. I., & Chrysikopoulos, C. V. (2013). Cotransport of clay colloids and viruses in water saturated porous media. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 416, 56-65.
- TATALOVICH M.E.**, K.Y. Lee, C.V. Chrysikopoulos, Modeling the transport of contaminants originating from the dissolution of DNAPL pools in aquifers in the presence of dissolved humic substances, *Transport Porous Med.* 38 (1/2) (2000) 93–115.
- TAŞAR**, Ş., Kaya, F., & Özer, A., 2014. Biosorption of lead (II) ions from aqueous solution by peanut shells: Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), 1018-1026.
- TIEN**, C., 1994. *Adsorption Calculations and Modeling*. Butterworth-Heinemann, Boston.
- TIEN**, C. 1989, *Granular Filtration of Aerosols and Hydrosols*, Butterworth Publishing Co, Boston.
- TREYBAL**, R.E., 1980. *Mass-transfer Operations*, 3rd ed., McGraw-Hill Book Company, New York.
- URANO**, K., Yamamoto, E., Tonegawa, M., Fujie, K., 1991. Adsorption of chlorinated organic compounds on activated carbon from water. *Water Res.* 25, 1459–1464.
- VILLAESCUSAI**, Fiol N, Mart´inez M, Miralles N, Poch J, SerarolsJ, 2004. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Res.* 38: 992–1002.
- VIJAYARAGHAVAN**, K., Palanivelu, K., Velan, M. 2006. Biosorption of copper(II) and cobalt (II) from aqueous solutions by crab shell particles. *Bioresour. Technol.* 97, 1411–1419.
- VAITKUSA**, Cygas D, Laurinavicius A, et al. Evaluation of geotextiles separation performance on the impact of transport loads: experimental research-stage I. *Balt J Road and Bridge E.* 2007; 2(1): 45-50.

- VELDE B.**, 1995, Origin and mineralogy of Clays, Editions Springer, 329 pages
- WALTER J**, Weber JR, 1972, Physicochemical processes for water quality control, Wiley Interscience, 640 pages
- WAWRZKIEWICZ**, M., Bartczak, P., & Jesionowski, T. 2017. Enhanced removal of hazardous dye from aqueous solutions and real textile wastewater using bifunctional chitin/lignin biosorbent. *International Journal of Biological Macromolecules*, 99, 754-764.
- WEI J**, Aimin S, Jingjing X, et al. Experimental study on filtration effect and mechanism of pavement runoff in permeable asphalt pavement. *Constr. Build. Mater.* 2015; 100: 102-110.
- WINIARSKIT**, Lassabatere L. Influence d'un géotextile non tissé sur la rétention du zinc par un sol calcaire. France: Laboratory for Roads and Bridges; 1999. (Report serie 4273). French. 2007; 69(9): 1499-1508.
- WILLIAMS**, G.I. and R. P. Wool. 2000. Composites from natural fibers and soy oil resins. *Applied Composite Materials* 7:421-432.
- WILLATS**, W.G.T., McCartney, L., Mackie, W., Knox, J.P., 2001. Pectin: cell biology and prospects for functional analysis, in: Carpita, N.C., Campbell, M., Tierney, M. (Eds.), *Plant cell Walls*. Springer Netherlands, pp. 9-27.
- WINSTONRJ**, Al-Rubaei AM, Blecken GT, et al. Maintenance measures for preservation and recovery of permeable pavement surface infiltration rate - The effects of street sweeping, vacuum cleaning, high pressure washing, and milling. *J Environ Manage.* 2016; 169: 132-144.
- WISCHMEIER**, Walter H., SMITH, Dwight David, et al. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*, 1978.
- WONGTHF**. Australia Runoff Quality: A Guide to Water sensitive urban design. Melbourne: Engineers Australia; 2006.
- XIYILI**, H., Çetintaş, S., & Bingöl, D. 2017. Removal of Some Heavy Metals onto Mechanically Activated Fly Ash: Modeling Approach for Optimization, Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *Process Safety and Environmental Protection*.
- YAO**, K., M. Habibian et C. O'Melia. 1971, Water and wastewater filtration: Concepts and applications, *Environmental Science and Technology*, vol. 5, no 11, p. 1105-1112.
- YU**, B., Zhang, Y., Shukla, A., 2000. The removal of heavy metal from aqueous solution by sawdust adsorption – removal of copper. *J Hazard Mater.* 80, 33-42.
- YUAN**, X., Zhuo, S.-P., Xing, W., Cui, H.-Y., Dai, X.-D., Liu, X.-M., Yan, Z.-F., 2007. Aqueous dye adsorption on ordered mesoporous carbons. *J. Colloid Interface Sci.* 310, 83-89.
- YAVUZ**, O., Altunkaynak, Y., Güzel, F., 2003. Removal of copper, nickel, cobalt and manganese from aqueous solution by kaolinite, *Water Res.* 37, 948-952.
- YU**, Y., Zhuang, Y.-Y., Wang, Z.-H., 2001. Adsorption of water-soluble dye onto functionalized resin. *J. Colloid Interface Sci.* 242, 288-293.

ZHANG, X., Li, A., Jiang, Z., Zhang, Q., 2006. Adsorption of dyes and phenol from water on resin adsorbents: effect of adsorbate size and pore size distribution. *J. Hazard. Mater.* 137, 1115–1122.

ZOUBOULIS, A.I., Matis, K.A., Lanara, B.G., 1997. Removal of cadmium from dilute solutions by hydroxyapatite. II. Flotation studies. *Separation Science and Technology*.32(10), 1755-1767.

Sites internet

- http://services/urbains.lillemetropole.fr/public/doc/eauxPluviales/10_FicheTechnique
- http://www.graie.org/graie/graiedoc/reseaux/pluvial/TA_FreinsAvantages/EauxPluviales-outil-techniquesalternatives-nouefosse-juin2014
- https://www.graie.org/othu/docsactu/GuideTechnique_recommandationsouvragesinfiltration.
- <http://www.cc-caux-fleurdelin.fr/tourisme-et-loisirs/thematique-du-lin/le-lin-dans-tous-ses-etats/>

ANNEXES

Annexes

Annexe A

A. Principales techniques alternatives

A.1. Chaussées perméables

La chaussée perméable, également désigné sous le nom de pavé perméable, contient des pores ou des joints de séparation qui permettent à l'eau de circuler et de s'infiltrer dans un matériau de base (typiquement gravier ou roche de drainage). Les types de chaussées perméables comprennent l'asphalte poreux et le béton, les pavés perméables et les systèmes de grille en plastique ou en béton avec des vides remplis de gravier. Les systèmes des chaussées perméables permettent l'infiltration des eaux pluviales dans les sols, réduisant ainsi le ruissellement et la quantité de polluants qui pénètrent dans les ruisseaux et le milieu naturel. Cela améliore la qualité de l'eau, aide à réduire l'érosion des ruisseaux et peut faciliter la recharge des eaux souterraines. Les chaussées perméables sont disponible dans de nombreux types qui offrent des options respectueuses de l'environnement et esthétiquement agréables pour les allées, passerelles et les aires de stationnement.

Où les chaussées perméables peuvent-elles être utilisées?

Les chaussées perméables peuvent être utilisées dans divers milieux urbains. Ils sont particulièrement adaptés aux zones à faible encombrement, aux aires de stationnement, aux aires de circulation pour piétons. Les chaussées perméables sont également utilisées sur certaines autoroutes pour éviter l'hydroplanage. Les chaussées perméables dans les zones à fort trafic devraient être soigneusement étudiées. Avec plus de trafic, la surface perméable recevra une usure accrue et sera plus susceptible d'être bouchée par les sédiments et nécessite une maintenance plus fréquente. En outre, les zones à fort trafic ont souvent du sel et du sable appliqué pour contrer la neige ou la glace. Le sel peut lixivier et causer la contamination des eaux souterraines, et le sable peut obstruer le pavé.

Fonctionnement des chaussées perméables

Ces chaussées se composent de plusieurs couches, y compris la couche supérieure perméable et les couches sous-jacentes de gravier ou de pierre qui créent un réservoir de stockage d'eaux pluviales (Fig.1-6). La profondeur et les matériaux des chaussées perméables sont déterminés par la quantité de stockage de ruissellement et par les préoccupations liées à la circulation. Les trottoirs perméables fournissent une gestion des eaux pluviales grâce au stockage temporaire du ruissellement dans le réservoir souterrain. L'eau quitte le réservoir soit par infiltration, soit par un retrait qui a été déversé dans un système de transport des eaux pluviales. Une certaine amélioration de la qualité de l'eau se produit par filtration dans les couches du réservoir. Les chaussées perméables sont efficaces pour l'élimination des sédiments, des nutriments et des métaux. Cependant, les sédiments obstruent les pores de ces systèmes, entraînant leur colmatage. L'aspiration périodique de la surface est nécessaire pour éliminer les sédiments et restaurer la fonction du système.

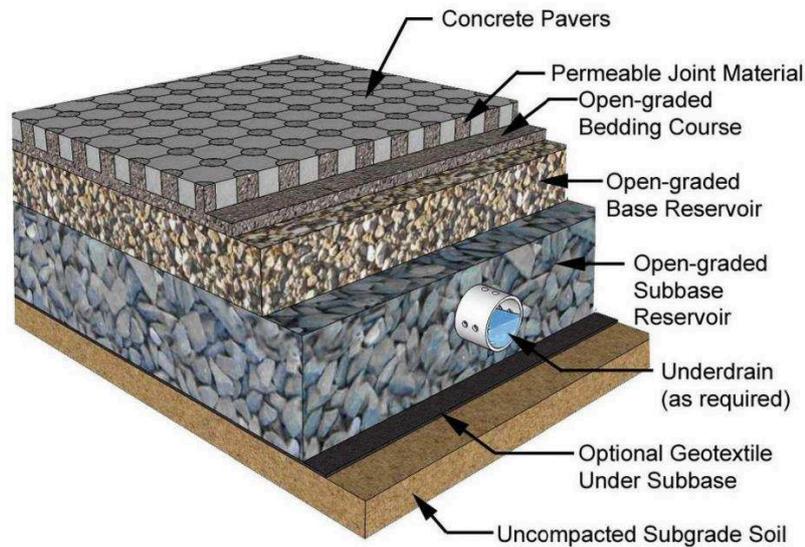


Figure A-1. Profil typique d'un pavé perméable (Smith, 2006)

Limites

Ces ouvrages présentent certaines limites dont :

- Les chaussées perméables ont des exigences d'entretien très spécifiques. Le non-respect de ces tâches entraînera une perte de capacité de réduction de ruissellement.
- Les chaussées perméables devraient être limitées aux zones à faible trafic. Les zones de fort trafic nécessitent une conception technique plus rigoureuse et une maintenance plus élevée.
- Le réservoir de gravier doit s'étendre au-dessous de la ligne de givre pour réduire le risque d'accélération du gel.
- Les chaussées perméables devraient être utilisées dans des endroits où la neige ou la glace ne seront pas effacées fréquemment en raison des dégâts possibles par le sel, le sable et les chasse-neige.

Entretien

- Vérifier que la chaussée est obstruée. Est-ce que les eaux pluviales s'infiltrent ou s'enfuient? Aspirez la couche de surface au besoin.
- Un puits d'observation doit être installé pour surveiller le réservoir de stockage pour s'assurer qu'il se vide entre les tempêtes.
- Gérer les zones environnantes pour réduire l'érosion et le ruissellement des débris et des sédiments sur la chaussée perméable.
- Inspectez la chaussée perméable en cas de détérioration ou d'endommagement de la circulation des véhicules.
- Évitez le resserrement, ce qui est souvent utilisé pour renouveler les chaussées d'asphalte. Cela rendra la chaussée effectivement imperméable au ruissellement et vaincra son but.

Performance

Les chaussées perméables sont efficaces pour éliminer les différents polluants du ruissellement des eaux pluviales. [Newman et al \(2013\)](#) ont réalisé une étude expérimentale sur une chaussée perméable, l'analyse des échantillons d'effluents recueillis en aval de la chaussée perméable indique que le système est capable de filtrer les eaux de ruissellement, et la qualité de l'effluent est conforme aux normes et peut être libéré directement dans le milieu naturel.

A.2. Tranchée d'infiltration

Définition

Les tranchées d'infiltration sont des tranchées longues, étroites et remplies de matériau granulaire (gravier, pierre...etc.) qui reçoivent le ruissellement des eaux pluviales. Le ruissellement est stocké dans l'espace vide entre les pierres et s'infiltré dans le fond et dans le sous-sol. Ce sont essentiellement des canaux linéaires. Les tranchées d'infiltration fonctionnent bien pour éliminer les sédiments fins et les polluants associés en raison de leur capacité à maximiser la surface de l'infiltration ([Revitt, Ellis et Scholes, 2008](#)).

Applications appropriées

Les tranchées d'infiltration occupent peu de terrain et peuvent être situées à proximité de sites résidentiels. Cependant, ils sont les plus adaptés aux zones où le ruissellement est relativement non pollué et les charges sédimentaires sont faibles, afin de réduire le risque de colmatage. En général, les tranchées d'infiltration sont adaptées aux zones de drainage jusqu'à 4 ha.

Avantages

Outre la réduction du volume de ruissellement, les tranchées d'infiltration permettent une élimination efficace des polluants. Le ruissellement capturé infiltre dans les sols environnants et augmente la recharge des eaux souterraines. Les tranchées d'infiltration peuvent facilement être incorporées dans le paysage existant, ne provoquant aucun impact esthétique négatif.

Inconvénients

Les inconvénients des tranchées d'infiltration comprennent le potentiel de contamination de la nappe phréatique et une forte probabilité d'échec précoce si elles ne sont pas correctement entretenues. Il est difficile de restaurer le fonctionnement des tranchées d'infiltration une fois colmaté, car le remplacement de l'agrégat obstrué est nécessaire ([manuel California Bump Stormwater, 2003](#)). Les tranchées d'infiltration ne sont pas non plus une technique intelligente appropriée pour les sites industriels ou commerciaux où la libération de grandes quantités ou de concentrations élevées de polluants est possible ([manuel de BMP de Small Sites urbains de Minnesota, 2001](#)).

Performances

Les tranchées d'infiltration éliminent les particules fines et les polluants associés, principalement par adsorption et filtration (ScholesRevitt et Ellis, 2004). Les sédiments grossiers peuvent empêcher la tranchée de fonctionner correctement et doivent être éliminés avant d'être infiltrés. Ces techniques éliminent jusqu'à 90% des sédiments, des métaux, des bactéries coliformes et des matières organiques, et jusqu'à 80% de phosphore et d'azote dans le ruissellement infiltré (Tab.1-2). L'élimination de la demande d'oxygène biochimique (DBO) est estimée entre 60 et 70%. Des taux d'élimination inférieurs pour les nitrates, les chlorures et les métaux solubles devraient être attendus, en particulier dans les sols sablonneux (Schueler, 1992).

Polluant	MES	TP	TN	DCO	DBO ₅	Cu	Zn	Pb
Efficacité %	95	85	80	66	66	34	80	71

Tableau A-1. Efficacité des tranchées d'infiltration (T. Simpson et S. Weammert, 2009 ; T. R Schueler, 1992)

Les efficacités d'élimination des polluants peuvent être améliorées en utilisant de l'agrégat lavé et en ajoutant de la matière organique et du limon dans le sous-sol. L'ajout de limon au sous-sol de la tranchée peut améliorer l'élimination des métaux par adsorption. (Manuel de BMP de Stormwater de Californie, 2003). Le degré d'élimination des polluants solubles dépend principalement du temps de détention, et de la réactivité du sol vis-à-vis ces polluants. Les tranchées d'infiltration permettent de filtrer les eaux de ruissellement et d'alimenter la nappe phréatique.

Opération et maintenance

L'entretien est indispensable pour le bon fonctionnement de ce type d'ouvrage. Les sédiments doivent périodiquement être enlevés pour éviter leur accumulation sur la surface des tranchées d'infiltration. Le colmatage conduit à une diminution dans le volume d'eau stocké et le dysfonctionnement total de l'ouvrage.

A.3. Les Noues

La noue est une fonctionnalité d'aménagement paysager qui peut être installée pour collecter, filtrer et infiltrer directement les eaux pluviales dans le sous-sol sans passer par la station d'épuration. Typiquement, les noues sont allongées et sont situées à un point bas naturel sur le site qui collecte les eaux pluviales. Les plantes dans la noue varient, mais toutes doivent être soigneusement sélectionnées par un professionnel. Certaines plantes sont meilleures que d'autres pour filtrer les métaux lourds et les matières organiques grâce à un processus d'absorption naturel appelé phyto-remédiation. Les plantes doivent pouvoir filtrer les polluants, avoir des racines suffisamment profondes pour favoriser l'infiltration et pouvoir maintenir des conditions humides pendant de courtes périodes. Les plantes qui se trouvent sur les bords supérieurs des noues n'ont généralement pas besoin de résister aux conditions humides.

Recommandations de conception

Les noues peuvent être utilisées comme ouvrage alternative à part entière ou en complément d'autres techniques. Dans le cas où la pente est forte, l'utilisation des cloisonnements dans la

noue est recommandée pour augmenter le volume de stockage et réduire les vitesses d'écoulement. Dans le cas contraire (une pente faible) et si le sol est imperméable, l'utilisation des organes spécifiques de vidange est nécessaire pour éviter la stagnation des eaux.

Avantages

Parmi les avantages on peut citer :

- La création de paysages végétaux et une bonne intégration dans le paysage;
- La réduction du débit de pont à l'exutoire, voire suppression dans le cas d'ouvrages d'infiltration;
- Une noue permet la collecte, le stockage et l'évacuation des eaux pluviales ;
- Ils constituent des exutoires naturels, si le sol est assez perméable (pas d'exutoire) ;
- La réalimentation des nappes phréatiques ;
- Une conception et réalisation à faible coût ;
- La décontamination des eaux de pluie par décantation et par filtration;
- Un entretien simple et classique;

A.4. Bassin de rétention

Définition

Les bassins de rétention stockent temporairement le ruissellement des eaux pluviales, réduisant ainsi le débit de pointe du ruissellement, les eaux sont évacuées par la suite vers un ruisseau ou un égout pluvial. Ils contribuent à prévenir les inondations localisées et fournissent des avantages pour la qualité de l'eau et réduisent l'érosion du littoral en aval.

En cas de forte pluie, le ruissellement s'écoule sur les surfaces imperméables directement vers les égouts pluviaux ou les cours d'eau. Les grands événements pluvieux apportent un volume significatif de ruissellement se déplaçant à un rythme accru, ce qui augmente le potentiel d'érosion et d'inondation en aval. Les bassins de rétention sont des bassins qui reçoivent et suppriment le ruissellement pour une libération à un rythme prédéterminé, ce qui réduit le ruissellement maximal délivré aux égouts pluviaux et aux cours d'eau. Les bassins sont généralement des structures de terre construite soit par la mise en fourrière d'une dépression naturelle, soit par une excavation du sol existant.

Les bassin de rétention sont conçus pour libérer tous les écoulements capturés au fil du temps et ne permettent pas la mise en commun permanente de l'eau. Le ruissellement capturé est libéré à travers des structures de sortie à plusieurs étages, constituées de déversoirs, d'élévateurs, d'orifices ou de tuyaux, ce qui permet une augmentation de la décharge lorsque les niveaux d'eau augmentent dans le bassin. Les bassins de rétention sont généralement moins efficaces pour éliminer les polluants dans le ruissellement car ils ne fournissent pas un temps de maintien adéquat pour que les particules solides se déposent avant que l'eau ne soit relâchée dans un courant ou un système d'égout pluvial. Cependant, l'extension du temps de rétention du bassin et/ou l'inclusion d'un bief en amont du bassin permet d'améliorer la qualité de l'eau et la quantité de stockage de l'ouvrage. La rétention prolongée nécessitera un bassin plus vaste. Les biefs amont piègent les sédiments pour prétraiter le ruissellement avant leur

sortie dans le bassin principal et fournissent également un stockage temporaire supplémentaire du ruissellement. En raison de leur capacité à contenir un volume important de ruissellement, les bassins de rétention sont adaptés au placement sur tous les sites, y compris les grands sites. Les bassins de rétention sont les plus fréquemment utilisés dans les sites où les autres techniques de gestion des eaux pluviales ne s'appliquent pas ou ne sont pas efficaces.

Avantages

Ces ouvrages présentent les avantages suivants :

- Réduit le débit de pointe du ruissellement et lutter contre l'inondation
- L'espace autour du bassin peut être aménagé pour améliorer l'esthétique paysagère, fournir de l'habitat à la faune et satisfaire à des critères de remédiation par une végétation adaptée.

Annexe B

B. Principaux ouvrages de rétention sur le territoire de la CODAH

B.1. Bassin Demidoff (2008)

La CODAH a construit en 2008 un bassin sous-terrain (Fig.B-1) qui permet de éviter des inondations catastrophiques telles que la ville en a subi en 2000 et 2003. Ce bassin situé sur la rue Demidoff, non loin de l'université du Havre d'une capacité de stockage de 38,000 m³ sur un terrain 4000 m² avec 40 m de profondeur (soit l'équivalent d'un immeuble de 15 étages), et 50 m de diamètre. Le bassin Demidoff est destiné à réduire les risques de débordements des eaux dans les quartiers de la ville basse. Ces installations regrouperont, entre autres, une unité de désodorisation, 5 pompes de refoulement permettant la vidange du bassin en moins de 24h, 2 pompes de relèvement des eaux de nappe, un système de nettoyage automatique du bassin, de nombreux capteurs métrologiques et des sondes qui permettront de surveiller l'activité du site et d'assurer la veille des équipements et de l'exploitation.



Figure B-1. Bassin Demidoff –Le Havre- pendant et après la fin des travaux ([site de l'entreprise Quille-Construction](#))

B.2. Bassin Jenner (2010)

Le bassin Jenner (Fig.B-2) complète le programme de lutte contre les inondations lancé par la CODAH depuis 2006 avec le bassin Demidoff et le bassin Levesque. Ce bassin situé à la sortie du tunnel Jenner d'une capacité de stockage de 50000 m³ avec 35 m de profondeur, et 50 m de diamètre. Mis en service fin 2010, Ce bassin est destiné à collecter les eaux usées et eaux de pluie pour être acheminées vers la station d'épuration à un débit le plus régulier possible. Il est dimensionné pour réguler les afflux de pluies d'orages et fait partie d'un réseau global au niveau de la CODAH. Les eaux collectées descendent par paliers successifs pour atténuer les saccades destructrices. Un système de vidange par paliers permet au bassin d'assurer une régulation tampon pour ne pas engorger les réseaux inférieurs. Ces eaux sont évacuées par une canalisation qui a été creusée sous le tunnel Jenner par un tunnelier. Un système de chasse est mis en place pour nettoyer le fond du bassin lorsque celui-ci est vide.



Figure B-2. Bassin Jenner –Le Havre- (site de l'entreprise Quille-Construction)

B.3. Bassin du Docteur LEVEQUELE HAVRE (2008)

Le bassin LEVEQUE (Fig.B-3) a été réalisé sous la place principale du quartier commerçant de Bléville dans les hauteurs du Havre (entre Sainte Adresse et le Montgaillard), ce bassin fait partie du programme de lutte contre les inondations lancée par la CODAH depuis 2006 (Bassin Demidoff, Bassin Jenner). Le bassin a une capacité de stockage de 3400m³ avec 20 m de profondeur, et 22 m de diamètre. Ce dernier est équipé de 4 clapets de chasse, et 2 pompes de vidange 40 L/s. Le bassin entièrement automatisé.



Figure B-3. Vue générale du bassin du Docteur Leveque –Le Havre- pendant les travaux et après la remise en état (site de l'entreprise Quille-Construction)

B.4. Bassin Harquebosc 2014

La Communauté d'Agglomération du HAVRE entreprend la construction d'un bassin de rétention sur le site du bassin Harquebosc à ciel ouvert (Fig.B-4) afin de soulager le collecteur des Londes (collecteur principal du réseau unitaire du Havre en partie est). La construction du bassin Harquebosc est située au sein du Parc de la Rouelles à Harfleur. Sa capacité est de 17 000 m³ et l'investissement s'élève à 13,8 millions d'euros H.T. Le collecteur d'eaux usées et d'eaux pluviales des Londes subit des débordements qui rejoignent la Lézarde. L'objectif du bassin Harquebosc est de limiter ces débordements et les rejets aux autres bassins de déversement d'orage. Les débordements du collecteur des Londes par temps de pluie sur les

communes du Havre et d'Harfleur et l'importance des rejets unitaires vers les cours d'eau de la Rouelles et de la Lézarde ont incité les élus de la CODAH à mener les études nécessaires à résoudre ce double problème. Le projet comprend :

- Un prétraitement des effluents par dégrillage,
- Un bassin de stockage,
- Une fosse de pompage de vidange,
- Un dispositif de nettoyage par chasses centrale et périphérique,
- Une ventilation/désodorisation de l'ouvrage.



Figure B-4. Chantier du bassin de stockage Harquebosc - Harfleur (Sefi-Intrafor ; 2013)

B.5. Bassin Van Gogh (2013)

Afin d'améliorer la qualité des rejets en mer et de résoudre les problèmes d'inondation, La CODAH envisage la réalisation d'un bassin de stockage-restitution d'eaux unitaires sur le plateau de Dollemard (Villes du Havre et de Sainte Adresse), L'investissement s'élève à 2,6 millions d'euros H.T. L'objectif de l'ouvrage est de limiter les rejets en milieu naturel et sur le littoral. La capacité de ce bassin est de 1200 m³.

Annexe C

C. Etude préliminaire sur le choix de géotextile

Au cours de l'année 2014 - 2015, après avoir fait une synthèse de l'état de l'art sur la problématique, une étude expérimentale a été lancée au laboratoire afin de faire un choix de matériau et de tester la capacité de rétention des particules en suspension du dispositif à long terme. L'étude a été effectuée en deux étapes. Dans la première étape, des essais ont été réalisés afin de tester l'influence de 3 types de géotextiles (un tissé et deux non tissés) sur la capacité de rétention de particules en suspension, du dispositif.

Les expériences consistent à injecter en continue des particules argileuses en suspension (kaolinite) dans une colonne de laboratoire remplie de sable saturé avec et sans géotextiles. Les suspensions de concentrations 1 g/L sont injectées à une vitesse d'écoulement constante. Un volume total de suspension équivalent à 30 volumes de pores (30Vp) est injecté à chaque expérience.

Dans la deuxième étape de cette étude, après avoir fait un choix de géotextile, des essais de filtration à longues durées ont été effectués sur le dispositif en considérant les quatre configurations suivantes :

- Une colonne est remplie de sable seul,
- Une colonne est remplie de sable avec 1 nappe de géotextile placée à 1/2 de la colonne (l'étant la longueur de la colonne),
- Une colonne est remplie de sable avec 2 nappes de géotextiles : 1 nappe de géotextile placée à 1/4 et une nappe placée à 1/2 de la colonne,
- Une colonne est remplie de sable avec 3 nappes de géotextiles : 1 nappe de géotextile placée à 1/4, une nappe placée à 1/2 et une nappe placée à 3/4 de la colonne,

Les expériences ont été effectuées dans les mêmes conditions que la 1ère étape, sauf que le volume total de suspension injecté est équivalent à 120 volumes de pores ce qui correspond à un temps de service de plus d'une année de l'ouvrage en vraie grandeur afin de faire un choix de géotextile, quatre essais de filtration ont été réalisés en deux configurations : une colonne remplie de sable seul (1), et une colonne remplie de sable avec une nappe de géotextile placée au milieu (2). Les trois géotextiles présentés sur la figure C-1 ont été testés :

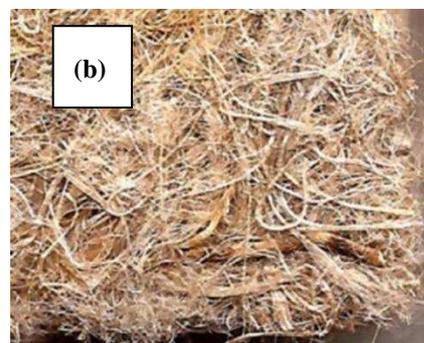




Figure C-1. Les géotextiles testés pour les essais de filtration : (a) géotextile tissé, (b) géotextile non tissé 1 et (c) géotextile non tissé 2

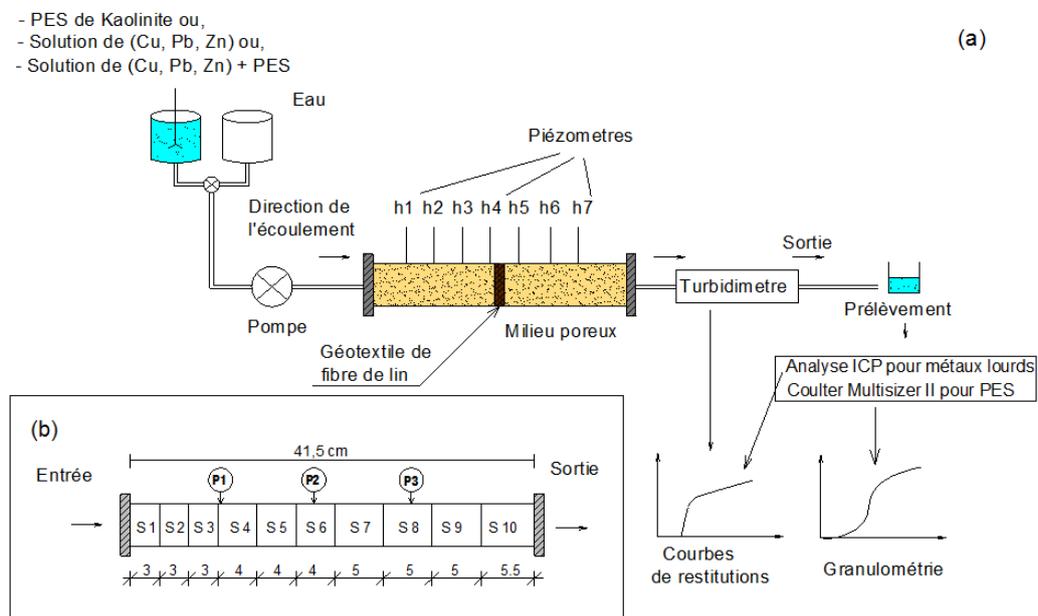


Figure C-2. Schéma du dispositif expérimental

La figure C-3 présente les courbes de restitution obtenues pour les quatre milieux étudiés. Au début de l'injection, après une phase de croissance rapide, les courbes de restitution présentent un palier jusqu'à un volume injecté critique (autour de $3 V_p$). Cette allure des courbes est conforme à la réponse d'un milieu propre dans lequel la capacité de rétention est maximale. Les résultats montrent que le géotextile non tissé 1 améliore significativement l'efficacité de filtration du dispositif. Cette dernière est légèrement améliorée par la présence du géotextile tissé ou non tissé 2. A la fin de la filtration et après un volume injecté égal à $30 V_p$, la concentration relative C/C_0 atteint une valeur de l'ordre de 18% pour le sable seul et seulement 12% pour le sable avec géotextile non tissé 1.

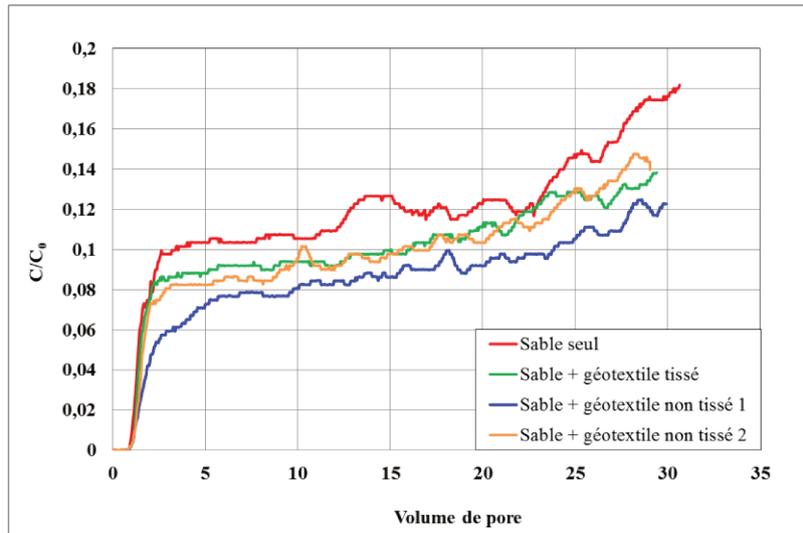


Figure C-3. Courbes de restitution

La figure C-4 présente les profils de rétention σ mesurés dans les quatre milieux testés. La rétention σ est définie comme le rapport entre la masse de particules déposées dans une épaisseur de sable et la masse de cette épaisseur de sable. La rétention dans le milieu est non uniforme. Elle est très importante à l'entrée de la colonne et diminue rapidement avec la profondeur. Un pic de rétention est observé au niveau des géotextiles. Dans le milieu avec une nappe de géotextile non tissé 1, la rétention est plus forte comparée à celle observée dans les autres cas.

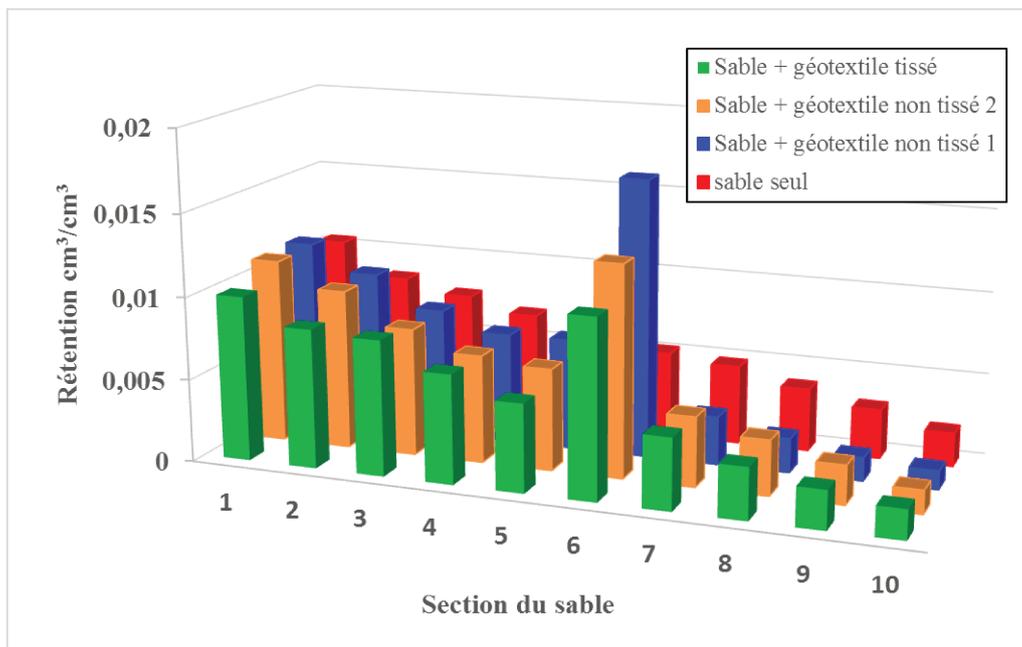


Figure C-4. Profils de rétention

Annexe D

D. Courbes d'étalonnage ICP

Les courbes d'étalonnage pour différents métaux sont présentées ci-dessous :

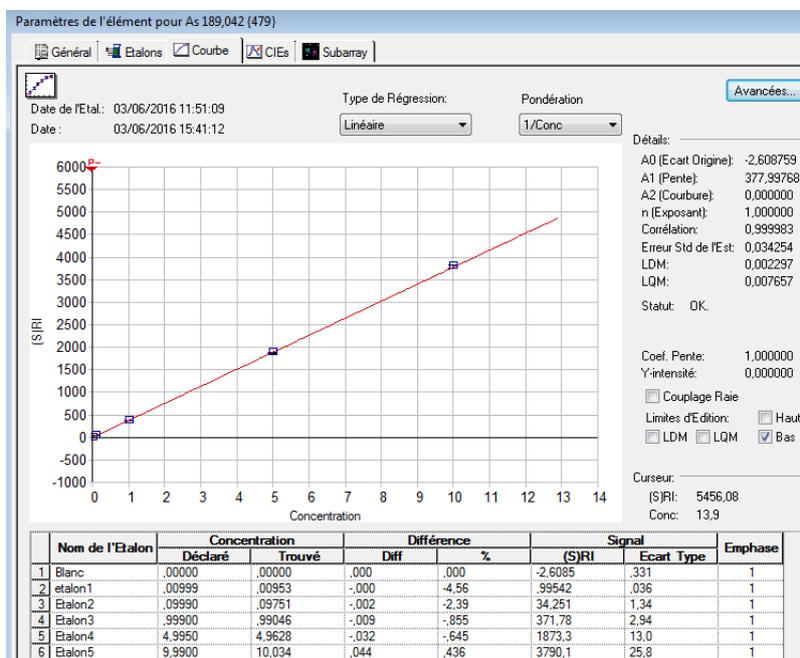


Figure D-1. Courbe d'étalonnage « As »

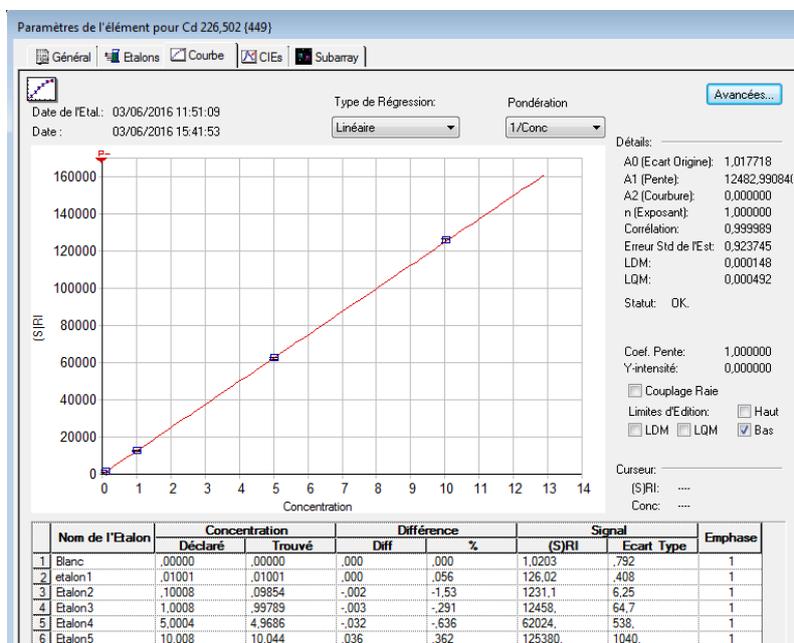


Figure D-2. Courbe d'étalonnage « Cd »

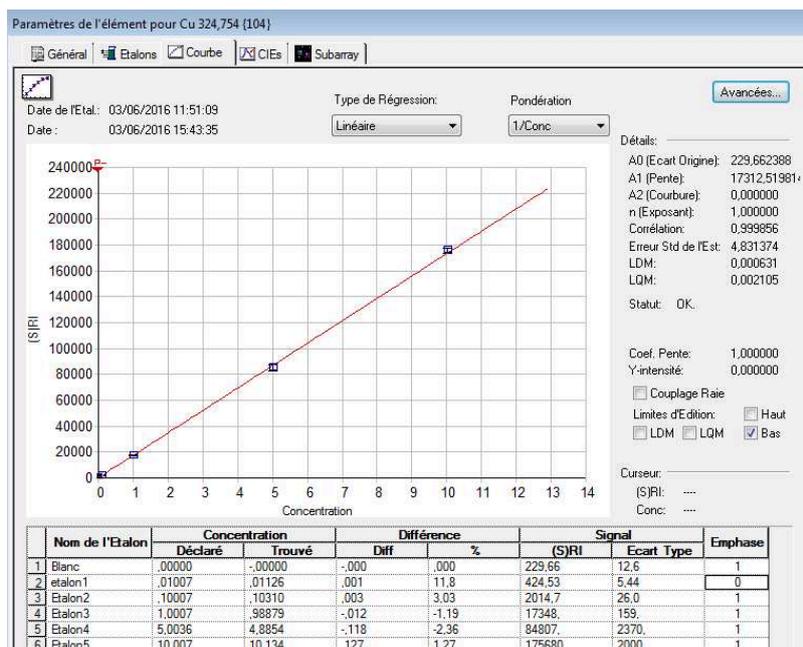


Figure D-3. Courbe d'étalonnage « Cu »

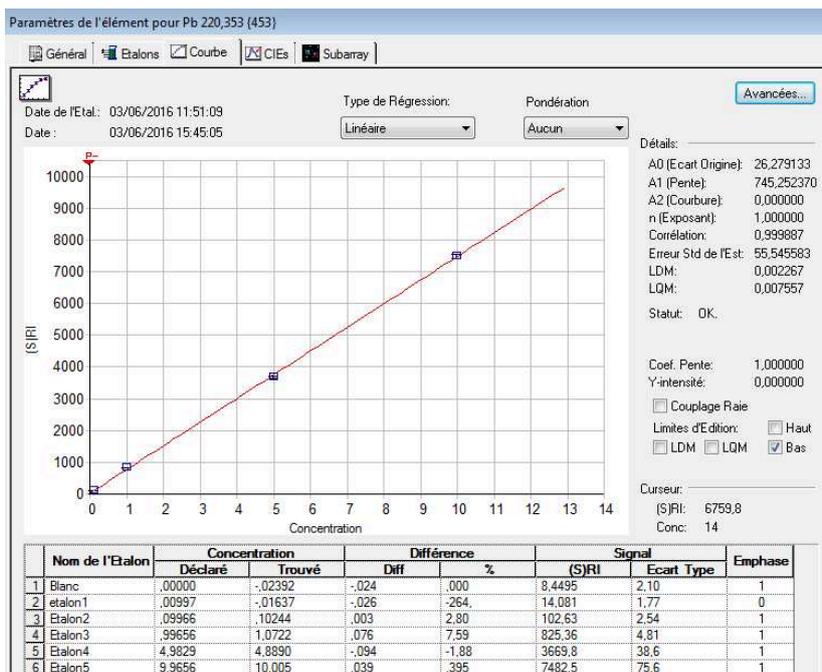


Figure D-4. Courbe d'étalonnage « Pb »

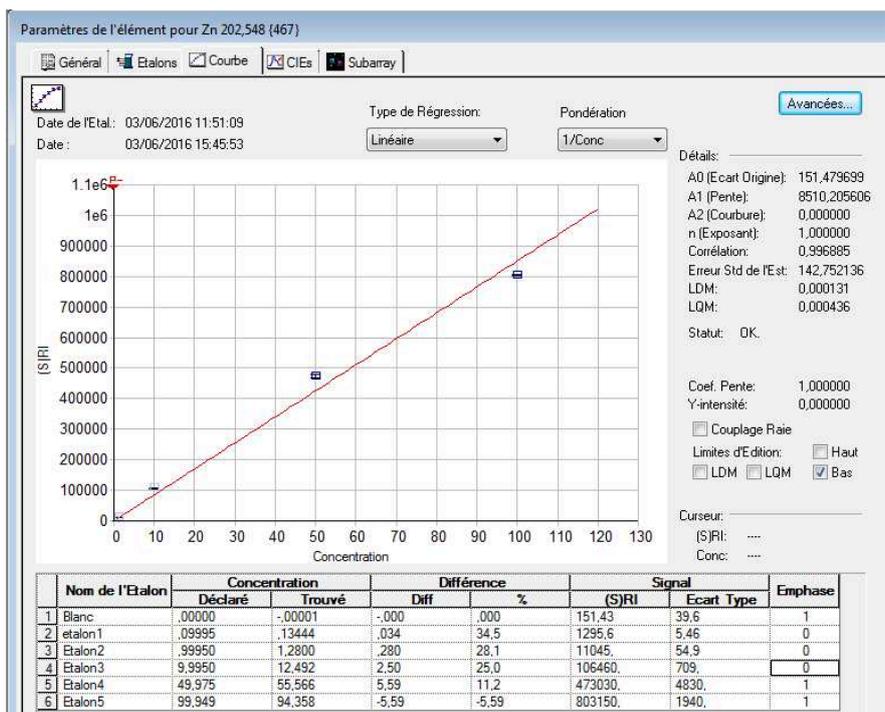


Figure D-5. Courbe d'étalonnage « Zn »

Annexe E

E. Réglementation française appliquée aux systèmes d'assainissement TEXTES FONDATEURS (Version imprimable de Légifrance 2016)

1. Droit européen :

- Directive européenne du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture
- Directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires
- Directive Cadre sur l'eau du 23 octobre 2000 (version consolidée au 21 mars 2008)
- Règlement n°648/2004 du Parlement européen et du Conseil du 31 mars 2004 relatif aux détergents
- Règlement n°259/2012 du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2012 modifiant le règlement (CE) n°648/2004 en ce qui concerne l'utilisation des phosphates et autres composés du phosphore dans les détergents textiles destinés aux consommateurs et les détergents pour lave-vaisselle automatiques destinés aux consommateurs
- Règlement européen du 18 janvier 2006 concernant la création d'un registre des rejets et des transferts de polluants
- Directive européenne du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementales dans le domaine de l'eau

2. Droit national :

2.1. Code de l'environnement - Milieu aquatique :

2.1.1. Principes généraux : Article L.210-1

Code de l'environnement

Titre Ier : Eau et milieux aquatiques.

Article L210-1

L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général.

Dans le cadre des lois et règlements ainsi que des droits antérieurement établis, l'usage de l'eau appartient à tous et chaque personne physique, pour son alimentation et son hygiène, a le droit d'accéder à l'eau potable dans des conditions économiquement acceptables par tous.

Les coûts liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources elles-mêmes, sont supportés par les utilisateurs en tenant compte des conséquences sociales, environnementales et économiques ainsi que des conditions géographiques et climatiques.

2.1.2. Gestion équilibrée de la ressource en eau :

a) Transposition de la directive Cadre sur l'eau et régime général de la ressource en eau :
Articles L.211-1 à L.211-3

b) Normes de qualité et objectifs de qualité : Article L.211-4

- Voir aussi au SDAGEs ci-après, l'article L.212-1 IV à XIII (rétention d'objectifs de qualité par les SDAGEs)
- Article D211-10

c) Information en cas d'accident ou de danger : Articles L.211-5 et L.211-6
d) Habilitation des collectivités en vue de l'étude et de travaux dans le domaine de l'eau : Article L.211-7

e) Zones sensibles : Articles R.211-94 et R.211-95

2.1.3. Déversements susceptibles d'altérer la qualité de l'eau et de porter atteinte aux milieux aquatiques :

a) Désinfection et réutilisation des eaux usées, détergents : Articles R.211-22 et R.211-23

b) Détergents : Articles R.211-63 , R. 216-8-1

c) Code de l'Environnement : Épandage des boues.

- Dispositions générales relatives aux boues. (Articles R.211-25 à R.211-30)
- Conditions générales d'épandage des boues. (Articles R.211-31 à R.211-37)
- Dispositions techniques relatives aux épandages. (Articles R.211-38 à R.211-45)

2.1.4. SDAGEs

a) Elaboration, et objectifs des Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux : Articles L 212-1, L.212-2, L.212-2-1, L.212-2-3

b) Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

- Objectifs : Article L.212-3
- Elaboration : Article L.212-4
- Contenu : Articles L.212-5 et L.212-5-1
- Valeur contraignante : Article L.212-5-2
- Approbation : Article L.212-6
- Modification : Articles L.212-7 et L.212-8

2.1.5. Structures administratives

a) Comité National de l'eau : Article L.213-1

b) Office national de l'eau et des milieux aquatiques : Article L.213-2

c) Préfet coordonnateur de bassin : Article L.213-7

d) Comités de bassin et agences de l'eau : Articles L.213-8 et L.213-8-1

2.1.6 .Redevances et primes des agences de l'eau

a) Dispositions générales

b) Redevance pour modernisation des réseaux de collecte

c) Obligations déclaratives et modalités :

- Articles L.213-11 à L.213-17
- Articles R.213-48-21, R.213-42-22, R.213-48-26 et R.213-48-35

d) Redevance pour modernisation des réseaux de collecte (Outre-Mer)

Articles L.213-14-2, L213-20, R.213-76-1, R.213-76-4 et R.213-76-10

2.1.7. Régime d'autorisation et de déclaration : Articles L.214-1, L.214-2, L.214-3, L.214-3-1, L.214-4, L.214-8

a) Nomenclature des activités installations et ouvrage : Articles R.214-1 à R.214-5

b) Procédures d'autorisation et de déclaration :

- Dispositions applicables aux opérations soumises à autorisation. (Articles R.214-6 à R.214-31)
- Dispositions applicables aux opérations soumises à déclaration. (Articles R.214-32 à R.214-40)

- Dispositions communes aux opérations soumises à autorisation ou à déclaration. (Articles R.214-41 à R.214-56)
- Procédure particulière aux ouvrages d'assainissement soumis à autorisation ou à déclaration - Epandage des boues (Articles R.211-46 à R.211-47)

c) Réglementation ICPE : Stations d'épuration recevant plus de 70% d'effluents industriels (Article R.511-9)

2.1.8. Assainissement : Articles L.214-14 et R.214-106

2.1.9. Compétence de police et conservation des eaux : Articles L.215-7 et L.215-12

2.1.10. Site Natura 2000

a) Définition : Articles L.414-1 à L.414-3

b) Prise en compte des sites Natura 2000 dans les documents d'incidence des projets d'aménagements : Art. L.414-4 à L.414-7

2.2. Code de la santé publique :

2.2.1. Pouvoir réglementaire de l'Etat en matière d'hygiène : Articles L.1311-1 et L.1311-2

2.2.2. Raccordement : obligations, financement, assainissement non collectif : articles L.1331-1 à L.1331-9, voir également les arrêtés du 19 juillet 1960 et du 28 février 1986 relatifs au raccordement des immeubles aux égouts

2.2.3. Déversements d'eaux usées autres que domestiques dans les réseaux de collecte : Article L.1331-10

2.2.4. Interdiction de certains déversements (eaux de piscine) dans les réseaux de collecte : Article R.1331-2

2.2.5. Contrôles et entretien des équipements : Article L.1331-11

2.2.6. Autres dispositions (condition de l'urbanisation, de diagnostic des ouvrages d'ANC) : Articles L.1331-11-1, L.1331-12, L.1331-13 et L.1331-15

2.3. Code général des collectivités territoriales :

2.3.1. Pouvoir de police : Articles L.2212-1 et L.2212-2

2.3.2. Services publics à caractère industriel et commercial : disposition générale - Rapport annuel du maire sur le service public de l'assainissement :

- Articles L.2224-1 à L.2224-6
- Dispositions réglementaires : Articles D.2224-1 à D.2224-5
- Décret n°2007-675 du 2 mai 2007 (Rapport du maire sur le coût du service d'assainissement) voir Textes relatifs au rapport du maire

2.3.3. Services publics d'assainissement

a) Compétences des services publics d'assainissement : Articles L.2224-7, L.2224-8 et L.2224-9

b) Délimitation des zones d'assainissement : Articles L.2224-10, R. 2224-7 à R.2224-9

c) Définitions et prestations à réaliser par les services publics d'assainissement

- Définitions : Article R.2224-6
- Prestations à réaliser par les services publics d'assainissement : Articles R.2224-10 à R.2224-17

d) Règlement de service public d'assainissement : Article L.2224-12

e) Élimination des déchets : Article L.2224-13

2.3.4. Redevance communale d'assainissement

a) Dispositions législatives : Articles L.2224-11 à L.2224-11-5 et L.2224-12-2 à L.2224-12-5

b) Dispositions réglementaires : Articles R.2224-19 à R.2224-20

2.3.5. Taxe pour la gestion des eaux pluviales urbaines

2.3.6. Compétences de la communauté de commune, de la communauté urbaine et de la communauté d'agglomération : Articles L.5214-16, L.5215-20 et L.5216-5

2.3.7. Assistance technique du Conseil Général : Articles L.3232-1-1, R.3232, R.3232-1-1, R.3232-1-2, R.3232-1-3 et R.3232-1-4

2.4. Code de l'urbanisme :

Articles R.221-6 et R.211-12

2.5. Code rural :

2.5.1. Servitude pour l'établissement de canalisations publiques d'eau ou d'assainissement : Articles L.152-1, L.152-2 et R.152-1

2.5.2. Servitude de passage des engins mécaniques et de dépôt pour l'entretien de certains canaux d'assainissement Article L.152-13

VII. TEXTES TECHNIQUES RELATIFS A LA GESTION DES EAUX PLUVIALES

Le statut général des eaux pluviales est posé par le code civil dont les dispositions s'appliquent à tous (particuliers, collectivités, etc.). Il impose (art. 640 et 641 du code civil) aux propriétaires « inférieurs » une servitude vis-à-vis des propriétaires « supérieurs ». Les propriétaires « inférieurs » doivent accepter l'écoulement naturel des eaux pluviales sur leur fonds. Cette obligation disparaît si l'écoulement naturel est aggravé par une intervention humaine. Les eaux de ruissellement générées notamment par les toitures et les voiries lors des événements pluvieux peuvent constituer des débits importants ou être chargées en polluants. Lorsqu'elles sont collectées par des réseaux et rejetées directement dans le milieu aquatique, elles peuvent entraîner un risque d'inondation accru ou des pollutions. Les rejets importants d'eaux pluviales sont soumis à une procédure «au titre de la loi sur l'eau» (art. L. 214-1 à L.214-6 du code de l'environnement) et sont principalement concernés par les rubriques 2.1.2.0 et 2.1.5.0 de la nomenclature de l'article R. 214-1 du code de l'environnement.

• La collecte et le traitement : compétences des collectivités :

L'article L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales prévoit que les communes et leurs établissements publics de coopération délimitent « les zones où des mesures doivent être prises pour **limiter l'imperméabilisation des sols et pour assurer la maîtrise du débit et de l'écoulement des eaux pluviales et de ruissellement** », ainsi que « les zones où il est nécessaire de prévoir des installations pour assurer la collecte, le stockage éventuel et, en tant que de besoin, le traitement des eaux pluviales et de ruissellement lorsque la pollution qu'elles apportent au milieu aquatique risque de nuire gravement à l'efficacité des dispositifs d'assainissement. » La collecte, le transport, le stockage et le traitement des eaux pluviales constituent un service public administratif relevant des communes selon le code général des collectivités territoriales.

• La collecte et le traitement : obligations des particuliers :

Contrairement aux dispositions applicables en matière d'eaux usées (cf. article L. 1331-1 du code de la santé publique) , il n'existe pas d'obligation générale de raccordement en ce qui concerne les eaux pluviales. Le raccordement peut cependant être imposé par le règlement du service d'assainissement ou par des documents d'urbanisme.

Annexe F

Localisation du site expérimental et description du dispositif de filtration des eaux de surface

Compte tenu du contexte local et des problématiques de gestion des eaux pluviales, qui font l'objet de nombreuses et diverses recherches, et du développement de solutions alternatives dans le BTP en utilisant des sous-produits, notamment des biosourcés, nous avons mis en place un site pour tester en vraie grandeur le prototype en s'inspirant de l'expertise des travaux du grand Lyon.

Pour maîtriser les pollutions apportées par les eaux de ruissellement, il faut réduire la contamination des eaux pluviales (en adoptant des filtres adaptés aux industries émettrices de gaz ou autres émissions). Il faut aussi viser à limiter à la source les apports de pollution (réduction des produits d'entretien, des herbicides, engrais, nettoyage de rues, adapter les produits de chaussées, peintures, améliorer les transports en commun). Si les eaux de ruissellement sont épurées efficacement et rapidement, leur infiltration dans le sol doit être favorisée. C'est pourquoi en ville basse, la proximité de la nappe phréatique limite le développement d'un tel dispositif. Nous ne présenterons que le dispositif introduit dans le système d'assainissement conçu sur la ville haute du Havre pour gérer le flux de la Zone d'activités du Pressoir. Il s'insère dans une zone périurbaine où le réseau d'assainissement est séparatif.

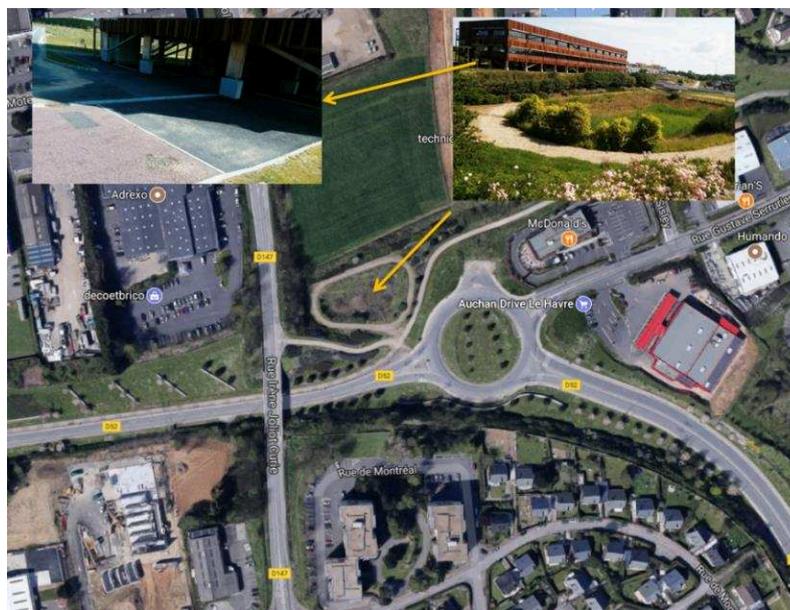


Figure F-1. Localisation du dispositif de filtration

L'étude, réalisée avec le soutien de la CODAH, a pour objectif de tester en vraie grandeur, au niveau d'un système de collecte placé à l'amont d'une noue et d'un bassin, un dispositif de filtration simple afin de garantir le bon fonctionnement de ces ouvrages de stockage et de réduire leur entretien. Il s'agit d'une tranchée aux dimensions réduites, qui est remplie de matériaux granulaires enveloppés dans des géotextiles à base de fibres de lin. Le dispositif est facile à extraire et à remplacer. Il permettra de récupérer, par rétention, l'essentiel des

particules transportées par les eaux de ruissellement et de qualifier les capacités épuratrices de cette fibre naturelle. Les matériaux pourront être traités et le géotextile pollué détruit. Le choix du lin est lié à des orientations économiques, car la région normande, forte productrice de lin, développe leur utilisation dans de nombreuses applications industrielles et notamment dans le secteur du BTP.

Le dispositif a été installé en décembre 2014 en amont d'une chaussée de parking dans une nouvelle cité nommée «les bâtiments biosourcés» au nord de la ville du Havre (ZAC du Pressoir) (Fig.F-1). Les bâtiments biosourcés c'est un projet de construction de bureaux modulables et réversibles au Havre (Totalemment démontable et recyclable) réalisé en 3 parties (chaque partie s'étend sur 2 400 m² sur une parcelle de 9 700 m²). Ce projet offre une flexibilité à travers sa modularité, Il dispose aussi d'une réversibilité unique car ces bureaux sont aussi entièrement convertibles en logements. Le projet des bâtiments biosourcés a été réalisé par l'entreprise SOGEA Nord-Ouest, et financé par la CODAH. Le choix de cette zone pour l'installation du dispositif de filtration est lié principalement au positionnement de ce quartier dans la zone d'assainissement non collectif ou les eaux pluviales peuvent être traitées localement et infiltrées directement dans le sous-sol.



Figure F-2. Dispositif de filtration pendant la réalisation

Le dispositif est destiné pour filtrer les eaux ruisselées sur une surface bien maîtrisée de la chaussée du parking. Il est composé d'une chambre de filtration d'une longueur de 116 cm, une largeur de 38 cm et une hauteur de 120 cm. La chambre de filtration est équipée de deux regards de prélèvements, un placé en amont pour prélevé les eaux brute et l'autre placé en aval pour prélevé les eaux épurées. Les eaux traitées par le dispositif seront canalisées vers une noue végétalisée située en aval (Fig.F-1 ; Fig.F-2). Plusieurs vannes ont été installées pour gérer l'écoulement des eaux. Le site est actuellement fermé et non équipé, les travaux présentés dans cette thèse ont été réalisés complètement au laboratoire sur un modèle réduit du dispositif. La recherche de financement pour finir son équipement est toujours d'actualité.

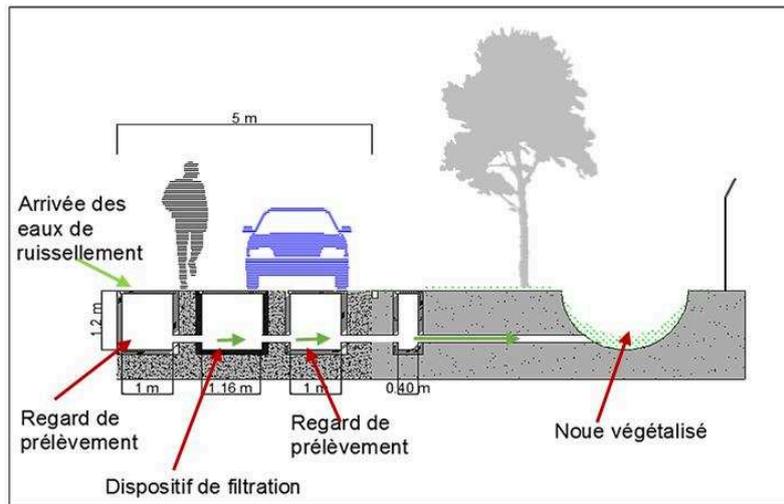


Figure F-3. Principe de fonctionnement du dispositif de filtration

La région Havraise est un des premiers sites SEVESO en France, à cause de sa forte industrialisation et son agriculture intensive sur le plateau de Caux. Le port du Havre nécessite d'importants travaux de dragages, car les sédiments d'origine fluviales et terrigènes éventuellement pollués à l'amont s'accumulent quotidiennement dans l'estuaire de la Seine. Les eaux de ruissellement contribuent largement à augmenter ce transport sédimentaire. En cas de pollution, elles doivent être traitées au plus vite. Ainsi augmenter le nombre d'installation simple et renouvelable, fonctionnant sans énergie, permet de les traiter quasiment à la source, réduisant ainsi les coûts de traitement dans les grandes STEP. Le volume d'eau polluée par l'atmosphère industrielle et les importantes surfaces de ruissellement peuvent être rapidement traité par un dispositif simple. Ainsi l'eau épurée pourra être plus facilement infiltrée et éviter ainsi son passage par la STEP. Les coûts d'entretien des fossés et des noues a également un impact économique, qui s'en verra réduit. De nombreux problèmes restent cependant à résoudre, et le prototype ainsi conçu ne pourra être validé qu'après un certain nombre de tests en vraie grandeur.

RESUME

Dans ce travail de thèse on a examiné expérimentalement l'efficacité épuratoire d'un dispositif de filtration, constitué de sable concassé et de nappes de géotextile en fibre de lin, à l'échelle de laboratoire afin d'installer en conditions locales (Agglomération Havraise) un site expérimental en vraie grandeur. Deux types d'essais ont été utilisés : (1) Des essais batch pour quantifier le potentiel de sorption des ions plomb, cuivre et zinc par les étoupes de fibres de lin à partir d'une solution aqueuse. (2) Des essais de filtration de longue durée dans des colonnes en laboratoire remplies de sable concassé avec et sans strates de géotextile en fibres de lin pour étudier l'influence de la présence de géotextiles sur le transfert et la rétention (i) des particules en suspension non polluées (particules de kaolinite) (ii) des métaux lourds solubles dans l'eau (iii) des métaux lourds sous forme particulaire (ions métalliques adsorbés sur les particules de kaolinite en suspension) et métaux lourds et solubles dans l'eau. Les essais de sorption ont montré que l'adsorption des ions métalliques par les fibres de lin est favorable avec une capacité d'adsorption maximale de 9,9 ; 10,7 et 8,4 mg g⁻¹ respectivement pour le cuivre, le plomb et le zinc. Les essais de filtration ont montré que la présence des géotextiles dans le sable influence le transfert des métaux lourds, sous les deux formes soluble et particulaire. La rétention des métaux dans le sable est favorisée et les profils de rétention sont modifiés. De plus, et contrairement aux géotextiles synthétiques, les géotextiles en fibres de lin contribuent eux-mêmes à la rétention d'une fraction non négligeable de polluants métalliques sous forme soluble et particulaire dans leur propre structure. L'efficacité globale de rétention des métaux par le dispositif de filtration est améliorée. Ces résultats sont de bons indicateurs pour envisager l'utilisation de matériaux à base de fibre de lin dans la conception de systèmes de traitement local des eaux de ruissellement et l'élimination de polluants métalliques.

Mots clés : physico-chimie des eaux de ruissellement, rétention, fibres de lin, techniques alternatives.

ABSTRACT

In this thesis work, the purification efficiency of a filtration device, consisting of crushed sand and flax fiber geotextile layers, was investigated experimentally at the laboratory scale in order to install in local conditions (Havre agglomeration) an experimental site in full size. Two types of tests were used: (1) Batch tests to quantify the sorption potential of lead, copper and zinc ions by flax fiber tows from an aqueous solution, (2) Long-term filtration tests in laboratory columns filled with crushed sand with and without flax fiber geotextile layers to study the influence of the presence of geotextiles on the transfer and retention of (i) particles in unpolluted suspension (kaolinite particles) (ii) water-soluble heavy metals (iii) heavy metals in particulate form (metal ions adsorbed on suspended kaolinite particles) and heavy and water-soluble metals. Sorption tests have shown that the adsorption of metal ions by flax fibers is favorable with a maximum adsorption capacity of 9.9; 10.7 and 8.4 mg g⁻¹ respectively for copper, lead and zinc. Filtration tests have shown that the presence of geotextiles in sand influences the transfer of heavy metals, in both soluble and particulate forms. The retention of metals in the sand is favored and the retention profiles are modified. In addition, and unlike synthetic geotextiles, flax fiber geotextiles themselves contribute to the retention of a significant fraction of metal pollutants in soluble and particulate form in their own structure. The overall metal retention efficiency of the filtration device is improved. These results are good indicators for considering the use of flax fiber materials in the design of local stormwater treatment systems and the removal of metal pollutants.

Key words: physic-chemistry of runoff, retention, flax fibres, alternative techniques.