

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR

**ECOLE DOCTORALE DES SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE
L'ENVIRONNEMENT**

FACULTÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES

INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

Année : 2015-2016 N° d'ordre : 214



THÈSE DE DOCTORAT

Spécialité : ENVIRONNEMENT

Présentée par : **Alsane SECK**



**OPTIMISATION DU SÉCHAGE DES BOUES DE VIDANGE DOMESTIQUES DE DAKAR
(SÉNÉGAL) PAR DES LITS DE SÉCHAGE NON PLANTÉS POUR UNE VALORISATION
ÉNERGÉTIQUE DES BIOSOLIDES : CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE,
CALORIFIQUE ET BIOLOGIQUE**

Soutenue le 13 Avril 2016 devant le jury composé de:

Président : M. Bienvenu SAMBOU, Maître de Conférences, FST, UCAD (Sénégal)
Rapporteur : M. Abdoulaye DIOP, Professeur titulaire, FST, UCAD (Sénégal)
Rapporteur : M. Lamine CISSE, Maître de Conférences, FST, UCAD (Sénégal)
Rapporteur : M. Saliou NDIAYE, Maître de Conférences, ENSA, UT (Sénégal)
Examineur : M. Samba DIENG, Maître de Conférences, FST, UCAD (Sénégal)
Examineur : M. Cheikh MBOW, Maître de Conférences, FST, UCAD (Sénégal)
Directeur de thèse : M. Cheikh DIOP, Maître de Conférences, FST, UCAD (Sénégal)

DEDICACES

Au nom d'Allah le Tout Puissant et le Tout Miséricordieux qui a permis par sa Grâce et par égard à son Prophète Mohamed la réalisation de ce travail.

Je dédie ce travail

A mon défunt père Latyr SECK, qui a beaucoup œuvré pour la réussite de sa famille. Que Dieu l'accueille dans son Paradis.

A ma mère Seynabou Madjiguène CISS, pour son amour, sa tendresse et les prières qu'elle ne cesse de formuler pour la réussite de ses fils. Elle a su m'inculquer l'amour du travail.

Au défunt Docteur Seydou TRAORÉ, Responsable du Laboratoire de Biologie végétale de l'UCAD, qui a guidé mes premiers pas dans le domaine de la recherche. Que Dieu l'accueille dans son Paradis

A mon défunt Neveu Pape Saliou FAYE dont la mémoire restera à jamais gravée dans ma pensée

A mes frères, sœurs et oncles pour tous les soutiens matériel et moral. Le souci de pouvoir les combler est une source de motivation intarissable.

A mon épouse Marième SÈNE, pour ses soutiens et ses engagements.

REMERCIEMENTS

J'ai pu réaliser ce travail grâce aux soutiens scientifique et financier de la part du Département Eau et Assainissement dans les Pays en Développement (Sandec) de l'Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies de l'Eau (Eawag). Cette étude a été entièrement financée par *European Union Water Initiative Research Area Network (EUWI ERA-net) SPLASH program* et le *Swiss Development Corporation (SDC)*, dans le cadre du projet *FaME (Faecal Management Enterprises)* (www.sandec.ch/fame). Au terme de ce travail, je voudrai remercier les institutions et personnes ci-après citées pour leurs soutiens, leurs collaborations et leurs appuis durant ces quatre exaltantes années.

J'exprime ma profonde gratitude à mon Directeur de thèse le Professeur Cheikh DIOP pour m'avoir permis de réaliser mon rêve de mener à terme un projet de recherche en assainissement au Sénégal. Il a su m'écouter, m'orienter et m'introduire dans la coopération UCAD-Eawag. Son soutien inconditionnel, sa disponibilité et sa rigueur scientifique ont enrichi fortement la qualité de ce travail. Recevez ici mes sincères remerciements.

J'exprime toute ma gratitude au Docteur Linda Strande de l'Eawag, Coordinatrice du programme *FaME (Faecal Management Enterprises) project*, pour toute la confiance placée en ma personne pour m'avoir intégré parmi les nombreux doctorants qu'elle encadre dans son groupe de recherche. Ses conseils et la qualité scientifique des commentaires qu'elle n'a cessé d'apporter ont été déterminants pour la réussite de ce projet. Elle m'a permis de participer à des rencontres scientifiques internationales, qui ont beaucoup contribué à ma formation. Je tiens à porter une mention spéciale à Moritz GOLD pour son engagement exemplaire. A travers Linda, je remercie toute l'équipe de Sandec pour les commodités de travail et de séjour à Dübendorf, particulièrement à M. Chris ZURBRÜGG, M. Christoph Lütti et Mme Caterina Dalla Torre.

Je témoigne toute ma reconnaissance au Professeur Bienvenu SAMBOU, Responsable de la formation doctorale Environnement, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de la soutenance de thèse. Je lui témoigne toute ma reconnaissance pour ses nombreux soutiens et encouragements.

Mes sincères remerciements sont adressés au Professeur titulaire Abdoulaye DIOP de la Faculté de Sciences et Technique pour avoir accepté d'être un des Rapporteurs et membre de jury de ce travail.

J'adresse mes vifs remerciements au Professeur Lamine CISSE de la Faculté des Sciences et Techniques pour avoir accepté de juger ce travail en tant que Rapporteur et membre de jury malgré ses nombreuses préoccupations.

Je suis sensible à l'honneur que me fait le Professeur Saliou NDIAYE de l'École Nationale Supérieure d'Agriculture (ENSA) (Université de Thiès) pour avoir bien voulu apprécier la validité de ce travail et de participer à ce jury de thèse.

Mes sincères remerciements vont également au Professeur Samba DIENG de la Faculté des Sciences et Techniques pour avoir bien voulu participer à ce jury de thèse.

Ma profonde gratitude et mes vifs remerciements sont adressés au Professeur Cheikh MBOW de la Faculté des Sciences et Techniques pour avoir voulu participer à ce jury de thèse.

J'adresse ma profonde gratitude au Docteur Seydou NIANG, responsable local du projet *Faecal Management Entreprises (FaME)*, qui a porté un intérêt particulier pour la réussite de ce travail. Sa rigueur scientifique, son esprit d'ouverture et ses critiques avisées ont été déterminants lors de la rédaction du protocole de recherche et de la mise en place des expériences.

Je remercie chaleureusement le Docteur Mbaye MBEGUERE, Coordonnateur du Programme de structuration du marché des boues de vidange dans la banlieue de Dakar, pour avoir guidé nos premiers dans le domaine du traitement des eaux usées et des boues de vidange.

Je remercie le Directeur General de l'ONAS M. Alioune Badara DIOP, ses prédécesseurs M. Amadou Lamine DIENG et M. Babacar NDAW et, les responsables et le personnel de l'usine de traitement des eaux usées de Cambérène pour avoir bien voulu abriter notre station expérimentale et pour la franche collaboration. J'adresse mes vifs remerciements au responsable du laboratoire Mme Aissatou NDOYE, son prédécesseur M. Ibrahima Papa Mbor DIONE, ses collaborateurs Mame Diarra FAYE, Ousmane DIALLO, Papa Mbagnick THIAM et Wally LETT pour leur aide précieuse et constante lors des campagnes d'analyses. Leur soutien sans faille et la bonne ambiance ont été un apport inestimable pour la réussite de ce travail.

Ces années passées à l'Office Nationale de l'Assainissement du Sénégal ont été des moments de réconfort et de revitalisation. J'ai eu beaucoup de plaisir à partager du temps agréable, tant sur le plan du travail que sur le plan social, avec Docteur El Hadj Mamadou SONKO, mes camarades doctorants Amadou GUEYE, Jean Birane GNING, Nadine Mvé et Maïmouna LÔ,

et les étudiants en master Hamath DIONE, Magna DIOCOU et Fatou DIALLO. Que toute cette formidable équipe trouve en ces quelques mots l'expression de mes chaleureux remerciements.

J'exprime toute ma reconnaissance aux nombreux stagiaires qui ont partagé avec moi des moments difficiles de terrain mais, aussi de joie, dont la contribution dans ce travail est inestimable. Je veux nommer Josef REISER (Sandec-Eawag) ; Pauline DAYER (ETH Zürich) ; Guillaume CLAIR (Université de Nice Sophia Antipolis) ; Marie Christine Amy Séné FAYE (Université Cheikh Anta Diop de Dakar) et Nadine Yolande Kengne Makoudjou (Université Yaoundé de Cameroun).

À tous mes frères et sœurs, mes oncles et tantes, mes cousins et cousines, je renouvelle mes sincères remerciements à chacun pour son amour, ses soutiens moraux et matériels et, ses prières. Le souci de pouvoir les combler est une source de motivation inestimable.

TABLE DES MATIÈRES

DEDICACES.....	i
REMERCIEMENTS.....	ii
LISTE DES FIGURES.....	xiv
GLOSSAIRE.....	xx
RESUME.....	xxii
ABSTRACT.....	xxiii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR L'ASSAINISSEMENT ET LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE.....	8
1.1 Contexte de l'assainissement en Afrique.....	9
1.1.1 Les modes ou systèmes d'assainissement existants.....	9
1.1.2 Les taux de couverture en assainissement.....	10
1.2 Les acteurs impliqués dans l'assainissement des excréta et des eaux usées au Sénégal.....	11
1.3 Les modes de financement des investissements et des charges récurrentes.....	12
1.4 Les principaux problèmes émergents.....	12
1.5 Forces et faiblesses des modes de gestion actuelle des boues de vidange.....	13
1.6 Gestion des boues de vidange.....	16
1.6.1 Pollutions issues des boues de vidange.....	16
1.6.2 Risques liés à la mauvaise gestion des BV.....	17
1.6.2.1 Risques sanitaires.....	17
1.6.2.2 Risques écologiques.....	17
1.6.2.3 Risques esthétiques.....	18
CHAPITRE 2 : GENERALITÉS SUR LES PROCÉDÉS DE SÉCHAGE DES BOUES DE VIDANGES DOMESTIQUES.....	19
2.1 Problématique des boues de vidange domestiques.....	20
2.1.1 Production de boues de vidange.....	20
2.1.2 Collecte de boues de vidange.....	21
2.2 Composition globale des boues de vidange.....	23
2.2.1 Différentes formes d'eau dans les boues.....	23
2.2.2 Caractéristiques des eaux usées.....	23
2.2.3 Composition physico-chimique et parasitologie et caractéristiques des BV.....	24
2.3 Principes physiques de traitement des boues de vidange.....	29
2.3.1 Mécanisme gravitaire.....	30
2.3.2 Filtration.....	31
2.3.3 Conditionnement.....	32

2.3.4 Décantation.....	33
2.3.5 Facteurs influençant la déshydratation	34
2.3.6 Evaporation	35
2.3.7 Centrifugation	36
2.4 Contexte du développement des lits de séchage non plantés	37
2.4.1 Principe de traitement.....	37
2.4.2 Paramètres influençant les lits de séchage non plantés	38
2.4.2.1 Facteurs climatiques	38
2.4.2.2 La nature des boues de vidange	38
2.4.2.3 Charge hydraulique.....	39
2.4.2.4. Epaisseur de boue appliquée	39
2.5 Construction de lit de séchage non planté.....	39
2.5.1 Massif filtrant et gravier	40
2.5.2 Enlèvement des biosolides	41
2.6 Innovation et adaptation dans les lits de séchage.....	41
2.6.1 Séchage sous serre.....	41
2.6.2 Système de tuyau	41
2.6.3 Conditionnement des boues de vidange	42
2.7 Conclusion partielle.....	42
CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES TECHNIQUES DE VALORISATION DES BOUES DE VIDANGE	43
3.1 Introduction.....	44
3.2 Réutilisation énergétique des boues de vidange	44
3.2.1 Energies renouvelables	45
3.2.3 Principes de combustion.....	46
3.2.3.1 Facteurs qui influent la combustion	46
3.2.3.2 Avantages de la combustion	46
3.2.4 Combustion de boues de vidange.....	47
3.2.5 Biogaz.....	47
3.3 Valorisation agronomique des boues de vidange.....	48
3.3.1 Compostage : principe et mécanisme.....	48
3.3.2 Avantages économiques, sanitaires et environnementaux de compostage des boues de vidange.....	49
3.3.3 Perception de la réutilisssion des boues de vidange dans l’agriculture	49
3.4 Protéine produite des boues de vidange	50
CHAPITRE 4 : OPTIMISATION DU SECHAGE DES BOUES DE VIDANGE SUR LITS DE SÉCHAGE NON PLANTES	51

4.1 Introduction.....	52
4.2 Matériel et méthodes.....	53
4.2.1 Station expérimentale	53
4.2.1.1 Bassin de stockage	53
4.2.1.2 Bassins de décantation/épaississement	54
4.2.1.3 Digesteur anaérobie primaire et bassin anaérobie secondaire.....	55
4.2.1.4 Lits de séchage non plantés.....	55
4.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental.....	56
4.2.3 Mode d'échantillonnage	58
4.2.4 Paramètres suivis et méthodes d'analyses.....	58
4.2.4.1 Détermination des capacités de drainage des lits.....	58
4.2.4.2 Détermination des performances épuratoires.....	58
4.2.4.3 Suivi des paramètres météorologiques.....	60
4.2.4.4 Suivi du séchage des BV	60
4.2.4.5 Quantification des œufs d'helminthes viables.....	61
4.2.4.6 Détermination de la qualité énergétique.....	62
4.2.4.7 Détermination des métaux lourds.....	65
4.3 Résultats et discussions.....	65
4.3.1 Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude.....	65
4.3.2 Déshydratation des boues de vidange sur lits de séchage	67
4.3.3 Séchage des boues de vidange.....	68
4.3.3.1 Influence de la serre sur le séchage en saison des pluies.....	68
4.3.3.2 Influence de la serre sur le séchage en saison sèche.....	70
4.3.3.3 Influence du retournement sur le séchage des BV	71
4.3.4 Qualités énergétique et sanitaire des biosolides	72
4.3.4.1 Pouvoir calorifique des biosolides.....	72
4.3.4.2 Quantification des œufs d'helminthes dans les biosolides	75
4.3.4.3 Teneurs en métaux lourds des biosolides	76
4.3.5 Performances épuratoires.....	77
4.3.5.1 Température et pH de la boue et des percolâts.....	77
4.3.5.2 Conductivité électrique et potentiel d'oxydo-réduction de la boue et des percolâts	77
4.3.5.3 Teneur en matières sèches (MS) de la boue et des percolâts.....	78
4.3.5.4 Teneur en matières volatiles sèches (MVS) de la boue et des percolâts	79
4.3.5.5 Teneur en demande chimique en oxygène (DCO) de la boue et des percolâts	79

4.3.5.6 Teneur en azote total (NTK) de la boue et des percolâts	80
4.3.5.7 Teneur en azote ammoniacal (NH ₄ ⁺) de la boue et des percolâts	80
4.3.5.8 Teneur en nitrates (NO ₃ ⁻) de la boue et des percolâts.....	81
4.3.5.9 Teneur en nitrite (NO ₂ ⁻) de la boue et des percolâts	82
4.3.5.10 Teneur en phosphore total (PT) de la boue et des percolâts.....	82
4.3.5.11 Teneur en orthophosphates (PO ₄ ³⁻) de la boue et des percolâts.....	83
4.6 Conclusion partielle.....	84
CHAPITRE 5 : VALORISATION ENERGETIQUE DES BOUES DE VIDANGE	85
5.1 Introduction.....	86
5.2 Matériel et méthodes.....	87
5.2.1 Dispositif expérimental	87
5.2.1.1 Lits de séchage sous serre.....	87
5.2.1.2 Four pilote de combustion des biosolides	87
5.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental.....	89
5.2.2.1 Enquêtes sur les ménages.....	89
5.2.2.2 Caractérisation des boues de vidange.....	90
5.2.2.3 Méthodes de remplissage des lits de séchage.....	90
5.2.2.4 Formes des boues séchées	90
5.2.3 Paramètres suivis	91
5.2.3.1 Détermination des paramètres physico-chimiques.....	91
5.2.3.2 Séchage des boues de vidange.....	91
5.2.3.3 Méthodologie de détermination des parasites.....	92
5.2.3.4 Détermination du pouvoir calorifique	94
5.2.3.5 Four de combustion des biosolides.....	94
5.3 Résultats et discussions.....	95
5.3.1 Enquêtes sur les ménages.....	95
5.3.1.1 Sites de collecte des boues de vidange	95
5.3.1.2 Fréquence de curage des ouvrages d'assainissement.....	96
5.3.1.3 Nature des ouvrages d'assainissement autonome.....	97
5.3.2 Caractéristiques des boues de vidange.....	97
5.3.2.1 Paramètres physico-chimiques et biologiques des boues.....	97
5.3.2.2 Variabilité des boues de vidange	98
5.3.3 Séchage des boues de vidange.....	99
5.3.4 Qualité sanitaire des boues de vidange.....	100

5.3.4.1 Identification et quantification des parasites dans les boues liquides.....	100
5.3.4.2 Abattement parasitaire.....	101
5.3.4.3 Résistance des Ascaris.....	103
5.3.5 Pouvoir calorifique.....	103
5.3.6 Combustion des biosolides.....	104
5.3.6.1 Combustion des biosolides sous forme cube	105
5.3.6.2 Combustion de biosolides sous forme gâteau.....	106
5.3.6.3 Combustion des biosolides sous forme brique.....	107
5.3.6.4 Combustion du charbon de bois.....	108
5.3.6.5 Combustion de composite faite de biosolides sous forme cube et de charbon de bois	109
5.3.6.6 Combustion de composite fait de biosolides sous forme gâteau et de charbon de bois	110
5.3.6.7 Résumé des différentes formes de combustion.....	111
5.3.6.8 Quantification des résidus de combustion.....	112
5.3.7 Détermination de la teneur en dioxyde de carbone (CO ₂).....	113
5.4 Conclusion partielle.....	115
CHAPITRE 6 : ÉTUDE SUR LES FILTRES ALTERNATIFS AU FILTRE À SABLE POUR LA DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE	116
6.1 Introduction.....	117
6.2 Matériels et méthodes.....	118
6.2.1 Dispositif expérimental.....	118
6.2.1.1 Massifs filtrants	118
6.2.1.2 Structure du dispositif expérimental	119
6.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental.....	120
6.2.3 Méthodes d'échantillonnage.....	121
6.2.4 Méthodes d'analyse	122
6.3 Résultats et discussions.....	123
6.3.1 Caractéristiques des boues de vidange utilisées dans l'étude.....	123
6.3.2 Quantification du percolât.....	124
6.3.2.1 Influence de la maille sur la percolation	124
6.3.2.2 Influence de la charge sur la percolation	125
6.3.2.3 Influence de la charge sur la durée de percolation	126
6.3.2.4 Influence des charges et des mailles sur la vitesse de percolation.....	127
6.3.3 Séchage des boues de vidange.....	128
6.3.3.1 Influence de la nature du massif filtrant sur le séchage	128
6.3.3.2 Influence du retournement de la boue sur le séchage.....	129

6.3.3.3 Séchage avec retournement de 300 kg MS/m ² *an sur les massifs filtrants de mailles M1 ou M2	130
6.3.3.4 Séchage avec retournement pour 450 kg MS/m ² *an sur massifs filtrants de mailles M1 et M2	131
6.3.3.5 Influence de la charge sur le séchage des BV	132
6.3.4 Efficacité des massifs filtrants sur l'élimination des polluants	133
6.3.4.1 Elimination des particules solides (MS, MES et MVS) et de la DCO	133
6.3.4.2 Elimination des nutriments (NTK et NO ₃ -)	135
6.3.4.3 Caractéristiques physico-chimiques du percolât	136
6.4 Conclusion partielle	138
CHAPITRE 7 : ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE DES MASSIFS FILTRANTS DANS LE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE.	139
7.1 Introduction	140
7.2 Matériel et méthodes	141
7.2.1 Dispositif expérimental	141
7.2.2 Préparation des boues de vidange	142
7.2.3 Mise en œuvre du protocole expérimental	143
7.2.4 Paramètres suivis dans les BV et dans les percolâts	144
7.3 Résultats et discussions	146
7.3.1 Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude	146
7.3.2 Quantification du percolât	147
7.3.2.1 Influence de la nature du massif filtrant sur la percolation	147
7.3.2.2 Influence de la charge sur le drainage du percolât	148
7.3.3 Elimination des polluants par les massifs filtrants	149
7.3.3.1 Evolution du pH des boues appliquées et des percolâts collectés	149
7.3.3.2 Conductivité électrique (CE)	150
7.3.3.3 Elimination des sels	151
7.3.3.4 Elimination des matières sèches (MS)	151
7.3.3.5 Elimination des matières volatiles sèches (MVS)	152
7.3.3.6 Elimination des matières en suspension	153
7.3.3.7 Elimination de la demande chimique en oxygène (DCO)	154
7.3.3.8 Abattement de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	155
7.4 Conclusion partielle	156
CHAPITRE 8 : EVALUATION DES CONDITIONNEMENTS ORGANIQUES DANS LA SÉPARATION SOLIDE- LIQUIDE DES BOUES DE VIDANGE DE DAKAR.	157
8.1 Introduction	158
8.2 Matériels et méthodes	159

8.2.1 Coagulants organiques	159
8.2.1.1 Moringa oleifera.....	159
8.2.1.1.1 Historique.....	159
8.2.1.1.2 Composition chimique de <i>Moringa oleifera</i>	160
8.2.1.1.3 Composition minérale de gousses et graines fraîches de <i>Moringa oleifera</i>	160
8.2.1.1.4 Composition moléculaire de la graine et des feuilles de <i>Moringa oleifera</i>	161
8.2.1.2 Jatropha curcas.....	165
8.2.1.2.1 Description.....	165
8.2.1.2.2 Composition chimique de <i>Jatropha curcas</i>	166
8.2.1.2.3 Composition minérale de <i>Jatropha curcas</i>	166
8.2.1.3 Calotropis procera	167
8.2.1.3.1 Historique.....	167
8.2.1.3.2 Composition chimique de <i>Calotropis procera</i>	168
8.2.1.3.3 Composition minérale de <i>Calotropis procera</i>	169
8.2.1.3.4 Composition moléculaire de feuille et tige de <i>Calotropis procera</i>	169
8.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental.....	172
8.2.2.1 Échantillonnage des boues fraîches.....	172
8.2.2.2 Préparation des coagulants	172
8.2.2.3 Préparation des solutions.....	173
8.2.2.4 Coagulation-floculation par jar test.....	173
8.2.2.5 Décantation des BV dans des cônes.....	174
8.2.2.6 Résistance Spécifique à la Filtration.....	174
8.2.2.7 Paramètres suivis	175
8.3 Résultats et discussions.....	176
8.3.1 Caractérisation des BV utilisées dans cette étude.....	176
8.3.2 Traitement des boues non conditionnées	176
8.3.2.1 Décantation des boues non conditionnées.....	177
8.3.2.2 Filtrabilité de la boue non conditionnée	177
8.3.3 Conditionnement de BV avec de la poudre de graines de Moringa oleifera	177
8.3.3.1 Évolution de la teneur en MES dans les surnageants.....	177
8.3.3.2 Suivi de l'Indice de boue.....	178
8.3.3.3 Évolution de la DCO dans le surnageant conditionné	179
8.3.3.4 Filtrabilité de la boue conditionnée avec la poudre de graine de Moringa oleifera	180
8.3.4 Conditionnement de la boue avec la poudre de Jatropha Curcas	180

8.3.4.1 Évolution des teneurs en MES dans le surnageant conditionné avec de la poudre de graine de <i>Jatropha curcas</i>	180
8.3.4.2 Filtrabilité de la boue conditionnée avec la poudre de graines de <i>Jatropha curcas</i>	181
8.3.5 Conditionnement de la boue avec la poudre de feuilles de <i>Calotropis procera</i>	182
8.3.5.1 Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant.....	182
8.3.5.2 Filtrabilité de boue conditionnée avec de la poudre de feuilles de <i>Calotropis procera</i>	183
8.3.5.3 Rentabilité économique de <i>Moringa oleifera</i>	184
8.4 Conclusion partielle.....	185
 CHAPITRE 9 : OPTIMISATION DES CONDITIONNEMENTS POUR AMELIORER LA SEPARATION SOLIDE/LIQUIDE DES BOUES DE VIDANGE	
9.1 Introduction.....	187
9.2 Matériels et méthodes.....	188
9.2.1 Présélection des coagulants.....	188
9.2.2 Préparation des coagulants.....	188
9.2.3 Echantillonnage des boues de vidange.....	189
9.2.4 Conditionnement des boues de vidange.....	189
9.2.5 Définition de la dose optimale des coagulants.....	190
9.2.5.1 Expérience de décantation dans de cônes Imhoff.....	190
9.2.5.2 Expérience de Résistance Spécifique à la Filtration.....	190
9.2.5.3 Critères de choix du dosage optimal.....	191
9.2.6 Tests sur colonnes.....	191
9.2.6.1 Sélection des coagulants pour des tests sur colonne.....	191
9.2.6.2 Colonnes de décantation.....	192
9.2.6.3 Colonnes de séchage.....	192
9.2.7 Comparaison des coagulants.....	193
9.2.8 Paramètres suivis.....	193
9.2.8.1 Préparation des échantillons au laboratoire.....	193
9.2.8.2 Analyses des matières solides.....	193
9.2.8.3 Analyse des paramètres chimiques.....	194
9.3 Résultats et discussion.....	194
9.3.1 Caractéristiques des boues de vidange.....	194
9.3.2 Détermination de la dose optimale de coagulant.....	195
9.3.2.1 Boues de vidange non conditionnées.....	197
9.3.2.2 Conditionnement de la BV avec des polyélectrolytes synthétiques.....	198
9.3.2.3 Conditionnement de la BV avec le chitosane.....	201

9.3.2.4 Conditionnement de la BV avec Moringa oleifera.....	202
9.3.2.5 Conditionnement de la BV avec la chaux.....	205
9.3.3 Tests sur colonne.....	207
9.3.3.1 Sélection des coagulants pour les tests sur colonne.....	207
9.3.3.2 Colonnes de décantation.....	207
9.3.3.3 Colonnes de séchage.....	209
9.4 Comparaison des coagulants.....	211
9.5 Effets des conditions de mélange.....	212
9.6 Conclusion partielle.....	214
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	216
BIBLIOGRAPHIE.....	221

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Différentes formes d'eau dans la boue (Tsang et al., 1990).....	23
Figure 2.2 : Bombe calorimétrique	28
Figure 2.3 : Lit de séchage non planté	40
Figure 3.1 : Options de valorisation énergétique des boues de vidange (Strande et al., 2014)	45
Figure 4.1 : Organisation générale de la station expérimentale	53
Figure 4.2: Vue réelle des bassins de décantation/épaississement (a), vue schématique des différentes de décantation/épaississement (b).....	54
Figure 4.3: Schéma descriptif des lits de séchage non plantés.....	56
Figure 4.4: Station expérimentale (a) avec bassin de décantation-épaississement (b), bassin de mixage (c) et lits de séchage non plantés (d)	57
Figure 4.5 : Station météorologique (a) et thermomètre EL-USB-2-LCD (b)	60
Figure 4.6: Echantillonnage de BV avec carottier a), points de collecte de BV sur lits de séchage b) et échantillon composite c)	61
Figure 4.7: Schéma descriptif de la détermination du pouvoir calorifique supérieur.....	64
Figure 5.1 : Vue schématique du four pilote de combustion.....	88
Figure 5.2: Vue réelle de four pilote de combustion des biosolides.....	89
Figure 5.3: Briqueteuse de biosolides (a), biosolides sous forme briquette (b), cube (c) et gâteau (d).....	91
Figure 5.4: Remplissage du réservoir d'huile (a) et amorce de la combustion (b).....	95
Figure 5.5 : Sites de collecte des boues de vidange	96
Figure 5.6: Fréquence de curage des ouvrages d'assainissement autonomes	97
Figure 5.7: Siccité de BV sous formes gâteau (a), briquette (b) et cube (c) au cours du temps.....	100
Figure 5.8: Répartition des pourcentages des différents genres parasitaires (a) et répartition des géohelminthiases diagnostiquées CHNU de Fann 1990 à 2011 (b).....	101
Figure 5.9: Abattement parasitaire de biosolides sous forme gâteau (a), briquette (b) et cube(c) au cours du séchage.....	102
Figure 5.10 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme cube pendant 1 heure.....	106
Figure 5.11 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme gâteau pendant 1 heure.....	107
Figure 5.12 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme briquette pendant 1 heure.....	108
Figure 5.13: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de charbon de bois pendant 1 heure.....	109
Figure 5.14: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion du composite fait de biosolide sous forme cube et de charbon de bois pendant 1 heure.....	110
Figure 5.15: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de composite fait de biosolides sous forme gâteau et de charbon de bois pendant 1 heure	111
Figure 5.16: Valeurs moyennes des températures du foyer (a) et de l'huile (b) par combustion de biosolides pendant 1 heure	112
Figure 5.17 : Résidus de la combustion du charbon de bois (a), de biosolides sous forme briquette (b), sous forme gâteau (c) et sous forme cube (d).....	113

Figure 5.18: Teneurs en CO ₂ produites lors de la combustion de biosolides sous forme cube (a), sous forme gâteau (b), sous forme briquette (c) et de charbon de bois (d).....	114
Figure 6.1: Schéma descriptif des barils bio-filtrants.....	119
Figure 6.2: Schéma descriptif de la chaîne de collecte, stockage, mixage et traitement des BV.....	120
Figure 6.3: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés pour une charge 150 kg MS/m ² *an appliquée sur M1 et M2.	125
Figure 6.4: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts recueillis suivant les charges appliquées sur M1 et M2.....	126
Figure 6.5: Durée de percolation des différentes charges appliquées sur M1 et M2.....	127
Figure 6.6 : Quantités de percolâts recueillies suivant trois charges appliquées (a), et deux mailles de massifs filtrants (b) en fonction du temps.....	128
Figure 6.7: Séchage de boue de vidange de charge 150 kg MS/m ² *an sur sable, silex, coquillage, verre et sciure de bois de mailles M1 (a) et M2 (b).....	129
Figure 6.8: Séchage de boues de vidange de charge 150 kg MS/m ² *an avec retournement sur sable, silex, coquillage, verre et sciure de bois de maille M1 (a) et M2 (b).....	130
Figure 6.9: Séchage de boues de vidange de charge 300 kg MS/m ² *an avec retournement sur sable, silex, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b).....	131
Figure 6.10 : Séchage de boues de vidange de charge 450 kg MS/m ² *an avec retournement sur sable, silex, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b).....	132
Figure 6.11 : Séchage de boues de vidange de charges 150, 300 et 450 kg MS/m ² *an avec retournement sur sable, silex, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b).....	133
Figure 6.12 : Rendement épuratoire de MS (a), MVS (b), MES (c) et DCO (d) pour M1 et M2 avec l'application de 150 kg MS/m ² *an.....	135
Figure 6.13: Taux d'abattement de NTK (a) et de NO ₃ – (b) suivant M1 et M2 avec l'application de 150 kg MS/m ² *an.....	136
Figure 7.1: Dispositif expérimental : composition des colonnes (a), disposition des colonnes (b) et perforations pour conduire le percolât (c).....	142
Figure 7.2 : Schéma descriptif de la chaîne de collecte, stockage, mixage et traitement des boues de vidange .	143
Figure 7.3 : Echantillons de boues après filtration : boue pâteuse collectée avec une cuillère (a) et boue liquide collectée avec un pot après homogénéisation (b).....	144
Figure 7.4: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée au cours de l'expérimentation.....	148
Figure 7.5: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés sur sable suivant différentes charges appliquées au cours de l'expérimentation.....	149
Figure 7.6: pH des percolâts récupérés de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	150
Figure 7.7: Conductivité électrique des percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	150
Figure 7.8: Salinité des percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	151
Figure 7.9: Concentrations en MS dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	152
Figure 7.10 : Concentrations en MVS dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	153

Figure 7.11 : Concentrations en MES dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	154
Figure 7.12: Concentrations en DCO dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées(b)	155
Figure 7.13: Concentrations en DBO5 dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant la charge 10 kg MS/m ² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b).....	156
Figure 8.1 : Moringa oleifera : a) arbre, b) gousses et c) graines.....	159
Figure 8.2 : Jatropha curcas : arbuste a), fruits b) et graines c).....	165
Figure 8.3 : Calotropis procera: arbuste a), fleur b) et fruits c).....	168
Figure 8.4 : Graines de Moringa oleifera (a), graines de Jatropha curcas (b) et feuilles de Calotropis procera (c)	173
Figure 8.5 : Jar test : vue schématique a) et utilisé lors de l'étude b).....	174
Figure 8.6 : Dispositif de détermination de la Résistance Spécifique à la Filtration.....	175
Figure 8.7 : Séparation solide-liquide de boue de vidange conditionnées avec Moringa oleifera et non conditionnées en décantation (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant par conditionnement avec Moringa oleifera (b).....	178
Figure 8.8 : Evolution de l'IB de BV en fonction de la dose de poudre de Moringa oleifera	179
Figure 8.9 : Evolution de la DCO dans le surnageant conditionné	179
Figure 8.10: Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée en fonction de la dose de poudre de graine de Moringa oleifera	180
Figure 8.11 : Séparation solide-liquide de boue de vidange (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant par conditionnement avec de la poudre de graines de Jatropha curcas (b).....	181
Figure 8.12 : Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée suivant la dose de poudre de graine de Jatropha curcas	182
Figure 8.13 : Séparation solide-liquide de boue de vidange (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant (b) par conditionnement avec Calotropis procera	183
Figure 8.14 : Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée suivant la dose de poudre de feuille de Calotropis procera	184
Figure 9.1: Evolution des MES dans le surnageant et effet de surdosage à différentes doses de CP314 (a) et C2064 (b).....	199
Figure 9.2: RSF et effet de surdose à différentes doses de CP314 (a) et de C2064 (b).....	200
Figure 9.3: MES dans le surnageant (a) et RSF du gâteau de boue (b) à différentes doses de chitosane.....	202
Figure 9.4 : MES dans le surnageant (a) et RSF de la boue décantée (b) à différentes doses d'extrait de poudre de graines de Moringa oleifera.....	204
Figure 9.5: Evolution des MES (a) et RSF (b) à différentes concentrations de chaux	206
Figure 9.6: Evolution du volume de percolât en fonction du temps: comparaison des quatre coagulants avec des BV non conditionnées (a) et comparaison de trois répétitions avec des BV conditionnées (b)	210
Figure 9.7: Teneurs en MES dans les percolâts conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (a) et RSF des gâteaux de BV conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (b).....	213
Figure 9.8: Teneurs en MES dans les percolâts conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (a) et RSF des gâteaux de BV conditionnées avec CP314, C2064 et Chitosane (b).....	213

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Succès et échecs de la gestion des boues de vidange au Sénégal	14
Tableau 1.2 : Potentialités et obstacles à la gestion des boues de vidange au Sénégal	15
Tableau 2.1 : Taux de production d'excrétas	20
Tableau 2.2 : Taux de production d'urine	21
Tableau 2.3 : Répartition des intervenants dans la collecte des boues de vidange dans quatre villes du Sénégal (CREPA, 2002a)	22
Tableau 2.4 : Lieux de rejet des BV dans quatre villes du Sénégal (CREPA, 2002a)	22
Tableau 2.5 : Caractéristiques physico-chimique et biologiques des eaux usées domestiques	24
Tableau 2.6: Caractéristiques des BV collectées de toilettes publiques, de fosses et épaissies	25
Tableau 3.1 : Produits finaux et technologies ou procédés de traitement des boues de vidange.....	44
Tableau 4.1: Caractéristiques physico-chimiques des BV utilisées dans cette étude.....	66
Tableau 4.2: Concentration en métaux lourds dans les BV.....	66
Tableau 4.3: Quantification des œufs d'helminthes des boues de vidange	67
Tableau 4.4: Quantification quotidienne de percolât collecté pour 100 kg MS/m ² *an de BV.....	68
Tableau 4.5: Pouvoirs calorifiques des biosolides	73
Tableau 4.6 : Quantification de carbone dans les biosolides.....	74
Tableau 4.7 : Quantification de matières organiques dans les biosolides	74
Tableau 4.8 : Quantification de sable dans les biosolides	75
Tableau 4.9 : Quantification des œufs d'Ascaris dans les biosolides.....	76
Tableau 4.10 : Valeurs moyennes des métaux contenus dans les biosolides	76
Tableau 4.11: Température (°C) et pH de la BV et des percolâts	77
Tableau 4.12: Conductivité électrique (mS/cm) et potentiel d'oxydo-réduction (mV) de la BV et des percolâts	78
Tableau 4.13: Teneur en MS de la BV et des percolâts	78
Tableau 4.14: Teneur en MVS de la BV et des percolâts	79
Tableau 4.15: Teneur en DCO (g/L) de la boue et des percolâts	80
Tableau 4.16: Teneur en azote total NTK (g/L) de la boue et des percolâts	80
Tableau 4.17 : Teneur en azote ammoniacal (NH ₄ ⁺) de la boue et des percolâts.....	81
Tableau 4.18: Teneur en nitrate (NO ₃ ⁻) de la boue brute et des percolâts	82
Tableau 4.19 : Teneur en nitrite (NO ₂ ⁻) de la boue et des percolâts.....	82
Tableau 4.20 : Teneur en PT de la boue et des percolâts	83
Tableau 4.21 : Teneur en orthophosphates (PO ₄ ³⁻) de la BV et des percolâts.....	83
Tableau 5.1 : Caractérisation de boues en saison sèche et pluvieuse des fosses septiques	98
Tableau 5.2: Pouvoir calorifique (MJ/kgMS) de boues de vidange sous différentes formes	104
Tableau 5.3: Masses et pourcentages de résidus de la combustion	112
Tableau 6.1: Résumé du protocole des différentes expérimentations	121
Tableau 6.2: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.	124

Tableau 6.3: Concentrations moyennes avec écarts types des percolâts récupérés avec M1 et M2 en comparaison avec la norme sénégalaise NS 05-061	137
Tableau 7.1 : Détails des différentes expériences	142
Tableau 7.2 : Déroulement des expérimentations	144
Tableau 7.3 : Résumé des différents paramètres analysés.....	146
Tableau 7.4: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.	147
Tableau 8.1 : Composition chimique de <i>Moringa oleifera</i> (Ndong et al., 2007).....	160
Tableau 8.2 : Composition minérale de gousses et graines fraîches de <i>Moringa oleifera</i> (Melesse et al., 2013) 161	
Tableau 8.3 : Formules moléculaires, masses moléculaires et pourcentage de composition des feuilles et graines de <i>Moringa oleifera</i> (Aja et al., 2014).....	162
Tableau 8.4: Représentations moléculaires de divers composants de <i>Moringa oleifera</i>	163
Tableau 8.5 : Composition chimique du noyau et de la gousse de graine de <i>Jatropha curcas</i> (Makkar et al., 1997)	166
Tableau 8.6 : Composition minérale des différents composants de <i>Jatropha curcas</i>	167
Tableau 8.7: Composition chimique des différentes parties de <i>Calotropis procera</i> (Jan et al., 2015).....	168
Tableau 8.8 : Composition minérale de gousses et graines fraîches de <i>Calotropis procera</i> (Jan et al., 2015)....	169
Tableau 8.9: Composition moléculaire de feuille de <i>Calotropis procera</i> (Moronkola et al., 2011)	170
Tableau 8.10 : Représentation moléculaire de divers composants de <i>Calotropis procera</i>	171
Tableau 8.11 : Caractéristiques moyennes des boues brutes.....	176
Tableau 9.1: Paramètres des boues de vidanges non conditionnées.....	195
Tableau 9.2: Les doses optimales de chitosane, <i>Moringa oleifera</i> et de la chaux pour la décantation et la déshydratation des boues de vidange.	196
Tableau 9.3: Les doses optimales de polyélectrolytes synthétiques CP313, CP314, CP314, C2064 et 8561 sur les performances de décantation et déshydratation des boues de vidange.....	197
Tableau 9.4: Les propriétés de décantation des boues conditionnées et non conditionnées.....	208
Tableau 9.5: Les caractéristiques des percolât et des boues séchées décantées sans conditionnement.....	210
Tableau 9.6: Matrice de comparaison CP314, C2064, chitosane et chaux.....	212

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ANSD	: Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie
APHA	: <i>American Public Health Association (USA)</i>
DBO ₅	: Demande Biochimique en Oxygène en cinq jours
BV	: Boues de vidange
CREPA	: <i>Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût</i>
Cf	: Coliformes fécaux
DCO	: Demande Chimique en Oxygène
Eawag	: <i>Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Suisse)</i>
ED/SEV	: Ecole Doctorale Science de la Santé, de la Vie et de l'Environnement
IB	: Indice de Boue
ISE	: Institut des Sciences de l'Environnement
MES	: Matières En Suspension
MS	: Matières Sèches
MVS	: Matières volatiles sèches
NH ₄ ⁺	: Ammonium
NO ₂ ⁻	: Nitrite
NO ₃ ⁻	: Nitrate
NTK	: Azote total kejdal
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ONAS	: Office National d'Assainissement du Sénégal
PT	: Phosphore total
RSF	: Résistance Spécifique à la Filtration
Sandec	: <i>Water and Sanitation in Developing Countries (Suisse)</i>
STBV	: <i>Station de Traitement des Boues de Vidange</i>
UCAD	: Université Cheikh Anta Diop de Dakar
WHO	: <i>World Health Organisation</i>

GLOSSAIRE

Biosolides : le terme biosolide est défini comme étant le produit primaire de matières solides obtenues par procédé de traitement des eaux usées, après la phase de séparation solide/liquide (Uggetti et al., 2012). Ce terme définit aussi BV digérées et/ou stabilisées dans des décanteurs/épaississeurs, sur lits de séchage plantés ou non plantés ou tout autre dispositif de traitement permettent de réduire les risques potentiels. Les biosolides peuvent être utilisés comme amendement avec un risque réduit par rapport aux BV brutes (Tilley et al., 2009). La quantité de biosolides produits dépend des caractéristiques initiales des eaux usées. Se basant sur le procédé conventionnel des boues activées, une personne produit 60 à 80 grammes de biosolides par jour (Von Sperling et al., 2007).

Boue : couche épaissie et visqueuse de matières qui se décantent au fond des latrines, fosses étanches, fosses septiques, bassins et autres procédés de traitements primaires. La boue est composée souvent de matières organiques mais également de sable, gravier, métaux et divers composés chimiques (Tilley et al., 2009).

Boue de vidange : terme général pour désigner la boue provenant des technologies d'assainissement autonome (fosses septiques, latrines à fosse améliorée ou latrines traditionnelles) qui ne sont pas raccordées à un réseau d'égout. Elle est fraîche ou partiellement digérée, en suspension ou semi-solide, et résulte de la collecte, du stockage ou du traitement combiné d'excréments et d'urines, avec ou sans eaux grises (Strande et al., 2014).

Effluent : terme générique pour désigner un liquide qui a subi un certain niveau de traitement et/ou de séparation de solides et liquides (Tilley et al., 2009).

Excrétas : constitués d'urines et de fèces non mélangées avec de l'eau de chasse. Les excréta sont de volume réduit mais très concentrés en nutriments et germes pathogènes. En fonction de la consistance, les excréta sont solides, pâteux ou liquides. (Tilley et al., 2009).

Eau usée : décrit traditionnellement toute eau qui a été utilisée et par suite inapte à une utilisation ultérieure noble sans traitement. Ce terme s'applique de façon large à toutes eaux provenant de toilettes, douches, éviers, aires de lavage, usines, etc. Plus récemment, des termes tels que eau noire, eau grise et eau jaune ont été adoptés pour une description plus claire de la composition. Il faut aussi souligner que les eaux usées ont des nutriments valorisables et donc ne devraient pas être « gaspillées » (Tilley et al., 2009).

Coagulation/floculation : technique par laquelle les colloïdes peuvent être reliés les uns aux autres pour former des floes de taille suffisamment lourde pour être séparés de la solution en un laps de temps. Les colloïdes sont des particules très légères et extrêmement petites de taille 0,001-10 μm , caractérisées par un poids négligeable (Shammas, 2005). La coagulation permet de supprimer les répulsions inter-colloïdales et la floculation traduit l'agglomération des petites particules en suspension pour former des agrégats de tailles plus grosses. La floculation peut s'effectuer naturellement ou par ajout de coagulants.

Lixiviat : fraction liquide d'un déchet mixte qui, par la pesanteur ou la filtration, est séparée du composant solide (Tilley et al., 2009).

RESUME

Le manque d'options rentables ou financièrement viables pour une gestion efficace de l'ensemble de la chaîne des boues de vidange (BV) constitue un obstacle majeur au développement de l'assainissement de certaines villes d'Afrique au sud du Sahara. Par ailleurs, la valorisation des sous-produits de l'assainissement à travers l'optimisation des processus de déshydratation sur lits non plantés constitue une option viable pour une gestion durable des boues de vidange domestiques.

Pour optimiser le séchage des boues de vidange, nous avons effectué une étude comparative entre lits de séchage non plantés avec serre et lits non couverts, avec ou sans retournement de BV à la surface des lits. Nous avons aussi testé cinq massifs filtrants de mailles 0,2-0,6 mm et 0,6-3 mm et dix coagulants de BV (*Moringa oleifera*; *Jatropha curcas*; *Calotropis procera*; Chitosane; Chaux; CP313, CP314 et CP317 de marque Flonex AG; 8561 et C2064 de marque Ensola AG). Pour la caractérisation des biosolides, nous avons déterminé le pouvoir calorifique, la température de combustion à l'aide d'un four pilote et les teneurs en œufs d'helminthes.

Les résultats montrent que les serres ont permis un séchage régulier des BV en toutes saisons car elles empêchent les eaux de pluies d'entrer dans les lits. Cependant, le retournement quotidien des BV à la surface des lits a réduit de 20 à 30% le temps d'occupation des lits de séchage respectivement pour les charges annuelles de 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an. Le séchage des BV a aussi été amélioré par l'augmentation de la mailles des massifs filtrants, car 60% de matières sèches est atteint avec les massifs filtrants de maille 0,2-0,6 mm contre 90% de matières sèches atteint avec les massifs filtrants de maille 0,6-3 mm. Le conditionnement a amélioré significativement le temps de déshydratation (2-35 heures pour BV conditionnées, contre 20-80 heures pour BV non conditionnées) et a produit des gâteaux de BV de fortes concentrations en matières sèches. Le valeur calorifique de 12,2 MJ/kg MS et les hautes températures de combustion montrent que les biosolides peuvent être réutilisés comme combustibles dans les industries. Après séchage, l'élimination des œufs d'helminthes dans les biosolides est supérieure à 97% pour toutes les expériences. Par ailleurs, les rendements épuratoires sont supérieures à 95% pour tous les paramètres.

Mots-clés : boues de vidange, conditionnement, lits de séchage non plantés, serre, massif filtrant, déshydratation, biosolides, combustion.

ABSTRACT

The lack of profitable or financially viable options for managing the entire sanitation service chain constitutes a major barrier of the development of sanitation in many cities of Sub-Saharan Africa. The valorization of sanitation end-products by the optimization of faecal sludge (FS) dewatering processes on unplanted drying beds constitute a viable option for a sustainable FS management.

About the optimization of FS drying, we conducted comparative study on drying performance of unplanted drying beds with and without greenhouse, with alternatively FS turning or not. We have also tested five filters media with diameters 0,2-0,6 mm and 0,6-3 mm and ten FS conditioners (*Moringa oleifera*; *Jatropha curcas*; *Calotropis procera*; Chitosan; lime; CP313, CP314 and CP317 from Flonex AG; 8561 and C2064 from Ensola AG). For characterization of biosolids, we determined calorific value, temperature of combustion with pilot kiln and helminths eggs content.

The results showed that, greenhouse allowed FS drying every seasons because it prevents rains to inter in beds. However, daily turning of FS on bed reduced by 20 to 30% the occupation time of drying beds the 100 kg TS/m²*year to 150 kg TS/m²*year annual FS load respectively. The drying FS was also improved by increasing filters diameter because 60% solid content was achieved with 0,2-0,6 mm filter media diameter against 90% solid content with 0,6-3 mm filter media grain size. Considering dewaterability, conditioning led to an improvement of percolation time (2-35 hours FS conditioned to 20-80 hours for FS unconditioned) and higher solid content of the sludge. The obtained calorific value of 12,2 MJ/kg TS and high combustion temperature showed that biosolids can be reused as fuel in industries. After drying, helminths eggs removed in biosolids was higher than 97% for all experiences. Furthermore, the removal efficiency achieved were very high than 95% for all parameters.

Keywords: faecal sludge, conditioning, unplanted drying beds, greenhouse, filter media, dewatering, biosolids, combustion

INTRODUCTION GÉNÉRALE

CONTEXTE DE L'ETUDE

La plupart des pays en développement sont caractérisés par un exode massif des populations rurales vers les zones urbaines. Au Sénégal, la part de la population urbaine qui était de 23% en 1960, est passée à 40% en 1988, 41% en 2002 et puis 45,2% en 2013, ce qui atteste une augmentation continue depuis 1960. Ce taux cache d'énormes disparités régionales. Car, en 2013, la région de Dakar avec un taux d'urbanisation de 96%, regroupait presque la moitié de la population urbaine du pays (49%) (ANSD, 2014). La raison principale de ce développement massif est imputable à la migration de la population rurale pour la recherche de meilleur niveau de vie. Ceci entraîne des conséquences environnementales et sanitaires telles que la production de déchets et de boues de vidange.

Les études effectuées par la WHO/UNICEF (2013) ont montré que près de 2,4 milliards de la population mondiale ne pourront pas bénéficier d'un système d'assainissement amélioré en 2015. Or, selon WHO (2005), environ cinq (5) millions de personnes dans le monde meurent chaque année par manque de système d'assainissement adéquat.

Selon GWSSA (2010), les Nations Unies, la Banque Mondiale et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) considèrent que le développement d'ouvrages comme les fosses septiques, les latrines à ventilation améliorée et les systèmes de réseaux d'égouts permettraient d'améliorer les systèmes d'assainissement. Dans la zone périphérique des centres urbains, le système d'assainissement autonome et particulièrement les latrines sont plus utilisés car elles offrent des services d'assainissement moins coûteux (Still, 2002; Thye et al., 2011). En effet, les travaux de Dodane et al. (2012) ont montré que la gestion des systèmes d'assainissement autonome est quarante (40) fois moins coûteux que celle des réseaux d'égout.

Les systèmes d'assainissement autonome desservent environ 65 à 100% de la population urbaine dans les villes africaines, asiatiques et latino-américaines (Strauss et al., 2000). Le cas de Dakar en est une parfaite illustration, car 70% de sa population est desservie par ce système avec seulement 30% desservie par un réseau d'égout (Dodane et al., 2012). Les conséquences de la forte promotion de l'assainissement autonome sont une augmentation de la production des boues de vidange. A Dakar, pour une production journalière de 6000 m³ de boues de vidange, seul 25% de ce volume arrive aux stations de traitement (Cambérène, Rufisque et Niayes), pendant que les 75% restants sont rejetés sans traitement dans la nature (BMGF, 2011). La quantité de polluants contenus des boues de vidange est très importante. Elle est estimée de 10-100 fois plus que celle contenue dans les eaux usées (Koné et al.,

2004). Par ailleurs, les boues peuvent contenir des pathogènes dangereux pour la santé humaine (Feachem et al., 1983; Awuah, 2006).

Les nouveaux défis pour une bonne gestion de l'assainissement proposent que le système soit conçu et administré dans la perspective de recyclage des matières organiques et nutriments contenus dans les excréta humains (Winblad, 1997). Les options technologiques et les stratégies de traitement des boues de vidange doivent être développées pour un recyclage optimum des différents sous-produits. Du fait de la forte variabilité des boues de vidange, il a été recommandé que le système de traitement doit être basé sur des résultats au cas par cas, et inclure une première étape de traitement consistant à une séparation solide/liquide efficace. Des méthodes de séparation solide/liquide des boues de vidange ont été développées par beaucoup d'auteurs tels que Cofie et al. (2006), Kuffour et al. (2013), Kengne et al. (2014) et Sonko et al. (2015).

CARACTÉRISTIQUES DU MILIEU D'ÉTUDE

Notre site d'étude est localisé à Dakar, capitale du Sénégal. Le Sénégal est situé à la partie ouest du continent Africain, entre 12 et 17°N avec une superficie totale de 196700 km². La région de Dakar est située dans la presqu'île du Cap Vert et s'étend sur une superficie de 550 km², soit 0,28% du territoire national (ANSD, 2014). Elle s'étend entre les 17°10 et 17°32 de longitude Ouest et les 14°53 et 14°35 de latitude Nord. Elle est limitée à l'Est par la région de Thiès et par l'Océan Atlantique dans ses parties Nord, Ouest et Sud.

La région de Dakar est caractérisée par une saison sèche qui s'opère de Novembre à Juin et une saison des pluies qui s'étale de Juillet à Octobre avec une pluviométrie estimée entre 500 et 600 millimètres par an. Les totaux mensuels les plus élevés sont enregistrés en Août et en Septembre. Selon Sagna (2005), les moyennes annuelles de radiation solaire à l'ombre sont estimées à 5,8 kW/m²/jour avec un maximum 6,9 kW/m²/jour (Avril) et le minimum de 4,7 kW/m²/jour sont observés au mois de Décembre. Le soleil apparait en moyenne 8,6 heures par jour avec un maximum de 9,9 heure/jour en Avril et un minimum 7,7 heure/jour en Août (Youm et al., 2000). Les températures maximales moyennes varient entre 22 °C et 32 °C entre Décembre et Avril et entre 27 °C et 32 °C entre Mai et Novembre avec une humidité relative de 80%.

JUSTIFICATION DU TRAVAIL

La croissance démographique rapide des villes de l'Afrique de l'Ouest doit être accompagnés de la fourniture et de l'accès des populations aux services de base à savoir la santé, l'éducation, l'eau potable, l'assainissement, etc. Malheureusement, les pays n'ont pas souvent les moyens de réaliser les investissements concourant à l'amélioration du cadre de vie et de la santé des citoyens. La question de l'assainissement est longtemps masquée par les problèmes d'eau potable dans les pays en développement et pourtant de grandes quantités de boue de vidange sont largement produites dans ces centres urbains accompagnées de décharge sauvage dans la nature, les réseaux d'eaux pluviales ou réseaux d'égouts augmentant ainsi les risques de maladies hydriques dans les zones concernées.

La valorisation économique de ces boues peut constituer un levier important pour améliorer la gestion de l'assainissement sur toute la chaîne. Pour exemple, le potentiel énergétique et biologique qu'on peut récupérer des boues de vidange peut constituer une source additionnelle de combustible renouvelable et contribuer ainsi au développement des villes (Koné, 2010). Les possibilités de réutilisation des boues de vidange ont déjà été identifiées en Afrique Sub-saharienne. Elles peuvent servir comme amendement des sols, combustibles dans les industries, biogaz à travers la digestion anaérobique, protéine pour la nourriture des animaux et comme composants de matériaux pour la construction (Diener et al., 2014). La valeur marchande des boues traitées dépendra de la situation locale, mais en Afrique sub-saharienne l'exploitation de son potentiel énergétique apparaît comme la voie la plus appropriée pour drainer le maximum de flux financiers (Diener et al., 2014). En effet, les boues de vidange présentent en moyenne un pouvoir calorifique tournant autour de 17 MJ/kgMS, comparable aux autres sources d'énergies vertes communément utilisées (Muspratt et al., 2014). Cependant, la faible concentration en matière sèche dans les boues de vidange de Dakar varie énormément de 4 à 22 gMS/L (Sonko et al., 2014). Ainsi, il devient impératif de développer des technologies rentables de séchage pour atteindre le taux de 90% MS exigée par les industries pour une utilisation comme combustible solide (Cofie et al., 2006; Bennamoun, 2012; Dodane et al., 2012; Bassan et al., 2013).

Les lits de séchage figurent parmi les technologies les plus utilisées pour la déshydratation des boues de vidange (Tchobanoglous et al., 2003). Leur utilisation dans les pays en développement est prometteur, puisqu'ils sont moins coûteux et faciles à manager. Par contre leur exigence en terme d'espace peut constituer un handicap dans les grandes villes.

OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

○ *Objectif général*

L'objectif général de cette recherche consiste à développer des stratégies pour optimiser le séchage des boues de vidange produites à Dakar pour une meilleure valorisation des sous-produits. Ces stratégies auront aussi pour finalité de réduire le temps de séchage des BV mais aussi de minimiser les risques sur la santé des populations et sur l'environnement d'une part, et d'autre part de contribuer à faire de l'assainissement un secteur rentable qui participe au recyclage des ressources.

○ *Objectifs spécifiques (OS)*

Pour arriver à l'objectif général, plusieurs objectifs spécifiques ont été identifiés et qui sont :

OS1 : Optimiser l'évaporation à travers l'utilisation d'une serre et le retournement régulier des boues de vidange au cours de leur séchage et étudier l'impact de ces actions sur les rendements épuratoires, la qualité énergétique des biosolides et l'abattement parasitaire.

OS2 : Caractériser les boues de vidange et leurs potentialités énergétiques en fonction des ouvrages de production, tester la combustion des biosolides sous différentes formes à travers un four pilote.

OS3 : Optimiser l'évaporation à travers l'utilisation de différents types de massifs filtrants combinés à différentes mailles et étudier leur impact sur les rendements épuratoires ;

OS4 : Optimiser la déshydratation à travers l'utilisation de différents types de massifs filtrants combinés à différentes charges de boues de vidange et étudier leur impact sur les rendements épuratoires ;

OS5 : Optimiser la concentration des boues en MS à travers l'utilisation de coagulant organique pour une meilleure séparation solide/liquide et amélioration des capacités de bassins de stockage et des lits de séchage ;

OS6 : Etudier les phénomènes physiques liés à l'utilisation des coagulants organiques dans l'optimisation de la séparation solide/liquide dans les boues de vidange et sélectionner les coagulants les plus rentables économiquement au passage à l'échelle.

MÉTHODOLOGIE DE RECHERCHE

La justification du choix des méthodes, ainsi que les détails de leur application sont décrits dans chaque chapitre de la thèse. Notre souci de rendre indépendante la lecture et l'exploitation de chacun des chapitres a conduit à quelques redondances dans le texte.

○ *OS1*

Le dispositif expérimental comporte douze lits dont six nus et six sous serre. Les serres sont munies d'un extracteur et d'un ventilateur d'air qui fonctionnent par intermittence avec une heure de marche et une heure de repos. Les lits sont alimentés avec des boues épaissies au niveau des décanteurs-épaississeurs de la station expérimentale. Les boues sont appliquées à la fréquence d'un apport par expérience. Quatorze expériences ont été menées dont sept (7) avec des charges de 100 kg MS/m²*an et sept (7) avec des charges de 150 kg MS/m²*an, avec ou sans retournement de la boue à la surface des lits de séchage.

○ *OS2*

Les lits sont alimentés avec de la boue épaissie en une fréquence par expérience. Quatre expériences ont été menées pour produire des biosolides séchés à environ 90% MS. Les biosolides produits sont sous trois formes: gâteau, cube et brique. La combustion des biosolides a été faite à l'aide d'un four pilote. La chaleur produite a été utilisée pour chauffer les huiles de vidange récoltées au niveau des stations de la ville de Thiès, Sénégal.

○ *OS3*

Le dispositif expérimental comporte trente (30) barils mis sous serre. Les massifs filtrants testés au niveau des lits sont : le sable, le silex, le coquillage, les brisures de verre et les sciures de bois. Pour chaque massif filtrant, nous avons utilisé deux types de mailles: 0,2-0,6 mm et 0,6-3 mm. Les barils sont remplis de boue épaissie. Trois charges hydrauliques de 150 kg MS/m²*an, 300 kg MS/m²*an et 450 kg MS/m²*an ont été testées. Le séchage a été suivi avec ou sans retournement des BV à la surface des massifs filtrants.

○ *OS4*

Nous avons mis en place un dispositif expérimental comportant 7 colonnes de 140 cm de longueur et 10,5 cm de diamètre. Les matériaux tels que sable, silex, coquillages et verre de maille 0,2-0,6 mm ont été utilisés comme massifs filtrants. La boue épaissie est appliquée

dans les colonnes en un seul apport par expérience. Les charges de 10 kg MS/m², 15 kgMS/m², 20 kg MS/m² et 25 kg MS/m² ont été testées.

○ **OS5**

Les expériences ont été effectuées avec trois coagulants organiques : *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas* et *Calotropis procera*. Le conditionnement a été fait sur des composites de boues de vidange. Plusieurs doses de coagulants ont été testées par mixage à 200 tr/min pendant 2 minutes à l'aide d'un jar test. Des cônes Imhoff ont été utilisés pour effectuer la sédimentation des boues de vidange.

○ **OS6**

Les expériences ont été effectuées avec cinq coagulants synthétiques (*CP313*, *CP314* et *CP317* de marque *Flonex AG*; *8561* et *C2064* de marque *Ensola AG*), deux polyélectrolytes (*Chitosane* et *Moringa oleifera*) et la *chaux*. Différentes doses et concentrations ont été utilisées sous forme liquide (coagulants synthétique et naturel dilués avec de l'eau distillée) et sous forme poudre (*Moringa oleifera*). Le temps de mixage de la boue dans le jar test est maintenu à 2 minutes tandis que la vitesse de mixage et la durée de sédimentation des boues dans les cônes Imhoff varient. Pour appréhender le processus de déshydratation des boues de vidange conditionnées sur lits de séchage non plantés, nous avons appliqué le décantât de la boue provenant des cônes Imhoff dans des tubes PVC de couleur noire avec des charges hydrauliques variables.

CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR L'ASSAINISSEMENT ET
LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE

1.1 Contexte de l'assainissement en Afrique

La plupart des pays Africains font face aux problèmes d'assainissement urbain depuis leur accession à l'indépendance. Comme le soulignait Maystre (2000), les difficultés de l'assainissement sont devenues un vaste problème multicritères et multi-acteurs qui requiert de longues négociations entre les scientifiques, les techniciens, les exploitants, les gestionnaires, les entrepreneurs, les bailleurs de fonds, les collectivités locales et les associations de quartier. Dans ce secteur, il devient de plus en plus difficile de trouver des solutions consensuelles aux problèmes et plusieurs initiatives ont abouti à des échecs. Pour une bonne gestion des eaux usées et des boues de vidange, les stratégies à mettre en œuvre doivent tenir compte non seulement de la collecte, du traitement et la valorisation saine des différents sous-produits mais aussi de l'adhésion des populations et des différents acteurs.

1.1.1 Les modes ou systèmes d'assainissement existants

Le réseau d'égouts est le mode ou le système dit « conventionnel » d'assainissement urbain des eaux usées apparu dans les métropoles de l'Afrique subsaharienne au cours de la période des indépendances. Seules quelques villes secondaires et/ou capitales ont été équipées de ce système au niveau de leurs quartiers centraux. Face à la croissance rapide de l'urbanisation et de la démographie, cette forme d'assainissement s'est trouvée très vite incapable de répondre aux besoins des populations. Les premières villes, telles que Dakar, Abidjan et Yaoundé qui se sont dotées de ce système, ont vite fait face à de nombreux problèmes de dysfonctionnement, d'entretiens, de renouvellements et d'extensions des réseaux et stations d'épuration. Il faut également noter des insuffisances au niveau des raccordements de la population au réseau, des pénuries d'eau, et surtout de financement des extensions aux quartiers périphériques mal structurés ou non planifiés. Comme réponses à ces difficultés, les chercheurs ont commencé à promouvoir des technologies alternatives au système d'égouts.

L'assainissement autonome (latrines et fosses septiques essentiellement) va alors s'imposer comme la forme la plus accessible aux populations urbaines. Ce système se caractérise par une quasi-standardisation des types d'installations : latrines simples, latrines à fosse ventilée de type VIP, latrines à fosse revêtue et fosses septiques. Les latrines simples, constituées par un trou de défécation, un mur de clôture et une dalle, restent très prépondérantes en raison de leur coût très abordable et de leur construction facile. Ce type de latrine produit des boues très compactes qui ne sont pas faciles à aspirer par un camion de vidange. Le manque de contrôle pendant l'exécution des ouvrages par les autorités publiques entraîne la réalisation de latrines

à des endroits ou à des profondeurs pouvant présenter des risques de contamination des nappes (Baba-Moussa, 1994). Depuis quelques années, est apparue la latrine type «Ecosan» qui fait la séparation à la source des urines et des fèces. Elle est présentée comme une alternative pour les quartiers ruraux ou périphériques des villes.

Entre le système collectif (égouts) et le système autonome (latrine familiale, fosses septiques), il existe le système semi-collectif composé par les latrines publiques et le réseau d'égouts à faible diamètre. Les cas de construction de ce système à l'échelle d'une commune sont très rares et la maîtrise de la conception par les ingénieurs reste faible. Le réseau d'égouts à faible diamètre constitue une alternative sérieuse et adaptée aux quartiers de forte densité de population ou nouvellement construits surtout par les agences immobilières. Ce système a connu des expériences réussies en terme de mise en œuvre (montages financiers et institutionnels, réduction des coûts de réalisation et de raccordement) dans des villes d'Asie et d'Amérique latine (Mara, 2004).

1.1.2 Les taux de couverture en assainissement

Les proportions de populations ayant accès aux services d'assainissement des eaux usées et excréta en Afrique subsaharienne restent encore faibles. Selon WHO (2004), les taux de couverture en assainissement sont passés de 32% en 1990 à seulement 36% en 2002; cela représente environ 437 millions de personnes sans assainissement de base. La situation est plus alarmante aussi bien en milieu rural (55%) qu'en milieu urbain (26%). Parmi les 35 pays les moins équipés en latrines (en proportion de population sans assainissement), une vingtaine sont issus de l'Afrique subsaharienne. La figure 1.1 indique que l'assainissement urbain en Afrique est caractérisé par la prédominance de l'assainissement autonome. Dans quelques villes disposant de réseaux d'égouts, les taux de raccordement des ménages restent très faibles (Collignon et al., 2000). En plus de ces difficultés de raccordement des ménages, les systèmes collectifs notamment les stations de traitement souffrent de nombreux problèmes de conception, d'adaptation et d'entretien (Koné, 2002). Si les rythmes actuels sont maintenus, l'Afrique subsaharienne n'atteindra pas les objectifs du Millénaire en assainissement (40% de la population totale accédant à un assainissement amélioré).

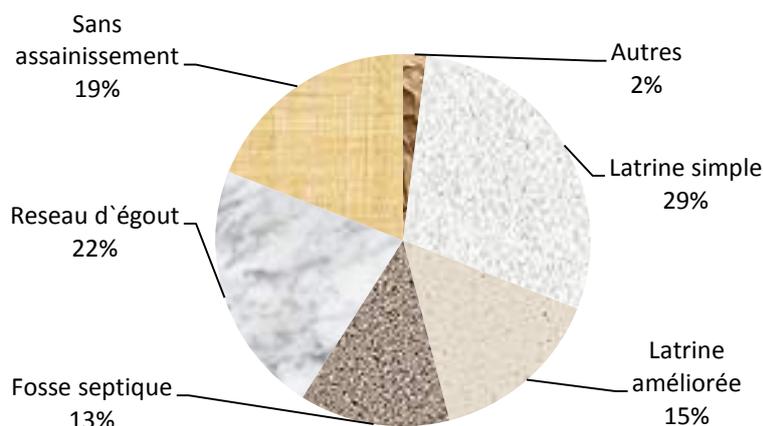


Figure 1.1 : Modes d'assainissement des excréments et eaux usées en Afrique subsaharienne (UNICEF et al., 2000)

1.2 Les acteurs impliqués dans l'assainissement des excréments et des eaux usées au Sénégal

Les acteurs publics et privés interviennent dans le secteur de l'assainissement urbain. A Dakar, l'Etat, les Organisations Non Gouvernementales (ONGs), le secteur privé et les populations jouent un rôle essentiel pour l'amélioration de la gestion des boues de vidange :

- les ministères dont le rôle est d'élaborer les politiques et la réglementation en matière d'assainissement (cadre institutionnel, objectifs et stratégies, instruments et mécanismes financiers) ;
- les agences gouvernementales, cas de l'Office National de l'Assainissement du Sénégal (ONAS), chargées de mettre en œuvre la politique du gouvernement par la fourniture de service, la gestion des systèmes collectifs et la mobilisation des financements ;
- les municipalités dont la mission est d'assurer l'hygiène et la salubrité publiques dans l'espace communal (élaboration de la réglementation locale, organisation et gestion de l'assainissement) dans le cadre des politiques de décentralisation ;
- les entreprises privées qui sont actives dans la construction des ouvrages (maçons), la collecte et le transport des boues, la gestion des stations de dépotage des boues, ainsi que les études d'ingénieries ;
- les ONGs et associations qui en général sont actives dans le marketing social et la promotion des technologies alternatives à faible coût ;

- les ménages qui sont les principaux demandeurs du service d'assainissement, par leurs comportements et capacités à payer, ils influent sur le choix du type de service à développer ;
- les maraîchers et agriculteurs qui réutilisent, dans la plupart des villes, les eaux usées pour l'arrosage de leurs cultures (Cissé, 1997) ;
- les agences d'aide au développement et les organisations internationales telles que la Banque Mondiale, la Banque Africaine de Développement, l'UNICEF qui financent les investissements (études, construction des ouvrages).

1.3 Les modes de financement des investissements et des charges récurrentes

L'essentiel du financement dans le secteur de l'assainissement est assuré par les ménages pour les investissements (construction d'installations autonomes) et les charges récurrentes (vidange des fosses). Les rares systèmes d'assainissement collectifs ont été financés par les fonds publics (aides ou crédits) avec l'appui des partenaires extérieurs. Les investissements dans le traitement et l'élimination des boues de vidange restent hors de portée des petites communes; ils nécessitent des financements publics plus importants en complément aux initiatives des ménages.

1.4 Les principaux problèmes émergents

Le manque de vision globale, et à long terme de l'assainissement et la méconnaissance de la demande de la part des autorités municipales, constituent des freins à la mobilisation des ressources locales et extérieures nécessaires pour élargir le service à tous les ménages.

Sur le plan organisationnel et institutionnel, les deux aspects cruciaux restent le dialogue entre les parties prenantes aux niveaux national et local pour définir un cadre institutionnel clair, l'influence limitée des acteurs locaux (entreprises privées, ONGs et associations) dans les stratégies et processus de prise de décision.

Le financement des ouvrages de traitement des boues de vidange (investissement et exploitation) reste un problème irrésolu pour l'ensemble des communes de la sous-région. En effet, les communes, nouvellement créées pour la plupart, n'ont pas des moyens suffisants pour faire face à leur nouvelle mission de promotion de l'hygiène et de la salubrité publique. Sans un engagement fort et décisif des gouvernements et de la communauté internationale, les seuls efforts des ménages et des communes seront insuffisants pour accroître le taux d'accès à un assainissement adéquat dans les échéances fixées pour les OMD.

La promotion de l'assainissement est surtout concentrée sur la proposition de diverses technologies répondant aux capacités de payer des ménages. Le passage d'une technologie à l'autre se fait sans une réelle amélioration du niveau de service, ni une connaissance précise des contraintes de fonctionnement et d'exploitation de chaque type.

1.5 Forces et faiblesses des modes de gestion actuelle des boues de vidange

La filière de gestion des boues de vidange ne bénéficie pas d'un cadre réglementaire spécifique (normes et qualité des rejets, normes de réutilisation). Les quelques textes existants ne sont pas appliqués par manque de volonté ou de moyens. Il n'existe pas de mécanismes institutionnels et de cadre de concertation pouvant permettre à tous les acteurs d'assurer une meilleure qualité du service et une efficacité dans la gestion des boues de vidange. Il n'existe pas non plus de données suffisantes pouvant permettre la mise en place d'un partenariat efficace et équilibré entre les parties prenantes. Les principales forces et faiblesses de la gestion actuelle des boues de vidange dans les villes d'Afrique de l'Ouest sont synthétisées dans les tableaux 1.1 et 1.2 ci-après. Elles ont été identifiées sur la base d'investigations faites par Ingallinella et al. (2002) et Strauss et al. (2003). La principale force de la gestion des boues de vidange est essentiellement liée au développement spontané de petits opérateurs privés, plus ou moins dynamiques, offrant des services de vidange adaptés aux besoins et moyens des populations. Les insuffisances majeures résident dans :

- le manque de priorité accordée aux boues de vidange par les autorités municipales et les partenaires au développement, plutôt préoccupées par la « latrinisation » des ménages ;
- l'absence de module de formation sur la gestion des boues de vidange dans les curricula des agents sanitaires, des planificateurs urbains et des agents des services techniques municipaux: ces derniers sont exclusivement centrés sur la conception et le dimensionnement des ouvrages d'assainissement autonome (latrines, fosses septiques) et collectif (réseaux d'égouts) ;
- le manque ou l'insuffisance d'un cadre institutionnel et juridique adapté (cahier de charges des acteurs, textes réglementaires, mécanismes de régulation et de concertation).

Tableau 1.1 : Succès et échecs de la gestion des boues de vidange au Sénégal

Aspects	Succès	Echecs
Juridique	<ul style="list-style-type: none"> • Existence de réglementation globale de l'assainissement (codes de l'environnement et de l'eau) • Existence de stratégies nationales d'assainissement 	<ul style="list-style-type: none"> • Absence de réglementation spécifique à l'activité de vidange • Non application des textes existants (codes) par les parties prenantes • Manque de politique et de planification rigoureuse de la ville
Institutionnel	<ul style="list-style-type: none"> • Définition des rôles et responsabilités des parties prenantes 	<ul style="list-style-type: none"> • Non reconnaissance des opérateurs de vidange dans le paysage institutionnel officiel de l'assainissement
Technique	<ul style="list-style-type: none"> • Existence de technologies de collecte et transport des boues de vidange • Existence de systèmes de traitement mécanique (boue activée) et de traitement naturel (Bassin de décantation/épaississement, lits de séchage non plantés, bassin de lagunage) 	<ul style="list-style-type: none"> • Sous dimensionnement des capacités des stations de traitement des boues de vidange à l'échelle des villes ; • Mauvaise exploitation et entretien des stations de traitement existantes ; • Déficit de camion hydro- cureur ; • Existence de la pratique de vidange manuelle • Déversement de boues dans les cours, rues et caniveaux
Organisationnel	<ul style="list-style-type: none"> • Existence d'opérateurs indépendants dynamiques dans la collecte et le transport ; 	<ul style="list-style-type: none"> • Manque d'organisations corporatives de vidangeurs dans la plupart des villes
Economique	<ul style="list-style-type: none"> • Existence de plusieurs entreprises privées de vidange mécanique • Existence de grands marchés de collecte des boues de vidange dans les métropoles et les villes moyennes • Marges bénéficiaires relativement importantes des entreprises de vidange dans les métropoles 	<ul style="list-style-type: none"> • Faibles revenus des opérateurs de vidange dans les petites et moyennes villes à cause du marché limité • Tarifs de vidange mécanique élevés et hors de portée des ménages à faibles revenus
Social	<ul style="list-style-type: none"> • Création d'emplois pour les opérateurs de collecte et transport des boues • Contribution à l'hygiène familiale (concession) et du milieu urbain (quartiers) • Flexibilité de la facturation selon les capacités financières des clients 	<ul style="list-style-type: none"> • Manque de matériels de protection et de couverture sanitaire des vidangeurs • Faible présence d'opérateurs de collecte et transport des boues dans les petites villes ; • Faible niveau de prise de consciences des risques sanitaires et environnementaux par les populations ; • Inaccessibilité du service de vidange mécanique aux ménages à faibles revenus

Tableau 1.2 : Potentialités et obstacles à la gestion des boues de vidange au Sénégal

Aspects	Potentialités	Obstacles
Juridique	<ul style="list-style-type: none"> • Appui de la police et de l'agence d'hygiène pour l'application des réglementations 	
Institutionnel	<ul style="list-style-type: none"> • Partenariat public-privé (répartition des rôles, partage de l'information et des risques, concertations régulières) 	<ul style="list-style-type: none"> • Déséquilibre des pouvoirs entre les parties prenantes (gouvernements centraux, municipalités, opérateurs privés)
Technique	<ul style="list-style-type: none"> • Recherche appliquée et développement de techniques appropriées de traitement des boues (lits de séchage, lits d'humification, digestion anaérobie et production de biogaz) • Stratégies de traitement décentralisé pour minimiser les distances à parcourir 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Promotion de latrines produisant des boues difficilement aspirables par les camions vidangeurs ; • Manque de financement de matériels de transport adéquat • Mauvaise gestion de l'espace public urbain (manque de terrain réservé aux sites de traitement) • Mauvaises utilisations des latrines (rejet de déchets solides) ; • Insuffisances de financement des activités de recherche appliquée ;
Organisationnel	<ul style="list-style-type: none"> ○ Planification stratégique de l'assainissement 	<ul style="list-style-type: none"> • Faibles capacités de management des opérateurs de vidange • Faible niveau de scolarisation des vidangeurs
Economique	<ul style="list-style-type: none"> ○ Financement de l'assainissement dans le cadre des OMD par les organismes internationaux (Banque mondiale, UNICEF, Union Européenne, Banque Africaine de développement) ○ Principe du pollueur payeur adopté dans la plupart des pays ○ Valorisation des boues traitées en agriculture urbaine et périurbaine 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Faible valeur des sous-produits de l'assainissement ; ○ Coûts élevés des investissements (camions vidangeurs, stations de traitement) ; ○ Eloignement des sites de dépotage et de traitement ; ○ Non transfert des ressources des états vers les collectivités locales
Social	<ul style="list-style-type: none"> • Prestations des opérateurs bien appréciées par les ménages • Volonté des populations d'améliorer leur cadre de vie • Existence d'ONG et associations locales pour le marketing social 	<ul style="list-style-type: none"> • Manque de prise de conscience des risques sanitaires liés à la mauvaise évacuation des boues • Faible priorité accordée à l'hygiène du milieu par les ménages

1.6 Gestion des boues de vidange

1.6.1 Pollutions issues des boues de vidange

Le polluant étant défini comme un altéragène biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'environnement en général (AFNOR, 1994). Des centaines de polluants sont donc déversés chaque jour dans l'environnement avec la mauvaise gestion des BV. Les boues de vidange, comme toutes les autres formes d'eaux usées domestiques, véhiculent diverses formes de pollutions : la pollution primaire ou physique, la pollution secondaire ou organique, la pollution tertiaire ou minérale et la pollution quaternaire ou biologique.

Pollution primaire

Cette forme de pollution est essentiellement physique. Elle est représentée par un excès de matières en suspension, de matières décantables et de matières flottantes qui donnent aux eaux usées une coloration toujours trouble. C'est donc l'une des formes de pollution les plus apparentes. Ces particules proviennent des cuisines, des WC, des lessives et des salles de bain.

Pollution secondaire

Cette forme de pollution organique et inorganique regroupe l'ensemble des matières organiques contenues dans l'eau. Ces matières peuvent être solides ou dissoutes. Elles pourraient provenir des composés organiques de synthèse utilisés à des fins techniques (pesticides, détergents, etc.) et des composés organiques issus des êtres vivants et qui sont contenus dans les matières fécales, les urines et divers déchets organiques de cuisine.

Pollution tertiaire

C'est une pollution minérale représentée par les composés minéraux de l'azote et du phosphore. Il s'agit essentiellement de l'azote organique et de l'ammonium d'une part, du phosphore organique et des orthophosphates d'autre part. Cette pollution tertiaire pourrait provenir des matières fécales, des urines, des déchets de cuisine et des produits détergents, surtout pour le phosphore.

Pollution quaternaire

C'est une pollution biologique regroupant les virus, bactéries et zoo-parasites (Diop, 2010). Elle est bien connue sous le nom de péril fécal et responsable de nombreuses maladies à caractère endémique ou épidémique, particulièrement dans les pays en développement.

1.6.2 Risques liés à la mauvaise gestion des BV

Selon plusieurs auteurs, les risques causées par la mauvaise gestion des BV sont d'ordre sanitaires, écologiques et esthétiques.

1.6.2.1 Risques sanitaires

Les germes pathogènes contenus dans les matières fécales sont capables de survivre pendant un temps plus ou moins long dans le milieu sous différentes formes. Les boues de vidanges sont riches en agents pathogènes tels que virus, bactéries, helminthes, kystes et protozoaires. Ces organismes peuvent entraîner des maladies telles que poliomyélite, choléra, dysenterie, gastro-entérites, entre autres. L'infection peut se faire par l'intermédiaire de vecteurs. Ainsi, certaines espèces de mouches et de moustiques peuvent s'y trouver en milieux propices pour la ponte, leur reproduction et même pour se nourrir et contribuer à propager l'infection.

Ce risque sanitaire peut aussi être engendré par certains composés chimiques comme les nitrates qui peuvent être présents en grande quantité dans les eaux usées domestiques et les boues de vidange. Selon Collin et al. (1989), les nitrites dérivés des nitrates par réduction microbiologique intestinale engendrent chez le nourrisson une maladie du sang (la méthémoglobinémie) qui peut être mortelle.

1.6.2.2 Risques écologiques

Les effets néfastes des eaux usées sont particulièrement manifestes dans le cas de rejets dans les eaux de surfaces. En effet, l'apport de matières organiques entraîne un développement d'une flore bactérienne spécifique qui s'en nourrit et qui consomme rapidement toute l'oxygène. Il s'ensuit une asphyxie du milieu. De même, l'azote organique et ammoniacal, présent en quantités importantes dans les eaux usées domestiques, sont toxiques pour les poissons, même à faibles doses (Radoux, 1995). Comparées aux plantes agricoles, certaines substances s'accumulent plus facilement dans l'organisme des poissons et les plantes aquatiques (Diop, 2010).

Dans le cas d'une dispersion des boues de vidange dans le sol, une partie de leurs composants tels que l'azote et le phosphore va migrer par infiltration ou lessivage jusqu'aux eaux souterraines sources d'alimentation en eau potable de la population. Ces nappes peuvent alors enregistrer des niveaux d'azote largement supérieurs aux recommandations de l'OMS qui est de 50 mg/L pour les eaux destinées à la consommation. Des observations faites par Collin et al. (1989) sur la nappe de Pikine ont montré des concentrations de nitrates 5 à 10 fois supérieures aux recommandations de l'OMS.

L'épandage des eaux résiduaires sur le sol peut aussi en changer les propriétés physiques et chimiques. En effet, selon Ndiaye (2005) les sols irrigués avec de tels effluents d'une part, deviennent plus acides et d'autre part, montrent une valeur élevée du SAR (Sodium Absorption Ratio) entraînant la substitution des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} par l'ion Na^{+} . Ce phénomène est à l'origine de la salinité des sols.

1.6.2.3 Risques esthétiques

Le rejet d'eaux résiduaires brutes ou de boues de vidange dans la nature, sur de terrains vagues ou dans des eaux superficielles entraîne des nuisances tant pour le décor que pour l'odorat suite à un dégagement d'odeurs nauséabondes surtout en périodes chaudes. Le rejet d'eaux usées et de boues de vidange est très fréquent en zones urbaines dépourvues de systèmes d'assainissement adéquat ou fonctionnel. Ces eaux sont rejetées dans les rues ou dans des trous creusés devant les maisons. Cette nuisance esthétique est selon Radoux (1995), la plus évidente et la moins acceptée par les populations.

**CHAPITRE 2 : GENERALITÉS SUR LES PROCÉDÉS DE
SÉCHAGE DES BOUES DE VIDANGES DOMESTIQUES**

2.1 Problématique des boues de vidange domestiques

2.1.1 Production de boues de vidange

Dans les villes, les quantités de boues à évacuer sont de plus en plus importantes du fait de l'accroissement démographique et du recours exclusif aux latrines. Les quantités d'excrétas produites quotidiennement peuvent significativement varier suivant les habitudes alimentaires des citadins, les populations dont le régime alimentaire est très riche en fibres produisent beaucoup d'excrétas (masse et volume) comparées à celles qui se nourrissent plus avec de la viande et des aliments transformés (Guyton, 1992). Certaines études montrent que la fréquence d'excrétions fécales se situe en moyenne à une selle à cinq par personne et par jour, à une selle par semaine (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). En outre, la quantité de BV dépend de la durée et plus spécialement des habitudes des personnes qui utilisent les toilettes, tels que des horaires de travail, l'alimentation, les coutumes cohésion sociétale, et fréquence d'utilisation des toilettes. La production moyenne d'excrétas selon les pays est présentée au tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Taux de production d'excrétas

Localisation	Poids humide (g/pers.*jr)	Sources
Pays développés	100-200	Jönsson et al. (2005) Vinnerås et al. (2006)
Pays sous-développés, zone rurale	350	Feachem et al. (1983)
Pays sous-développés, zone urbaine	250	Feachem et al. (1983)
Thaïlande	120-400	Schouw et al. (2002)

Par exemple, la production journalière d'urine varie significativement en fonction de la consommation d'eau de boisson, le régime alimentaire, les activités physiques et les facteurs climatiques (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). Le tableau 2.2 donne l'exemple de quantité d'urine produite dans certaines localités.

Tableau 2.2 : Taux de production d'urine

Localités	Volume (mL/pers.*jour)	Sources
Valeur générale pour un adulte	1000-1300	Feachem et al. (1983)
Suède	1500	Vinnerås et al. (2006)
Thaïlande	600-1200	Schouw et al. (2002)
Suisse (maison, semaine)	637	Rossi et al. (2009)

Dans le cadre des Objectifs du Millénaires pour le Développement (OMD), les projets et programmes initiés par les gouvernements, les communes, les agences de développement et les ONGs mettent beaucoup plus l'accent sur la construction de latrines « améliorées » pour accroître le taux de couverture en assainissement (U.N., 2008). Cependant, une gestion non appropriée d'importantes quantités de boues de vidange produites anéantirait les efforts d'amélioration de l'hygiène familiale (échelle du ménage), de la salubrité et de la santé publique (échelle du quartier), et de protection de l'environnement (échelle de la commune).

2.1.2 Collecte de boues de vidange

Dans les villes d'Afrique subsaharienne, les fosses des ouvrages d'assainissement sont vidangées mécaniquement par des camions ou autres engins motorisés équipés de pompes, ou manuellement à l'aide de matériels rudimentaires (Bösch, 1985; Strauss et al., 2002). La vidange mécanique est assurée par des entreprises publiques et privées pour la plupart, tandis que la vidange manuelle est pratiquée par les vidangeurs manuels ou les membres de la famille. Les vidangeurs manuels se servent de seaux et de pelles et descendent eux-mêmes dans les fosses, sans protection particulière. A titre d'exemple, la répartition des acteurs dans deux villes du Sénégal indique une forte présence des vidangeurs manuels (tableau 2.3). Dans de nombreuses villes de taille moyenne, il n'existe aucune entreprise de vidange mécanique.

Tableau 2.3 : Répartition des intervenants dans la collecte des boues de vidange dans quatre villes du Sénégal (CREPA, 2002a)

Ville-quartier	Vidangeurs manuels	Membres de famille	Camion vidangeur
Dakar-Cité Dioukhop	38	43	16
Kaolack-Diamaguène	7	6	79
Fatick-Peulga	7	19	56
Saint-Louis Diamaguène	52	15	23

Valeur exprimée en pourcentage

Les difficultés rencontrées dans la filière de la vidange sont d'ordres institutionnels, juridiques, économiques et financiers (Strauss et al., 2002; CREPA, 2004; Gning, 2009) et sont ci-dessous :

- l'étroitesse des rues et le mauvais emplacement des latrines dans les concessions rendent la vidange quasi-impossible pour les camions de vidange;
- les camions de vidange sont pour la plupart de seconde main et sont moins adaptés pour soutirer les BV trop concentrées (Bösch, 1985; Gning, 2009) ;
- le transport de faibles volumes de BV (5-15 m³) sur de longues distances et à travers des rues étroites, peu carrossables n'est pas financièrement rentable pour les opérateurs ;
- dans certaines villes, le manque de sites de dépotage aménagés contraint les vidangeurs à parcourir de longues distances à la recherche d'un endroit approprié ou font la décharge en périphérie immédiate des villes.

A l'image des villes du Sénégal, les pratiques de rejets indiquées au tableau 2.4 concernent aussi bien les camions de vidange que les vidangeurs manuels. Les premiers déversent à des endroits choisis en fonction de la distance, tandis que les seconds privilégient le rejet in situ soit dans la rue pendant la saison des pluies ou dans des fosses aménagées à cet effet dans la cour ou dans la rue.

Tableau 2.4 : Lieux de rejet des BV dans quatre villes du Sénégal (CREPA, 2002a)

Ville/quartier	Dans la cour	Dans la rue	A la décharge	Autres
Dakar/cité Dioukhop	10%	7%	74%	9%
Kaolack/Diamaguène	7%	5%	76%	12%
Fatick/Peulga	8%	18%	56%	18%
Saint-Louis/Diamaguène	30%	31%	20%	19%

2.2 Composition globale des boues de vidange

2.2.1 Différentes formes d'eau dans les boues

Selon Tsang et al. (1990), la distribution de l'eau dans la boue peut prendre les formes suivantes : l'eau libre est celle qui n'est pas attachée aux particules des boues, elle peut être éliminée par simple décantation gravitaire ; l'eau interstitielle est celle qui est piégée dans les floccs ou dans les structures cellulaires, son enlèvement nécessite la rupture des floccs ou des cellules ; l'eau vaccinale est celle qui est retenue en surface des particules solides par des liaisons hydrogènes, son élimination passe par un traitement thermique ; et enfin l'eau d'hydratation qui est chimiquement liée et qui nécessite une importante dépense énergétique pour son enlèvement.

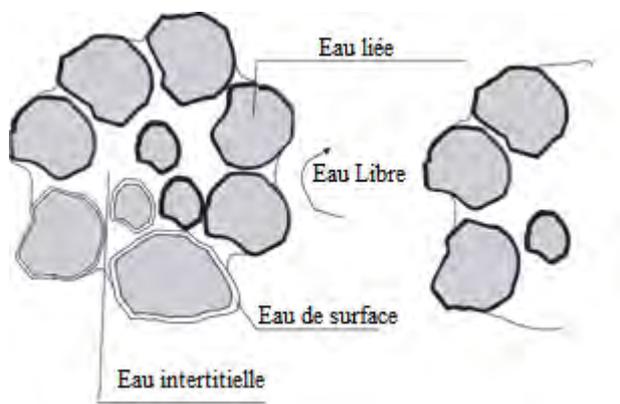


Figure 2.1 : Différentes formes d'eau dans la boue (Tsang et al., 1990)

2.2.2 Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées domestiques contiennent plusieurs substances (Metcalf et al., 2003; Diop, 2010). Les caractéristiques des eaux usées dépendent de plusieurs facteurs à savoir : le pays d'origine, le type de nourriture, l'état sanitaire et la qualité de l'eau utilisée. Selon Metcalf et al. (2003), les eaux usées peuvent être classées en trois catégories : concentration faible, concentration moyenne et forte concentration (tableau 2.5). La concentration des eaux usées dépend aussi des quantités d'eau utilisées par jour. Dans les pays où l'eau est rare, les eaux usées sont souvent très concentrées. Par ailleurs, les populations riches produisent des boues faiblement concentrées du fait des importantes quantités d'eau qu'elles utilisent par rapport à la frange de la population pauvre.

Tableau 2.5 : Caractéristiques physico-chimique et biologiques des eaux usées domestiques

Paramètres	Faibles	Moyennes	Concentrés	Sources
pH	6,40	6,87	7,30	Diop (2010)
CE (mS/cm)	1,89	2,49	3,85	Diop (2010)
MS (mg/L)	350	720	1200	Metcalf et al. (2003)
MVS (mg/L)	105	200	325	Metcalf et al. (2003)
MES (mg/L)	100	220	350	Metcalf et al. (2003)
DBO ₅ (mg/L)	110	220	400	Metcalf et al. (2003)
Carbone total (mg/L)	80	160	290	Metcalf et al. (2003)
DCO (mg/L)	250	500	1000	Metcalf et al. (2003)
NTK (mg/L)	20	40	85	Diop (2010)
N organique	8	15	35	Metcalf et al. (2003)
NH ₄ ⁺ (mg/L)	12	25	50	Metcalf et al. (2003)
PT (mg/L)	4	8	15	Metcalf et al. (2003)
P organique (mg/L)	1	3	5	Metcalf et al. (2003)
Sulfate (mg/L)	20	30	50	Metcalf et al. (2003)
Graisse (mg/L)	50	100	150	Metcalf et al. (2003)
CF (nb/100mL)	3,20.10 ⁷	4,43.10 ⁷	5,40.10 ⁷	Diop (2010)

2.2.3 Composition physico-chimique et parasitologie et caractéristiques des BV

Les paramètres considérés dans la caractérisation des BV incluent le pH, la teneur en matières solides (MS), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), les nutriments, les pathogènes et les métaux. Ce sont les mêmes paramètres qui ont été suivis dans l'analyse des eaux usées domestiques. Cependant, il faut souligner que les caractéristiques des boues de vidange sont très variables. Le tableau 2.6 présente des exemples de caractéristiques de boues de vidange domestiques collectées de toilettes publiques ou des fosses et celles traitées aux stations d'épuration. Les matières organiques et solides, l'ammonium, et les concentrations en œufs d'helminthes sont élevées avec un facteur de dix à cent comparés aux eaux usées domestiques du tableau 2.6 (Strauss et al., 2002).

Tableau 2.6: Caractéristiques des BV collectées de toilettes publiques, de fosses et épaissies

Paramètres	Sources et type de BV				Sources
	Toilette publique	Fosse	Epaissie	STBV	
pH	-	7,4-8,19	-	-	Sonko (2015)
	-	6,36-8,11	7,1-7,48	-	Dione (2013)
	6,55-9,34	-	-	-	Kengne et al. (2011)
MS (mg/L)	-	-	-	2700-19100	Dayer (2014)
	-	2680-14920	59030- 70320	-	Dione (2013)
	52500	12000-35000	-	-	Koné et al. (2004)
MVS (%MS)	-	45-62	-	-	Sonko (2015)
	-	-	-	44-65	Dayer (2014)
	-	-	60-63	-	Dione (2013)
	65	45	-	-	NWSC (2008)
DCO (mg/L)	-	3040-19640	46000-77680	-	Dione (2013)
	-	5580-10440	-	-	Diop (2010)
	20000-50000	<10000	-	500-2500	Heinss et al. (1998)
DBO₅ (mg/L)	-	3900-5400	-	-	Diop (2010)
	-	-	-	20-229	NWSC (2008)
	7600	840-2600	-	-	Koné et al. (2004)
NTK (mg/L)	-	240±100	1985±382	956±372	Sonko (2015)
	-	190-300	-	-	Koné et al. (2004)
NH₄⁺ (mg/L)	3300	150-1200	-	-	Koné et al. (2004)
	2000	400	-	2-168	NWSC (2008)
	-	83±16	238±87	277±171	Sonko (2015)
NO₃⁻ (mg/L)	-	0,2-21	-	-	Koottatep et al. (2005)
TP (mg/L)	-	19,8-208	-	-	Sonko et al. (2014)
	450	150	-	9-63	NWSC (2008)
CF (nb/100mL)	-	(3,2-5,4)10 ⁷	-	-	Diop (2010)
	1x10 ⁵	1x10 ⁵	-	(0,63-6,6)10 ⁵	NWSC (2008)
Œufs d`helminthes	-	2028±1503	7049±1824	837±268	Sonko (2015)
	-	16000	-	-	Yen-Phi et al. (2010)
	20000-60000	4000	-	300-2000	Koné et al. (2004)

- : non déterminé

Le pH

Le pH des BV provenant des fosses septiques est normalement dans les tranches de 6,5-8 (Ingallinella et al., 2002; Cofie et al., 2006), mais peut fortement varier de 1,5-12,6 (USEPA,

1994). Le pH se trouvant en dehors de 6 à 9 entraîne l'inhibition de la digestion anaérobie et la production de méthane.

Les matières solides

La concentration en matières sèches dans les BV est composée de matières organique et inorganique sous formes de matières flottante, décantée, colloïdale ou en solution. Les matières sèches sont quantifiées après 24 heures de séchage dans une étuve à 103-105 °C. Les matières volatiles constituent la partie de matière sèche brûlée à 500 °C et cette partie est considérée comme une portion de matière organique. Les solides fixes constituent la quantité restante après combustion et sont généralement considérés comme une matière inorganique. Les matières en suspension des BV sont retenues à la surface du filtre contrairement aux matières dissoutes qui le traverse.

Matières organiques dégradables

La demande en oxygène des BV est un important paramètre à suivre, puisque la décharge des BV dans l'environnement peut appauvrir ou réduire l'oxygène contenue dans les masses d'eau entraînant une possible mort de la faune aquatique. La demande en oxygène est réduite par la stabilisation, et peut être obtenue par un traitement aérobique et anaérobie. La DBO_5 est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène utilisée par les microorganismes pour dégrader de matières organiques décomposables. La méthode standard pour la détermination de la DBO_5 entraîne l'incubation à 20 °C pendant 5 jours (DBO_5 en mgO_2/L). Les matières non carbonées peuvent aussi consommer l'oxygène, ainsi l'oxydation de l'ammonium en nitrate peut augmenter la DBO_5 . Pour prévenir ce phénomène, la nitrification peut être inhibée par l'addition de produits chimiques. La DCO représente l'oxygène nécessaire pouvant l'oxyder chimiquement avec le dichromate la matière organique. La DCO est toujours supérieure à la DBO_5 , car :

- les molécules organiques complexes, résistant à la biodégradation, sont oxydables par la DCO ;
- certaines substances inorganiques peuvent aussi être oxydées par la DCO ;
- certaines bactéries sont inhibées au moment du test de DBO_5 .

La DCO est déterminée au laboratoire par la méthode de reflux ouvert ou fermé, et par des kits commerciaux facilement disponibles (APHA, 2005). Le rapport DCO/DBO_5 peut être

utilisé comme indicateur de la biodégradabilité relative de la matière organique dans différents flux de déchets.

Les nutriments

Les nutriments contenus dans les boues de vidange proviennent des aliments. Les quantités produites dans les excréta sont estimées entre 10-20% d'azote, 20-50% de phosphore, 10-20% de potassium alors que les urines produisent 80-90% d'azote, 50-56% de phosphore et 50-80% de potassium (Lentner et al., 1981; Guyton, 1992; Schouw et al., 2002; Jönsson et al., 2005; Vinnerås et al., 2006). L'ammonium (NH_4^+) est produit par déamination de l'azote organique et hydrolyse de l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) de l'urine en uréase. La majorité de l'ammonium des boues de vidange brute provient de l'urine (Jönsson et al., 2005). L'azote est un important paramètre à considérer dans le traitement des BV. Car la concentration de l'azote dans les BV est 10-100 fois plus élevée que celle trouvée dans les eaux usées domestiques. Les facteurs tels que le pH, la durée du stockage, la présence d'oxygène, et le type de BV font que l'azote est présent en combinaison sous la forme d'ammonium (NH_4^+), d'ammoniac (NH_3), de nitrate (NO_3^-), de nitrite (NO_2^-), et de forme organique (c'est à dire aminoacides et amines) (Diop, 2010).

La concentration totale en phosphore dans les BV est de 2-50 fois plus élevée que celle trouvée dans les eaux usées. Le phosphore dans les BV serait présent sous forme de phosphate, sous forme acido-basique de l'orthophosphates acide (H_3PO_4) ou sous forme de phosphate organique lié (ex. acide nucléide, phospholipides, protéines phosphorylées) (Strande et al., 2014).

Les œufs d'helminthes

Du fait de leur forte prévalence dans les pays en développement et leur persistance dans le milieu même après traitement, l'analyse des œufs d'helminthes est généralement utilisée comme indicateur dans le traitement des eaux usées et des BV. Il existe de nombreux agents pathogènes pouvant faire l'objet de suivi, car les œufs provenant d'une personne infectée peuvent infecter cent autres personnes. Ainsi les *Ascaris* lombricoïdes sont souvent utilisés comme indicateur, car sont facilement identifiables et sont des pathogènes très résistants à la désactivation lors des traitements (Feachem et al., 1983). La capacité des œufs d'*Ascaris* lombricoïdes de rester viables résulte de la forte résistance de sa coquille, permet l'essentiel de la respiration gazeuse et protège les œufs d'un large éventail de conditions chimiques et de

pH extrême (Nordin et al., 2009). Les œufs d'helminthes viables sont comptés par la méthode microscopique, impliquant la sédimentation, la désorption, la centrifugation et la flottation. L'efficacité de cette méthode a atteint 30-70% dans le comptage des œufs viables (Gaspard et al., 1995). Une autre méthode standards de récupération et de comptage des œufs dans les eaux usées, les boues, le compost et l'urine est développée par la Commission sud-africaine de recherche sur les eaux (Moodley et al., 2008)

Pouvoir calorifique

Après séchage des boues de vidange, on obtient un biosolide qui paraît intéressant du point de vue de la valorisation énergétique. À cet effet, nous avons entrepris des études de détermination du pouvoir calorifique.

Méthodologie de détermination du pouvoir calorifique

Considérons un système constitué d'échantillon (s), de bombe (b), d'eau calorimètre (w) et de seau. L'échantillon est contenu dans la bombe, laquelle est immergée dans l'eau contenue dans un seau (figure 2.2).

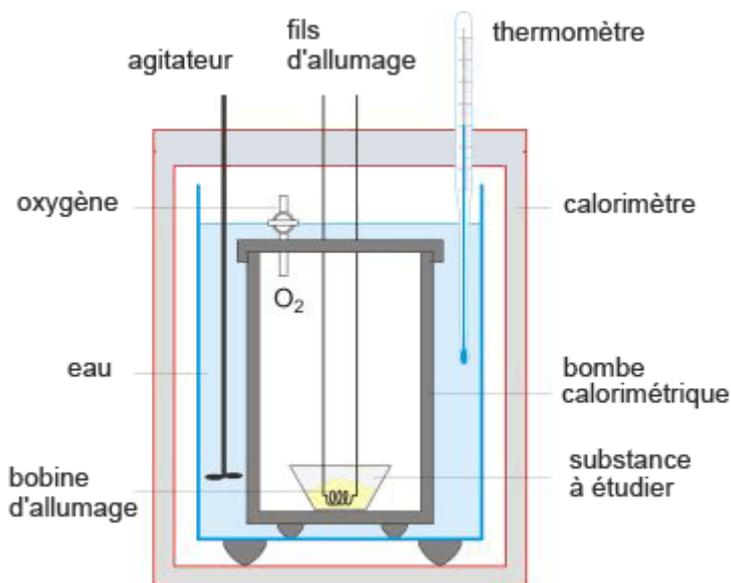


Figure 2.2 : Bombe calorimétrique

L'application de la première loi de la thermodynamique donne l'équation (1) :

$$Q_V = \Delta U \quad \text{Equation [1]}$$

Où

Q_V : Chaleur transférée à volume constant

ΔU : Echange d'énergie interne du système

Lorsque le système est adiabatique, la combustion est utilisée pour élever la température de l'eau et de la bombe :

$$Q_V = \int_{T_0}^T mc_v dT = \int_{T_0}^T [(mc_v)_b + (mc_v)_w] dT \quad \text{Equation [2]}$$

Considérant que la chaleur spécifique est constante :

$$Q_V = [(mc_v)_b + (mc_v)_w] \Delta T \quad \text{Equation [3]}$$

Où

ΔT : température totale d'échange

La chaleur échangée est aussi égale à la chaleur de combustion de l'échantillon

$$Q_V = \mu u_s \quad \text{Equation [4]}$$

Pour le cas des combustibles liquides,

$$(\mu u)_f + (\mu u)_{fW} = [(mc_v)_b + (mc_v)_w] \Delta T \quad \text{Equation [5]}$$

La chaleur de combustible peut être exprimée comme suit :

$$u_f = \frac{[(mc_v)_b + (mc_v)_w] \Delta T - (\mu u)_{fW}}{m_f} \quad \text{Equation [6]}$$

2.3 Principes physiques de traitement des boues de vidange

La déshydratation demeure l'un des mécanismes les plus importants dans le traitement. Les méthodes de déshydrations usuelles comprennent la décantation gravitationnelle, la filtration sur lits de séchage et l'évaporation. L'état de fonctionnement des systèmes de traitement des boues est presque similaire à celui décrit par Koné (2002) pour les stations de traitement des eaux usées. Le processus de déshydratation des boues de vidange est fortement affecté par la durée de stockage dans la fosse avant vidange. Les boues fraîches sont plus difficiles à déshydrater, comparées à celles anciennes plus stabilisées.

2.3.1 Mécanisme gravitaire

Cette méthode est pratiquement la plus utilisée pour la séparation solide/liquide dans le traitement des boues de vidange. Dans les bassins de décantation/épaississement, les matières en suspension plus lourdes que l'eau se décantent au fond du bassin par processus de sédimentation gravitationnelle (Ramalho, 1977). La vitesse de décantation dépend de la taille des particules, de la concentration des matières en suspension et de la floculation. La décantation discrète se produit lorsque les particules se décantent individuellement sans collusion. La décantation par floculation se produit lorsque les particules légères fusionnent pour augmenter leur masse et par conséquent accroît la vitesse de décantation. Il existe trois forces majeures qui affectent la décantation des particules : la pesanteur, la flottabilité et la force de résistance. La force de pesanteur dépend de la densité des particules, du fluide et le volume des particules. La force de pesanteur peut être calculée suivant l'équation [7] :

$$F_g = \rho_p * V_p * g = \rho_p \left(\frac{1}{6} \pi d_p^3 \right) g \quad \text{Equation [7]}$$

Où

F_g : force due à la pesanteur (N)

ρ_p : masse volumique des particules (kg/m^3)

V_p : volume des particules (m^3)

d_p : diamètre des particules (m)

g : constante de pesanteur (9.81m/s^2)

La force de flottabilité est l'inverse de la force de pesanteur, représentée par un signe négatif, et dépend de la densité du liquide.

$$F_b = -\rho_L * V_p * g = \rho_L \left(\frac{1}{6} \pi d_p^3 \right) g \quad \text{Equation [8]}$$

Où

F_b : force due à la flottabilité (N)

ρ_L : masse volumique du liquide (kg/m^3)

V_p : volume des particules (m^3)

d_p : diamètre des particules (m)

g : constante de pesanteur (9.81m/s^2)

La force de résistance dépend de la vitesse et du diamètre des particules, la densité et la viscosité du fluide, le coefficient de résistance lequel est fonction du nombre de Reynolds et le régime de l'écoulement (laminaire, transitionnelle, et turbulente).

$$F_d = -3\pi\mu dp \cdot V \quad \text{Equation [9]}$$

Où

F_d : force de résistance

μ : viscosité de l'eau (N.s/m²)

dp : diamètre du particule

Lorsque la somme des forces de gravitation, de flottabilité et de glissement est nulle, le particule se trouve à sa vitesse terminale de sédimentation. La hauteur minimale nécessaire du bassin pour que les particules se décantent peut être calculée en fonction de la vitesse limite et de la surface. L'équation ci-dessous, appelée loi de Stokes pour la décantation, est obtenue lorsque $F_g + F_b + F_d = 0$.

$$V = (\rho_p - \rho_l)gd_p^2/18\mu \quad \text{Equation [10]}$$

Où

F_g : force gravitationnelle

F_b : force de flottation

F_d : force de glissement

La flottation des particules en suspension se produit lorsqu'elles ont une densité similaire ou faible par rapport à celle de l'eau, par exemple les cellules d'algues, les huiles et les graisses. Les bulles d'air peuvent s'attacher aux particules, et lorsqu'elles ont une densité proche de celle de l'eau, elles peuvent flotter à la surface sous forme de couche d'écume (Strande et al., 2014).

2.3.2 Filtration

La filtration est un processus consistant à séparer les matières solides en suspension (MES) d'un liquide, en faisant passer ce dernier à travers les pores d'une substance ou d'un milieu appelé filtre. Le liquide qui traverse le filtre est appelé filtrat. Le filtre peut être du papier, du tissu, du coton, de la laine de verre, du sable, des brisures de verre, du coquillage ou d'autres matériaux poreux. Cette technique de filtration peut aussi être réalisée en utilisant des dispositifs de déshydratation tels que la centrifugation ou le filtre presse ou des lits de séchage, sur la base de la percolation et de l'évaporation (Tchobanoglous et al., 2003; Crittenden et al., 2012). Ce principe est utilisé dans l'épuration des boues de vidange surtout

pour la rétention des matières en suspension par tamisage mécanique à la surface du filtre ou par accrochage à l'intérieur de la masse poreuse.

La filtration est un processus de séparation solide/liquide souvent utilisée dans le traitement des boues de vidange. Les paramètres ayant une influence sur l'efficacité de la filtration sont les caractéristiques de l'effluent, le type de massifs filtrants et la fréquence d'application des charges appliquées sur les lits (Metcalf et al., 2003).

Plusieurs massifs filtrants de différentes mailles sont utilisés dans le traitement des boues de vidanges. Les filtres de grandes mailles laissent passer beaucoup de matières solides, contrairement à ceux de petites mailles qui retiennent plus de matières solides. Ainsi la vitesse d'écoulement du liquide à travers le massif dépend de la résistance des différentes particules qui le composent. Durant la phase d'opération du filtre, les pores se rétrécissent par inclusion de fines particules, de même que le développement d'un film biologique sur le massif filtrant. La hauteur du filtre détermine le temps de rétention et les pertes de charge du liquide (Diop, 2010).

Divers modèles ont été développés, basés sur les mécanismes de filtration pour expliquer les observations faites précédemment. La loi de Darcy (équation 11) peut être utilisée pour la modélisation de la filtration lente sur sable, puisque la filtration est considérée assez faible (Huisman et al., 1974; Diop, 2010). La résistance exercée sur un filtre propre peut être donnée par l'équation ci-dessous :

$$H = (V_f * h)/k \quad \text{Equation [11]}$$

où

H : résistance du filtre

V_f : vitesse de filtration par unité de surface du lit (m/s)

h : épaisseur du lit (m)

k : coefficient de perméabilité (m/s)

2.3.3 Conditionnement

La coagulation floculation est un important processus dans le traitement de l'eau potable et des eaux usées pour l'élimination des métaux, des matières en suspension, la demande chimique en oxygène et la turbidité (Amuda et al., 2006; Amuda et al., 2007; Johnson et al., 2008; Ahmad et al., 2013; Danlami et al., 2014). Selon Meysami et al. (2005), les coagulants utilisés dans ce processus sont soit métalliques, sels ou polymères de structures divalentes ou

trivalentes et faiblement solubles dans la gamme de pH choisi (Shammas, 2005). En raison de leur immense surface, les particules colloïdales absorbent les ions qui gravitent aux alentours d'où leur charge électrostatique relative (Reynolds, 1982). Le développement des charges électrostatiques répulsives empêche les liaisons colloïdales et, par conséquent, favorise leur dispersion et leur stabilité. Selon Tchobanoglous et al. (2003), la surface d'échange et les interactions entre particules constituent les principaux facteurs dans ce processus. Les polymères utilisés dans le traitement par coagulation-floculation sont pour la plupart des polyarylamines de l'acide polyacrylique et les polystyrène d'acide sulfonique et de leurs dérivées non facilement biodégradables (Chakrabarti et al., 2008) mettre des molécules chimiques qui représente les polyacryliques, etc. Les floculants naturels sont écologiques et biodégradables, avec une bonne capacité de floculation (Xing et al., 2010; Lu et al., 2011). Aussi un mélange trop long ou intensif entrainera la cassure des floes formés (Crittenden et al., 2012).

2.3.4 Décantation

Selon Jean-Luc et al. (1999), la décantation est une opération unitaire, parmi les techniques de séparation solide/liquide basées sur le phénomène de sédimentation, consiste à séparer d'un liquide les particules en suspension en utilisant les forces gravitaires. En laissant reposer un liquide contenant des particules en suspension, sous l'effet de la gravitation et de la poussée d'Archimède, les particules peuvent soit tomber au fond, ou soit remonter en surface. Le liquide obtenu à l'issue de cette étape de décantation est appelé « surnageant » et les particules solides déposées au fond du récipient sont appelés « dépôt ». Cette technique est largement utilisée dans les stations d'épuration des eaux usées, et permet d'atteindre des taux d'abattement très élevés (surnageant faiblement chargé et de dépôt très concentré) (Alouini, 1998; Thiam, 2011). Dans ces stations, la décantation-épaississement dans les bassins est habituellement utilisée comme prétraitement pour d'autres systèmes comme les lits de séchage. Selon Strande et al. (2014), la décantation permet d'optimiser les surfaces requises. Beaucoup d'impuretés dans les eaux usées sont sous formes colloïdales (diamètres compris entre 10^{-4} et 10^{-6} mm) et ne peuvent pas être éliminées efficacement par simple sédimentation. Pour cela, l'ajout de coagulants permet de lier les particules les unes des autres pour former des floes. Ces floes suffisamment grands, peuvent décanter par gravitation et éliminer par filtration (Pritchard et al., 2010). Les objectifs recherchés par cette technique peuvent être entre autres :

- une simple clarification (liquide débarrassé en grande partie de particules solides) par une décantation statique ou accélérée ;
- un épaissement ou une déshydratation : production de boue contenant la presque totalité des solides avec le minimum possible de liquide.

Obtenir une boue épaissie et un surnageant débarrassé de la grande majorité de ses matières en suspension faisaient partie des objectifs des travaux de Dème (2008).

2.3.5 Facteurs influençant la déshydratation

Taille des particules

L'un des principaux facteurs du traitement des boues de vidange est la rétention des particules et l'élimination de l'eau. La taille des particules influencent les caractéristiques de déshydratation, puisque les facteurs déterminants sont entre autres la teneur en cellulose, la teneur en matière organique, la teneur en matières solides, les teneurs en graisse et en azote, le type de boue, le coefficient de compressibilité, les résistances mécaniques des particules, la porosité, le mixage et la dégradation biologique (Everett, 1974). En outre la déshydratation est influencée par le pH, la charge hydraulique et l'alcalinité (Gale, 1972).

Colmatage des lits

Le colmatage apparaît sur le filtre, particulièrement avec ceux de petites mailles, lors du traitement des boues de vidange et influence négativement la conductivité hydraulique. Selon Blazejewski et al. (1997), le colmatage des filtres est causé par :

- la masse de particules accumulées entre les pores du filtre, en particulier les solides en suspension ;
- la précipitation et la déposition de substances minérales comme le carbonate de calcium ;
- le développement des microorganismes entre les pores du filtre.

Pour Kristiansen (1981a), le colmatage est initialement dû à la déposition des matières en suspensions. Cependant Siegrist et al. (1987) soutiennent que la cause principale du colmatage est la teneur en matière en suspension et la DBO₅.

Caractéristiques du massif filtrant

Le sable est le massif filtrant le plus souvent utilisé dans les lits de séchage pour le traitement des boues de vidange. Les caractéristiques du massif filtrant affectant les performances de la

filtration sont le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité (Crites et al., 1998). Ces caractéristiques déterminent le temps de rétention du liquide qui traverse le massif filtrant.

Mailles des particules

L'espace entre les grains des massifs filtrants est un important facteur dans la déshydratation des boues de vidange. Il constitue le chemin de passage du percolât. Selon Diop (2010), le matériau filtrant peut être classifié par son diamètre effectif (D_E ou D_{10}) ou par son coefficient d'uniformité (C_U). Il a classé le sable de dune en trois mailles : grossier (0,5-2 mm), moyen (0,2-0,5 mm) et fine (0,05-0,2 mm). Les filtres de grande maille permettent une meilleure percolation occasionnant ainsi un faible pouvoir épuratoire. Le sable de maille effective 0,2-0,5 mm est idéal pour traiter les boues de vidange (Cofie et al., 2006). Selon Converse et al. (2000), le colmatage apparaît le plus lorsqu'on utilise du sable de taille inférieure à 3 mm.

Coefficient d'uniformité

Le coefficient d'uniformité est une estimation numérique sans dimension. Le coefficient d'uniformité consiste à diviser le D_{60} (la maille du tamis laissant passer 60% de l'échantillon et 40% retenu) par D_{10} (la maille du filtre laisse passer 10% de l'échantillon et 90% retenu). Selon Eliasson (2002), plus le coefficient d'uniformité est grand, moins le sable est uniforme. Un coefficient d'uniformité de 4 ou moins est recommandé pour tout massif filtrant (NSFC, 1997; Crites et al., 1998; EPA, 2002), de même que pour éviter le colmatage (Darby et al., 1996).

2.3.6 Evaporation

L'évaporation se produit lorsque l'eau est perdue sous forme de vapeur. L'énergie nécessaire pour produire l'évaporation provient du rayonnement solaire. L'évaporation est fortement influencée par les conditions climatiques, le milieu ambiant (Musy et al., 2004), de même que la hauteur et la surface des lits de séchage. Le vent permet d'évacuer les molécules d'eau. Comme illustré par la loi de Dalton (Equation 12), le débit d'évaporation dépend de la vitesse du vent et de la pression de vapeur.

$$E_a = f(u) * (e_a - e_s) \quad \text{Equation [12]}$$

Où

E_a : contribution de transfert de masse à l'évaporation (mm/jour) ;

$f(u)$: constante de proportionnalité de la vitesse du vent ;

e_a : pression de vapeur d'eau à saturation à température surfacique (mm de mercure) ;

e_s : pression de vapeur efficace (mm de mercure).

La formule de Penman (Equation 13), est basée sur la loi de Dalton associée aux facteurs empiriques pour calculer l'évaporation basée sur des données climatiques locales (Allen et al., 1998).

$$E = \frac{\Delta + 2\gamma}{\Delta + \gamma} \cdot E_c - \left[\frac{\gamma^{(2-\lambda)} \cdot E_a}{\Delta + 2\gamma} \right] \text{ avec } \gamma = \frac{C_p \cdot P}{\varepsilon \cdot \lambda} \cdot 10^{(-3)} = 0,00163 \cdot \frac{P}{\lambda} \quad \text{Equation [13]}$$

Où

E : évaporation physique [mm],

γ : constante psychrométrique [kPa/°C],

P : pression atmosphérique [kPa],

C_p : chaleur spécifique à pression constante = $1,013 \cdot 10^{-3} \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} / ^\circ\text{C}$

Δ : pente de la courbe de tension maximum de vapeur d'eau saturant l'air en fonction de la température,

λ : chaleur latente de vaporisation = $2,45 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}}$ à 20 °C

ε : rapport poids moléculaire vapeur/air sec = 0,622

E_a : pouvoir évaporant de l'air approché par la formule de Rohwer [mm],

E_c : évaporation mesurée sur bac Colorado [mm].

2.3.7 Centrifugation

La centrifugation est uniquement utilisée pour la séparation solide/liquide des eaux usées, mais peut aussi être employée dans les boues de vidange pour une élimination partielle de l'eau liée. La grande vitesse de rotation et les forces de centrifugation accélèrent le processus de sédimentation. Les matières solides se décantent sur les parois, où elles sont déposées et concentrées. Ainsi les fractions liquides et solides sont collectées séparément.

La force centrifuge entraînant le mouvement du centre d'un cylindre à sa surface peut être calculée comme représentée dans l'équation [14] (Spellman, 1997).

$$F_c = Wr(\rho_s - \rho)V \quad \text{Equation [14]}$$

Où

F_c : force de centrifugation (N)

W : vitesse angulaire (radian par seconde)

r : rayon du centre de rotation de la particule (r)

ρ_s : masse volumique des particules (kg/m^3)

ρ : masse volumique du liquide (kg/m^3)

V : volume des particules (m)

Les paramètres qui influent l'efficacité des phénomènes de centrifugation ne sont pas très bien connus. Pour Kopp et al. (2001), la décantabilité, les forces des floes et le défilement sont d'importants paramètres qui pourraient influencer la centrifugation.

2.4 Contexte du développement des lits de séchage non plantés

Les lits de séchage non plantés ont fait l'objet d'investigations au Sénégal et au Ghana (Cofie et al., 2006; Kuffour et al., 2013; Sonko et al., 2015). L'objectif majeur du traitement des boues de vidange est d'assurer la préservation de la santé humaine et environnementale. Le processus de traitement par lits de séchage est un procédé principalement axé sur la séparation des phases solides et liquides afin de réduire le volume des boues de vidange. Il s'agit souvent d'un traitement primaire qui nécessite d'être complété par d'autres procédés. Le principe de fonctionnement des lits de séchage est basé sur la sédimentation, l'évaporation et l'infiltration. Beaucoup de systèmes de traitement des boues de vidange sont identiques à ceux des eaux usées. Le transfert direct de ce genre de technologie entraîne souvent des difficultés d'adaptation. La différence entre boue de vidange et eaux usées influe directement sur leur mode de traitement (Spellman, 1997; Kopp et al., 2001). La stabilisation, la charge organique, la largeur et la densité des particules, l'oxygène dissous, la température, le pH, l'eau contenue et la viscosité doivent être prises en compte dans le processus de traitement. Les informations actuellement disponibles sur les mécanismes physiques, chimiques et biologiques dans la gestion des boues de vidange sont limitées et proviennent souvent d'observations empiriques.

2.4.1 Principe de traitement

Les boues de vidange sont appliquées sur les lits de séchage jusqu'à obtention de la siccité désirée. Selon Heinss et al. (1998), l'épaisseur de la boue appliquée sur les lits doit être inférieure à 30 cm. Les boues séchées sont récoltées manuellement ou mécaniquement pour un traitement ou une réutilisation ultérieure.

Le processus de séchage est basé sur deux principes qui sont la percolation à travers le massif filtrant ou le gravier et l'évaporation du liquide. La percolation est d'autant plus importante et le débit relativement plus élevé que les boues ont de forte teneur en eau. Mais quant à l'évaporation, elle élimine la fraction d'eau liée et est plus importante durant la journée du fait de l'élévation de la température occasionnée par l'ensoleillement. Les résultats trouvés par Heinss et al. (1998) font état d'une déshydratation se situant entre 50 et 80% et une évaporation se situant entre 20 et 50% pour des BV appliquées sur les lits de séchage non plantés. Ces boues de vidange ont de fortes teneurs en eau libre.

2.4.2 Paramètres influençant les lits de séchage non plantés

Divers paramètres influent sur les performances des lits de séchage. En fonction de la zone, ces paramètres dépendent du climat, de la nature de boue à traiter et de la charge hydraulique.

2.4.2.1 Facteurs climatiques

Les facteurs climatiques affectant les performances des lits de séchage comprennent :

- l'humidité élevée qui réduit la participation des phénomènes évaporatoires au processus de séchage ;
- les fortes températures accompagnées de faible humidité et de vent fort, qui peuvent améliorer les processus d'élimination évaporatoire;
- les entrées d'eau de pluies qui peuvent renouveler l'humidité des boues dans des localités où les phénomènes pluvieux sont fréquents pouvant prolonger la durée de séchage (Cofie et al., 2006).

2.4.2.2 La nature des boues de vidange

Lors du traitement par lits de séchage, l'origine des BV est un facteur important. Les BV des fosses septiques ont moins d'eau liée et sont plus faciles à déshydrater si on les compare aux boues fraîches. La résistance spécifique des BV est faible contrairement aux BV provenant des toilettes publiques qui ne sont pas digérées et dont la résistance spécifique à la filtration est très élevée ce qui entraîne une faible élimination de l'eau libre lors du traitement. Les travaux de Pescod (1971) sur le traitement des BV fraîches par lits de séchage montrent une forte variabilité dans les résultats de séchage. Pour certains auteurs Cofie et al. (2006) et Koné et al. (2007), le meilleur moyen de régler ce problème est de procéder au mélange de BV fraîches et digérées ce qui permettrait d'améliorer les processus de déshydratation

2.4.2.3 Charge hydraulique

La charge hydraulique est exprimée en $\text{kg MS/m}^2\cdot\text{an}$. Elle représente la quantité de matière sèche par m^2 de lit par an. Pour Pescod (1971), il n'existe pas de valeur associant la quantité de boue à sécher à la charge hydraulique, car la surface des lits et l'épaisseur de la charge peuvent être fixées selon les conditions locales qui varient énormément. Dans les zones tropicales, il est possible d'appliquer une charge hydraulique comprise entre $100 \text{ kgMS/m}^2\cdot\text{an}$ et $200 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$, cependant une charge hydraulique de $50 \text{ kg MES/m}^2\cdot\text{an}$ est souvent utilisée en Europe sous climat tempéré (Duchène, 1990). Dans certaines conditions, il est possible d'atteindre des charges plus élevées. En effet, Cofie et al. (2006) ont appliqué des charges hydrauliques supérieures à $300 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$ et Badji et al. (2011) ont trouvé qu'il est possible d'atteindre $300 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$ pour le traitement par déshydratation de boue épaissie de 60 gMS/L .

2.4.2.4. Epaisseur de boue appliquée

Dans la plupart des études, l'épaisseur de boue appliquée sur les lits est inférieure ou égale à 30 cm comme recommandée par Heinss et al. (1998). Pour avoir une grande épaisseur de boue dans les lits de séchage, on peut appliquer une grande quantité de boue en un seul apport. Ceci entraîne l'augmentation de la durée de séchage et diminue les fréquences d'utilisation des lits de séchage. Pescod (1971) a trouvé qu'en augmentant l'épaisseur de la boue de 10 cm , on prolonge le temps nécessaire de séchage de 50 à 100% .

2.5 Construction de lit de séchage non planté

Un lit de séchage, tel que représenté à la figure 2.3, est un bassin muni d'un système d'apport de boue, d'un canal de drainage du percolât et une surface destinée au stockage continu des boues. Les boues peuvent être appliquées directement sur les lits par des camions de vidange. Dans certains cas, la boue est épaissie dans un décanteur-épaississeur avant qu'elle ne soit appliquée sur les lits de séchage. Les lits doivent être munis d'une dalle pour éviter la destruction du massif filtrant lors de l'application de la boue et pour permettre une meilleure distribution de la boue (Tilley et al., 2014). Il est nécessaire de placer une grille à l'entrée des lits pour retenir les matières solides afin de produire une boue sèche prête à être réutilisée ou déposée aux sites de décharges. Les lits de séchage sont de forme rectangulaire, avec une dénivellation au niveau du sol. Puisque le percolât collecté est très riche en matières solides, nutriments et matières organiques, il est important de le traiter avant tout rejet dans la nature pour respecter les normes environnementales.

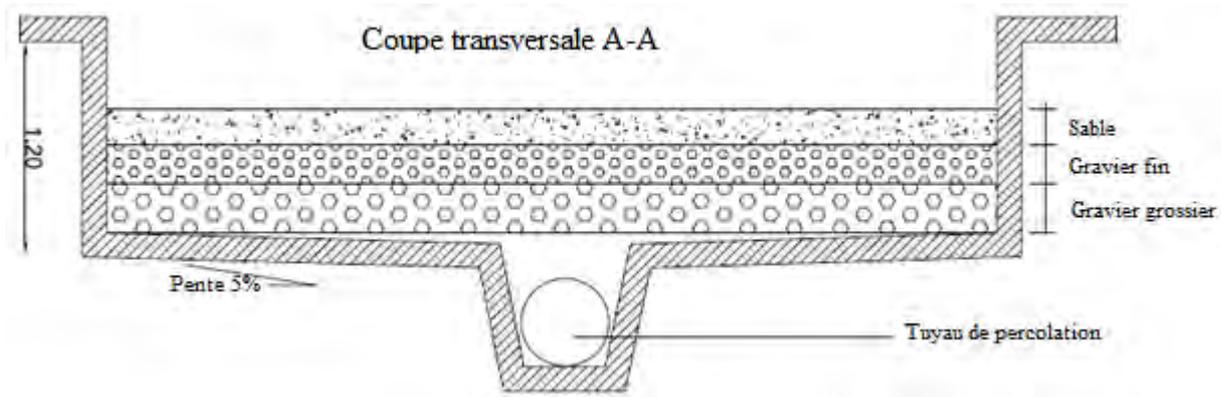


Figure 2.3 : Lit de séchage non planté

2.5.1 Massif filtrant et gravier

Des couches du massif filtrant et de graviers sont superposées au-dessus du canal de drainage des lits de séchage. Avant son application sur les lits de séchage, les massifs filtrants doivent bien être lavés pour diminuer les teneurs en matières organiques et particules fines susceptibles de favoriser les phénomènes de colmatage. Cela est important aussi bien lors de la première utilisation du massif filtrant que pour son renouvellement. Deux à trois couches de graviers de différentes mailles sont souvent utilisées et servent de support au massif filtrant. Les gros graviers, de maille 20-40 mm, sont placés au fond du lit et au-dessus desquels sont placés les graviers fins de maille 5-15 mm. Par ailleurs, le choix du gravier dépend de sa disponibilité locale. Cofie et al. (2006) ont utilisé une couche de 15 cm de gravier, de 19 mm de diamètre supportant une couche de 10 cm de gravier fin de diamètre 10 mm.

Une couche de massif filtrant est placée au-dessus du gravier fin. Le sable, habituellement utilisé comme massif filtrant, favorise le drainage du percolât et retient les matières solides à sa surface. Selon Kuffour et al. (2009), le sable de maille inférieure ($\geq 0,1 - \leq 0,5$ mm) accumule plus de matières organiques occasionnant des risques importants de colmatage si on les compare aux mailles supérieures ($\geq 0,5 - \leq 1,0$ mm et $\geq 1,0 - \leq 1,5$ mm).

Lors du choix de la maille, il est important de noter que le massif filtrant doit être remplacé occasionnellement, puisqu'une partie du massif filtrant mélangé à la boue est éliminée lors de l'enlèvement des boues séchées. Il est recommandé que le massif filtrant soit facile à obtenir. Duchène (1990) a reporté des pertes de quelques centimètres du massif filtrant (sable) durant toutes les répétitions de 5 à 10 applications. Selon Badji (2008), des pertes de 5 cm de massif

filtrant (sable) ont été notées après répétition de 25 expériences sur les lits de séchage de la station expérimentale de Cambérène, Dakar.

Kuffour et al. (2009) ont montré qu'il existe une relation étroite entre le colmatage des massifs filtrants et l'inclusion des matières organiques dans le massif filtrant. A cause du colmatage, Cofie et al. (2006) ont remplacé deux fois le massif filtrant au cours de 8 séries d'expériences effectuées pendant 10 ans.

2.5.2 Enlèvement des biosolides

Un bon séchage des biosolides est nécessaire pour mieux les enlever. Pescod (1971) a montré que les biosolides ne peuvent être enlevés des lits de séchage que lorsqu'ils atteignent une siccité supérieure ou égale à 25% MS. Les biosolides enlevés des lits de séchage sont souvent stockés assez longtemps afin de mieux réduire les teneurs en pathogènes.

2.6 Innovation et adaptation dans les lits de séchage

De potentielles modifications peuvent être apportées aux lits de séchage non plantés afin d'augmenter les capacités de séchage et de réduire les pertes de massifs filtrants. Les innovations apportées sont entre autres la mise en place de serre, le retournement de la boue à la surface des lits, le conditionnement des boues de vidange, le chauffage des boues via un canal.

2.6.1 Séchage sous serre

Bux et al. (2002) ont couvert des lits de séchage avec des panneaux en verre dans le but d'optimiser le séchage des boues d'industries pharmaceutiques. Ils ont obtenu une réduction du temps de séchage de 25 à 35%. Il est important de noter que les systèmes couverts doivent être munis d'une bonne ventilation (passive ou active) afin de chasser plus facilement l'air saturé de vapeur d'eau. Aujourd'hui les lits sous serre sont des technologies fortement utilisées dans le traitement des eaux usées particulièrement aux Etats Unis d'Amérique. Cette technologie est parfois combinée avec le retournement de la boue et l'envoi d'air chaud pour accélérer le processus de séchage (Huber Technology, 2013).

2.6.2 Système de tuyau

Radaidah et al. (2011) ont étudié des modifications apportées au fonctionnement de lits de séchage pour le traitement des eaux usées. Ces modifications ont porté sur la production de

vapeurs, par chauffage solaire de l'eau, qui sont introduites dans les lits de séchage afin d'accélérer le processus de séchage. Habituellement le séchage des eaux usées traitées a permis de réduire la teneur en eau de 96 à 33% pendant 18 jours. Des résultats similaires ont été atteints seulement en 10 jours de séchage lors d'envoi de vapeur d'eau chauffée à 70 °C. Cette modification est plus adaptée dans le contexte des zones où l'espace est limité et dont la lumière solaire est suffisante. Cet type de technologie semble être très coûteux, mais permet d'améliorer de manière significative les performances des lits de séchage habituellement utilisés.

2.6.3 Conditionnement des boues de vidange

Le conditionnement des boues de vidange permet d'optimiser le temps de séparation solide/liquide et par conséquent est un excellent moyen de contourner les difficultés liées aux problèmes d'espace. Des coagulants organiques et inorganiques sont utilisés dans le traitement des eaux usées et des boues de vidange. Pescod (1971) a conduit une étude en Thaïlande portant sur le conditionnement des boues de vidange avec du sulfate d'aluminium $[Al_2(SO_4)_3]$. Des études ont recommandé l'utilisation de plantes telles que *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas*, *Strychnos potatorum*, *Hibiscus sabdarifia*, *Calotropis procera* et *Clidemia angustifolia* comme coagulant (Wai et al., 2009; Pritchard et al., 2010).

2.7 Conclusion partielle

L'évolution de la recherche au cours des dernières années a permis d'augmenter les connaissances acquises sur les mécanismes de séchage des boues de vidange. Les lits de séchage non plantés, en tant que technologie à faible coût, a fait l'objet de beaucoup d'études pour l'amélioration de ses capacités de séchage. Les innovations apportées à cette technologie portent aussi bien sur sa structure (mise en place de serre, adaptation de conduite de vapeur et le système de ventilation), la nature de l'effluent (type de boue, ajout de conditionnement), et son fonctionnement (le retournement de la boue à la surface).

CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES TECHNIQUES DE
VALORISATION DES BOUIES DE VIDANGE

3.1 Introduction

Il existe une large gamme de systèmes de traitements des boues de vidange qui peuvent être combinés de différentes manières. Tous les procédés de traitement conduisent à des produits finaux qui sont soit traités à nouveau, éliminés, ou réutilisés sous d'autres formes. La réutilisation des sous-produits de l'assainissement doit impérativement être considérée dès la phase de conception en un système de gestion complète des BV, puisque les technologies de traitement disponibles sont intrinsèquement liées à la qualité des produits finaux générés. Le tableau 3.1 présente le sommaire des options de réutilisation et technologies de traitement des boues de vidange.

Tableau 3.1 : Produits finaux et technologies ou procédés de traitement des boues de vidange

Produits finaux	Technologies ou processus de traitement des BV
Amendement de sol	○ Boues de vidange non traitées ;
	○ Boues de vidange traitées de lits de séchage ;
	○ Compostage ou co-compostage;
	○ Processus de granulation ;
	○ Digestat issu de la digestion anaérobie ;
Eau récupérée	○ Boues de vidange liquides non traitées ;
	○ Effluents des usines de traitement
Protéine	○ Processus de <i>Black Soldier Fly</i>
Plantes / Fourrage	○ Lits de séchage plantés
Poissons et plantes	○ Etangs de stabilisation ou effluents pour l'aquaculture
	○ Biogaz produit par digestion anaérobie ;
	○ Incinération ou co-incinération des boues séchées ;
	○ Pyrolyse des boues de vidange ;
	○ Biodiesel produits des boues de vidange

3.2 Réutilisation énergétique des boues de vidange

La figure 3.1 montre qu'il existe plusieurs options thermiques et biologiques pour la production d'énergie par le biais des boues de vidange. Ces technologies ont fait l'objet d'une attention particulière en raison de la forte demande en biocarburants viables. Notre étude tente d'exploiter le potentiel énergétique des boues de vidange.

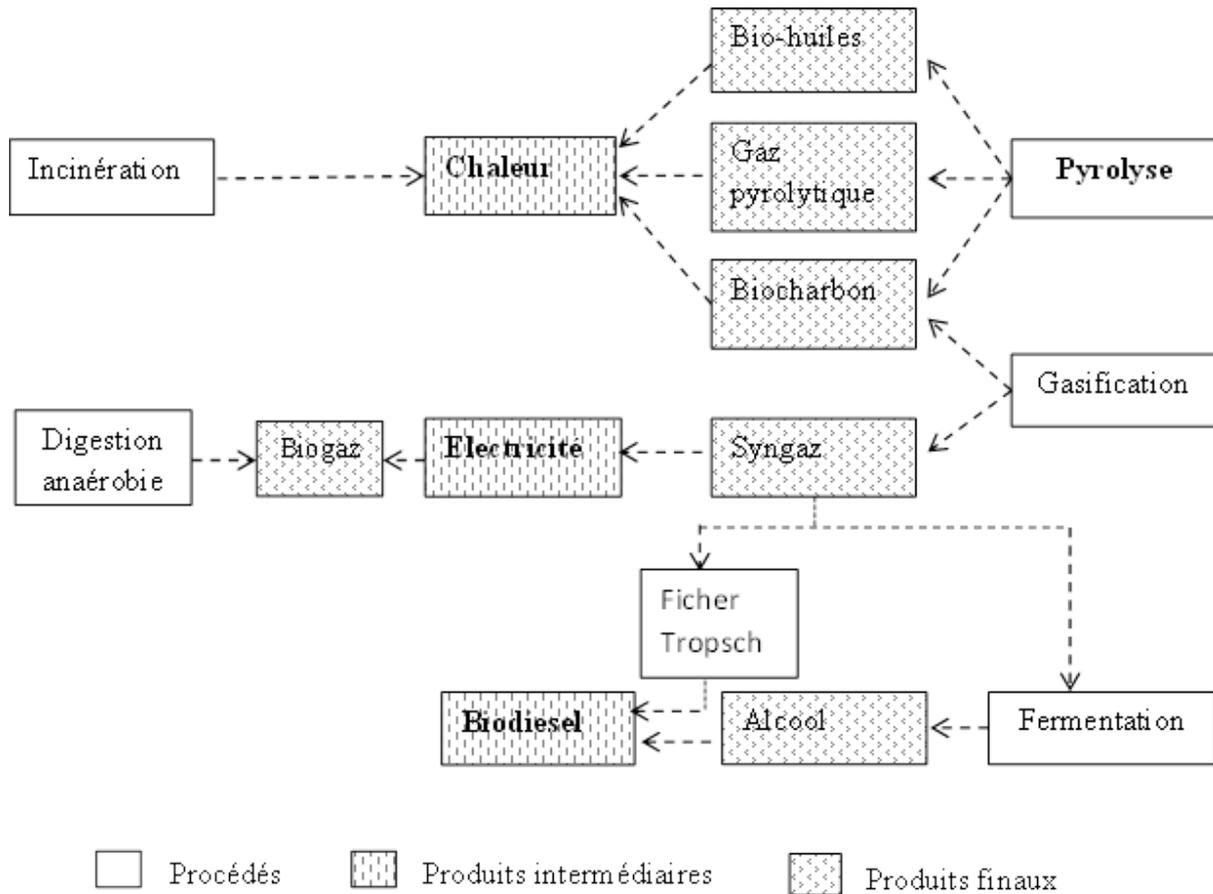


Figure 3.1 : Options de valorisation énergétique des boues de vidange (Strande et al., 2014)

3.2.1 Energies renouvelables

Au cours des vingt (20) dernières années, les pays en développement ont connu une croissance rapide de leur développement économique, entraînant une augmentation de la demande en énergie. Ces importants besoins en énergies entraîneraient certes un épuisement des ressources naturelles existantes. Des initiatives sont entreprises afin de trouver des solutions alternatives permettant non seulement de diminuer cette dépendance aux combustibles fossiles mais aussi de préserver l'environnement.

Parmi les solutions proposées, la biomasse est considérée comme l'une des ressources renouvelables les plus abondantes sur terre pouvant être convertie en combustible liquide et a récemment fait l'objet d'études pour trouver une alternative aux combustibles fossiles (Tang et al., 2009; Isahak et al., 2012). Selon les prévisions du conseil mondial de l'énergie, si les initiatives prévues sont mises en oeuvre, 30% de carburant et 60 % d'électricité utilisés dans le monde proviendront des énergies renouvelables d'ici 2025 (Koh et al., 2003). De nos jours,

l'utilisation de biomasse contribue à environ 10 à 15% de la demande totale d'énergie du monde (Hall, 1993; Turkenburg, 2000).

3.2.3 Principes de combustion

3.2.3.1 Facteurs qui influent la combustion

La combustion est un phénomène complexe impliquant des réactions successives homogènes et hétérogènes. La température des flammes peut atteindre 2000 °C et dépend du pouvoir calorifique, de la teneur en humidité du combustible, de la quantité de l'air et la nature du dispositif de combustion (Limousy et al., 2013).

L'humidité affecte négativement la combustion car la forte teneur en eau diminue la quantité de chaleur dégagée lors de la combustion (Gravalos et al., 2010). Selon Komilis et al. (2014), tant que l'humidité augmente, les valeurs calorifiques supérieure et inférieure diminuent. La teneur en eau dans le substrat ne doit jamais dépasser 50% afin que le pouvoir calorifique inférieur reste au-dessus du seuil de 7 MJ/kg (Komilis et al., 2014).

L'influence de la teneur en cendres sur la combustion n'a pas encore été déterminée. Mais les cendres étant majoritairement de substances inorganiques non combustibles, leurs fortes teneurs pourraient réduire les valeurs du pouvoir calorifique et de la bonne combustion (Sun et al., 2009).

3.2.3.2 Avantages de la combustion

L'homme a toujours tiré profit de la nature en utilisant les sources d'énergie renouvelable (Bilgen et al., 2008). Aujourd'hui l'utilisation de ces sources d'énergie renouvelable est très largement encouragée dans les pays surtout ceux industrialisés pour faire face à la menace du réchauffement climatique.

Des bénéfices environnementaux considérables sont à l'origine des initiatives prises pour la promotion de l'utilisation de la biomasse et des autres formes d'énergies renouvelables comme source d'énergie alternative par rapport aux combustibles fossiles (Cherubini, 2010). Depuis 2008, l'Union Européenne s'est fixée comme but d'atteindre 20% de la consommation d'énergie totale sous forme d'énergies renouvelables d'ici 2020 (Commission, 2011).

Un bénéfice environnemental très important serait la réduction des émissions de NO_x et SO_x en raison de la faible teneur en azote et en soufre de la biomasse (Savolainen, 2003; Theis et

al., 2006). La combustion de combustible fossile entraîne une augmentation du CO₂ atmosphérique, car elle entraîne une libération et un rejet de CO₂ même pendant une courte durée (Abbasi et al., 2010; Tock et al., 2010).

3.2.3.3 Conséquences de la combustion incomplète

La combustion incomplète entraîne la production de monoxyde de carbone, de matières particulaires, divers gaz et de substances organiques toxiques (Shen et al., 2011; Shen et al., 2014). La mauvaise combustion peut affecter la santé humaine et les changements climatiques local et régional (Ren et al., 2011; Anenberg et al., 2013). Cette hypothèse est confirmée par un rapport de Global Burden of Disease portant sur l'exposition à la pollution domestique de l'air causée par la combustion incomplète. Ce rapport a estimé que la combustion incomplète a occasionné 3,5 millions cas de décès en 2010, contre 3,2 millions et 0,15 millions cas de décès causés respectivement par les matières particulaires (Lim et al., 2013).

3.2.4 Combustion de boues de vidange

L'utilisation de boue de vidange comme combustible solide dans l'industrie n'est pas encore expérimentée, mais semble être très prometteur si on se réfère à l'utilisation des eaux usées traitées comme combustibles alternatifs dans les cimenteries en Europe et aux USA (WBCSD, 2005; Boesch et al., 2010). En outre, des recherches faites au laboratoire et dans des unités pilotes à Dakar et Kampala ont démontré la faisabilité technique de l'utilisation des boues de vidange comme combustible dans l'industrie (Gold et al., 2015); Muspratt et al. (2014) ont obtenu 17 MJ/kgMS dans les boues de vidange ce qui est comparable au pouvoir calorifique de 8,0-23 MJ/kg des biosolides d'eaux usées (Spinosa et al., 2001; Mödinger et al., 2006; Skjeggerud et al., 2009). A Dakar, malgré l'important pouvoir calorifique (13 MJ/kgMS) obtenu par Dione (2013), l'utilisation des boues de vidange comme sources d'énergie n'est pas encore d'actualité (Diener et al., 2014). Puisque, la production de boues de vidange ne cesse d'augmenter à Dakar, leur valorisation énergétique pourrait contribuer à apporter des solutions à la gestion efficiente de ces produits.

3.2.5 Biogaz

Actuellement, des bio-digesteurs anaérobies de grande envergure ne sont pas disponibles dans les pays en développement. Au Ghana, les 200 installations de biogaz existantes sont à l'état pilote et utilisent des boues de vidange et excréments d'animaux comme matières premières (Bensah et al., 2010). Song et al. (2012) ont travaillé sur la production de biogaz avec des

excrétas humains comme matériaux de fermentation anaérobique. Ils ont montré que l'élévation de la température influence positivement la production de gaz, de même que la codigestion avec des pailles de blé. A Dakar, Diedhiou (2014) a étudié la fermentation méthanique appliquée aux boues de vidange domestique combinées aux déchets d'abattoir ou mélangés aux déchets verts de marché. Il a montré que les formes composites produisent plus de méthane avec 50-56%, que les boues de vidange utilisées seules avec 29%. Cela montre que la production de gaz serait plus importante si les conditions d'exploitation ont été bien optimisées. En plus du rendement en biogaz, le digestat du bio-digesteur peut être utilisé comme amendement de sol (Bensah et al., 2010).

3.3 Valorisation agronomique des boues de vidange

3.3.1 Compostage : principe et mécanisme

Le compostage est un processus biotechnique dans lequel les différentes communautés microbiennes d'abord dégradent les matières organiques en éléments nutritifs plus simple et, ensuite forment des macromolécules biologiques complexes, tels que les acides humiques (Ruggieri et al., 2008).

Plusieurs types de compostages ont été testés avec des matières organiques, des cadavres d'animaux, d'excréments, de débris végétaux, de plantes mortes, etc. Certains composts ont été effectués à partir de panses de bovin (Gueye et al., 2010), de fumier de porc (Baudon et al., 2005), de fiente de volaille et de lapin (Levasseur et al., 2006), de déchets verts avec des déjections animales (Francou, 2003), de déchets ménagers (Ngnikam et al., 1993) et de boues d'épuration (Mantovi et al., 2005).

Le compostage anaérobique s'effectue en absence d'oxygène où les micro-organismes dominant et produisent des substances spécifiques pour la fermentation. Ce type de compostage peut s'effectuer à haute comme basse températures (Mondini et al., 2003). Le compostage aérobie est aussi pratiqué soit en andains (NRAES, 1992), en récipients, vermicompostage ou lombricompostage (Sierra et al., 2011).

Les processus de compostage peuvent être influencés par plusieurs facteurs tels que la température, l'aération, l'humidité, les éléments nutritifs, les polyphénols et le pH.

Les principaux éléments nutritifs du compost sont l'azote, le phosphore, le potassium, les oligo-éléments tels que le cuivre, le fer, le zinc et les substances humiques. Ces éléments sont

utilisés par les plantes pour leur croissance, mais sont aussi utilisés pour l'amélioration des propriétés des sols telles que l'aération et la capacité d'échange ioniques (Zorpas et al., 2003). Le sol devient ainsi plus résistant aux phénomènes tels que la sécheresse, les maladies et la toxicité, aide les cultures à mieux prélever les éléments nutritifs (Douguengar, 2001). La matière organique participe aussi à l'amélioration des propriétés biologiques et physico-chimiques du sol (Guéye, 2012). Le compost est considéré mature lorsqu'il atteint un degré de stabilité suffisant pour ne plus provoquer d'effets phytotoxiques sur les cultures (Diop, 2010).

3.3.2 Avantages économiques, sanitaires et environnementaux de compostage des boues de vidange

Le compostage est un moyen d'améliorer la valeur ajoutée dans la chaîne de gestion des boues de vidange. Ce procédé permet de diminuer de 50% les volumes des boues de vidange, les coûts de transport et de décharge (Cofie et al., 2009). Koné et al. (2007) ont étudié les processus d'élimination et de désactivation des œufs d'helminthes par compostage de boues de vidange avec des déchets organiques solides et ont obtenu au bout de deux mois de compostage des teneurs en *Ascaris* voisines de 1 œuf/gMS. L'étude du compostage de boues de vidange avec des déchets municipaux conduite par Cofie et al. (2009) a montré que douze semaines sont suffisantes pour avoir un compost mature et stable ; le produit final ayant les caractéristiques suivantes : C/N : 13 ; $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$: 7,8 ; MVS : 21% MS ; NH_4^+ : 0,01%. Les travaux de Lô (2015) sur le compostage des boues de vidange domestiques avec des déchets maraichers ou des poissons ont donné un produit mature avec des teneurs en œufs d'*Ascaris* respectant les exigences de l'OMS pour des composts faits de plus de 50% de déchets de poissons.

3.3.3 Perception de la réutilisation des boues de vidange dans l'agriculture

L'étude faite au Ghana pour évaluer la perception de l'utilisation de composts à base de boues de vidange dans l'agriculture péri-urbaine pour apporter des solutions aux problèmes d'assainissement, a montré que seul 4% des paysans utilisent les boues de vidange comme fertilisant (Appiah-Effah et al., 2015). Ce faible taux de l'utilisation de compost de BV s'explique par l'attitude négative qu'ont les agriculteurs qui considèrent que les boues de vidange sont des déchets impurs et qui ne devraient pas être réutilisées dans l'agriculture à des fins de consommations alimentaires ou humaines.

3.4 Protéine produite des boues de vidange

L'utilisation des boues de vidange comme milieu d'élevage des larves d'insectes pour produire des protéines dans l'alimentation animale est une option potentielle de traitement et de réutilisation des ressources. L'exploitation à grande échelle n'existe pas encore, mais des expérimentations à échelle de laboratoire pour l'utilisation des boues de vidange comme source d'alimentation de larves de mouche noire, *Hermetia illucens*, a été démontrée avec succès par Nguyen (2010). De même, la compagnie *Agriprotein* d'Afrique du Sud exploite une usine de traitement des déchets pour la production de larves d'insectes servant de nourriture pour poulets aux poissons en élevage (Van Huis et al., 2013). D'autres formes de déchets organiques municipaux peuvent être utilisés seuls ou en compostage avec des BV pour produire des insectes servant de nourriture dans l'aquaculture, des fermes de poulets et fermes de grenouilles (Calvert et al., 1969; Ocio et al., 1979; Ogunji et al., 2007; St-Hilaire et al., 2007; Hem et al., 2008). Une tonne de boues de vidange à 40% de siccité peut produire 20 kg de larves de mouches noire (Nguyen, 2010), et 35% de protéine (St-Hilaire et al., 2007; Diener et al., 2009). A Dakar, six tonnes de boues de vidange sont déversées quotidiennement aux stations de traitement des eaux usées de Cambérène, Niayes et Rufisque (Bill and Melinda Gates Foundation, 2011), pour une production estimée à 105 kg de protéines par jour.

**CHAPITRE 4 : OPTIMISATION DU SECHAGE DES BOUES
DE VIDANGE SUR LITS DE SÉCHAGE NON PLANTES**

4.1 Introduction

Dans le monde, les besoins en assainissement exprimés par 2,7 milliards de personnes sont basés sur des technologies d'assainissements autonomes telles que les fosses septiques et les latrines (Cairns-Smith et al., 2014). En outre, l'urbanisation massive entre 1990 et 2011 a entraîné une augmentation de 195 millions de personnes n'ayant pas accès à un assainissement amélioré (WHO/UNICEF, 2013). En plus de la fourniture en technologies d'assainissement autonome, un système de collecte, de transport et de traitement des boues de vidange doit être assuré afin de préserver la santé humaine en traitant de manière hygiénique les excréments pour éviter tout contact humain (WHO/UNICEF, 2013). Dans la plupart des pays en développement, les boues de vidange sont fréquemment rejetées sans traitement dans la nature, mettant ainsi en péril la santé humaine et environnementale.

Par ailleurs, Koné (2010) soutient que les boues de vidange pourraient être valorisées et constituer une source de revenus dans les zones urbaines, contrairement à la gestion classique qui se contente simplement de les éliminer. Ainsi les sous-produits des boues de vidange issus du traitement peuvent être utilisés dans le compostage ou la valorisation énergétique procurant ainsi des sources additionnelles de revenus pouvant aider à mieux gérer le secteur (Trémolet, 2013). Diener et al. (2014) soutiennent que la valeur ajoutée dans la chaîne de gestion des BV dépend des produits finis, de la situation locale et des options de valorisations énergétiques. Il a été démontré qu'en Afrique sub-saharienne, les BV ont des teneurs en matière sèche de 4,3 à 58 g/L, et par conséquent pourraient constituer une option viable dans la diversification énergétique si des méthodes de séchage rentables étaient développées avec une siccité élevée comme demandée par les industries (Cofie et al., 2006; Roy et al., 2011; Dodane et al., 2012; Sonko et al., 2014).

Parmi les options technologiques de traitement des boues de vidange, les lits de séchage sont largement utilisés à cet effet et sont l'une des technologies les plus couramment employées aux États-Unis d'Amérique (Tchobanoglous et al., 2003). Cette technologie pourrait être adaptée dans le contexte des pays en développement et particulièrement en Afrique, car elle est accessible et le coût est relativement bas (Kim et al., 1997).

Dans ce travail, la méthodologie consiste à :

- optimiser l'évaporation à travers l'utilisation d'une serre et le retournement régulier des boues au cours de leur séchage ;

- déterminer les caractéristiques énergétiques des biosolides en fonction des ouvrages de production ;
- étudier le rendement épuratoire en fonction de la percolation des BV.

4.2 Matériel et méthodes

4.2.1 Station expérimentale

Le dispositif expérimental est présenté en détail à la figure 4.1. La station expérimentale de traitement de boues de vidange (STBV) reçoit des boues brutes provenant des systèmes d'assainissement autonomes de Dakar. La STBV est composée d'un bassin de stockage, de deux bassins de décantation/épaissement, de douze lits de séchage non plantés et de quatre bassins anaérobies.

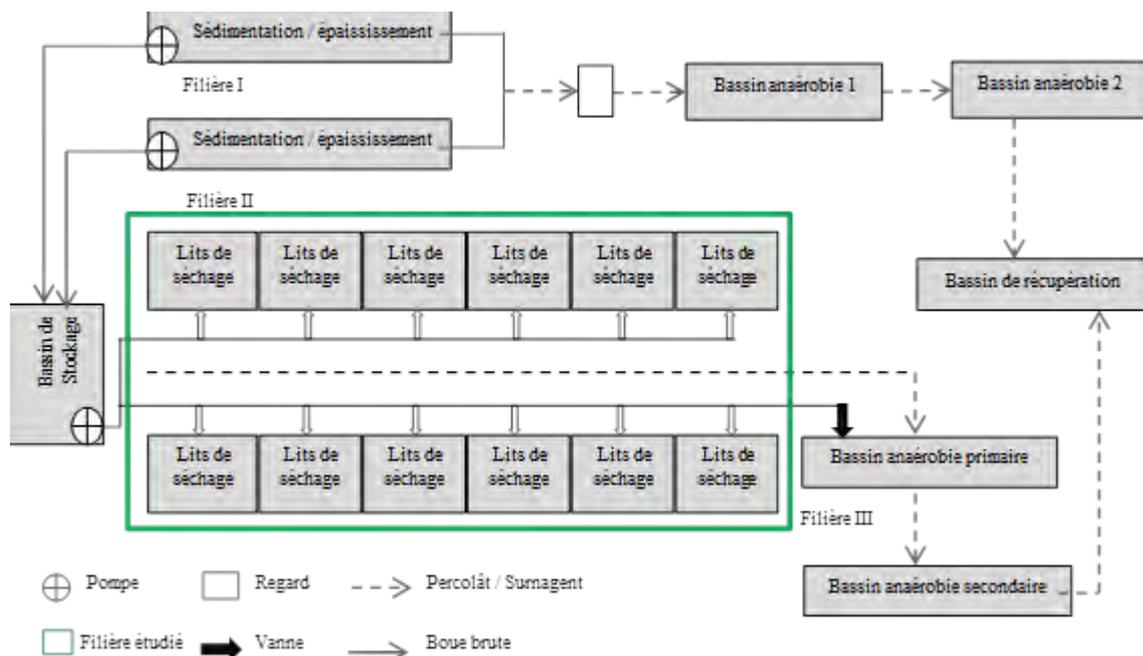


Figure 4.1 : Organisation générale de la station expérimentale

4.2.1.1 Bassin de stockage

Le bassin de stockage communément appelé bassin de réception a une forme cubique et d'une capacité de 18 m³. Une pompe mobile est immergée dans le bassin et placée sur l'un de ses angles comme indiqué sur la figure 4.1. Pour éviter que les matières solides (pierres, plastiques, toiles, savons, etc.) se retrouvent dans le bassin, on fait passer la boue d'abord par

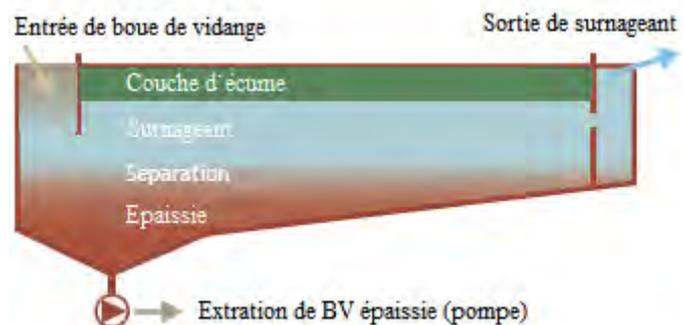
des grilles installées à la partie supérieure du bassin. Au milieu du bassin, est placé un agitateur muni d'une hélice pour homogénéiser la boue. La pompe et l'agitateur sont contrôlés à partir d'un poste de commande.

4.2.1.2 Bassins de décantation/épaississement

Le processus de décantation/épaississement des boues de vidange est réalisé à l'aide de deux bassins (D/E) jumeaux dont chacun a une capacité de 18 m³ (figure 4.2a). Chaque bassin de décantation/épaississement est constitué d'un seuil de déversement sur toute sa largeur. Le remplissage des bassins D/E s'effectue à travers des grilles pour bloquer le passage des matières solides (plastiques, pierres, restant de savons, serviettes hygiéniques, frottoirs, rasoirs, etc.). Ces bassins sont munis de butées permettant de casser la vitesse du flux, de diminuer les turbulences pouvant perturber le processus de sédimentation et de retenir les matières flottantes. La forme trapézoïdale de chaque bassin permet de créer une pente favorisant une bonne décantation des matières solides au fond de la pente (figure 4.2b). Le décantât est collecté par une pompe immergée au fond du bassin D/E. Le surnageant se déverse dans un regard par surverse et de manière gravitaire.



(a)



(b)

Figure 4.2: Vue réelle des bassins de décantation/épaississement (a), vue schématique des différentes de decantation/epaississement (b)

Les travaux de Heiness et al. (1998) ont montré que les bassins de décantation/épaississement sont constitués d'une zone d'épaississement dans le fond inférieur pouvant produire jusqu'à 140 gMS/L dans le fond inférieur, une zone dans le fond supérieur avec 60 gMS/L, une zone d'eau décantée avec 3-4 gMS/L et une couche d'écume pouvant contenir jusqu'à 200 gMS/L.

4.2.1.3 Digesteur anaérobie primaire et bassin anaérobie secondaire

Le bassin anaérobie primaire est de forme trapézoïdale avec une pente de 17% de l'amont vers l'aval. Sa capacité de stockage est estimée à 22 m³ (figure 4.1). Il est alimenté soit à partir du bassin de stockage par des pompes, soit par les percolâts produits dans les lits de séchage. Une conduite en « T » permet de récupérer le surverse ayant séjourné dans le digesteur. Il tombe dans une autre petite enceinte où une autre conduite l'achemine par écoulement gravitaire vers le digesteur secondaire ayant les dimensions suivantes : 4 m de long, 1 m de large et 2 m de profondeur. Ce dernier envoie ses eaux vers un compartiment du bassin récupérateur. Son principe est basé sur la digestion anaérobie des matières organiques. Il joue en même temps le rôle de décanteur.

4.2.1.4 Lits de séchage non plantés

Le dispositif expérimental est composé de douze (12) lits de séchage dont six (6) sous serre (toile transparente) et six (6) lits de séchage non couverts (figure 4.3). Chaque lit de séchage a les dimensions suivantes : 2 m de long, 2 m de large et 1 m de profondeur. Pour assurer une bonne circulation de l'air, les lits sous serre sont dotés, aux deux extrémités supérieures, d'un extracteur et d'un ventilateur qui fonctionnent par intermittence d'une heure de marche suivie d'une heure de repos. La couche filtrante est composée de bas en haut de 10 cm de gros gravier (Ø: 7-15 mm), de 10 cm de gravier fin (Ø: 3-7 mm) et de 5 cm de sable (Ø: 0,2-0,6 mm). Un tuyau PVC perforé d'une longueur de 2,3 m et de 10 cm de diamètre est tapi au fond du lit de séchage pour collecter et drainer de manière gravitaire le percolât dans le réseau connecté aux bassins anaérobiques.

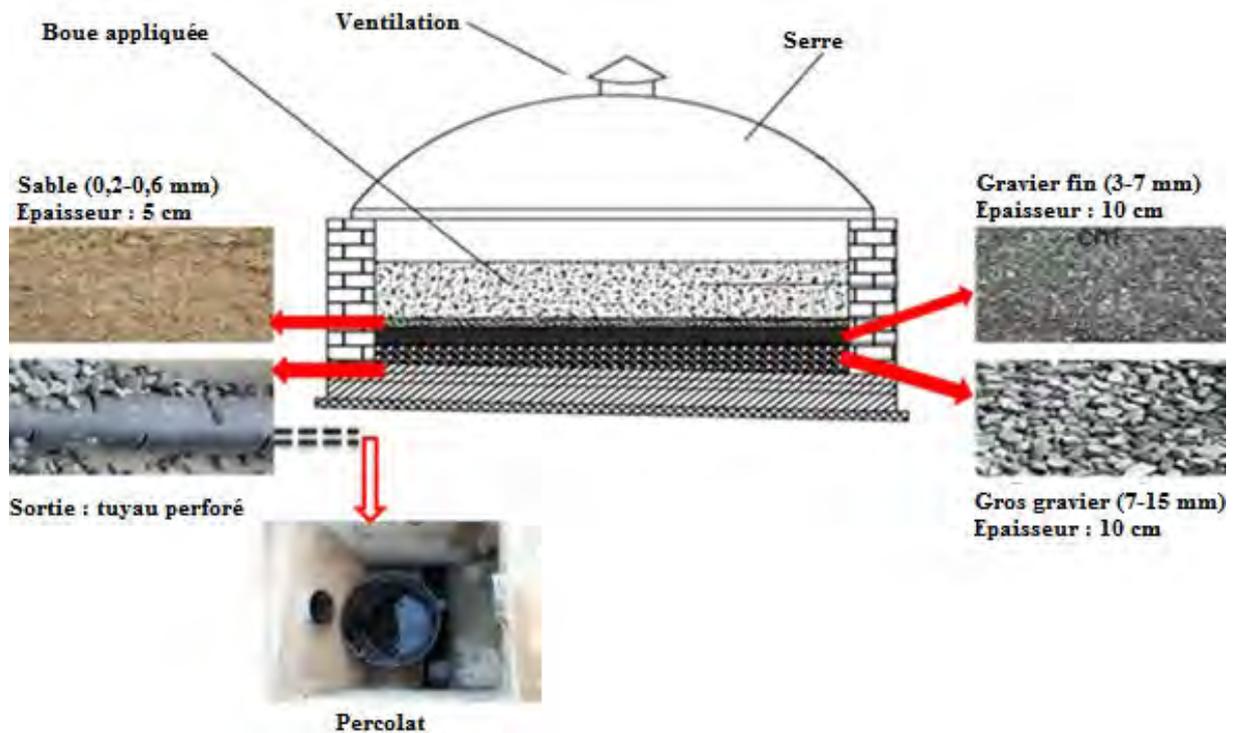


Figure 4.3: Schéma descriptif des lits de séchage non plantés

4.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

Le travail expérimental a duré neuf mois dont deux durant la saison des pluies et sept pendant la saison sèche. Après une semaine d'épaississement de la boue brute collectée des dispositifs d'assainissement autonome des quartiers de Dakar, elle est homogénéisée pendant 20 minutes dans le bassin de stockage et s'en suit l'application sur les lits de séchage des charges de 100 kg MS/m²*an et de 150 kg MS/m²*an basées sur les calculs de Heinss et al. (1998) et Cofie et al. (2006) comme montré à la figure 4.4. Les épaisseurs de BV appliquées sur les lits de séchage sont comprises entre 7,1 cm et 39,5 cm. Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Heinss et al. (1998) qui recommandent une épaisseur voisine de 30 cm. Pour chaque charge, les lits de séchage sous serre ont été comparés aux lits non couverts. Pendant la saison des pluies, deux campagnes sans retournement ont été conduites. Pendant la saison sèche, pour chaque charge, deux (2) campagnes sans retournement et trois (3) campagnes avec retournement ont été réalisées. La boue est retournée quotidiennement à la surface des lits à l'aide d'un râteau. Pour la charge 100 kg MS/m²*an, le retournement est effectué à partir du 4^{ème} jour de séchage et pour la charge 150 kg MS/m²*an, le retournement l'est à partir du 6^{ème} jour de séchage.

Le volume de boues à appliquer à chaque alimentation est calculé comme suit (Heinss et al., 1998):

$$\text{Volume (L)} = \frac{C1}{C2} * \frac{1}{52} * D * S \quad \text{Equation [15]}$$

Où :

C1 : Charge nominale (kg MS/m²*an)

C2 : Concentration en MS des boues à appliquer (10⁻³kg MS/L)

S : Surface du lit de séchage (m²)

52 : nombre de semaine dans un an

D : Durée de campagne (semaine)



Figure 4.4: Station expérimentale (a) avec bassin de décantation-épaissement (b), bassin de mixage (c) et lits de séchage non plantés (d)

4.2.3 Mode d'échantillonnage

Différents échantillons ont été pris dans le bassin de stockage, dans les lits de séchage et dans les seaux posés sous les canaux de drainage du percolât. Pour avoir des échantillons représentatifs, nous avons procédé de la façon suivante :

- la boue liquide est préalablement mixée mécaniquement dans le bassin de stockage, pendant 20 minutes, avant la prise de l'échantillon;
- chaque lit de séchage est virtuellement divisé en quatre parties égales. Nous avons pris cinq (5) échantillons (à l'aide d'une tarière) dont un au milieu de chaque partie, et un au milieu du lit. Les cinq échantillons collectés ont été mixés manuellement. Un échantillon composite de ce mélange est prélevé et acheminé au laboratoire pour les besoins d'analyse ;
- pour tous les 10 L de percolâts collectés, un échantillon de 100 mL a été prélevé.

4.2.4 Paramètres suivis et méthodes d'analyses

4.2.4.1 Détermination des capacités de drainage des lits

Les capacités de drainage des lits de séchage sont évaluées par quantification continue du volume de percolât jusqu'à l'arrêt définitif d'écoulement. Les mesures sont faites à l'aide de seaux gradués de 10 litres.

4.2.4.2 Détermination des performances épuratoires

Pour chaque expérience, des échantillons de BV et de percolâts ont été pris et analysés au laboratoire pour déterminer les paramètres tels que : les matières sèches (MS), les matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), l'azote total kjeldahl (NTK), l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), le phosphore total (PT), les ions ortho-phosphate (PO_4^{3-}), les œufs d'helminthes et les métaux lourds (Cadmium, Cobalt, Cuivre, Fer, Nickel, Plomb, Zinc, Mercure).

Le pH, la conductivité électrique (CE) et la salinité ont été mesurés directement dans les boues brutes et les percolâts par l'intermédiaire de sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions de marque Hach HQ 40d.

Les paramètres tels que MS, MVS, MES, DCO, NTK, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PT et PO_4^{3-} sont analysés en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées par APHA (2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures. Les MVS, qui représentent les matières organiques, constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550 °C. Elles sont déterminées par pesée différentielle après combustion à 550 °C, pendant 3 heures dans les mêmes creusets utilisés pour les mesures des MS. La détermination de MES dépendent de la nature de l'échantillon. Les MES des boues brutes sont déterminées par centrifugation, à 5000 tours pendant 20 minutes, à l'aide d'un échantillon de 25 mL dont le surnageant obtenu est directement filtré sur du papier sans cendre de 1,2 µm et le culot est récupéré avec de l'eau distillée. L'ensemble (papier filtre et culot) est mis dans une capsule en aluminium et séché pendant 24 heures à 105 °C dans une étuve. Dans les percolâts, les MES sont déterminées par filtration directe, de 50-100 mL d'échantillon, sur un filtre sans cendre de 1,2 µm. Le filtre ayant retenu les résidus est placé sur des capsules en aluminium et séché à un poids constant entre 103-105 °C pendant 24 heures. Les teneurs en MES sont ensuite déterminées par pesée différentielle.

La DCO est mesurée selon la méthode standard en utilisant des tubes à DCO de marque Hach. A cet effet, dans chaque tube, 2 mL d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont introduits. Pour les percolâts, des dilutions de 1/2 (1 mL de percolât et 1 mL d'eau déminéralisée) ont été effectuées. Pour les boues brutes, les dilutions sont variables (1/10, 1/20, 1/50 ou 1/100) suivant la consistance et la salinité des boues brutes.

La NTK a été mesurée en utilisant les méthodes de digestions habituelles. Pour cela, 25 mL de boues brutes et 50 mL de percolât des échantillons bien homogénéisés, ont été utilisés pour la digestion. Le NTK a été analysé en utilisant la méthode macro-Kjeldahl.

Le PT a été analysé par la méthode acide sulfurique-acide nitrique.

Les NO_3^- et NO_2^- ont été analysés selon la méthode standard en utilisant des kits nitrate et nitrite de marque Hach.

Les NH_4^+ et PO_4^{3-} ont été mesurés sur des échantillons filtrés par colorimétrie.

Les lectures de DCO, NTK, PT, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , TP, et PO_4^{3-} ont été faites au spectrophotomètre DR 5000.

Les rendements épuratoires ont été évalués uniquement pour les paramètres physico-chimiques (MS, MVS, MES, DCO, NTK, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , TP, PO_4^{3-}). En ce qui concerne les œufs d'helminthes et les métaux lourds, les concentrations n'ont été évaluées que dans la boue brute appliquée sur les lits de séchage mais pas dans les percolâts. Les rendements épuratoires sont calculés suivant comme représentés à l'équation [16] :

$$\text{Rendement épuratoire (L)} = \frac{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}}) - (C_{\text{sortie}} * V_{\text{sortie}})}{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}})} * 100 \quad \text{Equation [16]}$$

Où

C : concentration en gMS/L

V : volume en litre

4.2.4.3 Suivi des paramètres météorologiques

Les données météorologiques ambiantes telles que la température et l'humidité de l'air, la vitesse et la direction du vent, et la pluviométrie ont été collectées toutes les 30 minutes à l'aide d'une station météo de marque Origon scientifique (figure 4.5a). La température et l'humidité de l'air qui règnent dans la serre ont été mesurées toutes les 30 minutes à l'aide des thermomètres EL-USB-2-LCD de MicroDAQ (603-746-5524) (figure 4.5 b).

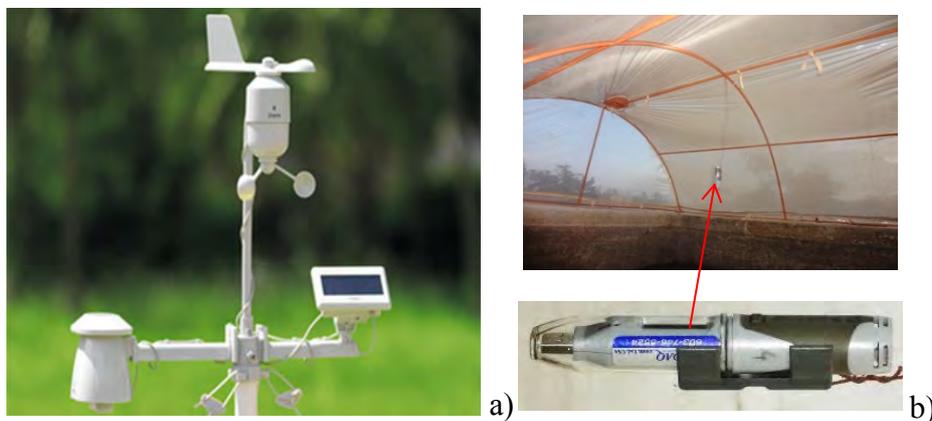


Figure 4.5 : Station météorologique (a) et thermomètre EL-USB-2-LCD (b)

4.2.4.4 Suivi du séchage des BV

Le suivi de séchage des BV appliquées sur les lits de séchage est fait sur des échantillons prélevés dans des intervalles de 2 à 3 jours. Dans chaque lit, cinq échantillons ont été pris comme montré à la figure 4.6b. Les échantillons ont été prélevés sur toute l'épaisseur de la

couche de boues accumulées à l'aide d'un carottier à main comme montré à la figure 4.6a. L'échantillon composite (figure 4.6c) est analysé au laboratoire le jour de sa collecte.

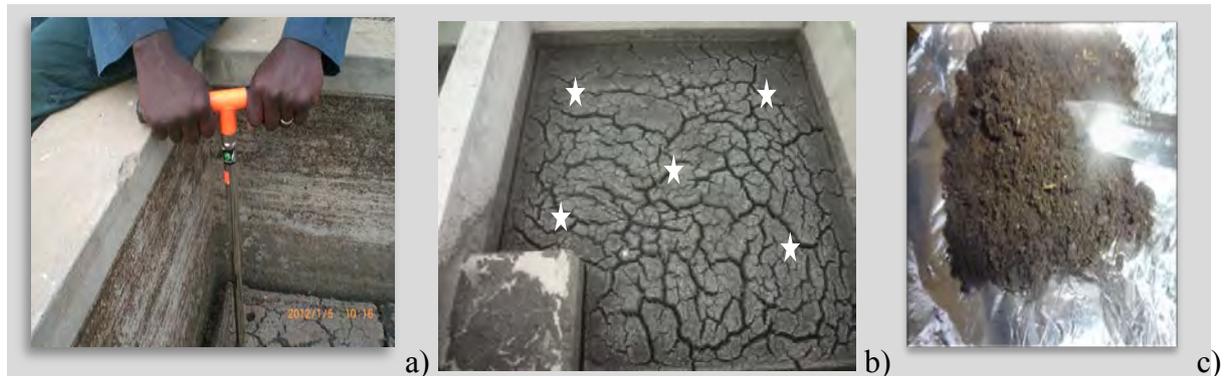


Figure 4.6: Echantillonnage de BV avec carottier a), points de collecte de BV sur lits de séchage b) et échantillon composite c)

4.2.4.5 Quantification des œufs d'helminthes viables

Les œufs d'helminthes viables ont été déterminés sur les échantillons des boues liquides (boues entrantes) et sur les boues séchées (biosolides) collectés le dernier jour de séchage sur les lits. Les biosolides sont ensuite écrasés et tamisés à travers un tamis de maille 2 mm, pour être analysés.

La concentration en œufs d'*Ascaris* a été choisie comme indicateur de la qualité hygiénique des biosolides. Le choix des œufs d'*Ascaris* comme indicateur de risque pour la santé est lié au fait que les œufs d'*Ascaris* présentent une forte résistance et peuvent survivre à divers traitements, comme l'ont indiqué plusieurs auteurs (Pecson et al., 2007). En outre, selon l'OMS, ces nématodes ont une prévalence très importante dans les pays en développement (WHO, 2006). Les œufs d'*Ascaris* ont été analysés selon la méthode développée par Water SA (Molle et al., 2012). Pour chaque échantillon, 10 g de biosolides ont été mis en suspension dans du bicarbonate d'ammonium. La solution est mélangée pendant quelques minutes à l'aide d'un agitateur magnétique et ensuite filtrée à travers deux tamis de 100 μm et 20 μm respectivement disposés de haut en bas. Concernant les boues brutes, 15 mL sont directement filtrés à travers ces deux tamis. Le refus du tamis inférieur est alors recueilli avec une pipette Pasteur dans un ou plusieurs tubes de centrifugation de 25 ou 50 mL, en fonction de la quantité du refus. Ces tubes sont centrifugés à 3000 tours/min pendant 3 minutes. À la fin de la centrifugation, le surnageant est rejeté. Nous avons ajouté quelques millilitres de solutions de sulfate de zinc de densité supérieure à 1,3 dans le culot et l'ensemble est agité par un

vortex pour permettre une nouvelle suspension des particules. Les tubes sont centrifugés à nouveau à 2000 tours/min pendant 3 autres minutes. Après cette deuxième centrifugation, le surnageant des tubes est ensuite filtré à travers le tamis de 20 µm de maille. Le refus du tamis est ensuite lavé à grande eau pour éliminer le sulfate de zinc puis recueilli dans d'autres tubes de centrifugation. Ces derniers sont ensuite centrifugés pour une dernière fois à 3000 tours/min pendant 3 minutes. A la fin de la centrifugation, le surnageant est rejeté. L'énumération des œufs d'*Ascaris* se fait sur le culot déposé au fond des tubes à centrifuger. Les œufs de parasites sont comptés en plaçant une goutte du culot sur une lame porte objet. Cette goutte est recouverte d'une lamelle avant le comptage au microscope.

4.2.4.6 Détermination de la qualité énergétique

La qualité énergétique des biosolides (boues séchées), collectés sur les lits le dernier jour de séchage, a été déterminée sur un échantillon de 10 g ayant subi un séchage supplémentaire à 105 °C dans une étuve pendant 24 heures. Après séchage, les biosolides sont réduits en fines particules, mis dans des bouteilles et conservés à 4 °C.

La détermination du pouvoir calorifique est effectuée selon la méthode décrite par la norme NF M 03-005 « Détermination du pouvoir calorifique supérieur et calcul du pouvoir calorifique inférieur ». Les mesures sont réalisées dans une bombe calorimétrique de marque PARR instrument company, de modèle 1431EE, 1.5 ampère, 200-230 volts et plongée dans un vase calorimétrique lui-même inclus dans une jaquette isolante. Le fonctionnement de l'appareil est décrit comme schématisé à la figure 4.7. La méthodologie consiste à :

- étalonner l'appareil avec des pastilles d'acide benzoïque et déterminer la masse en eau du calorimètre (bombe calorimétrique et calorimètre) ;
- attacher un fissible de 10 cm (01) entre les deux mats supportant le creuset (04), au milieu duquel est attaché une mèche (02) dont le bout est plongé dans le creuset ;
- peser une masse de 1,5 à 1,8 g de biosolides (03), le mettre dans le creuset et placer l'ensemble dans la coupelle (06) ;
- mettre une pression de 11 bars d'oxygène (05) dans la coupelle ;
- introduire la coupelle dans le vase (07) remplie de 2 L d'eau. Ce volume d'eau est mesuré doit être constant pour chaque test ;
- déclencher la combustion par une source d'énergie (08) via les électrodes reliées à la bombe calorimétrique (09). En effet, le déclenchement électrique provoque la rupture du

fissible en libérant de l'étincèle qui va à son tour brûler la mèche qui transmet la flamme à l'échantillon, entraînant ainsi le début de la combustion ;

- lire l'évolution de la température de l'eau par un thermomètre (10) toutes les trente secondes pendant la combustion jusqu'à ce que la décroissance observée soit linéaire. L'appareil est muni d'un agitateur qui fonctionne de manière automatique pour homogénéiser la chaleur dans l'eau. Une courbe d'évolution de cette température en fonction du temps a permis de déterminer la température maximale par projection tangentielle de la partie linéaire sur l'axe des ordonnées.

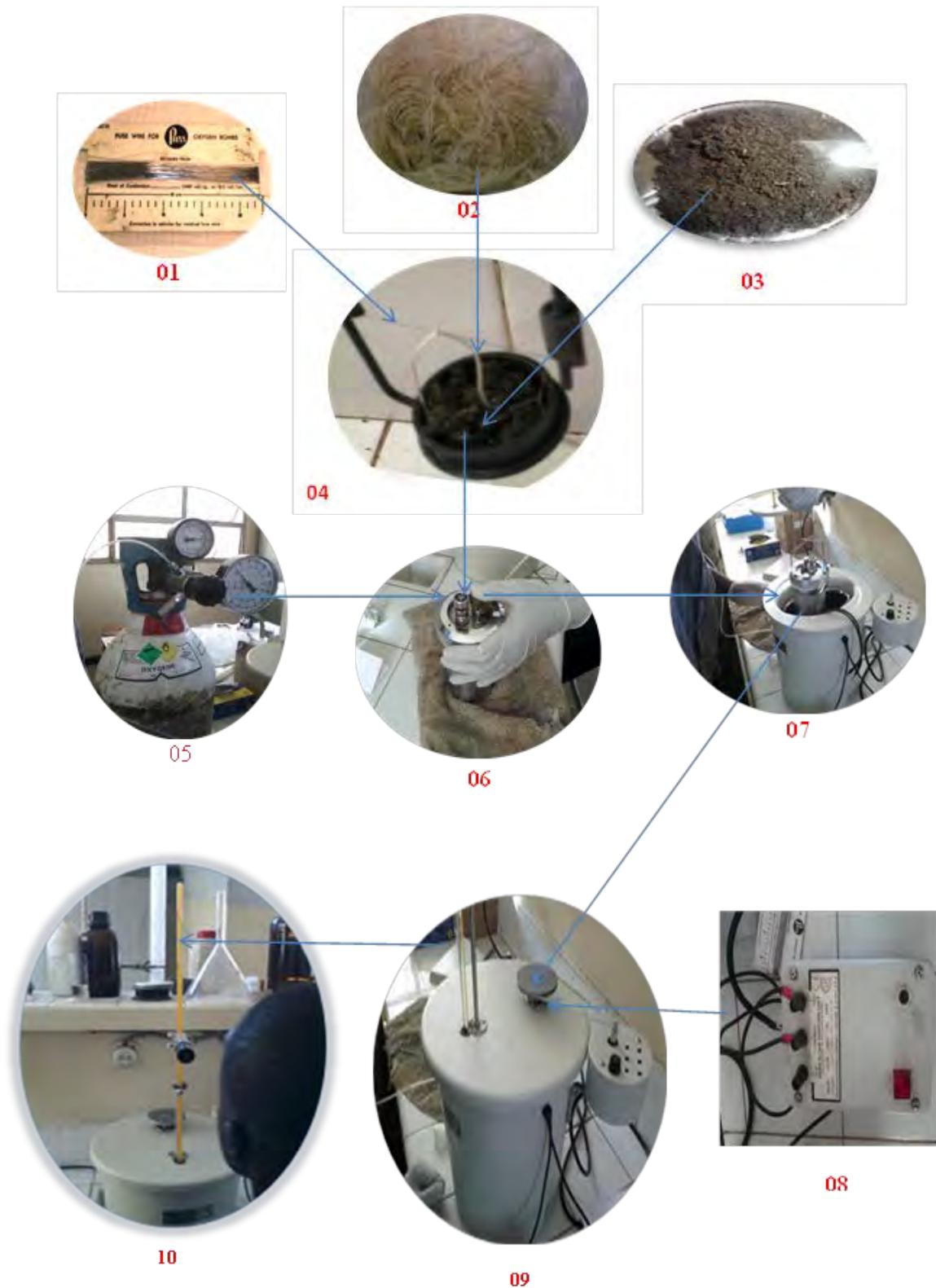


Figure 4.7: Schéma descriptif de la détermination du pouvoir calorifique supérieur

Le principe de calcul du pouvoir calorifique inférieur (PCI) est fait à partir d'une décomposition élémentaire du produit mesuré. Le pouvoir calorifique supérieur (PCS) est

l'énergie dégagée par la combustion en récupérant la chaleur latente de la vapeur d'eau produite par la combustion. Le PCS est déterminé par la formule établie ci-dessous :

$$\text{PCS} = (\text{Masse totale} * C_{\text{peau}} * \Delta T \text{ total})/m \quad \text{Equation [17]}$$

Où :

PCS : pouvoir calorifique supérieur (kcal/kg)

Masse totale (kg) = volume en eau introduite dans la cuve (2000 mL équivaut à 2000 g) + «masse équivalente» qui est une donnée du constructeur (391 g) ;

C_{peau} (kcal.kg⁻¹.K⁻¹) = chaleur spécifique de l'eau ;

ΔT (°C) = différence entre les températures maximale et minimale ;

m (kg) = masse de l'échantillon analysé en kilogramme

4.2.4.7 Détermination des métaux lourds

Les traces de métaux ont été déterminées sur des échantillons de boues liquides et sur des biosolides. Les métaux lourds tels que le Cadmium, le Chrome, le Cobalt, le Cuivre, le Fer, le Nickel, le Plomb et le Zinc ont été analysés selon la méthode standard en utilisant des kits HACH (HACH Compagny, 2000). Nous avons préparé une solution de 50 mL dans une fiole jaugée, en y introduisant 9 mL d'acide chlorhydrique, 1 mL d'acide nitrique et 40 mL d'eau distillée. Pour les biosolides, 1 g d'échantillon est introduit dans un erlenmeyer de 500 mL et dissouts avec la solution préalablement préparée. L'ensemble est chauffé entre 15 et 20 minutes. Après refroidissement, le volume de l'erlenmeyer est complété jusqu'au trait de jauge. Pour les kits Hach, le contenu du réactif manufacturé est ajouté au 10 mL d'échantillon (sauf dans le tube contenant le blanc).

Pour les tubes hach, un échantillon de 0,5 à 1 mL est versé dans le tube. La lecture de ces échantillons est faite à l'aide d'un spectromètre DR₅₀₀₀.

4.3 Résultats et discussions

4.3.1 Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude

Le tableau 4.1 présente le résumé des caractéristiques physico-chimiques des boues utilisées au cours de cette étude. Ces résultats confirment les travaux de Dème (2008) lorsqu'il a laissé épaisir les boues de vidange dans un décanteur pendant une semaine. A l'exception du pH et de la conductivité, les boues sont caractérisées par une variabilité considérable des paramètres. Cette forte variabilité a été révélée par plusieurs auteurs Kuffour et al. (2013) ;

Kengne et al. (2014) ; Sonko et al. (2014). A titre d'exemple de la forte variation des boues de vidange utilisées dans cette étude, les valeurs des MS, utilisées comme paramètre d'estimation de la charge hydraulique à appliquer sur les lits de séchage, sont situées en moyenne $55,927 \pm 14,571$ g/L. Cette variation induit ainsi une fluctuation du volume de boue à appliquer de 300 à 630 L pour la charge $100 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ et de 800 à 1600 L pour la charge $150 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$. Ingallinella et al. (2002) ont montré que le stockage, la température, l'intrusion des eaux souterraines dans les fosses septiques, les performances des fosses septiques, les technologies et engins de vidange sont les principaux facteurs responsables de la variation des boues de vidange. En outre, dans leurs études sur la caractérisation et l'expérimentation de nouvelles technologies de traitement des boues de vidange à Dakar, Dème (2008) a soutenu que le niveau de vie des populations qui détermine leurs niveaux de consommation en eau et les habitudes culturelles et/ou religieuses sont aussi des facteurs qui peuvent influencer sur la qualité des boues de vidange.

Tableau 4.1: Caractéristiques physico-chimiques des BV utilisées dans cette étude

Paramètres	Mo \pm E	Paramètres	Mo \pm E
pH	$7,7000 \pm 0,300$	NTK (g/L)	$3,092 \pm 0,310$
CE (mS/cm)	$04,210 \pm 0,101$	NH ₄ ⁺ (g/L)	$0,364 \pm 0,179$
MS (g/L)	$55,927 \pm 14,571$	NO ₃ ⁻ (g/L)	$0,476 \pm 0,380$
MVS (g/L)	$33,049 \pm 10,799$	NO ₂ ⁻ (g/L)	$0,056 \pm 0,066$
DCO (g/L)	$79,410 \pm 29,322$	PT (g/L)	$0,650 \pm 0,421$
DBO ₅ (g/L)	$14,064 \pm 24,117$	PO ₄ ³⁻ (g/L)	$0,104 \pm 0,047$

Mo : moyenne ; E : écart-type

Les résultats d'analyse des teneurs en métaux dans les boues brutes sont présentés au tableau 4.2. Comparées aux travaux de Bassan et al. (2013) effectués sur les boues de vidange de Burkina Faso, ces concentrations en zinc, en cuivre, en fer et en plomb sont très élevées.

Tableau 4.2: Concentration en métaux lourds dans les BV

Paramètres	Mo \pm E	Paramètres	Mo \pm E
Fe (mg/L)	$52,3 \pm 0,9$	Zn (mg/L)	$4,0 \pm 0,0$
Cu (mg/L)	$18,0 \pm 12,8$	Cr (mg/L)	$1,7 \pm 0,0$
Ni (mg/L)	$9,6 \pm 6,1$	Pb (mg/L)	$3,0 \pm 1,1$
Co (mg/L)	$4,7 \pm 0,5$	Cd (mg/L)	Traces

Mo : moyenne ; E : écart-type

Le tableau 4.3 montre que les boues utilisées dans cette étude contiennent en moyenne 49075 œufs d'*Ascaris* viables par litre, ce qui correspond à 1138 œufs d'*Ascaris* par gMS. Les autres espèces présentent de faibles concentrations avec en moyenne 133 ± 163 , 40 ± 69 et 33 ± 38 respectivement pour les *Trichirus* viables, les *Toxocara* viables et les *Ténia* viables. Ces valeurs sont en conformité avec celles obtenues par Strauss et al. (1997) qui rapportent une concentration de 20000 à 60000 œufs d'helminthe par litre pour les fortes concentrations de boues. Ces fortes concentrations sont dues au phénomène de sédimentation des boues dans le bassin de décantation/épaississement qui est un processus couramment utilisé dans l'élimination des œufs d'helminthes (Tchobanoglous et al., 2003).

Tableau 4.3: Quantification des œufs d'helminthes des boues de vidange

Paramètres	Mo \pm E	Paramètres	Mo \pm E
<i>Ascaris</i> viable (nb/L)	49 \pm 15	<i>Toxocara</i> viable (nb/L)	40 \pm 69
<i>Trichuris</i> viable (nb/L)	133 \pm 163	<i>Ténia</i> viable (nb/L)	33 \pm 38

Mo : moyenne ; E : écart-type

4.3.2 Déshydratation des boues de vidange sur lits de séchage

Le tableau 4.4 représente les quantités de percolâts collectés quotidiennement pour chaque campagne suivant une charge hydraulique de 100 kg MS/m²*an de BV appliquées sur les lits de séchage. Les valeurs consignées dans ce tableau montrent que la majorité du volume de percolât est recueillie au premier jour. En conséquence, une diminution progressive, de ce volume, est notée au cours du temps de percolation. En effet, les pourcentages de collecte sont en moyenne de $35,2 \pm 0\%$, $21,5 \pm 10,3\%$ et $4,2 \pm 1,7\%$ respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour. Les différences, obtenues durant ces trois jours de percolation, ont été confirmées par les tests « ANOVA one way » à 95% de confiance, effectués avec P = 0,001.

Les pourcentages de percolâts collectés, fortement influencés par le volume initial de boue appliquée, sont compris entre 46 et 79%. Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Strauss et al. (2002), car ils ont montré que 50 à 80% de la boue appliquée sur des lits de séchage sont recueillis sous forme de percolât. La différence entre la percolation et l'évaporation dépend du type de boues, des conditions climatiques et des caractéristiques intrinsèques de fonctionnement des lits de séchage.

Tableau 4.4: Quantification quotidienne de percolât collecté pour 100 kg MS/m²*an de BV

Campagne	Boue brute (L)	Percolât collecté (L)			Percolât collecté (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	480,00	-	-	-	-	-	-
2	360,00	140,00	30,00	7,50	38,9	8,3	2,1
3	440,00	120,00	73,33	10,00	27,3	16,7	2,3
4	600,00	136,67	176,67	33,33	22,8	29,4	5,6
5	480,00	190,00	140,00	30,00	39,6	29,2	6,3
6	300,00	120,00	37,50	15,00	40,0	12,5	5,0
7	520,00	220,00	170,00	20,00	42,3	32,7	3,8

- : non déterminé

4.3.3 Séchage des boues de vidange

4.3.3.1 Influence de la serre sur le séchage en saison des pluies

Contrairement aux lits non couverts (habituellement utilisés), le séchage des BV dans les lits sous serre n'est pas du tout influencé par la pluie. En effet, les figures 4.8 et 4.9 montrent, qu'en saison des pluies, la siccité des BV dans des lits sous serre a atteint 90% MS en 20 jours et 27 jours respectivement pour les charges 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an appliquées.

Par contre, pour le cas des lits non couverts fortement affectés par la pluie, le niveau de siccité des BV n'était que de 57% MS en 21 jours et 59% MS en 28 jours respectivement pour des charges 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an appliquées.

L'une des raisons principales est que la serre empêche des eaux de pluies d'entrer dans les lits. La serre a permet de piéger les rayons UV à l'intérieur afin de favoriser l'accroissement de la température interne. A titre d'exemple, comparée au 28 °C de l'air ambiant, la température qui règne dans les lits sous serre était de 35 °C. Contrairement à l'évolution de la température, l'air est moins humide dans les lits sous serre, car 67 et 85% sont obtenus respectivement dans la serre et de l'air ambiant. Ces faibles pourcentages obtenus sous serre sont dus au fait que l'air saturé a été régulièrement enlevé par un extracteur et son renouvellement est assuré par un ventilateur. Les travaux de Pescod (1971) et Cofie et al. (2006) ont montré que la durée de séchage des boues de vidange sur lits non couvert est prolongée en saison des pluies.

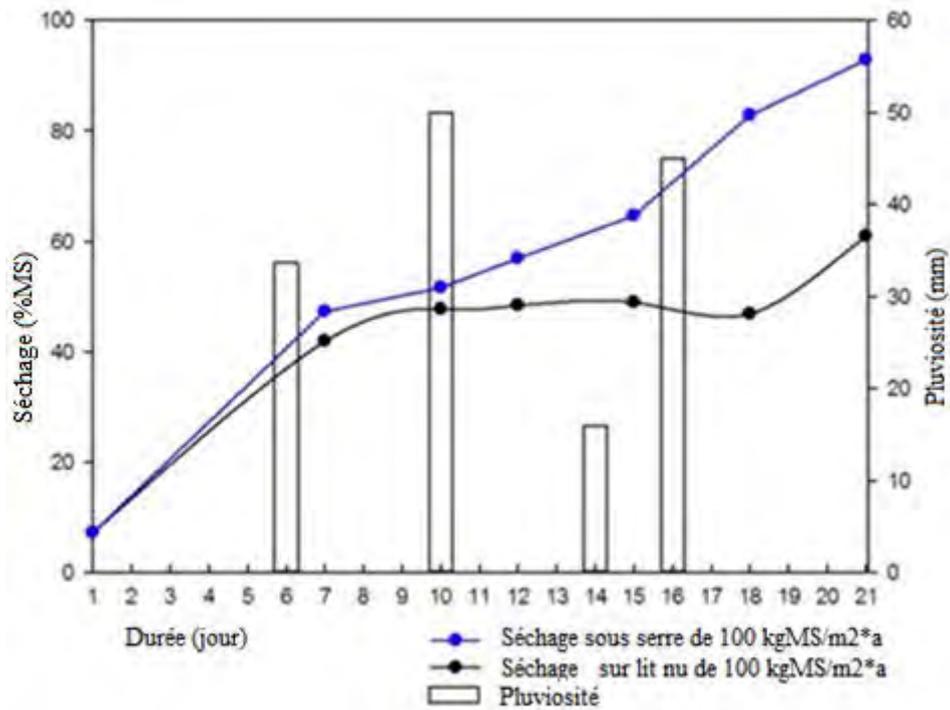


Figure 4.8 : Pluviosité et séchage sur lits sous serre et sur lits non couverts suivant une charge de 100 kg MS/m²*an de BV.

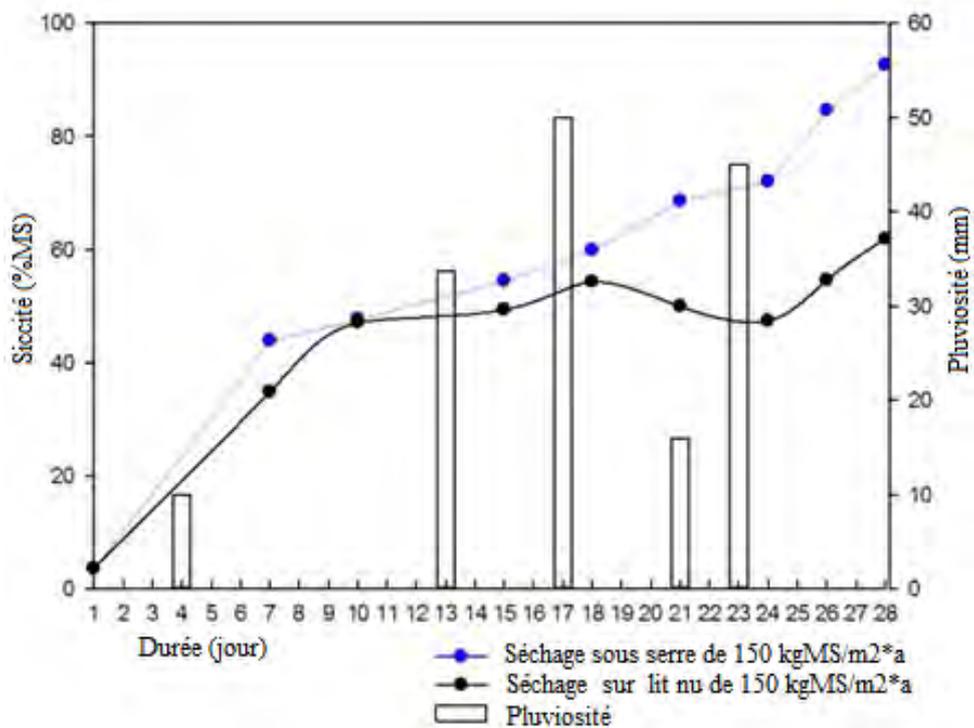


Figure 4.9 : Pluviosité et séchage sur lits sous serre et sur lits non couverts suivant pour une charge de 150 kg MS/m²*an de BV.

4.3.3.2 Influence de la serre sur le séchage en saison sèche

Les tests, conduits en saison sèche, montrent que la serre améliore légèrement le séchage des BV. Car, la siccité des BV a atteint 90% MS en 19 jours et 24 jours respectivement pour les charges de 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an, aussi bien dans les lits sous serre que les lits non couverts (figure 4.10).

Ceci indique que la faible évaporation provoquée par cette légère hausse de température et la baisse de l'humidité de l'air dans la serre ne sont pas suffisantes pour améliorer le séchage des BV. Par conséquent, les résultats obtenus en saison des pluies montrent que la serre ne joue qu'un rôle de protecteur des pluies.

Ces résultats sont probablement dus à l'aridité du climat de Dakar, à la nature de la serre mis en place, au mode de fonctionnement de la serre ou à la capacité de déshydratation des boues de vidange. Les charges hydrauliques et les charges massiques appliquées sur les lits influent fortement sur le séchage des boues de vidange. Selon Pescod (1971), l'augmentation de l'épaisseur de 10 cm de la BV prolonge la durée du séchage de 50 à 100%.

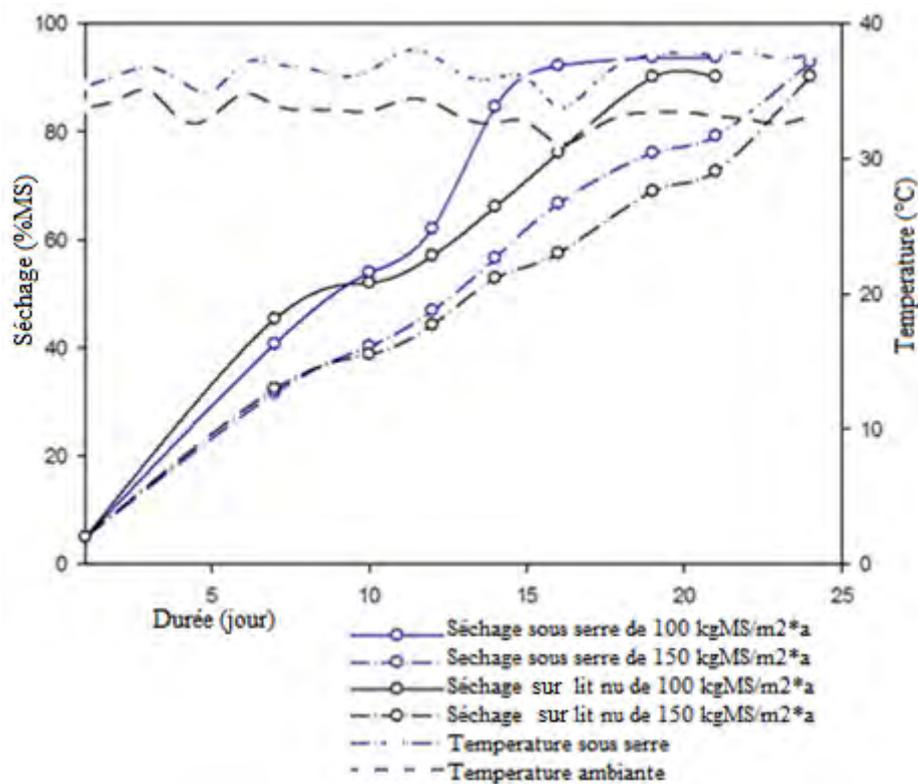


Figure 4.10 : Température et séchage sur lits sous serre et sous lits non couverts suivant des charges de 100 et 150 kg MS/m²*an de BV.

4.3.3.3 Influence du retournement sur le séchage des BV

Les expériences effectuées avec le retournement des BV à la surface des lits, influent fortement sur la vitesse de séchage. Car, nous avons noté une diminution de six jours par rapport à la durée habituelle d'atteindre la siccité de 90% MS. Ceci se traduit par un gain de temps de 30 et 20% respectivement pour les charges de 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an. A titre d'exemple, les figures 4.11 et 4.12 représentent les expériences effectuées avec ou sans retournement quotidien de la boue. Avec une température ambiante de 24 °C, une siccité de 90% MS a été atteinte en 14 jours avec la charge de 100 kg MS/m²*an, et 22 jours pour la charge de 150 kg MS/m²*an. Pour toutes les répétitions faites avec retournement, 13 ± 2 jours et 20 ± 4 jours ont été nécessaires pour atteindre 90% MS.

Par ailleurs, pour les répétitions faites avec le témoin (sans retournement), 19 ± 1 jours et 26±2 jours ont été nécessaires pour atteindre 90% MS respectivement avec les charges de 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an. Les variances obtenues au cours des répétitions, pour une même charge, sont souvent associées aux facteurs climatiques comme la température ambiante, les radiations solaires et l'humidité de l'air. Le séchage et la reproductivité de ces valeurs sont associés à la concentration initiale des matières sèches et de la hauteur de la boue (Pescod, 1971).

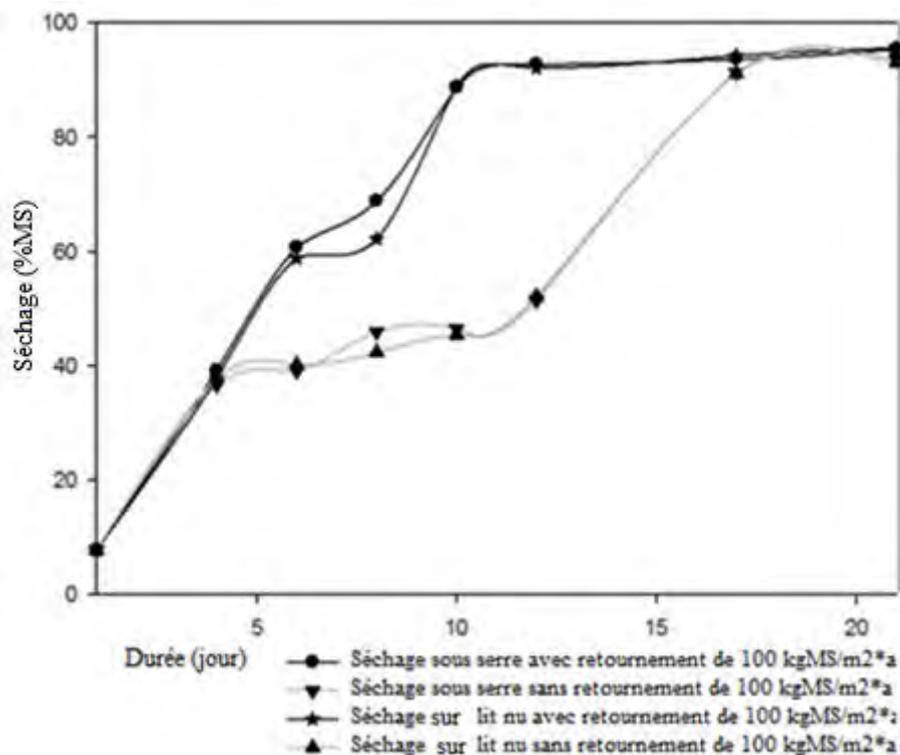


Figure 4.11: Séchage sur lits sous serre et sur lits non couverts suivant charge de 100 kg MS/m²*an de BV.

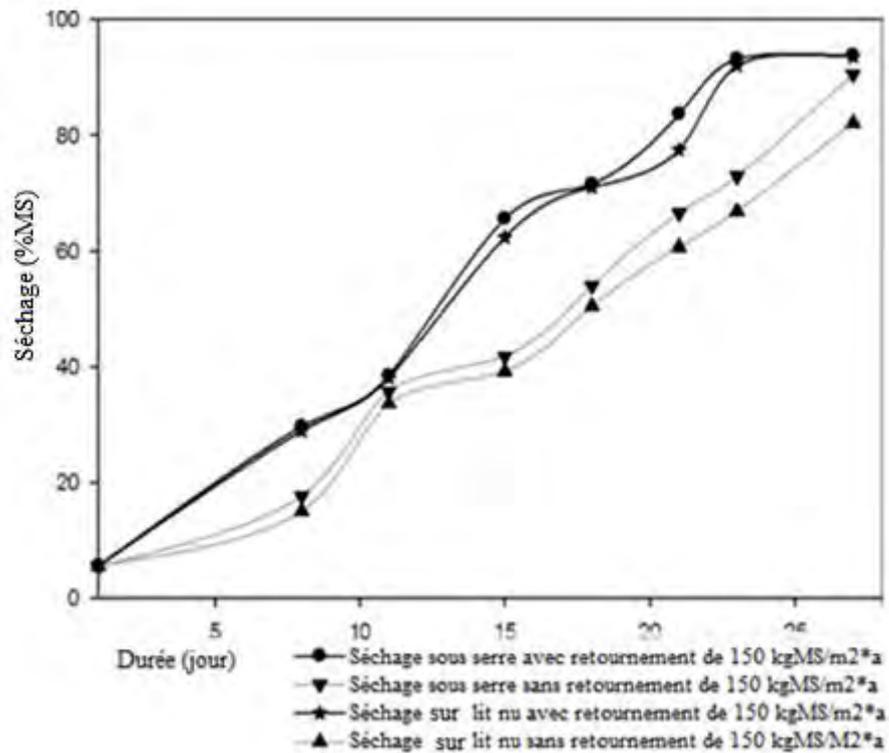


Figure 4.12: Séchage sur lits sous serre et sur lits non couverts suivant une charge de 150 kg MS/m²*an de BV

4.3.4 Qualités énergétique et sanitaire des biosolides

Pour déterminer les qualités énergétique et sanitaire des biosolides, nous avons analysé les paramètres suivants : le pouvoir calorifique, les teneurs en métaux et les teneurs en parasites.

4.3.4.1 Pouvoir calorifique des biosolides

Le pouvoir calorifique des biosolides séchés à plus de 90% MS est présenté au tableau 4.5. En moyenne, les pouvoirs calorifiques de 11,85 MJ /kgMS, 12,1 MJ/kgMS, 13,29 MJ/kgMS et 11,94 MJ/kgMS ont été obtenus des biosolides collectés respectivement des lits sous serre sans retournement (LS), des lits non couverts sans retournement (LN), des lits sous serre avec retournement (LSR) et des lits non couverts avec retournement (LNR). Les tests « ANOVA one way » ont montré que les différences de valeurs obtenues avec ou sans retournement sur lits non couverts ou sous serre ne sont pas statistiquement significatives avec $P = 0,225$. Ces résultats sont en conformité avec certaines publications scientifiques. Les travaux de Dione (2013) ont montré que le pouvoir calorifique des boues de vidange de Dakar est environ 13 MJ/kgMS. Quant à Król (2012), il avait trouvé 12 MJ/kgMS des eaux usées.

Dans notre étude, les biosolides calcinés contiennent en moyenne 41,7% en cendre (ou résidus non combustibles). Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Werther et al. (1999), qui ont obtenu 41,5% de cendre dans des échantillons d'eaux usées. Ces valeurs sont largement supérieures à celles obtenues avec d'autres combustibles telles que les sciures de bois avec une teneur en cendre de 1 à 23,5% (Klass, 1998). Cette forte teneur en cendre des biosolides peut être corrélée au processus de décantation des boues brutes qui favorise le dépôt des matières solides dans le fond inférieur des bassins. Le milieu filtrant favorise cette augmentation par des phénomènes d'incursion de certaines particules.

Wzorek (2012) a montré que le pouvoir calorifique est fortement corrélé à la teneur en cendre. En effet des teneurs en cendre de 38,70%, 24,33% et 6,16% correspondent respectivement aux pouvoirs calorifiques 11,37 MJ/kgMS pour les biosolides d'eaux usées, 23,53 MJ/kgMS pour le charbon de bois et 17,5 MJ/kgMS pour les sciures de bois. Selon Klass (1998), la cendre ne participe pas au pouvoir calorifique car étant constituée de matières inorganiques. Pour diminuer cette teneur, la mise en place d'un système de tamisage et de dessablage des boues pourrait être utilisée à l'entrée des systèmes de traitement pour mieux valoriser les biosolides produits.

Tableau 4.5: Pouvoirs calorifiques des biosolides

Campagnes	Pouvoir Calorifique Supérieure (kJ/kgMS)			
	LS	LN	LSR	LNR
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	12,05	11,91	-	-
4	10,85	12,05	-	-
5	11,01	11,18	13,06	12,70
6	11,82	12,86	13,64	11,13
7	14,10	12,64	13,19	11,99

- : non déterminé

Teneur en carbone

Les teneurs en carbone dans les systèmes de traitement sont consignées au tableau 4.6. Des valeurs moyennes de 14,53% MS, 16,00% MS, 15,44% MS et 15,75% MS ont été obtenues respectivement pour les biosolides collectés des lits sous serre (LS), des lits non couvert (LN), des lits sous serre avec retournement (LSR) et lits non couvert avec retournement (LNR). Les travaux de Lu et al. (2013) ont montré que les boues séchées à 40% avaient des teneurs en carbone de 20,3%.

Tableau 4.6 : Quantification de carbone dans les biosolides

Campagnes	Carbone (% MS)			
	LS	LN	LSR	LNR
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	15,07	15,99	-	-
4	14,71	15,52	-	-
5	13,52	16,71	15,06	17,40
6	13,23	15,52	15,30	13,38
7	16,67	16,37	16,16	16,72

- : non déterminé

Teneur en matières organiques

Les pourcentages de matières organiques dans les biosolides, en fonction des différents modes de traitement, sont consignés au tableau 4.7. Les teneurs en matières organiques de 24,8% MS, 27,59% MS, 26,63% MS et 27,15% MS ont été respectivement obtenues des biosolides collectés sur les lits sous serre (LS), les lits non couvert (LN), les lits sous serre avec retournement (LSR) et les lits non couvert avec retournement (LNR).

Tableau 4.7 : Quantification de matières organiques dans les biosolides

Campagnes	Matière organique (% MS)			
	LS	LN	LSR	LNR
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	24,96	27,57	-	-
4	25,35	26,75	-	-
5	23,14	28,80	25,96	30,00
6	22,80	26,75	26,37	23,06
7	28,73	28,23	27,86	28,82

- : non déterminé

Teneur en sable

Les teneurs en sable des biosolides sont présentées au tableau 4.8. Les pourcentages moyens de 18,93% MS, 19,23% MS, 21,47% MS et 20,82% MS ont été obtenus respectivement pour les biosolides traités sur lits sous serre (LS), sur lits non couvert (LN), sur lits sous serre avec retournement (LSR) et sur lits non couvert avec retournement (LNR). Ces valeurs sont en conformité aux 15,9 et 20,32% MS obtenues par Dione (2013).

Tableau 4.8 : Quantification de sable dans les biosolides

Campagnes	Teneur en sable (%MS)			
	LS	LN	LSR	LNR
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	17,23	16,63	-	-
4	17,87	17,67	-	-
5	-	-	-	-
6	20,62	22,75	21,95	21,61
7	20,36	20,05	20,84	19,76

- : non déterminé

2.3.4.2 Quantification des œufs d'helminthes dans les biosolides

Le tableau 4.9 présente les différentes teneurs en *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxacora* et *Ténia* dans les biosolides collectés au dernier jour de séchage. Contrairement aux *Ascaris*, les résultats ont montré que les *Trichuris*, les *Toxacora* et les *Ténia* ont été désactivés après un séchage à 90% MS. En outre, le nombre moyen d'*Ascaris* viables trouvés est de 32 /g, 56 /g, 37 /g et 50 /g respectivement pour les biosolides collectés des lits sous serre (LSS), des lits non couvert (LN), des lits sous serre avec retournement (LSSR) et des lits non couvert avec retournement (LSR).

Ces résultats confirment le fait que le genre *Ascaris* est très résistant. L'*Ascaris* est très présent dans les biosolides de Dakar et est considéré comme indicateur pour le décompte des œufs d'helminthes (Yolande 2013). Ces résultats montrent en outre que l'élimination de ces parasites est plus marquée avec les lits sous serre (avec ou sans retournement). L'efficacité du traitement peut être expliquée par la forte température sous serre facteur déterminant dans l'élimination des parasites (Koné et al., 2007; Maya et al., 2012). Les biosolides contiennent une quantité d'œufs d'*Ascaris* viables supérieures aux normes recommandées par l'OMS pour l'agriculture (<1 œuf viable) (WHO, 2006). Cependant l'un des avantages, de leur utilisation comme combustible, est l'élimination des pathogènes mais aussi l'atténuation des risques des biosolides peuvent causées pour la santé humaine.

Tableau 4.9 : Quantification des œufs d'Ascaris dans les biosolides

Campagnes	Ascaris			
	LSS	LN	LSSR	LNR
1	-	-	-	-
2	21	62	-	-
3	32	51	-	-
4	38	64	-	-
5	-	-	-	-
6	-	-	-	-
7	35	45	37	50

- : non déterminé

4.3.4.3 Teneurs en métaux lourds des biosolides

Les concentrations moyennes des paramètres que chrome, fer, cuivre, nickel, cobalt, zinc, plomb et cadmium des biosolides sont consignées au tableau 4.10. Des concentrations moyennes de 21,04 mg/kgMS pour le Chrome, 849,1 mg/kgMS pour le Fer, 390,13 mg/kgMS pour le Cuivre, 116,73 mg/kgMS pour le Nickel, 100,42 mg/kgMS pour le Cobalt, 59,48 mg/kgMS pour le Zinc, 8,21 mg/kgMS pour le Plomb et 2,43 mg/kgMS pour le Cadmium ont été obtenues. Ces concentrations sont inférieures aux directives de la Commission de l'Union Européenne pour l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture (E.U.C., 1986). De notre étude, ces faibles concentrations en métaux lourds s'expliquent par le traitement exclusif des boues de vidange domestiques. En effet, dans les fosses septiques, l'essentiel des rejets d'effluents proviennent des salles de bain et des eaux usées des toilettes.

Tableau 4.10 : Valeurs moyennes des métaux contenus dans les biosolides

Paramètres	Unité	LS	LSR	LN	LNR	Moyenne	(E.U.C., 1986)
Cr	mg/kgMS	22,1	26,3	18,1	17,8	21,04	100
Fe	mg/kgMS	868,6	854,5	814,3	859,0	849,10	-
Cu	mg/kgMS	371,1	444,1	367,2	378,2	390,13	1000-1750
Ni	mg/kgMS	127,7	113,5	120,8	105,0	116,73	300-400
Co	mg/kgMS	102,5	104,2	100,8	94,2	100,42	-
Zn	mg/kgMS	52,1	55,0	55,0	75,8	59,48	2500-4000
Pb	mg/kgMS	10,9	7,7	7,2	7,1	8,21	750-1200
Cd	mg/kgMS	1,4	3,9	3,2	1,2	2,43	-

- : non trouvée

4.3.5 Performances épuratoires

Pour déterminer les performances épuratoires, nous avons suivi les paramètres physico-chimiques et biologiques dans les percolâts collectés quotidiennement.

4.3.5.1 Température et pH de la boue et des percolâts

La température et le pH jouent un rôle important dans les conditions opératoires. A cet effet, il nous a semblé judicieux de comparer les températures et les pH des boues et des percolâts. Les températures des échantillons sont voisines de 25°C. Les pH de la boue et ceux du percolât sont presque identiques (tableau 4.11). Les tests « ANOVA one way » à 95% de limite montrent que les valeurs du pH sont statistiquement sans différence avec $P < 0,001$.

Tableau 4.11: Température (°C) et pH de la BV et des percolâts

Campagnes	Boue :	Percolâts : Température			Boue :	Percolâts : pH		
	Température	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	pH	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	-	-	-	-	-	-	-	-
2	26,5	26,00	29,10	29,30	-	-	-	-
3	27,8	27,95	25,20	24,50	7,36	7,53	7,93	8,03
4	24,8	24,68	25,20	24,60	7,41	7,67	7,88	7,87
5	25,6	25,88	25,90	26,15	7,96	6,93	8,19	8,10
6	25,6	25,88	25,90	26,00	7,62	7,09	8,25	8,13
7	22,1	22,00	23,50	25,05	-	6,93	8,16	8,00

- : non déterminé

4.3.5.2 Conductivité électrique et potentiel d'oxydo-réduction de la boue et des percolâts

Les valeurs moyennes de la conductivité électrique de la boue et celles des percolâts au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour, consignées dans le tableau 4.12, sont respectivement 3,86 mS/cm, 4,75 mS/cm, 3,87 et 3,75 mS/cm. Les tests « ANOVA one way » à 95% de limite, de la conductivité électrique des percolâts des différents jours, ont montré qu'il n'existe pas de différences statistiquement significatives avec $P = 0,402$. Concernant le potentiel d'oxydo-réduction de la boue et des percolâts, les valeurs moyennes obtenues sont de 1,97 mV, 2,58 mV et 2,02 mV respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour de percolation. Contrairement à la conductivité électronique, les tests « ANOVA one way » du potentiel d'oxydo-réduction montrent que les différences observées sont statistiquement significatives ($P = 0,699$).

Tableau 4.12: Conductivité électrique (mS/cm) et potentiel d'oxydo-réduction (mV) de la BV et des percolâts

Campagnes	Boue :	Percolâts : CE			Boue :	Percolâts : potentiel		
	CE	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	potentiel	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	-	-	-	-	-	-	-	-
2	2,46	2,14	2,43	2,48	1,30	1,48	1,28	-
3	2,71	3,04	2,71	2,64	1,30	1,48	1,30	1,28
4	2,66	3,34	2,64	2,53	1,20	1,68	1,25	1,15
5	4,73	6,93	5,17	4,65	2,50	3,80	2,80	2,43
6	4,69	5,83	4,37	4,55	2,40	3,13	2,25	2,33
7	5,91	7,20	5,88	5,56	3,10	3,95	3,15	2,90

- : non déterminé

4.3.5.3 Teneur en matières sèches (MS) de la boue et des percolâts

Le tableau 4.13 indique les teneurs en matières sèches des boues et des percolâts collectés, de même que les pourcentages d'élimination pour 100 kg MS/m²*an de boue appliquée sur les lits. Les valeurs moyennes des pourcentages d'élimination des MS dans le percolât, durant la percolation, sont de : 95,71-99,06%, 98,38-99,79% et 99,70-99,93% respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour. Les concentrations de MS correspondant à ces pourcentages, dans le percolât, sont de 1,718-4,917 g/L, 1,720-3,706 g/L et 1,431-3,583 g/L respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour. Ces concentrations sont largement inférieures à celles obtenues par Kuffour et al. (2009), car lorsqu'ils appliquaient de la boue sur du sable de maille 0,1-0,5 mm, ils avaient obtenu 8,620 g/L de MS dans les percolâts. Les tests « ANOVA one way » ont montré que les concentrations en MS dans le percolât, durant la percolation, sont statistiquement sans différence avec P = 0,324.

Tableau 4.13: Teneur en MS de la BV et des percolâts

Campagne	Boue :	Percolât : MS (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
	MS (g/L)	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	50,269	1,718	1,212	-	99,15	99,55	-
2	68,540	1,831	1,737	2,175	98,96	99,79	99,93
3	53,026	1,826	2,075	2,318	99,06	99,35	99,90
4	36,911	2,398	1,720	1,431	98,52	98,63	99,78
5	52,823	5,408	2,932	2,560	95,95	98,38	99,70
6	81,393	4,202	2,619	3,583	97,93	99,60	99,78
7	48,524	4,917	3,706	2,677	95,71	97,50	99,79

- : non déterminé

4.3.5.4 Teneur en matières volatiles sèches (MVS) de la boue et des percolâts

Le tableau 4.14 montre que les concentrations en matières volatiles sèches sont relativement très faibles comparées à celles de la boue brute. Les concentrations des MVS dans le percolâts sont de 0,585-2,272 g/L, de 0,618-1,256 g/L et 0,419-1,631 g/L au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour de percolation. Les rendements épuratoires correspondant sont de 98,2%, 99,2% et 99,9% respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour de percolation. Les tests faits avec « ANOVA one way » ont prouvé que les concentrations en MVS sont statistiquement sans différence significative durant les trois jours de percolation avec $P = 0,207$. Ces taux de dépollution sont légèrement meilleurs que les 4,410 g/L de MVS obtenus par Kuffour et al. (2009).

Tableau 4.14: Teneur en MVS de la BV et des percolâts

Campagne	Boue : MVS (g/L)	Percolât : MVS (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	29,279	1,090	0,618	-	99,07	99,60	-
2	40,052	0,738	0,757	0,898	99,28	99,84	99,95
3	34,431	0,585	1,033	1,115	99,54	99,50	99,93
4	23,955	1,066	0,709	0,419	98,99	99,13	99,90
5	33,077	2,272	1,065	1,204	97,28	99,06	99,77
6	51,739	1,746	0,954	1,631	98,65	99,77	99,84
7	18,814	2,080	1,257	1,016	95,32	97,82	99,79

- : non déterminé

4.3.5.5 Teneur en demande chimique en oxygène (DCO) de la boue et des percolâts

L'évolution de la teneur en demande chimique en oxygène dans l'effluent, durant les trois jours de percolation, est consignée au tableau 4.15. Les concentrations en DCO trouvées dans les percolâts sont : 0,164-0,675 g/L au 1^{er} jour, 0,178-0,589 g/L au 2^{eme} jour et 0,135-0,315 g/L au 3^{eme} jour. Ces résultats sont en conformité avec les 0,548 g/L obtenus par Kuffour et al. (2009). Les tests « ANOVA one way » à 95% ont montré que l'évolution de la DCO est sans différence significative, durant les trois jours de percolation, avec $P = 0,309$.

L'efficacité obtenue au niveau des lits de séchage peut être attribuée à la capacité des filtres d'éliminer les matières solides contenues dans la boue et la disponibilité de matières organiques pouvant être dissoutes par action microbienne (Nakhla et al., 2003; Karim, 2005).

Tableau 4.15: Teneur en DCO (g/L) de la boue et des percolâts

Campagne	Boue : DCO (g/L)	Percolât : DCO (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	3 ^{ème} jour	1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	3 ^{ème} jour
1	67,440	0,233	0,178	-	99,91	99,95	-
2	140,400	0,164	0,216	0,216	99,95	99,99	100,00
3	57,400	0,424	0,343	0,315	99,80	99,90	99,99
4	57,680	0,456	0,590	0,281	99,82	99,70	99,97
5	67,100	0,293	0,246	0,136	99,83	99,89	99,99
6	91,950	0,405	0,494	0,280	99,82	99,93	99,98
7	73,900	0,671	0,494	0,280	99,62	99,78	99,99

- : non déterminé

4.3.5.6 Teneur en azote total (NTK) de la boue et des percolâts

Les concentrations en azote total, dans la boue et dans le percolât, sont consignées au tableau 4.16. Les valeurs moyennes en azote obtenues dans les percolâts du 1^{er} jour, du 2^{ème} jour et du 3^{ème} jour sont respectivement 0,087 g/L, 0,198 g/L et 0,173 g/L. Comparées aux teneurs dans les boues, les rendements épuratoires sont de 99,1%, 98,5% et 99,8% respectivement au 1^{er} jour, 2^{ème} jour et 3^{ème} jour. Ces différences obtenues ne sont pas statistiquement significatives avec $P = 0,068$. Cette élimination est peut être liée à la forte réduction de la MVS et de la minéralisation de l'azote organique.

Tableau 4.16: Teneur en azote total NTK (g/L) de la boue et des percolâts

Campagne	Boue : NTK (g/L)	Percolâts : NTK (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	3 ^{ème} jour	1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	3 ^{ème} jour
1	2,830	0,093	-	-	99,18	-	-
2	2,803	0,035	0,060	0,016	99,51	99,82	99,99
3	3,015	0,044	0,124	0,106	99,60	99,31	99,92
4	3,012	0,216	0,244	0,139	98,37	97,61	99,74
5	3,628	0,054	0,254	0,259	99,41	97,96	99,55
6	3,267	0,053	0,254	0,258	99,34	99,03	99,60
7	3,267	0,114	0,253	0,258	98,52	97,46	99,70

- : non déterminé

4.3.5.7 Teneur en azote ammoniacal (NH_4^+) de la boue et des percolâts

Les concentrations et pourcentages d'élimination de l'azote ammoniacal sont consignées au tableau 4.17. Les concentrations moyennes de NH_4^+ dans le percolât du 1^{er} jour, du 2^{ème} jour et du 3^{ème} jour sont respectivement de 0,165 g/L, 0,169 g/L et 0,173 g/L. Comparées aux fortes

concentrations de la boue brute, on obtient des pourcentages de dépollution de 86,4%, 91,2% et 98,3% respectivement dans les percolâts du 1^{er} jour, du 2^{eme} jour et du 3^{eme} jour. Les analyses faites par le test « ANOVA one way » à 95% de confiance montrent qu'il n'existe pas de différences statistiquement significatives dans le traitement avec $P = 0,989$. La forte densité de la boue brute et l'ammonification de l'azote organique, au cours de la percolation, sont à l'origine des concentrations élevées obtenues dans le percolât (Eptein, 2003). La nitrification est par ailleurs considérée comme très sensible à la filtration et à la granulométrie du sable (Nakhla et al., 2003). Les faibles granulométries de sable assurent une bonne nitrification et par conséquent accélèrent l'élimination de l'azote.

Tableau 4.17 : Teneur en azote ammoniacal (NH_4^+) de la boue et des percolâts

Campagnes	Boue : NH_4^+ (g/L)	Percolâts : NH_4^+ (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	0,108	-	-	-	-	-	-
2	0,326	0,086	0,086	0,145	89,76	97,81	99,07
3	0,350	0,112	0,117	0,051	91,27	94,40	99,67
4	0,203	0,070	0,074	0,068	92,11	89,33	98,14
5	0,467	0,153	0,266	0,258	87,05	83,42	96,56
6	0,448	0,227	0,254	0,142	79,69	92,91	98,42
7	0,649	0,327	0,216	0,373	78,66	89,13	97,79

- : non déterminé

4.3.5.8 Teneur en nitrates (NO_3^-) de la boue et des percolâts

Les concentrations en NO_3^- de la boue brute et des percolâts, et les pourcentages de dépollution des NO_3^- sont consignés dans le tableau 4.18. Les valeurs moyennes en NO_3^- obtenues dans le percolât au 1^{er} jour, au 2^{eme} jour et au 3^{eme} jour sont respectivement de 0,059 g/L, 0,049 g/L et 0,070 g/L. Ces concentrations sont très faibles comparées au 0,640 g/L obtenues par Kuffour et al. (2009). Les tests ANOVA montrent que les différences journalières observées ne sont pas statistiquement différentes avec $P = 0,565$.

Tableau 4.18: Teneur en nitrate (NO_3^-) de la boue brute et des percolâts

Campagne	Boue : NO_3^- (g/L)	Percolâts : NO_3^- (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	0,200	0,018	-	-	97,71	-	-
2	0,180	0,019	0,030	0,025	95,84	98,60	99,71
3	0,116	0,052	0,077	0,109	87,66	88,86	97,87
4	1,160	0,054	0,031	0,036	98,93	99,22	99,83
5	0,350	0,106	0,032	0,052	88,04	97,31	99,06
6	0,762	0,082	0,053	0,127	95,70	99,13	99,17
7	0,562	0,072	0,072	0,067	94,58	95,78	99,54

- : non déterminé

4.3.5.9 Teneur en nitrite (NO_2^-) de la boue et des percolâts

Des concentrations en nitrite de la boue et des percolâts et les pourcentages d'élimination sont consignées au tableau 4.19. Dans les percolâts, les concentrations moyennes de 0,008 g/L, 0,016 g/L et 0,029 g/L sont obtenues respectivement au 1^{er} jour, 2^{eme} jour et 3^{eme} jour de percolation. Ces résultats montrent que la concentration en nitrite, dans le percolât évolue au cours du temps, car le taux de dépollution est plus important. Les tests effectués avec « ANOVA one way » à 95% de confiance, montrent que les différences observées ne sont pas statistiquement significatives avec $P = 0,04$.

Tableau 4.19 : Teneur en nitrite (NO_2^-) de la boue et des percolâts

Campagnes	Boue : NO_2^- (g/L)	Percolâts : NO_2^- (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	0,033	0,004	-	-	96,79	-	-
2	0,180	0,001	0,012	0,029	99,74	99,44	99,67
3	0,116	0,004	0,022	0,036	99,10	96,79	99,30
4	0,010	0,017	0,009	0,008	61,47	73,75	95,33
5	0,020	0,013	0,019	0,051	73,88	72,88	84,02
6	0,010	0,009	0,010	0,024	64,60	86,88	87,80
7	0,020	0,010	0,026	0,027	77,79	57,50	94,75

- : non déterminé

4.3.5.10 Teneur en phosphore total (PT) de la boue et des percolâts

Les concentrations en phosphore total (PT) de la boue et des percolâts, et les taux de dépollution, consignées dans le tableau 4.20, montrent que ces valeurs sont très faibles. Les concentrations moyennes de PT sont de 0,012 g/L, 0,021 g/L et 0,029 g/L respectivement au

1^{er} jour, au 2^{eme} jour et au 3^{eme} jour de percolation. Ces résultats montrent une nette évolution de la concentration au cours du temps. On note que ces valeurs sont largement inférieures au 1,690 g/L obtenus par Kuffour et al. (2013).

Tableau 4.20 : Teneur en PT de la boue et des percolâts

Campagnes	Boue : PT (g/L)	Percolâts : PT (g/L)			Rendement épuratoire (%)		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	0,643	0,007	-	-	99,74	-	-
2	0,323	0,005	0,009	0,010	99,39	99,77	99,93
3	0,603	0,014	0,013	0,068	99,37	99,64	99,74
4	0,083	0,012	0,020	0,017	96,58	92,71	98,88
5	1,189	0,014	0,028	0,028	99,52	99,31	99,85
6	1,190	0,014	0,028	0,028	99,52	99,70	99,88
7	1,058	0,014	0,029	0,028	99,43	99,11	99,90

- : non déterminé

4.3.5.11 Teneur en orthophosphates (PO_4^{3-}) de la boue et des percolâts

Les concentrations en orthophosphates dans les effluents sont très faibles par rapport à celles trouvées dans la boue brute comme montré au tableau 4.21. Les pourcentages de dépollution augmentent progressivement au cours de la percolation, car 82,5%, 87,1% et 98,3% sont obtenus respectivement au 1^{er} jour, au 2^{eme} jour et au 3^{eme} jour de percolation. Les tests « ANOVA one way » montrent qu'il n'existe pas de différences statistiquement significatives avec $P = 0,777$ dans le traitement opéré durant la percolation.

Tableau 4.21 : Teneur en orthophosphates (PO_4^{3-}) de la BV et des percolâts

Campagnes	Boue: PO_4^{3-} (g/L)	Percolâts : PO_4^{3-} (g/L)			Pourcentages de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour
1	0,056	0,026	-	-	88,28	-	-
2	0,063	0,023	0,026	0,026	86,08	96,51	99,15
3	0,117	0,043	0,039	0,025	90,07	94,41	99,51
4	0,058	0,048	0,074	0,030	81,12	62,84	97,15
5	0,166	0,051	0,074	0,053	87,91	86,96	98,01
6	0,159	0,110	0,038	0,040	72,35	97,04	98,74
7	0,105	0,055	0,048	0,078	77,73	84,93	97,13

4.6 Conclusion partielle

Les résultats de cette étude montrent que :

- notre méthodologie a accru significativement les performances des lits de séchage non plantés. Les serres permettent le séchage des boues de vidange aussi bien en saison sèche et qu'en saison des pluies. La siccité des BV a évolué continuellement dans les lits sous serre et a atteint 90% MS contrairement aux lits non couverts qui font face au renouvellement de l'humidité, ce qui occasionne une évolution de la siccité en dent de scie ;
- lorsque les BV sont retournées quotidiennement à la surface des lits de séchage sous serre et non couvert, la vitesse de séchage augmente plus rapidement. Car cette technique a permis d'optimiser le temps d'occupation des lits de séchage sous serre et non couvert de 20 à 30%, ce qui correspond à une siccité de plus de 90% MS obtenue en deux semaines pour la charge 100 kg MS/m²*an et trois semaines pour la charge 150 kg MS/m²*an ;
- les potentialités énergétiques des biosolides sont très appréciables, car le pouvoir calorifique des biosolides séchés à 90% MS est en moyenne 12,2 MJ/kgMS. Cependant, les fortes teneurs en sable et les faibles pourcentages de matières organiques influencent négativement le pouvoir calorifique des BV ;
- lorsque la siccité des boues a atteint 90% MS, à l'exception de l'*Ascaris*, les œufs d'helminthes du genre *Trichuris*, *Ténia* et *Toxocara* sont désactivés. Le nombre d'*Ascaris* viables est relativement plus important dans les biosolides produits sur les lits non couverts. Le nombre d'*Ascaris* obtenu est largement supérieur aux directives l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui sont de 1 œuf/gMS pour une réutilisation dans l'agriculture ;
- La durée de percolation n'affecte pas significativement sur le pouvoir épuratoire des lits de séchage sous serre et non couvert. Les analyses physico-chimiques montrent que les percolâts sont faiblement chargés par rapport aux boues brutes, car les pourcentages de dépollution des MS, MVS, MES, DCO, DBO₅, NTK, NO₃⁻, NO₂⁻, PT et PO₄³⁻ sont tous supérieurs à 99%. Ces polluants sont fortement retenus à la surface des lits de séchage grâce aux fines mailles de sable d'une part et d'autre part le biofilm qui s'est formé sur la partie supérieure du massif filtrant. Malgré cette forte dépollution notée, les percolâts ne respectent pas les normes sénégalaises pour tout rejet dans la nature.

**CHAPITRE 5 : VALORISATION ENERGETIQUE DES BOUES
DE VIDANGE**

5.1 Introduction

Dans le monde, 2,7 milliards de personnes sont desservis par l'assainissement autonomes telles que les latrines et les fosses septiques (Cairns-Smith et al., 2014). Ceci entraîne une grande production de boues de vidange. Une bonne gestion des boues de vidange inclut la collecte, le transport, le traitement et la valorisation ou dépôt dans les décharges. Cependant, à cause des déficits de ressources financières, les services de gestion durable des boues de vidange ne sont pas bien pris en compte dans les pays en développement (Murray et al., 2011; Bassan et al., 2014). En outre, de grandes quantités de boues de vidange sont rejetées sans traitement dans les zones urbaines et peuvent affecter la santé humaine et l'environnement (Peal et al., 2014).

Un marché des sous-produits de boues de vidange à savoir biogaz, amendement des sols, fertilisant ou compostage, protéine, courant électrique, et combustibles solides, se met en place petit à petit dans les pays en développement (Diener et al., 2014; Kengne et al., 2014; Tilley et al., 2014). En Afrique sub-saharienne, la production d'énergie à partir de boues séchées peut constituer une option sérieuse de valorisation dans les industries telles que les cimenteries (Diener et al., 2014). Par exemple, les eaux usées sont utilisées comme combustible solide dans les cimenteries et les centrales à charbon en Europe, en Chine et aux Etats Unis d'Amérique (Werther et al., 1999; Spinosa, 2011). Cependant, contrairement aux eaux usées, il est extrêmement difficile de trouver de données sur la réutilisation des boues de vidange comme combustible (Werther et al., 1999; Niwagaba et al., 2006). Les teneurs en matière sèche de 8,9-58 gMS/L montrent que les boues de vidange nécessitent des moyens de séchages efficaces afin d'atteindre les 90% MS recommandés par les industrielles (Cofie et al., 2006; Bennamoun, 2012; Dodane et al., 2012; Bassan et al., 2013). En outre, les techniques de combustion des eaux usées ne sont pas forcément applicables avec les boues de vidange.

Dans cette partie, il s'agit de:

- caractériser les boues de vidange de Dakar ;
- caractériser les potentialités énergétiques des biosolides en fonction des ouvrages de production.

5.2 Matériel et méthodes

5.2.1 Dispositif expérimental

Les boues de vidange sont séchées et moulées sous formes cube, briquette et gâteau dans les lits de séchage sous serre de la station expérimentale de Cambérène. Les tests de combustion des boues séchées (biosolides) ont été réalisés à l'aide d'un four pilote réalisé et installé à l'Ecole Polytechnique de Thiès (EPT).

5.2.1.1 Lits de séchage sous serre

Le séchage des boues de vidange a été effectué durant une période de six (6) mois allant d'Août à Décembre 2013. Le dispositif expérimental est composé de six (6) lits sous serre constituée de toile transparente (figure 4.3, page 56). Les lits ont comme dimensions 2 m de long, 2 m de large et 1 m de profondeur. Pour assurer une bonne circulation de l'air, les serres sont dotées, aux deux extrémités supérieures, d'un extracteur et d'un ventilateur d'air qui fonctionnent par intermittence d'une heure de marche suivie d'une heure de repos. La couche filtrante est composée de bas en haut par 10 cm de gravier grossier (7-15 cm), 10 cm de gravier fin (3-7 cm) et 5 cm de sable (0,2-0,6 mm). Un tuyau PVC perforé de 2,3 m de long et 10 cm de diamètre est tapi au fond du lit de séchage pour collecter et drainer de manière gravitaire le percolât dans le réseau connecté aux bassins anaérobiques.

5.2.1.2 Four pilote de combustion des biosolides

Le fonctionnement du four de combustion, montré aux figures 5.1 et 5.2, est décrit comme suit :

- un réservoir (R1), prévu pour stocker l'huile de vidange à température ambiante, est placé au-dessus du foyer de combustion. Cette différence de dénivellation permet d'alimenter de manière gravitaire le serpentin qui traverse le foyer de combustion ;
- un serpentin de 20 m de long permet de maintenir l'huile de vidange en contact avec la chaleur produite dans le foyer de combustion aussi longtemps que possible ;
- un foyer de combustion (C1) est muni d'un tiroir dans lequel est déposé le combustible (biosolides, charbon,...) ;
- un ventilateur (V1) à vitesses variables, placé en bas du tiroir de combustion, assure la ventilation du foyer de combustion ;
- un bac de récupération (B1) permet de récupérer les imbrulés (sables, cendres, matières inorganiques) ;

- une cheminée d'évacuation (C2) pour laisser échapper les fumées produites lors de la combustion;
- un réservoir calorifugé (R2) permet de récupérer l'huile de vidange chauffée lors de la combustion ;
- un poste de commande (P1) ;
- des thermomètres pour la mesure des températures de combustion (T1) et de l'huile de vidange chauffée (T2).

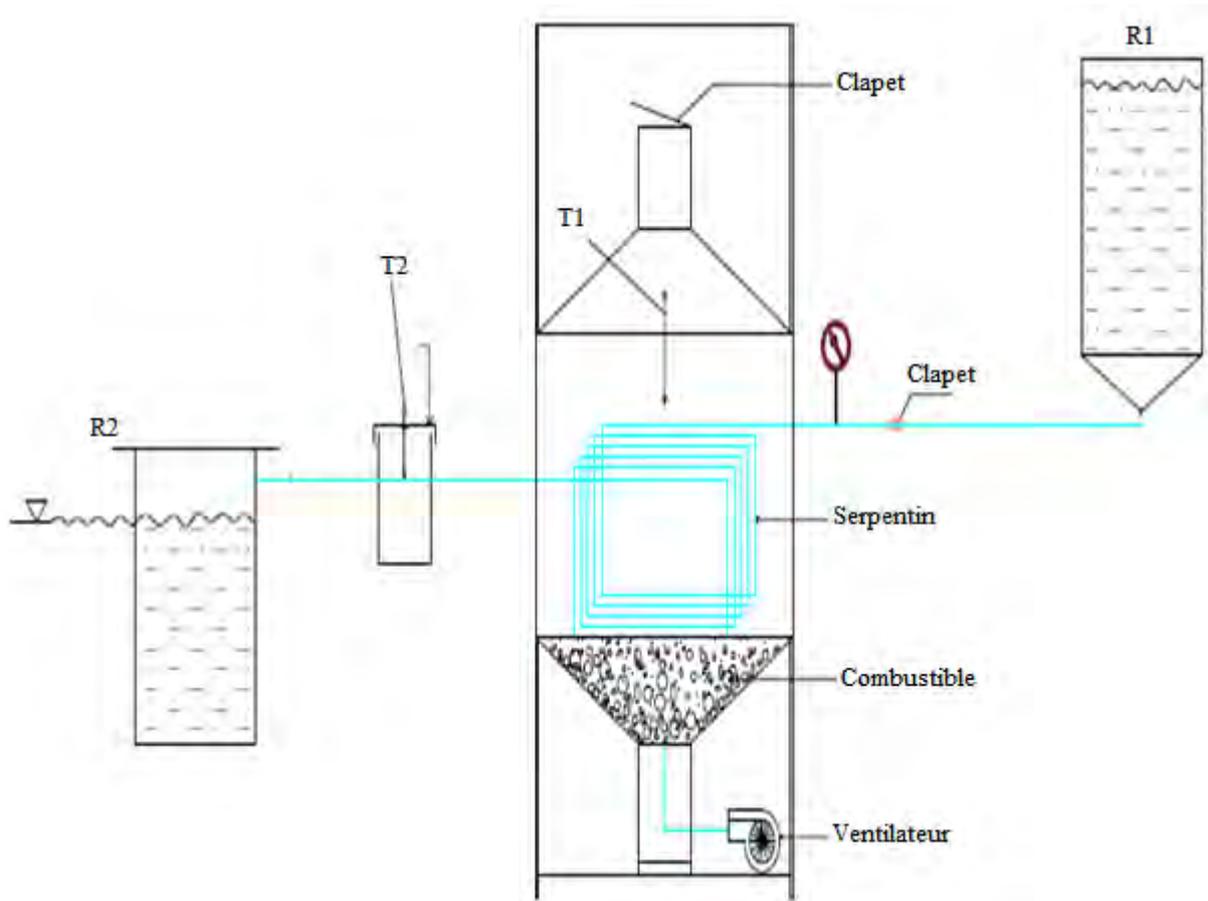


Figure 5.1 : Vue schématique du four pilote de combustion



Figure 5.2: Vue réelle de four pilote de combustion des biosolides

5.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

La valorisation des boues de vidange repose sur quelques grandes interrogations pour lesquelles nous devons trouver des réponses. Cette partie porte sur quatre axes majeurs permettant de répondre aux différentes questions :

- Quelle est la nature du produit ?
- Quelles sont les caractéristiques du produit ?
- Comment se présente le produit ?
- Qui est l'utilisateur final ?

5.2.2.1 Enquêtes sur les ménages

Les boues utilisées, dans cette étude, nous proviennent de plusieurs quartiers de Dakar dont le choix du site de collecte est aléatoire. En effet, la STEP de Cambérène traite toutes les formes de boues de vidange domestiques. La méthodologie utilisée lors des enquêtes est basée sur un questionnaire portant sur la nature de l'ouvrage d'assainissement, le site de collecte, l'âge de la boue et le nombre de personnes utilisant l'ouvrage. L'enquête a porté sur 39 camions provenant de trente-neuf (39) maisons.

5.2.2.2 Caractérisation des boues de vidange

Le mode d'échantillonnage joue un important rôle dans la caractérisation des boues de vidange. Les échantillons de boue brute ont été collectés, lors des décharges de camions de vidange, comme suit : une prise de 0,5 litre dès l'ouverture des vannes, deux prises de 2 x 0,5 litres au milieu et une prise de 0,5 litre à la fin (Klingel et al., 2002). Les analyses sont faites sur le composite de ces quatre échantillons. Pour la boue épaissie, l'échantillon est collecté dans le bassin de stockage après une homogénéisation de 20 minutes.

5.2.2.3 Méthodes de remplissage des lits de séchage

La boue, fraîchement collectée des fosses, est directement déchargée dans les deux bassins de décantation/épaississement pour y séjourner pendant 3 à 4 jours. La boue épaissie au fond des bassins (D/E) est soutirée avec une pompe mobile et transvasée dans le bassin de stockage. Après 20 minutes de mixage avec un agitateur, la BV est transférée sur les lits de séchage à l'aide d'une pompe immergée dans le bassin de stockage. Le volume de BV à appliquer est calculé suivant l'équation [15] (page 57).

5.2.2.4 Formes des boues séchées

Nous avons préparé trois formes de BV séchées avec différents teneurs en humidité. A l'aide d'une machine (figure 5.3a), la forme briquette des biosolides (figure 5.3b) est obtenue en appliquant une pression sur des boues de vidange séchées de 40 à 60% MS. En outre la forme cube des biosolides (figure 5.3c) est obtenue par découpage manuel en 15 portions égales de biosolides de forme briquette fraîchement produits. Les biosolides en forme gâteau sont obtenus par retournement manuel à l'aide d'un râteau des boues de vidange à la surface des lits de séchage (figure 5.3d).

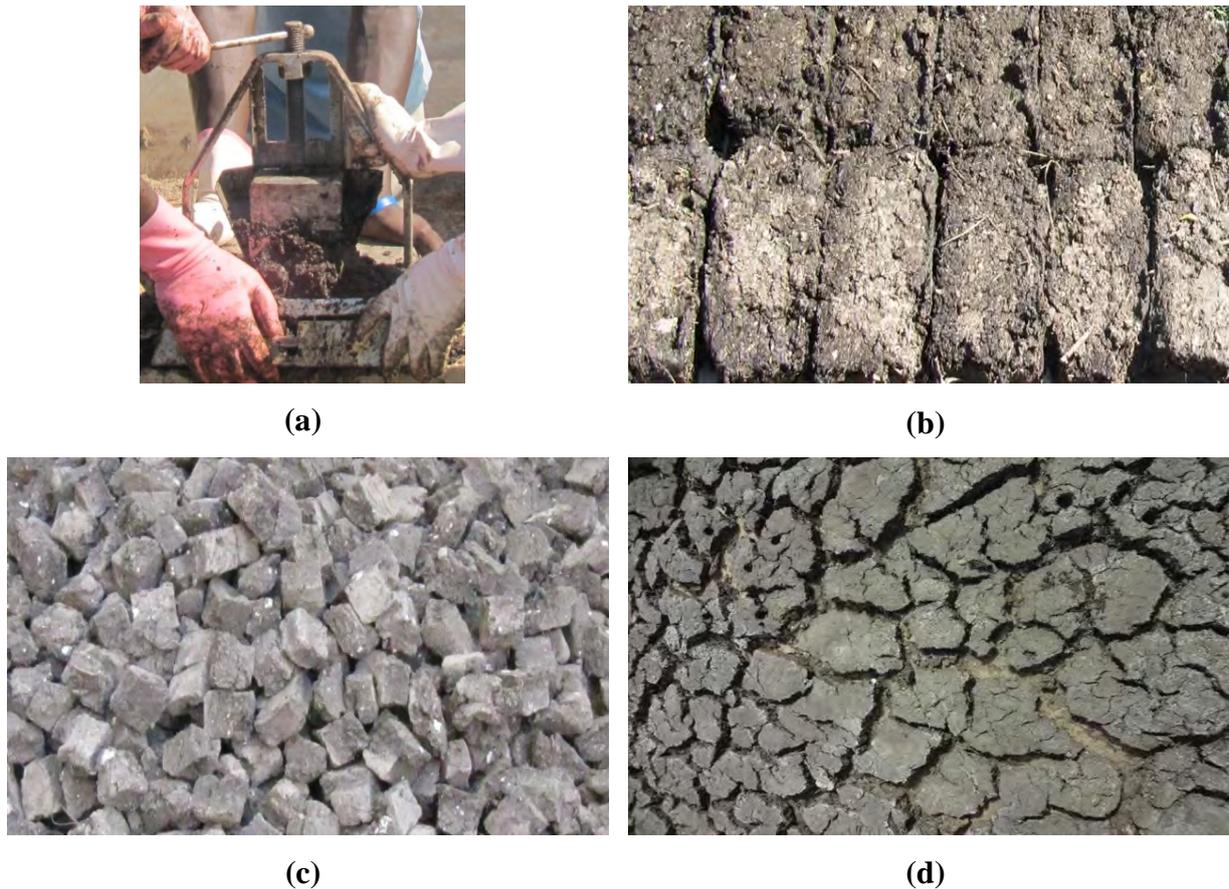


Figure 5.3: Briqueteuse de biosolides (a), biosolides sous forme briquette (b), cube (c) et gâteau (d)

5.2.3 Paramètres suivis

Les paramètres physico-chimiques, la qualité sanitaire, le séchage, la qualité énergétique et les paramètres de combustion ont été étudiés sur les boues de vidange.

5.2.3.1 Détermination des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques ont été déterminés pour les boues brutes et les boues épaissies. Les analyses sont basées sur les normes standards APHA (2005) et concernent les paramètres tels que MS, MES, MVS, DCO et DBO₅. Les paramètres tels que pH, CE et salinité ont été mesurés directement dans les boues brutes et épaissies à l'aide de sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d.

5.2.3.2 Séchage des boues de vidange

Le suivi du séchage est fait sur des boues de vidange des lits de séchage avec pour objectif d'atteindre un niveau de séchage élevé ($\geq 90\%$ MS). Le séchage est fait sous serre avec

retournement continu des BV sur les lits de séchage (forme gâteau), ou sans retournement des BV de formes cube ou briquette. Les lits sont virtuellement divisés en quatre parties et une prise d'échantillon est faite au milieu de chaque partie et une autre prise est faite au milieu du lit pour constituer un composite. Les MS et MVS sont analysées au laboratoire sur l'échantillon composite constitué le jour de la collecte.

5.2.3.3 Méthodologie de détermination des parasites

La détermination de certains parasites dans les boues de vidange est faite en adoptant la méthode de Bailenger (1979). Les diverses étapes sont les suivantes:

- recueillir un échantillon d'eaux résiduaires de volume connu (litre), en général 1 L pour des eaux brutes ou partiellement traitées et 10 L pour des effluents ayant subi un traitement complet ;
- laisser décanter pendant 1 à 2 heures, selon la dimension du récipient. Il est recommandé d'utiliser un récipient cylindrique ouvert à son sommet, car cela facilite l'élimination du surnageant et permet un rinçage soigneux ;
- éliminer 90% du surnageant avec une pompe aspirante ou une pompe à main (siphon) ;
- transvaser soigneusement le sédiment dans un ou plusieurs tubes à centrifuger, selon le volume, et centrifuger à 1000 tours pendant 15 minutes. Ne pas oublier de rincer soigneusement le récipient avec une solution détergente, et ajouter le produit de rinçage au sédiment précédemment recueilli ;
- éliminer le surnageant. Si plusieurs tubes à centrifuger sont utilisés, réunir tous les culots dans un seul tube (ne pas oublier de rincer soigneusement avec une solution détergente pour être sûr que le sédiment soit recueilli en totalité) et re-centrifuger à 1000 tours pendant 15 minutes ;
- mettre le culot de centrifugation en suspension dans son volume de tampon acétoacétique à pH 4,5 (autrement dit, si le volume du culot est de 2 mL, ajouter 2 mL de tampon). Toutefois, si le culot a un volume inférieur à 2 mL, compléter à 4 mL avec le tampon afin qu'après extraction par l'acétate d'éthyle il reste une quantité suffisante de tampon au-dessus du culot pour qu'on puisse éliminer la couche d'acétate d'éthyle en inclinant le tube sans risquer de remettre le culot en suspension ;
- ajouter deux volumes d'acétate d'éthyle ou d'éther (soit 4 mL dans l'exemple ci-dessus) et mélanger soigneusement la solution au moyen d'un agitateur vibrant type Vortex. On peut aussi agiter, ce qui est parfaitement admissible à défaut d'un agitateur mécanique ;

- centrifuger à 1000 tours pendant 15 minutes. L'échantillon comporte alors trois phases distinctes. Tous les débris lourds de nature non grasseuse, notamment les œufs et larves d'helminthes et les protozoaires, sont rassemblés dans la couche inférieure. Au-dessus se trouve le tampon, qui doit être clair. Les matières grasses et autres ont migré dans l'acétate d'éthyle ou l'éther et forment un bouchon épais de couleur foncée au sommet de l'échantillon ;
- noter le volume du culot de centrifugation contenant les œufs, puis éliminer le reste du surnageant en une seule fois en inclinant le tube avec précaution. Il faut parfois commencer par détacher le bouchon grasseux de la paroi du tube à centrifuger avec une aiguille fine ;
- remettre le culot en suspension dans 5 fois son volume de solution de sulfate de zinc (par exemple, pour un culot de 1 mL, ajouter 5 mL de ZnSO₄). Noter le volume du produit final (X mL). Mélanger soigneusement, de préférence à l'aide d'un agitateur vibrant, type Vortex. A noter qu'il faut au moins 1,5 mL pour remplir une lame McMaster à deux cellules ;
- prélever rapidement une fraction avec une pipette Pasteur et la déposer sur une lame McMaster en vue de l'examen final ;
- laisser reposer la lame McMaster remplie sur une surface plane pendant 5 minutes avant de l'examiner. Cela laisse le temps à tous les œufs de venir flotter à la surface ;
- placer la lame McMaster sur la platine d'un microscope et l'examiner au grossissement 10x ou 40x. Compter tous les œufs visibles à l'intérieur du micromètre dans chacune des cellules de la lame McMaster. Pour plus de précision, répéter la numération dans deux lames, ou de préférence trois, et noter le nombre moyen trouvé ;
- calculer le nombre d'œufs par litre à l'aide de l'équation [18] :

$$\text{Nombre d'œufs} = AX/PV \quad \text{Equation [18]}$$

Où

A : moyenne de trois lectures sur la cellule de MacMaster

X : volume final de l'échantillon (mL)

P : volume de la cellule de MacMaster (0,3 mL)

V : volume initial de l'échantillon initial (L)

5.2.3.4 Détermination du pouvoir calorifique

Le pouvoir calorifique est déterminé sur des boues liquides et des biosolides collectées des lits de séchage et ayant subi en séchage supplémentaire dans un four à 105 °C pendant 24 heures. La détermination du pouvoir calorifique est effectuée selon la méthode décrite par la norme NF M 03-005 « Détermination du pouvoir calorifique supérieur » (Cf 4.2.4.6). Les mesures sont réalisées dans une bombe calorimétrique de marque PARR instrument company, de modèle 1431 EE, 1,5 ampères, 200-230 volts et d'une capacité de 250-350 mL plongée dans un vase calorimétrique lui-même inclus dans une jaquette isolante.

5.2.3.5 Four de combustion des biosolides

Le fonctionnement du four de combustion des biosolides se présente comme suit :

- la première étape consiste à remplir le réservoir de stockage d'huiles de vidange de moteurs de véhicules (figure 5.4a) ;
- la deuxième étape consiste à placer des sondes pour mesurer les températures de combustion et de l'huile de vidange chauffée, et les teneurs en CO₂ des fumées produites. Pour cela, deux sondes de température sont placées à 37,5 cm et 20 cm au-dessus du combustible et une autre est plongée dans le canal d'évacuation de l'huile de vidange chauffée. Les données relatives aux teneurs en CO₂ sont collectées toutes les 30 secondes à l'aide d'une sonde externe. Par ailleurs, les données de températures sont collectées toutes les cinq minutes ; la troisième étape consiste à introduire dans le foyer de combustion 5 kg de combustible (biosolides ou charbon ou composite). Pour faciliter l'amorce, quelques bouts de papiers sont insérés entre les combustibles et 50 à 100 mL de diluant synthétique sont aspergés sur les combustibles (figure 5.4b). Une fois le feu allumé, le foyer de combustion est fermé et le ventilateur est mis en marche ;
- la quatrième étape concerne les ouvertures de vannes d'huile après 5 minutes de combustion. Deux cas de figures se présentent pour la température de l'huile de sortie :
 - Cas où la température est inférieure à 100 °C : la vanne est automatiquement fermée et recouverte 5 minutes après ;
 - Cas où la température est supérieure à 100 °C : la vanne reste ouverte et sera fermée dès qu'elle soit inférieure à 100 °C.
- la dernière étape marque l'arrêt de la combustion (après 1 heure de fonctionnement), le tiroir est alors retiré du foyer de combustion et les résidus des combustibles enveloppés pour éteindre le feu.



Figure 5.4: Remplissage du réservoir d'huile (a) et amorce de la combustion (b)

5.3 Résultats et discussions

5.3.1 Enquêtes sur les ménages

5.3.1.1 Sites de collecte des boues de vidange

Le tableau 5.5 représente le pourcentage des sites de collecte des boues de vidange issues des fosses de seize quartiers de Dakar. Les résultats obtenus montrent que la majorité des BV, utilisées dans cette étude, provient de quartiers proche de la station de traitement des boues de vidange (STBV) de Cambérène : Cambérène, Ouakam, Dalifort, Yarakh, Ouest Foire, Grand Yoff, Parcelles Assainies, Ngor et Yoff.

Les pourcentages de BV collectées de quartiers plus éloignés tels que Pikine, Guédiawaye, Thiaroye et Yeumbeul sont plus faibles. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce phénomène. La raison principale est que cette zone est desservie par la STBV de Niayes. En outre, la provenance des BV, provenant de ces zones vers notre station expérimentale, peut s'expliquer par les possibilités de dépoter aux heures de fermetures de la STBV de Niayes.

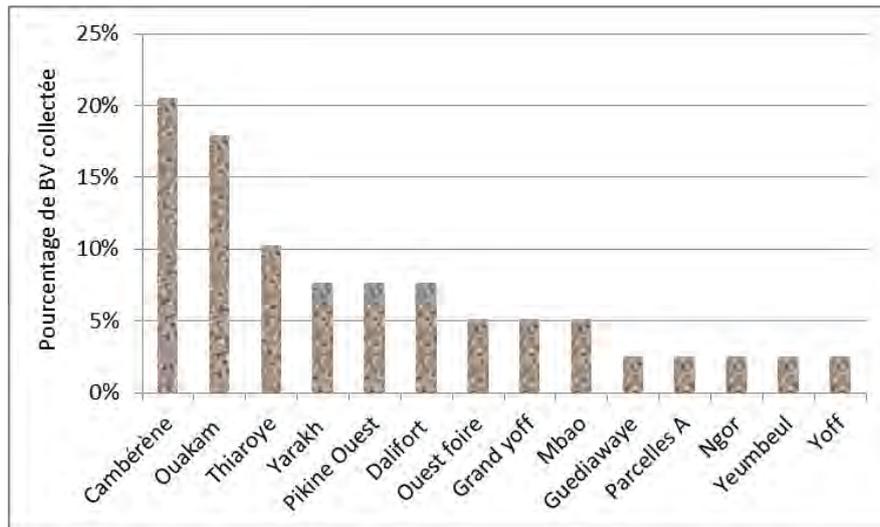


Figure 5.5 : Sites de collecte des boues de vidange

3.3.1.2 Fréquence de curage des ouvrages d'assainissement

La figure 5.6 représente les fréquences de curage des ouvrages d'assainissement autonome de certains quartiers de Dakar. Les résultats montrent que les fréquences de curage des ouvrages d'assainissement autonomes sont de 2 à 21 mois. Les durées rapprochées sont dues à plusieurs facteurs tels que :

- l'état affleurant de la nappe phréatique de certains quartiers, ce qui entraîne souvent des problèmes d'adaptabilité des ouvrages d'assainissement autonome ;
- l'incapacité de la plupart des camions de vidange à soutirer les matières solides déposées au fond des fosses. L'accumulation des matières solides réduit les capacités de stock des fosses ;
- les comportements inappropriés des populations qui utilisent beaucoup d'eau ou introduisent des matières solides dans les fosses ;
- la non érection de fosse perdue permettant d'empêcher l'arrivée des eaux de cuisine et lessive dans les fosses ;
- les problèmes de sous dimensionnement des fosses par rapport à la population résidente ;
- la non étanchéité et l'âge avancée des fosses peuvent occasionner l'entrée des eaux souterraines.

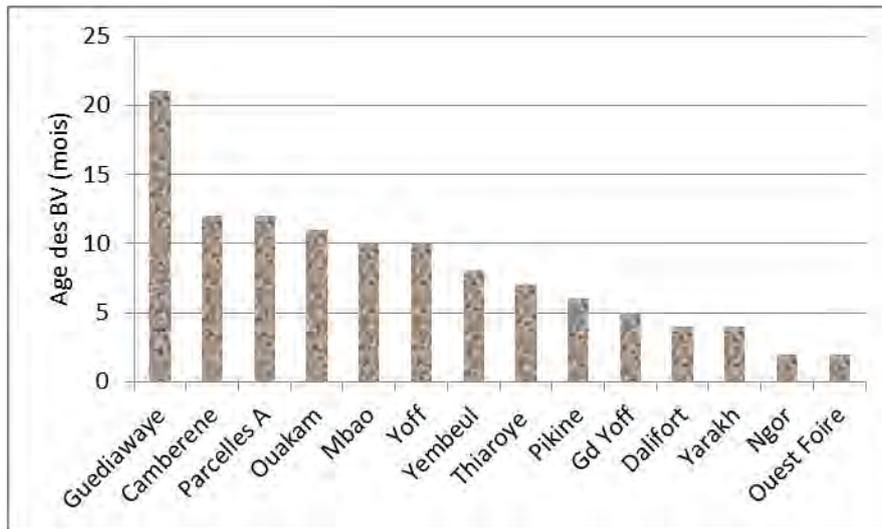


Figure 5.6: Fréquence de curage des ouvrages d'assainissement autonomes

5.3.1.3 Nature des ouvrages d'assainissement autonome

Les résultats de l'enquête ont montré que les ouvrages d'assainissement autonome de Dakar sont constitués essentiellement de fosses septiques et que chaque maison dispose de ses propres ouvrages. Dans les zones urbaines, l'assainissement autonome était considéré comme une solution provisoire par rapport au système de réseau d'égout (Massoud et al., 2009). Strauss et al. (2000) ont montré, qu'en Afrique sub-saharienne, l'assainissement autonome assure 65 à 100% des besoins en assainissement dans les zones urbaines. Pour Still (2002) et Thyé et al. (2011), les faibles coûts d'exploitation et de maintenance de l'assainissement autonome prédominent dans les pays en voies de développement. A Dakar, les travaux de Dodane et al. (2012) ont montré que les coûts annuels d'investissement et d'exploitation des systèmes de réseaux d'égout ($27320 \text{ FCFA capital}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sont cinq fois plus élevés que ceux de l'assainissement autonome ($5815 \text{ FCFA capital}^{-1} \text{ an}^{-1}$), suffisant pour justifier la mise en place de politiques de vulgarisation massives des installations d'assainissement autonomes à Dakar.

5.3.2 Caractéristiques des boues de vidange

5.3.2.1 Paramètres physico-chimiques et biologiques des boues

Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues brutes, utilisées dans cette étude, en saison sèche et en saison de pluies, sont présentées au tableau 5.1.

Les importants écart-types montrent que les boues sont très variables. Les valeurs moyennes de MVS ($59 \pm 08\% \text{ MS}$) montrent que les boues sont partiellement stabilisées dans les fosses

et par conséquent, il reste une importante quantité de matière organique biodégradable, entraînant des besoins supplémentaires de stabilisation avant d'éventuelles réutilisations. Les rapports DCO/DBO₅ sont supérieurs à 3 et montrent que la biodégradabilité des boues de vidange est faible. Quant aux boues épaissies, les concentrations moyennes en MS, MVS, DCO et DBO₅ obtenues dans cette étude confirment les résultats de Seck et al. (2015). Ces fortes concentrations sont dues au processus de décantation et de stabilisation dans le bassin de décantation/épaississement. Le faible rapport 3,8 de DCO/DBO₅ indique que les boues sont fortement stabilisées dans le bassin, et ceci est probablement lié au long séjour de la boue dans le bassin de stockage. Les résultats sont en conformité avec les travaux de Heinss et al. (1998), Koottatep et al. (2005); Bassan et al. (2013). Par ailleurs, nos teneurs en MS de 12,049 ± 11,084 g/L des boues brutes sont voisines de celles obtenues par Dème (2008) et Sonko et al. (2014).

Tableau 5.1 : Caractérisation de boues en saison sèche et pluvieuse des fosses septiques

Paramètres	Boue brute collectée en saison de pluie	Boue brute collectée en saison sèche	Moyenne de boue brute collectée en saison de pluie et en saison sèche	Boues épaissie
MS (g/L)	11,93 ± 12,07	12,13 ± 10,45	12,05 ± 11,08	51,44 ± 33,36
MVS (%MS)	61,0 ± 7,00	58,00 ± 8,00	59,00 ± 8,00	62,0 ± 5,00
DCO (g/L)	9,64 ± 9,44	12,77 ± 11,72	10,65 ± 10,23	35,98 ± 27,94
DBO ₅ (g/L)	2,95 ± 1,80	3,70 ± 3,01	3,32 ± 2,46	9,49 ± 9,68
DCO: DBO ₅	3,20 ± 5,24	3,45 ± 3,89	3,20 ± 4,20	3,80 ± 2,90

5.3.2.2 Variabilité des boues de vidange

Comme illustré par la déviation standard au tableau 5.1, une importante variabilité est observée au niveau de tous les paramètres. Malgré les importantes variations, aucune différence statistiquement significative n'a été notée entre la saison sèche et la saison des pluies.

Comparés aux caractéristiques intrinsèques des boues, les sites de collecte (quartiers) et la nature de la saison influent faiblement sur la variabilité des boues. Cette variabilité est plutôt due à la durée de stockage, aux conditions climatiques, à la nature des ouvrages d'assainissement et aux caractéristiques des pompes des camions de vidange. En plus, l'inexistence de méthode standard d'échantillonnage des BV peut avoir une influence significative sur les résultats. Les travaux de Vonwiller (2007) et de Walker (2008) ont

montré que les BV de Dakar sont très variables, car ils ont obtenu des concentrations de MS de 4,5-14,0 g/L et de DCO de 7,1-15,7 g/L. Il est probable que les BV collectées directement des fosses ne soient pas assez représentatives par rapport à celles qui devaient être déchargées à la station de traitement, puisque le système de pompage des camions n'est pas assez puissant pour aspirer toutes les matières solides.

5.3.3 Séchage des boues de vidange

Les boues ont été séchées sur des lits sous serre. La figure 5.7a représente l'évolution du séchage, en saison de pluie, des boues de vidange (forme gâteau) avec retournement quotidien à la surface du lit. Avec une température moyenne de 34,5 °C, le séchage des BV atteint 90% MS en 18 jours. La charge effective correspondante est de 216 kg MS/m²*an. La figure 5.7b montre l'évolution du séchage, en saison sèche, des boues de vidange (sous forme briquette). Avec une température moyenne de 29,6 °C, le séchage des BV est de 90% MS en 17 jours. La charge effective correspondante est de 214 kg MS/m²*an. Le séchage des BV (forme cube) a atteint 90% MS en 22 jours (figure 5.7c). La charge effective correspondante était de 160 kg MS/m²*an sous une température moyenne de 29 °C.

Les variances obtenues au cours des répétitions sont souvent associées aux facteurs climatiques telles que la température ambiante, les radiations solaires et l'humidité de l'air. Le séchage et la reproductibilité de ces valeurs sont associés à la concentration initiale des matières sèches et de la hauteur de la boue (Pescod, 1971). Seck et al. (2015) ont montré que la mise en place d'une serre ventilée permet d'empêcher les entrées d'eaux de pluies et par conséquent, assure un séchage normal aussi bien en saison sèche qu'en saison de pluie.

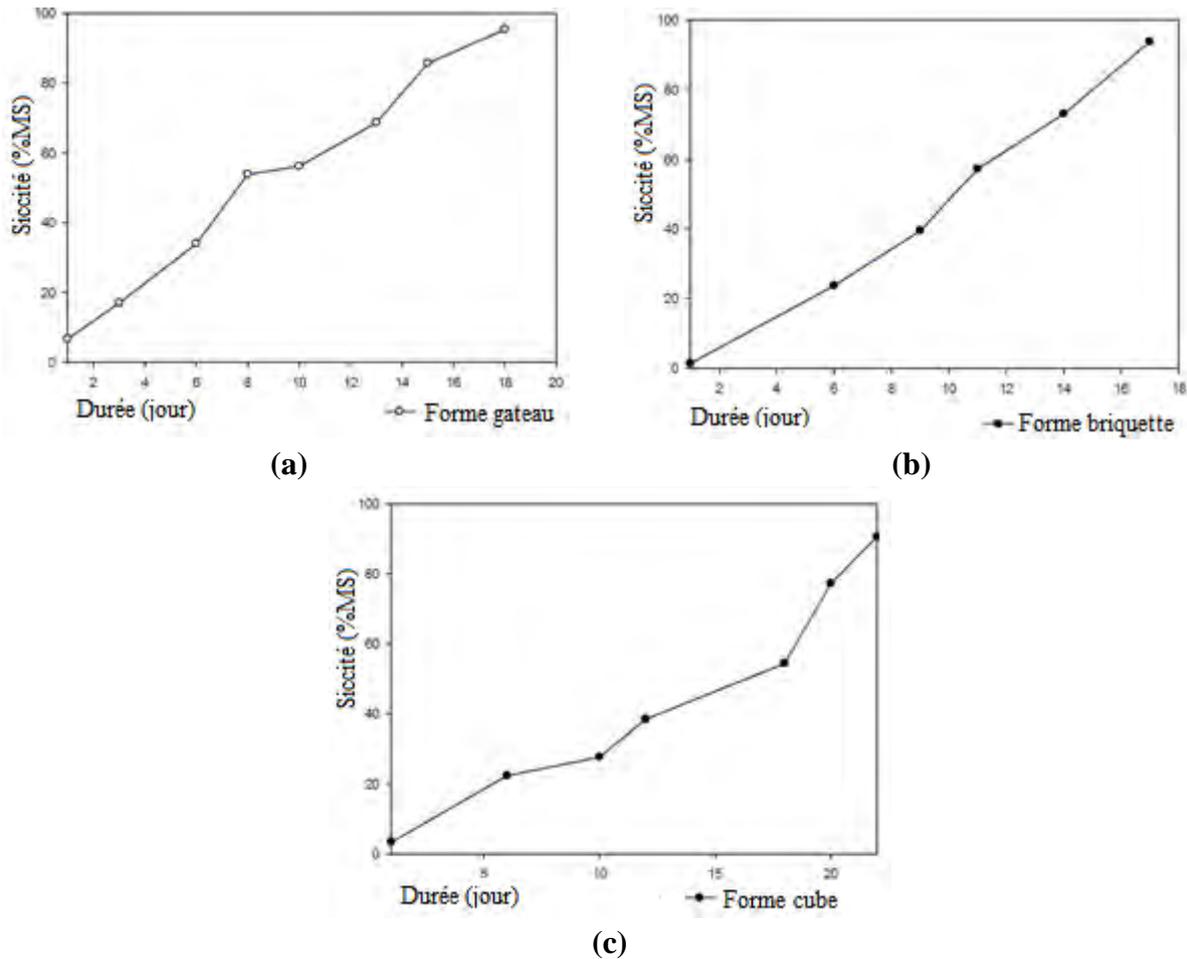


Figure 5.7: Siccité de BV sous formes gâteau (a), briquette (b) et cube (c) au cours du temps

5.3.4 Qualité sanitaire des boues de vidange

5.3.4.1 Identification et quantification des parasites dans les boues liquides

Les trente-neuf (39) échantillons de boues liquides prélevés et analysés au laboratoire ont montré de fortes concentrations parasitaires. En effet, les résultats ont montré une concentration par litre de boue de $1,49E^2$ œufs de genre *Ascaris*, $1,42E^3$ œufs d'*Ankylostoma*, $9,90E^2$ œufs de *Trichuris* et $1,01E^3$ œufs de *Strongyloides*. Ces résultats sont en accord avec la littérature qui fait état de $4,00E^3$ à $5,00E^3$ œufs pour Koné et al. (2004), $4,00E^3$ œufs pour Koottatep et al. (2004), $4,00E^3$ à $7,00E^3$ pour Heinss et al. (1998). Ces résultats montrent que les boues de vidanges de Dakar sont très chargées. La figure 5.8a montre la répartition en pourcentage des différents genres de parasites. En comparant ces pourcentages à ceux diagnostiqués du CHNU de Fann de 1990 à 2011 (figure 5.8b), nous constatons une légère augmentation pour le genre *Ascaris* et une baisse pour les genres *Ankylostoma* et *Strongyloides*. Pendant cette période (1990 à 2011), l'*ascaridiose* représentait 72,82% des géohelminthiases, l'*ankylostomose* 14,16% et la *trichocéphalose* 13,02% (Dieng et al., 2013)

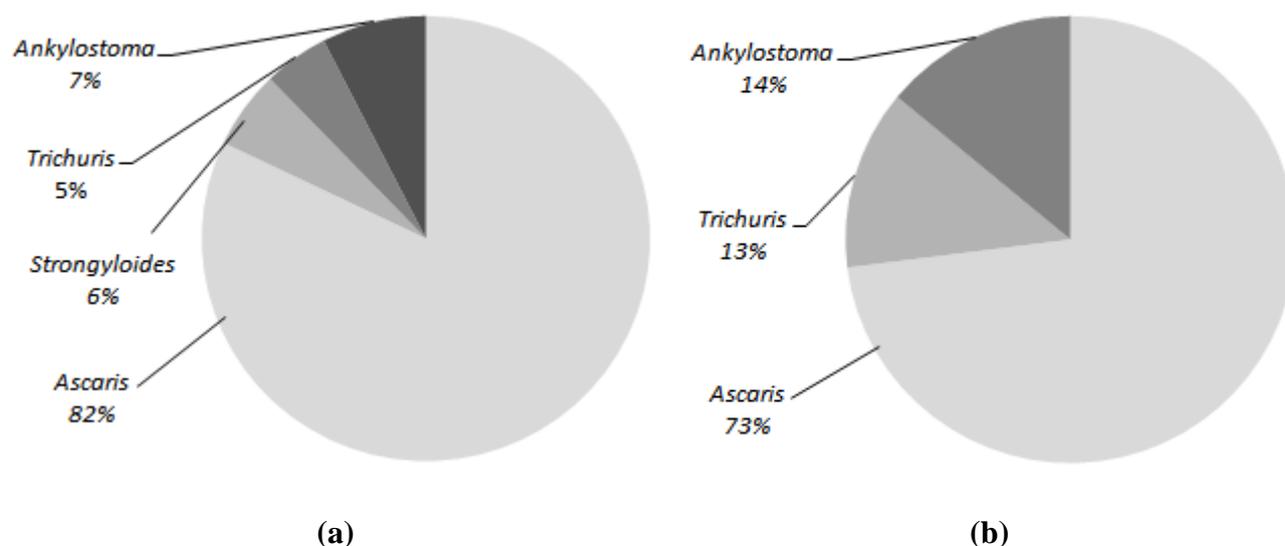


Figure 5.8: Répartition des pourcentages des différents genres parasites (a) et répartition des géohelminthiases diagnostiquées CHNU de Fann 1990 à 2011 (b)

Ainsi, cette forte concentration en œufs traduit le taux d'infestation des populations humaines des différentes localités de Dakar. Elle peut aussi être fonction des situations sociale et économique de la zone de provenance.

5.3.4.2 Abattement parasitaire

Les figures 5.9a, 5.9b, 5.9c montrent que l'élimination des parasites est favorisée par la baisse de l'humidité de la boue. On note une diminution importante des nombres d'*Ascaris*, de *Trichuris* et d'*Ankylostoma* en fonction de la baisse de l'humidité dans les boues.

Lors de la première campagne, la boue épaissie fraîchement appliquée sur les lits contenait $2,34E^5$ œufs d'*Ascaris*, $9,88E^3$ larves de *Strongyloides*, $2,38E^4$ larves de *Trichuris* et $1,98E^4$ larves d'*Ankylostoma*. Lorsque les biosolides atteignent 95% MS, l'abattement parasitaire était d'environ 80 œufs d'*Ascaris* par gramme et zéro larve de *Trichuris* et d'*Ankylostoma* soit un pourcentage d'abattement de 99,96% pour les *Ascaris* et 100% pour le *Trichuris* et l'*Ankylostoma* (figure 5.9a).

Pour la deuxième campagne, la boue épaissie contenait $4,58E^4$ œufs d'*Ascaris*, $1,86E^3$ larves de *Strongles*, $3,35E^3$ larves de *Trichuris* et $2,98E^3$ larves d'*Ankylostoma*. L'abattement parasitaire obtenu à 94% MS (fin de la campagne) est de 93,93% pour le genre *Ascaris* et 100% pour les autres formes (figure 5.9b).

Lors de la troisième campagne, la population parasitaire de la boue appliquée sur les lits était de $1,22E^{+5}$ œufs d'*Ascaris*, $3,25E^{+3}$ larves de *Strongyloides*, $4,33E^{+3}$ larves de *Trichuris* et $7,58E^{+3}$ larves d'*Ankylostoma*. L'abattement parasitaire obtenu à cet effet était de 99,74% pour le genre *Ascaris* et 100% pour les autres formes (figure 5.9c).

Ces importants abattements parasites peuvent être dus à l'élévation de la température sous serre et l'augmentation de l'exposition sous les radiations solaires, facteurs déterminants pour l'élimination des parasites (Koné et al., 2007; Maya et al., 2012). Les pourcentages d'élimination sont proches de ceux de la littérature avec des abattements parasites de 100% obtenus lors d'études faites sur les lits de séchages non plantés (Strauss et al., 2006; Koné et al., 2007; Sonko, 2008).

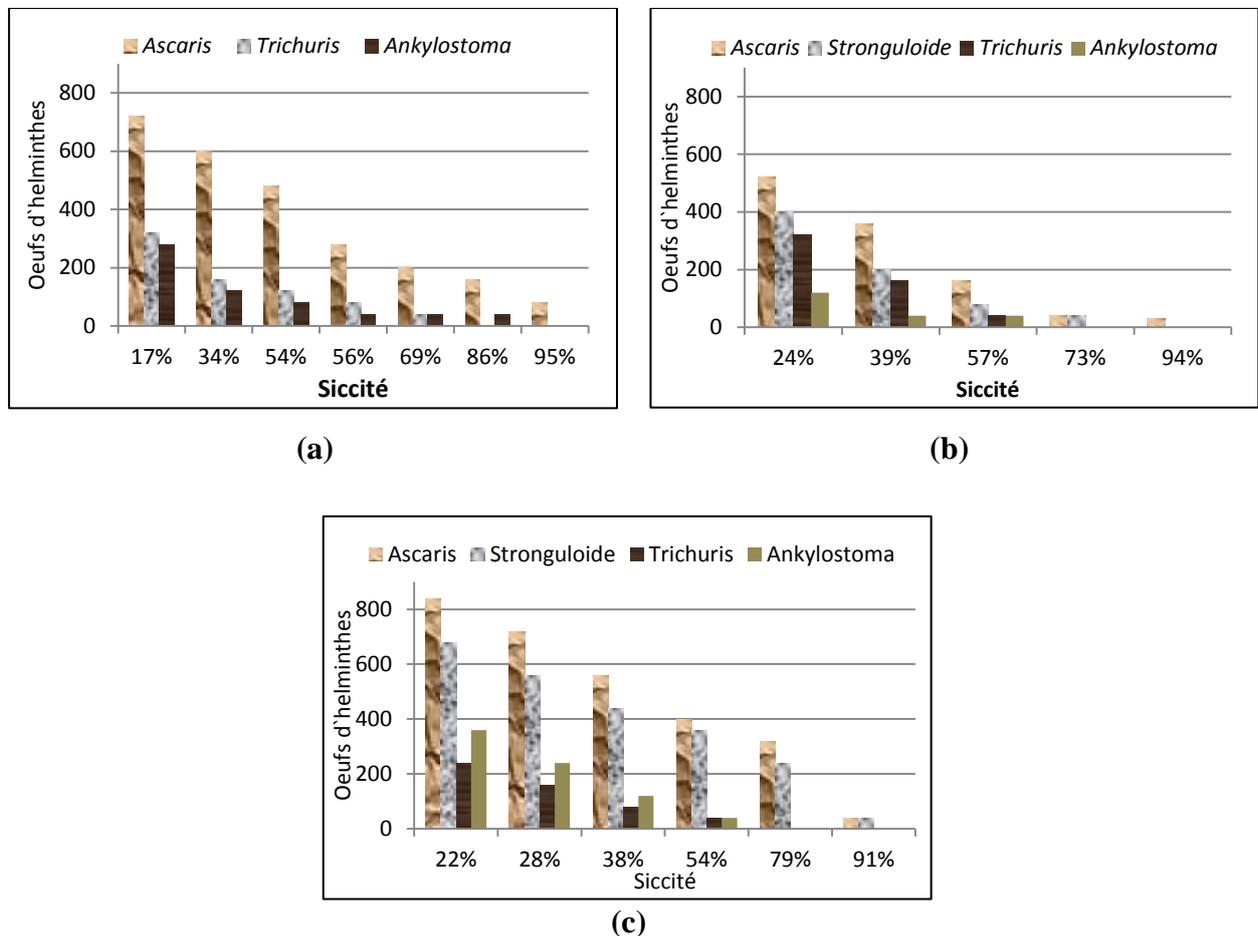


Figure 5.9: Abattement parasitaire de biosolides sous forme gâteau (a), briquette (b) et cube(c) au cours du séchage

5.3.4.3 Résistance des *Ascaris*

Le nombre d'œufs d'*Ascaris* retrouvés dans les biosolides séchés à plus de 90% MS reste élevé. Cependant les autres formes parasitaires sont éliminées totalement. Les biosolides contiennent une quantité d'œufs d'helminthes viables supérieure aux normes recommandées par l'OMS pour l'agriculture (<1 œuf viable/g) (WHO, 2006). Cette résistance a également été prouvée par Koné et al. (2007) et Keffala et al. (2012). Elle est due à la présence d'une cuticule composée de plusieurs couches (trois à quatre selon le genre) et qui empêche le passage de certaines substances (acides et bases forts, oxydants, agents réducteurs et détergents).

Cependant, l'un des avantages de l'utilisation des BV comme combustible est la grande capacité de l'élimination des pathogènes, et l'atténuation des risques liés à la santé humaine. Les œufs d'*Ascaris* sont considérés comme étant plus résistants que les bactéries et protozoaires à toute forme de traitement (Cabaret, 2002; Capizzi-Banas et al., 2004). Le choix des œufs d'*Ascaris* comme indicateur de risque pour la santé est lié au fait que les œufs d'*Ascaris* présentent une forte résistance et peuvent survivre à divers traitements, comme l'ont indiqué plusieurs auteurs Pecson et al. (2007). En outre, pour l'OMS, ces nématodes ont une prévalence très importante dans les pays en développement (WHO, 2006).

5.3.5 Pouvoir calorifique

L'option d'utiliser les boues de vidange comme source d'énergie dans l'industrie paraît très intéressante si on se réfère à celle des eaux usées utilisées comme combustible alternatif dans les industries du ciment en Europe et aux Etats Unis d'Amérique (WBCSD, 2005; Boesch et al., 2010). Au Sénégal les industries utilisent de l'électricité ou des fuels lourds tels que diesel, kérosène ou huile chaude, charbon, pneus usagers et par contre, les biosolides (boues séchées) n'ont jamais été testés comme source d'énergie dans les industries (Diener et al., 2014). Il est donc nécessaire de déterminer le pouvoir calorifique de ces produits avant toute option de valorisation ultérieure. A cet effet, nous avons déterminé le pouvoir calorifique des boues liquides (brutes et épaissies) et des biosolides (produits sur les lits de séchage).

○ *Pouvoir calorifique des boues brutes*

Le pouvoir calorifique que nous avons déterminé des boues brutes est de $15,3 \pm 2,4$ MJ/kgMS (tableau 5.2).

○ **Pouvoir calorifique des boues épaissies**

Le pouvoir calorifique des boues épaissies est de $15,6 \pm 2,4$ MJ/kg MS (tableau 5.2). Muspratt et al. (2014) ont montré que les boues de vidange de Dakar et de Kampala ont un pouvoir calorifique de 17 MJ/kg MS. Comparé au 25 MJ/kg MS de charbon de bois, le pouvoir calorifique des BV semble relativement faible (Magdziarz et al., 2013).

○ **Pouvoir calorifique des biosolides**

Les résultats consignés au tableau 5.2 montrent que les biosolides ont des pouvoirs calorifiques de $12,7 \pm 1,1$ MJ/kg MS et $13,4 \pm 1,8$ MJ/kg MS respectivement à 60% MS et 90% MS. Ces résultats sont similaires à ceux trouvés par Król (2012) et qui s'élèvent à 11,969 MJ/kg MS.

Les faibles valeurs obtenues avec les biosolides sont dues aux importantes teneurs en cendre, et aux faibles teneurs en carbone et hydrogène (Król, 2012). Puisque, la cendre est en majorité constituée de matière inorganique, les fortes quantités de cendre et les fortes teneurs en humidité peuvent réduire considérablement le pouvoir calorifique (Sun et al., 2009). Pour Wzorek (2012) le pouvoir calorifique est fortement corrélé aux teneurs en cendre. En effet, des teneurs en cendre de 38,7%, 24,6% et 6,16% correspondent respectivement à 11,37 MJ/kg MS de biosolides d'eaux usées, 23,53 MJ/kg MS de charbon de bois et 17,5 MJ/kg MS de sciures de bois. Le pouvoir calorifique de ces boues dépasse largement la valeur minimale de 7 MJ/kgMS pour que des déchets solides des municipalités puissent être incinérés (World Bank, 1999).

Tableau 5.2: *Pouvoir calorifique (MJ/kgMS) de boues de vidange sous différentes formes*

Paramètres	Boue brute	Boue épaissie	Biosolide (60%MS)	Biosolide (90%MS)
Moyenne	15,3 MJ/kgMS	15,6 MJ/kgMS	12,7 MJ/kgMS	13,4 MJ/kgMS
Ecart-type	2,4 MJ/kgMS	2,4 MJ/kgMS	1,1 MJ/kgMS	1,8 MJ/kgMS
Répétition	39 MJ/kgMS	9 MJ/kgMS	4 MJ/kgMS	12 MJ/kgMS

5.3.6 Combustion des biosolides

Dans cette étude, nous avons effectué une évaluation énergétique des biosolides sous différentes formes (gâteau, brique et cube) en comparaison au charbon de bois. Dans cette

étude nous avons aussi exploré les conditions techniques permettant de chauffer des huiles de vidange par ces biosolides.

5.3.6.1 Combustion des biosolides sous forme cube

La figure 5.10a montre l'évolution de la chaleur produite, lors de la combustion de cinq (5) kilogrammes de biosolides sous forme de cube. Les trois (3) tests effectués montrent une évolution progressive de la chaleur de combustion dont les maximum sont atteints à différentes dates, car 449 °C (1^{er} test), 300 °C (2^{eme} test) et 219 °C (3^{eme} test) l'ont été respectivement à la 45^{eme}, 40^{eme} et 29^{eme} minutes de combustion.

Les relatives faibles températures notées au cours du 2^{eme} et du 3^{eme} tests sont dues, en grande partie, aux pertes de chaleurs par dissipation dans le foyer de combustion. En effet, pour réactiver la combustion, nous avons ouvert le foyer (une fois au 2^{eme} test et trois fois au 3^{eme} test). Ces réactivations de la combustion font suite aux baisses de la température observée et à la grande production de fumée. Les pertes de matières organiques peuvent aussi favoriser les contre-performances notées au cours du 2^{eme} et du 3^{eme} tests. Car, le diluant ajouté au combustible pour la réactivation du feu peut occasionner une plus grande consommation de matières organiques entraînant ainsi leur rapide épuisement.

La figure 5.10b représente l'évolution de la température de chauffage de l'huile de vidange lors de la combustion des biosolides sous forme cube. La température de l'huile chauffée évolue en dents de scie, contrairement à celle du foyer de combustion. Au cours du 1^{er} test, la température de l'huile a connu une hausse de la 12^{eme} à la 60^{eme} minute. Cependant, au cours du 2^{eme} test, l'huile n'est chauffée qu'entre la 37^{eme} et la 45^{eme} minute.

Il ressort de nos observations que dans les conditions normales de combustion de biosolides sous formes cube, la chaleur produite dans le foyer de combustion peut chauffer correctement l'huile de vidange.

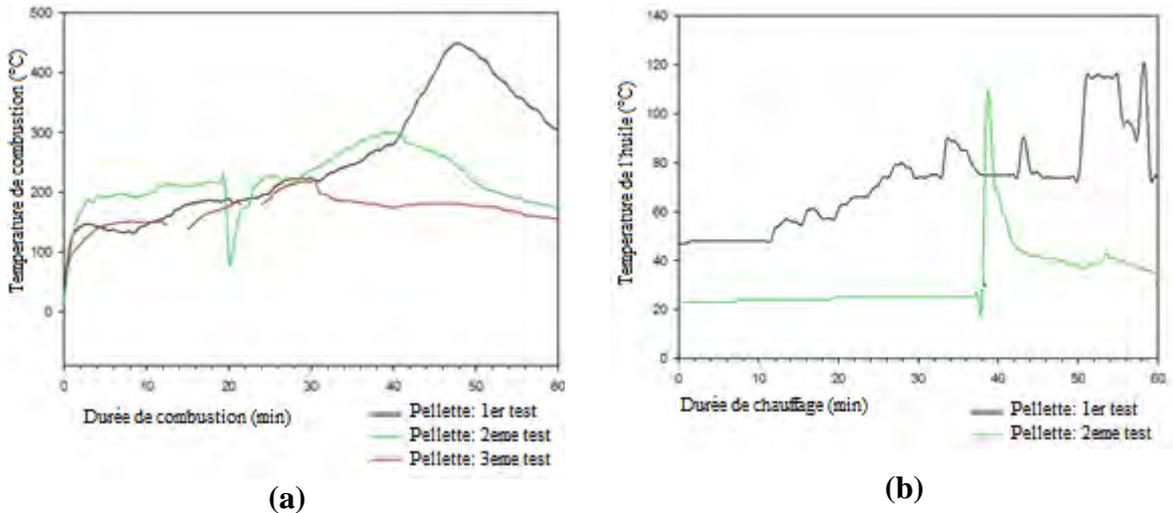


Figure 5.10 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme cube pendant 1 heure.

5.3.6.2 Combustion de biosolides sous forme gâteau

La figure 5.11a montre l'évolution de la chaleur produite par combustion de 5 kg de biosolides sous forme gâteau. Au cours des trois tests, les températures maximales 528 °C, 567 °C et 369 °C ont été respectivement atteintes à la 40^{ème} minute (1^{er} test), 20^{ème} minute (2^{ème} test) et 31^{ème} minute (3^{ème} test). Les températures moyennes étaient de 370 °C au 1^{er} test, 334 °C au 2^{ème} test et 241 °C au 3^{ème} test.

Les dysfonctionnements notés au cours du 2^{ème} et du 3^{ème} tests ont entraîné des températures moyennes relativement faibles par rapport à celle obtenue au 1^{er} test. En effet, des séries d'étouffement du feu ont été notées au cours du 2^{ème} et du 3^{ème} tests occasionnant ainsi des arrêts de combustion. Pour réactiver le feu, nous avons ouvert le foyer de combustion et ajouté un diluant synthétique. Les flammes produites au début de cette réactivation de combustion ont favorisé d'importantes consommations de matières organiques et par conséquent ont réduit la durée de la combustion. La faible chaleur produite lors du 3^{ème} test peut s'expliquer soit par le fait que l'expérience était la première de la journée effectuée après le refroidissement du four ou aux températures moyennes de l'air, envoyé au foyer de combustion pour attiser le feu, 26,8 °C (3^{ème} test), 31,3 °C (2^{ème} test) et 30,4 °C (1^{er} test).

La figure 5.11b montre l'évolution de la température de chauffage de l'huile de vidange au cours de la combustion de biosolides sous forme gâteau pendant une (1) heure. La combustion des biosolides sous forme gâteau a permis de chauffer l'huile de la 20^{ème} à la 45^{ème} minutes

(2^{ème} test) et de la 30^{ème} à la 40^{ème} minutes (3^{ème} test). Les températures maximales atteintes dans l'huile étaient de 232 °C à la 36^{ème} minute (2^{ème} test) et 248 °C à la 45^{ème} minute (3^{ème} test).

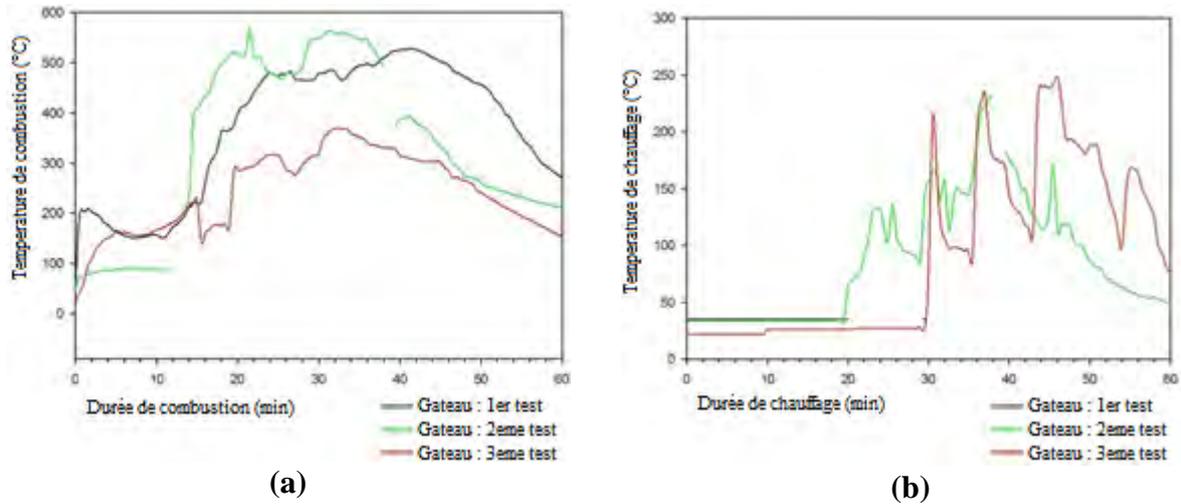


Figure 5.11 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme gâteau pendant 1 heure.

5.3.6.3 Combustion des biosolides sous forme briquette

La figure 5.12a montre l'évolution de la température produite par combustion de 5 kg de biosolides sous forme briquette. La quantité de température produite est différente de celles des deux premiers tests. En effet, des températures moyennes de 226,5 °C et 285,1 °C sont obtenues respectivement aux 1^{er} et 2^{ème} tests.

Les fortes températures notées au début de l'expérience sont dues aux diluants utilisés pour amorcer la combustion. Le volume de diluant et la quantité de papier peuvent être à l'origine des écarts de températures notés lors des expérimentations. Car, les morceaux de papiers insérés dans le combustible jouent un rôle important pour la diffusion du feu dans le combustible.

La figure 5.12b montre l'évolution de la température de l'huile de vidange chauffée par la combustion de biosolides sous forme briquette. La chaleur produite par la combustion des biosolides sous forme briquette est suffisante pour chauffer l'huile de vidange. Cette chaleur a permis de chauffer l'huile entre 7^{ème} et 60^{ème} minutes au cours du 1^{er} test, et entre 5^{ème} et 60^{ème} minutes pendant le 2^{ème} test. Les températures maximales obtenues au cours des 1^{er} et 2^{ème} tests sont respectivement 198 °C et 227 °C.

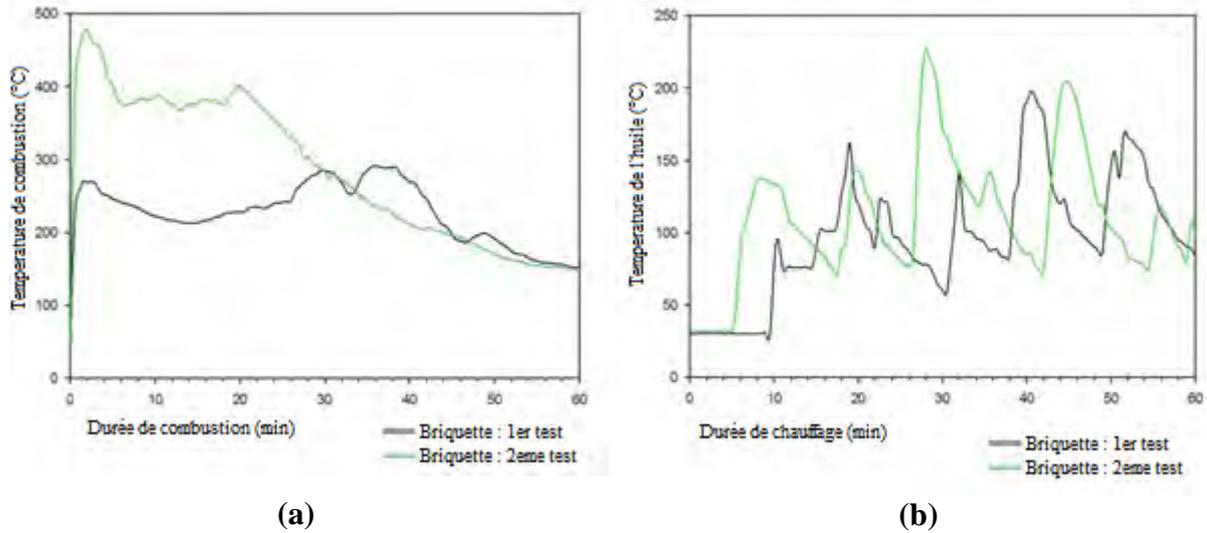


Figure 5.12 : Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de biosolides sous forme briquette pendant 1 heure.

5.3.6.4 Combustion du charbon de bois

Le figure 5.13a représente la chaleur produite par combustion de charbon de bois. Les températures de combustion évoluent lentement au cours du temps. En moyenne, les températures de combustion obtenues étaient de 207 °C, 176 °C et 234 °C respectivement aux 1^{er}, 2^{eme} et 3^{eme} tests. Contrairement aux biosolides, la température maximale atteinte est inférieure à 300 °C. Le caractère homogène et compacte du charbon de bois offre les possibilités de consommation moins brutale et étalée dans le temps.

L'évolution de la température de l'huile chauffée lors de la combustion du charbon est montrée à la figure 5.13b. Les résultats obtenus montrent que la température de l'huile chauffée a atteint en moyenne 176,3 °C et 234,5 °C aux 1^{er} et 3^{eme} tests. Les températures maximales atteintes sont 189 °C et 240 °C respectivement aux 1^{er} et 3^{eme} tests.

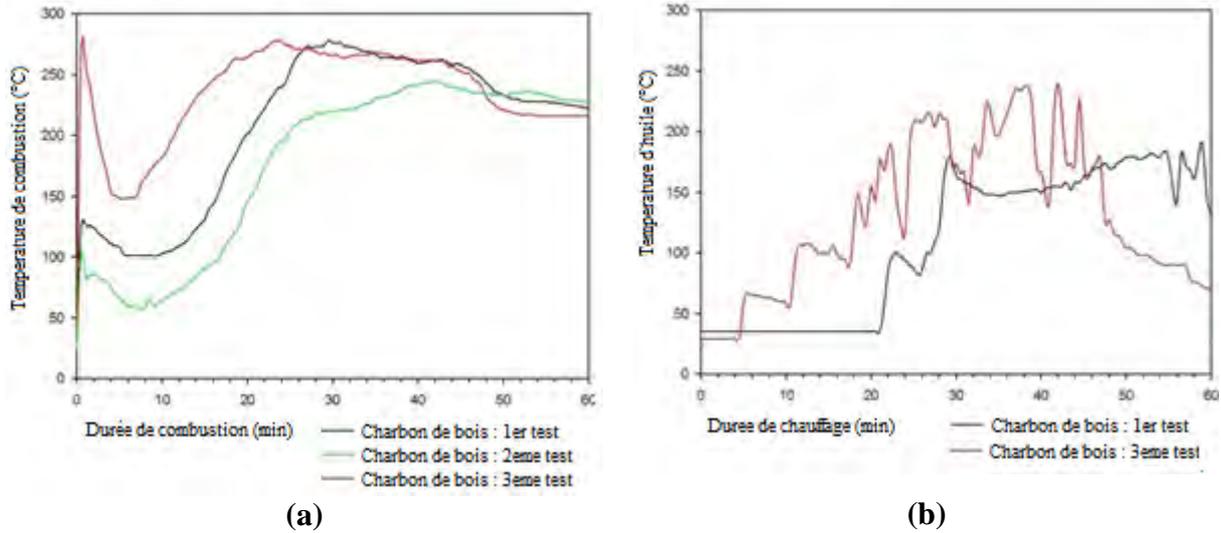


Figure 5.13: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de charbon de bois pendant 1 heure

5.3.6.5 Combustion de composite faite de biosolides sous forme cube et de charbon de bois

La figure 5.14a montre l'évolution de la température produite pendant 1 heure de combustion d'un composite fait de 2,5 kg de biosolide sous forme de cube et de 2,5 kg de charbon de bois. Contrairement à la combustion du charbon de bois ou de celle des biosolides sous forme cube, les températures maximales sont atteintes plutôt que prévu. Car, les températures maximales étaient de 290 °C à la 27^{ème} minute (1^{er} test), 448 °C à la 15^{ème} minute (2^{ème} test) et 427 °C à la 10^{ème} minute (3^{ème} test). Du fait de leur forte teneur en matières organiques et de leur structure hétérogène, les biosolides se consomment plus vite et accélèrent le processus de combustion du composite. La chute rapide de la température de combustion est due à la faible masse de charbon car étant insuffisant pour maintenir aussi longtemps les fortes températures. L'évolution de la température de l'huile, par combustion du composite, est présentée à la figure 5.14b. La chaleur produite au cours de la combustion est suffisante pour chauffer l'huile de vidange. L'huile a été chauffée de la 5^{ème} à la 45^{ème} minutes au 1^{er} test, et de la 12^{ème} à la 50^{ème} minutes au 3^{ème} test, les températures maximales atteintes étaient de 122 °C et 135 °C respectivement au 1^{er} test et 3^{ème} test.

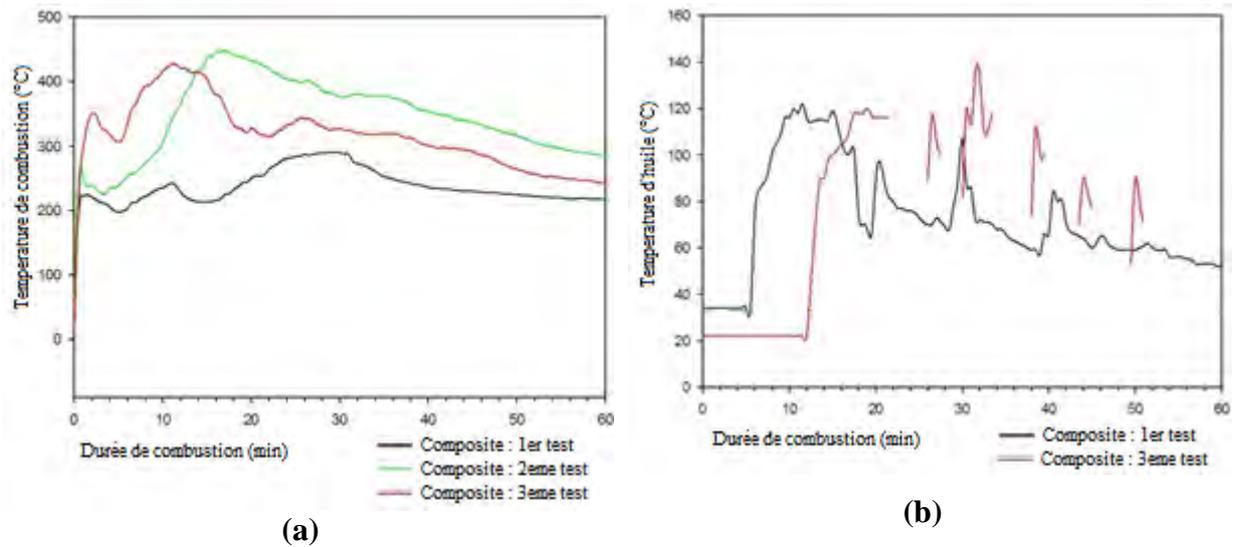


Figure 5.14: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion du composite fait de biosolide sous forme cube et de charbon de bois pendant 1 heure.

5.3.6.6 Combustion de composite fait de biosolides sous forme gâteau et de charbon de bois

La figure 5.15a montre l'évolution de la température de combustion du composite fait de 2,5 kg de charbon de bois et de 2,5 kg de biosolides sous forme de gâteau. Pendant 1 heure de combustion, les températures moyennes de 421 °C, 359 °C et 398 °C sont notées respectivement aux 1^{er} test, 2^{eme} test et 3^{eme} test. Les températures maximales atteintes sont de : 421 °C à la 8^{eme} minute (1^{er} test), 359 °C à la 17^{eme} minute (2^{eme} test) et 398°C à la 2^{eme} minute (3^{eme} test).

L'atteinte rapide de valeurs maximales peut être due à la non homogénéité entre les biosolides et les charbons de bois. Les écarts notés ont probablement permis de faciliter la consommation des matières organiques. Grâce à sa structure compacte, le charbon peut ralentir la chute de température.

La figure 5.15b montre l'évolution de la température de l'huile au cours de la combustion du composite. Les températures maximales atteintes sont de 128 °C, 228 °C et 256 °C respectivement au 1^{er} test, 2^{eme} test et au 3^{eme} test.

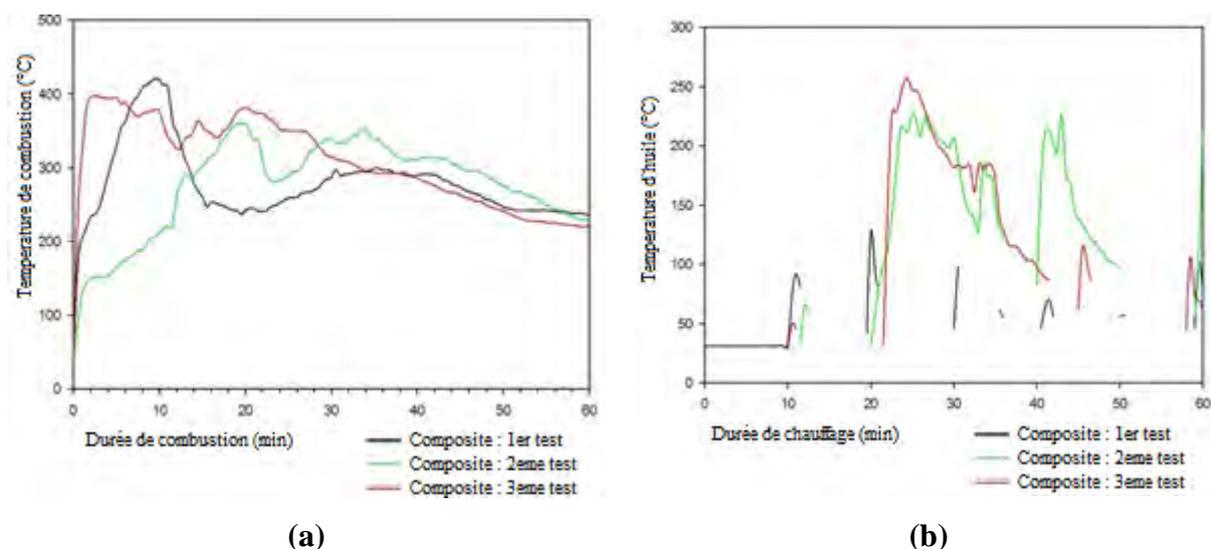


Figure 5.15: Température du foyer (a) et température de l'huile (b) par combustion de composite fait de biosolides sous forme gâteau et de charbon de bois pendant 1 heure

5.3.6.7 Résumé des différentes formes de combustion

La figure 5.16a montre que les combustions de biosolides sous formes briquette, cube et gâteau se sont produites normalement. Les résultats montrent que la combustion de biosolides sous forme gâteau et les composites faits de charbon de bois et de biosolide sous formes gâteau ou cube ont dégagé plus de chaleur. Cependant, les formes biosolides sous forme cube et briquette ont produit moins de chaleur.

Les espaces existant dans les biosolides sous forme gâteau et les composites sont favorables à une bonne aération du milieu qui permet une meilleure combustion. Par contre, les biosolides sous forme cube et briquette souffrent de manque d'aération occasionnant une plus lente combustion. Les formes hybrides des composites ont permis d'utiliser les matières organiques des biosolides comme amorce pour faciliter la combustion du charbon de bois.

La figure 5.16b montre l'évolution de la température de l'huile chauffée par combustion des biosolides. Les résultats obtenus montrent que les différentes formes de biosolides permettent de chauffer l'huile de vidange.

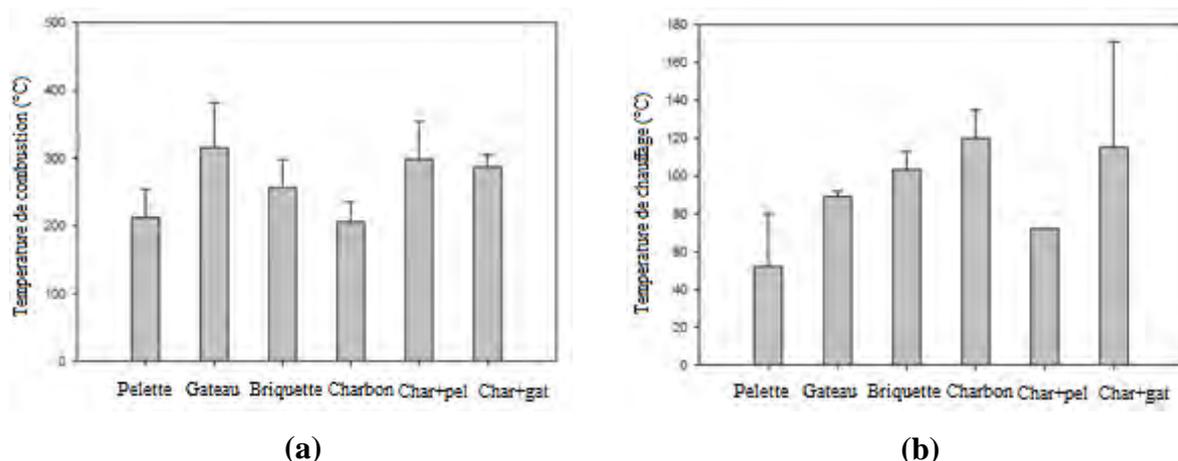


Figure 5.16: Valeurs moyennes des températures du foyer (a) et de l'huile (b) par combustion de biosolides pendant 1 heure

5.3.6.8 Quantification des résidus de combustion

Après une heure de combustion des différentes formes de combustibles, les pourcentages de résidus produits sont montrés aux figures 5.17a, 5.17b, 5.17c et 5.17d, avec les quantités suivantes 50,2%, 53,4%, 41,9% et 26,7% pour respectivement les biosolides sous formes gâteau, cube, briquette et pour le charbon de bois (tableau 5.3).

Les travaux de Klass (1998) ont permis de montrer que les biosolides contiennent en moyenne 41,7% de résidus qui ne participent pas à l'amélioration du pouvoir calorifique, puisque les résidus sont constitués de matières inorganiques dont l'augmentation de sa teneur entraîne une baisse de la quantité de chaleur produite (Sun et al., 2009). Werther et al. (1999) ont obtenu 41,5% de résidus dans les biosolides des eaux usées. Les fortes teneurs en cendre affectent négativement la combustion. Ces grandes quantités de résidus produits entraineraient l'établissement de site de stockage ce qui augmenterait les coûts d'exploitation (Klass, 1998).

Tableau 5.3: Masses et pourcentages de résidus de la combustion

	Combustible	Résidus	Pourcentage de résidus
Biosolides sous forme gâteau	5,00 kg	2,51 kg	50,2%
Biosolides sous forme cube	5,00 kg	2,67 kg	53,4%
Biosolide sous forme briquette	5,00 kg	2,09 kg	41,9%
Charbon de bois	5,00 kg	1,33 kg	26,7%

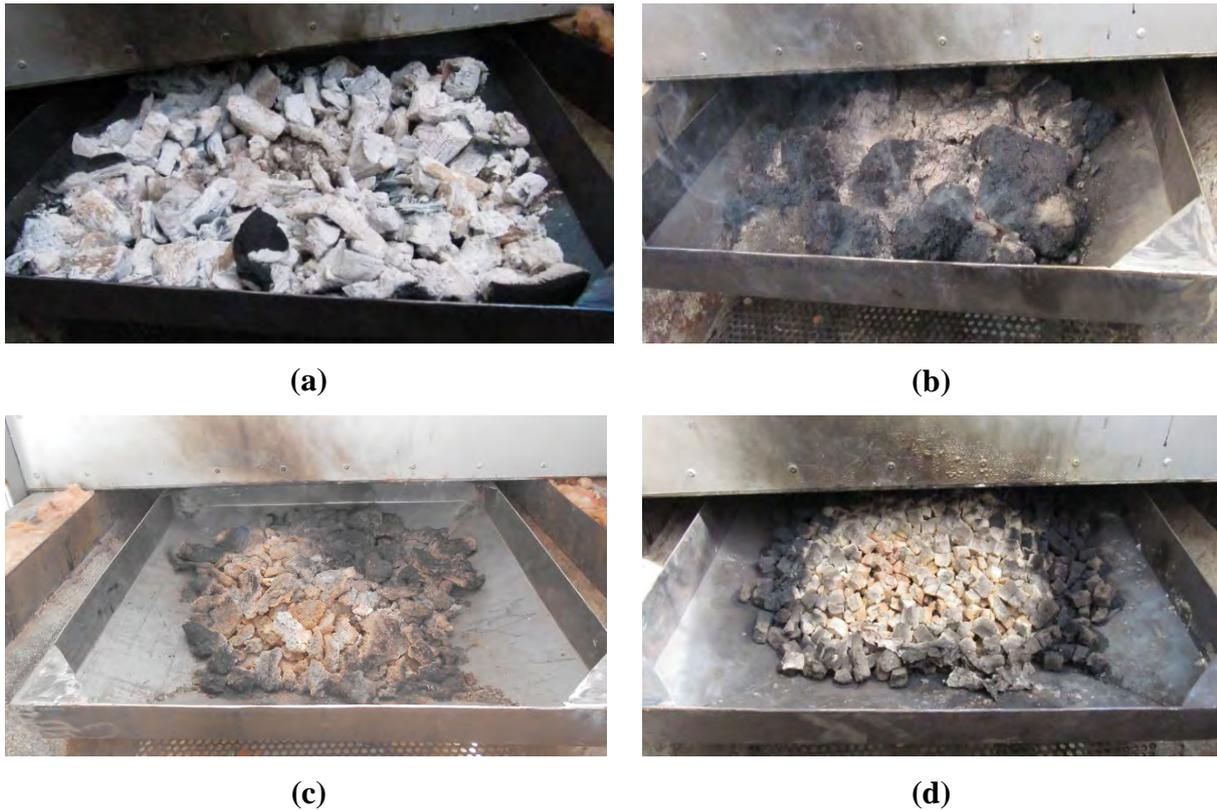


Figure 5.17 : Résidus de la combustion du charbon de bois (a), de biosolides sous forme briquette (b), sous forme gâteau (c) et sous forme cube (d)

5.3.7 Détermination de la teneur en dioxyde de carbone (CO_2)

L'évolution de la teneur en dioxyde de carbone (CO_2) a été mesurée aussi bien dans l'air ambiant (en dehors du site expérimental) que dans les fumées dégagées au moment de la combustion. Les figures 5.18a, 5.18b, 5.18c et 5.18d montrent que l'évolution du CO_2 dépend fortement de la nature et de la forme du combustible utilisé.

Lors de la combustion des biosolides sous forme cube, nous avons noté une augmentation de la quantité de CO_2 produit. La valeur maximale de 1700 ppm est atteinte à la 40^{ème} minute de combustion (figure 5.18a), au même moment la teneur en CO_2 de l'air ambiant mesurée reste constante à 400 ppm tout au long de l'expérimentation.

Lors de la combustion de biosolides sous forme gâteau, les teneurs en CO_2 produites évoluent en dent de scie (figure 5.18b). La valeur maximale de 2300 ppm de CO_2 est obtenue à la 5^{ème} minute de combustion. Au même moment, la concentration de CO_2 dans l'air ambiant reste constante à 300 ppm.

La figure 5.18c montre que la combustion de biosolides sous forme briquette a entraîné la production d'importantes quantités de CO₂ dont la valeur maximale était de 1575 ppm obtenue à la 5^{ème} minute, la concentration de CO₂ de l'air ambiant était d'environ 350 ppm.

Pour la combustion du charbon de bois, les teneurs en CO₂ produit dans les fumées dégagées évoluent en dents de scie. La valeur maximale de 2100 ppm de CO₂ est obtenue à la 60^{ème} minute (figure 5.18d), alors que la teneur en CO₂ dans l'air ambiant est de 300 ppm.

Ces teneurs en CO₂ de l'air ambiant sont en conformité avec les recommandations de IPCC (2007) qui stipulent que la concentration en CO₂ dans l'atmosphère ne doit pas dépasser 400 ppm.

Selon Mendiara et al. (2013), l'équation de la combustion de biomasse intègre en son sein la production de CO₂, d'eau, d'azote et de chaleur. Lors de la combustion, le carbone est transformé en CO₂, l'hydrogène en H₂O et le soufre en SO₂ (Heywood, 1988). Malgré les fortes teneurs en CO₂ obtenues dans les fumées, la combustion de boues comme toutes formes de bioénergie sont qualifiées de zéro rajout de CO₂ dans l'environnement (NEF., 2010). Car, elles ne renvoient que la quantité de CO₂ consommée lors de la photosynthèse des plantes.

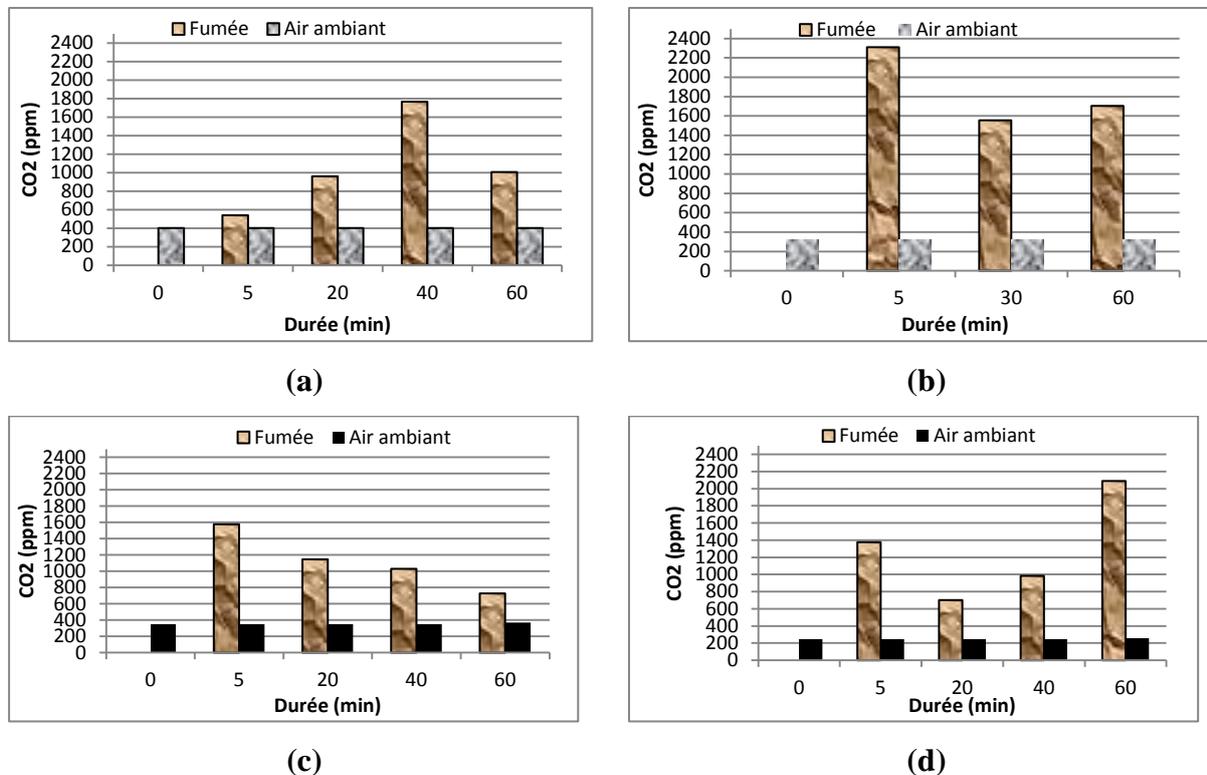


Figure 5.18: Teneurs en CO₂ produites lors de la combustion de biosolides sous forme cube (a), sous forme gâteau (b), sous forme briquette (c) et de charbon de bois (d)

5.4 Conclusion partielle

Les travaux effectués dans cette étude, nous ont permis de caractériser les BV collectées de différents quartiers de Dakar, de proposer des méthodes de traitements efficaces et de démontrer qu'il est possible de produire de l'énergie à travers les biosolides sous différentes formes. Les résultats obtenus ont permis de montrer que :

- les caractéristiques physico-chimiques, biologiques et parasitologiques varient en fonction des boues récoltées ;
- le séchage des boues de vidange a atteint 90% MS entre 17 et 22 jours ;
- les teneurs en parasites sont fortement affectées par la baisse de l'humidité de la boue ($\leq 10\%$) avec un taux d'abattement de 100% pour les genres *Trichuris*, *Ankylostoma* et plus de 99% pour le genre *Ascaris* ce qui signifie qu'il résiste mieux que les autres parasites cités ;
- la faible teneur en eau ($\leq 10\%$) et le pouvoir calorifique appréciable ont rendu possible la combustion des biosolides ;
- Les biosolides sous forme gâteau et les échantillons composites (biosolides-charbon) ont montré des températures plus élevées lors de la combustion ;
- la combustion de 5 kg de biosolides a permis de chauffer les huiles de vidange. Le chauffage des huiles se fait mieux par combustion du charbon de bois. Cependant, les températures atteintes sont inférieures aux 360 °C recommandées par la Société de Raffinage des Huiles du Sénégal ;
- près de la moitié des biosolides est récupérée sous forme de résidus, après une (1) heure de combustion, ce qui témoigne de la forte teneur en matières inorganique et siliceuse des boues de vidange ;
- les teneurs en CO₂ des fumées sont 2 à 6 fois plus élevées que celles obtenues dans l'air ambiant.

**CHAPITRE 6 : ÉTUDE SUR LES FILTRES ALTERNATIFS AU
FILTRE À SABLE POUR LA DÉSHYDRATATION DES
BOUES DE VIDANGE**

6.1 Introduction

La filtration à travers un milieu poreux est une méthode appropriée et utilisée depuis plusieurs siècles dans le monde pour épurer l'eau. Les lits non plantés sont souvent utilisés pour éliminer les polluants des eaux usées en raison de leur simplicité d'emploi, d'exploitation et de maintenance facile par rapport aux technologies conventionnelles de traitement des eaux usées. Le facteur le plus important dans leur conception est le milieu filtrant, qui est étroitement lié à l'élimination des polluants et le coût de construction.

Une large gamme de matériaux (sable, gravier, charbon de bois, anthracite, nano-carbone, perlite, vermiculite, tourbe, latérite, laitier, matériaux bio-fibres, laine de verre, fibres de verre, etc.), peuvent être utilisés comme milieux de filtration (ASTM, 1997). Le sable est le matériau le plus largement utilisé dans le processus de filtration granulaire rapide sur lit. Historiquement, les filtres rapides ont été désignés comme " filtres à sable rapides ", comme la plupart des dispositifs de filtrations construits à base de sable comme moyen de filtration. Dans le cas des lits à doubles et multiples massifs filtrants, les matériaux de mailles plus grossiers sont placés en-dessous, et les fines et denses particules sont placées au-dessus. La filtration sur double-couches peut retarder le colmatage du filtre et par conséquent augmenter sa durée d'utilisation et les possibilités de filtration directe (APHA, 2005). Parmi les matériaux considérés comme filtres alternatifs au sable, on peut citer le basalte (Adin et al., 1991), la perlite (Uluatam, 1991), le quartz (Suthaker et al., 1995) et le charbon de bois (Agbanobi, 1999). La durée de la rétention de l'eau est liée à la porosité et à la distribution de la taille des grains du matériau. Habituellement, une porosité plus élevée implique un plus grand potentiel d'élimination des solides et une durée de fonctionnement plus longue par retardement de colmatage. La porosité du filtre granulaire formée par les grains est également importante (AWWA, 2004). Les principales limites des massifs filtrants granulaires, dans la séparation solide/liquide, est la capacité de rétention des polluants particulaires en suspension et colloïdales dans les pores (Boller et al., 1995). Les petites mailles favorisent l'établissement de biofilms, très sujets au phénomène de colmatage (Langergraber et al., 2003; Wallace et al., 2006).

Par contre, les massifs filtrants de grandes mailles peuvent empêcher ou retarder le colmatage (Zhao et al., 2004; Chazarence et al., 2005). Un autre facteur à considérer est le coût-efficacité des massifs filtrants. Habituellement, le filtre constitue le composant le plus cher dans l'exploitation des lits car il influe sur les coûts de construction et d'entretien. Par conséquent, les ressources locales disponibles ont toujours été privilégiées parce qu'elles sont

économiquement viables et acceptables pour une utilisation dans ce domaine (Chen et al., 2012).

De nos jours, aucune donnée n'est disponible à propos de l'utilisation des matériaux tels que silex, coquillage, verres et sciures de bois comme massif filtrant pour le traitement des boues de vidange. L'objectif de ce présent travail consiste à :

- optimiser l'évaporation et la déshydratation à travers l'utilisation de différents types de massifs filtrants combinés à différentes mailles ;
- étudier l'impact des différents massifs filtrants et mailles sur les rendements épuratoires.

6.2 Matériels et méthodes

6.2.1 Dispositif expérimental

6.2.1.1 Massifs filtrants

Les différents massifs filtrants utilisés, dans cette étude, obéissent à un certain nombre de critères plus ou moins intrinsèques à chaque type :

- le choix du sable de dune est basé sur sa disponibilité à l'échelle nationale ;
- la valorisation du silex de maille voisine de 3 mm a motivé son choix. Cette matière est produite en quantité par l'usine d'exploitation de phosphate de Taïba ;
- les brisures de verres sont largement disponibles dans des magasins et maisons de vente de Dakar. La réutilisation de ces brisures de verre dans le traitement des boues de vidange permettra de les valoriser et de les éliminer des décharges sauvages ;
- le choix de l'utilisation du coquillage est dicté par sa disponibilité, de même son usage ne porte pas atteinte à l'environnement et à la santé ;
- le choix porté aux sciures de bois est basé sur le fait qu'ils sont produits en grandes quantités des ateliers de menuiserie ébéniste et entreprises de Dakar, et sont très peu valorisés.

Préparation des massifs filtrants

Les verres ont été concassés manuellement pour réduire leurs tailles, car elles dépassent largement les 3 mm souhaités. A part les verres, tous les massifs filtrants ont des mailles inférieures ou égales à 3 mm. Les massifs filtrants sont calibrés à l'aide de trois tamis de

diamètres: 0,2 mm, 0,6 mm et 3 mm. Après tamisage, les massifs filtrants de mailles 0,2-0,6 mm (M1) et 0,6-3 mm (M2) ont été choisis. Les massifs filtrants sont lavés à grande eau avant qu'ils ne soient appliqués sur les lits de séchage. Le lavage permet d'éliminer les poussières et matières organiques contenues dans ces massifs filtrants.

6.2.1.2 Structure du dispositif expérimental

Pour étudier l'influence de la nature du massif filtrant sur les performances épuratoires, les processus d'évaporation et de déshydratation sur lits de séchage non plantés, un dispositif expérimental composé de trente (30) barils identiques de dimensions 25 cm de largeur, 30 cm de longueur et 50 cm de hauteur a été mise en place (figure 6.1). Ce système est décrit comme suit :

- un dispositif de drainage, installé au fond des barils, est constitué d'un tuyau PVC perforé de diamètre 20 mm et de longueur de 25 cm ;
- une couche de 10 cm de gravier grossier (Θ : 7-15 mm) est placée au fond des lits de séchage pour faciliter le drainage du percolât ;
- une couche de 10 cm de gravier fin (Θ : 3-7 mm), est placée sur la couche de gravier grossier pour éviter la migration du massif filtrant vers le fond du baril ;
- une couche de 5 cm de massifs filtrants (sable, silex, coquillage, verre et sciures de bois) de mailles M1 (Θ : 0,2-0,6 mm) et M2 (Θ : 0,6-3,0 mm) est placée au-dessus de la couche de gravier fin, et sur lequel la couche de boue est appliquée.



Figure 6.1: Schéma descriptif des barils bio-filtrants

6.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

Les boues utilisées dans cette étude ont été collectées de fosses des quartiers de Dakar par des camions de vidange et acheminées directement à la station expérimentale de Cambéréne. Les boues brutes sont versées dans un bassin de décantation/épaississement (D/E) d'une capacité de 18 m³ et y séjournent pendant 5 à 7 jours. Ces boues sont naturellement très liquides, et le séjour dans le bassin (D/E) permet de produire une boue très concentrée dans la partie inférieure de ces dispositifs. Cette boue concentrée produite est ainsi extraite à l'aide d'une pompe mobile et transférée dans le bassin de stockage muni d'un agitateur automatique. Cette boue épaissie est homogénéisée pendant 20 minutes avant qu'elle ne soit appliquée dans les barils (figure 6.2). Les expériences étant effectuées aussi bien en saison pluvieuse qu'en saison sèche, les barils sont placés sous serre comme recommandé par Seck et al. (2015) pour un meilleur séchage des BV.

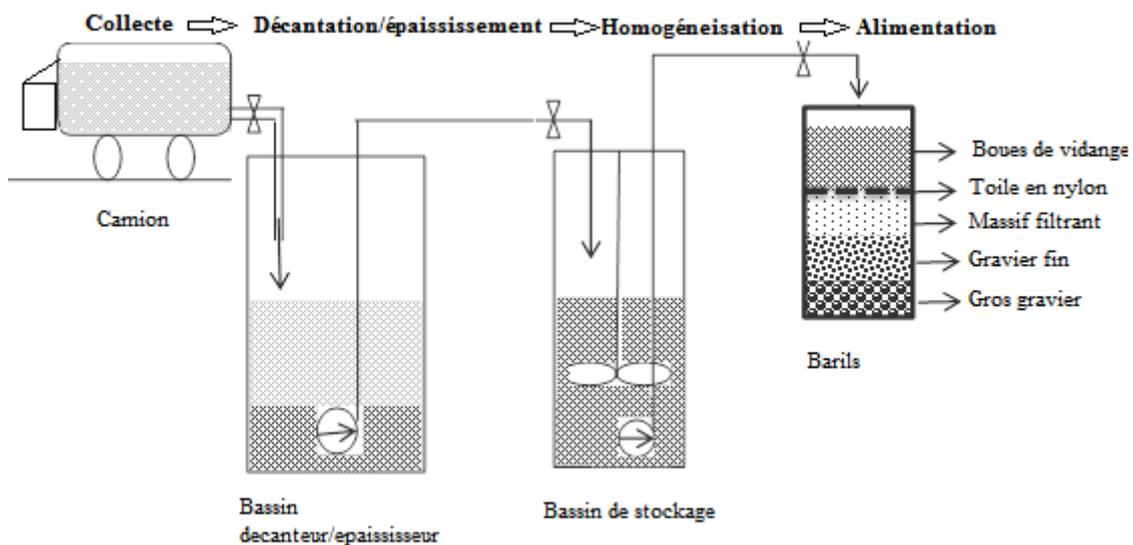


Figure 6.2: Schéma descriptif de la chaîne de collecte, stockage, mixage et traitement des BV

Les expériences ont été conduites pendant huit (8) mois de juillet 2013 à février et 2014. La hauteur des boues appliquées sur les lits de séchage est < 30 cm ceci est en conformité avec Heinss et al. (1998). Le volume de BV à appliquer est calculé suivant l'équation [15] (page 57). Les détails du protocole expérimental sont présentés au tableau 6.1.

Tableau 6.1: Résumé du protocole des différentes expérimentations

Etudes	Massifs filtrants	Mailles testées (mm)		Charges appliquées (kg MS/m ² *an)			Retournements de la boue
Etude comparative des massifs filtrants	Sable	3-M1	3-M2	150			Non
	Silex	3-M1	3-M2	150			Non
	Coquillage	3-M1	3-M2	150			Non
	Verre	3-M1	3-M2	150			Non
	Sciures de bois	3-M1	3-M2	150			Non
Etude du retournement de la boue à la surface du lit	Sable	3-M1	3-M2	150			Oui
	Silex	3-M1	3-M2	150			Oui
	Coquillage	3-M1	3-M2	150			Oui
	Verre	3-M1	3-M2	150			Oui
	Sciures de bois	3-M1	3-M2	150			Oui
Etude comparative de différentes charges	Sable	3-M1	3-M2	150	300	450	Oui
	Silex	3-M1	3-M2	150	300	450	Oui
	Coquillage	3-M1	3-M2	150	300	450	Oui
	Verre	3-M1	3-M2	150	300	450	Oui

3 : Nombre de répétition ; M1 : 0,2-0,6 mm ; M2 : 0,6-3 mm

6.2.3 Méthodes d'échantillonnage

Différents échantillons ont été prélevés pour caractériser les boues brutes, les percolâts et les biosolides. Les techniques de prélèvement dépendent de la nature de l'échantillon à collecter comme indiqué ci-dessous :

○ Pour la boue brute

L'échantillon de boue brute est collecté dans le bassin de stockage après 20 minutes de mixage mécanique. Les échantillons ont été analysés pour les MS, MVS, MES, DBO₅, DCO, NTK et NO₃⁻.

○ Pour les percolâts

Les percolâts sont collectés dans des bouteilles de 10 litres. Tous les matins, le dixième (1/10) des volumes collectés dans les bouteilles, sont stockés dans des flacons en plastique à 4 °C dans un réfrigérateur. Au terme de la percolation, les échantillons composites (cumul des volumes journaliers) sont analysés au laboratoire pour déterminer les MS, MVS, MES, DCO, NTK et NO₃⁻.

○ **Pour les biosolides**

Les échantillons de biosolides ne sont prélevés qu'au terme de la percolation. Pour avoir un échantillon représentatif, les lits de séchage ont été virtuellement divisés en quatre parties égales. Un échantillon pris au milieu de chacune de ces parties et un autre au milieu du lit de séchage. Un composite est fait par mélange des 5 échantillons prélevés et analysés pour les MS permettant d'évaluer le séchage des BV.

6.2.4 Méthodes d'analyse

Le pH, la conductivité électrique (CE), la salinité et la température (T°) sont mesurés directement dans les boues brutes et dans les percolâts par l'intermédiaire des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d. Les paramètres tels que MS, MVS, MES, DCO, NTK et NO_3^- sont analysés en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées dans APHA (2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105°C pendant 24 heures.

Les MVS, qui représentent les matières organiques, constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550°C . Elles sont déterminées par pesée différentielle après combustion à 550°C , pendant 3 heures dans les mêmes creusets utilisés pour les mesures des MS.

La détermination de MES dépendent de la nature de l'échantillon. Les MES des boues brutes sont déterminées par centrifugation, à 5000 tours pendant 20 minutes, à l'aide d'un échantillon de 25 mL dont le surnageant obtenu est directement filtré sur du papier sans cendre de $1,2\ \mu\text{m}$ et le culot est récupéré avec de l'eau distillée. L'ensemble (papier filtre et culot) est mis dans une capsule en aluminium et séché pendant 24 heures à 105°C dans une étuve. Dans les percolâts, les MES sont déterminées par filtration directe, de 50-100 mL d'échantillon, sur un filtre sans cendre de $1,2\ \mu\text{m}$. Le filtre ayant retenu les résidus est placé sur des capsules en aluminium et séché à un poids constant entre $103-105^{\circ}\text{C}$ pendant 24 heures. Les teneurs en MES sont ensuite déterminées par pesée différentielle.

La DCO est mesurée selon la méthode standard en utilisant des tubes à DCO de marque Hach. A cet effet, dans chaque tube, 2 mL d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont introduits. Pour les percolâts, des dilutions de 1/2 (1 mL de percolât et 1 mL d'eau déminéralisée) ont été effectuées. Pour les boues brutes les dilutions sont variables (1/10, 1/20, 1/50 ou 1/100) suivant la consistance et la salinité des boues brutes.

La NTK a été mesurée en utilisant les méthodes de digestion habituelles. Pour cela, 25 mL de boues brutes et 50 mL de percolât des échantillons bien homogénéisés, ont été utilisés pour la digestion. Le NTK a été analysé en utilisant la méthode macro-Kjeldahl.

Les NO_3^- ont été analysées selon la méthode standard en utilisant des kits nitrate et nitrite de marque Hach.

Les lectures des paramètres tels que DCO, NTK et NO_3^- ont été faites à l'aide d'un spectrophotomètre DR 5000.

Les rendements épuratoires ont été évalués uniquement pour les paramètres physico-chimiques tels que MS, MVS, MES, DCO, NTK, NO_3^- . Le rendement épuratoire est calculé suivant l'équation [16] (page 60).

6.3 Résultats et discussions

6.3.1 Caractéristiques des boues de vidange utilisées dans l'étude

Les caractéristiques des boues de vidanges, utilisées dans cette étude, sont présentées au tableau 6.2. Ces caractéristiques sont en conformité à celles obtenues par Seck et al. (2015). Les concentrations obtenues sont de 10 à 100 fois plus concentrées que celles des eaux usées (Strauss et al., 1997). Selon Kuffour et al. (2009), le traitement de BV à forte teneur en contaminant pose problème. Les fortes concentrations de MS, obtenues de notre étude, s'expliquent par les effets de décantation/épaississement qu'ont subi les boues au cours de leur séjour dans le bassin, car les travaux de Vonwiller (2007) faits sur les boues de Dakar montrent une teneur en MS de l'ordre de 4,5 g/L. Le pourcentage de la MVS (57% MS) illustre que la stabilisation partielle se produit dans le bassin et dans les fosses, mais une importante quantité de matière organique non dégradée subsiste encore, nécessitant ainsi une stabilisation avant son utilisation ultérieure. Le rapport de DCO/DBO₅ (4,3) montre que les matières organiques peuvent être facilement biodégradables (Heinss et al., 1999). Le pH des différentes expériences, compris dans l'intervalle 6,5 à 9, est approprié pour une dégradation biologique des matières organiques par les micro-organismes (Veenstra et al., 1997).

Tableau 6.2: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.

Paramètres	Mo ± E	Paramètres	Mo ± E
pH	7,4 ± 0,5	DCO (g/L)	70,7 ± 19,8
EC (mS/cm)	3,6 ± 0,7	DBO ₅ (g/L)	17,0 ± 6,0
Salinité (g/L)	1,8 ± 0,4	DCO/DBO ₅	4,3 ± 1,0
MS (g/L)	69,3 ± 29,5	NTK (g/L)	2,3 ± 0,8
MVS (%MS)	57,4 ± 5,3	NO ₃ ⁻ (g/L)	0,8 ± 0,4
MES (g/L)	55,3 ± 1,6		

Mo : moyenne ; E : écart-type

6.3.2 Quantification du percolât

La maille des massifs filtrants et la nature des charges appliquées sur les lits sont susceptibles d'influencer le processus de déshydratation des boues de vidange.

6.3.2.1 Influence de la maille sur la percolation

L'influence de la variation de mailles du massif filtrant sur les quantités et pourcentages d'élimination du percolât sont présentés aux figures 6.3a et 6.3b. Les volumes de percolâts collectés sont comparés à la charge hydraulique pour tous les massifs filtrants (sable, silex, coquillage, verre et sciures de bois).

Les quantités récupérées avec la maille M1 sont de $2,09 \pm 1,15$ L pour le sable, $1,90 \pm 1,11$ L pour le silex, $2,13 \pm 1,01$ L pour le coquillage, $1,56 \pm 0,44$ L pour les verres et $2,36 \pm 1,69$ L pour les sciures de bois (figure 6.3a). Les écart-types montrent que les traitements sur sable et sur filtres alternatifs sont similaires. Les quantités de percolât recueillies avec la maille M2 sont de : $2,23 \pm 1,05$ L pour le sable, $1,96 \pm 0,83$ L pour le silex, $2,44 \pm 1,09$ L pour le coquillage, $1,55 \pm 0,11$ L pour les verres et $2,17 \pm 1,33$ L pour les sciures de bois (figure 6.3a). Les tests effectués avec « ANOVA one way » entre les quantités de percolâts récupérés sur les mailles M1 et M2 montrent qu'il existe des différences statistiquement significatives ($P = 0,040$).

La figure 6.3b montre que les pourcentages de percolâts récupérés pour les mailles M1 et M2. Les pourcentages moyens de collecte obtenus avec M1 sont de 39,04%, 35,21%, 40,84%, 30,81%, 42,6% respectivement pour les filtres à sable, silex, coquillage, verres et les sciures de bois. Les pourcentages obtenus avec M2 sont de : $42,35 \pm 5,60\%$ pour le sable, $37,45 \pm 3,41\%$ pour le silex, $46,55 \pm 5,61\%$ pour le coquillage, pour les brisures de verre et $39,91 \pm$

10,85% pour les sciure de bois. Ces différents pourcentages sont comparables à la marge de 39 à 79 % du volume de boue appliquée obtenus par Cofie et al. (2006) lorsqu'ils effectuaient des expérimentations de séchage en saison sèche.

Cette différence apparente entre les mailles est confirmée par les tests « ANOVA one way » avec un $P = 0,040$. Par contre, les tests « ANOVA one way » effectués en fonction de la nature du massif filtrant (sable, silex, coquillage, verre et sciures de bois) montrent que lorsqu'on opère avec une même maille, aucune différence statistiquement significative n'est observée sur le pourcentage de percolât recueilli avec $P = 0,784$ et $P = 0,841$ obtenus respectivement pour les mailles M1 et M2.

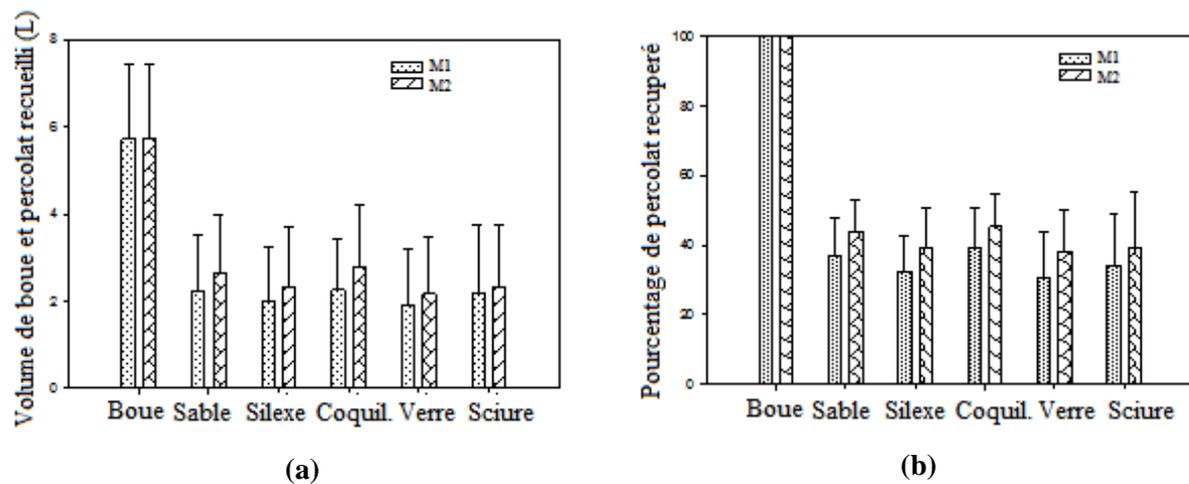


Figure 6.3: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés pour une charge 150 kg MS/m²*an appliquée sur M1 et M2.

6.3.2.2 Influence de la charge sur la percolation

La figure 6.4a représente les quantités de percolâts recueillies selon les massifs filtrants de mailles M1 et M2. Les quantités de percolât collectées pour 150 kg MS/m²*an sont de $3,83 \pm 0,96$ L et $4,40 \pm 0,91$ L respectivement pour M1 et M2, les volumes collectés pour 300 kg MS/m²*an sont de $7,85 \pm 2,77$ litres et $8,76 \pm 3,08$ litres respectivement pour M1 et M2 et enfin les volumes collectés pour 450 kg MS/m²*an sont de $12,57 \pm 3,28$ L et $13,80 \pm 4,26$ L respectivement pour M1 et M2. L'intensité de la pression qu'effectue un liquide sur une surface de drainage est liée à la hauteur de son volume appliqué pouvant influencer la quantité de liquide drainé par percolation. Ainsi, les fortes charges hydrauliques vont donner des volumes d'eau de drainage plus élevés (Stefanakis et al., 2011). La figure 6.4a montre

qu'après l'application d'importants volumes de boue, les quantités de percolât recueillies sont plus importantes. Ces valeurs confirment le fait que l'augmentation de la charge hydraulique entraîne un plus grand passage de l'eau à travers les pores (Ferro-García et al., 1990; Sharvelle et al., 2008). Nous avons constaté que la vitesse de percolation était plus rapide pour les charges 450 kg MS/m²*an, suivies de 300 kg MS/m²*an et enfin 150 kg MS/m²*an. La raison vient du fait que les fortes charges hydrauliques augmentent les vitesses d'infiltration et réduisent les échanges entre l'eau libre contenue dans les macropores et l'eau liée dans les micropores (Boller et al., 1993).

La figure 6.4b représente les pourcentages de percolât collectés avec trois différentes charges sur les filtres de mailles M1 et M2. Les pourcentages de percolâts collectés, pour 150 kg MS/m²*an, sont de 46,92 ± 2,42% et 54,46 ± 1,83% respectivement pour M1 et M2. Pour 300 kg MS/m²*an appliquées sur les massifs filtrants, 47,23 ± 7,79% et 52,40 ± 8,79% de percolâts sont respectivement obtenus pour M1 et M2. En ce qui concerne la charge 450 kgMS/m²*an, les pourcentages de percolâts collectés sont de 51,35 ± 2,34% et 55,82 ± 6,51% respectivement pour M1 et M2. Ces pourcentages obtenus sont en conformité avec les travaux de Heinss et al. (1998) et ceux de Koottatep et al. (2001) qui affirment que 50-80% de la boue brute appliquée sur lits de séchage non plantés et dans les zones humides sont récupérés respectivement par percolation.

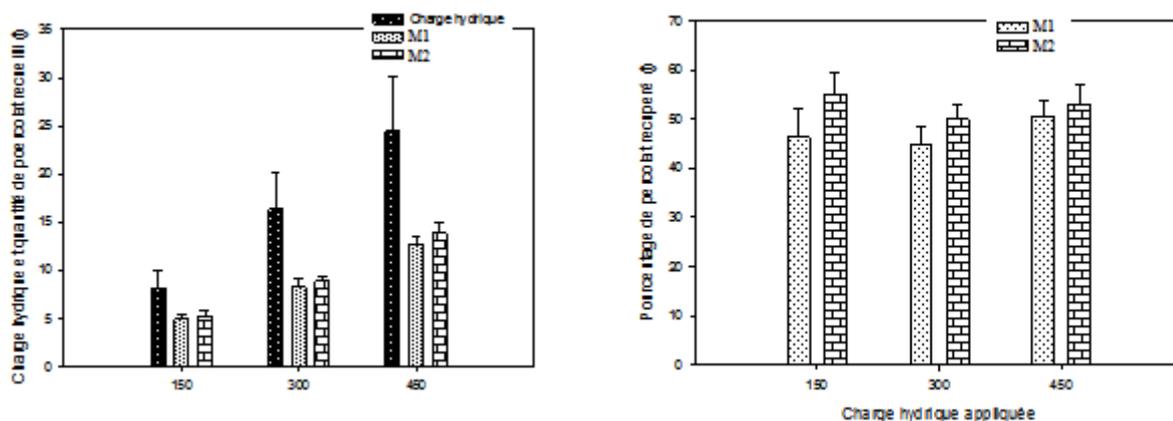


Figure 6.4: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts recueillis suivant les charges appliquées sur M1 et M2

6.3.2.3 Influence de la charge sur la durée de percolation

La figure 6.5 représente l'influence de la charge de BV appliquée sur la durée de percolation. En effet, la percolation dure 4 à 6 jours pour 150 kg MS/m²*an BV. Ces résultats confirment

les travaux de Kuffour et al. (2013), qui ont obtenu en 4 jours de percolation pour une charge de 5 litres de boue ($26,93 \pm 20,25$ g/L de MS) dans un cylindre de diamètre 0,175 m. Les percolations ont duré entre 7 à 9 jours et 9 à 11 jours respectivement pour $300 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$ et $450 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$. Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Kuffour et al. (2009), qui ont obtenu 10 jours de percolation lorsqu'ils ont appliqué des charges comprises entre 217 et $360 \text{ kg MS/m}^2\cdot\text{an}$ sur filtre à sable de mailles 0,1-0,5 mm et 0,5-1,0 mm .

Dans notre étude, nous n'avons observé aucun cas de colmatage au terme de la percolation, car il ne restait pas d'eau à la surface de la boue. Langergraber et al. (2003) et Wallace et al. (2006) suggèrent que les particules de petites mailles permettent une surface favorable à l'établissement de biofilm sujet au phénomène de colmatage plus fréquent, alors que les particules de grande maille permettent de retarder le colmatage (Zhao et al., 2004; Chazarence et al., 2005). Le non colmatage observé avec M1 entre deux expérimentations sur le même filtre comme suggéré par certains auteurs (Blazejewski et al., 1997; Platzer et al., 1997; Langergraber et al., 2003).

En outre les BV contiennent de fines particules organiques qui s'incrusteront entre les mailles des massifs filtrants et peuvent former un film qui prolonge la durée de percolation. La destruction de ce film entraîne la réduction de la durée de percolation (Rudolfs et al., 1932).

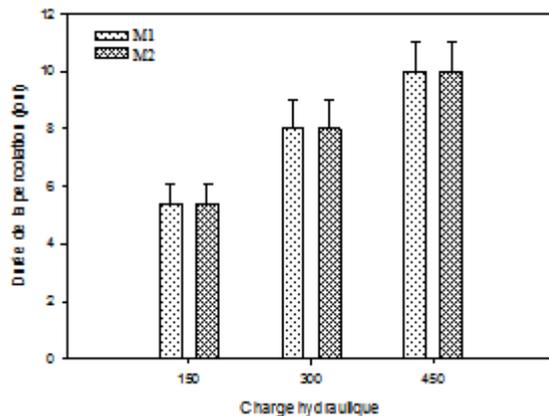


Figure 6.5: Durée de percolation des différentes charges appliquées sur M1 et M2.

6.3.2.4 Influence des charges et des mailles sur la vitesse de percolation

L'évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge est montrée aux figures 6.6a et 6.6b. Ces figures montrent que durant la percolation, la quantité de percolât diminue progressivement. Par ailleurs, la quantité collectée reste fortement corrélée au volume de

boues initialement appliquées, car, le volume journalier collecté est proportionnel à la charge de boue appliquée (figure 6.6a). L'élévation de la charge hydrique favorise l'humification de la surface et le pourcentage d'accès de l'eau aux pores, comme l'ont suggéré certains auteurs (Ferro-García et al., 1990; Sharvelle et al., 2008). Les fortes charges augmentent la vitesse d'infiltration et par conséquent réduisent les échanges entre l'eau se trouvant dans les micropores et l'eau liée qui reste dans les micropores (Boller et al., 1993). La figure 6.6b montre que la percolation est légèrement supérieure avec les filtres de mailles plus larges (M2). En effet, les massifs filtrants de larges mailles offrent plus d'espaces pour le drainage de l'eau.

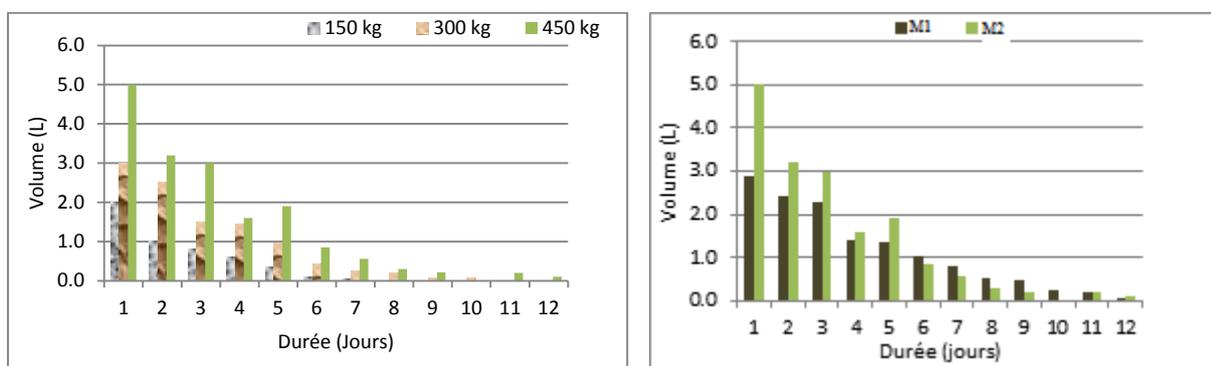


Figure 6.6 : Quantités de percolats recueillies suivant trois charges appliquées (a), et deux mailles de massifs filtrants (b) en fonction du temps

6.3.3 Séchage des boues de vidange

6.3.3.1 Influence de la nature du massif filtrant sur le séchage

Les figures 6.7a et 6.7b représentent les résultats relatifs à l'influence du massif filtrant sur le séchage des boues de vidange.

Le niveau de séchage des BV est en moyenne de 58,3% MS sur sable, 56,6% MS sur silex, 60,9% MS sur coquillage, 55,5% MS, sur verre et 48,9% MS sur sciures de bois (figure 6.7a). En tenant compte des écart-types moyens de 4,1%, 4%, 5,9%, 3,8% et 1,7% obtenus respectivement pour le sable, le silex, le coquillage, le verre et les sciures de bois, nous pouvons conclure que les pourcentages de séchage obtenus avec les différents massifs filtrants de maille M1 sont similaires. Ces résultats confirment les 60% MS obtenus avec l'application d'une charge de $100 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ sur du sable de maille 0,2-0,6 mm par Seck et al. (2015).

Nous avons effectué une étude comparative de même nature qui a montré que le séchage est meilleur avec la maille M2 (figure 6.7b). En effet, après 14 jours, le taux de séchage des BV est en moyenne de 86,7% MS pour le sable, 91,5% MS pour le silex, 83,1% MS pour le coquillage, 86,3% MS pour le verre et 53,5% MS pour les sciures de bois. Les écart-types moyens de 3,3%, 2,1%, 3,6%, 3,6% et 2,4% obtenus avec le sable, le silex, le coquillage, les verres et les sciures de bois montrent qu'à l'exception des sciures de bois, le séchage est similaire pour les massifs filtrants.

A l'exception des sciures de bois, le niveau de séchage est similaire pour les massifs filtrants de même maille. Le comportement des massifs filtrants montre que les différences entre les paramètres physico-chimiques ne sont pas aussi significatives pour influencer les mécanismes de séchage des boues de vidange. L'importante quantité de percolât générée avec des mailles plus larges a joué un important rôle sur la vitesse de séchage observée pour M1 et M2.

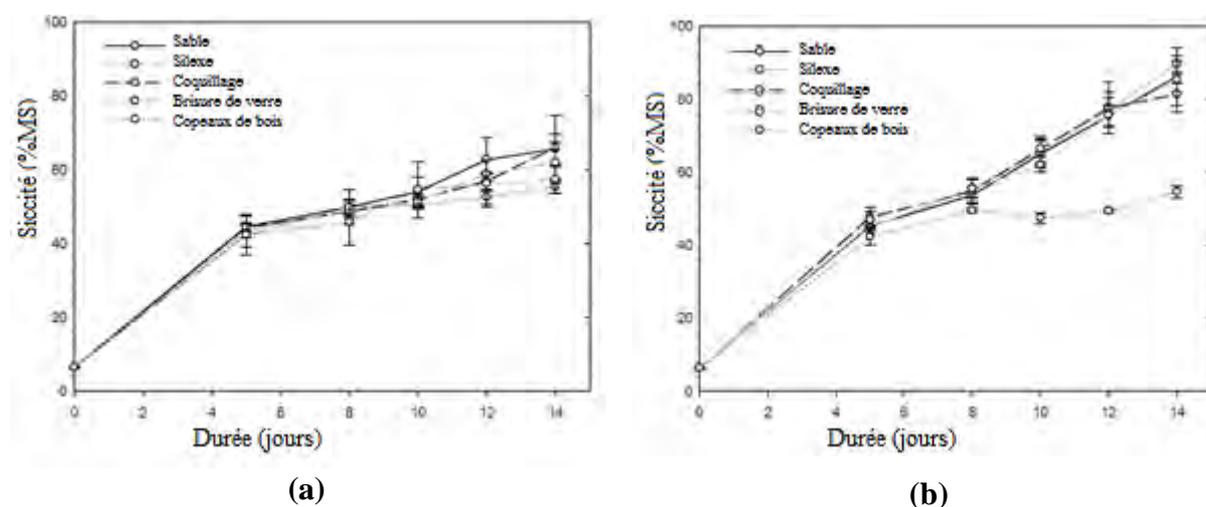


Figure 6.7: Séchage de boue de vidange de charge $150 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ sur sable, silex, coquillage, verre et sciure de bois de mailles M1 (a) et M2 (b)

6.3.3.2 Influence du retournement de la boue sur le séchage

Les résultats de l'étude portant sur l'influence du retournement sur le séchage de $150 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ de BV appliqués sur sable, silex, coquillage, verre et sciures de bois avec les mailles M1 et M2 sont présentés aux figures 6.8a et 6.8b respectivement pour M1 et M2.

La figure 6.8a montre que l'évolution du séchage des BV est similaire pour tous les massifs filtrants de mailles M1. En effet, les pourcentages de $91,4 \pm 2,3\%$ MS pour le sable, $90,1 \pm 2,3\%$ MS pour le silex, $88,9 \pm 5,5\%$ MS pour le coquillage, $86,2 \pm 7,8\%$ MS pour le verre et

89,8 ± 1,4% MS pour les sciures de bois ont été atteints en 11 jours de séchage sur les lits de séchage non plantés. Ces écart-types montrent que les différences obtenues ne sont pas statistiquement significatives.

La figure 6.8b montre que le séchage des boues de vidange évolue quasiment de la même façon au niveau de tous les massifs filtrants de maille M2. En effet, les pourcentages moyens de 90,7 ± 1,7% MS avec le sable, 91,9 ± 0,8% MS avec le silex, 91,5 ± 1,0% MS avec le coquillage, 88,8 ± 1,9% MS avec le verre et 90,3 ± 0,8% MS avec les sciures de bois ont été atteints en 11 jours sur lits de séchage non plantés. Ces écart-types montrent que les différences obtenues ne sont pas significatives. Ces résultats sont comparables au 90% MS obtenus par Seck et al. (2015). La diminution de la durée (11 jours) de séchage influence positivement sur la charge réelle qui devient maintenant 200 kg MS/m²*an au lieu de 150 kg MS/m²*an prévues pour 14 jours.

Au cours du séchage, l'humidité est plus importante vers la partie inférieure des biosolides ce qui rend difficile le séchage. Le retournement permet d'exposer cette phase plus humide à la température ambiante facilitant ainsi l'évaporation.

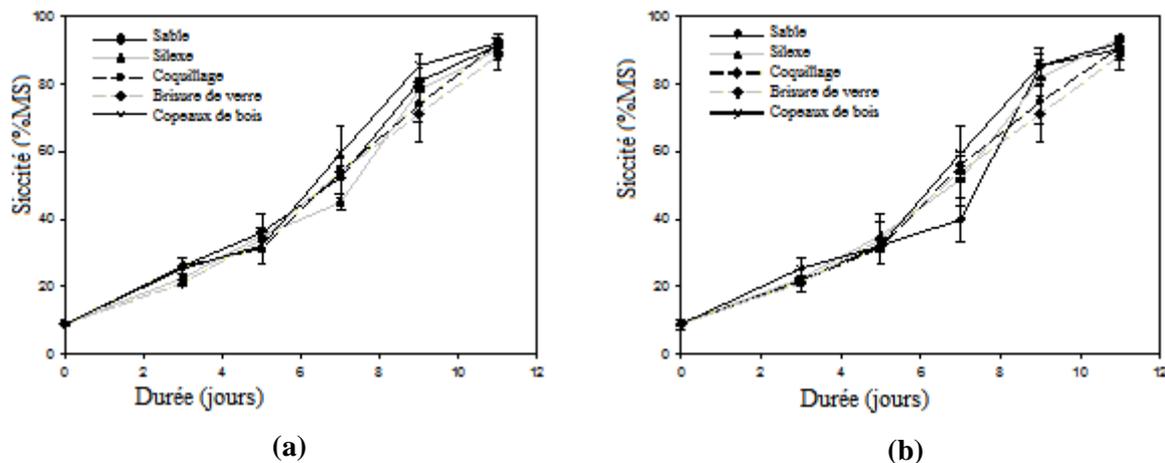


Figure 6.8: Séchage de boues de vidange de charge 150 kg MS/m²*an avec retournement sur sable, silex, coquillage, verre et sciure de bois de maille M1 (a) et M2 (b)

6.3.3.3 Séchage avec retournement de 300 kg MS/m²*an sur les massifs filtrants de mailles M1 ou M2

Le séchage effectué avec retournement quotidien de 300 kg MS/m²*an de BV, montre qu'en moyenne 90% MS sont atteints après 18 jours de séchage sur sable, silex, coquillage et verre

de maille M1 (figure 6.9a) ou M2 (figure 6.9b). Les résultats obtenus montrent que la différence de maille n'influence pas le séchage lorsque les BV ont subi un retournement quotidien. Par ailleurs, au terme de la percolation des BV, les pertes en eau s'effectuent principalement par évaporation. Au moment du retournement, les gâteaux de BV sont cassés laissant plus d'espace favorable à l'évaporation des molécules d'eau.

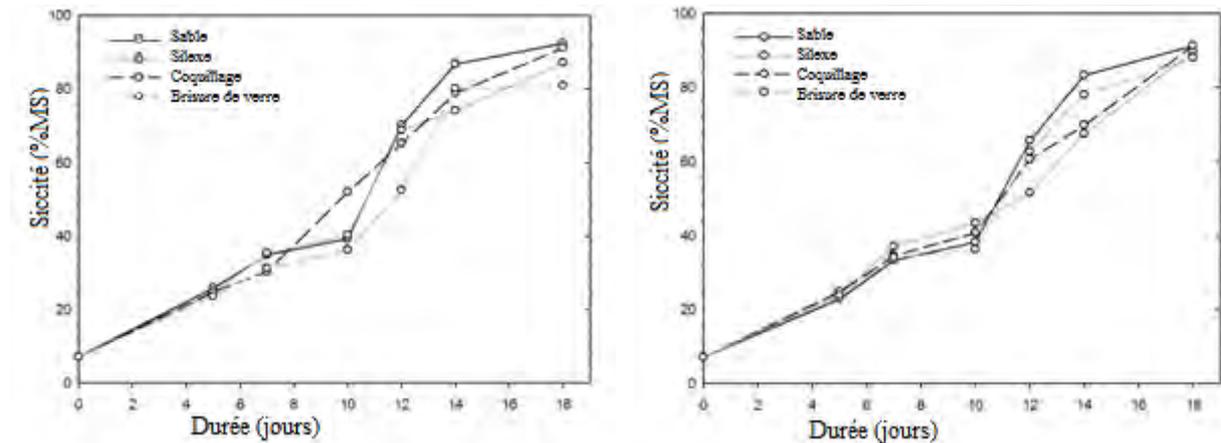


Figure 6.9: Séchage de boues de vidange de charge $300 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ avec retournement sur sable, silice, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b)

6.3.3.4 Séchage avec retournement pour $450 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ sur massifs filtrants de mailles M1 et M2

Les figures 6.10a et 6.10b présentent l'évolution du séchage des boues de vidange, avec retournement journalier d'une charge de $450 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$ appliquée sur massifs filtrants de mailles M1 ou M2. Le niveau de séchage a atteint 90% MS en 24 ± 1 jours aussi bien pour les massifs filtrants de maille M1 que ceux de mailles M2. La charge réelle correspondante est de $260 \pm 7 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$, contrairement aux $450 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$. Les taux de séchage obtenus sont partout identiques aussi bien pour M1 et M2.

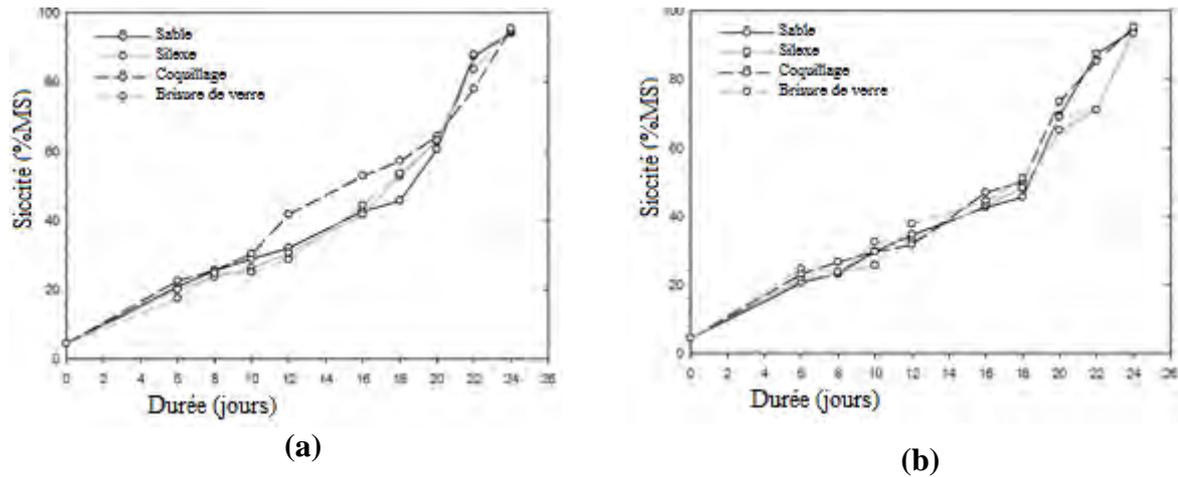


Figure 6.10 : Séchage de boues de vidange de charge 450 kg MS/m²*an avec retournement sur sable, silex, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b)

6.3.3.5 Influence de la charge sur le séchage des BV

Les résultats présentés aux figures 6.11a et 6.11b montrent que le séchage avec retournement de la boue a atteint plus de 90% MS en 11 ± 1 jours, 18 jours et 24 ± 1 jours respectivement pour l'application de charges 150 kg MS/m²*an, 300 kg MS/m²*an et 450 kg MS/m²*an. Exceptée 150 kg MS/m²*an, l'objectif fixé pour atteindre 90% MS en 14 jours de séchage a été dépassé pour les autres charges. Ainsi, l'augmentation de la charge hydraulique prolonge le temps nécessaire de séchage des boues à 90% MS. Prêt de 50% de l'eau contenue dans la boue entrante est récupérée par percolation pour toutes les charges, mais l'autre moitié est constituée d'eau liée qui ne peut pas être déshydratée mais plutôt éliminée par évaporation. Le volume d'eau à éliminer étant proportionnelle à la charge, les fortes charges ayant emmagasinée une plus grande quantité de cette eau ont donné une période de séchage plus longue. Les pourcentages d'élimination de l'eau restent similaires pour toutes les charges. Les petites charges sèchent plus vites car, elles contiennent moins d'eau comparées aux charges élevées. En outre, l'évaporation est fortement influencée par les conditions climatiques, de même que la déshydratation du percolât au niveau des massifs filtrants.

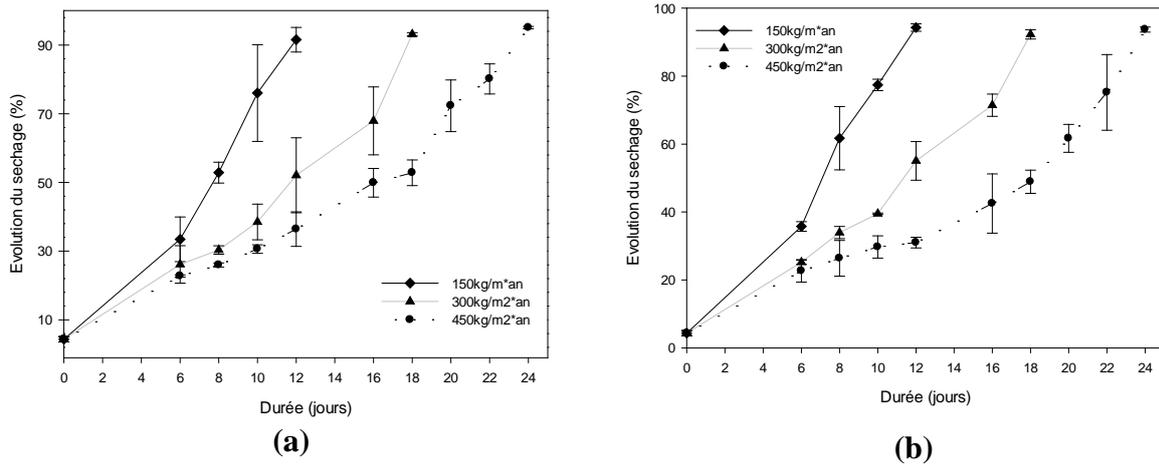


Figure 6.11 : Séchage de boues de vidange de charges 150, 300 et 450 kg MS/m²*an avec retournement sur sable, silex, coquillage et verre de mailles M1 (a) et M2 (b)

6.3.4 Efficacité des massifs filtrants sur l'élimination des polluants

6.3.4.1 Elimination des particules solides (MS, MES et MVS) et de la DCO

Le calcul des performances épuratoires est basé sur les différences entre les flux entrants et les flux sortants.

La figure 6.12a représente le taux d'abattement de MS pour les massifs filtrants de mailles M1 et M2 avec l'application de 150 kg MS/m²*an de BV. Les pourcentages d'abattement dans les percolâts sont de 98,8 ± 0,5% et 98,8 ± 0,3% respectivement pour M1 et M2 et sont largement supérieurs à ceux trouvés par Kuffour et al. (2009).

La figure 6.12b représente le taux d'abattement de MVS par l'application de 150 kg MS/m²*an de BV sur sable de mailles M1 ou M2. Les pourcentages d'élimination avec leurs écart-types dans le percolât sont de 99,2 ± 0,2% et 99,3 ± 0,1% respectivement pour M1 et M2. La MVS est fonction de la matière organique (Kierly, 1998), elle s'accumule dans les massifs filtrants et devient un indicateur de colmatage. Cela montre que, quelle que soit la charge, la matière organique est assez bien transformée par les microorganismes.

La figure 6.12c représente le taux d'abattement des MES par application de 150 kg MS/m²*an de BV sur sable de mailles M1 ou M2. Les pourcentages d'abattement dans le percolât sont de 99,9 ± 0,07% et 99,8 ± 0,11% respectivement pour M1 et M2. Ces pourcentages sont légèrement supérieurs aux 95,1% pour 0,1-0,5 mm et 93,4% pour 0,5-1 mm trouvés par Kuffour et al. (2009). L'élimination de MES semble dépendre de sa concentration dans les

boues entrantes. Cette efficacité pourrait être due à la capacité des massifs filtrants à éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al., 2009). Plusieurs auteurs ont montré que le principal processus d'élimination de MES est la filtration physique par le massif filtrant en raison de la forte proportion en éléments particuliers dans les boues (Rousseau et al., 2004; Wang et al., 2009). Les solides en suspension sont aussi éliminés par sédimentation et piégeage (Kadlec, 2003).

La figure 6.12d représente le taux d'abattement de la DCO par application de 150 kg MS/m²*an de BV sur un sable de mailles M1 ou M2. Les pourcentages d'abattement dans le percolât sont de $99,8 \pm 0,1\%$ et $99,8 \pm 0,1\%$ respectivement pour M1 et M2. Ces importants pourcentages obtenus sur les lits de séchage peuvent être dus à la capacité des filtres à éliminer les matières solides des BV et par l'action microbienne (Karim, 2005). Wang et al. (2009) soulignent que l'élimination de la DCO est principalement due à des processus physiques plutôt qu'à des processus biologiques, puisque la DCO est principalement d'origine particulaire dans les boues de vidange comme l'a montré Walker (2008). En effet, cet auteur a trouvé que la DCO d'origine particulaire représentait 93% de la DCO totale dans les boues de vidange dépotées à la dépositante de Rufisque (Dakar-Sénégal). La capacité de M1 à éliminer la DCO résulte du fait que les grains de sable présentent une large surface pour le développement microbien contribuant ainsi à ses hautes performances.

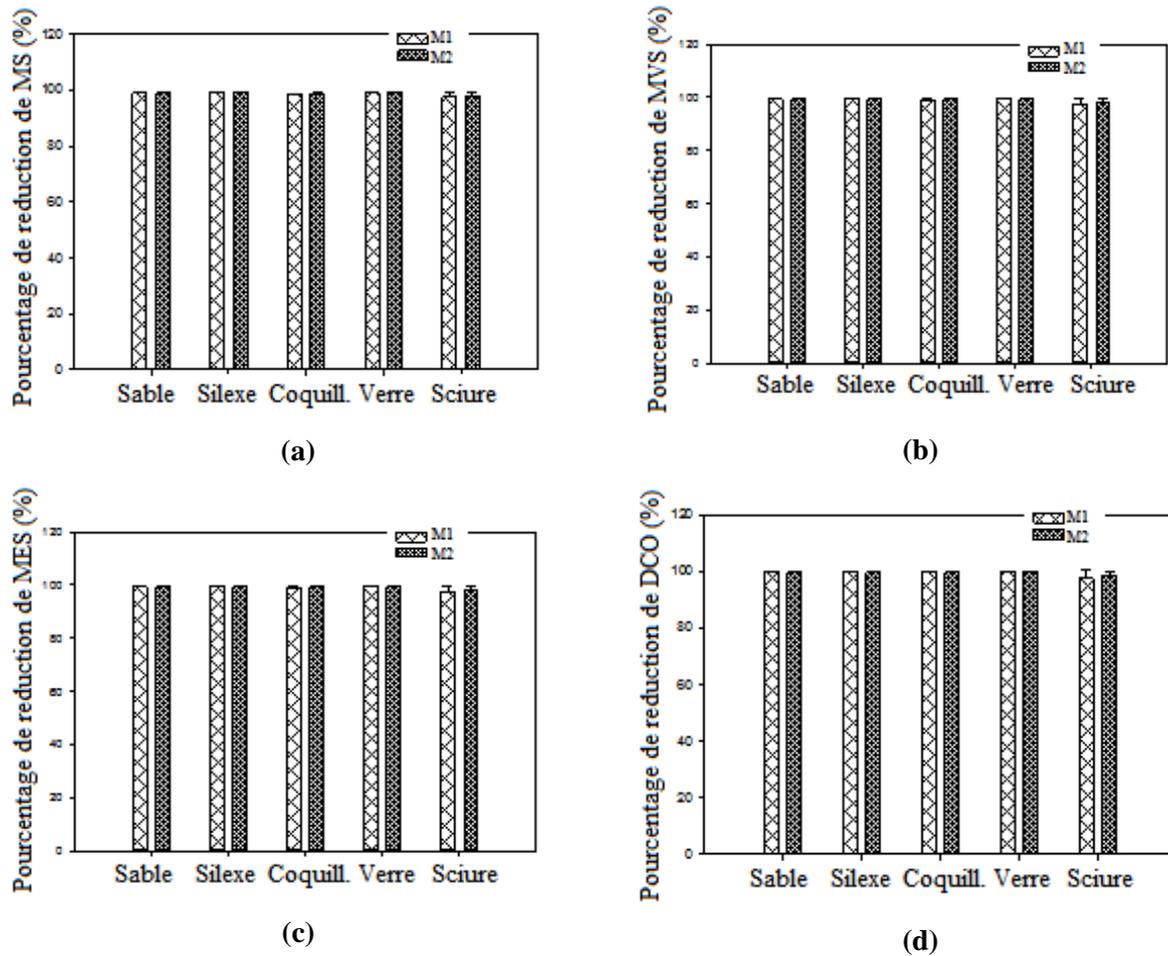


Figure 6.12 : Rendement épuratoire de MS (a), MVS (b), MES (c) et DCO (d) pour M1 et M2 avec l'application de 150 kg MS/m²*an

6.3.4.2 Elimination des nutriments (NKT et NO₃⁻)

Les taux d'abattement de NKT et NO₃⁻, représentés respectivement aux figures 6.13a et figures 6.13b, sont très élevés.

Les pourcentages d'abattement de NKT par le sable dans le percolât sont de 99,7 ± 0,0% et 99,0 ± 0,8% respectivement pour M1 et M2. Cette efficacité d'éliminer NKT par le massif filtrant peut être attribuée à la densité des biomasses des BV et de la haute surface spécifique (Nakhla et al., 2003). Par ailleurs, les fortes concentrations de NKT peuvent être dues à des processus physiques comme la filtration et l'adsorption.

Les pourcentages d'élimination de NO₃⁻ sur sable, dans le percolât, sont de 98,9 ± 1,1% et de 99,3 ± 1,0% respectivement pour M1 et M2. Ceci peut être dû au fait que la NO₃⁻ continue de se former à travers la minéralisation de l'azote organique.

L'élimination de NTK et de NO_3^- est fortement corrélée à la concentration de ces polluants dans les boues entrantes.

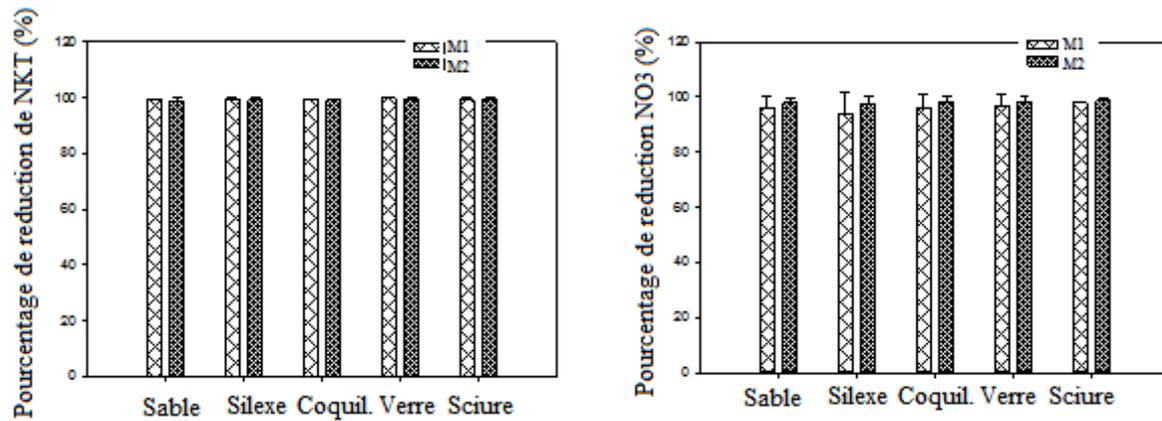


Figure 6.13: Taux d'abattement de NTK (a) et de NO_3^- (b) suivant M1 et M2 avec l'application de $150 \text{ kg MS/m}^2 \cdot \text{an}$

6.3.4.3 Caractéristiques physico-chimiques du percolât

Les concentrations des percolâts récupérés sont consignées au tableau 6.3. Il s'agit de moyennes et d'écart-types calculés pour toutes les expérimentations lors de l'étude. Ces résultats sont comparés aux valeurs limites de la Norme Sénégalaise NS 05-061 relative au rejet des eaux usées dans les différents milieux récepteurs.

Le tableau 6.3 montre que, comparées aux BV appliquées, les percolâts présentent des charges assez faibles pour les paramètres étudiés (MS, MES, MVS, DCO, NTK et NO_3^-), ce qui conduit à des taux d'abattement très élevés. Les importants écart-types que présentent les percolâts sont relatives aux fortes variabilités des boues de vidange. Les concentrations de MES, DCO et NTK des percolâts obtenues sont largement supérieures aux normes de rejet recommandées par la législation sénégalaise. Selon Eptein (2003), la forte concentration de NTK dans les percolâts est due à sa forte concentration dans les boues appliquées sur le filtre et l'ammonification de l'azote organique. Ainsi, il est nécessaire de soumettre ces eaux à un traitement supplémentaire pour respecter les normes sénégalaises de rejet.

Tableau 6.3: Concentrations moyennes avec écarts types des percolâts récupérés avec M1 et M2 en comparaison avec la norme sénégalaise NS 05-061

Paramètres	Mailles	Sable	Silex	Coquillage	Verre	Sciures de bois	NS 05 -061
pH	M1	8,12 ± 0,06	8,18 ± 0,08	7,90 ± 0,11	7,99 ± 0,07	8,23 ± 0,03	-
	M2	8,35 ± 0,20	8,05 ± 0,13	8,12 ± 0,11	6,43 ± 0,21	6,37 ± 0,20	-
CE (mS/cm)	M1	2,76 ± 0,21	2,74 ± 0,06	2,13 ± 0,13	2,33 ± 0,34	5,08 ± 0,28	-
	M2	5,47 ± 0,06	2,59 ± 0,09	3,51 ± 0,74	3,10 ± 1,02	2,77 ± 0,11	-
Salinité (g/L)	M1	1,20 ± 0,00	1,27 ± 0,06	0,93 ± 0,06	1,03 ± 0,21	1,13 ± 0,25	-
	M2	1,17 ± 0,15	1,23 ± 0,06	1,33 ± 0,06	1,43 ± 0,55	1,27 ± 0,06	-
Tps (°C)	M1	25,53 ± 0,31	25,47 ± 0,51	25,37 ± 0,59	24,90 ± 1,39	25,53 ± 0,31	-
	M2	25,47 ± 0,51	25,13 ± 0,42	25,37 ± 0,32	25,13 ± 0,42	25,13 ± 0,42	-
MS (g/L)	M1	2,16 ± 0,18	2,01 ± 1,11	2,53 ± 0,98	1,90 ± 0,99	3,98 ± 0,13	-
	M2	2,20 ± 0,55	2,20 ± 1,59	2,65 ± 0,99	2,54 ± 0,89	3,94 ± 0,99	-
MVS (g/L)	M1	0,85 ± 0,26	0,40 ± 0,16	0,46 ± 0,99	0,80 ± 0,46	2,03 ± 0,27	-
	M2	0,93 ± 0,99	0,85 ± 0,79	0,78 ± 0,20	0,83 ± 0,35	1,48 ± 0,48	-
MES (g/L)	M1	0,12 ± 0,04	0,18 ± 0,16	0,15 ± 0,02	0,21 ± 0,05	0,14 ± 0,40	0,05
	M2	0,16 ± 0,15	0,20 ± 0,06	0,20 ± 0,02	0,25 ± 0,00	0,28 ± 0,20	0,05
DCO (g/L)	M1	0,282±0,032	0,132±0,024	0,273±0,059	0,276±0,002	2,781± 0,51	200- 100
	M2	0,342±0,082	0,276±0,014	0,391±0,027	0,460±0,010	3,168±0,98	200- 100
NTK (g/L)	M1	0,012±0,002	0,023±0,021	0,026±0,002	0,014±0,009	0,030±0,027	30
	M2	0,043±0,031	0,042±0,041	0,039±0,009	0,027±0,026	0,010±0,002	30
NO ₃ ⁻ (g/L)	M1	0,050±0,045	0,092±0,109	0,038±0,043	0,044±0,054	0,027±0,007	-
	M2	0,023±0,016	0,031±0,038	0,019±0,024	0,022±0,021	0,019±0,012	-

6.4 Conclusion partielle

Au terme de cette étude, les résultats montrent que :

- aucun cas de colmatage n'a été noté après 8 (huit) expériences effectuées avec le sable, le silex, le coquillage, les verres et les sciures de bois. Par ailleurs, le volume de percolât collecté est plus important avec M2, 55% contre 47% pour la M1. Les pourcentages de percolâts collectés pour 150 kg MS/m²*an, 300 kg MS/m²*an et 450 kg MS/m²*an appliqués sur les massifs filtrants est statiquement sans différences significatives ;
- exceptés des sciures de bois, la nature du massif filtrant n'influe pas sur le processus de séchage. Le séchage d'une charge de 150 kg MS/m²*an atteint 60% MS et 90% MS respectivement pour M1 et M2. Par ailleurs, le retournement de la boue entraîne une accélération du séchage de 30% aussi bien avec M1 que pour M2. Nous avons aussi noté que plus la charge appliquée est importante, plus l'est le temps nécessaire pour sécher les BV. En effet, 90% MS sont atteints pendant 12 ± 1 jours, 18 ± 0 jours et 24 ± 1 jours respectivement pour les charges 150 kg MS/m²*an, 300 kg MS/m²*an et 450 kg MS/m²*an ;
- à l'exception des sciures de bois, les pourcentages de dépollution des MS, MVS, MES, DCO, NTK et NO₃ atteignent plus de 97%. Malgré ces fortes éliminations de polluants, les concentrations obtenues restent toujours supérieures aux normes sénégalaises de rejet ;

CHAPITRE 7 : ETUDE DES PHENOMENES DE COLMATAGE
DES MASSIFS FILTRANTS DANS LE TRAITEMENT DES
BOUES DE VIDANGE

7.1 Introduction

Les technologies d'assainissement autonomes ont longtemps été considérées comme des solutions temporaires dans les zones urbaines. Au cours de ces dernières années, ces systèmes ont bénéficié d'une attention particulière, car ils sont moins coûteux comparés aux systèmes à base d'égout et sont plus adaptés au contexte pour faire face à l'urbanisation rapide dans les pays en développement (Dodane et al., 2009). Les lits de séchage non plantés sont utilisés à travers le monde pour traiter les eaux usées. Un des facteurs les plus importants dans leur réalisation est le massif filtrant, qui est étroitement lié à l'élimination des polluants et au coût de la construction. Cependant, les problèmes de colmatage sont très récurrents dans ces filtres.

Le colmatage est un processus très complexe et dont les mécanismes ne sont pas encore bien étudiés. Le colmatage est défini comme un processus de réduction de porosité et de perméabilité due aux phénomènes physique, chimique et biologique (McGauhey et al., 1967; Bouwer, 2002). Ces phénomènes ont été étudiés dans des filtres d'eau potable (Reddi et al., 2000), des couches de drainage (Rowe et al., 2000), des bassins de recharge (Rinck-Pfeiffer et al., 2000) et la construction de zone humide (Langergraber et al., 2003). Pour Sychała et al. (2003), les facteurs qui influent le processus de colmatage sont les dépôts de matières en suspension à la surface des filtres, la température, et la distribution verticale de la matière organique car plus de 40% sont concentrées dans la couche supérieure du filtre située à 2,5 cm de la surface. Siegrist et al. (1987) et Healy et al. (2007) estiment que l'apparition des signes de colmatages est fonction de la charge organique et des matières en suspension appliquées sur les filtres. Pour Langergraber et al. (2002), l'accumulation des matières en suspension joue un rôle plus important dans le colmatage des filtres, que le développement de biomasses. La formation de biofilm à la surface de filtre par l'accumulation de microorganismes et de biomasse peut être responsable du colmatage surfacique (Siegrist et al., 1987; Vandevivere et al., 1992; Schwager et al., 1997).

Les boues de vidange étant totalement différentes des eaux usées et de l'eau potable, il est quasi-impossible d'appliquer directement les conclusions de ces différentes expériences de colmatage dans le domaine des boues de vidange. L'objet de ce présent travail consiste à :

- optimiser la déshydratation à travers l'utilisation de différents types de massifs filtrants combinés à différentes charges de boues ;
- étudier l'impact des différents types de massif filtrant et différentes charges de boues sur les rendements épuratoires.

7.2 Matériel et méthodes

7.2.1 Dispositif expérimental

La nature et la taille des colonnes, utilisées dans le traitement des eaux usées et des boues de vidange, ne sont pas standardisées. Dans la littérature on trouve plusieurs types de colonnes de nature, tailles, dimensions, formes et couleurs différentes. Hu et al. (2006) ont traité des eaux usées municipales dans des colonnes en verre avec une hauteur de 0,230 m et de diamètre 0,035 m. Quant aux Chen et al. (2012), ils ont travaillé avec des colonnes en acrylique opaque noir de diamètre 0,1 m et haut de 1 m pour étudier les performances de différents massifs filtrants (sciures de bois, fibres synthétiques, gravier et pierres volcaniques). Mensah et al. (2013) ont utilisé des colonnes en plastique de forme cylindrique de 0,85 m de diamètre et 0,175 m de hauteur. Ghebremichael et al. (2004) ont utilisé des colonnes en plexiglas de 3,0 cm de diamètre et 0,60 m de haut pour la déshydratation des boues. Pour Kuffour et al. (2009), ils ont utilisé des récipients en plastique de 0,85 m de haut et 0,175 m de diamètre pour déshydrater des boues de vidange. Uggetti et al. (2012) ont étudié un modèle d'égouttage de traitement des boues dans des tubes en PVC de 1 m² de circonférence et de 1 m de hauteur. Dans cette présente étude, les dimensions et les formes des colonnes sont basées sur les objectifs que nous nous sommes fixés. Par conséquent, pour comprendre l'influence de la nature du massif filtrant et de la charge sur les capacités de déshydratation des lits de séchage non plantés, nous avons mis en place un dispositif expérimental composé de sept (7) colonnes identiques de diamètre 0,11 m et haut de 1,40 m comme indiqué à la figure 7.1a. Le dispositif expérimental est construit avec des tuyaux en PVC (figure 7.1b) munis de trous (figure 7.1c) pour drainer le percolât et replis de la façon suivante :

- une couche de gros gravier de mailles 7-15 mm, d'épaisseur 10 cm, est placée au fond du massif filtrant pour faciliter le drainage du percolât ;
- une couche de gravier fin de mailles 3-7 mm, d'épaisseur 10 cm, est placée sur la couche du gros gravier pour éviter la migration des massifs filtrants vers le fond des barils ;
- une couche de massifs filtrants (sable, silex, coquillage ou verre) de mailles 0,2-0,6 mm, d'épaisseur 5 cm, est disposée sur la couche de gravier fin et sur laquelle est appliquée la boue.

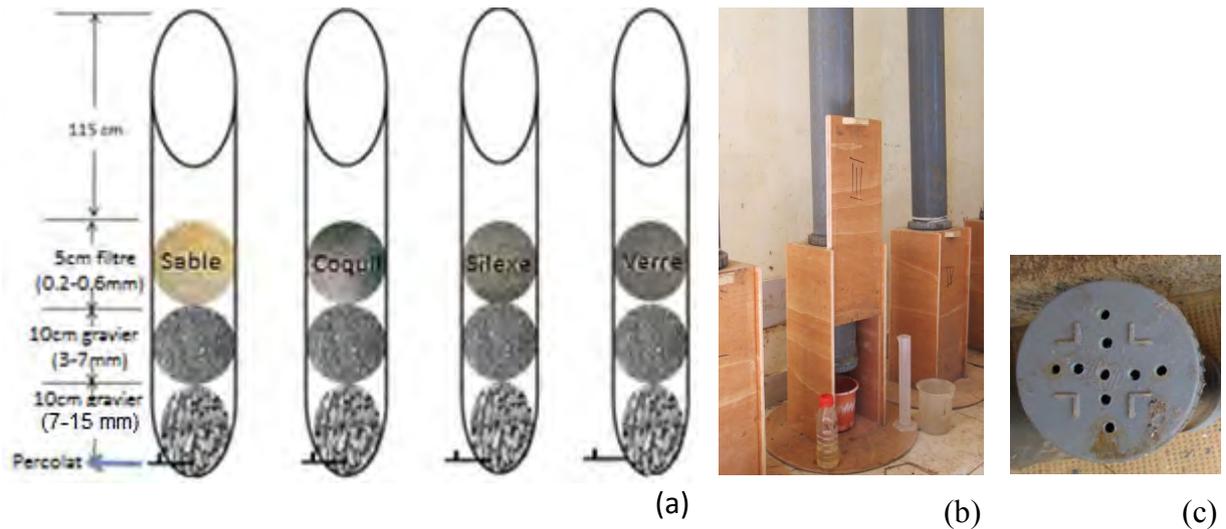


Figure 7.1: Dispositif expérimental : composition des colonnes (a), disposition des colonnes (b) et perforations pour conduire le percolât (c)

L'estimation de la charge hydraulique appliquée sur les colonnes tests est fondée sur la quantité de matières sèches (MS) qu'on applique par mètre carré (kg MS/m^2). Un résumé détaillé des tests effectués est consigné dans le tableau 7.1.

Tableau 7.1 : Détails des différentes expériences

Tests	Massifs filtrants			Charges appliquées			
	Type	Nombre	Maille	kg MS/m^2			
Influence de la nature du massif filtrant	Silex	1	0,2-0,6 (mm)	10			
	Coquillage	1		10			
	Verre	1		10			
Témoin	Sable	1		10			
Influence de la charge	Sable	3		10	15	20	25

7.2.2 Préparation des boues de vidange

Dans cette étude, les BV utilisées proviennent des ouvrages d'assainissement de certains quartiers de Dakar. Les BV sont collectées par des camions de vidange, acheminées directement à la station expérimentale de Cambérène, et versées directement dans un bassin de décantation/épaississement où elles séjournent pendant 5 jours afin d'augmenter la concentration des BV de Dakar qui sont, pour la plupart, très liquides. La partie concentratrice et tapi au fond des bassins, est soutirée à l'aide d'une pompe mobile et versée dans un baril de 200 L. Ce baril est utilisé à la place d'un bassin de stockage, car les volumes de BV

nécessaires pour ces expérimentations sont relativement faibles par rapport aux capacités du bassin. Une bonne homogénéisation est nécessaire avant de procéder à la phase expérimentale dans des colonnes en PVC.

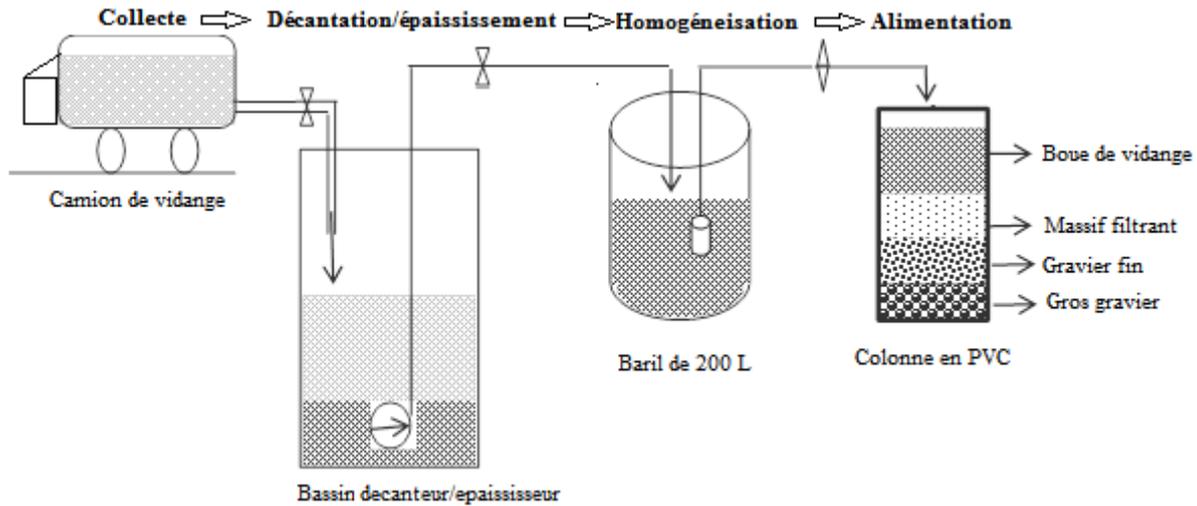


Figure 7.2 : Schéma descriptif de la chaîne de collecte, stockage, mixage et traitement des boues de vidange

7.2.3 Mise en œuvre du protocole expérimental

La boue appliquée dans les colonnes est déshydratée pendant 5 jours. Le mode de calcul du volume de BV appliquée dans les colonnes est présenté à l'équation [19] (Heinss et al., 1998). Durant cette période, le percolât est quantifié quotidiennement (une à deux fois) avec des bocaux de 1 L placés sous chaque colonne. Les intervalles de collecte de percolât sont basés sur la vitesse de percolation. Une fois mesuré, le percolât est transféré dans l'échantillon composite contenant toute la quantité collectée de la colonne. Le composite est conservé dans un réfrigérateur à 4 °C. Le percolât est gardé dans des bouteilles en plastique de 1,5 L.

Au terme des 5 jours de percolation, les colonnes sont ouvertes pour enlever la boue. Cette boue se présente sous forme pâteuse (bonne déshydratation) ou sous forme liquide (déshydratation faible). Pour la boue pâteuse, l'échantillonnage est fait à l'aide d'une cuillère (figure 7.3a). Quant aux boues liquides, tout le contenu de la colonne est versé dans un seau, et un échantillon est pris juste après l'avoir bien homogénéisée (figure 7.4b). Une fois tout le contenu vidé, la colonne est immédiatement remplie à nouveau avec une nouvelle boue. Les colonnes sont placées dans une pièce à l'abri du soleil,

$$\text{Volume (L)} = \frac{\text{Charge nominale } \left(\frac{\text{kgMS}}{\text{m}^2}\right)}{\text{Concentration de BV } \left(10^{-3} \frac{\text{kgMS}}{\text{L}}\right)} * \text{Surface } (\text{m}^2) \quad \text{Equation [19]}$$



Figure 7.3 : Echantillons de boues après filtration : boue pâteuse collectée avec une cuillère (a) et boue liquide collectée avec un pot après homogénéisation (b)

Tableau 7.2 : Déroulement des expérimentations

Jours	Répétitions	Programme
0	C	Collecte de boue épaissie pour la campagne C+1 (prochaine campagne) dans un baril. Analyse de la boue épaissie (BE) (détermination de MS). Vidange du bassin de stockage et remplissage à nouveau avec une nouvelle boue pour 5 jours de décantations.
1	C+1	Arrêt de mesure des percolâts pour la répétition C Vidange des colonnes et échantillonnage de la boue séchée. Démarrage de répétition C+1: remplissage des colonnes avec une nouvelle boue épaissie Collecte de percolât et conservation dans un réfrigérateur.
2	C+1	Collecte de percolât et conservation dans un réfrigérateur.
3	C+1	Collecte de percolât et conservation dans un réfrigérateur.
4	C+1	Collecte de percolât et conservation dans un réfrigérateur.
5	C+1	Collecte de percolât et conservation dans un réfrigérateur. Collecte de boue séchée pour la répétition C+2 dans un baril. Vidange du bassin épaisseur et son remplissage avec une nouvelle boue pour un épaississement des boues.
6	C+2	Démarrage de la répétition C+2

7.2.4 Paramètres suivis dans les BV et dans les percolâts

Les percolâts et les boues liquides sont analysés au laboratoire pour déterminer le pH, la conductivité électrique (CE), la salinité, la température (T°), les matières sèches (MS), les

matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO₅).

Le pH, la conductivité électrique (CE), la salinité et la température (T°) ont été mesurés directement dans les boues brutes et les percolâts par l'intermédiaire des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d.

Les paramètres tels que MS, MVS, MES et DCO sont analysées en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées dans APHA (2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 12 heures ou plus.

Les MVS qui représentent les matières organiques constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550 °C. Elles sont déterminées par pesée différentielle après la combustion à 550 °C des creusets utilisés pour les mesures des MS.

Pour déterminer les MES, un échantillon bien mélangé de boues brutes (10 mL) est centrifugé pendant 20 minutes pour 5000 tours. Après centrifugation, le surnageant est filtré à travers un filtre sans cendre et le culot est collecté avec de l'eau distillée et l'ensemble mis dans une porcelaine. Pour le percolât, la MES est évaluée par filtration de 50-100 mL à travers un filtre sans cendre de 1,2 µm. Le filtre ayant retenu les résidus est placé dans une porcelaine en aluminium et séché à un poids constant entre 103-105 °C. La quantité de MES est ensuite déterminée par pesée différentielle.

La DCO est mesurée selon le méthode standard en utilisant des tubes DCO de marque Hach. Dans chaque tube, 2 mL d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont faits. Pour les percolâts, aucune dilution n'a été effectuée. Pour les boues brutes les dilutions sont variables (1/10 ou 1/50) suivant la consistance et la salinité des boues brutes. Les lectures de la DCO ont été faites par spectrophotomètre DR₄₀₀₀.

Les rendements épuratoires ont été évalués pour les paramètres physico-chimiques (MS, MVS, MES, DCO) et sont calculés suivant l'équation 16 (page 60).

Tableau 7.3 : Résumé des différentes paramètres analysés

Paramètres	Boue brute	Percolâts				
		1 ^{er} jour	2 ^{eme} jour	3 ^{eme} jour	4 ^{eme} jour	5 ^{eme} jour
Volume (L)	x	x	x	x	x	x
MS (g/L)	x					x
MVS (g/L)	x					x
MES (g/L)	x					x
DCO (g/L)	x					x
DBO ₅ (g/L)	x					x
pH	x					x
CE (mS/cm)	x					x
Salinité (g/L)	x					x

7.3 Résultats et discussions

7.3.1 Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude

Les résultats montrent que les concentrations en MS, MVS, MES, DCO et DBO₅ des BV utilisées dans cette étude, sont très élevées (Tableau 7.4). Ces concentrations sont 10-100 fois plus élevées que celles des eaux usées comme l'ont aussi constaté Strauss et al. (1997). De telles boues, avec de fortes charges en contaminants, posent des problèmes de traitement.

Tableau 7.4: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.

Répétitions	pH	CE	Salinité	MS	MS	MVS	DCO	DBO ₅
	-	mS/cm	g/L	g/L	g/L	g/L	g/L	g/L
1	7,14	3,82	1,90	75,78	70,50	50,38	76,47	15,67
2	7,14	4,00	2,00	90,36	84,02	51,70	100,03	17,00
3	7,12	3,70	1,90	103,46	95,72	60,21	108,58	11,83
4	7,27	4,43	2,30	67,67	62,97	43,96	94,25	13,67
5	7,34	4,20	2,20	67,60	62,65	46,47	87,50	12,83
6	7,34	3,92	2,00	80,45	74,73	46,21	91,30	12,83
7	7,16	2,55	1,20	77,85	74,22	43,43	90,57	15,00
8	7,26	2,66	1,20	54,76	47,83	34,64	62,38	13,33
9	7,13	3,66	1,90	64,17	54,51	39,12	63,23	16,33
10	7,49	4,24	2,20	38,79	34,82	24,36	42,57	9,83
11	7,23	3,70	1,90	45,23	41,69	28,46	52,62	19,33
12	7,21	3,58	1,80	67,71	61,68	41,75	67,70	10,17
13	7,54	10,95	6,30	36,01	31,71	26,70	49,17	12,83
14	7,52	7,16	4,10	45,46	42,30	31,50	59,47	-

- : non analysé

7.3.2 Quantification du percolât

7.3.2.1 Influence de la nature du massif filtrant sur la percolation

Les quantités moyennes de percolâts récupérés pour une charge de 10 kg MS/m² appliquée sur les massifs filtrants sont présentées à la figure 7.4a. Les résultats montrent que les quantités moyennes de percolâts récupérés sont proportionnelles aux volumes de boues appliquées sur les différents massifs filtrants (sable, silex, coquillage, verre). Comparés au traitement des boues de vidange sur filtre à sable, les résultats obtenus sont similaires. Par conséquent, le sable peut être remplacé par ces différents matériaux dans le traitement des boues de vidange. Cependant à partir de la 13^{ème} répétition, le traitement avec du silex a montré des signes de colmatage (volume de percolât inférieur au seuil de 20 %). Ce colmatage pourrait être dû à la formation d'une couche de film bactérien à la surface du filtre qu'on appelle schmutzdecke (Diop, 2010; Healy et al., 2011), car nous avons observé que la surface du filtre était très noir mais aussi qu'il y avait une sorte de toile très glissante.

Les pourcentages correspondant à ces quantités de percolâts sont présentés à la figure 7.4b. Les pourcentages de percolâts collectés représentent 35 à 85% du volume de boues appliquées sur les massifs filtrants. Les signes de colmatage apparus à la 13^{ème} répétition font état de 20% de collecte, très faibles par rapport au fonctionnement normal de lits de séchage non plantés.

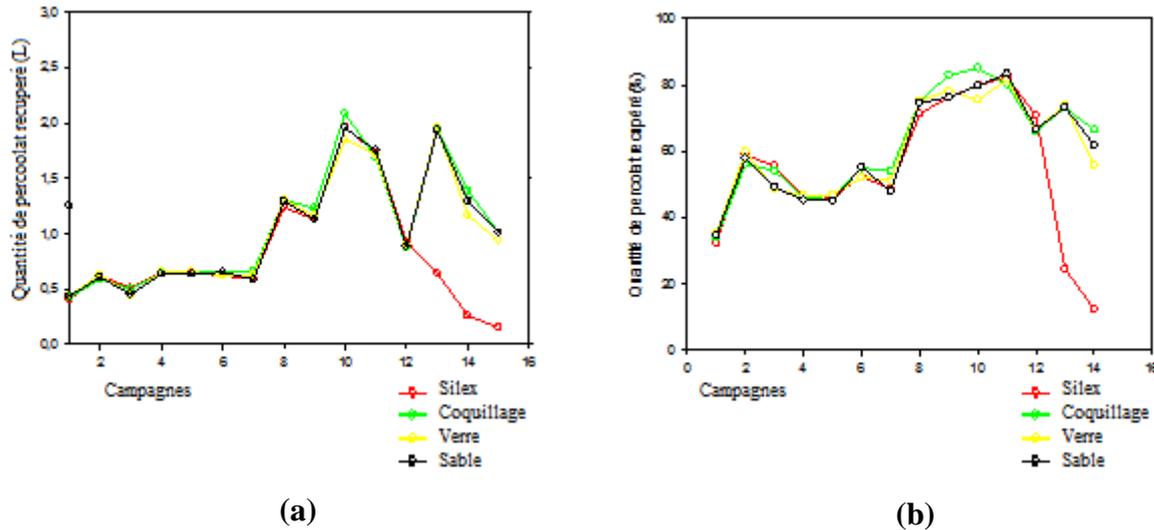


Figure 7.4: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée au cours de l'expérimentation

7.3.2.2 Influence de la charge sur le drainage du percolât

La figure 7.5a montre que la quantité de percolât collecté est corrélée à la charge surfacique appliquée. En effet, plus la charge est élevée, plus l'est la quantité de percolât. Cette situation est traduite par les résultats des répétitions 1 et 4 où les volumes collectés sont nettement corrélés aux charges appliquées. Les signes de colmatage apparaissent plus rapide avec les fortes charges. Ainsi toutes les charges, à l'exception de la charge 10 kg MS/m², ont montré des signes de colmatage lors des 4^{ème} répétition, 6^{ème} répétition et 13^{ème} répétition respectivement pour les charges 25 kg MS/m², 20 kg MS/m² et 15 kg MS/m² de BV appliquées.

Les différences de volume n'ont pas affecté les pourcentages de collecte de percolât (figure 7.5b) qui sont de l'ordre de 30 à 80%. En effet, avant l'apparition des signes de colmatages, les pourcentages de percolât collectés ne sont pas similaires. L'intensité de la pression qu'effectue un liquide sur une surface de drainage étant liée à la hauteur du volume appliqué, elle peut influencer la quantité du liquide drainé (Stefanakis et al., 2011), ainsi les fortes

charges hydrauliques vont donner des volumes d'eau de drainage plus élevés comme montré à la figure 7.7.

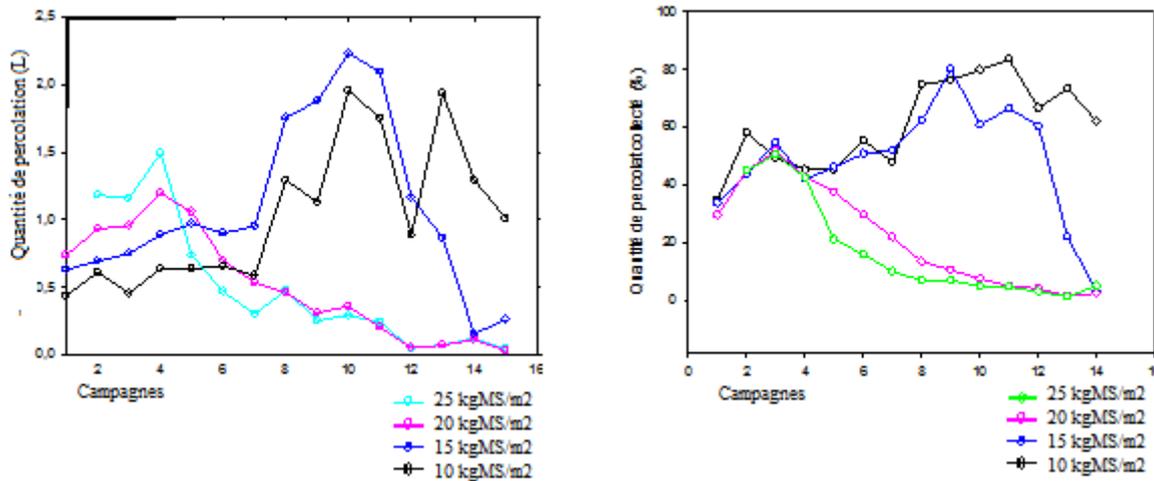


Figure 7.5: Quantités moyennes (a) et pourcentages moyens (b) de percolâts récupérés sur sable suivant différentes charges appliquées au cours de l'expérimentation

7.3.3 Elimination des polluants par les massifs filtrants

L'élimination étant influencée par le pH et la conductivité électrique, nous avons jugé nécessaires de voir l'évolution de ces paramètres sur la réduction des polluants.

7.3.3.1 Evolution du pH des boues appliquées et des percolâts collectés

Le pH des percolâts récupérés des massifs filtrants pour une charge de 10 kg MS/m², lors des différentes expériences, évolue dans le même sens que celui des boues appliquées (figure 7.6a). Le traitement est similaire pour tous les massifs filtrants, car les légères différences obtenues ne sont pas statistiquement significatives. La figure 7.6b représente l'évolution du pH des percolâts des différentes charges sur sable. Les résultats montrent que le pH des charges 20 kg MS/m et 25 kg MS/m² devenaient acide dès la 6^{ème} répétition.

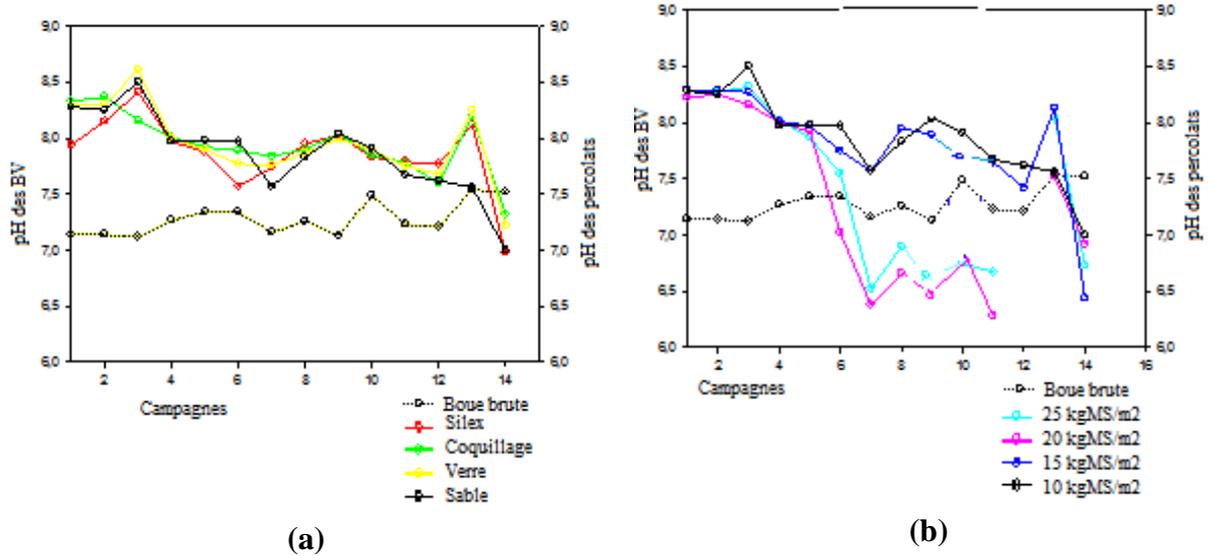


Figure 7.6: pH des percolats récupérés de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.2 Conductivité électrique (CE)

L'évolution de la conductivité électrique dans les percolats recueillis des différents massifs filtrants pour une charge de 10 kg MS/m² est présentée à la figure 7.7a. Ces résultats montrent que la conductivité électrique est similaire dans les percolats. La conductivité électrique des percolats recueillis sur sable pour différentes charges appliquées reste sans différences significatives (figure 7.7b).

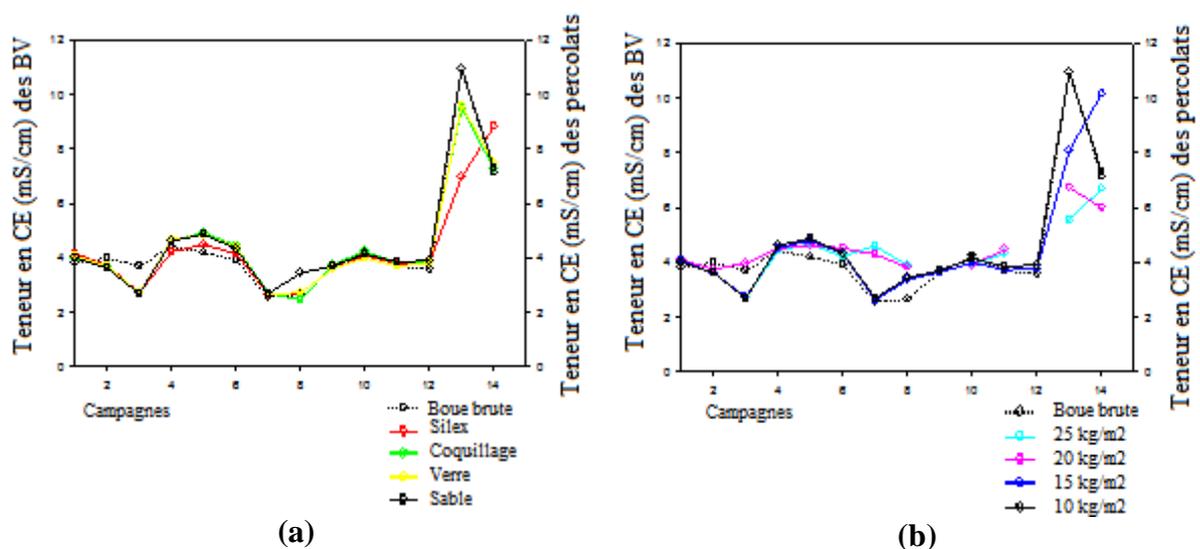


Figure 7.7: Conductivité électrique des percolats recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.3 Elimination des sels

La concentration en sel des percolâts récupérés des massifs filtrants pour une charge de 10 kg MS/m² appliquée est représentée à la figure 7.8a. La salinité des percolâts collectés sur sable pour différentes charges appliquées est présentée à la figure 7.8b. Ces figures montrent que les teneurs en sel dans les percolâts sont similaires. Comparés aux boues appliquées, les résultats montrent une faible élimination des sels. Cette forte concentration en sels dans les percolâts traduit le fait que les différents massifs filtrants n'ont pas réussi à empêcher la filtration à travers ses pores. Les faibles éliminations du sel sont en conformité avec celles obtenues par Kuffour et al. (2009).

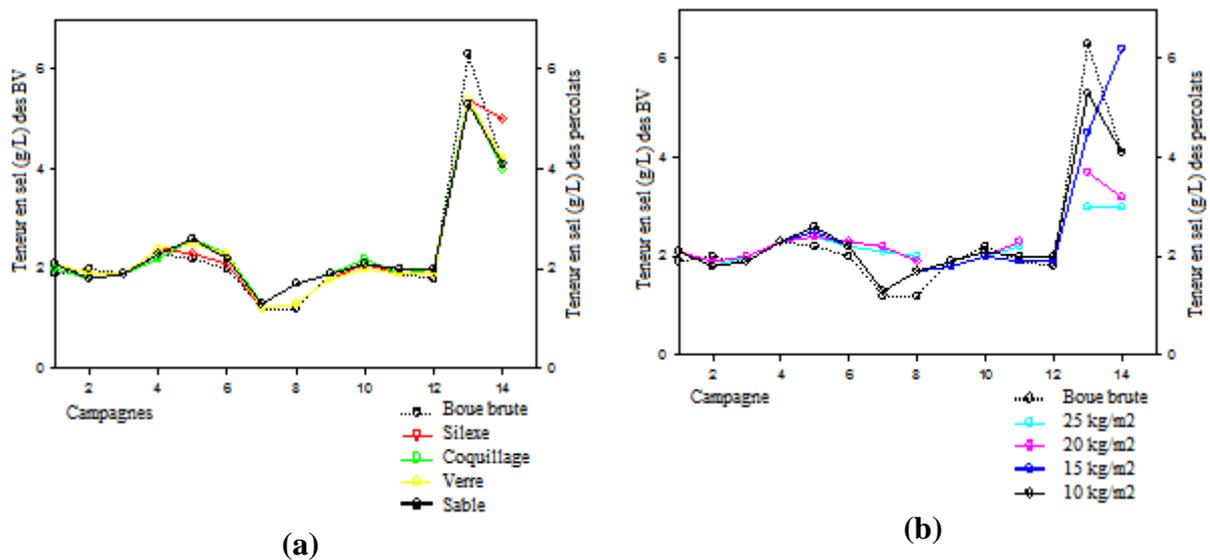


Figure 7.8: Salinité des percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.4 Elimination des matières sèches (MS)

Les concentrations en matières sèches dans les percolâts récupérés sont représentées à la figure 7.9a. L'évolution des concentrations en MS dans les percolâts collectés, pour une charge de 10 kg MS/m² de BV appliquée, est similaire pour tous les massifs filtrants. Les faibles concentrations de MS dans les percolâts montrent d'importants taux d'abattement. Ainsi les massifs filtrants ont retenus 97 à 98% MS par rapport à celles de la boue entrant. Les massifs filtrants sont relativement efficaces par rapport à cette charge.

Les concentrations en MS dans les percolâts recueillis lorsque différentes charges sont appliquées sur sable, sont présentées à la figure 7.9b. Les résultats montrent qu'avant

l'apparition des signes de colmatage, le traitement était similaire pour toutes les charges. Par contre, dès que les signes de colmatages apparaissent avec les charges de 20 kg MS/m² et 25 kg MS/m², les concentrations en MS des percolâts recueillis sont devenues plus importantes que pour 10 kg MS/m² et 15 kg MS/m². Les pourcentages moyens de dépollution correspondants sont de l'ordre de 96,5 à 98,5%.

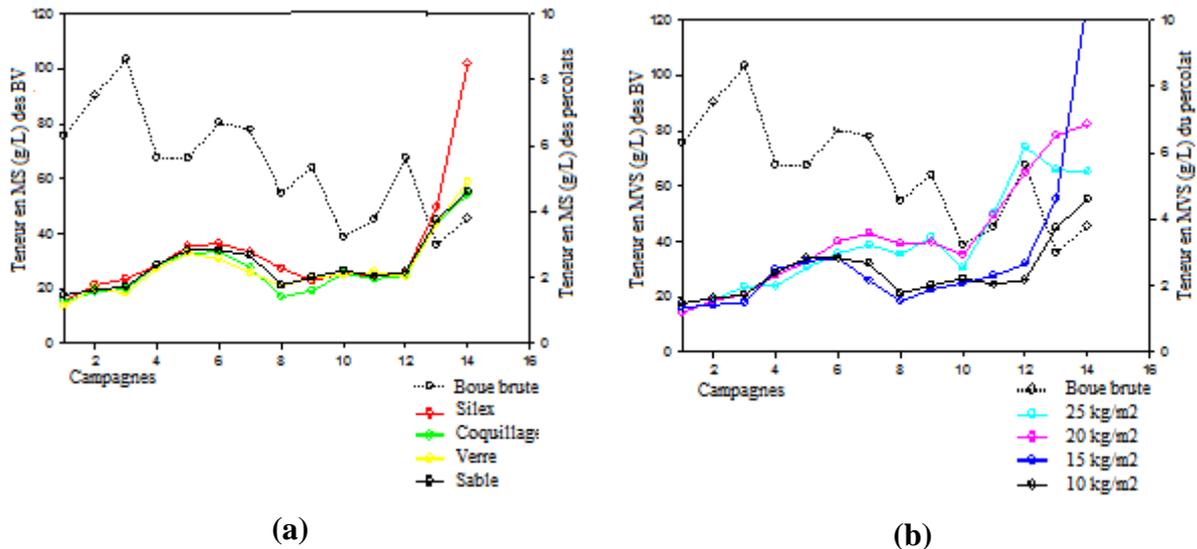


Figure 7.9: Concentrations en MS dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.5 Elimination des matières volatiles sèches (MVS)

Les teneurs en MVS dans les percolâts recueillis des différents massifs filtrants sont présentés à la figure 7.10a. L'évolution des concentrations en MVS dans le percolât des différents massifs filtrants, pour une charge de 10 kg MS/m², est similaire pour tous les massifs filtrants. Les teneurs en MVS dans les percolâts sont insignifiantes par rapport à celles obtenues dans les BV. Car, les pourcentages de dépollution obtenus dépassent plus de 99,8% pour tous les massifs filtrants.

Pour les différentes charges, les teneurs en MVS sont présentées à la figure 7.10b.

Les différences sont notées dans l'évolution des teneurs en MVS obtenues avec les charges appliquées sur sable contrairement à ce qui est noté sur les autres massifs filtrants. A partir de la 7^{ème} répétition, une légère hausse des teneurs en MVS des percolâts est notée pour les charges 20 kg MS/m² et 25 kg MS/m². Les pourcentages de dépollution correspondants sont supérieurs à 99,8%. Ces pourcentages sont indépendants de la concentration de ce polluant

dans les boues brutes. Cela montre que, quelle que soit la charge, la matière organique est assez bien transformée par les microorganismes.

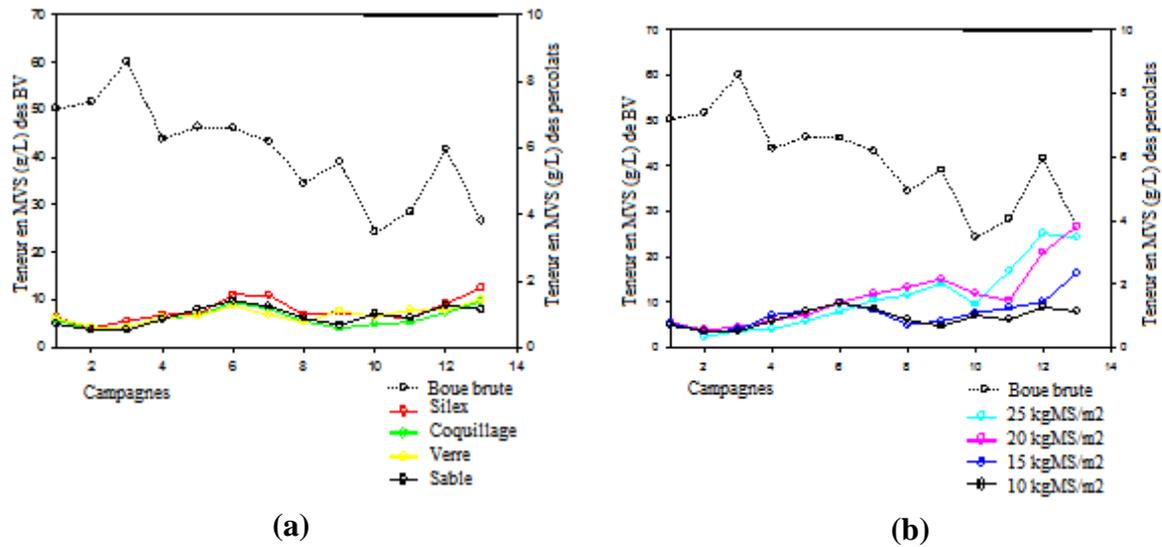


Figure 7.10 : Concentrations en MVS dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.6 Elimination des matières en suspension

La figure 7.11a montre que l'élimination des matières en suspension (MES), par le massif filtrant lorsqu'une charge de 10 kg MS/m² est appliquée, évolue en dents de scie. Ce résultat est en parfaite adéquation avec celui obtenu par l'application de différentes charges sur sable (figure 7.11b). Les concentrations étaient de plus en plus élevées avec l'augmentation des répétitions. Les pourcentages de dépollution correspondants sont supérieurs à 98%. Ceci traduit le fait que le massif filtrant devient de plus en plus saturé et laisse passer beaucoup de particules qui se retrouvent dans le percolât. L'efficacité dans l'élimination des matières en suspension pourrait être due à la capacité des massifs filtrants à éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al., 2009). Plusieurs auteurs ont montré que le principal processus d'élimination des MES est la filtration physique par le massif filtrant en raison de la forte proportion d'éléments particuliers dans les boues (Rousseau et al., 2004; Wang et al., 2009). Cependant, les solides en suspension sont aussi éliminés par sédimentation et piégeage (Kadlec, 2003).

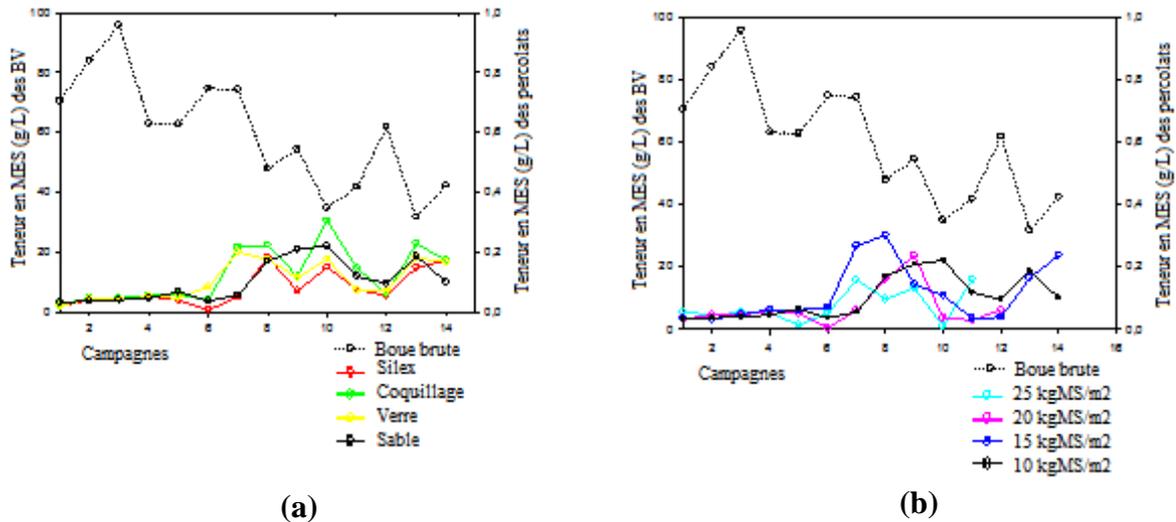


Figure 7.11 : Concentrations en MES dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.3.3.7 Elimination de la demande chimique en oxygène (DCO)

L'évolution de la DCO des concentrations de percolâts collectés des différents massifs filtrants suivant une charge 10 kg MS/m² est présentée à la figure 7.12a. Les résultats obtenus montrent que le traitement est similaire au niveau de tous les massifs filtrants. Les pourcentages de dépollution supérieurs à 99,6%, notés dans les percolâts, attestent de l'efficacité des massifs filtrants à retenir ces polluants. Par ailleurs, les phénomènes de colmatages notés avec les charges de 20 kg MS/m² et 25 kg MS/m² ont entraîné une baisse dès la 6^{ème} répétition (figure 7.12b).

Cette efficacité pourrait être due à la capacité des massifs filtrants à éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al., 2009). Ainsi l'élimination de la DCO semble largement s'associer à la filtration de MES comme l'ont montré Kuffour et al. (2009). Selon Wang et al. (2009), l'élimination de la DCO est principalement due à des processus physiques, telle que la filtration par le substrat filtrant, plutôt qu'à des processus biologiques. Cela est certainement lié au fait que la DCO est principalement sous forme particulaire dans les boues de vidange comme l'a montré Walker (2008). En effet, cet auteur a trouvé que la DCO particulaire représentait 93% de la DCO totale dans les boues de vidange déposées à la dépositrice de Rufisque (Dakar-Sénégal).

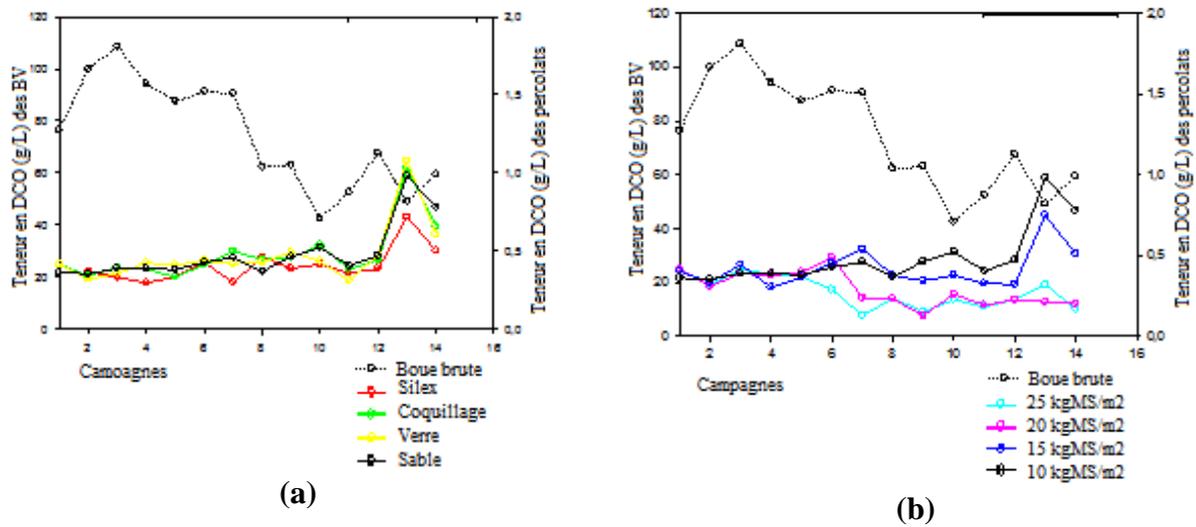


Figure 7.12: Concentrations en DCO dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant une charge de 10 kg MS/m² appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées(b)

7.3.3.8 Abattement de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les concentrations en DBO₅ dans les percolâts recueillis des massifs filtrants pour la charge de 10 kgMS/m² de BV appliquée sont présentées à la figure 7.13a. Les résultats montrent que les concentrations obtenues sont comprises entre 100 mg/L et 400 mg/L pour les percolâts. Par contre, à l'image de la DCO, les concentrations de DBO₅ obtenues dans les percolâts recueillis sur sable pour les charges 10 kgMS/m², 15 kgMS/m², 20 kgMS/m² et 25 kgMS/m² ont commencé à baisser dès la 6^{ème} répétition (figure 7.13b).

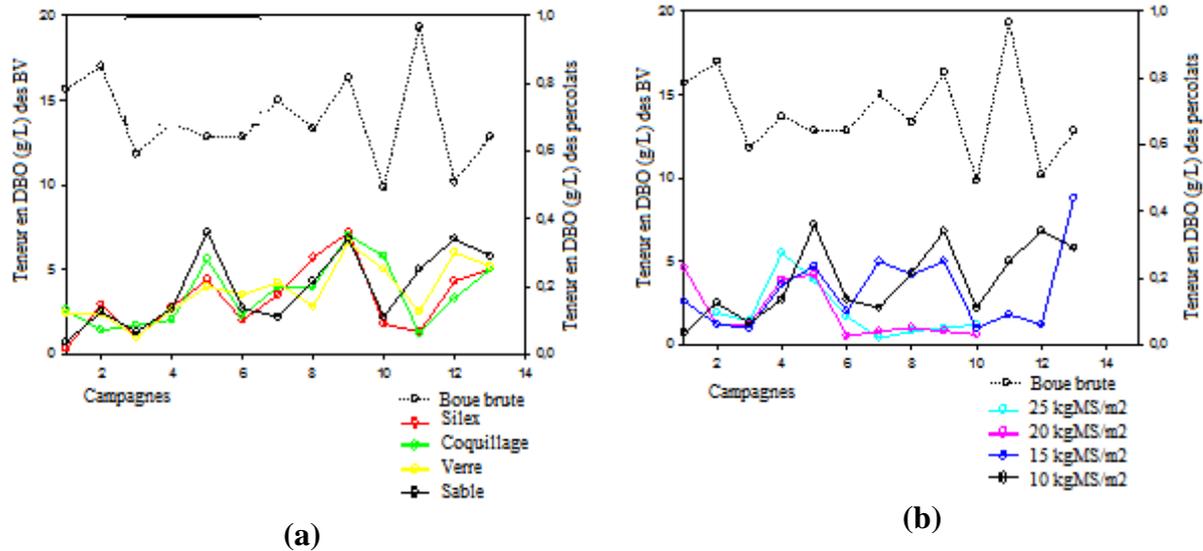


Figure 7.13: Concentrations en DBO_5 dans les percolâts recueillis de différents massifs filtrants suivant la charge 10 kg MS/m^2 appliquée (a) et de sable suivant différentes charges appliquées (b)

7.4 Conclusion partielle

Les résultats obtenus de cette étude ont permis de conclure que :

- les massifs filtrants tels que sable et coquillage ont supporté pendant 15 répétitions une charge de 10 kg MS/m^2 . Par contre, le silex et les verres n'ont pu supporter la charge de 10 kg MS/m^2 que pendant 12 répétitions et 14 répétitions respectivement ;
- le sable n'a pu supporter les charges 25 kg MS/m^2 , 20 kg MS/m^2 et 15 kg MS/m^2 que durant 4 répétitions, 6 répétitions et 13 répétitions respectivement ;
- les massifs filtrants ont fortement retenus les MS, les MVS, les MES et la DCO, avec des pourcentages de dépollution largement supérieurs à 95%. Malgré cette forte élimination, les concentrations dans les percolâts sont supérieures aux normes sénégalaises de rejet dans l'environnement.

**CHAPITRE 8 : EVALUATION DES CONDITIONNEMENTS
ORGANIQUES DANS LA SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE
DES BOUIES DE VIDANGE DE DAKAR**

8.1 Introduction

Le traitement et la déshydratation des boues de vidange sur lits de séchage non plantés ont été jugés très efficaces (Cofie et al., 2006; Kuffour et al., 2013; Seck et al., 2015). Cette technologie fonctionne par drainage de l'eau à travers la couche de massif filtrant et par évaporation naturelle. Des études ont montré que ce système de traitement est très adapté aux conditions des pays en développement. Cependant, ces systèmes utilisent de grandes superficies de terres, lesquelles sont une ressource qui devient de plus en plus rare à cause de la croissance rapide de l'industrialisation et le développement exponentiel des populations urbaines (Muyibi et al., 2001). L'espace et le temps étant précieux, une méthode de traitement des boues de vidange permettant de lever ces contraintes serait une bonne opportunité.

Les études faites sur la séparation solide/liquide avec des coagulants chimiques et naturels ont montré qu'il est possible de diminuer le temps de séparation solide/liquide. Cependant les coagulants chimiques sont non biodégradables, relativement chers pour les pays en développement et entraînent des risques environnementaux (Pritchard et al., 2010; Tat et al., 2010). En plus, les quantités de boues produites, avec le conditionnement de ces coagulants chimiques posent un problème d'élimination conduisant ainsi à une augmentation des coûts de traitement (Ndabigengesere et al., 1998; Tat et al., 2009).

Plusieurs études ont été réalisées pour tester des coagulants organiques naturels et des coagulants d'origine animale. Ndabigengesere et al. (1995), Wai et al. (2009) et Pritchard et al. (2010) recommandent l'utilisation de *Moringa oleifera*, de *Jatropha curcas*, de *Guar gum*, de *Strychnos potatorum*, de *Hibiscus sabdarifia*, de *Calotropis procera* et de *Clidemia angustifolia* dans le traitement des eaux usées, des boues d'épuration et dans l'eau potable. Cependant, dans la littérature, il n'y a presque pas de données sur l'utilisation de coagulants organiques naturels dans le traitement des boues de vidange.

Dans l'optique d'augmenter les performances des lits de séchage non plantés, cette présente étude a pour objectif d'améliorer la séparation solide/liquide des boues de vidange à l'aide de coagulants organiques naturels. Elle vise à déterminer :

- la dose de coagulant permettant une bonne séparation solide/liquide ;
- le meilleur coagulant permettant d'améliorer la décantation et la filtration des boues conditionnées ;

8.2 Matériels et méthodes

8.2.1 Coagulants organiques

Les feuilles de *Calotropis procera*, des graines de *Moringa oleifera* et des graines de *Jatropha curcas* ont été sélectionnés et testés dans le traitement des boues de vidange. Les performances obtenues avec ces derniers dans le traitement des eaux usées ont motivé leurs choix.

8.2.1.1 *Moringa oleifera*

8.2.1.1.1 Historique

Moringa oleifera est l'une des espèces de plantes à propagation les plus larges qui poussent rapidement à basse altitude dans toute la ceinture tropicale, y comprises les zones arides (Ali et al., 2009). Originnaire du Nord de l'Inde, le *Moringa oleifera* (figure 8.1) est d'usage assez courant en médecine populaire et en alimentation dans les sociétés africaines et asiatiques (Kerrharo, 1974). En effet ses feuilles sont communément consommées dans toute l'Afrique de l'Ouest. Les graines de *Moringa oleifera* contiennent un agent actif qui peut servir de coagulant naturel (Tat et al., 2010). Cet agent actif agit par adsorption et neutralisation des charges positives (Ndabigengesere et al., 1995). *Moringa oleifera* a ainsi montré une capacité d'élimination suffisante de la turbidité pour encourager son utilisation dans le traitement des eaux troubles dans les pays en développement (Pritchard et al., 2010). Pour Ali et al. (2009), *Moringa oleifera* est le meilleur coagulant naturel encore découvert, peut remplacer le sulfate d'aluminium largement utilisé partout dans le monde, mais porte atteinte à la santé humaine et à l'environnement.



Figure 8.1 : *Moringa oleifera* : a) arbre, b) gousses et c) graines

8.2.1.1.2 Composition chimique de *Moringa oleifera*

La tableau 8.1 représente la composition chimique de feuille, poudre, fleur et gousse de *Moringa oleifera*. La transformation des feuilles fraîches en poudre diminue l'humidité et augmente la teneur en protéines. Dans les produits secs, les teneurs sont 2 fois plus en protéines, 5 fois plus en lipides, 2 fois plus en cellulose et 5 fois plus en glucides que celles obtenues dans les produits humides. Les teneurs en protéines dans les gousses sont multipliées par 3 par rapport aux feuilles et par 2 par rapport aux fleurs. Les gousses sont très riches en matières grasses et en cellulose. La poudre est très riche en cendres, les taux de cendres des feuilles et celui des fleurs et gousses sont respectivement multipliés par 5 et 10 dans la poudre.

Tableau 8.1 : Composition chimique de *Moringa oleifera* (Ndong et al., 2007)

Paramètres		Feuilles fraîches	Poudre feuilles	Fleurs fraîches	Gousses fraîches
Produits humides					
Humidité		73,57 ± 0,02	4,53 ± 0,25	81,97 ± 0,09	81,98 ± 0,40
Protéine	g/100g	15,27 ± 0,06	35,03 ± 0,01	8,64 ± 1,17	3,41 ± 0,23
Matières grasses	g/100g	1,31 ± 0,25	7,50 ± 0,27	1,14 ± 0,40	6,05 ± 0,40
Cellulose	g/100g	1,65 ± 0,98	4,02 ± 0,16	0,68 ± 0,07	4,84 ± 1,06
Cendre	g/100g	0,63 ± 0,08	10,68 ± 0,90	0,29 ± 0,02	0,24 ± 0,06
Glucides	g/100g	7,57	38,24	7,28	3,48
Produits séchés					
Protéine	g/100g	57,79 ± 0,24	39,69 ± 0,01	47,98 ± 6,51	18,83 ± 1,29
Matières grasses	g/100g	4,95 ± 0,96	7,85 ± 0,28	6,34 ± 2,24	33,59 ± 2,24
Cellulose	g/100g	6,24 ± 3,74	4,21 ± 0,18	3,79 ± 0,43	26,85 ± 5,89
Cendre	g/100g	2,42 ± 0,30	11,39 ± 0,66	1,61 ± 0,11	1,34 ± 0,02
Glucides	g/100g	28,60	35,33	40,29	19,39
Energie	Kcal	390,11	358,73	410,10	455,19

8.2.1.1.3 Composition minérale de gousses et graines fraîches de *Moringa oleifera*

Les travaux de Melesse et al. (2013) consignés au tableau 8.2 montrent que les teneurs en Ca, Ca:P, K, Na et Cu sont plus importantes dans les graines de *Moringa oleifera* collectées fraîchement par rapport à celles obtenues dans les gousses fraîches. Néanmoins, les teneurs en P, Mg et des minéraux minoritaires sont plus importantes dans les gousses que celles obtenues

dans les graines de *Moringa oleifera*. Cependant, les teneurs en Fe et Mn sont similaires dans les graines comme dans les gousses de *Moringa oleifera*.

Les différences de la composition minérale d'une plante peuvent être dues de la variation des facteurs édaphique et les conditions agro-climatiques. Par ailleurs, Reedy et al. (2001) confirment une variation de la teneur en minéraux des feuilles vertes de végétaux cultivés sur du sol enrichi avec différents fertilisants chimiques. Aslam et al. (2005) ont montré qu'au Pakistan, les teneurs en minéraux dans les graines et gousses de *Moringa oleifera* variaient en fonction des localités.

Tableau 8.2 : Composition minérale de gousses et graines fraîches de *Moringa oleifera* (Melesse et al., 2013)

Paramètres	Gousses fraîches	Graines fraîches
Minéraux majoritaires (g/kg MS)		
Ca	2,74 ± 0,19 ^b	3,34 ± 0,27 ^a
P	5,49 ± 0,02 ^a	5,02 ± 0,03 ^b
Ca: P	0,50 ± 0,06 ^b	0,67 ± 0,08 ^a
K	36,4 ± 0,34 ^b	51,3 ± 0,48 ^a
Mg	2,69 ± 0,02 ^a	2,54 ± 0,03 ^b
Na	0,38 ± 0,01 ^b	0,48 ± 0,01 ^a
Minéraux mineurs (mg/kg MS)		
Fe	550 ± 18,0 ^a	579 ± 12,7 ^a
Mn	19,7 ± 0,34 ^a	20,1 ± 0,48 ^a
Zn	31,1 ± 0,89 ^a	20,9 ± 1,26 ^b
Cu	9,26 ± 0,15 ^b	9,65 ± 0,21 ^a

a,b existence de différences significatives entre les différentes parties de *Moringa oleifera*

8.2.1.1.4 Composition moléculaire de la graine et des feuilles de *Moringa oleifera*

La composition moléculaire de graines et feuilles de *Moringa oleifera* ont été étudiées au Nigeria par Aja et al. (2014).

L'extrait méthanoïque de feuilles de *Moringa oleifera* a présenté seize pics d'un chromatogramme correspondant aux composés du tableau 8.3. Par chromatographie en phase gazeuse, les grains de *Moringa oleifera* présentent cinq pics correspondant aux composés figurant sur le tableau 8.3. Les pourcentages de composition et les masses moléculaires sont également représentées au tableau 8.3.

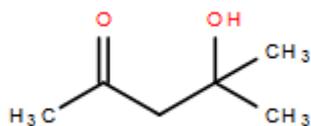
Les représentations moléculaires des différents composants de *Moringa oleifera* sont présentées au tableau 8.4. Les molécules ont été conçues avec le logiciel *LôôkChem Look for Chemical*.

Tableau 8.3 : Formules moléculaires, masses moléculaires et pourcentage de composition des feuilles et graines de *Moringa oleifera* (Aja et al., 2014)

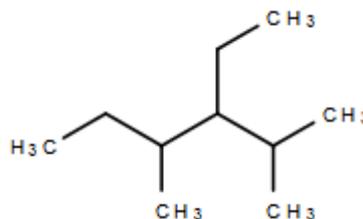
Composants	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Pourcentage de composition
Feuilles			
4-hydroxyl-4-methyl-2-pentanone	C ₆ H ₁₂ O ₂	116	7,01%
3-ethyl-2,4-dimethyl-pentane	C ₉ H ₂₀	128	6,14%
3,4-epoxy-2-ethanone	C ₆ H ₁₀ O ₂	114	1,78%
N-(1-methylethylidene)-benzène ethanamine	C ₁₁ H ₁₅ N	161	1,54%
3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-phénol	C ₁₄ H ₂₂ O	206	2,55%
1-hexadecanol	C ₁₄ H ₃₄ O	242	1,23%
3,7,11,15-tetramethyl-2-hexadecene-1-ol	C ₂₀ H ₄₀ O	296	1,17%
Acide hexadecanoïque	C ₁₇ H ₃₄ O ₂	270	2,03%
Acide-2,6-dihexadecanoate	C ₃₈ H ₆₈ O ₈	652	19,66%
Phytol	C ₂₀ H ₄₀ O	296	4,24%
Acide 9-octadecenoïque	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	884	20,89%
4,8,12,16-Tetramethyl heptadecan-4-olide	C ₂₁ H ₄₀ O ₂	324	2,77%
Acide 9-Octadecenoic-1,2,3-propanetriyl ester	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	284	1,23%
14-méthyl-8-hexadecenal	C ₁₇ H ₃₂ O	252	8,11%
Acide 1,2-Benzene dicarboxylique	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	390	2,46%
Octadecamethyl-cyclononasiloxane	C ₁₈ H ₅₄ O ₉ Si ₉	666	1,23%
Graine			
Acide méthyl ester-hexadecanoïque	C ₁₇ H ₃₄ O ₂	270	1,31%
Acide 2,6-dihexadecanoate	C ₃₈ H ₆₈ O ₈	652	9,80%
Acide méthyl ester 9-octadecenoic	C ₁₉ H ₃₆ O ₂	296	1,88%
Acide oléique	C ₁₈ H ₃₄ O ₂	282	84,00%
9-octadecenamamide	C ₁₈ H ₃₅ NO	281	0,78%

Tableau 8.4: Représentations moléculaires de divers composants de *Moringa oleifera*

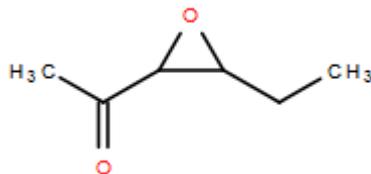
4-hydroxy-4-méthyl-2-pentanone



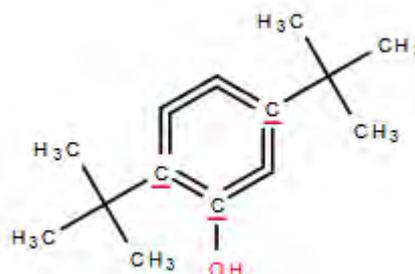
3-éthyl-2,4-diméthyl-pentane



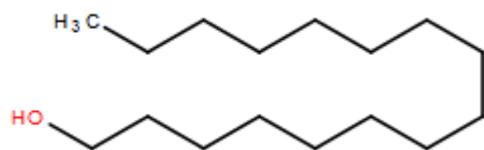
3,4-époxy-2-éthanone



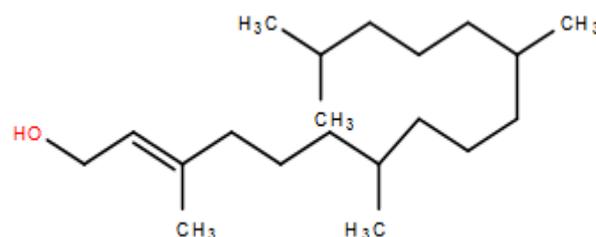
3,5-bis (1,1-diméthylethyl)-phénol



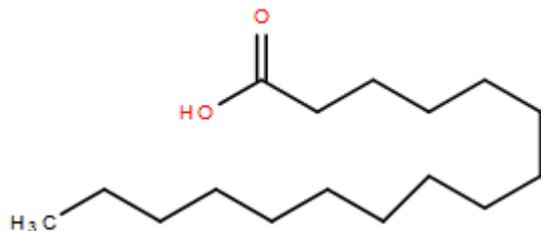
1-hexadécanol



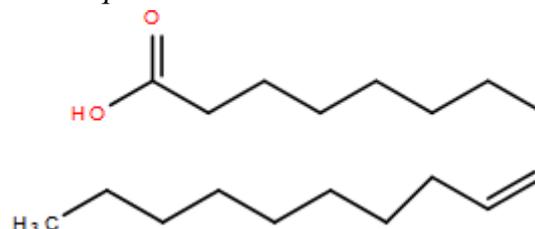
3,7,11,15-tétraméthyl-2-hexadécène-1-ol



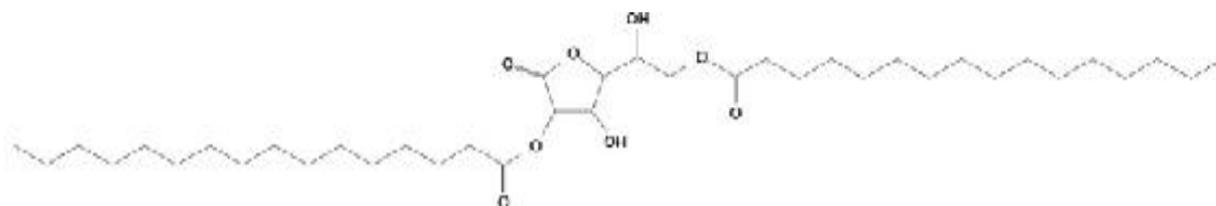
Acide hexadécanoïque



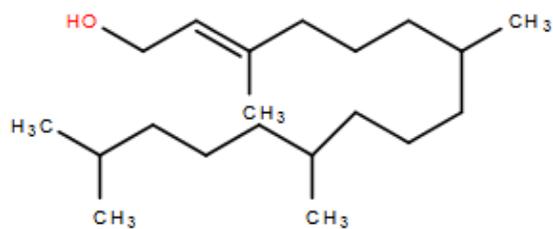
Acide oléique



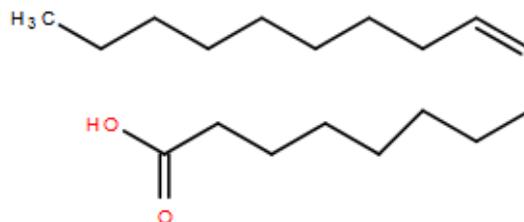
Acide-2,6-dihexadécanoate



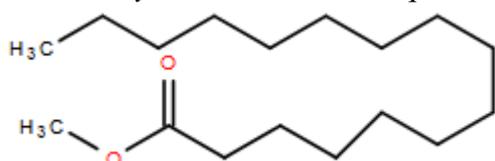
Phytol



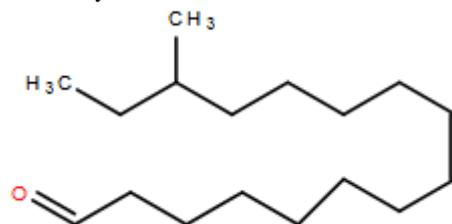
Acide 9-octadécénoïque



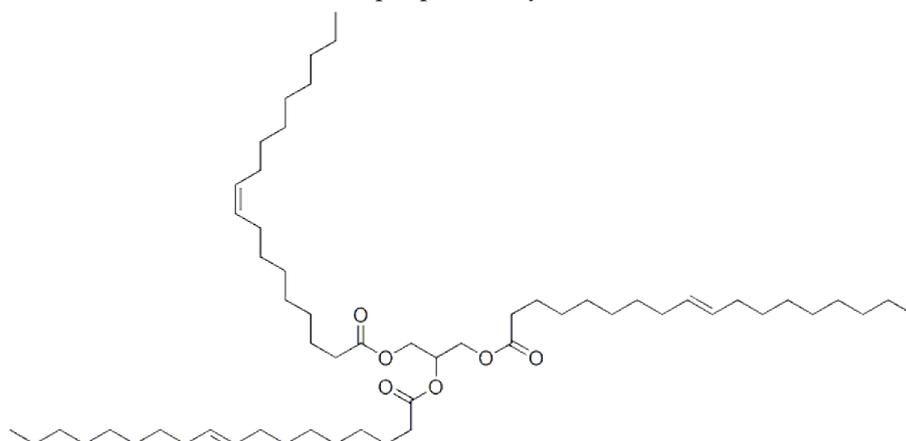
Acide méthyl ester-hexadécénoïque



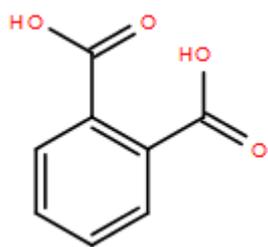
14-méthyl-8-hexadécenal



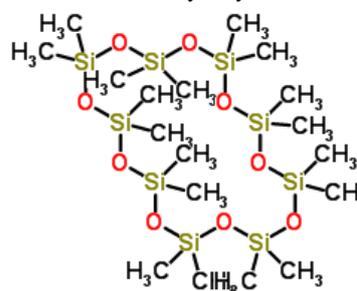
Acide-9-Octadécénoic-1,2,3-propanetriyl ester



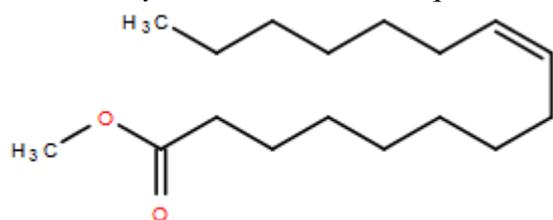
Acide benzène-1,2-dicarboxylique



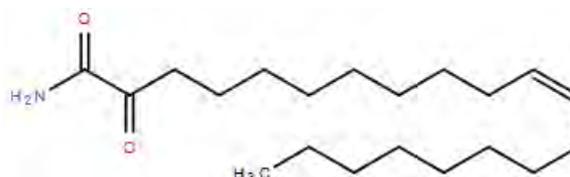
Octadécaméthyl-cyclononasiloxane



Acide méthyl ester 9-octadécénoïque



9-octadécénamide



8.2.1.2 *Jatropha curcas*

8.2.1.2.1 Description

Jatropha curcas (figure 8.2) est un arbuste résistant à la sécheresse et appartient à la famille des *Euphorbiaceae* (Sirisomboon et al., 2007). Des formes fossiles datant de l'ère tertiaire auraient été découvertes au Pérou. Son origine est néanmoins controversée puisque certains auteurs la situent dans les régions sèches du Brésil (Caatingao, Etat de Ceara) alors que pour d'autres, ce serait plutôt l'Amérique centrale ou le Mexique (Wilbur, 1997). Il semble que ce soit cette dernière origine qui soit officiellement retenue. Cependant, son existence très ancienne établie par les traces fossiles remonte à la période où les continents n'étaient pas encore individualisés, aussi beaucoup d'hypothèses peuvent être envisagées (Domergue et al., 2008). Cultivé en Afrique de l'ouest et centrale, *Jatropha curcas* a été introduite en Afrique, en Asie du sud et en Inde par des marins Portugais (Gübitz et al., 1999). Cette plante est largement utilisée pour protéger les champs contre les animaux. Aucune partie de cette plante ne peut être consommée par l'homme ou par les animaux ; la toxicité de ses graines est principalement due à la présence de Curcine et de Terpène ($C_{12}H_{20}O_2$) (Rijssenbee et al., 2006). Sa présence dans de nombreuses régions tropicales montre les succès de son adaptation. Elle peut pousser sur des sols bien drainés avec une bonne aération, et s'adapte bien aux sols pauvres en nutriments (Heller, 1996). Il est peut être utilisé pour des gammes de turbidité élevée, ce qui reflète sa polyvalence pour le traitement de diverses eaux usées d'après les travaux de Abidin et al. (2013).

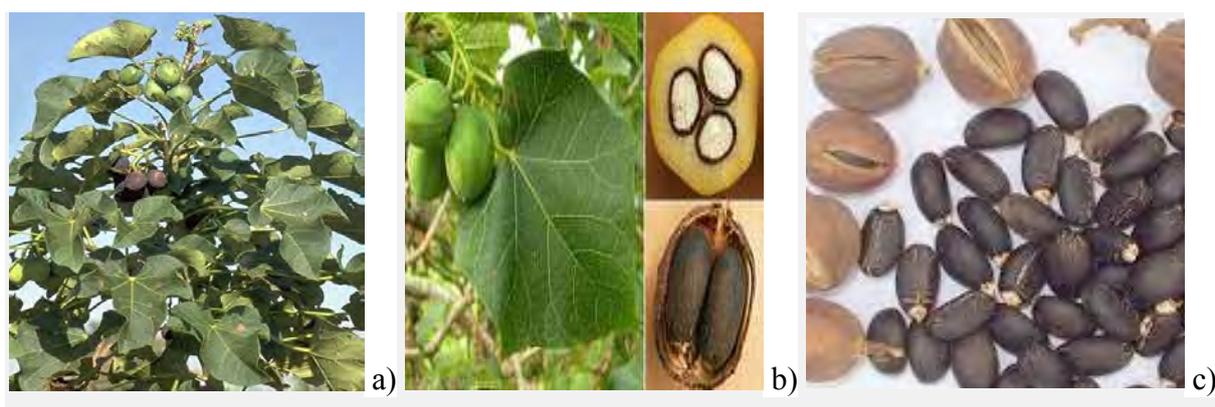


Figure 8.2 : *Jatropha curcas* : arbuste a), fruits b) et graines c)

8.2.1.2.2 Composition chimique de *Jatropha curcas*

Le tableau 8.5 présente la composition chimique du noyau et la gousse de quatre variétés de *Jatropha Curcas*. Le noyau du *Jatropha curcas* est essentiellement constitué de protéine et de lipide, avec une légère variation de ses teneurs en humidité et cendre. La faible teneur en humidité <6% pour le noyau et <10% pour la gousse ont beaucoup contribué à la bonne conservation de la qualité des graines pour une longue durée. La gousse est essentiellement constituée de fibres (>83% FDN et >74% ADN) et de lignine (>45%) avec une faible variation des protéine (<6%), ce qui montre sa faible valeur nutritive. En outre, le *Jatropha curcas* peut être un excellent combustible du fait de son immense pouvoir calorifique.

Tableau 8.5 : Composition chimique du noyau et de la gousse de graine de *Jatropha curcas* (Makkar et al., 1997)

	Matière sèche	Protéine brute %MS	Lipide %MS	Cendre %MS	Pouvoir calorifique MJ/kgMS
Noyau	96,6	22,7	57,8	3,6	30,7
	96,9	25,6	56,8	3,6	30,5
	95,7	27,7	53,9	5,0	29,7
	94,2	27,2	58,5	4,3	31,1
Gousses	90,3	4,3	0,7	6,0	19,3
	90,4	4,5	1,4	6,1	19,5
	91,9	5,8	0,8	4,6	19,5
	89,8	4,4	0,5	2,8	19,5

8.2.1.2.3 Composition minérale de *Jatropha curcas*

Le processus de photosynthèse s'effectue dans l'azote contenant de la chlorophylle, majoritairement présent dans les feuilles vertes. L'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) sont les nutriments essentiels nécessaires pour la matière structurale dont les racines, feuilles, graines et gousse (tableau 8.6).

Tableau 8.6 : Composition minérale des différents composants de *Jatropha curcas*

	N	P	K	Ca	Mg	Zn	Fe	Cu	Mn	B	Na	Sources
	%	%	%	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm	ppm	
Racine	2,16	0,08	0,01	0,18	0,26	36	251	2	456	13	282	Wan et al. (2007)
	6,40	0,34	2,45	1,40	0,53	28	168	6	117	71	808	Mattana et al. (2005)
Feuilles	4,70	0,15	3,77	0,61	0,49	25	225	17	211	140	400	Wan et al. (2007)
	1,23	0,33	2,17	5,04	1,19	15	245	7	119	23	398	Mattana et al. (2005)
Graine	3,82	1,75	1,44	-	-	-	-	-	-	-	-	Jones et al. (1992)
	4,90	0,90	1,75	0,31	0,68	55	772	22	85	20	-	Mattana et al. (2005)
	6,40	2,80	0,95	0,65	1,35	-	-	-	-	-	-	Francis (2005)
Gousse	0,70	0,047	1,58	-	-	-	-	-	-	-	-	Chaudhary et al. (2007)
	0,19	0,01	0,31	0,28	0,06	1	8	3	13	2	20	Mattana et al. (2005)

- : non déterminé

8.2.1.3 *Calotropis procera*

8.2.1.3.1 Historique

Le *Calotropis procera* (figure 8.3), est un arbuste de la famille des *Apocynaceae* qui est très connu dans les régions arides d'Afrique. Il atteint fréquemment plus de 2 mètres de haut avec une hauteur maximale de 6 mètres. Le tronc est généralement simple, sans branches inférieures, recouvert d'une écorce jaunâtre crevassée. Ses feuilles sont grandes et peuvent atteindre jusqu'à 30 centimètres. Toutes les parties de la plante exsudent un latex blanc à la cassure. Ses graines se répandent très rapidement, car elles sont transportées par le vent et les animaux. L'arbuste est plus présent dans des zones où les sols sont dégradés, particulièrement au niveau des anciennes cultures et pâtures gagnées par le sable. Cette plante connaît une période de floraison en saison sèche. Les recherches ont montré des performances de feuilles de *Calotropis procera* source alternative à l'utilisation des coagulants chimiques pour le traitement des eaux (Danlami et al., 2014). L'utilisation du Latex de *Calotropis procera* dans le traitement des eaux usées domestiques et des effluents industriels, de même que pour la biosorption des métaux a donné d'excellents résultats (Bharati et al., 2013).



Figure 8.3 : *Calotropis procera*: arbuste a), fleur b) et fruits c)

8.2.1.3.2 Composition chimique de *Calotropis procera*

Le tableau 8.7 présente la composition chimique de racine, tige, feuille, fleur, fruits et graines de *Calotropis procera*. La composition chimique montre que les teneurs en humidité, cendre, fibres brutes, graisse, protéine et carbohydrates trouvées des différentes parties de *Calotropis procera* sont très variables. Les pourcentages moyens de composition des paramètres de différentes parties de *Calotropis procera* se comportent comme suit : humidité (76,60%) > protéines (9,43%) > graisse (5,15%) > carbohydrates (4,32%) > fibres brutes (2,54%) > cendre (1,96%) et énergie (101,41 kcal/100 gMS) (Kalita, 2008; Kalita et al., 2008).

Tableau 8.7: Composition chimique des différentes parties de *Calotropis procera* (Jan et al., 2015)

Paramètres	Racine	Tiges	Feuilles	Fleurs	Fruits	Graines
Humidité	76,63 ± 2,37	74,56 ± 2,64	79,3 ± 2,82	77,5 ± 3,21	76,2 ± 2,37	75,34 ± 3,61
Cendre ^a	2,26 ± 0,06	2,63 ± 0,12	1,49 ± 0,03	2,01 ± 0,10	1,53 ± 0,06	1,86 ± 0,07
Fibres brute ^a	2,46 ± 0,12	2,85 ± 0,06	3,01 ± 0,21	2,47 ± 0,15	1,85 ± 0,07	2,59 ± 0,09
Graisse ^a	5,14 ± 0,22	5,48 ± 0,33	4,76 ± 0,14	4,95 ± 0,18	5,23 ± 0,26	5,34 ± 0,41
Protéines ^a	10,32 ± 0,61	9,68 ± 0,55	7,86 ± 0,34	8,45 ± 0,43	10,01 ± 0,62	10,27 ± 0,58
Carbohydrate ^a	3,19 ± 0,09	4,80 ± 0,21	3,60 ± 0,08	4,58 ± 0,11	5,17 ± 0,31	4,60 ± 0,07
Energie ^b	100,3 ± 4,43	107,3 ± 5,42	88,8 ± 3,44	96,7 ± 4,55	107,8 ± 4,95	107,5 ± 4,63

a : %MS ; b : kcal/100gMS

8.2.1.3.3 Composition minérale de *Calotropis procera*

Jan et al. (2015) ont détecté divers éléments minéraux tels que Na, K, Ca, Mg, P, Fe, Zn et Cu (tableau 8.8). Les résultats de leurs études ont montré que les teneurs en Ca, Mg et P obtenues dans les racines, tiges, feuilles et graines sont plus importantes contrairement à celles de Na, K, Fe et Zn. Dans les plantes, la teneur en minéraux est influencée par les caractéristiques physico-chimiques du sol, des conditions climatiques, l'arrosage, la nature de la plante et le niveau de développement (Hussain et al., 2005; Hussain et al., 2010).

Tableau 8.8 : Composition minérale de gousses et graines fraîches de *Calotropis procera* (Jan et al., 2015)

Paramètres	Racine	Tige	Feuille	Fleurs	Fruits	Graine
Na	1,10 ± 0,05	0,70 ± 0,01	2,20 ± 0,05	1,56 ± 0,02	0,60 ± 0,01	0,12 ± 0,00
K	2,40 ± 0,04	1,05 ± 0,01	7,89 ± 0,12	2,47 ± 0,02	0,70 ± 0,02	0,60 ± 0,01
Ca	25,04 ± 1,12	21,12 ± 0,82	21,62 ± 1,02	9,98 ± 0,04	9,65 ± 0,04	7,96 ± 0,06
Mg	17,21 ± 0,87	24,6 ± 2,82	18,24 ± 0,43	15,33 ± 0,22	3,69 ± 0,02	6,33 ± 0,05
P	14,44 ± 0,81	12,45 ± 0,53	10,80 ± 0,21	8,75 ± 0,09	9,41 ± 0,07	7,75 ± 0,04
Fe	0,22 ± 0,00	0,76 ± 0,01	1,30 ± 0,02	1,52 ± 0,02	0,43 ± 0,01	0,30 ± 0,01
Zn	0,17 ± 0,00	0,11 ± 0,00	0,72 ± 0,01	0,43 ± 0,01	0,11 ± 0,00	0,16 ± 0,00
Cu	0,16 ± 0,00	0,09 ± 0,00	0,17 ± 0,00	0,11 ± 0,00	0,09 ± 0,00	0,09 ± 0,00

Toutes les valeurs sont exprimées en mg/100g

8.2.1.3.4 Composition moléculaire de feuille et tige de *Calotropis procera*

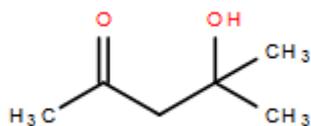
Le tableau 8.9 présente la composition moléculaire de feuilles et tiges de *Calotropis procera*. Neuf composants ont été identifiés dans les feuilles et dix dans les tiges. Les pourcentages de composition des feuilles et tiges sont respectivement 93,9% et 86,4%. La composition des feuilles est fortement dominée par le 4-hydroxy-4-méthyl-2-pentanone (54,4%). Le Z-13-docosenamide (31,8%) est plus abondant dans les tiges. L'octadecenamamide est présent dans les feuilles et dans les tiges et sa forme saturée est en quantité appréciable. Les représentations moléculaires des divers composants de *Calotropis procera* sont présentées au tableau 8.10.

Tableau 8.9: Composition moléculaire de feuille de *Calotropis procera* (Moronkola et al., 2011)

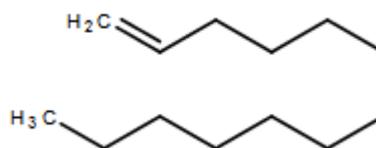
Composants	Formule moléculaire	Masse moléculaire	Pourcentages de composition
Feuilles			
4-hydroxy, 4-méthyl-2-pentanone	C ₆ H ₁₂ O ₂	116	54,37%
tridec-1-éne	C ₁₃ H ₂₆	182	5,77%
pentadec-1-éne	C ₁₅ H ₃₀	210	9,47%
1-heptadecene	C ₁₇ H ₃₄	238	8,24%
1-nonadecene	C ₁₉ H ₃₈	266	4,94%
heptadecan-1-ol	C ₁₇ H ₃₆ O	256	2,47%
3-eicosene	C ₂₀ H ₄₀	280	2,06%
9-octadecanamide	C ₁₈ H ₃₅ NO	281	4,12%
1-undecene	C ₁₁ H ₂₂	154	2,47%
Tige			
docosen-13(Z)-én amide	C ₂₂ H ₄₃ NO	337	31,85%
Octadecanamide	C ₁₈ H ₃₇ NO	283	9,10%
Acide décanoïque	C ₁₁ H ₂₂ O ₂	186	4,09%
2-ethyl-hexyl-isohexyl Sulfurate	C ₁₄ H ₃₀ O ₃ S	278	2,73%
2,6,11-trimethyl dodecane	C ₁₅ H ₃₂	212	12,28%
5-butylnonane	C ₁₃ H ₂₈	184	13,65%
3-methyl undecane	C ₁₂ H ₂₆	170	3,18 %
1-methyl-hexyl-hydroperoxide	C ₇ H ₁₆ O ₂	132	1,82 %
heptan-2,3-dione	C ₇ H ₁₂ O ₂	128	1,82%
1-iodododecane	C ₁₀ H ₂₁ I	268	5,91%

Tableau 8.10 : Représentation moléculaire de divers composants de *Calotropis procera*

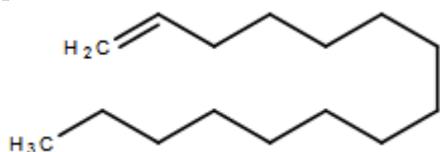
4-hydroxy-4-methyl-2-pentanone



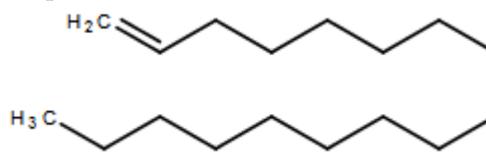
tridec-1-ène



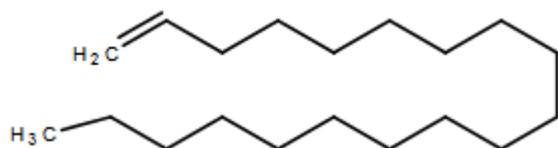
pentadec-1-ène



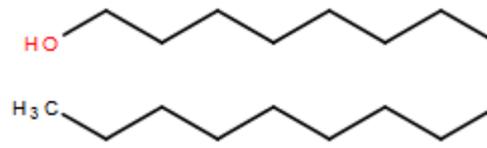
1-heptadecene



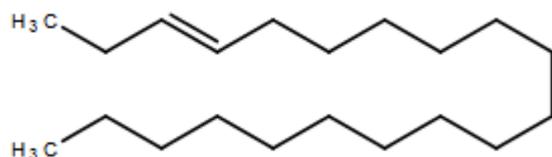
1-nonadecene



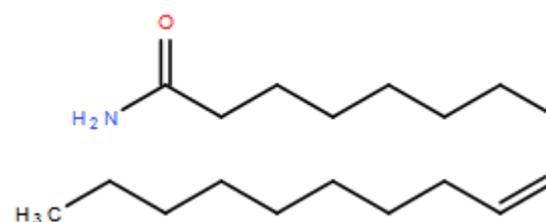
Heptadecan-1-ol



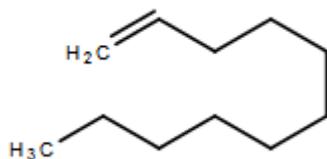
3-eicosene



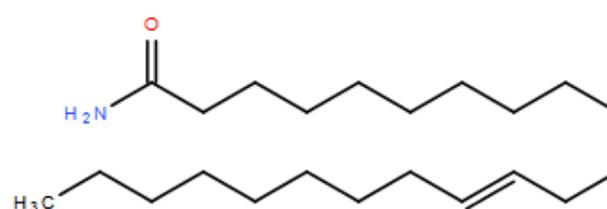
octadec-9-énamide



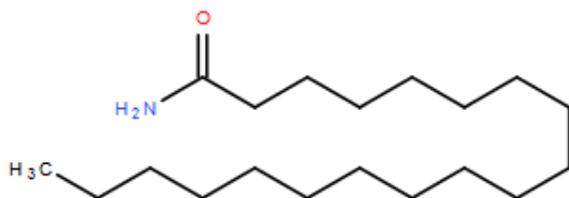
1-undecene



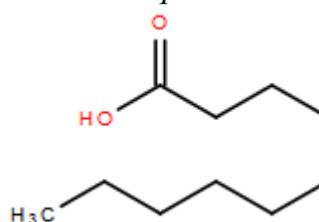
Z-13-docosen-13(Z)-énamide



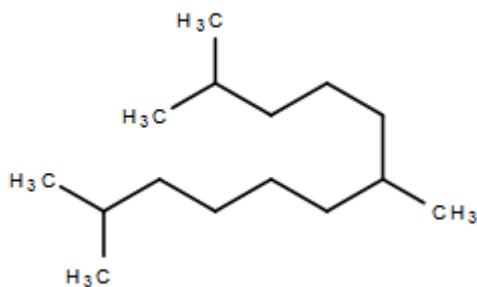
Octadecamide



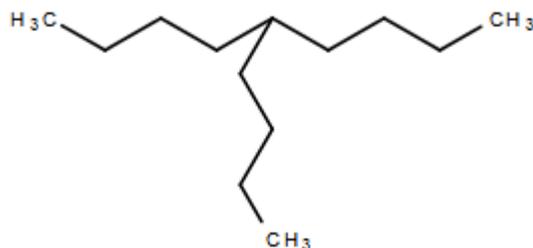
Acide décanoïque



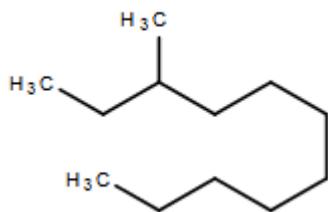
2,6,11-triméthyl dodécane



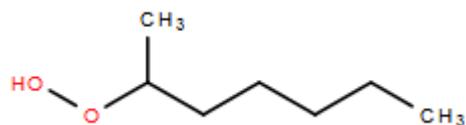
5-butylnonane,



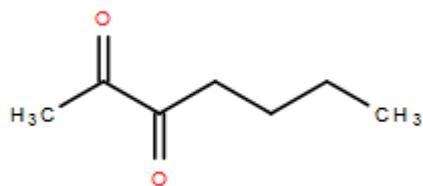
3-méthyl undécane



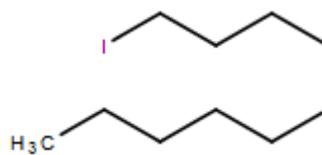
1-Méthyl-hexyl hydroperoxide



heptane-2,3-dione



1-iododécane



8.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

8.2.2.1 Échantillonnage des boues fraîches

Nous avons réalisé un composite à partir de boues collectées sur sept (7) camions choisis au hasard. Un volume de 20 L est collecté sur chaque camion au milieu de la décharge, versé dans un baril de 200 L et le tout conservé au réfrigérateur à 4 °C pour un maximum de 6 jours selon la méthodologie proposée par APHA (1998). Avant toute expérimentation, le composite est bien homogénéisé à l'aide d'un bâton puis des bouteilles de 1 L sont remplies du composite et ramenées à la température ambiante en les plongeant dans un récipient d'eau de robinet.

8.2.2.2 Préparation des coagulants

Les graines de *Moringa oleifera* et de *Jatropha curcas* (figure 8.4) sont décortiquées manuellement, séchées à l'étuve à 45 °C pendant 48 heures (Tat et al., 2010) et broyées en poudre fine à l'aide d'un mixeur (Ndabigengesere et al., 1998).

Les feuilles de *Calotropis procera* sont exposées pendant une semaine au soleil, puis séchées à l'étuve à 60 °C pendant une heure et broyées à l'aide d'un mixeur (Shwetha et al., 2013).



Figure 8.4 : Graines de *Moringa oleifera* (a), graines de *Jatropha curcas* (b) et feuilles de *Calotropis procera* (c)

8.2.2.3 Préparation des solutions

L'agent actif est extrait en dissolvant 10 g de la poudre sèche de *Moringa oleifera* ou *Jatropha curcas* ou de *Calotropis procera* dans 200 mL d'eau distillée (Wai et al., 2010; Renuka et al., 2013). La poudre de *Calotropis procera* est dissoute dans le solvant à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 20 minutes (Renuka et al., 2013), celle de *Moringa oleifera* pendant une minute (Wai et al., 2010) et deux minutes pour celle de *Jatropha curcas* (Abidin et al., 2013).

8.2.2.4 Coagulation-floculation par jar test

Nous avons procédé à l'optimisation des phénomènes de coagulation-floculation avec un Jar test comme rapporté par Ndabigengesere et al. (1998) et Wai et al. (2009). Le jar test est un dispositif de mixage automatiques à vitesse variables, de six postes moins chacun d'une tige permettant d'homogénéiser les solutions qui sont dans les contenants (bêchers, erlenmeyers...) (figure 8.5). La dose de coagulant est introduite dans un bêcher de 1 L contenant préalablement 0,8 L de boues afin d'éviter les pertes d'échantillons lors du mixage. Les échantillons sont mixés à 200 tours pendant 2 minutes (Ndabigengesere et al., 1995; Abidin et al., 2011).

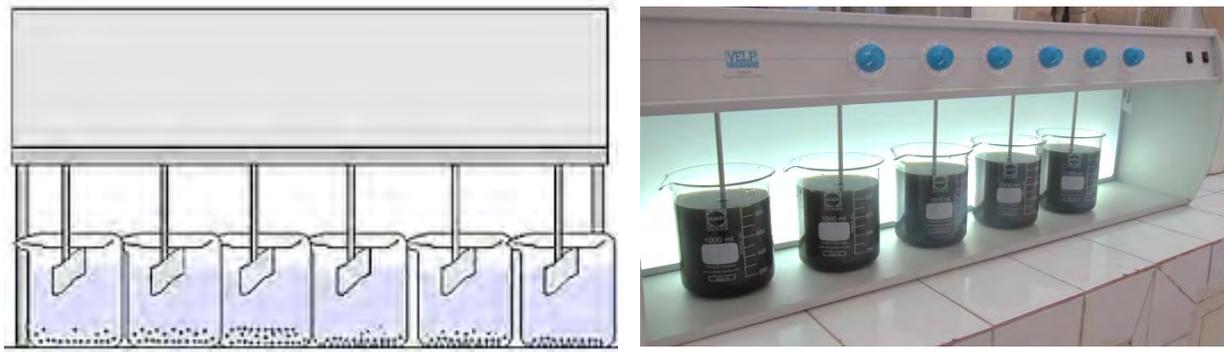


Figure 8.5 : Jar test : vue schématique a) et utilisé lors de l'étude b)

8.2.2.5 Décantation des BV dans des cônes

Au terme de 2 minutes de mixage, les échantillons sont immédiatement vidés dans des cônes Imhoff pour une heure de décantation. Le volume de boue décantée est noté à la 30^{ème} minute et à la 60^{ème} minute, avec un léger mixage du surnageant à la 45^{ème} minute pour éviter les effets de bord. Après 60 minutes de décantation, le surnageant est séparé du gâteau de boue à l'aide d'un siphon.

Le gâteau de boue est analysé pour en déterminer la Résistance Spécifique à la Filtration (RSF).

Le surnageant est analysé pour en déterminer les paramètres tels que MS, MES, MVS, DCO, pH, conductivité électrique, salinité, température, Indice de Boue (APHA, 1998).

8.2.2.6 Résistance Spécifique à la Filtration

La Résistance Spécifique à la Filtration (RSF) permet d'évaluer la filtrabilité des boues. La RSF est évaluée selon la méthodologie de la norme (DIN, 2013). Pour cela, on prélève 100 mL de boue décantée (toute la boue décantée si moins de 100 mL) qui sont filtrés sous vide à 50 kPa. Le vide est créé à l'aide d'une pompe (N816.1.2kT.18, KNF Lab, LABOPOINT) et mesuré à l'aide d'un manomètre (figure 8.6). La boue décantée est versée sur du papier filtre de diamètre 90 mm (Whatman TM, cat n° 1001-090) tapis au fond d'un entonnoir de type Büchner en porcelaine. Le volume du filtrat est mesuré par intervalle de temps. La RSF est considérée comme nulle lorsque le volume est filtré avant que la pression n'arrive à 50 kPa. On arrête l'opération au bout d'une heure, s'il reste toujours de l'eau à la surface du filtre. La RSF est calculée suivant l'équation 20 (DIN, 2013):

$$R = (2 \cdot \Delta p \cdot A^2 \cdot b) / (\mu \cdot m) \quad \text{Equation [20]}$$

R : résistance spécifique à la filtration (m/kg)

Δp : Pression exercée sur le filtre (Pa)

A^2 : Surface de l'entonnoir (m^2)

b : Coefficient directeur de la courbe obtenue en traçant t/v sur V

μ : Viscosité du filtrat (hypothèse : viscosité de l'eau que l'eau) (Pa.s)

m : Masse de matières solides déposées sur le filtre par unité de volume du filtrat (kg/m^3)

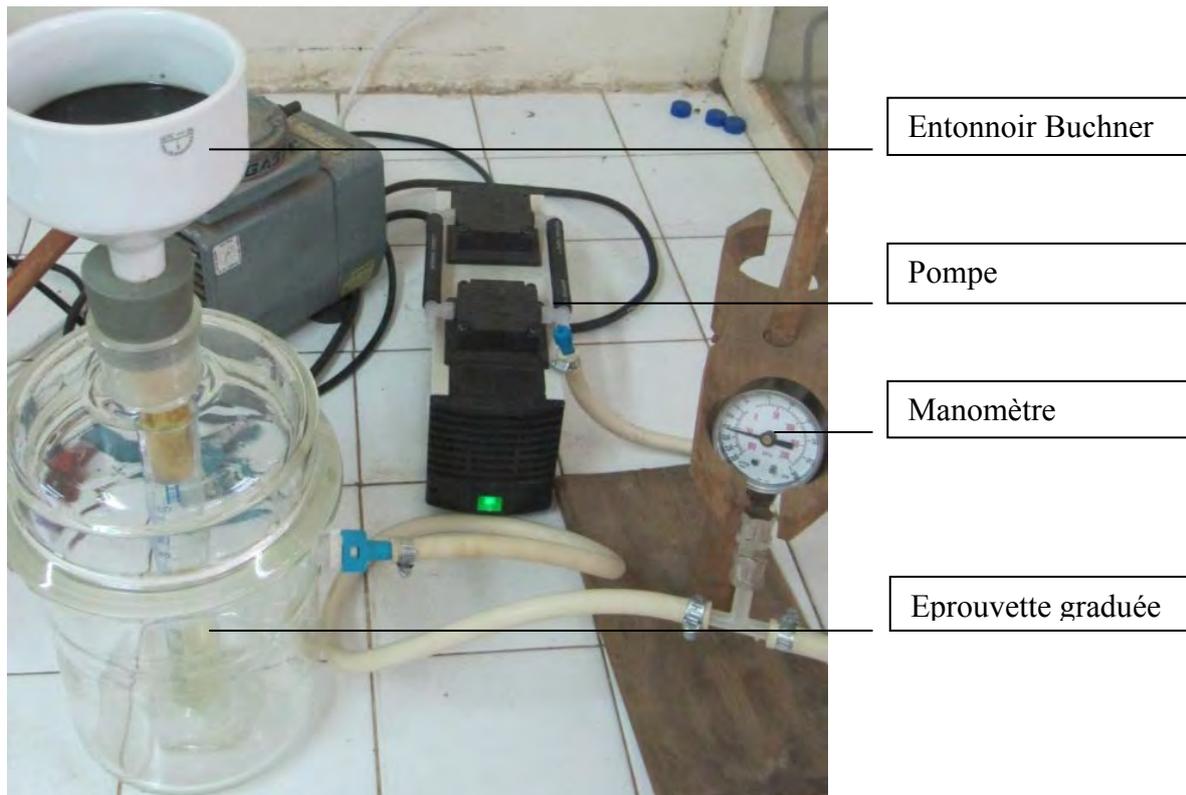


Figure 8.6 : Dispositif de détermination de la Résistance Spécifique à la Filtration

8.2.2.7 Paramètres suivis

Les paramètres tels que température, pH, CE, MS, MES, MVS, salinité, DCO et Indice de Boue (IB) ont été analysés dans la boue et dans le surnageant par adoption de la méthode standard (APHA, 2005). La température, le pH et la conductivité électrique ont été mesurés à l'aide d'un appareil multifonction portable multimodal de type HI 9124 dans les boues brutes et les effluents. L'indice de boue, permettant d'apprécier l'aptitude des boues à se décanter, représente le volume (mL) occupé par gramme de MES après 30 minutes de décantation

statique dans une éprouvette d'un litre à paroi transparente graduée. La IB est déterminée comme suit :

$$\text{Indice de Boue } \left(\frac{\text{mL}}{\text{g}} \right) = \frac{\text{Volume de boue décantée pendant 30 minutes (mL/L)}}{\text{Concentration de matière en suspension (g/L)}} \quad \text{Equation [21]}$$

8.3 Résultats et discussions

8.3.1 Caractérisation des BV utilisées dans cette étude

Les caractéristiques des BV utilisées dans cette étude sont consignées dans le tableau 8.11. La concentration moyenne de 8,6 g/L en MS trouvée est en conformité avec les travaux de Sonko et al. (2014), qui ont obtenu une moyenne de 8,5 g/L de MS. Les valeurs moyennes de DCO, MVS, MES trouvées dans notre étude sont en conformité avec les travaux de Vonwiller (2007), Sonko et al. (2014) et Seck et al. (2015). Les caractéristiques des boues de vidange de Dakar sont très variables comme en attestent les travaux de Dayer (2014), de Diocou (2014) et de Sonko et al. (2014). Pour Ingallinella et al. (2002), les importantes variabilités des BV peuvent avoir pour origine l'intrusion des eaux souterraines dans les fosses septiques, les performances des fosses septiques, les technologies ou les engins utilisés pour la vidange. Selon Mbégué (2002), le défaut d'étanchéité des fosses septiques favorise la pénétration des eaux souterraines. Les travaux de Diongue (2006) ont montré que majoritairement les véhicules de vidange ne sont pas de type hydro-cureur, ce qui ne permet pas de curer entièrement les fosses septiques laissant le sable et les matières solides dans les fosses après une vidange.

Tableau 8.11 : Caractéristiques moyennes des boues brutes

Paramètres	Mo ± E	Paramètres	Mo ± E
pH	7,9 ± 0,1	MS (g/L)	8,6 ± 3,4
EC (mS/cm)	4,1 ± 0,6	MES (g/L)	6,5 ± 3,0
Salinité (g/L)	2,1 ± 0,3	MVS (g/L)	5,3 ± 2,4
		DCO (gO ₂ /L)	7,3 ± 3,1

Mo : moyenne ; E : écart-type

8.3.2 Traitement des boues non conditionnées

Les comportements du témoin (boue non conditionné) par rapport à la décantation et la filtrabilité ont été testés dans cette présente étude.

8.3.2.1 Décantation des boues non conditionnées

La décantation des boues non conditionnées a permis de réduire des MES de 85% dans le surnageant. En effet, les concentrations moyennes initiales de MES étaient de 3,458-9,431 g/L dans les boues brutes. Après 1 heure de décantation, les concentrations de MES ont été réduites à 0,03-2,05 g/L dans le surnageant. Ces résultats sont en adéquation avec les réductions de MES de 83 à 85% de dans le surnageant des boues de vidange de Dakar obtenus par Dayer (2014). Heinss et al. (1998) ont aussi trouvé une réduction de MES de 80% dans le surnageant des bassins de décantation/épaississement.

Une réduction de 77% de la DCO a été notée, car les concentrations moyennes étaient de 7,28 gO₂/L dans les boues brutes contre 2,38 gO₂/L dans le surnageant.

8.3.2.2 Filtrabilité de la boue non conditionnée

Les résultats montrent que la Résistance Spécifique à la Filtration de la boue non conditionnée est comprise entre 12,8.10¹² m/kg et 29,1.10¹² m/kg. En effet, plusieurs mesures de la RSF ont montré qu'elle est très sensible, car sur une même boue, les résultats obtenus font état de 17,2.10¹² m/kg, 17,6.10¹² m/kg et 12,8.10¹² m/kg. Ces tests confirment les 3,55.10¹² m/kg à 5,1.10¹² m/kg de Tat et al. (2010).

8.3.3 Conditionnement de BV avec de la poudre de graines de *Moringa oleifera*

8.3.3.1 Évolution de la teneur en MES dans les surnageants

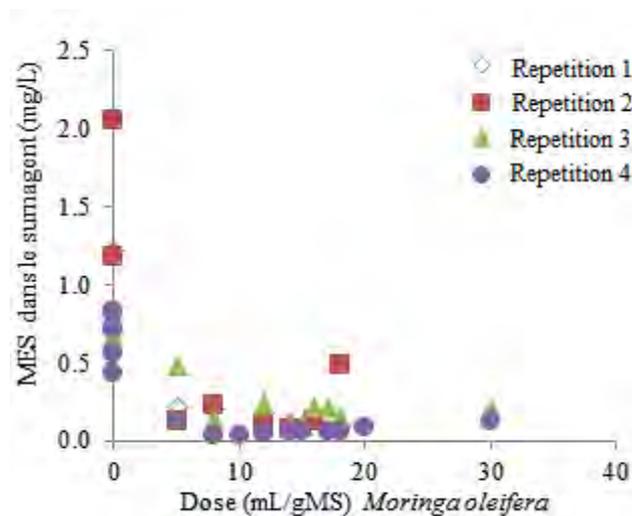
La figure 8.7a montre que le surnageant obtenu après une heure de décantation de la boue conditionnée avec de la poudre de graine de *Moringa oleifera* est limpide par rapport à l'échantillon de boue brute non conditionnée. La limpidité du surnageant est plus accentuée avec l'augmentation de la dose de poudre de *Moringa oleifera*. Les résultats montrent que la même dose de poudre de *Moringa oleifera* est plus efficace avec l'augmentation des teneurs en MES. Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Ndabigengesere et al. (1998) et Ali et al. (2009) qui ont démontré que *Moringa oleifera* est plus efficace pour les eaux de forte turbidité.

La figure 8.7b montre l'évolution des teneurs en MES dans le surnageant de la boue conditionnée avec la poudre de *Moringa oleifera*. Des concentrations moyennes de 0,76 g/L dans le surnageant de la boue non conditionnée. Cependant, pour la boue conditionnée avec le *Moringa oleifera*, les teneurs en MES trouvées dans le surnageant sont inférieures à 0,5 g/L.

Ceci correspond à une réduction moyenne en MES de 98%. Ces résultats sont en conformité avec les travaux de Okuda et al. (2001), Ali et al. (2009) et Tat et al. (2010). Car, ils ont montré que le *Moringa oleifera* peut diminuer la turbidité des eaux usées de 92 à 99%.



(a)



(b)

Figure 8.7 : Séparation solide/liquide de boue de vidange conditionnées avec *Moringa oleifera* et non conditionnées en décantation (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant par conditionnement avec *Moringa oleifera* (b)

8.3.3.2 Suivi de l'Indice de boue

La figure 8.8 montre qu'à l'exception de la dose de 30 mL/gMS, toutes les autres doses ont donné un IB moyen inférieur à 100 mL/g. Selon Muyibi et al. (2001), l'augmentation de la dose de *Moringa oleifera* réduit davantage le volume du gâteau de boue formée. Cette même tendance a été observée dans cette étude. Car, le conditionnement avec des doses élevées de *Moringa oleifera* a conduit à des volumes de gâteau de boue plus faible dont l'IB dépassait 100 mL/gMS.

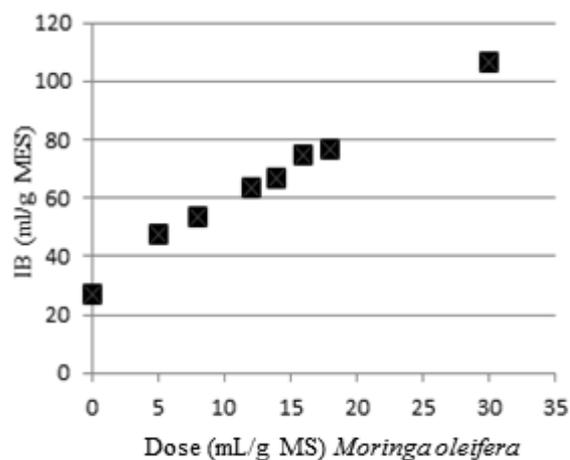


Figure 8.8 : Evolution de l'IB de BV en fonction de la dose de poudre de *Moringa oleifera*

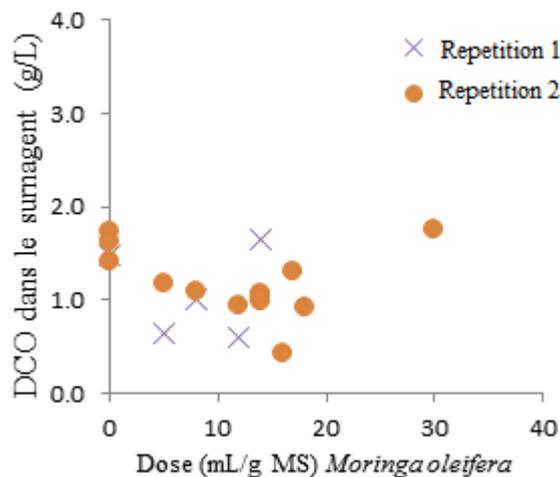


Figure 8.9 : Evolution de la DCO dans le surnageant conditionné

8.3.3.3 Évolution de la DCO dans le surnageant conditionné

La figure 8.9 montre l'évolution de la DCO dans le surnageant de la boue conditionnée avec la poudre de *Moringa oleifera*. Les résultats montrent que les teneurs en DCO dans le surnageant conditionné sont très faibles par rapport à celles obtenues dans la boue non conditionnée. Cette diminution de DCO dans le surnageant sont de l'ordre de 3 à 42%. Ces résultats sont en conformité avec ceux de Vieira et al. (2010) qui ont obtenu une diminution de l'efficacité de la DCO en conditionnant des eaux usées d'industrie laitière avec du *Moringa oleifera*. La DCO augmente après ajout de la dose de 30 mL/gMS. Les travaux de Ndabigengesere et al. (1998); Okuda et al. (2001) sur le traitement des eaux et des eaux usées par conditionnement avec *Moringa oleifera* ont montré une augmentation de la DCO par rapport au témoin une fois que la dose minimale soit atteinte. Cette différence sur l'évolution de la DCO entre cette présente étude et celles des autres études pourrait résulter de la finesse de la poudre de *Moringa oleifera* utilisée. En effet, la poudre n'est pas tamisée et la solution filtrée, mais les graines ont été moulues pendant 20 à 30 minutes jusqu'à l'obtention d'une poudre totalement fine.

8.3.3.4 Filtrabilité de la boue conditionnée avec la poudre de graine de *Moringa oleifera*

La figure 8.10a présente les résultats obtenus des tests de la Résistance Spécifique à la Filtration. Cette courbe montre que l'augmentation de la dose de *Moringa oleifera* entraîne une réduction progressive de la RSF. Pour les doses comprises entre 8 et 30 mL/gMS, la RSF inférieure à 10 ce qui témoigne de la bonne filtrabilité des boues conditionnées.

La filtrabilité moyenne est obtenue avec la dose de 5 mL/g MS pour une valeur de la RSF comprise entre 10 et 20%. L'analyse comparative avec la boue non conditionnée montre que la RFS de la boue conditionnée peut être inférieure de 90% de celle de la boue non conditionnée (figure 8.10b). Ces résultats sont en parfaite corrélation avec les travaux de Muyibi et al. (2001), Tat et al. (2009) et Tat et al. (2010).

Les résultats montrent que 16 mL/gMS est la dose optimale de *Moringa oleifera* qui a permis une bonne décantation et une bonne filtration de la boue.

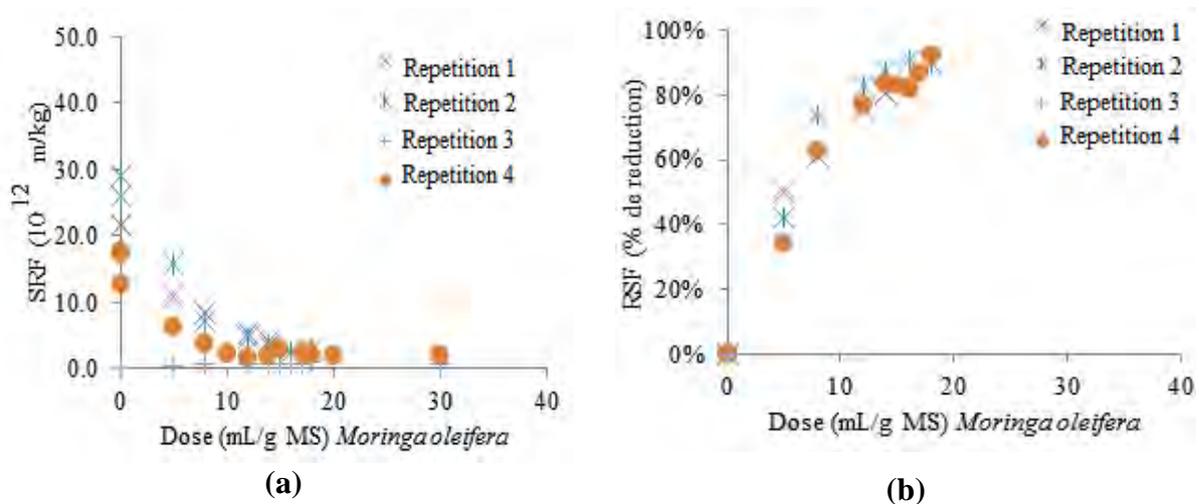


Figure 8.10: Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée en fonction de la dose de poudre de graine de *Moringa oleifera*

8.3.4 Conditionnement de la boue avec la poudre de *Jatropha Curcas*

8.3.4.1 Évolution des teneurs en MES dans le surnageant conditionné avec de la poudre de graine de *Jatropha curcas*

La figure 8.11a montre le surnageant de BV conditionné avec la poudre de *Jatropha curcas*. Le surnageant est de couleur sombre plus ou moins laiteuse et montre ainsi qu'il est trop chargé.

La figure 8.11b représente l'évolution de la teneur en MES dans le surnageant conditionné avec la poudre de graine de *Jatropha curcas*. Comparé à la boue brute, les teneurs en MES du surnageant conditionné ont été réduites de 64 à 90%. Cependant, les teneurs en MES augmentent avec l'ajout de poudre de graines de *Jatropha curcas* dans le surnageant. Par ailleurs, dans le surnageant non conditionné, les teneurs en MES ont été réduites de 85% par rapport à la boue brute par décantation. Ces faibles performances de *Jatropha curcas* peuvent être dues au pH neutre de la boue brute compris entre 7,85 et 8. Cependant, un pH fortement acide de 1 à 3 a permis une réduction de 99% de la turbidité et un pH basique de 11 a permis aussi une élimination de 97% de la turbidité d'eaux usées traitées avec *Jatropha curcas* (Abidin et al., 2013). Ainsi, le *Jatropha curcas* est performant dans les eaux fortement acides ou basiques. Ces faibles performances pourraient être améliorées avec l'ajout d'un acide ou d'une base pour rendre le pH fortement acide ou fortement basique.

Dans cette étude, les gammes de 2 à 40 mL/g MS de *Jatropha curcas* testées n'ont pas permis une bonne réduction de la teneur en MES dans le surnageant. Ainsi, nous n'avons pas obtenu la dose optimale pour une bonne séparation solide/liquide avec *Jatropha curcas*.

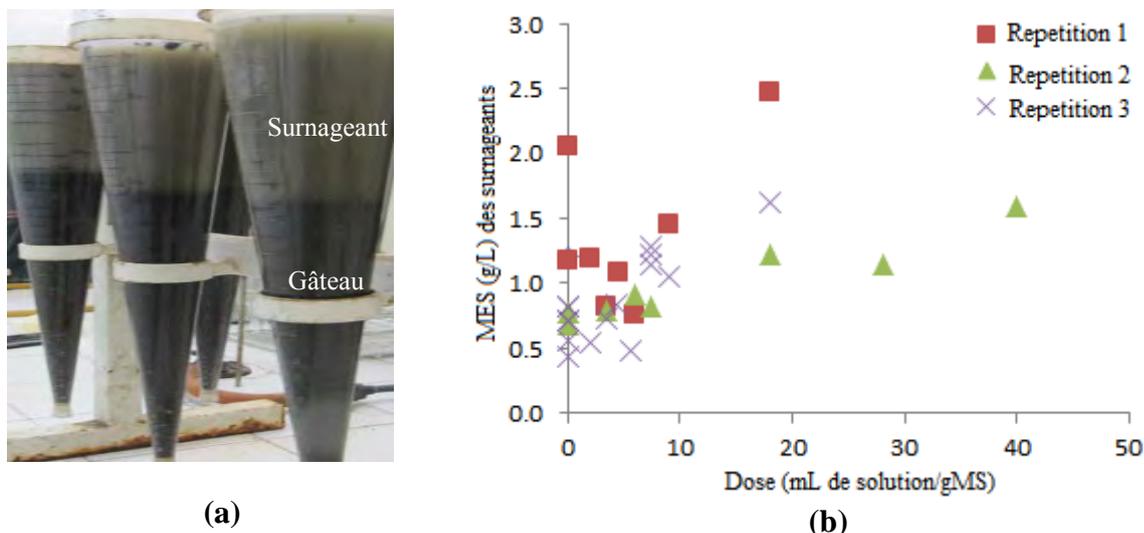


Figure 8.11 : Séparation solide/liquide de boue de vidange (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant par conditionnement avec de la poudre de graines de *Jatropha curcas* (b)

8.3.4.2 Filtrabilité de la boue conditionnée avec la poudre de graines de *Jatropha curcas*

L'évolution de la Résistance Spécifique à la Filtration est montrée à la figure 8.12a. Cette figure montre que la boue conditionnée avec une gamme de 2 à 3,5 mL/g MS de poudre de

Jatropha curcas a une RSF supérieure à celle de la boue non conditionnée. Toutes les doses testées n'ont pas donné une bonne filtration, car la RSF est supérieure à 20. Cette forte résistance à la filtration pourrait être due à la présence de résidus de *Jatropha curcas*.

Dans la littérature, nous n'avons pas trouvé des données sur le conditionnement des boues de vidange par *Jatropha curcas*, ainsi la comparaison avec les eaux usées est notre seule référence.

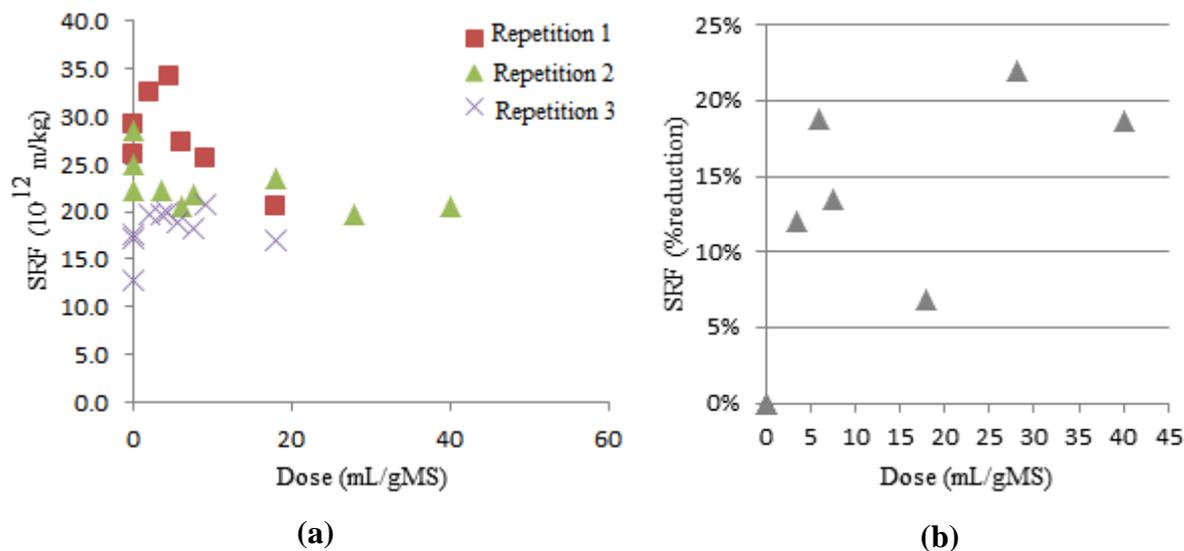


Figure 8.12 : Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée suivant la dose de poudre de graine de *Jatropha curcas*

8.3.5 Conditionnement de la boue avec la poudre de feuilles de *Calotropis procera*

8.3.5.1 Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant

La figure 8.13a montre que le surnageant de la boue conditionnée avec des feuilles de *Calotropis procera*, après une heure de décantation dans un cône Imhoff, est de couleur sombre. Ces résultats montrent qu'il est presque impossible de différencier les boues conditionnées et les boues non conditionnées. Ceci témoigne de la faible capacité de réduction de la turbidité des BV avec les feuilles de *Calotropis procera*.

Cependant, on note qu'avec l'augmentation des concentrations de *Calotropis procera*, les teneurs en MES du surnageant conditionné connaissent une légère baisse. En effet, les volumes de gâteau obtenus après une (1) heure de décantation sont inférieurs à 50 g/mL.

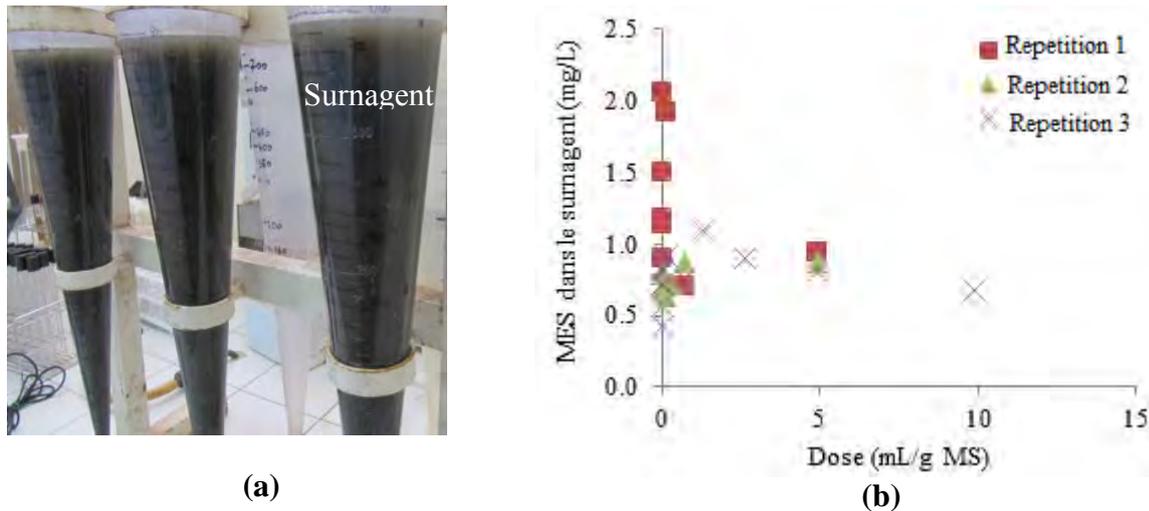


Figure 8.13 : Séparation solide/liquide de boue de vidange (a) et évolution des teneurs en MES du surnageant (b) par conditionnement avec *Calotropis procera*

8.3.5.2 Filtrabilité de boue conditionnée avec de la poudre de feuilles de *Calotropis procera*

La figure 8.14a montre que la Résistance Spécifique à la Filtration du gâteau de boue conditionnée avec *Calotropis procera* a connu une légère décroissance. La présence de résidus de feuilles de *Calotropis procera* dans le surnageant peut expliquer la faible RSF, car ces dernières peuvent ralentir la filtration par la création de tapis sur le papier filtre. Le tamisage des feuilles de *Calotropis procera* avec des tamis de petites mailles pourrait permettre d'améliorer la qualité du percolât.

De toutes les doses testées, aucune d'entre elles n'a permis une bonne séparation solide/liquide. La rareté des études dans le traitement des eaux et la presque inexistence dans le traitement des boues de vidange avec de *Calotropis procera* ont limité nos possibilités de mieux comprendre les raisons des faibles performances des feuilles de *Calotropis procera*.

Par ailleurs, l'amélioration des méthodes d'extraction des substances des diverses parties de *Calotropis procera* pourrait permettre à mieux comprendre le fonctionnement et augmenter son efficacité dans le traitement des boues de vidange. En effet l'extrait direct de la sève contenue dans les feuilles par pressage, le conditionnement avec une boue à pH 5 et à température élevée tel qu'utilisé pour le caillage du lait avec *Calotropis procera* par Raheem et al. (2007), ou en combinaison avec d'autres coagulants, de même que l'utilisation directement du latex pourraient être étudiée comme des alternatives pour améliorer le pouvoir

coagulant de *Calotropis procera*. Ce coagulant a en effet déjà montré un bon potentiel de purification de l'eau.

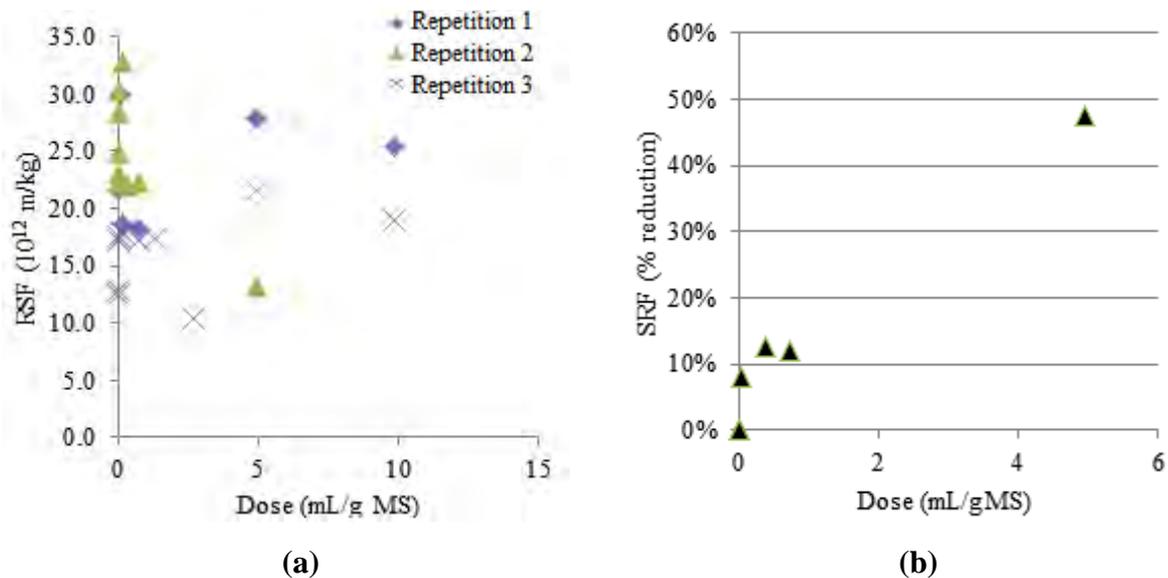


Figure 8.14 : Evolution de la RSF (a) et pourcentage de RSF (b) de la boue décantée suivant la dose de poudre de feuille de *Calotropis procera*

8.3.5.3 Rentabilité économique de *Moringa oleifera*

L'étude de la rentabilité économique pour une utilisation à grande échelle a porté sur une estimation de la quantité de graines de *Moringa oleifera* nécessaire pour une grande station d'épuration comme celle de Cambérène d'une capacité de 400 m³/jour de boue de vidange (Bill and Melinda Gates Foundation, 2011).

La teneur moyenne en MS des boues qui arrivent à la station de Cambérène varient entre 3 et 12 g/L (Dème, 2008; Yolande 2013; Sonko et al., 2014), ainsi une quantité de 960 à 3840 kg de poudre de *Moringa oleifera* serait nécessaire pour le traitement quotidien des 400 m³ de boues que reçoit cette STBV. Les résultats de l'étude montrent que 1000 g de graines non décortiquées donnent en moyenne 640 g de graines décortiquées avec une perte moyenne de 2 g lors de la mise en poudre. Ainsi, avec 1000 g de graines non décortiquées, nous avons 638 g de poudre. La quantité journalière de graines de *Moringa oleifera* nécessaire est de 1545 à 6020 kg.

8.4 Conclusion partielle

Les résultats obtenus dans cette étude pour l'évaluation des performances de la poudre de graines de *Moringa oleifera*, de graines de *Jatropha curcas* et de feuilles de *Calotropis procera* sur la séparation solide/liquide des boues de vidange ont permis de dresser les conclusions suivantes:

- *Moringa oleifera* a permis non seulement de réduire efficacement la teneur en MES dans le surnageant mais aussi de produire un gâteau de boue épaissie facilement filtrable. Bien que la meilleure dose ait été obtenue à partir de 16 mL/g MS, une bonne séparation solide/liquide et une production de boue facilement filtrable peuvent être obtenues à partir de 12 mL/g MS. L'augmentation de la dose de *Moringa oleifera* a entraîné celle de la teneur en matières organiques dans le surnageant ;
- *Jatropha curcas*, malgré son efficacité dans le traitement des eaux usées, s'est révélé inefficace dans la séparation solide/liquide des boues de vidange ;
- *Calotropis procera*, moins efficace que *Jatropha curcas*, n'a montré aucun pouvoir d'optimisation de la séparation solide/liquide des boues de vidange.

CHAPITRE 9 : OPTIMISATION DES CONDITIONNEMENTS
POUR AMELIORER LA SEPARATION SOLIDE/LIQUIDE
DES BOUIES DE VIDANGE

9.1 Introduction

Les lits de séchage non plantés et les bassins de décantation/épaississement sont aujourd'hui largement rependus comme options pour le traitement et la déshydratation des boues de vidange. Ces systèmes sont peu coûteux et facile à réaliser. Cependant, dans les lits de séchage, la durée de déshydratation est relativement longue ce qui a pour effet d'augmenter la durée de séchage. Il s'y ajoute que ces systèmes ont besoin de beaucoup d'espaces, ce qui constitue une grande contrainte dans les zones urbaines où les espaces disponibles sont rares et souvent de prix très élevés.

Le conditionnement des boues de vidange avec des coagulants peut permettre d'accélérer le processus de déshydratation des boues activées ou des boues provenant des usines. La coagulation permet de rassembler les floes de petites tailles pour en former de plus grande tailles qui peuvent décanter rapidement. Ce procédé de coagulation/floculation est déjà utilisé dans le traitement de l'eau potable et des eaux usées pour en éliminer la turbidité, la couleur et les matières organiques (Aboulhassan et al., 2006; Jeon et al., 2009). Les coagulants les plus utilisés sont des sels métalliques ou des polymères divalents et trivalents ayant une faible solubilité dans la gamme de pH utilisé (Wang et al., 2005). Les polymères utilisés dans les processus de coagulation/floculation permettent de réduire les doses de coagulant, le volume de boue, les charges ioniques des eaux usées et les coûts afférents (Bolto et al., 2007).

Cependant très peu d'études ont été menées sur le conditionnement des boues de vidange et la littérature dans ce domaine est peu fourni. L'objectif de cette présente étude est de tester le potentiel de huit (8) coagulants afin de voir leur effet sur la décantation et la déshydratation des boues de vidange. La méthodologie suivie consistera à:

- définir la dose optimale pour les huit coagulants présélectionnés ;
- suivre l'évolution de la décantation et de la déshydratation par le biais de tests effectués sur colonnes pour quatre coagulants choisis parmi les huit présélectionnés ;
- comparer les coagulants en se basant sur l'amélioration des performances des Stations de Traitement des Boues de Vidange, les coûts d'exploitation et les observations d'ordre qualitatifs.

9.2 Matériel et méthodes

9.2.1 Présélection des coagulants

Dans cette étude, parmi les coagulants présélectionnés, cinq sont des polyélectrolytes synthétiques utilisés dans le conditionnement des eaux usées et la digestion anaérobie des boues des stations d'épuration en Suisse. Nous avons aussi choisi le Chitosane et le *Moringa oleifera* car ils ont été déjà expérimentés avec succès dans le domaine des boues activées (Muyibi et al., 2001; Li et al., 2003; Tat et al., 2009) et sont disponibles localement, de même la *Chaux* est également choisi en raison de ses propriétés de désinfection.

Le chitosane est dérivé de la chitine partiellement désacétylée Muzzarelli et al. (1986). Le chitosane est un polysaccharide cristallin insoluble dans une solution aqueuse de $\text{pH} > 7$. Cependant, dans les acides dilués ($\text{pH} < 6$), les groupes amino libres sont protonés et la molécule devient soluble (figure 1) (Sundararajan et al., 1999).

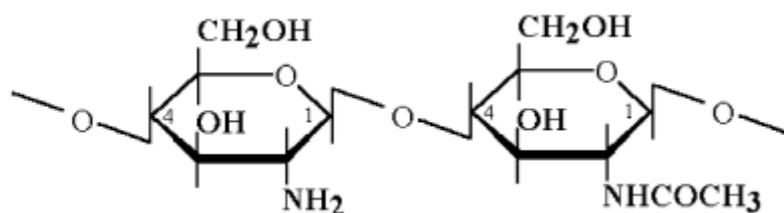


Figure 1 : Structure moléculaire de chitosane (Sundararajan et al., 1999)

9.2.2 Préparation des coagulants

Coagulants polyélectrolytes organiques synthétiques

Les produits de marque Ensola 8561 et C2064 ont été testés. Le 8561 a une structure de chaînes polymères linéaires et réticulés et le C2064 a une structure linéaire. En raison de leur viscosité élevée, le 8561 a été dilué à 0,25% avec d'eau distillée. Les doses prescrites par Ensola sont de 10 à 20 mg/g MS pour les deux produits. Considérant une solution de 0,25% pour 8561 et une solution de 1% pour C2064, les doses prescrites sont 4 à 8 mL/g MS pour 8561 et 1 à 2 mL/g MS pour C2064.

Les polymères cationiques de marque Flonex CP313, CP314 et CP317 ont été utilisés. Ils ont tous une structure réticulée, mais varient suivant la force de la charge de surface. Les

coagulants sont dilués avec de l'eau distillée à 0,5% de solution, tel que recommandé par le fabricant.

Les dilutions sont faites à l'aide d'un flocculateur (Velp Scientifica, FC6S flocculation Tester) par mixage à 200 tr/m jusqu'à ce qu'il n'ait plus de morceaux visibles.

Coagulants organiques naturels

La solution de chitosane est préparée à partir de la solution industrielle de Heppix BioLog GmbH par dilution avec de l'eau distillée pour obtenir une solution de 0,5%. La solution obtenue est homogénéisée à l'aide d'un agitateur magnétique pendant quelques minutes jusqu'à ce que tout le coagulant soit dissout. Le fabricant a indiqué une dose de 0,2 mL dans 40 mL pour avoir 0,5% de solution/gMS.

Coagulants inorganiques

La *chaux* [Ca(OH)₂] est utilisée sous forme de poudre, contenant 93,5% de CaO (Heidelberg Cement AG, ip 410 Weissfeinkalk.). La quantité de poudre utilisé est mesurée dans un creuset en aluminium à l'aide d'une balance de laboratoire.

9.2.3 Echantillonnage des boues de vidange

Dans cette étude, les BV sont collectées à partir de 5 à 7 camions de vidange choisis au hasard. Pour chaque camion, un échantillon de 20 litres est collecté au milieu de la décharge, car les observations ont montré que les BV au début et à la fin de la décharge sont plus ou moins concentrées (Bassan et al., 2013). Pour avoir un échantillon représentatif pour l'expérimentation, un composite a été réalisé dans un baril de 200 litres et conservé dans un réfrigérateur à 4 °C pendant un maximum de 6 jours afin d'avoir une stabilisation biologique (APHA, 2005). Le contenu du baril est homogénéisé avec un bâton en bois avant toute prise d'échantillon pour les besoins d'analyse de laboratoire. Pour amener les échantillons à température ambiante, les BV collectées ont été versées dans des bouteilles en plastique et immergées dans l'eau pendant environ une heure.

9.2.4 Conditionnement des boues de vidange

Les échantillons de BV sont homogénéisés avant qu'un volume de 800 mL ne soit introduit dans des béchers de 1000 mL. Les solutions de conditionnement sont préparées quotidiennement et introduites dans les béchers de 1000 mL avec une pipette graduée et le tout est mélangé à 200 tr/min pendant 2 minutes par un Jar test. Les posologies et les

conditions de mélange pouvant affecter les performances de conditionnement nécessitent une optimisation pour atteindre les meilleures performances (Tchobanoglous et al., 2003). Dans cette étude, nous avons évalué la dose optimale en gardant constantes les conditions de mélange, fonction des indications des différents fabricants et des sources trouvées dans la littérature (Huang et al., 1996; Wen, 1997; Lo et al., 2001; Okuda et al., 2001; Ghebremichael et al., 2004; Tat et al., 2009; Hu et al., 2013).

9.2.5 Définition de la dose optimale des coagulants

Les huit coagulants ont été testés avec différentes doses afin de déterminer celles qui conduisent à des résultats optimaux, compte tenu de la décantation et des propriétés de déshydratation. L'amélioration de la décantation a été obtenue à partir des tests expérimentaux dans les cônes Imhoff et à partir de la déshydratation des boues concentrées avec des tests de la Résistance Spécifique à la Filtration (RSF). Des expériences ont également été conduites avec des échantillons n'ayant reçus aucune dose coagulant et ont servi de base de comparaison. Les diverses expériences ont été réalisées avec trois différentes répétitions pour chaque échantillon de BV. Le dosage optimal a été défini compte tenu des résultats des diverses expériences et des observations visuelles. Le matériel expérimental est présenté au chapitre 8 (cf. figure 8.6).

9.2.5.1 Expérience de décantation dans de cônes Imhoff

Nous avons utilisé des cônes Imhoff pour décanter les boues de vidange. Les paramètres généralement analysés sont l'Indice de Boues (IB) et les matières décantables (APHA, 2005). Les échantillons ont été directement introduits dans un cône Imhoff après conditionnement. Le volume décanté est enregistré au bout de 30 minutes, puis au bout de 60 minutes de décantation. Après 45 minutes de décantation, les bords des cônes sont légèrement secoués avec un bâtonnet pour réduire les effets de paroi. Au bout d'une heure, un échantillon de surnageant est prélevé au centre du cône à l'aide d'une seringue et gardé au réfrigérateur pour d'autres analyses (APHA, 2005). Le reste du surnageant est retiré avec une seringue et la boue décantée est introduite dans un bûcher en verre pour l'analyse de la RSF.

9.2.5.2 Expérience de Résistance Spécifique à la Filtration

Cette expérience permet d'estimer la performance de la boue à la filtration sur les dispositifs à grande échelle et de comparer la filtrabilité des différentes boues (DIN, 2013). La RSF de la boue décantée recueillie dans les cônes Imhoff est évaluée selon la norme DIN (DIN, 2013).

La quantité de boue décantée varie avec les MS, le type et la dose du coagulant utilisé et la qualité de la décantation. Si le volume de l'échantillon est suffisant, 100 mL de boues décantées sont utilisées pour l'expérience et dans le cas contraire tout le volume de la boue est recueilli et utilisé. La boue est filtrée à travers un papier filtre de 90 mm (Whatman TM, cat n° 1001-090) sous un vide de 50 kPa. Le vide est créé à l'aide d'une pompe (KNF Lab, LABOPOINT, N816.1.2kT.18) et mesuré avec un manomètre. Le montage expérimental est représenté au chapitre 8 (Cf. figure 8.6) et le gâteau de filtration est analysé pour la MS. Si tous les filtrats sont recueillis avant que le vide n'atteigne 50 kPa et/ou avant qu'une mesure ne soit faite (soit moins de 10 à 20 secondes), la RSF est considérée comme nulle (0). La méthode de calcul de la RSF est présentée à l'équation [20] (page 179).

9.2.5.3 Critères de choix du dosage optimal

Nous avons réalisés des tests préliminaires qui ont montré que la MES minimale dans le surnageant (bassin de décantation/épaississement) et la RSF minimale (lits de séchage) n'ont pas été atteintes avec la même dose optimale. Pour chaque coagulant, deux doses optimales ont été définies, l'une pour la MES minimale et l'autre pour la RSF minimale. Un compromis entre ces deux dosages et les propriétés de décantation observées visuellement a été trouvé. Le choix de la dose optimale est démontré pour chaque coagulant.

9.2.6 Tests sur colonnes

Des colonnes ont été utilisées pour mesurer le processus de décantation-épaississement. La boue décantée est recueillie et appliquée dans des colonnes de séchage. Pour chaque coagulant sélectionné, la dose optimale précédemment définie est utilisée pour continuer les expériences. Etant donné que l'influence de chaque coagulant sur les performances globales de la STBV a été évaluée, la même quantité de BV a subi un conditionnement, une décantation et une déshydratation. Les boues non conditionnées ont subi une décantation et une déshydratation et ont servi de témoin pour permettre une bonne comparaison. L'expérience a été répétée trois fois avec différents échantillons de BV.

9.2.6.1 Sélection des coagulants pour des tests sur colonne

Quatre coagulants sur les huit expérimentés sont sélectionnés pour évaluer l'amélioration du traitement des BV reçues à la station de Cambérène. Ce choix est basé sur les performances dans les cônes Imhoff, des expériences de RSF et pour des raisons pratiques. Les quatre coagulants choisis sont CP314, C2064, chitosane et la chaux.

9.2.6.2 Colonnes de décantation

La décantation est évaluée à l'aide de trois colonnes graduées en verre acrylique de 10 cm de diamètre, 140 cm de long et d'une capacité chacune de cinq litres. Six béchers contenant 800 mL de BV ont été conditionnés avec la dose optimale et introduites dans les colonnes de décantation. Si la sédimentation se produit normalement, la décantation a lieu et le volume décanté est enregistré en fonction du temps.

Un échantillon composite du surnageant est préparé à partir des trois colonnes de décantation et gardé dans le réfrigérateur pour d'autres analyses. Le reste du surnageant est vidé à l'aide d'un tuyau d'irrigation par un système de siphonage. Le reste de la boue décantée est recueillie dans un récipient en verre pour l'expérimentation au niveau des colonnes de séchage.

9.2.6.3 Colonnes de séchage

Les colonnes de séchage sont gardées à l'abri du soleil afin de minimiser les effets d'évaporation occasionnée par l'ensoleillement et les flux d'air. Elles sont constituées de tubes en PVC, de diamètre 10,5 cm et de hauteur 140 cm (chapitre 7, voir figure 7.1). Au fond est placée une épaisseur de 10 cm de gros gravier (\emptyset : 7-15 mm), au-dessus duquel est posé une épaisseur de 10 cm de gravier fin (\emptyset : 3-7 mm) et une épaisseur de 5 cm de sable (\emptyset : 0,2-0,6 mm) est placée sur la partie supérieure. Les matériaux filtrants ont été soigneusement lavés avec de l'eau de robinet. Avant le début des expériences, les graviers sont séchés mais le sable garde un peu d'humidité afin qu'il ne migre pas dans le gravier.

Chaque colonne de séchage est toujours remplie de boue conditionnée avec le même coagulant. La boue décantée, recueillie des colonnes de sédimentation, est versée dans les colonnes de séchage. Pour chaque expérience, la totalité des boues recueillies dans les colonnes de décantation est appliquée sur des colonnes de séchage. La charge de BV appliquée varie d'une expérience à une autre, car elle est fonction des performances de décantation des BV dans les colonnes de sédimentation. Les charges étaient de 3 à 8 kg MS/m² pour des BV conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane et de 11 à 15 kg MS/m² avec la chaux.

Le percolât, drainé à travers la colonne, est recueillie en bas dans un bêcher (chapitre 7, figure 7.1b). Les quantités mesurées sont transvasées, au moins deux fois par jour, et gardées dans un réfrigérateur pour d'autres analyses. L'intervalle de mesure est adapté à chaque vitesse de

percolation. Après cinq jours, la boue décantée est retirée de la colonne de séchage pour être analysée.

9.2.7 Comparaison des coagulants

Les coagulants sont comparés à l'aide d'une matrice de comparaison. A côté de la performance de traitement, une estimation des coûts d'exploitation et d'autres aspects pratiques ont été utilisés comme critères de comparaison. Pour chaque critère, les performances des coagulants ont été classées qualitativement dans trois classes: faible, moyen et bon.

9.2.8 Paramètres suivis

9.2.8.1 Préparation des échantillons au laboratoire

En ce qui concerne les BV non conditionnées, les paramètres physico-chimiques des surnageant et des percolâts provenant des colonnes ont été analysés. La boue non conditionnée a été homogénéisée dans un mixeur de cuisine. Les boues diluées avec de l'eau distillée et les percolâts ont été mélangées à l'aide d'un agitateur magnétique pour obtenir des échantillons de laboratoire permettant d'effectuer certaines analyses.

La BV décantée n'a pas été analysée, car étant très hétérogène et ne garantissant pas un échantillon représentatif. Une meilleure homogénéisation par mixage ou blindage de la BV décantée n'est pas une bonne option puisqu'elle peut détruire les floes et diminuer la coagulation.

9.2.8.2 Analyses des matières solides

Les concentrations de matières solides ont été analysées selon la méthode standard (APHA, 2005). Les MS et MVS ont été mesurées par gravimétrie respectivement par séchage à l'étuve à 105 °C et par combustion au four à 550 °C. Pour l'analyse des MES, les échantillons des boues et les surnageants troubles sont centrifugés à 5000 tr/min pendant 20 minutes (*Hettich Zentrifugen, Universal 320 R*). Le surnageant est filtré à travers un filtre sans cendres de maille 1,2 µm et les particules solides déposées ont été séchées à l'étuve à 105 °C. Les filtres utilisés pour la mesure des MES sont des filtres en celluloses nitrés (*Sartorius Stedim Biotech GmbH, 11303-47---N filtres*) ou microfibrilles de verre (*Munktell Filter AB, MGC, n°3.1103.050*). Ils ont tous deux la même taille des pores. Les matières solides dissoutes (MSD) sont déterminées en faisant la différence entre les MS et les MES.

9.2.8.3 Analyse des paramètres chimiques

Des kits Hach sont utilisés selon les instructions du fabricant pour mesurer la DCO (LCK 014), la $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (LCK 305), la $\text{NO}_3\text{-N}$ (LCK 339). Les tubes de DCO sont chauffés à l'aide d'un appareil de type Hach DRB 200 et quantifiés à l'aide d'un spectrophotomètre Lasa50. Les échantillons sont dilués pour être conformités avec la gamme prescrite par le fabricant. La conductivité électrique (CE), la salinité, le pH et la température ont été mesurées avec deux appareils multifonctions de marque P4 WTW Multi Line et HANNA HI 9124.

9.3 Résultats et discussion

9.3.1 Caractéristiques des boues de vidange

Les BV collectées des camions de vidange sont de consistance très variable comme on peut le voir dans le tableau 9.1. La valeur moyenne de la concentration en MS est de 8,7 g/L, avec des valeurs limites comprises entre 2,7 et 19,1 g/L. Les valeurs moyennes de DCO, de NH_4^+ , de NO_3^- , de l'alcalinité, de EC et de salinité varient fortement d'un échantillon à un autre, avec un écart-type variant entre 36 et 65%. Seul le pH est stable, avec une valeur moyenne de l'ordre de 7,8. La concentration des MES sont de 58 et 86% MS. Le ratio MVS/MS et le rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ sont des indicateurs de stabilisation (Brady et al., 2002). Le rapport MVS/MS est compris entre 44 et 66%. Le rapport de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ montre une forte variabilité, avec des valeurs comprises entre 4,4 et 19,7.

Pour tous les échantillons des BV utilisées, on note une forte variabilité de consistance. Cette variabilité peut être expliquée par exemple par la différence d'origine de la boue, du type de camion utilisé pour la collecte des BV, la quantité des eaux usées et le degré de stabilisation (Heinss et al., 1999). Les données d'autres études menées à la STBV de Cambérène montrent des résultats similaires. Sonko et al. (2014) ont obtenu une MS moyenne de 8,2 g/L, avec des valeurs comprises entre 2,1 et 21,5 g/L. Vonwiller (2007) et Seck et al. (2015) ont obtenu respectivement des concentrations moyennes de MS de 5,5 et 4,5 g/L lors de l'échantillonnage direct dans un bassin de stockage. Ces faibles valeurs peuvent être dues aux différentes méthodes d'échantillonnage. En se basant sur ces études, il nous semble que la concentration moyenne de MS des BV livrées à la STBV de Cambérène est de 10 g/L. En outre, les résultats de ces études montrent une teneur en MVS comprise entre 55 et 70% MS et une teneur en DCO comprise entre 7,1 et 11,7 g/L, confirmant ainsi les résultats de notre étude. Les

caractéristiques des BV au Ghana, en Thaïlande, aux Philippines et aux Etats Unis d'Amérique ont aussi une consistance très variable. En effet, les concentrations de MS se situent entre 11,9 et 72 g/L et la DCO entre 7,8 et 49 g/L. Cependant, les teneurs en MVS sont comprises entre 60 et 76% MS (Heinss et al., 1999). Comparées à ces valeurs, les BV de Dakar ont une faible concentration en DCO.

Tableau 9.1: Paramètres des boues de vidanges non conditionnées

Paramètre	Mo ± E	Max.	Min.	Paramètre	Mo ± E	Max.	Min.
pH	7,8 ± 0,08	7,9	7,7	MSD (g/L)	1,8 ± 0,51	2,7	1,2
EC (mS/cm)	4,2 ± 1,42	6,0	2,6	MVS (g/L)	4,9 ± 3,64	11,6	1,3
Salinité (g/L)	2,1 ± 0,83	3,2	1,2	MVS (% MS)	57,8 ± 8,1	66,0	44,0
Alcalinité	4,0 ± 2,12	7,5	1,6	DCO (g/L)	8,7 ± 5,82	18,1	2,4
MS (g/L)	8,2 ± 5,75	19,1	2,9	NH ₄ ⁺ (mg/L)	373,3 ± 167,55	576,0	154,0
MES (g/L)	6,4 ± 5,31	16,5	1,7	NO ₃ ⁻ (mg/L)	31,2 ± 17,06	61,0	11,0
MES (% MS)	73,7 ± 10,0	86,0	58,0	NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	13,3 ± 4,95	19,7	6,9

Mo : moyenne ; E : écart-type

Le suivi de l'évolution de l'échantillon maintenu dans un réfrigérateur a montré une légère diminution de la DCO et du rapport NH₄⁺/NO₃⁻. Cette réduction de la DCO est confirmée par des concentrations de 18,1 et 14,0 g/L respectivement au premier et au cinquième jour. Le rapport NH₄⁺/NO₃⁻ évolue de 15,1 à 7,8 respectivement au premier et au sixième jours. Cette baisse du rapport de NH₄⁺/NO₃⁻ indique que la BV a subi une digestion aérobie et que le processus de nitrification a eu lieu durant le stockage.

9.3.2 Détermination de la dose optimale de coagulant

Avant d'étudier les performances du conditionnement des BV, nous devons déterminer la dose optimisant la décantation et la déshydratation. Les tests de décantation dans les cônes Imhoff et des expériences de RSF ont respectivement été menés pour évaluer la décantation et les performances de déshydratation des BV conditionnées. Les huit coagulants suivants ont été expérimentés: CP313, CP314, CP317, C2064, 8561, chitosane, graines de *Moringa oleifera* et chaux. Les boues non conditionnées sont utilisées comme témoin en deux expériences. Selon la définition, la dose optimale de sédimentation est celle qui entraîne une plus faible concentration de MES dans les surnageants. De même, concernant la déshydratation, la dose optimale est celle qui conduit à la plus faible RSF des boues

décantées. Puisque les deux dosages optimaux ne coïncident pas, nous avons déterminé un dosage optimale en tenant compte des concentrations de MES dans le surnageant, de RSF de la boue décantée et en faisant d'autres observations telles que les propriétés de décantation ou l'augmentation de MS dans le surnageant. Les tableaux 9.2 et 9.3 résument les résultats des deux expériences avec les dosages optimaux correspondants, les observations visuelles et les doses optimales déterminées.

Les résultats de l'expérience de RSF sur les différents échantillons de BV ont montré une meilleure corrélation lorsqu'ils se rapportent à la RSF mesurée dans la BV non conditionnée. Cela signifie que la diminution de la RSF dépend des caractéristiques des BV non conditionnées. Ainsi, la RSF mesurée a été rapportée à la RSF de la boue non conditionnée.

Tableau 9.2: Les doses optimales de chitosane, *Moringa oleifera* et de la chaux pour la décantation et la déshydratation des boues de vidange.

	Témoin	Chitosane	<i>Moringa oleifera</i>	Chaux
Concentration solution[%]		0,5	5	-
Décantation optimale				
Dosage		0,5 mL/gMS	10 mL/gMS	1 g/gMS
MS atteinte [g/L]		1,2-2,3	1,5-2,3	2,5-4,0
MES atteinte [g/L]		0,8-1,0	<0,1	0,1-0,2
Déshydratation optimale				
Dosage		≥ 1,5 mL/gMS	≥ 20 mL/gMS	2 g/gMS
RSF [%RSF*]		5-20%	5%	1-2%
Effets de surdose				
Dosage		≥1,5mL/gMS	Non	Non
Dosage optimal		1 mL/gMS	10 mL/gMS	1 g/gMS
MS atteinte [g/L]	1,9-3,0	1,2-2,3	1,5-2,3	
MES [g/L]	0,8-2,0	0,1-0,25	<0,1	0,1-0,2
RSF [%RSF*]	(11-45).10 ¹² m/kg	20%	15%	2%

* BV non conditionnée

Tableau 9.3: Les doses optimales de polyélectrolytes synthétiques CP313, CP314, CP314, C2064 et 8561 sur les performances de décantation et déshydratation des boues de vidange.

	Flonex			Ensola	
	CP313	CP314	CP317	C2064	8561
Concentration solution	0,5%	0,5%	0,5%	1%	0,25%
Décantation optimale					
Dosage (mL)	125	125	125	60	125
MS (g/L)	1,1-2,1	0,9-1,7	1,0-1,8	1,2-2,0	1,0-1,8
MES (g/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Déshydratation optimale					
Dosage (mL/gMS)	≥ 15	≥ 10	≥10	≥ 7	≥10
RSF (%RSF*)	0	0	0	0	0
Effets de surdosage					
Dosage (mL/gMS)	≥ 10	≥ 8	≥ 5	≥ 5	≥ 8
Dosage optimal (mL/gMS)	7	4	4	4	4
MS (g/L)	1,3-2,3	1,1-2,2	1,0-2,1	1,3-2,1	1,2-2,0
MES (g/L)	<0,1-0,2	<0,1-0,2	<0,1-0,2	<0,1	<0,1-0,2
RSF (%RSF)	10%	10%	10%	10%	10%

a : BV non conditionnée

9.3.2.1 Boues de vidange non conditionnées

Décantation dans les cônes Imhoff

Les paramètres relatifs aux matières solides, mesurés après une heure de décantation dans des cônes Imhoff, montrent que la décantation a éliminé la plupart des MES. L'efficacité de l'élimination des MES dans le surnageant est de 83 à 85%, et des teneurs de 5,1 à 14,0 g/L et 0,8 à 2,0 g/L sont observées respectivement dans la boue et dans le surnageant. La teneur en DCO est passée de 6,8 à 2,0 g/L respectivement dans la boue et dans le surnageant. Les rendements de l'élimination de MES sont 60 à 80% meilleurs que ceux obtenus dans les bassins de décantation/épaississement (Heinss et al., 1998). Une explication possible est que les expériences ont été faites dans des conditions de laboratoire sans perturbation hydraulique.

Déshydratation

La RSF des BV non conditionnées varie de $11 \cdot 10^{12}$ à $45 \cdot 10^{12}$ m/kg. Les analyses répétées avec le même échantillon de BV montrent des écart-types de plus de 100%.

Pour DIN (2013), la BV non conditionnée n'est filtrable qu'en utilisant un appareil de déshydratation mécanique, telle que le filtre-presse. Pour une telle application, la RSF doit

être supérieure à 5.10^{12} m/kg à 50 kPa. Les données de la littérature montrent que la RSF des boues activées est de $(3,5-5,1).10^{12}$ m/kg pour Tat et al. (2010), $(8,06-9,03).10^{12}$ m/kg pour Ghebremichael et al. (2004), et 20.10^{12} m/kg pour Liu et al. (2011).

9.3.2.2 Conditionnement de la BV avec des polyélectrolytes synthétiques

Décantation dans des cônes Imhoff

La séparation solide/liquide est considérablement améliorée par l'utilisation de polyélectrolytes synthétiques. Dans notre étude, tous les tests polyélectrolytes ont montré des performances similaires. Les figures 9.1a et 9.1b présentent les résultats de CP314 de Flonex et de C2064 de Ensola. La concentration de MES dans le surnageant diminue en fonction de l'augmentation de la dose (figure 9.1a). Elle a chuté de 0,8 à 2,0 g/L dans le surnageant non conditionné à moins de 0,1 g/L dans les surnageants conditionnés avec les polyélectrolytes synthétiques (tableau 9.3). La dose optimale, fonction de la concentration minimale de MES, est d'environ 125 mL pour les polyélectrolytes de Flonex CP313, CP314 et CP317 et Ensola 8561. Par contre avec Ensola C2064, la dose conduisant à la MES minimale est d'environ 60 mL. Pour les MSD, aucune variation par rapport au surnageant non conditionné, n'est observée par ajout de polyélectrolytes. La DCO dans le surnageant a diminué avec l'utilisation de coagulant de 1,9 g/L pour les BV non conditionnées de 0,5 à 1,0 g/L. Le pH, la salinité et la conductivité électrique ne sont pas affectés par l'ajout de coagulant.

Les observations visuelles montrent que l'augmentation de la dose de coagulant entraîne celle de la taille des floes et la diminution du temps de décantation.

Une surcharge de coagulant entraîne un effet appelé "effet overdose", responsable de l'augmentation de MES mesurées à des doses élevées (figure 9.1b). Les dosages peuvent être classés en trois catégories, selon le niveau de l'effet de surdosage:

- aucun effet de surdosage: il n'y a pas d'influence sur la décantation de floes ;
- effet de surdosage modéré: les floes deviennent collant et la décantation est impossible le surnageant devient plus trouble ;
- effet de surdosage fort: les floes ne peuvent plus se décanter et collent à la paroi des cônes Imhoff ; le surnageant est trouble.

Ces classifications basées sur des observations visuelles et les limitations des dosages de chaque catégorie sont approximatives.

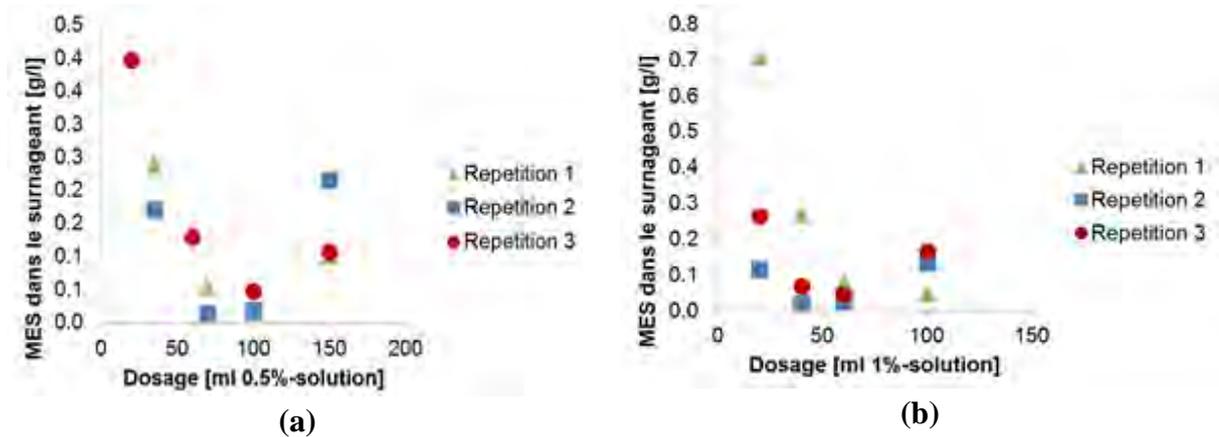


Figure 9.1: Evolution des MES dans le surnageant et effet de surdosage à différentes doses de CP314 (a) et C2064 (b)

Des concentrations minimales de MES sont obtenues lorsqu'on fait le dosage avec le même volume de coagulant, indépendamment de la teneur en MS dans les BV. Ceci peut être dû à la façon dont les particules se sont formées. Même si les charges sont neutralisées, un faible volume de coagulant, de même qu'un certain nombre de chaînes polymères sont nécessaires pour lier les particules et leur permettre de se coller. L'effet de surdosage est probablement dû à la re-établissement des particules en raison de la forte charge positive de particules (Tchobanoglous et al., 2003; Crittenden et al., 2012; Hu et al., 2013). Il dépend de la teneur en MS contenus dans les BV conditionnées et du type de coagulant. Il apparaît à la dose optimale après ajout d'une quantité d'environ 5-10 mL/gMS (tableau 9.3). Les BV avec de faibles concentrations de MS, peuvent être considérées comme ayant une plus faible concentration en particules, et une faible concentration de charges si on les compare aux BV ayant de fortes concentrations en MS. Ainsi, seule une dose faible est nécessaire pour les charges négatives. Le volume du coagulant nécessaire pour provoquer un surdosage est fonction des échantillons analysés puisque la teneur en MS est différente d'un échantillon à un autre.

Les observations visuelles ont montré que ces gros flocons n'ont pas été bien décantés. Selon les fabricants, les polyélectrolytes utilisés sont conçus pour produire de grands et stables flocons par centrifugation. Wen (1997) a également montré que les flocons augmentent avec la dose.

Déshydratation

Les résultats montrent qu'au fur et à mesure qu'on augmente la dose de polyélectrolytes, on observe parallèlement une diminution de la RSF (figures 9.2a et 9.2b). La RSF n'a été déterminée que pour les boues n'ayant pas présentées des effets de surdosages. Une bonne

déshydratation a été atteinte avec doses suivantes : 15 mL/gMS pour CP313, 10 mL/gMS pour CP314 et CP317, 7 mL/gMS pour 8561 MS et 10 mL/g MS de C2064 (tableau 9.3).

Au cours de la détermination de la RSF, nous avons noté que les floccs de faible stabilité se brisent quand les boues décantées sont mixées ou transvasées à cet effet, réduisant ainsi la déshydratation. Lors du mixage de l'échantillon, nous avons observé que la RSF passe de 0 à $90 \cdot 10^{12}$ m/kg.

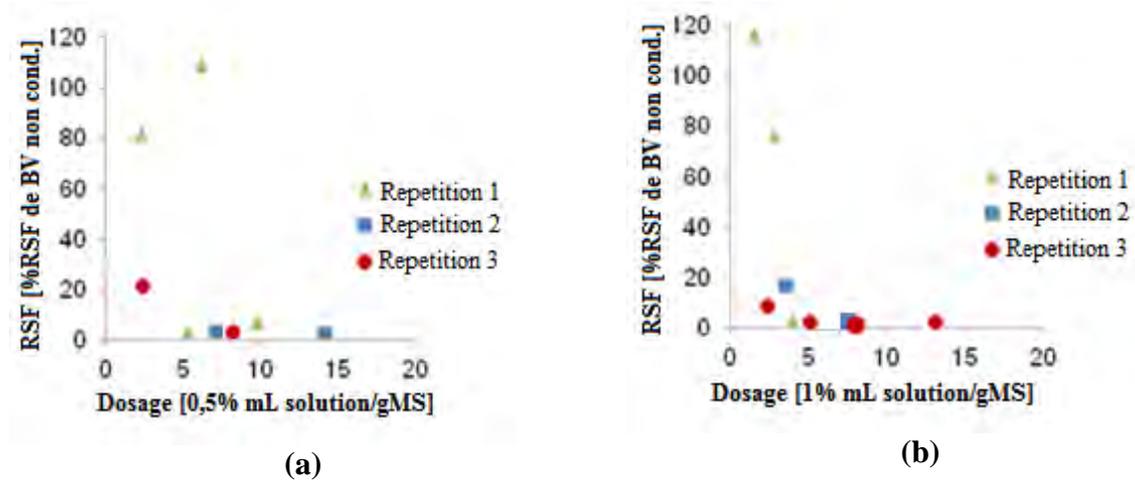


Figure 9.2: RSF et effet de surdose à différentes doses de CP314 (a) et de C2064 (b)

La déshydratation des BV conditionnées avec les polyélectrolytes (CP314 et C2064) est fonction de la teneur en MS de la BV comme indiqué dans le tableau 9.1. Plus la teneur en MS est élevée, plus le volume de coagulant nécessaire pour neutraliser les charges et améliorer la formation des floccs est important. Ceci peut aussi être expliqué par la neutralisation des charges de MS.

Pour Wen (1997), des doses supérieures à la dose optimale peuvent entraîner une diminution de la déshydratation du fait que l'excès de polyélectrolytes pourraient bloquer les pores du gâteau. Ainsi Wen (1997) suggère que les floccs formés à partir des polyélectrolytes synthétiques qui se brisent facilement, résultent de la faible cohésion intra-floc. Des observations similaires ont été faites par Ghebremichael et al. (2004).

Dose optimale

La plus faible teneur en MES dans le surnageant et la meilleure déshydratation de la boue décantée sont atteintes avant que le surdosage ne se produise (tableau 9.3, figure 9.3 et figure 9.4). En cas de surdose, la boue se colle aux parois de la cuve de décantation/épaississement. En conséquent, nous avons choisis de travailler avec des doses faibles qui ne permettent pas le

surdosage. Ce choix a été fait de manière qualitative en jouant sur la déshydratation, les concentrations de MES dans le surnageant et les effets de surdoses. Pour la déshydratation, le dosage optimal pour chaque polyélectrolyte est la dose conduisant à une RSF de 10% de la valeur mesurée de boues décantées non conditionnées. Pour les teneurs en MES, les dosages optimaux sont de 7 mL/gMS pour CP313 et 4 mL/gMS pour tous les autres coagulants (tableau 9.3). Ces dosage optimaux conduisent à des concentrations de MES de <0,1-0,2 g/L, ce qui représente une amélioration par rapport à la MES de 0,8 à 2,0 g/L obtenue dans le surnageant non conditionné. Ils sont également plus faibles que la limite estimée pour les effets de surdosage (Tableau 9.3). Les flocs formés à ces doses sont relativement de grandes tailles d'environ 0,5 cm de diamètre.

9.3.2.3 Conditionnement de la BV avec le chitosane

Décantation dans des cônes Imhoff

Le chitosane a permis de baisser la concentration de MES de 0,8 à 2,0 g/L dans le surnageant non conditionné de 0,8 à 1,0 g/L dans le surnageant conditionné. Pour les doses de 0,5 mL/gMS les teneurs en MES dans le surnageant sont les plus faibles (figures 9.3a et 9.3b, tableau 9.4). Comparé aux autres coagulants, le chitosane entraîne une augmentation des solides dissouts de 100 à 155% dans le surnageant. Les résultats montrent que la DCO décroît de 1,95 à 0,5-1 g/L. Le chitosane n'a pas d'effet majeure sur les paramètres tels que le pH, la CE et la salinité.

Les observations visuelles ont montré que la taille des flocons augmente avec celle de la dose de chitosane. Le surnageant est plus turbide et la décantation est ralentie aux doses supérieures à 1,5 mL/gMS. Ceci est comparable à l'effet de surdosage observé avec les polyélectrolytes synthétiques, même si c'est plus faibles.

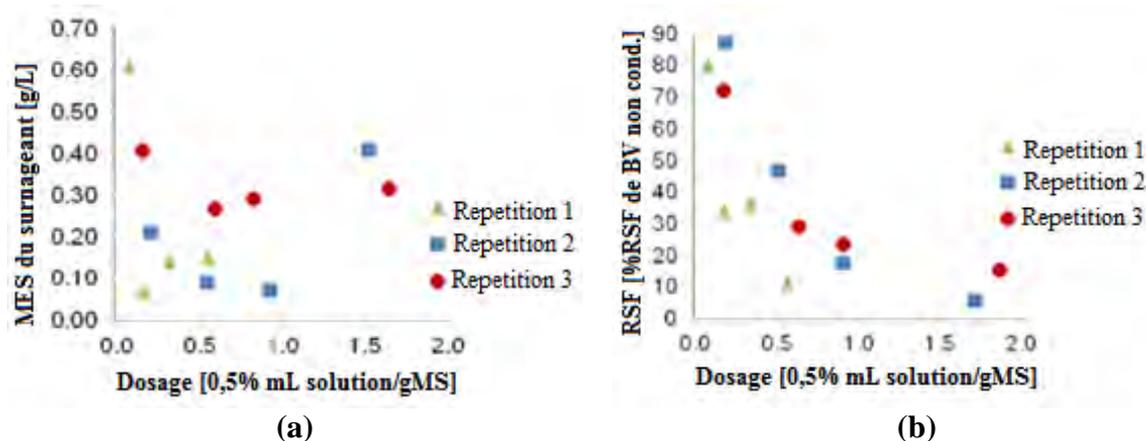


Figure 9.3: MES dans le surnageant (a) et RSF du gâteau de boue (b) à différentes doses de chitosane

Déshydratation

Les doses de chitosane testées réduisent la déshydratation de 5 à 20% par rapport aux valeurs mesurées dans les BV conditionnées non décantées (figure 9.7 et tableau 9.2). La déshydratation est optimale lorsque la dose de chitosane utilisée est supérieure à 1,5 mL/gMS. Nous avons observé que des flocons de BV créés avec le chitosane se brisent fréquemment, même si cette tendance était moins significative par rapport aux polyélectrolytes synthétiques.

Dose optimale

Un équilibre doit être trouvé entre la déshydratation, la teneur en MES dans le surnageant et l'effet de surdosage. La dose optimale est définie de façon identique aux polyélectrolytes synthétiques. Puisque la RSF n'est pas aussi faible que celle de la BV conditionnée avec des polyélectrolytes, la dose optimale est déterminée comme étant celle qui conduit à une RSF représentant 20% de celle de la boue décantée non conditionnée, et non pour une valeur de 10% comme ce fut le cas pour les polyélectrolytes. Ainsi, la dose optimale est de 1 mL/gMS. Les concentrations en MES dans le surnageant pour ce dosage sont de 0,1 à 0,3 g/L (figure 9.7).

9.3.2.4 Conditionnement de la BV avec *Moringa oleifera*

Décantation dans les cônes Imhoff

Le conditionnement avec des extraits de la poudre de graine de *Moringa oleifera* pour une dose de 10 mL/gMS a donné une concentration en MES inférieure à 0,1 g/L MS (tableau 9.2, figure 9.4a). Cette augmentation est fonction de la quantité de coagulant ajouté. Aucun effet

de surdosage n'a été noté. On a observé uniquement une légère augmentation de MES de moins de 0,1 g/L (figure 9.4a) pour une dose supérieure à 10 mL/gMS, mais sans conséquence sur la décantation des floccs. Le conditionnement par des extraits de poudre de graines de *Moringa oleifera* a eu deux effets sur la MS : diminution de la MS causée par celle des MES et une augmentation des MS occasionnée par celle des MSD. Les deux effets se combinent et leur influence est difficile à prédire. Pour une dose de 10 mL/gMS, la concentration en MSD dans le surnageant conditionné est 230% fois supérieure à celle du surnageant non conditionné. La DCO croit proportionnellement au volume de la solution d'extrait ajouté et atteint 2 g/L et 3 g/L respectivement pour 100 mL et 200 mL de solution d'extrait de poudre de *Moringa oleifera*.

Les floccs formés avec des extraits de poudre de graines de *Moringa oleifera* sont de petite taille (<1 mm) et se remettent facilement en suspension si le contenu est agité. Aux fortes doses les floccs n'augmentent pas de taille et ne collent pas aux parois de la cône. Les particules des graines non dissoutes dans le surnageant sont observées dans la boue décantée, augmentant ainsi la masse de la boue. Nous n'avons pas mesuré la vitesse de sédimentation, mais la comparaison qualitative avec d'autres coagulants montre que cette décantation était plus lente avec les extraits de poudre de *Moringa oleifera*. L'interface solide/liquide est nette, témoignant ainsi une bonne sédimentation.

L'augmentation de la DCO et des MSD est probablement le résultat de la non décantation de particules de poudre de graines de *Moringa oleifera* non dissoutes. L'augmentation de la DCO a également été observée par Ndabigengesere et al. (1995) dans le traitement des eaux usées par des graines de *Moringa oleifera*. La filtration de la solution peut aider à réduire l'augmentation de la masse. Puisque le volume d'extrait nécessaire est proportionnel à la teneur en MS, ainsi des BV plus concentrées nécessiteront plus de volume d'extraits. Pour Tchobanoglous et al. (2003), une vitesse de sédimentation lente est le résultat de la petite taille des floccs et d'une forte résistance. Pour Okuda et al. (2001), l'absence de l'effet de surdosage est le résultat de mécanismes de fonctionnement du *Moringa oleifera* qui est conditionné par l'enchevêtrement plutôt que par la neutralisation des charges.

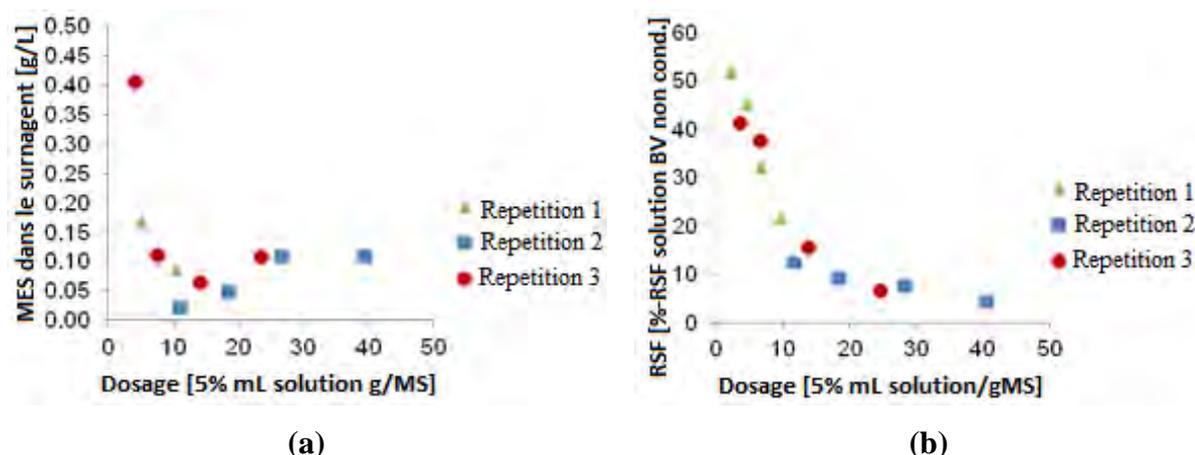


Figure 9.4 : MES dans le surnageant (a) et RSF de la boue décantée (b) à différentes doses d'extrait de poudre de graines de *Moringa oleifera*.

Déshydratation

Le conditionnement avec des extraits de poudre de graines de *Moringa Oleifera* a atteint une valeur de RSF inférieure à 10% de la boue non conditionnée, comme représenté sur la figure 9.4b. La valeur de la RSF est fonction de la masse du gâteau (équation 9.1), et ne peut être comparée à celle des BV non conditionnées et à celle des autres coagulants. La courbe de la figure 9.4b s'aplatit aux alentours de 20 mL/gMS, considérés comme la dose optimale pour accroître la déshydratation. Une augmentation de la dose ne conduit pas à une amélioration de la déshydratation.

Dose optimale

Le conditionnement avec d'extrait de poudre de graines de *Moringa oleifera* ne montre aucun effet de surdose, mais les concentrations de la DCO, de MSD et de MS augmentent en fonction de l'augmentation de la dose à des valeurs supérieures à celles des boues non conditionnées. La dose optimale trouvée ici est de 10 mL/gMS. La concentration de la solution initiale était de 5% MS, correspond à 0,5 g de poudre de graines *Moringa oleifera* par MS. Le dosage a permis d'atteindre des concentrations de MES dans le surnageant d'environ 0,1 g/L. La figure 9.4a montre que de fortes doses ne permettrait pas une amélioration significative de la déshydratation au-delà de la dose optimale. A la dose optimale, la concentration en MS est plus faible dans le surnageant conditionné avec des valeurs comprises entre 1,5 et 2,3 g/L, contre 1,85 et 3,05 g/L pour le surnageant non conditionné. Avec 1,0 g/L, la DCO est également plus faible dans le surnageant non conditionné contre 1,95 g/L dans le surnageant non conditionné. Les doses de 2,75 à 4,7 g/L sont trouvées dans

la littérature. Notre étude a conduit à une dose optimale de 4,7 g/L de boues activées avec des teneurs en MES moyennes de 5,5 g/L. Cela a conduit à une dose de 0,75 g/gMS. Considérant les différentes méthodes utilisées, la dose optimale de 0,5 g/gMS peut être considérée comme étant conforme à celles de la littérature.

9.3.2.5 Conditionnement de la BV avec la chaux

Décantation dans des cônes Imhoff

Nous avons obtenu des concentrations de MES de l'ordre de 0,1 à 0,2 g/L pour une concentration de *chaux* d'environ 1 g/gMS (tableau 9.2 et figure 9.5a). Les concentrations de MSD sont plus élevées par rapport à celles du surnageant non conditionné et augmentent en fonction de la concentration de chaux. Les concentrations en MSD et MS sont de grandes variabilités selon les échantillons et sont dépendantes des concentrations de chaux. Les concentrations de MS dans le surnageant conditionné sont de 103 à 132% plus élevées pour des concentrations de 1 g/gMS que celles du surnageant non conditionné. Pour des concentrations de 1,5 g/gMS, les concentrations de MS ont augmenté de 160 à 227% dans le surnageant conditionné. Pour les mêmes concentrations, l'augmentation de MSD est de 160 à 409%, et 274 à 363% respectivement la concentration 1 g/gMS et 1,5 g/gMS. Le volume de boues décantées augmente avec les concentrations les plus élevées. La CE et la salinité sont toutes deux considérablement beaucoup plus élevées que dans le surnageant non conditionné. La CE et la salinité maximales dans le surnageant sont respectivement 12,7 mS/cm et 7,3 g/L, pour une concentration de 12 g/gMS, ou 0,8 g/gMS, par contre dans le surnageant non conditionné, la CE est de 3,9 mS/cm et la salinité de 1,9 g/L. Le pH est resté supérieur à 12 pendant au moins 22 heures pour des échantillons ayant passé la nuit. En fonction de la concentration et de la durée de stockage des échantillons, le pH du surnageant a augmentée de 9 à 12 et la température a augmenté de 1 à 2 °C. La DCO dans le surnageant non conditionné est forte que celle conditionné, car elle diminue de 1,95 à 0,5-1 g/L. Les floccs qui se forment par utilisation de la *chaux* sont identiques à ceux formés avec les extraits de la poudre de graines de *Moringa oleifera*, ils sont également remis plus facilement en suspension. Aucun effet de surdosage n'a été observé, confirmant le fait que la chaux ne fonctionne pas quand la charge est neutralisée (Tchobanoglous et al., 2003).

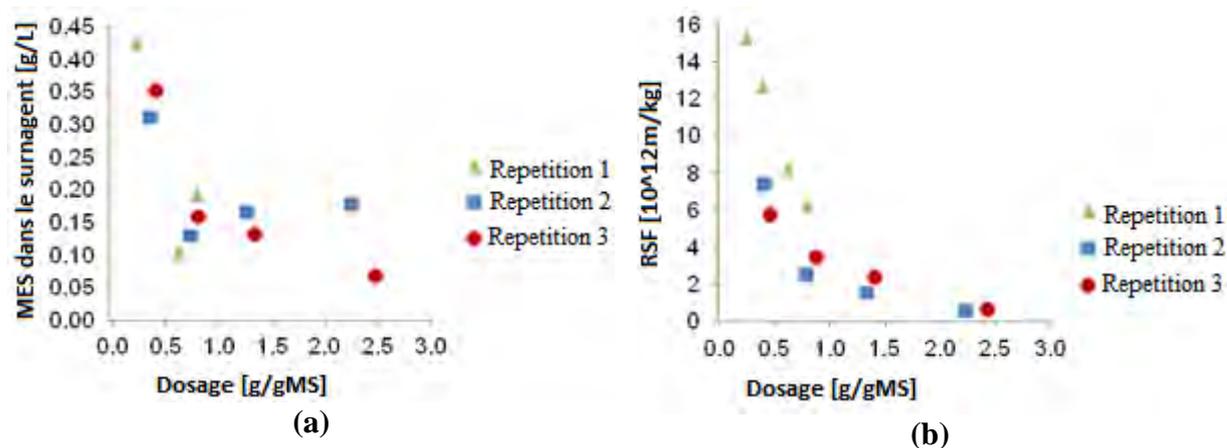


Figure 9.5: Evolution des MES (a) et RSF (b) à différentes concentrations de chaux

Déshydratation

La chaux a amélioré considérablement la déshydratation des boues avec une concentration de l'ordre de 2 g/gMS (figure 9.5). La corrélation entre la RSF et la dose mesurée est plus nette que la séparation solide/liquide.

Dose optimale

La dose optimale est de 1 g/gMS. Il permet d'optimiser la séparation solide/liquide et correspond au point d'inflexion de la courbe de déshydratation.

Tullander (1982) propose une dose de chaux de 0,2 à 0,3 g/gMS de boue pour avoir un pH supérieur à 12. Les études effectuées sur des boues activées ont montré qu'une concentration de 0,75 g Ca(OH)₂/g MS est nécessaire pour maintenir un pH supérieur à 12 pendant 8 jours (Jamal et al., 2011), ce qui correspond à 0,55 g Ca(OH)₂/g MS. Les deux doses sont inférieures à la valeur optimale définie. De plus, le pH du surnageant est supérieur à 12 à la dose optimale. Puisque la croissance bactérienne peut être inhibée par un pH supérieur à 9,5 (Tchobanoglous et al., 2003), le traitement du surnageant par ce procédé dans la station d'épuration peut être source de problème. L'avantage de faire le conditionnement avec la chaux c'est que le pH du milieu est élevé pouvant ainsi provoquer la destruction des agents pathogènes. En outre, les métaux et particulièrement les métaux lourds peuvent précipiter (Strande et al., 2014). Les principaux inconvénients sont le pH élevé du surnageant et l'augmentation de la masse de boue.

9.3.3 Tests sur colonne

La performance des quatre coagulants sélectionnés a été évaluée par des tests sur colonnes. Les colonnes de décantations sont utilisées comme model pour les bassins de décantation/épaississement et de colonnes de séchage pour simuler les lits de séchage. L'expérience a été menée trois fois sur différents échantillons de BV.

9.3.3.1 Sélection des coagulants pour les tests sur colonne

Quatre coagulants ont été choisis pour les tests en colonne. Les trois produits de marque Flonex (CP313, CP314 et CP317) ont des performances similaires lorsqu'on considère les teneurs en MES dans le surnageant et de la RSF obtenues avec la dose optimale (tableau 9.3). CP313 a été exclu, car la dose permettant d'atteindre une valeur optimale de déshydratation est très élevée. Les dosages optimaux étaient égaux pour CP314 et CP317, mais les risques de surdosage sont plus élevés avec CP317. Ainsi seul CP314 a été sélectionné. Les deux produits d'Ensola ont également des performances similaires lors du conditionnement avec des doses optimales (tableau 9.3). C2064 a été choisi pour des raisons pratiques mais aussi du fait qu'il a entraîné une baisse légère des concentrations de MES dans le surnageant. Il peut être dilué au bout de quelques minutes seulement dans de l'eau distillée, alors que quelques heures de mélange sont nécessaires pour dissoudre Ensola 8561.

Par ailleurs, *Moringa oleifera* n'a pas été retenu pour les raisons suivantes : long temps de conditionnement manuel, difficultés de mise à l'échelle dans un avenir proche et absence de marché local pour un approvisionnement correct en grandes quantités. La chaux et le chitosane sont conservés à la fois pour les essais en colonne, car les deux ont montré une bonne décantation et de bonnes performances de déshydratation (tableau 9.2) et sont disponibles localement.

9.3.3.2 Colonnes de décantation

Quatre coagulants ont été évalués à trois reprises, en utilisant trois colonnes de décantation. Le tableau 9.4 résume les résultats pour les BV non conditionnées et les BV conditionnées avec les quatre coagulants sélectionnés à savoir CP314, C2064, chitosane et chaux.

Les différents types de décantation ont été observés à travers les BV non conditionnées et les BV conditionnées. La sédimentation des particules a été observée avec les BV non conditionnées, sans pour autant que le surnageant et la boue décantée soit clairement distincte.

Après 20 minutes, le volume décanté est maximal et la phase de compactage a commencé. Puisque la sédimentation ne s'est pas produite, la vitesse de décantation n'a pas été déterminée pour les boues non conditionnées. Les vitesses de sédimentation étaient de 12 à 16 cm/min pour CP314, chitosane et chaux. Une plus grande vitesse de l'ordre de 25 cm/min a été mesurée pour C2064 (tableau 9.4).

La MS du surnageant conditionné avec la chaux est plus élevée, avec des valeurs de 1,5 à 6,0 g/L, contre 1,3 à 2,0 g/L pour le surnageant non conditionné (tableau 9.4). Les teneurs en MES dans le surnageant conditionné avec CP314, C2064 et chaux variant entre <0,1-0,2 g/L sont inférieures avec celles des BV non conditionnées, qui sont de 0,3 à 0,6 g/L. Le conditionnement avec chitosane diminue très légèrement les teneurs en MES de 0,3-0,6 g/L à 0,2-0,4 g/L. La DCO du surnageant a diminué de 1,1 g/L à 0,3-0,5 g/L pour CP314, C2064 et chaux. Aucune diminution de la DCO n'a été mesurée pour le chitosane.

Les BV conditionnées avec les polyélectrolytes synthétiques et le chitosane sont légèrement moins denses que les BV non conditionnées, avec des concentrations de MS variant de 30-42 g/L contre 39-48 g/L pour les boues non conditionnées. L'utilisation de la chaux conduit à des boues décantées de densité très élevée, avec une concentration en MS de 45-103 g/L. En utilisant la chaux, l'augmentation de volume des boues décantées par rapport aux boues non conditionnées est beaucoup plus élevée qu'avec les trois autres coagulants. Cette augmentation est de 38-79 vol% contre 4-57% respectivement pour la chaux et les autres coagulants.

Tableau 9.4: Les propriétés de décantation des boues conditionnées et non conditionnées

	Témoin	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Concentration de la solution	0,5%	0,5%	1%	0,5%	-
Vitesse de décantation	-	15-16	25	12-15	11-13
Surnageant					
MS (g/L)	1,3-2,0	1,1-2,2	1,1-2,0	1,1-2,2	1,5-6,0
MES (g/L)	0,3-0,6	0,2-0,2	<0,1-0,2	0,2-0,4	0,2-0,4
DCO (g/L)	1,1	0,5	0,4	1,0	0,3
Boue décantée					
MS (g/L)	39-48	34-41	34-42	30-40	45-103
Augmentation du volume (%)		4-39	13-43	19-57	38-79

Ces résultats de la décantation sont en conformité avec les études précédentes (Heinss et al., 1999; Tchobanoglous et al., 2003; Vonwiller, 2007). La vitesse de décantation est un paramètre important lors de la conception d'un bassin de décantation/épaississement (Tchobanoglous et al., 2003).

La faible densité de BV conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane peut être expliquée par les floes formés qui sont de plus grosses tailles que les particules de BV non conditionnées et qui sont moins denses (Lo et al., 2001). L'augmentation du volume peut être expliquée d'une part par l'augmentation de la masse des matières solides décantées, et d'autre part par des concentrations plus faibles des boues décantées en MS. Le volume de boues décantées doit être pris en considération lors de la conception d'un bassin de décantation/épaississement, car il influe sur les fréquences de vidange des bassins (Heinss et al., 1998; Tchobanoglous et al., 2003).

9.3.3.3 Colonnes de séchage

Pour évaluer le potentiel de déshydratation des boues sur des lits de séchage, nous avons appliqué la boue décantée sur des colonnes. Ces tests ont été réalisés à trois reprises à partir de trois différents échantillons de boues décantées. La vitesse d'infiltration du percolât augmente de la première à la troisième applications de la boue sur les colonnes. La figure 9.6a montre l'évolution du volume de percolât recueilli en fonction du temps d'infiltration de la boue non conditionnée. Le même processus a été observé avec des BV conditionnées. Le volume recueilli est dépendant de la teneur en eau libre de la boue appliquée (Strande et al., 2014) et des performances obtenues lors de l'essai sur les colonnes de décantation. Le conditionnement améliore le taux de percolation (figure 9.6b). Le vitesse de percolation est plus élevée au début mais diminue assez rapidement. Après six jours, la vitesse de percolation est inférieure à 0,01 L/jour pour toutes les colonnes, aussi la percolation soit considérée comme terminée.

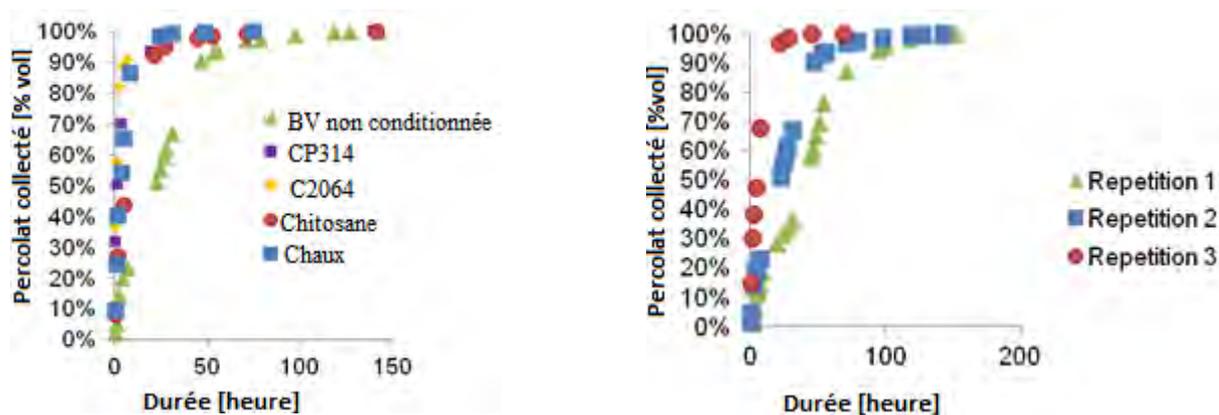


Figure 9.6: Evolution du volume de percolât en fonction du temps: comparaison des quatre coagulants avec des BV non conditionnées (a) et comparaison de trois répétitions avec des BV conditionnées (b)

Après 20 à 80 heures d'application des boues décantées non conditionnées, nous avons recueilli 90% du volume à drainer à travers les colonnes et seulement 2 à 35 heures pour les boues décantées conditionnées, indiquant l'avantage du conditionnement. Le séchage du gâteau est également améliorée, avec des valeurs de 31 à 54% après conditionnement, contre 23 à 36% pour la boue non conditionnée. La teneur en MVS est plus faible important dans les boues conditionnées que dans celles non conditionnées, avec des valeurs 43 à 61% MS contre 16 à 49% MS. La boue conditionnée avec la chaux a la plus faible fraction de MVS, avec seulement 16 à 20% MS. Les DCO sont similaires dans les percolâts de toutes les colonnes avec des valeurs de 0,3 à 0,4 g/L, sauf pour la chaux la DCO qui est de 1 g/L (tableau 9.5).

Tableau 9.5: Les caractéristiques des percolât et des boues séchées décantées sans conditionnement.

	Témoin	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Percolâts					
Volume (%)	61-87	73-86	58-88	62-95	60-74
Durée de collecte de ≈100% (h)	45-140	23-46	21-45	28-90	20-48
Durée pour collecter 90% (h)	20-80	5-35	2-7	15-35	3-7
DCO (g/L)	0,3	0,3	0,3	0,4	1
Boues séchées					
MS du gâteau (%)	23-36	33-43	31-47	40-54	31-43
MVS du gâteau (%MS)	43-61	36-42	28-49	27-36	16-20

L'augmentation du débit de percolation de la première à la troisième applications peut être due à l'humidification du lit qui permet une percolation plus rapide. En effet, l'eau se déplace plus librement dans un sol humide (Brady et al., 2002). Cette hypothèse peut être étayée par le faible volume de percolât recueilli au cours de la première répétition, car seul 61 à 73% du volume appliqué sont recueillis, contre 72 à 87%, et 74 à 95% pour la deuxième et la troisième répétitions.

L'amélioration du séchage des BV conditionnées est le résultat d'une meilleure déshydratation entraînant plus de libération d'eau libre. Le tableau 9.5 montre que la MVS des BV conditionnées est plus faible que celle des BV non conditionnées. Ceci peut être due au fait qu'une portion du sable contenue dans la colonne est éliminée au moment de l'enlèvement de la boue séchée. Une autre explication serait que les particules affectées par le conditionnement sont de nature minérale. La plus faible teneur en MVS de la BV conditionnée avec la chaux peut être due au fait que les particules de chaux se sont retrouvées dans le gâteau de BV. Le séchage des boues non conditionnées a conduit à des teneurs en MS de 23 à 36% et en MVS de 43 à 61%. Ces résultats sont en conformité avec les résultats obtenus par Seck et al. (2015) dans une autre étude menée à la STBV de Cambérène. Dans cette étude, les teneurs en MS sont d'environ 30% et celles en MVS de 41% MS après six jours d'application de BV sur des lits de séchage.

Les tableaux 9.4 et 9.5 montrent des teneurs en MS, MES et MVS du surnageant et du percolât statistiquement peu significatives. L'eau libre contenue dans les boues décantées peut donc être considérée comme étant un surnageant.

9.4 Comparaison des coagulants

Les quatre coagulants sélectionnés pour les tests sur colonne sont comparés dans la matrice qui figure sur le tableau 9.6.

Les différents critères sont détaillés ci-dessous.

Tableau 9.6: Matrice de comparaison CP314, C2064, chitosane et chaux.

	Polyélectrolytes synthétiques		Natural	Non organique
	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Concentration de la solution	0,5%	1%	0,5%	-
Dose optimale	4 mL/gMS	4 mL/gMS	1 mL/gMS	1 g/gMS
Performance du bassin de décantation épaissement				
MES dans le surnageant	Bon	Bon	Moyen	Bon
Élévation du volume de boue	moyen	Moyen	Moyen	Pauvre
Épaississement	Moyen	Moyen	Moyen	Bon
Qualité du surnageant	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible
Performance des lits de séchage				
Collecte de 90% de percolât	Bon	Bon	Moyen	Bon
MS du gâteau	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
La qualité de la boue séchée				
Combustible	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible
Amendement de sol	Faible	Moyen	Bon	Bon
Avantage	Faible	Faible	Moyen	Bon
Disponibilité	Faible	Faible	Moyen	Bon
Critères financiers	Moyen	Moyen	Bon	Faible

9.5 Effets des conditions de mélange

Les conditions de mélange ont été définies sur la base de la littérature et des indications des fabricants mais les conditions optimales de mixage des coagulants sont inconnues de la littérature. Les effets de la variation de la vitesse de mixage, la durée de mixage, la durée de décantation, la concentration des coagulants sur la décantation, et la concentration des coagulants sur la déshydratation sont évalués lors des expériences de décantation sur cônes Imhoff et des expériences de mesure de la RSF.

L'augmentation de la vitesse de mélange de 90 à 200 tours par minute améliore la séparation solide/liquide de l'ordre de 0,1 g/L (figure 9.7a). On a observé que quand la vitesse de mixage est de 45 tr/min, le mélange des polyélectrolytes synthétiques ne se fait pas correctement. Les

grandes vitesses de mixage ont tendance à améliorer la déshydratation, mais la variabilité de la RSF ne permet pas d'en tirer des conclusions (Figure 9.7b).

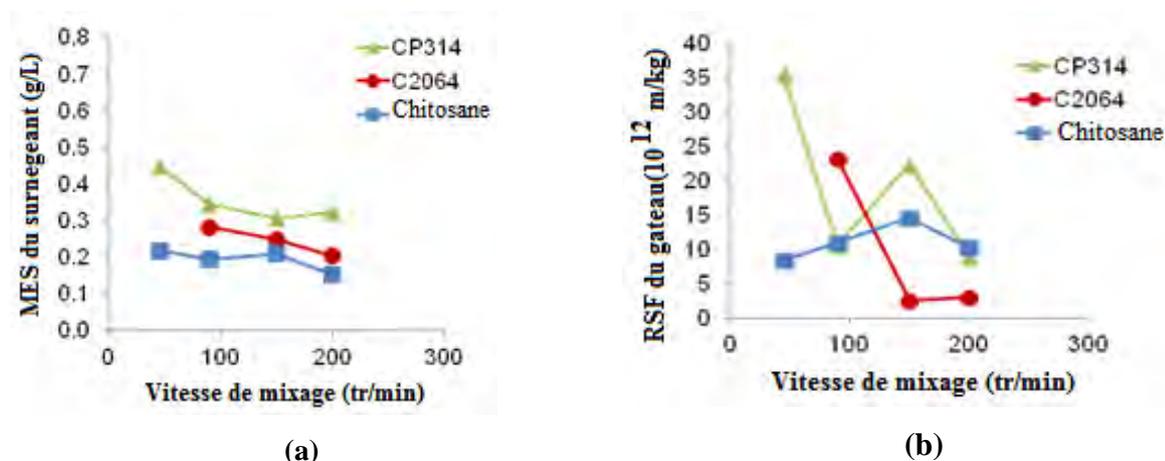


Figure 9.7: Teneurs en MES dans les percolâts conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (a) et RSF des gâteaux de BV conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (b).

Les résultats montrent qu'en augmentant le temps de mixage de 30 sec à 4 min, les concentrations des MES du surnageant diminuent d'environ 0,1 à 0,2 g/L pour le CP314 et C2064 (figure 9.8a). Cette baisse est plus sensible au début du mixage (30 sec à 1 min). Cependant, pour le chitosane, aucune diminution n'est observée. La déshydratation des BV avec CP314 et chitosane n'est pas influencée de façon significative par l'augmentation de la durée du temps de mixage. Par contre, pour C2064, une augmentation du temps de mixage de 30 secondes à 1 minute entraîne une déshydratation 18 fois plus importante, mais au-delà la déshydratation ne varie presque pas (figure 9.8b).

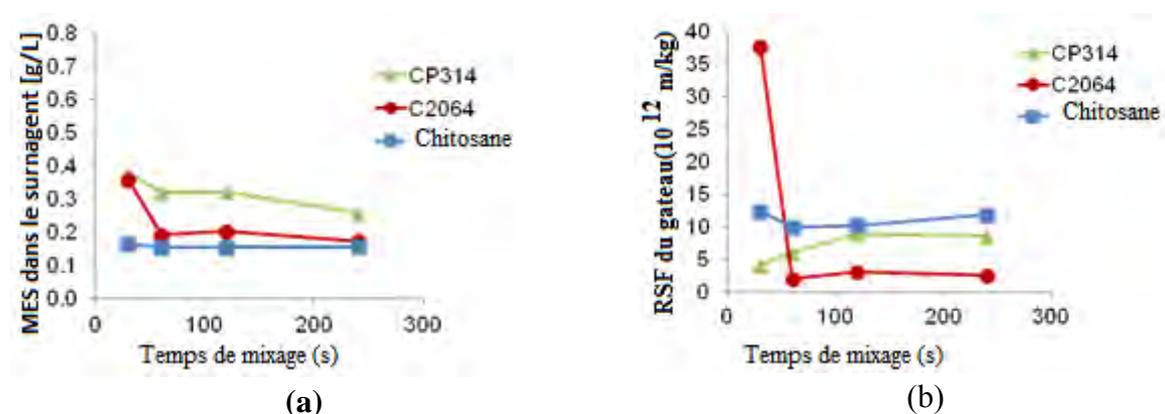


Figure 9.8: Teneurs en MES dans les percolâts conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (a) et RSF des gâteaux de BV conditionnés avec CP314, C2064 et Chitosane (b)

L'effet de la dilution des solutions de coagulants varie selon les produits. Pour CP314, une augmentation de la concentration de 0,25 à 1% améliore la séparation solide/liquide de 0,1 g/L et la déshydratation d'un facteur 8. Pour C2064 dilué à 0,5% et 1,0%, les concentrations en MES dans le surnageant sont similaires, mais la déshydratation est meilleure à la concentration 1%. Pour le chitosane, la dilution n'a pas significativement affecté la séparation solide/liquide et la déshydratation.

Le choix des conditions de mélange de 200 tours pendant 2 minutes semble approprié compte tenu de l'analyse de sensibilité. La vitesse de mixage a un impact plus important que le temps de mélange et pour cette raison, elle devrait être mieux étudiée. Les vitesses de mixage élevées peuvent briser les floccs comme le soulignent Fitria et al. (2013) qui ont étudiés des boues d'épuration. Les conditions de mixage n'ont eu aucune influence majeure sur les MES dans le surnageant. Les concentrations de MES sont comprises entre 0,2 et 0,3 g/L pour les différentes conditions de mélange. Comparées à la valeur de 0,6 g/L dans le surnageant non conditionné, ces variations ne sont pas considérables. Le chitosane est fortement influencé par l'évolution des conditions de mixage, ce qui en fait un excellent coagulant.

9.6 Conclusion partielle

Cette étude a montré que tous les coagulants testés ont amélioré la décantation et la déshydratation des BV. Les principaux facteurs affectant les performances des BV conditionnées sont le type et la concentration du coagulant utilisé, et la concentration en MS des BV. Nous avons obtenu les meilleures performances avec les fortes concentrations des coagulants.

Cependant, les fortes doses de polyélectrolytes synthétiques ou de chitosane conduisent souvent à une baisse de performances, car elles occasionnent des surdosages. Les dosages conduisant à une décantation optimale se sont révélés différents de ceux conduisant à la déshydratation optimale, de telle sorte qu'un juste équilibre devait être trouvé. Ainsi, les doses optimales sont définies en tenant compte de l'amélioration de la décantation, de la déshydratation et des observations visuelles des caractéristiques de décantation. Les concentrations optimales sont de 7 mL de solution 0,5 % /gMS pour CP313, 4 mL de solution 0,5 % /gMS pour CP314 et CP317, 4 mL de solution 1 % /gMS pour C2064, 4 mL de solution 0,25 %/gMS pour Ensola 8561, 1 mL de solution 0,5% /gMS pour chitosane, 10 mL de solution 5% /gMS pour les extraits de graines de *Moringa oleifera* et 1 g/gMS de chaux.

Considérant les séparations solide/liquide au cours de la décantation, les BV conditionnées avec des concentrations optimales ont eu des teneurs en MES dans le surnageant de 0,8 à 2,0 g/L, et <0,1 à 0,3 g/L pour les BV non conditionnées. La déshydratation a également été améliorée, avec une diminution de 10 à 20% de la RSF de la boue non conditionnée.

L'application des BV conditionnées avec les concentrations optimales de coagulants sur les colonnes de décantation et de séchage a permis de voir l'influence du conditionnement sur les importants paramètres de conception des bassins de décantation/épaississements et des lits de séchage. Des vitesses de décantation de 12 à 25 cm/min ont été mesurées, conduisant à un temps théorique minimal de rétention hydraulique d'environ 15 minutes pour un bassin de décantation/épaississement de deux mètres de profondeur. Comparé au volume de BV non conditionnée, le conditionnement a augmenté le gâteau de BV de 4 à 43% avec CP314 et C2064, de 19 à 57% avec le chitosane et de 38 à 79% avec la chaux. Les résultats obtenus des boues décantées conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane ont montré une densité faible comparée aux boues non conditionnées. Par contre, le conditionnement de BV avec la chaux a produit une boue décantée plus dense.

Le débit de percolation sur des lits de séchage a fortement augmenté, car avec les BV conditionnées, 2 à 35 heures sont nécessaires pour collecter 90% du percolât, contre 20 à 80 heures pour les BV non conditionnées. Les coagulants ont également amélioré le séchage des boues, car 23 à 36% MS pour les BV non conditionnées contre 31 à 54% MS pour les BV conditionnées.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

1- CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les innovations adaptées aux technologies existantes ont accru significativement les performances des lits de séchage, en réduisant leurs durées d'occupation et en rentabilisant les sous-produits des boues de vidange. Cette présente étude essaie d'adapter ces innovations technologiques aux conditions locales.

Dans cette étude, différents résultats ont été obtenus qui sont :

- *Premièrement : Optimisation du séchage des boues de vidange sur les lits de séchage non plantés.*

Les résultats obtenus montrent que les serres ne permettent pas d'accélérer le processus de séchage des boues de vidange, mais elles servent plutôt à empêcher les entrées d'eaux de pluies dans les lits, ce qui est très bénéfique pour le séchage en saisons de pluies. Dans les régions tropicales, les serres peuvent permettre de sécher les boues de vidange en toutes saisons. Avec un retournement quotidien sur les lits de séchage, les boues de Dakar ont atteint plus de 90% MS en deux et trois semaines respectivement pour les charges de 100 et 150 kg MS/m²*an. Ceci a permis d'optimiser le temps d'occupation des lits de séchage de 20 à 30%.

Dans cette étude, les biosolides ont un pouvoir calorifique moyen de 12,2 MJ/kgMS. Malgré un séchage permettant une faible teneur en humidité des biosolides ($\geq 90\%$ MS), la concentration en *Ascaris* est largement supérieur aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

- *Deuxièmement : Valorisation énergétique des boues de vidange*

Les travaux effectués, dans cette présente étude, ont permis de caractériser les BV collectées de différents quartiers de Dakar, de proposer des méthodes de traitement efficace et de démontrer que la valeur moyenne du pouvoir calorifique de $13 \pm 1,8$ MJ/kgMS permet d'utiliser les biosolides pour une valorisation énergétique sous différentes formes.

Les tests faits sur des biosolides sous formes gâteau, briquette, cube et composites (biosolides plus charbon de bois) ont montré que les formes gâteaux et les composites ont donné les meilleures chaleurs de combustion. En outre, les biosolides contiennent en moyenne 50% de matières inorganiques non dégradables par combustion, de même les teneurs en CO₂ dans les fumées, sont de 2 à 6 fois plus importantes que celles de l'air ambiant.

- *Troisièmement : Etude de filtres alternatifs au sable pour la déshydratation des boues de vidange*

A l'exception des copeaux de bois, la nature du massif filtrant n'influence pas sur le processus de séchage. Le séchage des BV a atteint 60% MS et 90% MS respectivement pour les mailles M1 et M2 pour une charge 150 kg MS/m²*an. En outre, le retournement de la boue entraîne une accélération du séchage de 30% aussi bien avec M1 et M2. L'augmentation de la charge appliquée sur les lits entraîne prolonge la durée de séchage. En effet, 90% MS sont atteints au bout de 12 ± 1 jours, 18 ± 0 jours et 24±1 jours respectivement pour les charges de 150 kgMS/m²*an, 300 kg MS/m²*an et 450 kg MS/m²*an.

Les teneurs en polluant dans les percolâts représentent moins de 3% comparées aux charges initialement appliquées, montrant une importante rétention de ces derniers à la surface du massif filtrant. Cependant, malgré ces fortes retentions, les concentrations de polluants trouvées dans les percolâts sont largement supérieures aux normes sénégalaises de rejet.

- *Quatrièmement : Influence des filtres alternatifs au sable et de la charge hydraulique sur la déshydratation des boues de vidange*

Les résultats obtenus de cette étude ont permis de conclure que plus de 15 expériences de déshydratation des boues de vidange, avec des charges de 10 kg MS/m², peuvent être effectuées sans colmater le filtre à sable et coquillages de mailles 0,2-0,6 mm. Par contre, le silex et les verres de mailles 0,2-0,6 mm ne peuvent supporter des charges de 10 kg MS/m² respectivement durant 13 répétitions et 15 répétitions.

Par ailleurs, le sable de maille 0,2-0,6 mm ne supporte les charges de 25 kg MS/m², 20 kg MS/m² et 15 kg MS/m² respectivement durant 4 répétitions, 6 répétitions et 13 répétitions.

- *Cinquièmement : Influence des coagulants naturels sur la déshydratation des boues de vidange*

Les résultats obtenus de cette étude ont permis de montrer que *Moringa oleifera* a permis de réduire efficacement la teneur en MES dans le surnageant et de produire un gâteau de boue épaissi facilement filtrable. Le dosage optimal obtenu est de 16 mL/gMS et permet une bonne séparation solide/liquide et une boue décantée facilement filtrable. *Jatropha curcas* s'est révélé inefficace dans la séparation solide/liquide des boues de vidange. Quant au *Calotropis procera*, l'optimisation de la séparation solide/liquide ne se produit presque pas.

- *Sixièmement : l'évaluation technique et financière du conditionnement pour améliorer la séparation solide/liquide des BV*

Les résultats montrent que les coagulants testés améliorent la décantation et la déshydratation des BV. Les principaux facteurs affectant les performances des BV conditionnées sont le type de coagulant, la concentration de coagulant et la concentration de MS des BV.

Les concentrations optimales sont de 7 mL de solution 0,5% /gMS pour CP313, 4 mL de solution 0,5% /gMS pour CP314 et CP317, 4 mL de solution 1% /gMS pour C2064, 4 mL de solution 0,25% /gMS pour 8561, 1 mL de solution 0,5% /gMS pour chitosane, 10 mL de solution 5% /gMS pour les extraits de graines de *Moringa oleifera* et 1 g/gMS de chaux. Les teneurs en MES obtenues par conditionnement des BV avec dosages optimaux sont de 0,8 à 2,0 g/L dans le surnageant conditionné et de <0,1 à 0,3 g/L dans le surnageant non conditionné. L'amélioration de la déshydratation se traduit par une diminution de 10 à 20% de la RSF par rapport à la boue non conditionnée.

Les vitesses de décantation des BV mesurées dans les colonnes sont de 12 à 25 cm/min. Comparé aux BV non conditionnées, le volume de boues conditionnées est de 4 à 43% avec CP314 et le C2064, 19 à 57% avec le chitosane et de 38 à 79% avec la chaux.

Pour la percolation de BV conditionnées sur des lits de séchage, 2 à 35 heures sont nécessaires pour collecter 90% du percolât, contre 20 à 80 heures pour les BV non conditionnées. Le séchage était de 23 à 36% pour les BV conditionnées contre 31 à 54% pour les BV non conditionnées.

2- PERSPECTIVES

Ce travail nous a apporté des satisfactions certes, mais de nombreux points sont encore à étudier pour davantage optimiser les performances des lits de séchage non plantés et valoriser les sous-produits de cette technologie. Ces points de recherches pourraient consister à :

- étudier différents types de serres adaptées aux conditions locales pour favoriser les processus d'évaporation des boues de vidange ;
- optimiser les fréquences de retournements de la boue à la surface des lits ;
- tester d'autres matériaux comme massifs filtrants disponibles localement ayant de faibles valeurs ajoutées ;
- tester une large gamme de mailles de massifs filtrants pour améliorer les processus de déshydratation et ou les performances épuratoires ;
- évaluer les phénomènes de colmatages par l'étude de plusieurs charges hydrauliques ;
- étudier le temps de repos nécessaire permettant au massif filtrant de se régénérer, car c'est un atout essentiel pour la gestion et l'exploitation des lits de séchage ;
- tester les coagulants sous forme poudre brute avec des granulométries bien définies ;
- étudier l'influence de la température et le pH sur les processus de conditionnement des BV ;
- évaluer les conditions permettant de passer à échelle grandeur nature de même que les rapports coût-bénéfice liés au traitement avec application de coagulant ;
- étudier d'autres coagulants naturels pour résoudre les problèmes d'indisponibilité de ces produits ;
- étudier les possibilités de commercialisation des biosolides comme combustibles dans les industries (faire l'étude de marché).

BIBLIOGRAPHIE

- Abbasi, T., et Abbasi, S. A. (2010). Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**(3), 919-937.
- Abidin, Z. Z., Ismail, N., Yunus, R., Ahamad, I. S., et Idris, A. (2011). A preliminary study on *Jatropha curcas* as coagulant in wastewater treatment. *Environmental Technology*, **32**(9), 971-977.
- Abidin, Z. Z., Mohd Shamsudin, N. S., Madehi, N., et Sobri, S. (2013). Optimisation of a method to extract the active coagulant agent from *Jatropha curcas* seeds for use in turbidity removal. *Industrial Crops and Products*, **41**(0), 319-323. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.05.003>
- Aboulhassan, M. A., Souabi, S., Yaacoubi, A., et Baudu, M. (2006). Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids. *Journal of Hazardous Materials*, **138**(1), 40-45.
- Adin, A., Morris, K., Cursley, C. J., et Allen, R. W. K. (1991). The role of venturis in pulse-jet filters. *Filtration & separation*, **28**(1), 33-36.
- AFNOR. (1994). Norme AFNOR X31-211 Déchets, essais de lessivage d'un déchet solide initialement massif ou généré par un procédé de solidification normalisation (pp. 13).
- Agbanobi, R. O. (1999). Using granulated wood charcoal as a filter medium. *Journal of Environmental Quality*, **28**(3), 1038-1040.
- Ahmad, N. A., Hassan, M. A. A., Noor, Z. Z., Evuti, A. M., et Juiani, S. F. B. (2013). Optimization of the Performance of Chitosan for the Nickel Removal from Wastewater. *World Applied Sciences Journal*, **25**(7), 1118-1124.
- Aja, P. M., Nwachukwu, N., Ibiam, U. A., Igwenyi, I. O., Offor, C. E., et Orji, U. O. (2014). Chemical Constituents of *Moringa oleifera* Leaves and Seeds from Abakaliki, Nigeria *American Journal of Phytomedicine and Clinical Therapeutics*, **2**(3), 310-321.
- Ali, N. E., Suleyman A. Muyibi, Hamzah M. Salleh, Mohd Ramlan M. Salleh., et Alam, M. Z. (2009). *Moringa Oleifera* seeds as natural coagulant for water treatment. Paper presented at the Thirteenth International Water Technology Conference, IWTC 13, Hurgada, Egypt. 163-168
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., et Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome.
- Alouini, Z. (1998). Fate of parasites eggs and cysts in the course of waste water treatment cycle of the Cherguia station in Tunis. *La Houille blanche*, **53**(7), 60-64.
- Amuda, O. S., et Amoo, I. A. (2007). Coagulant/Flocculation Process and Sludge Conditioning in Beverage Industrial Wastewater Treatment. *Journal of Hazardous Material*, **141**(778-783).
- Amuda, O. S., Amoo, I. A., O., I., et Ajayi, O. O. (2006). Coagulation/flocculation Process in the Removal of Trace Metals Present in Industrialwastewater. *Journal of Applied Science Environmental Management*, **10**(3), 159-162.
- Anenberg, S., Balakrishnan, K., Jetter, J., Masera, O., Mehta, S., Moss, J., et Ramanathan, V. (2013). Cleaner Cooking Solutions to Achieve Health, Climate, and Economic Cobenefits. *Environmental science & technology*, **47**(9), 3944-3952.
- ANSD. (2014). **Rapport définitif** : Recensement Général de la population et de l'Habitat, de l'Agriculture et de l'Elevage du Senegal (RGPHAE, 2013) (pp. 418). Dakar, Senegal: Agence Nationale de la Statistique et de la Demographie (ANSD)
- APHA. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, Water Environment Federation Washington DC. 20 ed.
- APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water

- Environment Federation (WEF) Washington DC. 21 edition ed. 800 I Street, NW Washington, DC 20001-3710
- Appiah-Effah, E., Nyarko, K. B., Adum, L., Antwi, E. O., et Awuah, E. (2015). Perception of peri-urban farmers on fecal sludge compost and its utilization: A case study of three peri-urban communities in ashanti region of Ghana. *Compost Science and Utilization*, **23**(4), 267-275. doi: 10.1080/1065657X.2015.1046616
- Aslam, M., Anwar, F., Nadeem, R., Rashid, U., Kazi, T., et Nadeem, M. (2005). Mineral composition of Moringa oleifera leaves and pods from different regions of Punjab, Pakistan. *Asian J. Plant Sci.*, **4**, 417-421.
- ASTM. (1997). Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates, C 136-96a. in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, 1997.
- Awuah, E. (2006). Pathogen Removal in Macrophyte and Algal Waste Stabilisation Ponds, **PhD Dissertation**, submitted the Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the UNESCO-IHE Institute for Water Education on 29th November 2006 in Delft, The Netherlands., 1 - 106 p
- AWWA. (2004). Water quality and treatment. 4th ed. New York: American Water Works Association: McGraw-Hill
- Baba-Moussa, A. (1994). Etude de la pollution bactériologique de la nappe phréatique à partir d'une latrine en Afrique subtropicale. **Thèse de doctorat n° 1276** Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 252 p
- Badji, K. (2008). Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage (Faecal sludge treatment: parameters affecting the unplanted drying beds efficiency and drying mechanism at real scale). **Engineer degree**, Génie des Procédés, Ecole Supérieure Polytechnique, Université Cheikh Anta Diop, Dakar-Senegal
- Badji, K., Dodane, P. H., Mbéguéré, M., et Kone, D. (2011). Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage. Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidange, Dakar, 30 juin - 1er juillet 2009, EAWAG/SANDEC.
- Bailenger, J. (1979). Mechanisms of parasitological concentration in coprology and their practical consequences. *Journal of American medical technology*, **41**, 65-71.
- Bassan, M., Kone, D., Mbeguere, M., Holliger, C., et Strande, L. (2014). Success and failure assessment methodology for wastewater and faecal sludge treatment projects in low-income countries. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1-23.
- Bassan, M., Mbeguere, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L., et Mbéguéré, M. (2013). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene For Development*, **3**(2), 216-221.
- Baudon, E., Cottais, L., Leterme, P., Espagnol, S., et Dourmad, J. Y. (2005). optimisation environnementale des systemes de production porcine. *Journées recherches porcines*, **37**, 325-332.
- Bennamoun, L. (2012). Solar drying of wastewater sludge: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(1), 1061-1073.
- Bensah, E. C., Antwi, E., et Ahiekpor, J. C. (2010). Improving sanitation in Ghana - role of sanitary biogas plants. *Journal of Engineering and Applied Sciences*, **5**(2), 125-133.
- Bharati, R. P., Kezia, B., et Gopal, M. (2013). Bioremediation of heavy metals and wastewater treatment using leaves and latex of calotropis procera *International Journal of Engineering Research and Science and Technology*, **2**(4), 190-197.
- Bilgen, S., Keleş, S., Kaygusuz, A., Sari, A., et Kaygusuz, K. (2008). Global warming and renewable energy sources for sustainable development: A case study in Turkey. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **12**(2), 372-396.

- Bill and Melinda Gates Foundation. (2011). Landscape Analysis and Business Model in Faecal Sludge Management: Extraction and Transportation Model in Africa - Senegal.
- Blazejewski, R., et Muratblazejewska, S. (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology*, **35**(5), 183-188.
- BMGF. (2011). Landscape Analysis & Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models in Africa - Senegal 2011. Senegal.
- Boesch, M., et Hellweg, S. (2010). Identifying Improvement Potentials in Cement Production with Life Cycle Assessment. *Environmental science & technology*, **44**(23), 9143-9149.
- Boller, M., Schwager, A., Eugster, J., et Mottier, V. (1993). Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science and Technology*, **28**(10), 99-107.
- Boller, M. A., et Kavanaugh, M. C. (1995). Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration. *Water Research* **29** 1139-1149.
- Bolto, B., et Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, **41**(11), 2301-2324.
- Bösch, A. (1985). **Report** : Emptying on-site excreta disposal systems: Field tests with mechanized equipment in Gaborone (Botswana) IRCWD
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, **10**(1), 121-142. doi: 10.1007/s10040-001-0182-4
- Brady, N. C., et Weil, R. R. (2002). The Nature and Properties of Soils, 13. Ed. Upper Saddle River, New Jersey, United-States: Prentice Hall.
- Bux, M., Baumann, R., Quadt, S., Pinnekamp, J., et Mühlbauer, W. (2002). Volume reduction and biological stabilization of sludge in small sewage plants by solar drying. *Drying Technology*, **20**(4-5), 829-837.
- Cabaret, J. (2002). The use of urban sewage sludge on pastures: The cysticercosis threat | L'utilisation des boues d'épuration urbaine sur les pâturages: Le risque de cysticerose. *Veterinary research*, **33**(5), 575-597.
- Cairns-Smith, S., Hill, H., et Nazarenko, E. (2014). Working Paper Urban Sanitation: Why a portfolio of solutions is needed *The Boston Consulting Group*.
- Calvert, C. C., Martin, R. D., et Morgan, N. O. (1969). House fly pupae as food for poultry. *Journal Economy Entomol* **62**, 938-939.
- Capizzi-Banas, S., Deloge, M., Remy, M., et Schwartzbrod, J. (2004). Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: Helminth eggs elimination - Ascaris eggs as model. *Water Research*, **38**(14-15), 3251-3258.
- Chakrabarti, S., Banerjee, S., Chaudhuri, B., Bhattacharjee, S., et Dutta, B. (2008). Application of biodegradable natural polymers for flocculated sedimentation of clay slurry. *Bioresource technology*, **99**(8), 3313-3317.
- Chaudhary, D. R., Patolia, J. S., Ghosh, A., Chikara, J., Boricha, G. N., et Zala, A. (2007). Changes in soil characteristics and foliage nutrient content in *Jatropha curcas* plantations in relation to stand density in Indian wasteland. Expert seminar on *Jatropha curcas* L. Paper presented at the Agronomy and genetics Wageningen, the Netherlands.
- Chazarence, F., et Merlin, G. (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology* **51**, 91-97.
- Chen, D., et Yang, J. (2012). Effects of explosive explosion shockwave pretreatment on sludge dewaterability. *Bioresource technology*, **119**, 35-40.
- Cherubini, F. (2010). The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy conversion and management*, **51**(7), 1412-1421.
- Cissé, G. (1997). Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine, cas du maraîchage à Ouagadougou au Burkina Faso. **Thèse de doctorat n° 1639**, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 267 p

- Cofie, O., Kone, D., Rothenberger, S., Moser, D., et Zubruegg, C. (2009). Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water Research*, **43**(18), 4665-4675.
- Cofie, O. O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., et Kone, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, **40**(1), 75-82.
- Cofie, O. O., Drechsel, P., Agbottah, S., et Veenhuizen, R. v. (2009). Resource recovery from urban waste: Options and challenges for community-based composting in sub-Saharan Africa. *Desalination*, **248**(1-3), 256-261.
- Collignon, B., et Vézina, M. (2000). Independent Water and Sanitation Providers in African Cities Washington D.C.: UNDP-World Bank Water and Sanitation Program.
- Collin, J. J., et Salem, G. (1989). "Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal)". **Symposium** Internationale sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau, Lisbonne.
- Commission, E. (2011). Energy Roadmap 2050 Impact Assessment and Scenario Analysis. Brussels, 15.12.2011, SEC(2011) 1565 final [online] [04.02.2013]
- Converse, J. C., et Tyler, J. E. (2000). Wisconsin Mound Soil Absorption System: Siting, Design and Construction Manual. Small Scale Waste Management Project, 240 Agricultural Hall, University of Wisconsin-Madison, Madison, WI 53706.
- CREPA. (2002a). Projet de gestion des boues de vidange : Etat des lieux au Sénégal. **Rapport** de projet (pp. 181).
- CREPA. (2004). Etude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest : Analyse des problèmes et recommandations. Série Etudes et travaux (pp. 48).
- Crites, R., et Tchobanoglous, G. (1998). Small decentralised wastewater management systems. New York; McGraw-Hill: 1084
- Crittenden, J. C., Trussel, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., Tchobanoglous, G., et Borchardt, J. H. (2012). MWH's Water Treatment: Principles and Design, Third Edition. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Danlami, M. J., Agus Arsad, Muhammad Abbas Ahmad Zaini, Abdullahi Mohammed Evuti, et Ogbole, A. (2014). Coagulation-Flocculation in Water Treatment using Calotropis Procera Leaves: A case study of River in Kaduna, Nigeria. *Jurnal Teknologi*, **67**(4), 5-9.
- Darby, J., Tchobanoglous, G., Asri Nor, M., et Maciolek, D. (1996). Shallow intermittent sand filtration: Performance evaluation. *Small Flows Journal* **2**(1), 3-15.
- Dayer, P. (2014). Technical and financial assessment of Faecal Sludge conditioning for enhanced solid-liquid separation in Dakar, Senegal. **Master thesis**, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, ETH, Institut für Umweltingenieurwissenschaften, IfU, Eawag-Sandec, 63 p
- Dème, N. (2008). Traitement de boues de vidange de système d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide dans deux bassins expérimentaux de sédimentation/épaississement **Mémoire de DEA**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal, 102 p
- Diedhiou, M. (2014). Valorisation des boues de vidange pour la production de biogaz (energie verte) : étude expérimentale d'une co-digestion anaérobie appliquée aux mélanges boues de vidange d'abattoir et boues-déchets de marché. **Mémoire de master**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Sénégal, 62 p
- Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C. B., Muspratt, A. M., Gning, J. B., Mbéguéré, M., Ennin, J. E., Zurbrugg, C., et Strande, L. (2014). A value proposition: Resource recovery from faecal sludge-Can it be the driver for improved sanitation? *Resources, Conservation and Recycling*, **88**(0), 32-38.

- Diener, S., Zurbrugg, C., et Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae - establishing optimal feeding rates. *Waste Management Resource*, **27**, 603-610.
- Dieng, T., Dieng, Y., Tine, R., DIA, M., Sow, D., Sylla, K., Gaye, O., et Ndir, O. (2013). Evolution de la prévalence des géo-helminthiases diagnostiquées au CHNU de Fann à Dakar (Sénégal) de 1990 à 2011. *9e Congrès international francophone de la Société de Pathologie Exotique*.
- DIN. (2013). Characterisation of sludges Filtration properties - Part 2: Determination of the specific resistance to filtration, English version EN 14701-2 : 2013 Berlin, Germany: Beuth Verlag GmbH: Deutsches Institut für Normung.
- Diocou, M. (2014). Traitement des Boues de Vidange sur lits de sechage plantés : Suivi de l'effet de la Charge sur le développement et les Performances Epuratoires d'une Plante Fourragère (*Échinochloa colona*). **Memoire de Master**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 70 p
- Dione, H. (2013). La gestion des boues de vidange par la valorisation des sousproduits comme combustibles solides dans des processus industriels (cimenterie) pour un développement durable. **Memoire de Master**, Faculté des Sciences et Technique, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, 86 p
- Diongue, S. T. (2006). Stratégies d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar. **Memoire de master**, Institut International du Génie de l'Eau et de l'Environnement, Ecole Ploytechnique Fédérale de Lausanne (Suisse), Burkina Faso, 81 p
- Diop, C. (2010). Etude analytique des polluants : cas des pesticides dans divers milieux et traitement des eaux usées. **Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences et Techniques**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 318 p
- Diop, M. D. F. (2010). Caracterisation et valorisation par compostage des ordures menageres de l'agglomération de Thiés. **Memoire de Master**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, 150 p
- Dodane, P. H., Mbéguéré, M., et Koné, D. (2009). Technico-Financial Optimisation of Unplanted Drying Beds In 10 (Ed.), *Sandec news* (pp. 6-7): Eawag-Sandec.
- Dodane, P. H., Mbéguéré, M., Sow, O., et Strande, L. (2012). Capital and operating costs of full-scale fecal sludge management and wastewater treatment systems in Dakar, Senegal. *Environmental Science and Technology*, **46**(7), 3705-3711.
- Domergue, M., et Pirot, R. (2008). *Jatropha curcas L. Rapport de synthèse bibliographique*: CIRAD, UPR Biomasse Energie, UPR Systèmes de Culture Annuels
- Douguengar, W. B. (2001). Lutte phythosanitaire par pulverisation d'extraits hydrosolubles de composts d'ordures ménageres sur une culture de tomate (**Memoire de DEA** Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 66 p
- Duchène, P. (1990). Les systèmes de traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités. Documentation technique FNDAE 09, Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, France, in French. Available from www.fndae.fr/archive/PDF/fndae09-a.pdf.
- E.U.C. (1986). Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of soil, when sewage sludge is used in agriculture.
- Eliasson, J. (2002). **Report Draft** : Sand/Media Specifications. Rule Development Committee Issue Research. Wastewater Managment Program. *Washington Department of health*.
- EPA. (2002). Onsite wastewater treatment systems technology fact sheet 10. In Onsite wastewater treatment manual *Intermittent Sand/Media Filters*, TFS 53 -59.
- Eptein, E. (2003). Land application of sewage and biosolids. 30-34.
- Everett, J. G. (1974). The effect of pH on the heat treatment of sewage sludges. *Water research*, **8**(11), 899-906.

- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H., et Mara, D. D. (1983). Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley and Sons. New York. *World Bank studies in water supply and sanitation*. .
- Ferro-García, M. A., Carrasco-Marín, F., Rivera-Utrilla, J., Utrera-Hidalgo, E., et Moreno-Castilla, C. (1990). The use of activated carbon columns for the removal of orthophosphate ions from aqueous solutions. *Carbon*, **28**(1), 91-95.
- Fitria, D., Scholz, M., et Swift, G. M. (2013). Impact of different shapes and types of mixers on sludge dewaterability. *Environmental Technology*, **34**(7), 931-936.
- Francis, G., R. Edinger & K. Becker, . (2005). A concept for simultaneous wasteland reclamation, fuel production, and socio-economic development in degraded areas in India: need, potential and perspectives of Jatropha plantations. *Natural Resources Forum*, **29**, 12-24.
- Francou, C. (2003). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et des procédés de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. **Thèse de Doctorat**, Institut National Agronomique, Ecole Doctorale Abies, 244 p
- Gale, R. S. (1972). Research in filtration of sewage sludges. *Filtration and Separation*, **9**(4), 431-436.
- Gaspard, P., et Schwartzbrod, J. (1995). Helminth eggs in wastewater quantification technique. *Water Science and Technology* **31**(5/6), 443-446.
- Ghebremichael, K. A., et Hultman, B. (2004). Alum sludge dewatering using Moringa oleifera as a conditioner. *Water, Air, and Soil Pollution*, **158**(1), 153-167.
- Gning, J. B. (2009). Évaluation socio-économique de la filière des boues de vidange à Dakar. **Mémoire de DEA**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 110 p
- Gold, M., Ddiba, D. I. W., Seck, A., Sekigongo, P., Diene, A., Diaw, S., Niang, S., Niwagaba, C., et Strande, L. (2015). Faecal sludge - a solid industrial fuel? *Elsevier Editorial System(tm) for Waste Management*, in press.
- Gravalos, I., Kateris, D., Xyradakis, P., Gialamas, T., Loutridis, S., et Augousti, A. (2010). Forest Engineering: Meeting the Needs of the Society and the Environment; FORMEC Symposium, 2010 July 11-14, Padua, Italy.
- Gübitz, G. M., Mittelbach, M., et Trabi, M. (1999). "Exploitation of the tropical oil seed plant *Jatropha curcas* L.," *Bioresource technology*, **67**, 73-82.
- Gueye, M., et Niang, S. (2010). Manuel de bonnes pratiques de l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture urbaine de Dakar.
- Guéye, M. Y. (2012). Valorisation des déchets d'abattoir par compostage de contenus de panse de bovins. **Mémoire de DEA**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Senegal
- Guyton, A. C. (1992). Human physiology and mechanisms of disease. W. B. Saunders Co, Philadelphia, USA.
- GWSSA, G. W. S. a. S. A. (2010). World Health Organization (WHO) and United Nations Children's Fund (UNICEF): New York.
- HACH Compagny. (2000). Méthodes d'Analyses, spectromètre DR/4000. 9e ed.
- Hall, D. O. (1993). Renewable Energy: Sources for Fuels and Electricity
- Healy, M. G., Rodgers, M., et Burke, P. (2011). Quantification of biofilm build-up in filters when intermittently loaded with low-strength synthetic wastewater. *Desalination*, **271**(1-3), 105-110.
- Healy, M. G., Rodgers, M., et Mulqueen, J. (2007). Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters. *Journal of Environmental Management*, **83**(4), 409-415.

- Heinss, U., Larmie, S. A., et Strauss, M. (1998). Solid separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design *SANDEC report* (2nd ed., Vol. 5). Duebendorf, Switzerland: EAWAG/SANDEC.
- Heinss, U., Larmie, S. A., et Strauss, M. (1999). Characteristic of faecal sludges and their solids-liquid separation. EAWAG/SANDEC unpublished internal Report.
- Heller, J. (1996). Physic nut. *Jatropha curcas* L. Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops Gatersleben/International Plant Genetic Resources Institute, Rome: Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research, .
- Hem, S., Toure, S., Sagbla, C., et Legendre, M. (2008). Bioconversion of palm kernel meal for aqua-culture: experiences from the forest region (Republic of Guinea). *African Journal of Biotechnology*, **7**(8), 1192-1198.
- Heywood, J. B. (1988). Internal combustion engine fundamentals 1st ed. McGraw-Hill, New York
- Hu, C., Lo, S., Chang, C., Chen, F., Wu, Y., et Ma, J. (2013). Treatment of highly turbid water using chitosan and aluminium salts. *Separation and Purification Technology* **104**, 322-326.
- Hu, Z., et Gagnon, G. (2006). Factors affecting recirculating biofilters (RBFs) for treating municipal wastewater. *Journal of environmental engineering and science*, **5**(4), 349-357.
- Huang, C., et Chen, Y. (1996). Coagulation of Colloidal Particles in Water by Chitosan. *Journal of chemical technology and biotechnology*, **66**(3), 227-232.
- Huber Technology. (2013). Huber Solar Active Dryer SRT (PDF). Website www.huber-technology.com, accessed May 21, 2013.
- Huisman, L., et Wood, W. E. (1974). Slow sand filtration. *World Health Organisation* (Vol. 16, pp. 122).
- Hussain, I., et Khan, H. (2010). Investigation of heavy metals content in medicinal plant, *Eclipta alba* L. *J. Chem. Soc. Pak.*, **32**(28-33).
- Hussain, I., Khan, L., Mehmood, T., Khan, I., Ullah, W., et Khan, H. (2005). Effect of heavy metals on the growth and development of *Silybum marianum*, in various polluted areas of Peshawar, Pakistan. *Journal Chem. Soc. Pak.*, **27**, 367-373.
- Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., et Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas - Strategies, regulations and treatment options. *Water Science and Technology* **46**(10), 285-294.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)] (pp. 104). Geneva, Switzerland.
- Isahak, W. N. R. W., Hisham, M. W. M., Yarmo, M. A., et Yun Hin, T. Y. (2012). A review on bio-oil production from biomass by using pyrolysis method. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(8), 5910-5923.
- Jamal, A., Norieh, N., et Farzadkia, M. (2011). Comparison of Aerobic and Lime Stabilization Methods for Evaluation of Sewage Sludge Reuse. *Journal of Environmental Science and Technology*, **4**(2), 182-190.
- Jan, S., Khan, H., Hamayun, M., Mehmood, A., Ahmad, N., et Lee, I.-J. (2015). Chemical Composition, Mineral Profile and Antimicrobial Activity of *Stachys parviflora* and *Calotropis procera*. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, **9**(2), 1103-1110.
- Jean-Luc, B., Pierre, B., et El-Aïd, J. (1999). Décantation Aspects théoriques. *Techniques de l'ingénieur Opérations unitaires : séparation de phases, décantation et filtration, base documentaire : TIB484DUO*(ref. article : j3450).
- Jeon, J. R., Kim, E. J., Kim, Y. M., Murugesan, K., Kim, J. H., et Chang, Y. S. (2009). Use of grape seed and its natural polyphenol extracts as a natural organic coagulant for removal of cationic dyes. *Chemosphere*, **77**(8), 1090-1098.

- Johnson, P. D., Girinathannair, P., Ohlinger, K. N., Ritchie, S., Teuber, L., et Kirby, J. (2008). Enhanced Removal of Heavy Metals in Primary treatment Using Coagulation and Flocculation. *Water Environment Research.*, **80**(5), 472-479.
- Jones, N., et Miller, J. H. (1992). *Jatropha curcas*: a multipurpose species for problematic sites. *Technical papers - Land resources* (Vol. 1, pp. 12). Washington DC, USA. ASTAG: World Bank.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., et Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Available at: www.urbanwater.org *Urban water Report of the MISTRA Programme* (Vol. 6, pp. 1-49). 412 96 Gothenburg, Sweden: Chalmers University of Technology.
- Kadlec, R. H. (2003). Pond and wetland treatment. *Water Science and Technology*, **48**(5), 1-8.
- Kalita, D. (2008). Hydrocarbon plant-New source of energy for future. *Renewable Sustainable Energy Reviewable*, **12**, 455-471.
- Kalita, D., et Saikia, C. N. (2008). Chemical constituents and energy content of some latex bearing plants. *Bioresource technology*, **92**, 219-227.
- Karim, K. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. *Bioresource technology*, **96**(16), 1771.
- Keffala, C., Casimir Harerimana, C., et Jean-Luc Vassel, J. L. (2012). OEufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration : enjeux sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. *Environnement, Risques and Santé* **11** (6), 511-520.
- Kengne, E. S., Kengne, I. M., Nzouebet, W. A. L., Akoa, A., Viet, H. N., et Strande, L. (2014). Performance of vertical flow constructed wetlands for faecal sludge drying bed leachate: Effect of hydraulic loading. *Ecological Engineering*, **71**, 384-393.
- Kengne, I. M., Kengne, E. S., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P. H., et Koné, D. (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene For Development*, **1**(1), 13-19.
- Kerrharo, J. (1974). La Pharmacopée africaine, Plantes médicinales et toxiques. Rapport de synthèse 1994 :12 *Direction de la Statistique et de la Prévision, Enquête Démographique et de Santé II (EDS II) ; Ministère de l'Economie, des Finances et du Plan du Sénégal, 1992/1993.*
- Kierly, G. (1998). International Ed. Irwin McGraw-Hill, Malasia. *Environmental Engineering*, 64-73.
- Kim, B. J., et Smith, E. D. (1997). Evaluation of sludge dewatering reed beds: A niche for small systems. *Water Science and Technology*, **35**(6), 21-28. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00091-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00091-7)
- Klass, D. L. (1998). Biomass for Renewable Energy, Fuels, and Chemicals. *Academic Press, USA.*
- Klingel, F., Montangero, A., Kone, D., et Strauss, M. (2002). Faecal sludge management in Developing countries - A planning Manual. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Koh, M. P., et Hoi, W. K. (2003). Sustainable biomass production for energy in Malaysia. *Biomass and Bioenergy*, **25**(5), 517-529.
- Komilis, D., Kissas, K., et Symeonidis, A. (2014). Effect of organic matter and moisture on the calorific value of solid wastes: An update of the Tanner diagram. *Waste management*, **34**(2), 249-255.
- Koné, D. (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre - état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. **Thèse n° 2653 de doctorat en Sciences et Ingénierie de l'Environnement**, EPFL, 194 p
- Koné, D. (2010). Making urban excreta and wastewater management contribute to cities' economic development: A paradigm shift. *Water Policy*, **12**(4), 602-610.

- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., et Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, **41**(19), 4397-4402.
- Koné, D., et Strauss, M. (2004). Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries - Challenges and Performance. Paper presented to the 9th International IWA Specialist group conference on wetlands systems for water pollution control; and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France, 27th Sept. - 1st Oct. 2004.
- Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N. T. K., Montangero, A., et Strauss, M. (2001). Sludges from on-site sanitation: low-cost treatment alternatives. Paper presented at the IWA Conference on Water & Wastewater Management for Developing Countries, 29-31 October 2001, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A. S. M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., et Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Science & Technology* **51**(9), 119-126.
- Koottatep, T., Swinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A. S. M., Kone, D., Montangero, A., Heinss, U., et Strauss, M. (2004). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt after seven years of operation. In: Proceedings, Ninth International IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 26-30 September 2004, Avignon, France.
- Kopp, J., et Dichtl, N. (2001). Characterization. Sludge into Biosolids - Processing, Disposal, Utilization. Edited by L. Spinosa and P. A. Vesilind. IWA Publishing, United Kingdom.
- Kristiansen, R. (1981a). Sand Filter Trenches for Purification of Septic. Tank Effluent: I. The Clogging Mechanism and Soil Physical Environment. www.jstor.org/stable/25044505.
- Król, D. (2012). Waste and fuels from waste. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, **109**(2), 619.
- Kuffour, A. R., Awuah, E., Anyemedu, F. O. K., Strauss, M., Koné, D., et Cofie, O. (2009). Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge. *Desalination*, **248**(1-3), 308-314.
- Kuffour, A. R., Awuah, E., Sarpong, D., Anyemedu, F. O. K., et D., K. (2013). Effects of Different Solid Loading Rates of Faecal Sludge on the Dewatering Performance of Unplanted Filter Bed. *Civil and Environmental Research*, **3**(4), 39-48.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., et Pressl, A. (2002). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. Paper presented at the Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Tanzania; Arusha. 214-228
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., et Pressl, A. (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **48**(5), 25-34.
- Lentner, C., et Wink, A. (1981). Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition *Geigy Scientific Tables*. CIBA-GEIGY Ltd, Basle, Switzerland. ISBN 0-914168-50-9.
- Levasseur, P., et Aubert, C. (2006). Contexte, atouts et faiblesse des effluents porcins et avicoles destinés à être exportés. *Techniporc*, **29**(2), 3-11.
- Li, B., Chen, L., Chen, D., et Zhang, Y. (2003). Application of Chitosan Flocculant to Conditioning Sludge. *Journal of Donghua University (Eng. Ed.)*, **20**(2), 102-106.
- Lim, S., et Fox, P. (2013). Biochemical methane potential (BMP) test for thickened sludge using anaerobic granular sludge at different inoculum/substrate ratios. *Biotechnology and bioprocess engineering*, **18**(2), 306-312.

- Limousy, L., Jeguirim, M., Dutournié, P., Kraiem, N., Lajili, M., et Said, R. (2013). Gaseous products and particulate matter emissions of biomass residential boiler fired with spent coffee grounds pellets. *Fuel*, **107**, 323-329.
- Liu, B., Song, H., et Li, Y. (2011). Effect of Chitosan/Polymeric Aluminum Composite Flocculant on Activated Sludge. *Manufacturing Science and Technology*, **383-390**, 3134-3139.
- Lo, I. M. C., Lai, K. C. K., et Chen, G. H. (2001). Salinity Effect on Mechanical Dewatering of Sludge with and without Chemical Conditioning. *Environmental science & technology*, **35**(23), 4691-4696.
- Lô, M. (2015). valorisation des boues de vidange domestiques en agriculture: suivi de la stabilisation et des qualités microbiologique et parasitaire de boue de vidange co-compostées avec des déchets maraichers et de poissons. **Mémoire de Master**, Institut des Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, 68 p
- Lu, S., Yang, L., Zhou, F., Wang, F., Yan, J., Li, X., Chi, Y., et Cen, K. (2013). Atmospheric emission characterization of a novel sludge drying and co-combustion system. *Journal of Environmental Sciences*, **25**(10), 2088-2092.
- Lu, Y., Shang, Y., Huang, X., Chen, A., Yang, Z., Jiang, Y., Cai, J., Gu, W., Qian, X., Yang, H., et Cheng, R. (2011). Preparation of Strong Cationic Chitosan-graft-Polyacrylamide Flocculants and Their Flocculating Properties. *Industrial & engineering chemistry research*, **50**(12), 7141-7149.
- Magdziarz, A., et Wilk, M. (2013). Thermal characteristics of the combustion process of biomass and sewage sludge. *Journal of thermal analysis and calorimetry*, **114**(2), 519-529.
- Makkar, H. P. S., et Becker, K. (1997). Nutrients and antiquality factors in different morphological parts of the Moringa oleifera tree. *The Journal of Agricultural Science*, **128**(03), 311-322.
- Mantovi, P., Baldoni, G., et Toderi, G. (2005). Reuse of liquide, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land : effects of long-term application on soil and crop. *Water Research*, **39**, 298-296.
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. London. Sterling, VA: Earthscan
- Massoud, M. A., Tarhini, A., et Nasr, J. A. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management.*, **90**, 652-659.
- Mattana, S. H., Dourado Pacheco, D., Kakida, J., N., T., et Poubel Gonçalves, N. (2005). Cultura do pinhão-mansô (*Jatropha curcas* L.). In: EPAMIG-CTNM (Eds). Informe Agropecuário: Produção de oleaginosas para biodiesel. *Belo Horizonte, Brazil*, 44-78.
- Maya, C., Torner-Morales, F. J., Lucario, E. S., Hernández, E., et Jiménez, B. (2012). Viability of six species of larval and non-larval helminth eggs for different conditions of temperature, pH and dryness. *Water Research*, **46**(15), 4770-4782.
- Maystre, L. Y. (2000). L'assainissement urbain en Afrique : enjeux et attentes In : Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée, Gorée. Dakar-Sénégal. 17-22
- Mbéguéré, M. (2002). "Traitement des eaux usées domestiques par voie naturelle sous climat tropical : étude de cinq écosystèmes artificiels terrestres par Mosaïques Hiérarchisées d'Ecosystèmes Artificiels". **Thèse de Doctorat de troisième cycle en Sciences de l'environnement**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop Dakar, Sénégalp
- McGauhey, P. H., et Krone, R. B. (1967). "Soil Mantel as a Waste Water Treatment sys tem." In Rept. No. 67-11 (Ed.), *Sanitary Engineering Research Lab.* . Berkeley University of California.

- Melesse, A., et Berihun, K. (2013). Chemical and mineral compositions of pods of *Moringa stenopetala* and *Moringa oleifera* cultivated in the lowland of Gamogofa Zone. *J Environ Occup Sci*, **2**(1), 33-38.
- Mendiara, T., Abad, A., de Diego, L. F., García Labiano, F., Gayán, P., et Adánez, J. (2013). Biomass combustion in a CLC system using an iron ore as an oxygen carrier. *International journal of greenhouse gas control*, **19**, 322-330.
- Mensah, P. Y., Kuffour, R. A., Baidoo, P. K., et Awuah, E. (2013). The effect of different percentages of bulking agent (sawdust) on microbial quality of faecal sludge. *Water Science and Technology*, **67**(8), 1728-1733.
- Metcalf, L., et Eddy, H. P. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse, *McGraw-Hill Publishing. Company Ltd.* (fourth ed. ed.). New York.
- Meysami, B., et Kasaeian, A. B. (2005). "Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation". *Bioresource technology*, **96**, 303-307.
- Möding, F., et Mayr, J. (2006). Options for the use of renewable fuels in tunnel kilns. *Ziegelindustrie Int*; 8:454 http://six4.bauverlag.de/sixcms_upload/media/1232/ha_moeding.indd.pdf
- Molle, B., Brelle, F., Bessy, J., et Gatel, D. (2012). Which water quality for which uses? Overcoming over-zealous use of the precautionary principle to reclaim wastewater for appropriate irrigation uses. *Irrigation and Drainage*, **61**(1), 87-94.
- Mondini, C., et Insam, H. (2003). Community level physiological profiling as tool to evaluate compost maturity : a kinetic approach. *European Journal of Soil Biology*, **39**, 141-148.
- Moodley, P., Archer, C., et Hawksworth, D. (2008). Standard Methods for the recovery and enumeration of helminth ova in wastewater, sludge, compost and urine diversion waste in South Africa. *A report of Water Research Commission, SA*.
- Moronkola, D. O., Ogukwe, C., et Awokoya, K. N. (2011). Chemical compositions of leaf and stem essential oils of *Calotropis procera* Ait R.Br [Asclepiadaceae]. *Der Chemica Sinica*, **2**(2), 255-260.
- Murray, A., Mekala, G., et Chen, X. (2011). Evolving policies and the roles of public and private stakeholders in wastewater and faecal-sludge management in India, China and Ghana. *Water international*, **36**(4), 491-504.
- Muspratt, A. M., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., et Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene For Development*, **4**(2), 223-230.
- Musy, A., et Higy, C. (2004). Hydrologie, une science de la nature. *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Switzerland*.
- Muyibi, S. A., Noor, M. J. M. M., Ong, D. T., et Kai, K. W. (2001). *Moringa Oleifera* seeds as a flocculant in waste sludge treatment. *International Journal of Environmental Studies* **58**(2), 185-195.
- Muzzarelli, R., Jeuniaux, C., et Gooday, G. (1986). Chitin in nature & technology. New York: Plenum Press
- Nakhla, G., et Farooq, S. (2003). Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. *Journal of hazardous materials*, **96**(2-3), 291-303.
- Ndabigengesere, A., Narasiah, K. S., et Talbot, B. G. (1995). Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa Oleifera*. *Water Resources*, **29**(2), 703-710.
- Ndabigengesere, A., et Subba, N. K. (1998). Use of *Moringa Oleifera* Seeds as a Primary Coagulant in Wastewater Treatment. *Environmental Technology*, **19** (8), 789-800.
- Ndiaye, M. L. (2005). "Impacts des eaux usées sur l'évolution chimique et microbiologique des sols: étude de cas à Pikine (Dakar-Sénégal)". **Diplôme d'Etude en Sciences Naturelles de l'Environnement**, Université de Genève

- Ndong, M., Wade, S., Dossou, N., Guiro, A. T., et Gning, R. D. (2007). Valeur nutritionnelle du moringa oleifera, etude de la biodisponibilite du fer, effet de l'enrichissement de divers plats traditionnels senegalais avec la poudre des feuilles. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, **7**(3), 1-17.
- NEF. (2010). Biomass. <http://www.nef.org.uk/greenschool/documents/Biomass.pdf>; 2010 [accessed 25.03.10].
- Ngnikam, E., Vermande, P., et Pousseaux, P. (1993). Traitement des dechets urbain. *Cahier agriculture*, **9**(2), 264-269.
- Nguyen, H. D. (2010). Decomposition of organic wastes and fecal sludge by black soldier fly larvae. School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology, Thailand, 75 p
- Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., et Jönsson, H. (2006). Incineration of faecal matter for treatment and sanitation. *Water Practice & Technology*, **1**(02), 1-9.
- Nordin, A., Ottoson, J. R., et VinnerÅs, B. (2009). Sanitation of faeces from source-separating dry toilets using urea. *Journal of Applied Microbiology*, **107**(5), 1579-1587.
- NRAES. (1992). On farm composting *Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service*.
- NSFC, N. S. F. C. (1997). In summer 1997 Pipeline: Sand filters provide quality, low maintenance treatment. **8**(3), 1-8.
- NWSC, N. W. a. S. C. (2008). Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility study for sanitation master in Kampala, Uganda.
- Ocio, E., et Vinaras, R. (1979). House fly larvae meal grown on municipal organic waste as a source of protein in poultry diets. *Animal Feed Science and Technology* **4**(3), 227-231.
- Ogunji, J. O., Nimptsch, J., Wiegand, C., et Schulz, C. (2007). Evaluation of the influence of house-fly maggot meal (maggot meal) diets on catalase, glutathione S-transferase and glycogen concentration in the liver of *Oreochromis niloticus* fingerling. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol*, **147**(4), 942-947.
- Okuda, T., Baes, A. U., Nishijima, W., et Okada, M. (2001). Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in *Moringa Oleifera*. *Water Resources*, **35**(3), 830-834.
- Peal, A., Evans, B., Blackett, I., Hawkins, P., et Heymans, C. (2014). Fecal sludge management (FSM): Analytical tools for assessing FSM in cities. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, **4**(3), 371-383.
- Pecson, B. M., Barrios, J. A., Jiménez, B. E., et Nelson, K. L. (2007). The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research*, **41**(13), 2893-2902.
- Pescod, M. B. (1971). Sludge Handling and Disposal in Tropical Developing Countries. . *Water Pollution Control Federation*, **43**(4), 555-570.
- Platzer, C., et Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? *Water Science and Technology*, **35**(5), 175-181.
- Pritchard, D. L., Penney, N., McLaughlin, M. J., Rigby, H., et Schwarz, K. (2010). Land application of sewage sludge (biosolids) in Australia: risks to the environment and food crops. *Water Science and Technology*, **62**(1), 48-57.
- Radaidah, J. A., et Al-Zboon, K. A. (2011). Increase the Efficiency of Conventional Sand Drying Beds by using Intensive Solar Energy: A case study from Jordan. Paper presented at the International Conference on Environmental Science and Technology, Singapore. 389-393
- Radoux, M. (1995). "La gestion intégrée des eaux usées urbaines dans les périphéries des grandes agglomérations, dans les périmètres touristiques et les zones rurales. Bilan des technologies". Institut Bruxelloise de Gestion de l'environnement.

- Raheem, D., Suri, N., et Saris, P. E. (2007). The characterization and application of *Calotropis procera*, a coagulant in Nigerian Wara cheese. *International Journal of Food Science and Technology*, **42**(2), 220-223.
- Ramalho, R. S. (1977). *Introduction to Wastewater Treatment Processes*, Academic Press.
- Reddi, L. N., Ming, X., Hajra, M. G., et Lee, I. M. (2000). Permeability reduction of soil filters due to physical clogging. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **126**(3), 236-246.
- Reedy, N., et G, B. (2001). Contents of Minerals in green leafy vegetable cultivated on soil fortified with different chemical fertilizer. *Plant Food Hum. Nutri.*, **5**, 1-6.
- Ren, A., Qiu, X., Jin, L., Ma, J., Li, Z., Zhang, L., Zhu, H., Finnell, R. H., et Zhu, T. (2011). Association of selected persistent organic pollutants in the placenta with the risk of neural tube defects. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**(31), 12770-12775.
- Renuka, M., Binayke, A., et M.V.Jadhav, P. (2013). Application of natural coagulant in water purification. *International Journal of Advanced Technology in Civil Engineering*, **2**(1), 118-123.
- Reynolds, T. D. (1982). *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*: Brooks/Cole Engineering Division, Monterey, CA
- Rijssenbee, W., J de Jongh, et Adriaan, T. (2006). "Jatropha Handbook," FACT Foundation
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajnbok, P., et Vandeveld, T. (2000). Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Research*, **34**(7), 2110-2118.
- Rossi, L., Lienert, J., et Larsen, T. A. (2009). Real-life efficiency of urine source separation. *Journal of Environmental Management*, **90**, 1909-1917.
- Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A., et De Pauw, N. (2004). Constructed wetlands in Flanders: A performance analysis. *Ecological Engineering*, **23**(3), 151-163.
- Rowe, R. K., Armstrong, M. D., et Cullimore, D. R. (2000). Particle size and clogging of granular media permeated with leachate. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **126**(9), 775-786.
- Roy, M. M., Dutta, A., Corscadden, K., Havard, P., et Dickie, L. (2011). Review of biosolids management options and co-incineration of a biosolid-derived fuel. *Waste Management*, **31**(11), 2228-2235.
- Rudolfs, W., et Baumgartner, W. H. (1932). Loss of volatile matter by drying sewage sludge before incineration. *Water Works and Sewerage* **4**, 199-201.
- Ruggieri, L., Gea, T., Artola, A., et Sánchez, A. (2008). Influence of different co-substrates biochemical composition on raw sludge co-composting. *Biodegradation*, **19**(3), 403-415.
- Sagna, P. (2005). Dynamique du climat et son évolution récente dans la partie ouest de l'Afrique occidentale. **Thèse de doctorat d'Etat de Géographie**, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 786 p
- Savolainen, K. (2003). Co-firing of biomass in coal-fired utility boilers. *Applied energy*, **74**(3-4), 369-381.
- Schouw, N. L., Danteravanich, S., Mosbaek, H., et Tjell, J. C. (2002). Composition of human excreta - a case study from Southern Thailand. *Science of the Total Environment Journal* **286**(1-3), 155-166.
- Schwager, A., et Boller, M. (1997). Transport phenomena in intermittent filters (Vol. 35, pp. 13-20).
- Seck, A., Gold, M., Niang, S., Mbéguéré, M., Diop, C., et Strande, L. (2015). Faecal sludge drying beds: increasing drying rates for fuel resource recovery in Sub-Saharan Africa. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, **5**(1), 72-80.
- Shammas, N. K. (2005). Coagulation and Flocculation. In L. K. Wang, Y.-T. Hung & N. K. Shammas (Eds.), *Handbook of Environmental Engineering* (Vol. 3).

- Sharvelle, S., McLamore, E., et Banks, M. K. (2008). Hydrodynamic characteristics in biotrickling filters as affected by packing material and hydraulic loading rate. *Journal of environmental engineering*, **134**(5), 346-352.
- Shen, G., Wang, W., Yang, Y., Ding, J., Xue, M., Min, Y., Zhu, C., Shen, H., Li, W., Wang, B., Wang, R., Wang, X., Tao, S., et Russell, A. (2011). Emissions of PAHs from Indoor Crop Residue Burning in a Typical Rural Stove: Emission Factors, Size Distributions, and Gas-Particle Partitioning. *Environmental science & technology*, **45**(4), 1206-1212.
- Shen, G., et Xue, M. (2014). Comparison of Carbon Monoxide and Particulate Matter Emissions from Residential Burnings of Pelletized Biofuels and Traditional Solid Fuels. *Energy & fuels*, **28**(6), 3933-3939.
- Shwetha, L., et Usha, N. M. (2013). Evaluation of Coagulation Potential of Six Different Natural Coagulants in Water Treatment. *Journal of Engineering and Technology*, **2**(3), 238-243.
- Siegrist, R. L., et Boyle, W. C. (1987). Wastewater-induced soil clogging development. *Journal of environmental engineering*, **113**(3), 550-566.
- Sierra, J., Ioranger-Merciris, G., Solvar, F., Badric, N., et Arquet, R. (2011). Le vermicompostage en Guadeloupe.
- Sirisomboon, P., Kitchaiya, P., Pholpho, T., et Mahuttanyavanitch, W. (2007). "Physical and mechanical properties of *Jatropha curcas* L. fruits, nuts and kernels". *Biosystems Engineering*, **97**, 201-207.
- Skjeggerud, K., Hand, A., et Streit, N. (2009). Results from burning alternate fuels. Paper presented at the IEEEcement industry technical conference.
- Song, Z., Qin, J., Yang, G., Feng, Y., et Ren, G. (2012). Effect of human excreta mixture on biogasproduction. *Advanced Materials Research*, **347-353**, 2570-2575.
- Sonko, E. h. M. (2015). Traitement de boues d'assainissement domestique par lits de séchage plantés : Performances du système en fonction du type et de la variabilité des boues, de la fréquence d'alimentation et de la nature des macrophytes. **Thèse de Doctorat unique**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 209 p
- Sonko, E. H. M., Diop, C., Mbéguéré, M., Seck, A., Gueye, A., et Doulaye, K. (2015). Effect of hydraulic loading on the performance of unplanted drying beds treating low-concentrated faecal sludge. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, **5**(3), 373-380.
- Sonko, E. M. (2008). Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal): évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports. **Mémoire de DEA** Faculté des Sciences et Techniques Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Dakar, Senegal, 73 p
- Sonko, E. M., Mbéguéré, M., Diop, C., Niang, S., et Strande, L. (2014). Effect of hydraulic loading frequency on performance of planted drying beds for the treatment of faecal sludge. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* **4**(4), 633-641.
- Spellman, F. R. (1997). Dewatering Biosolids. Technomic Publishing, Lancaster, United States.
- Spinosa, L. (2011). Wastewater sludge: a global overview of the current status and future prospects. London, UK.: IWA Publishing
- Spinosa, L., et Vesilind, P. A. (2001). Sludge into biosolids - processing, disposal, utilization. London: IWA Publishing
- Spychała, M., et Błazejewski, R. (2003). Sand filter clogging by septic tank effluent water. *Science Technology*, **48**, 153-159.
- St-Hilaire, S., Sheppard, C., Tomberlin, J. K., Irving, S., Newton, L., McGuire, M. A., Mosley, E. E., Hardy, R. W., et Sealey, W. (2007). Fly Prepupae as a Feedstuff for

- Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Journal of the World Aquaculture Society*, **38**(1), 59-67. doi: 10.1111/j.1749-7345.2006.00073.x
- Stefanakis, A. I., et Tsihrantzis, V. A. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. *Chemical Engineering Journal* **172**, 430-443.
- Still, D. A. (2002). After the pit latrine is full...what then? Effective options for pit latrine management. *Biennial Conference of the Water Institute of Southern Africa (WISA), Water Research Commission (WRC), Durban, South Africa (2002)*, p. 1.
- Strande, L., Ronteltap, M., et Brdjanovic, D. (2014). *Faecal Sludge Management: System Approach for Implementation and Operation*: IWA Publishing, London
- Strauss, M., Barreiro, W. C., Steiner, M., Mensah, M., Jeuland, M., Bolomey, S., Montangero, A., et D., K. (2003). Urban excreta management - situation, challenges, and promising solutions. In proceedings of the IWA Asia-Pacific Regional conference Bangkok, Thaïlande, October 19-23, 2003.
- Strauss, M., Koné, D., Koanda, H., et Steiner, M. (2006). *Gestion des Matières Fécales Urbaines -Situation, Défis et Solutions Prometteuses*. Eawag - Sandec.
- Strauss, M., Larmie, S. A., et Heinss, U. (1997). Treatment of sludges from on-site sanitation — low-cost options. *Water Science and Technology*, **35**(6), 129-136. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00103-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00103-0)
- Strauss, M., Larmie, S. A., Helnss, U., et Montangero, A. (2000). Treating faecal sludges in ponds. *Water Science and Technology*, **42** (10-11), 283-290.
- Strauss, M., et Montangero, A. (2002). Capacity building for effective decentralised wastewater management : FS management - review of practices, problems and initiatives. EAWAG/SANDEC, GHK Engineering Knowledge and Research Project - R8056, 2003.
- Strauss, M., et Montangero, A. (2002). FS Management - Review of Practices, Problems and Initiatives. *EAWAG/SANDEC*.
- Sun, S., Zhao, Y., Ling, F., et Su, F. (2009). Experimental research on air staged cyclone gasification of rice husk. *Fuel processing technology*, **90**(4), 465-471.
- Sundararajan, V. M., et Matthew, H. W. T. (1999). Porous chitosan sca!olds for tissue engineering. *Biomaterials* **20**, 1133-1142.
- Suthaker, S., Smith, D. W., et Stanley, S. J. (1995). Evaluation of filter media for upgrading existing filter performance. *Environmental Technology*, **16**(7), 625-643.
- Tang, Z., Tang, Q., Lu, Y., Zhang, X., Zhu, Q., et Guo. (2009). One Step Bio-Oil Upgrading through Hydrotreatment, Esterification, and Cracking. *Industrial & engineering chemistry research*, **48**(15), 6923-6929.
- Tat, W. K., Idris, A., Johari, M. M. N. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., et Muyibi, S. A. (2009). Evaluation on different forms of Moringa Oleifera seeds dosing on sewage sludge conditioning. *Desalination and Water Treatment*, **10**, 87-94.
- Tat, W. K., Idris, A., Noor, M. J. M. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., et Muyibi, S. A. (2010). Optimization study on sewage sludge conditioning using Moringa oleifera seeds. *Desalination and Water Treatment*, **16**(1-3), 402-410. doi: 10.5004/dwt.2010.1271
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., et Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering : treatment and reuse*. . In 4th (Ed.), *McGraw-Hill series in civil and environmental engineering*. McGraw-Hill - Boston.
- Theis, M., Skrifvars, B.-J., Hupa, M., et Tran, H. (2006). Fouling tendency of ash resulting from burning mixtures of biofuels. Part 1: Deposition rates. *Fuel*, **85**(7-8), 1125-1130.
- Thiam, M. P. (2011). Evaluation des conditions d'exploitation et des performances épuratoires de la station de lagunage de Rufisque. **Memoire de DEA**, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Senegal, 65 p

- Thye, Y., Templeton, M., et Ali, M. (2011). A Critical Review of Technologies for Pit Latrine Emptying in Developing Countries. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **41**(20), 1793-1819.
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., et Schertenleib, R. (2009). Compendium des systemes de technologies d'assainissement Première édition traduit en français par Halidou Kouanda ed. Dübendorf, Switzerland, Suisse Federal Institut of Aquatic Science and Technology (Eawag)
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., et Schertenleib, R. (2014). Compendium of Sanitation Systems and Technologies. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (EAWAG) and WSSCC. Dübendorf, Switzerland. 2nd revised edition. Available from www.sandec.ch.
- Tock, J. Y., Lai, C. L., Lee, K. T., Tan, K. T., et Bhatia, S. (2010). Banana biomass as potential renewable energy resource: A Malaysian case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**(2), 798-805.
- Trémolet, S. (2013). Sanitation economics: Understanding why sanitation markets fail and how they can improve. *Waterlines*, **32**(4), 273-285.
- Tsang, K. R., et Vesilind, P. A. (1990). moisture distribution in sludges. *Wat. Sc. Tech*, **22**, 135-142.
- Tullander, V. (1982). Quicklime treatment of sludge. Paper presented at the Disinfection of Sewage Sludge: Technical, Economic and Microbiological Aspects, Zürich.
- Turkenburg, W. C. (2000). World Energy Assessment: Renewable Energy Technologies
- U.N. (2008). The Millenium Developpement Gaols (pp. 56). U.N., New York.
- Uggetti, E., Argilaga, A., Ferrer, I., et García, J. (2012). Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. *Water Research*, **46**(2), 335-344.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Nielsen, S., Arias, C., Brix, H., et García, J. (2012). Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. *Ecological Engineering*, **40**(0), 210-216. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.030>
- Uluatam, S. S. (1991). Assessing perlite as a sand substitute in filtration. *Journal / American Water Works Association*, **83**(6), 70-71.
- UNICEF, W., et WSSCC. (2000). Global water supply and sanitation assessment 2000 **report** (pp. 80). Geneva, Switzerland.
- USEPA. (1994). Guide to Septage Treatment and Disposal. Document EP/625/R-94/002. Washington D.C. 20460: United States Environmental Protection Agency.
- Van Huis, A., Van Itterbeek, J., Klunder, H., Mertens, E., Halloran, A., Muir, G., et Vantomme, P. (2013). Edibleinsects : future prospects for food and feed security. Rome: FAO: Food and Agriculture Organisation of the unites nations
- Vandevivere, P., et Baveye, P. (1992). Effect of bacterial extracellular polymers on the saturated hydraulic conductivity of sand columns. *Applied and Environmental Microbiology*, **58**(5), 1690-1698.
- Veenstra, S., et Polprasert, C. (1997). Wastewater treatment - Part 1, Lecture notes IHE, Delft (EE01/97/1).
- Vieira, A. M. S., Marcelo F. Vieira., Gabriel F. Silva., Álvaro A. Araújo., Márcia R. Fagundes-Klen., Márcia T. Veit., et Bergamasco, R. (2010). Use of Moringa oleifera Seed as a Natural Adsorbent for Wastewater Treatment. *Water Air Soil Pollution*, **206**, 273-281.
- Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Weglin, J., Jensen, A., Andersson, Å., et Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable waste - a proposal for new Swedish norms. *Urban Water* **3**, 3-11.
- Von Sperling, et F., G. R. (2007). Sludge characteristics and production. In C. V. Andreoli, M. v. Sperling & F. Fernandes (Eds.), *Sludge Treatment and Disposal* (pp. 256). London, UK: IWA Publishing.

- Vonwiller, J. (2007). Monitoring of the faecal sludge treatment plant Cambéréne in Dakar. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Sciences and Technology. Dübendorf, Switzerland.
- Wai, K. T., Azni, I., Megat, M. N. M. J., Thamer, A. M., Abdul, H. G., et Suleyman, A. M. (2009). Evaluation on different forms of *Moringa oleifera* seeds dosing on sewage sludge conditioning. *Desalination and Water Treatment*, **10** (87-94).
- Wai, K. T., Idris, A., Noor, M. J. M. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., et Muyibi, S. A. (2010). Optimization study on sewage sludge conditioning using *Moringa oleifera* seeds. *Desalination and Water Treatment*, **16**(1-3), 402-410. doi: 10.5004/dwt.2010.1271
- Walker, M. (2008). Performances of the FSTP of Rufisque and its impact on the WSP Internship **report** (pp. 42). Zurich: Eawag/Sandec, Swiss Federal Institute of Technology.
- Wallace, S., et Knight, R. (2006). Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. *Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, USA*
- Wan, S. P., Sreedevi, T. K., Kesava Rao, A. V. R., et Dixin, Y. (2007). Biofuels: a strategy for enhanced water use efficiency, improved livelihoods and protecting environment in the semi-arid tropics. Linkages between Energy and Water Management for Agriculture in Developing Countries Patancheru, India.
- Wang, L. K., Hung, Y.-T., et Shamma, N. K. (Eds.). (2005). *Chapter: Physicochemical Treatment Processes* (Vol. 3). USA,; Humana Press Inc, .
- Wang, R., Korboulewsky, N., Prudent, P., Baldy, V., et Bonin, G. (2009). Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. *Ecological Engineering* **35** 230-237.
- WBCSD. (2005). Guideline for selection and Use of Fuel and Raw Materials in the Cement Manufactured Process (Vol. **35**): World Business Council for Sustainable Development.
- Wen, H. J. (1997). Size and density of flocculated sludge flocs. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic. hazardous substances & environmental engineering*, **32** (4), 1125-1137.
- Werther, J., et Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, **25**(1), 55-116. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285\(98\)00020-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285(98)00020-3)
- WHO. (2004). Evaluation of the cost and benefits of water and sanitation improvements at the global level. Geneva, Switzerland.
- WHO. (2005). Water for life: making it happen. Geneva, Switzerland. World Health Organisation (pp. 38).
- WHO. (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater Vol. 4. Geneva
- WHO/UNICEF. (2013). Progress on sanitation and drinking-water - update
- Wilbur, A. (1997). Synopsis of *Jatropha*, subsection *Eucurcas*, with the description of two new species. *Mexico. J. Elisha Mitchell Sci. Soc.*, , **70**, 92-101.
- Winblad, U. (1997). Towards an Ecological Approach to Sanitation. *Publications on Water Resources* (Vol. 61). Stockholm, Sweden: Department for Natural Resources and the Environment, Swedish International Development Authority (SIDA), Birger Jarlsgatan, S-10525
- World Bank. (1999). Municipal solid waste incineration. In: Technical Guidance Report. World Bank, Washington, DC, USA, 1999. <http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/CWG_folder/Waste_Incineration.pdf> (accessed June 2013).
- Wzorek, M. (2012). Characterisation of the properties of alternative fuels containing sewage sludge. *Fuel Processing Technology*, **104**, 80-89.
- Xing, W., Guo, W., Ngo, H.-H., Cullum, P., et Listowski, A. (2010). Integration of Inorganic Micronutrients and Natural Starch Based Cationic Flocculant in Primary Treated Sewage Effluent (PTSE) Treatment. *Separation science and technology*, **45**(5), 619-625.

- Yen-Phi, V. T., Rechenburg, A., Vinnerås, B., Clemens, J., et Kistemann, T. (2010). Pathogens in septage in Vietnam. *Science of the Total Environment* **408** (9), 2050-2053.
- Yolande , N. K. M. (2013). Gestion des boues de vidanges de fosses septiques dans une ville côtière: efficacité des lits de séchages dans l'élimination des parasites à Dakar. **Mémoire de Master**, Faculté des Lettres et Sciences Humaines, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Senegal, 78 p
- Youm, I., Sarr, J., Sall, M., et Kane, M. M. (2000). Renewable energy activities in Senegal: A review. *Renewable & sustainable energy reviews*, **4**(1), 75-89.
- Zhao, Y. Q., Sun, G., et Allen, S. J. (2004). Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: A comparative study. *Water Research*, **38**(12), 2907-2917.
- Zorpas, A. A., Arapoglou, D., et Panagiotis, K. (2003). Waste paper and clinotilote as a bulkin material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *Waste Management*, **23**, 27-35.