

SOMMAIRE

LISTE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	8
LISTE DES FIGURES	9
LISTE DES TABLEAUX.....	10
LISTE DES PHOTOS	10
RÉSUMÉ	11
INTRODUCTION.....	12
1. CADRE GENERAL DE L'ETUDE.....	14
1.1. Présentation de la zone d'étude	14
1.2. Situation de la gestion des boues de vidange au Sénégal	15
1.3. Différentes formes de pollution véhiculées par les boues de vidange	17
1.3.1. La pollution primaire	17
1.3.2. Pollution secondaire.....	17
1.3.3. Pollution tertiaire	17
1.3.4. Pollution quaternaire.....	17
1.4. Conséquences d'une mauvaise gestion des boues de vidange	17
1.4.1. Risque sanitaire.....	17
1.4.2. Risques écologiques.....	18
1.4.3. Risques esthétiques	18
1.5. Séchage des boues de vidange	19
1.5.1. Lits de séchage plantés.....	19
1.5.2. Lits de séchage non plantés	19
1.6. Traitement des effluents et des biosolides.....	20
1.6.1. Traitement des effluents	20
1.6.1.1. Filtration lente sur lit de sable.....	20
1.6.1.2. Lagunage	20
1.7. Quelques notions sur l'infiltration/percolation	21
1.7.1. Lois de l'infiltration percolation	21
1.7.1.1. Mécanismes de la filtration-percolation	22
1.7.1.1.1. Mécanismes de dépôt.....	22
1.7.1.1.2. Mécanismes de détachement.....	24
1.7.2. Facteurs influençant l'infiltration percolation	25
1.7.2.1. Facteurs intrinsèques au milieu filtrant	25

1.7.2.2.	Facteurs plus ou moins indépendants du matériau filtrant	25
2.	DISPOSITIF ET TECHNIQUES EXPERIMENTALES	26
2.1.	Dispositif expérimental.....	26
2.1.1.	Description complète de l'installation	26
2.1.1.1.	Filière 1	28
2.1.1.2.	Filière 2	28
2.1.1.3.	Filière 3	29
2.1.2.	Description des lits de séchage, objet de notre étude	29
2.1.3.	Caractérisation du sable.....	31
2.1.3.1.	Aspect et origine.....	31
2.1.3.2.	Granulométrie	32
2.1.4.	Présentation du matériel d'étude : les boues	33
2.2.	Méthodologie.....	33
2.2.1.	Recherche documentaire	33
2.2.2.	Entretiens.....	33
2.2.3.	Suivi du protocole expérimental	34
2.2.3.1.	Caractérisation des boues de Dakar	34
2.2.3.2.	Suivi des lits.....	34
2.2.3.3.	Évaluation du colmatage des lits	37
2.2.3.4.	Évaluation des performances des lits.....	37
2.2.3.5.	Évaluation de la siccité et de la qualité hygiénique des boues	38
2.2.4.	Paramètres étudiés.....	38
2.2.4.1.	Paramètres physico-chimiques	38
2.2.4.2.	Paramètres biologiques	40
3.	RESULTATS ET DISCUSSION	41
3.1.	Caractérisation des boues de Dakar.....	41
3.2.	Évaluation du colmatage des lits	43
3.2.1.	Évolution des MVS dans le matériau filtrant au cours du suivi	43
3.2.2.	Influence de la charge sur le colmatage des lits	44
3.2.3.	Influence du mode d'alimentation sur le colmatage des lits	45
3.2.4.	Influence de la sédimentation des boues sur la vitesse de percolation.....	46
3.3.	Capacité épuratoire des lits.....	47
3.3.1.	Qualité du percolat pour les paramètres physico-chimiques	47
3.3.2.	Qualité microbiologique et parasitologique du percolat.....	49
3.3.3.	Influence de la charge sur les paramètres physico-chimiques	52
3.3.4.	Influence du mode d'alimentation sur les paramètres physico-chimiques	56
3.4.	Siccité et qualité hygiénique des boues.....	60
3.4.1.	Évolution de la siccité des boues	60
3.4.1.1.	Influence de la charge sur la siccité des boues	60
3.4.1.2.	Influence du mode d'alimentation sur la siccité des boues	61

3.4.2. Évolution des paramètres microbiologiques.....	62
CONCLUSION	64
BIBLIOGRAPHIE.....	65
ANNEXES	69

LISTE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BV :	Boues de Vidange
CF :	Coliformes Fécaux
CREPA :	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faibles coûts
CU :	Coefficient d'Uniformité
DBO₅ :	Demande Biochimique en Oxygène pendant cinq jours
DCO :	Demande Chimique en Oxygène
DEA :	Diplôme d'Étude Approfondie
DPS :	Direction de la Prévision et de la Statistique
d₁₀ :	Diamètre qui laisse passer 10 % des grains de l'échantillon de sable
d₆₀ :	Diamètre qui laisse passer 60 % des grains de l'échantillon de sable
Eawag :	Institut Fédéral Suisse de Recherche sur l'Eau
EIER :	École Inter-états des Ingénieurs de l'Équipement Rural
F CFA :	Franc de la Communauté Financière D'Afrique
FST :	Faculté des Sciences et Techniques
GBV :	Gestion des Boues de Vidange
IFAN :	Institut Fondamental d'Afrique Noire
ISE :	Institut des Sciences de l'Environnement
ITNA :	Institut de Technologie Nucléaire Appliquée
IWMI :	International Water Management Institute
ISN :	Institut Sénégalais de Normalisation
MS :	Matières Sèches
MES :	Matières En Suspension
MVS :	Matières Volatiles en Suspension
MVST :	Matières Volatiles Sèches Totales
NK :	Azote Kjeldhal
NTK :	Azote Total Kjeldhal
OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
ONAS :	Office National de l'Assainissement du Sénégal
OMD :	Objectifs du Millénaire pour le Développement
PAQPUD :	Programme d'Amélioration de l'Assainissement des Quartiers Périurbains de Dakar
PLT :	Programme eau à Long Terme
Sandec :	Département Eau et Assainissement dans les Pays en Développement de l'Eawag
SAR :	Sodium Absorption Ratio
SETBV :	Station Expérimentale de Traitement des Boues de Vidange de Cambérène
SDE :	Société des Eaux
SONEES :	Société Nationale d'Exploitation des Eaux du Sénégal
SONES :	Société Nationale des Eaux du Sénégal
STEP :	Station d'Épuration
UCAD :	Université Cheikh Anta Diop de Dakar
UFC :	Unité Formant Colonie
U Log :	Unité de Logarithme base 10
UNICEF :	Programme des Nations Unies pour l'Enfance

LISTE DES FIGURES

Tableau 1 : Données climatiques à Dakar (1996-2005).....	15
Tableau 2 : Caractéristiques des différents apports envoyés lors du premier cycle de test.....	35
Tableau 3 : Caractéristiques des différents apports envoyés lors du deuxième cycle de test.....	36
Tableau 4 : Différentes charges traitées dans le troisième cycle.....	37
Tableau 5 : Caractéristiques moyennes des boues de vidange de Dakar.....	41
Tableau 6 : Comparaison des caractéristiques des boues vidange de quelques localités	41
Tableau 7 : Évolution des caractéristiques des boues de vidange de Dakar en fonction des études réalisées.....	42
Tableau 8 : Évolution des MVS dans le sable au cours de différentes campagnes.	43
Tableau 9 : Résumé des quelques paramètres hydrologiques.	46
Tableau 10 : Comparaison de la qualité du lixiviat avec les eaux brutes et décantées de la STEP.....	48
Tableau 11 : Abattement des coliformes fécaux au niveau des lits étudiés	49
Tableau 12 : Efficacité de la filtration des Bactéries (d'après Schmitt, 1989).....	50
Tableau 13 : Abattement des helminthes au niveau des lits étudiés.....	51
Tableau 14 : Efficacité de la filtration des œufs d'helminthes (d'après Schmitt, 1989)	51
Tableau 15 : Évolution de de la teneur en coliformes fécaux à différents temps de séchage des boues	62
Tableau 16 : Composition en Helminthes des boues sèches	63

LISTE DES TABLEAUX

Figure 1 : Rapport entre la taille des grains et celle des pores	23
Figure 2 : Transport dans l'eau d'une particule considérée isolement	24
Figure 3 : Schéma d'ensemble de la SETBV.	27
Figure 4 : Matrice de répartition des grains de sable des lits de séchage.	32
Figure 5 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge hydraulique.	44
Figure 6 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction du mode d'alimentation.....	45
Figure 7 : Comparaison entre la sédimentation des boues et la vitesse de percolation.	47
Figure 8 : Abattement des coliformes fécaux en fonction de la charge hydraulique et de l'épaisseur du massif filtrant.....	50
Figure 9 : Rendement épuratoire des lits en fonction de la charge.....	52
Figure 10 : Évolution comparée de la vitesse de percolation et de la teneur en MES du percolat	53
Figure 11 : Évolution comparée de la vitesse de percolation et de la teneur en MS du percolat.....	54
Figure 12 : Évolution du pH au cours d'une alimentation unique.....	55
Figure 13 : Rendement épuratoire des lits en fonction du mode d'alimentation.....	56
Figure 14 : Influence de la vitesse de percolation sur les MES dans le cas d'une alimentation en mode 2.	57
Figure 15 : Influence de la vitesse de percolation sur les MS dans le cas d'une alimentation selon le mode 2 ...	58
Figure 16 : Évolution du pH au cours d'une alimentation selon le mode 2.	58
Figure 17 : Évolution de la siccité en fonction de la charge.....	60
Figure 18 : Évolution de la siccité en fonction du mode d'alimentation.....	61

LISTE DES PHOTOS

Photo 1 : Vue panoramique de la station expérimentale de traitement des boues de vidange de Cambérène.	27
Photo 2 : Vue d'ensemble des lits de séchage	30
Photo 3 et 4 : Présentation du gravier grossier et moyen des lits de séchage.....	30
Photo 5 : Sable de mer utilisé comme filtre sur les lits.....	32
Photo 6 : Comparaison des boues et des lixiviats.....	48
Photo 7 : Boues en séchage sur un lit des sables.	60

RÉSUMÉ

Dans la plupart des grandes villes des pays en développement comme Dakar, de grandes quantités de boues soutirées quotidiennement des fosses septiques entraînent des conséquences graves sur l'Environnement et la Santé des populations. Conscient de ces dangers, un projet ONAS/Sandec, financé par la fondation Velux, est né au Sénégal dans le but de mettre en œuvre des technologies à faible coût pour le traitement de boues de vidange

Cette présente étude menée à la station construite à cet effet, a pour objectif de tester l'efficacité de la séparation solide/liquide sur des lits de séchage non plantés soumis à différentes charges.

L'étude s'est déroulée sur trois lits alimentés par bâchée selon deux modes et suivant deux approches. Le suivi s'est déroulé pendant trois campagnes avec des charges différentes. Dans le mode 1, la deuxième bâchée est appliquée avant la fin de la précédente alors que dans le mode 2, la deuxième bâchée est apportée à la fin de la percolation de la première. Ces modes d'alimentation ont permis de tester l'influence de la charge et du mode d'alimentation sur le colmatage, le rendement et la siccité. Nous avons aussi évalué la qualité hygiénique des lixiviats et des boues séchées à la fin de la durée du séchage et sur des boues stockées pendant 30 jours.

Les résultats obtenus ont montré que les boues de Dakar sont moins chargées que celles des autres pays en développement. Ils ont aussi montré que le mode 2 d'alimentation réduit le colmatage des lits. Au niveau du rendement des lits, il a été constaté que les effluents sont moins chargés pour les paramètres physico-chimiques que les eaux brutes et les eaux décantées de la STEP. Cependant, elles dépassent les valeurs limites de la norme sénégalaise de rejets des eaux usées. L'influence de la charge et du mode d'alimentation, sur le rendement, n'est significative que pour les MS et légèrement pour l'azote et la DCO. L'abattement des coliformes fécaux est d'environ 1 U Log et celui des œufs et larves d'helminthes de 100 %. Au niveau des boues en déshydratation, 2 à 9 jours ont suffi pour obtenir une siccité de plus de 80 % de MS avec des charges nominales de 13,7 à 122 kg/m².an. Cette siccité est seulement influencée par la charge. La qualité hygiénique des boues sèches est très faible avec des concentrations en CF de l'ordre de 10⁴ UFC/100g (malgré un abattement de 3 U Log) et un abattement nul pour les œufs d'helminthes même dans les boues stockées pendant 30 jours. Il ressort de cette étude qu'en vue d'une valorisation agricole, les sous produits des boues doivent être traités.

Mots clés : *Boues de vidange, lits de séchage, charge, mode d'alimentation, colmatage, siccité.*

INTRODUCTION

L'eau et l'assainissement sont au centre des préoccupations majeures de ces dernières années eu égard aux problèmes qu'ils posent en termes de Santé Publique et d'Hygiène. Cela a amené les Nations Unies lors de la conférence sur l'eau de Mar Del Plata en 1977 à déclarer la décennie 1981-1989 comme celle de l'eau et de l'assainissement. Malgré cette résolution, la satisfaction des besoins en eau des populations et la gestion des rejets liquides sont restées encore problématiques. En effet, le rapport d'évaluation mondiale de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement, publié par l'OMS et l'UNICEF en 2002 a estimé que 1,1 milliard de personnes n'ont pas de système d'approvisionnement en eau et 2,4 milliards n'ont pas de service d'assainissement.

Cette situation est beaucoup plus préoccupante dans les pays en développement, particulièrement en Afrique, où seuls 153 millions de personnes sur une population urbaine de 239 millions (soit 64%) ont accès à un système d'approvisionnement en eau potable, contre 55 % qui bénéficient d'un système d'assainissement (OMS, 2000) sans compter le monde rural où les problèmes se posent également avec acuité (Baldé et Ndiouck, 2005). Cela a amené la Communauté Internationale à se fixer en 2002, à Johannesburg, comme objectif de réduire de moitié le nombre de personnes n'ayant pas accès à l'assainissement avant 2015 dans le cadre des Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD). Or, jusqu'à aujourd'hui, plus de 2,6 milliards de personnes dans le monde n'ont toujours pas accès à un système d'assainissement digne de ce nom ; l'Afrique sub-saharienne qui en paie le plus lourd tribut, a pour sa part, un taux de couverture qui n'a augmenté que de quatre points entre 1990 et 2002, passant de 32 à 36 % (1^{er} Symposium International sur la politique de la Gestion des Boues de vidange, 2006).

Ces retards importants en matière d'approvisionnement en eau potable et en assainissement constituent autant de risques pour la santé des populations et pour l'environnement. En effet, selon l'OMS, 80% des maladies qui affectent les populations de la planète sont liées, en partie, à l'insuffisance de systèmes d'évacuation des matières fécales et au manque d'approvisionnement en eau potable.

Au Sénégal, les statistiques sanitaires de 2002 du Ministère de la Santé classent les maladies diarrhéiques et les parasitoses, toutes liées à l'eau, au quatrième rang des cas de morbidité et les maladies diarrhéiques au second rang des décès après le paludisme.

Toutefois, le manque d'eau et d'hygiène ne peut pas être le seul facteur à prendre en considération lorsque l'on cherche à établir une relation entre l'élimination des excréta humains ou des eaux usées domestiques et la transmission des maladies ou la dégradation de l'environnement. La réutilisation des eaux usées et des excréta à l'état brut ou plus ou moins traité peut également être à l'origine de maladies et autres nuisances sur l'environnement.

Ainsi, pendant des siècles, des excréta humains non traités ont largement servi d'engrais au Moyen Orient et en Asie méridionale (Franceys, Pickford et Reed, 1995). De même, selon ces auteurs, en Asie, il est d'usage courant de déverser des excréta humains dans les étangs et les bassins de pisciculture.

En Chine, selon Klingel et al (2002), il existe un marché des boues. Les récipients des latrines à seau sont régulièrement ramassés par des entrepreneurs privés qui les vendent aux agriculteurs. Les boues sont ensuite diluées et utilisées sans traitement pour la fertilisation des cultures.

Dans les pays sahéliens la disponibilité en eau douce étant limitée, les eaux usées urbaines et les excréta seront de plus en plus utilisées dans le maraîchage, malgré les interdictions pour

suppléer à la pénurie d'eau. Ainsi au Sénégal, les eaux usées domestiques sont utilisées dans l'agriculture périurbaine. Cette réutilisation des eaux usées se fait essentiellement à Dakar dans la zone des *Niayes* (Pikine Dagoudane derrière le Technopole) et à une moindre mesure à Ouakam, à l'entrée de Rufisque et à Guédiawaye (Baldé, 2002).

L'utilisation des eaux usées et des excréta humains présente beaucoup d'avantages pour l'agriculture. En effet, les excréta humains sont très riches en azote et autres nutriments nécessaires à la croissance de la plante. L'humus formé par la décomposition des fèces contient aussi des oligo-éléments qui diminuent la sensibilité des plantes aux parasites et aux maladies. L'utilisation des eaux usées brutes permet aux maraîchers de gagner des jours sur le cycle de reproduction de n'importe quels légumes (Gaye et Niang, 2002).

Cependant, l'utilisation des eaux usées brutes ou des boues d'épuration a été désignée comme une source potentielle de contamination microbiologique et chimique des nappes d'eau souterraines superficielles (Personné, 1997 ; Howard et al, 2002 ; Oren, 2004 ; Taylor, 2004). De même, au niveau des plans d'eau, ces rejets peuvent conduire à une rupture de l'équilibre physico-chimique qui peut entraîner une eutrophisation du milieu et une disparition de certaines espèces.

Aujourd'hui, l'on prend de plus en plus conscience des risques liés au défaut d'assainissement ou à la réutilisation des eaux usées domestiques et des excréta humains à l'état brut dans la ferti-irrigation en agriculture ou leur rejet dans la nature.

Au Sénégal, comme partout ailleurs en Afrique sub-saharienne, des efforts sont en train d'être faits dans la perspective de doter les populations d'un système d'assainissement adéquat en mesure de garantir leur santé et de protéger leur environnement. Cependant, jusqu'en 1996, les efforts de l'État étaient centrés exclusivement sur l'assainissement collectif très coûteux aussi bien en investissement qu'en exploitation pendant que la frange la plus importante de la population (92%) a recours aux ouvrages individuels, financés sur fonds propres, pour l'évacuation des matières fécales. Dès lors, pour des raisons économiques et d'élargissement de la couverture nationale en assainissement, les systèmes individuels de gestion des eaux usées sont en train d'être grandement encouragés par les pouvoirs publics.

C'est dans cette perspective que l'ONAS a mis en place, sur financement de la Banque Mondiale, le Programme d'Assainissement des Quartiers Péri Urbains de Dakar (PAQPUD) dont l'objectif est de fournir 60 000 ouvrages d'assainissement individuel à 270 000 personnes, 160 systèmes semi collectifs à 130 000 personnes, 10 édicules publics et 70 blocs sanitaires scolaires. Ces dispositifs autonomes offrent des niveaux d'hygiène satisfaisant en permettant une prise en charge adéquate des excréta et d'une partie des eaux usées domestiques au sein de la concession.

Toutefois, l'utilisation du système d'assainissement autonome à grande échelle pose le problème de la gestion des produits issus de la vidange des fosses (CREPA, 2002). Cette situation devient préoccupante dans le cas des grandes agglomérations comme Dakar. En effet, de grandes quantités de boues sont retirées quotidiennement des fosses et rejetées directement dans le milieu naturel avec des impacts négatifs réels sur l'Environnement et la Santé des populations. Il faut signaler qu'un camion déchargeant ses boues de manière incontrôlée équivaut à 5 000 habitants déféquant à l'air libre (1^{er} Symposium International sur la Politique de la Gestion des Boues de Vidange, 2006).

Pour remédier à ces problèmes, l'ONAS a mis en place depuis 2006, dans le cadre du PLT, des stations pilotes de traitement des boues de vidange à Cambérène et à Rufisque. Ces dépositaires qui ne traitent qu'une partie des BV produites à Dakar sont accolées à des stations de traitement des eaux usées (boues activées pour Cambérène, lagunage à microphytes pour

Rufisque) qui prennent en charge la fraction liquide issue de la séparation solide/liquide effectuée au niveau de lits de séchage et de décanteurs/épaississeurs. Ces stations pilotes ne permettent donc pas un traitement complet des BV en vue d'une valorisation ou d'une élimination sans danger dans la nature. Elles ne peuvent donc être érigées qu'à côté d'autres stations pouvant prendre en charge la fraction liquide. Conscient des faiblesses de ces dépositaires, le Département Eau et Assainissement dans les Pays en Développement (Sandec) de l'Institut Suisse de Recherche sur l'eau (Eawag) a mis en place, en partenariat avec l'ONAS, une station expérimentale de traitement des BV dont l'objectif est la mise en place de systèmes simples et adaptés au traitement des boues de vidange.

L'objectif général de ce travail est d'étudier la séparation solide/liquide de boues de vidange de systèmes individuels par le biais de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges dans une perspective de mise en place de critères fiables de dimensionnement d'un tel ouvrage.

Les objectifs spécifiques de l'étude sont :

- la caractérisation physico-chimique et microbiologique des différentes boues produites à Dakar,
- la maîtrise de la contribution des lits à l'élimination des différentes formes de pollution,
- l'identification des facteurs susceptibles d'influencer le rendement des lits.

1. CADRE GENERALE DE L'ETUDE

1.1. Présentation de la zone d'étude

Cette présente étude concerne la région de Dakar, capitale du Sénégal. Cette région compte 2 381 427 habitants sur une population nationale de 10 127 809 habitants (DPS, 2003 et 2004) ; soit un peu plus de 20 % de la population. La région de Dakar compte quatre départements dont Dakar (1 001 468 habitants), Pikine (809 325 habitants), Guédiawaye (271 980 habitants) et Rufisque (298 654 habitants).

Cette population est en constante croissance. Cette augmentation de la population de Dakar s'explique par un taux d'accroissement moyen annuel de 2,5 % à l'échelle nationale (DPS, 2003) qui est renforcé par l'exode rural mais aussi les échanges migratoires avec les pays de la sous région. Ces populations issues de l'immigration se retrouvent souvent dans la banlieue et logent dans des habitats souvent précaires.

Dans ces quartiers l'assainissement collectif est de loin le plus représenté. En effet, il représente 97 % à Pikine et 90 % à Guédiawaye contre 60 % à Dakar (CREPA, 2002). Malgré tout, une certaine minorité qui ne dispose d'aucun dispositif d'assainissement utilise les édicules publics s'il en existe ou fait ses besoins au bord de la mer (Diongue, 2006). Selon toujours cet auteur, dans les zones où prédomine l'assainissement autonome vivent en général des populations démunies. La vidange des ouvrages de stockage des boues, dans ces zones, pose un véritable problème avec une prédominance de la vidange manuelle. Cette situation peut entraîner une pollution de la nappe aidée en cela par le relief mais aussi et surtout la géomorphologie du terrain.

Le relief de la région de Dakar est dans l'ensemble plat excepté quelques points culminants, d'origine volcanique, situés dans les parties côtières (Mamelles, Cap Manuel,...). On note, dans l'ensemble, une prédominance du sable. La particularité de la région de Dakar est matérialisée, du point de vue géomorphologique par la présence des Niayes. Cette entité est caractérisée par la juxtaposition de deux ensembles dunaires bien distincts. Entre ces dunes se

trouve une zone dépressionnaire où se développe l'essentielle de l'agriculture périurbaine. Cependant, la pression foncière à Dakar est devenue telle que la Niayes est de plus occupée par une population sans cesse croissante en quête d'espace. Cette nouvelle vocation de la Niayes est à l'origine problèmes liés à l'inondation mais aussi à la pollution de la nappe. En effet, cette nappe subaffleurante à affleurante par endroit peu être contaminée par les matières fécales issues de la vidange manuelle. Dans certaines zones, les eaux de la nappe envahissent les ouvrages d'assainissement autonome ; ce qui est à l'origine de vidanges fréquente mais aussi une modification des caractéristiques des eaux usées domestiques comme les boues de vidange.

Les caractéristiques et le devenir des eaux usées sont influencés par les facteurs climatiques tels que les précipitations, les températures, l'humidité relative, l'évaporation, l'insolation et la direction des vents (Eckenfelder, 1982 cité par Mbégué, 1994). Ces facteurs ont aussi une forte influence sur la siccité des boues. Les données climatiques de la région de Dakar sont résumées dans le tableau 4 ci-dessous. Ces données représentent les moyennes mensuelles sur 10 ans (1996-2005) recueillies à la Météorologie Nationale dans sa station de Dakar Yoff.

Tableau 1 : Données climatiques à Dakar (1996-2005)

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Température (°C)	21,28	21,19	21,53	21,80	22,92	25,75	27,30	27,55	27,69	27,83	26,35	23,49
Insolation (h)	7,80	7,60	8,60	9,30	8,50	6,10	6,60	6,90	6,90	7,30	7,80	7,00
Humidité (%)	67,75	69,30	73,50	78,30	79,25	77,44	76,60	79,95	81,80	78,06	69,40	66,20
Vitesse du vent (m/s)	48,7	49,2	51,5	53,2	45,5	36,4	34,1	32,6	30,9	29,4	42,8	45,9
Pluviométrie (mm)	3,42	2,00	0,06	0,00	0,05	10,03	53,08	140,68	121,78	20,52	1,04	0,99
Évaporation (mm/j)	304	306	267	225	228	244	256	218	190	224	335	336

Ce tableau montre que les températures, lors de la période de l'étude allant de novembre à février, sont comprises entre 26,35 °C et 21,9 °C, soit une amplitude d'au moins 5°C. Les moyennes mensuelles les plus élevées, dans le cadre de notre étude, se rencontrent pendant le mois de novembre. Contrairement à la température, la durée de l'insolation, l'humidité relative, et l'évaporation ne sont pas très variables ; avec des moyennes mensuelles qui tournent respectivement autour de 7 heures, 67 % et 300 mm/jour. De plus, entre la période de novembre et février la pluviométrie est très faible voire nulle ; ce qui fait que ce facteur n'a aucune influence dans cette présente étude.

Ces données ne révèlent pas, malgré tout, les conditions du microclimat qui règne au niveau de la station expérimentale de traitement des boues vidange sise à Cambéréne mais, elles ont le mérite de donner une idée sur les conditions qui prévalaient lors du suivi des lits (novembre-février). De plus, les résultats de Diop (2002) ont fait état d'une évaporation de 9 mm/jour comparable à celle de la Station météo de Dakar Yoff. Dans ce cas, ces données semblent fiables pour être pris comme référence dans cette étude.

1.2. Situation de la gestion des boues de vidange au Sénégal

La gestion des boues de vidange (GBV) constitue aujourd'hui une nouvelle problématique pour l'assainissement au Sénégal. Du point de vue institutionnel, elle est dévolue au service de l'Assainissement Autonome (Direction des Études et des Travaux) et à la Direction Commerciale l'Office Nationale de l'Assainissement du Sénégal. Cet organisme public est né de la réforme institutionnelle de 1995 qui a vu la Société Nationale d'Exploitation des Eaux du Sénégal (SONEES), qui à l'époque gérât à la fois les services publics d'assainissement et

d'hydraulique urbaine être scindé en 3 entités : un service public de l'hydraulique urbaine confié à 2 sociétés dont une pour le patrimoine, la SONES et une autre pour l'exploitation, la SDE un service public de l'assainissement géré par l'ONAS qui est chargé de la collecte, du traitement, de la valorisation et de l'évacuation des eaux pluviales en zones urbaines et périurbaines.

Ces institutions étatiques côtoient, dans le secteur des boues de vidange, les sociétés de vidange et les vidangeurs manuels (« bayes pelles »). Les sociétés de vidanges sont gérées par des individuels ou des entreprises de petite taille indépendamment du secteur public. Le parc automobile des sociétés de vidange regroupe près de 96 véhicules recensés composés en majorité de camions pompeurs (83% des véhicules), de camions hydrocureurs et de quelques tonnes à lisier qui sont gérées par les communes (Diongue, 2006). Si ces vidangeurs formels sont bien connus car regroupés en association, les vidangeurs manuels sont, quand à eux, peu connus et opèrent dans la clandestinité.

Dans tous les cas, toutes ces institutions opèrent dans un cadre juridique très flou concernant la GBV. En effet, l'étude du cadre juridique a révélé l'absence de textes de loi spécifique à la GBV. Au niveau national, on trouve des textes relatifs à l'hygiène, à l'eau, à l'urbanisme et à l'environnement. Dans tous ces textes, seule la gestion de l'eau et des eaux usées est abordée de manière directe ou indirecte. Au niveau communal, il n'existe pas d'arrêté municipal relatif à la gestion de l'assainissement sous toutes ces formes.

Pour remédier à ces manquements, une nouvelle loi sur l'assainissement est en cours de validation. Ce texte de loi aura pour tâche de légiférer dans le secteur de l'assainissement en général dont la GBV constitue un maillon important.

En réalité, la GBV concerne 97 % de la population du Sénégal en marge du réseau d'égout. Parmi cette importante frange de la population, certains défèquent dans la nature ; le reste accumule leurs eaux usées dans des fosses septiques ou dans des latrines. En zone rurale, où la densité de la population est relativement faible, la pratique la plus courante est la fermeture d'une latrine et l'ouverture d'une nouvelle adjacente. Par contre en zone urbaine, où la croissance démographique ainsi que la densité des habitations sont élevées, ces pratiques ne peuvent se faire ; les ouvrages d'assainissement sont par conséquent plus durables et doivent nécessairement être vidangés (Bolomey, 2003).

Ces vidanges sont effectuées par des entreprises de vidange qui utilisent pour l'essentiel des camions pompeurs sur lesquels sont montées des motopompes qui aspirent la boue. Ces engins, du fait de leur qualité, n'arrivent en général, à soutirer de la fosse que les boues liquides. Les usagers ont alors recours à des vidangeurs manuels « les bayes pelles » pour extraire les boues décantées au fond. Ce soutirage manuel des boues est parfois la seule alternative qui s'offre à certains ménages au niveau de plusieurs quartiers de Dakar. Ceci est lié, selon Ndiouck et Baldé (2002), soit à l'inaccessibilité de ces quartiers par les camions du fait de l'ensablement ou à l'étroitesse des rues ou à des raisons d'ordre économique. Il faut dire, en effet, que la vidange mécanisée est en moyenne facturée à 25 000 FCFA alors que les coûts de la vidange manuelle qui concerne 32 % des ménages, tournent autour de 8 000 à 20 000 FCFA (Diongue, 2006).

Les boues extraites des fosses, dans le cas de la vidange manuelle, sont déversées dans un trou foré dans la cour de la maison ou dans la rue. Dans le cas de la vidange mécanisée, les boues sont acheminées vers les différentes dépositaires de Dakar. Cependant, une quantité non négligeable de ces boues n'arrive pas aux stations et est déversée clandestinement dans la nature ou dans le réseau d'égouts, via les regards, avec des conséquences diverses sur l'Environnement et la Santé des populations. Ces conséquences sont liées aux différentes formes de pollution contenues dans les boues de vidange.

1.3. Différentes formes de pollution véhiculées par les boues de vidange

Les boues de vidanges comme toutes les autres formes d'eaux usées domestiques véhiculent diverses formes de pollution que sont la pollution primaire ou physique, la pollution secondaire ou organique, la pollution tertiaire ou minérale et la pollution quaternaire ou biologique.

1.3.1. La pollution primaire

Cette forme de pollution est essentiellement physique. Elle est représentée par un excès des matières en suspension dans l'eau qui fait que les eaux usées sont toujours troubles. C'est donc l'un des formes de pollution les plus apparentes. Ces particules proviennent des cuisines, des WC, des lessives et des salles de bain.

1.3.2. Pollution secondaire

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

1.3.3. 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 provient des matières fécales, des urines, des déchets de cuisine et des produits détergents, surtout pour le phosphore.

1.3.4. Pollution quaternaire

C'est une pollution biologique regroupant les pollutions virales, bactériologiques et zoo-parasitaires. 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.

1.4. Conséquences d'une mauvaise gestion des boues de vidange

1.4.1. Risques sanitaires

L'élimination sans précaution et sans hygiène des matières fécales humaines entraîne la contamination du sol et des sources d'eaux superficielles et même souterraines. 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. L'homme peut donc être infesté en étant en contact avec des milieux contaminés ou avec les boues de vidange qui renferment tous les organismes infectieux excrétés avec les fèces. L'infestation peut aussi se faire de façon indirecte par l'intermédiaire des organismes vivants. Ainsi, selon Franceys, Pickford et Reed (1995), certaines espèces de mouches et de moustiques peuvent ainsi trouver des lieux propices à la ponte, à la reproduction et même se nourrir de ces déjections à l'air libre et propager l'infection. Ces déjections attirent également les animaux domestiques, les rongeurs et autres vecteurs de maladies qui les répandent et accroissent ainsi les risques de maladies.

Les germes contenus dans les matières fécales humaines (virus, bactéries, protozoaires, vers parasites) ou leurs œufs ou kystes sont responsables de la plupart de la morbidité générale et de la mortalité infantile (poliomyélite, choléra, dysenterie, gastro-entérites ; etc).

Ce risque sanitaire peut aussi être engendré par certains composés chimiques comme les nitrates qui peuvent être présents en grande quantité, lorsque les conditions de la nitrification sont possibles, dans les eaux usées domestiques et les boues de vidange. C'est ainsi que selon Fritsch (1985) cité par Collin et Salem (1985), les nitrites dérivés des nitrates par réduction microbiologique intestinale engendrent chez le nourrisson une maladie du sang (la méthémoglobinémie) qui peut être mortelle. Par ailleurs, chez l'adulte, les nitrosamines, auraient des conséquences cancérogènes à plus ou moins long terme.

1.4.2. Risques écologiques

L'apport d'eaux usées domestiques non traitées et donc de boues de vidange, dans le milieu naturel, peut en perturber sensiblement l'équilibre écologique et en modifier la faune et la flore. Ces effets sont particulièrement manifestes dans le cas de rejets dans les eaux de surfaces. En effet, l'apport de matière organique entraîne un développement d'une flore bactérienne spécifique qui s'en nourrit et qui consomme rapidement tout l'oxygène.

Il s'ensuit rapidement une asphyxie du milieu. De même, l'azote organique et ammoniacal, présents en quantités importantes dans les eaux usées domestiques, sont toxiques pour les poissons, même à faibles doses (Radoux, 1995).

Dans les milieux aquatiques, les MES responsables de la turbidité vont constituer une barrière à la pénétration de la lumière solaire. Ceci aura pour conséquence une inhibition de la photosynthèse d'où une diminution de la productivité primaire qui entraîne ainsi un déséquilibre global néfaste à tous les échelons des différents réseaux trophiques. Ces MES peuvent aussi, selon Radoux (1995), menacer directement la vie des poissons en entravant leur respiration branchiale. Elles peuvent aussi se déposer par simple décantation au fond de ces étendues d'eau détruisant ainsi par asphyxie l'activité biologique intense qui règne à l'interface eaux-sédiments.

Dans le cas d'une dispersion des eaux usées et des boues de vidange dans le sol, une partie de ses composantes tels que l'azote et le phosphore va migrer par infiltration ou lessivage jusqu'aux eaux souterraines dont l'usage essentiel est l'alimentation en eau potable de la population. Ces nappes peuvent alors enregistrer des niveaux d'azote largement supérieurs aux recommandations de l'OMS (50 mgN/l) pour les eaux destinées à la consommation. Des observations faites par Collin et Salem (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 va aussi changer les propriétés physiques et chimiques des sols. 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.

1.4.3. Risques esthétiques

Le rejet d'eaux résiduaires brutes ou de boues de vidange dans la nature, sur des terrains vagues ou dans des eaux superficielles entraîne des nuisances tant pour la vue que pour l'odorat par un dégagement d'odeurs nauséabondes surtout en périodes chaudes. Cette nuisance esthétique, sans doute la moins dangereuse pour la santé est, selon Radoux (1995), la moins évidente et la moins acceptée par les populations.

1.5. Séchage des boues de vidange

Le séchage des boues sur des lits équipés en matériau filtrant est une technologie assez ancienne utilisée jadis pour sécher des boues de stations d'épuration. Cette technologie, étendue aujourd'hui au séchage des boues de vidange, combine à la fois les mécanismes d'évaporation naturelle et de drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de gravier. Ce système extensif donne des boues solides mais reste fort dépendant des conditions météorologiques. En effet, les pluies peuvent réhydrater rapidement des boues n'ayant pas encore atteint une siccité suffisante. Les lits de séchage peuvent être nécessaires soit pour faciliter l'incinération de la boue, soit pour faciliter sa valorisation agricole. On distingue deux types de lits de séchage.

1.5.1. Lits de séchage plantés

Les lits de séchage plantés sont préconisés lorsqu'une valorisation agricole est envisagée. Ils produisent une déshydratation, une stabilisation et une hygiénisation des boues en une seule étape de traitement. Ce sont des filtres de sable et de gravier drainés dans lesquels croissent des plantes semi-aquatiques. Les boues chargées sur les lits sont déshydratées aussi bien par percolation à travers le filtre ou par évapotranspiration par l'intermédiaire des végétaux. Le système racinaire de ces derniers maintient une bonne perméabilité de la couche filtrante et même de la couche de boues déjà déposées. Ceci permet alors de traiter de très fortes charges jusqu'à 200 kg de MS/m².an (Koottatep et al., 2005). Les boues séchées ne doivent être évacuées qu'au bout de quelques mois voire quelques années. La longue durée de séjour des boues solides à la surface du filtre favorise leur minéralisation et l'élimination naturelle des pathogènes. Ceci permet alors d'utiliser directement les boues produites pour l'agriculture. La qualité du percolat est assez bonne avec des taux d'élimination de la pollution de 70 à 80 % des MS, de 96 à 99 % des MES, de 78 à 99 % de la DCO, de 70 à 99 % de NTK et moins de 6 œufs d'helminthes par gramme seulement dans le percolat (Koottatep et al., 2005).

1.5.2. Lits de séchage non plantés

C'est une technologie d'une grande fiabilité équipée d'un filtre de sable et d'un système de drainage. Les boues de vidange brutes ou pré-épaissies sont chargées sur le lit. L'eau qu'elles contiennent est évacuée dans sa majorité à travers le filtre, par infiltration, le reste par évaporation. Une grande partie des MES est retenue à la surface du filtre. L'efficacité de la déshydratation dépend non seulement de la teneur en MVS initial mais également de la charge. Ainsi, Pescod (1971) a constaté lors d'expériences de déshydratation/séchage sur des lits de séchage à petite échelle en Thaïlande que 5 à 10 jours sont nécessaires pour produire une boue avec une teneur en MS de 25% pour des séchages initiaux massiques de 70 à 475 kg de MS/m².an et une charge hydraulique de 20 cm au dessus du filtre. Aussi, Heiss et al. (1998) ont montré que 4 à 12 jours sont nécessaires pour retenir 40 à 70 % de MS avec des charges de 100 à 200 kg de MS/m².an. Au Ghana, 12 jours de déshydratation d'un mélange de boues septiques et de boues de toilettes publiques ont suffi pour atteindre une teneur de 40 % de MS avec une charge initiale de 200 kg de MS/m².an (soit 5,55 kg/ m².cycle) et une charge maximale inférieure à 20 cm. Dans une autre expérience réalisée avec des charges moyennes de 130 kg de MS/m².an, 9 jours de séchage avaient suffi pour produire une boue de 70 % de MS et dans le même temps une réduction de 60 % sur la DBO5 et de 70 % sur la DCO dans le percolat (Strauss, 1996).

Ces lits peuvent offrir des taux d'abattement de la pollution assez intéressants pour certains paramètres. Ainsi, selon Kengné (2006), des études faites au Ghana par Cofie et al. (2006) ont révélée des rendements de dépollution de 95 % pour les MES, 70 à 90 % pour la DCO, de 40

à 60 % pour l'azote et 100 % pour les œufs d'helminthes. Le percolat, malgré cet abattement important reste encore chargé. En effet, Strauss (2006) a décrit des concentrations de 500 à 1000 mg/L, 400 à 600 mg/L et 300 à 1500 mg/L pour respectivement les MS, la DCO et l'azote dont les abattements étaient de 80 %, 70 %, et 50 %. Ces résultats ont été obtenus sur un mélange de boues fraîches et de boues de fosses septiques (ratio 1:1). Les boues déshydratées peuvent être directement mises en séchage ou soumises à un traitement d'hygiénisation si une valorisation agricole est envisagée. Ces boues sont très faiblement hygiénisées car contenant 100 % des œufs d'helminthes retenus à la surface du filtre. Le traitement hygiénique le plus adapté est le co-compostage. Quelque soit le type de lit utilisé la technologie de la filtration des boues obéit au principe d'infiltration-percolation.

1.6. Traitement des effluents et des biosolides

1.6.1. Traitement des effluents

Le post-traitement des effluents liquides du traitement primaire a pour objet de produire un effluent final pouvant être déversé ou utilisé, sans danger, pour la santé et l'environnement. Plusieurs technologies existent aujourd'hui avec, cependant, des résultats et des coûts d'exploitations fortes différentes. Nous parlerons de ce qui suit de la filtration lente sur sable et du lagunage pour les résultats probant qu'ils ont donné mais aussi et surtout pour leur accessibilité.

1.6.1.1. Filtration lente sur lit de sable

La filtration en profondeur est l'un des tous premiers procédés utilisés pour l'épuration des eaux potables. Le premier exemple de l'utilisation de la filtration pour le traitement de l'eau remonte à 1908, date à laquelle John Gibb conçut et construisit un filtre à sable lent expérimental, en Écosse et se mit à vendre à la population le surplus de l'eau traitée (Huisman et Wood, 1975). Elle a connu un regain d'intérêt dans l'épuration des eaux usées aux États Unis au début des années 70, avec l'adoption de standards plus stricts établis par une nouvelle législation sur la qualité de l'eau (The Task Committee on the Design of Wastewater Filtration Facilities, 1986).

Les filtres lents sur sable ou filtres biologiques sont des lits de sable à travers lesquels s'infiltrent les eaux brutes souvent légèrement chargées. Pendant ce passage, les impuretés particulaires sont retenues en contact avec la surface des grains. Les effluents sont drainés à la base du filtre. Si les conditions sont favorables, la filtration lente sur sable peut constituer non seulement la moins chère et la plus simple des technologies, mais aussi la plus efficace des méthodes de traitement des eaux (Huisman et Wood, 1975). Cette efficacité dans le traitement des eaux usées au Sénégal a été prouvée par les études de Tine (2005). En effet, le procédé a permis réduction sensible de 98 % des MES, de 94 % de la DCO et de 97 % de la DBO5. Les effluents à la sortie du filtre ont une concentration moyenne en MES de 6 mg/l, une DCO de 104 mg/l en moyenne et une DBO5 de 32 mg/l. Ils répondent ainsi aux normes sénégalaises de rejet dans les milieux naturels et même aux prescriptions de la directive 91/271/CEE de l'Union Européenne pour les MS et la DCO. Ce procédé peut être alors d'un grand apport dans le traitement des effluents des lits en vue d'une valorisation en agriculture.

1.6.1.2. Lagunage

Le lagunage est une technique d'épuration naturelle des eaux usées par voie naturelle. Cette technique consiste à faire écouler des eaux usées dans un ou plusieurs bassins en série peu profonds et étanche. On a deux types de lagunage : le lagunage à macrophytes et le lagunage à microphytes. Dans tous les cas, les bactéries et autres organismes vivants contenus dans les

eaux usées qui s'y développent et les végétaux consomment la matière organique contenue dans les eaux. Cette technique à faible coût est assez fiable et offre des rendements de dépollution intéressants. En effet, les rendements pour des charges organiques très variables des filières d'épuration, en Afrique de l'Ouest et du Centre, sont supérieurs à 70 % pour la DCO, les MES et la DBO₅ pour des temps de séjours compris entre 10 et 27 jours (Koné, 2002).

Les abattements bactériens dans les stations expérimentales en Afrique de l'Ouest montrent une réduction de 4 à 7 U Log pour les filières combinant 2 ou 3 bassins (Guène et Touré, 1991 ; Niang *et al.*, 1996 ; Laouali et Idder, 2000 ; cités par Koné, 2002). Au Sénégal, les quelques études consultées ont montré des résultats mitigés avec des taux de dépollution qui sont de loin supérieures aux valeurs limites des normes de rejet de la législation sénégalaise (Bodian, 2005 ; Sène F. M., 2003 et Sène W. R., 2003).

1.6.2. Traitement des biosolides : Co-compostage avec les ordures

Cette technologie rustique permet une économie des ressources et offre rapidement un produit d'amendement des sols hygiénisés et de qualité. Le compostage est aussi un mode de gestion de proximité des déchets ménagers. En effet, dans ce système, les boues de vidange séchées sont compostées conjointement avec les déchets biologiques ménagers. Si le compostage est bien fait, la température dans les andains augmente, ce qui induit une bonne élimination des pathogènes. En effet, une bonne opération de compostage peut tuer les pathogènes, les plantes et les graines spécialement si la température peut être maintenue entre 60 et 70° pendant une période de 24 heures (Scott, 1952). Ainsi, des études réalisées au Ghana (IWMI, 2003) avec des boues de vidange déshydratées (20 à 25 % de MS) contenant 25 à 83 œufs d'helminthes par gramme de MS ont donné, après compostage avec des déchets solides, une quantité d'œufs d'helminthes inférieure à 1 à 3 œufs viables par gramme de MS. Ces résultats qui satisfont les critères proposés pour une utilisation agricole illimitée montrent que le co-compostage peut être d'un grand apport dans la valorisation des boues.

1.7. Quelques notions sur l'infiltration/percolation

1.7.1. Lois de l'infiltration percolation

L'infiltration qualifie le transfert de l'eau à travers les couches superficielles du sol, lorsque celui-ci reçoit une averse ou est exposé à une forte submersion. Ce processus est suivi par la percolation qui représente le mouvement de l'eau, essentiellement vertical, sous la seule influence de la pesanteur vers les horizons profonds. Ce principe naturel est aujourd'hui reproduit sur des lits dans le cadre de l'épuration des eaux usées surtout de la rétention de MES. Si les MES à retenir ont une dimension supérieure à celle des pores, elles sont retenues par tamisage mécanique à la surface du filtre ; la filtration est dite en surface ou en gâteau ou encore en support. Dans le cas contraire, les particules sont retenues à l'intérieur de la masse poreuse et la filtration est dite en volume ou en profondeur ou encore sur lit filtrant (Degrémont, 1978).

Dans l'un ou l'autre cas, les phénomènes d'écoulement d'un liquide dans un milieu poreux sont régis par la loi de Darcy. Cette loi stipule que la perte de charge P est proportionnelle à la

vitesse de filtration v (rapport du débit instantané Q à l'unité de la surface), le coefficient de proportionnalité K étant fonction de la viscosité dynamique η et de la résistance du milieu (Degrémont, 1978). Dans ce cas, la vitesse de percolation sera plus faible pour les boues ayant une viscosité plus élevée.

$$v = \frac{P}{\eta \times R} = K \quad (1)$$

Dans le cas qui nous concerne c'est-à-dire la filtration sur un support d'un liquide boueux avec formation d'un gâteau d'épaisseur croissante, la résistance R comprend deux résistances en série : d'une part, la résistance R_g du gâteau et d'autre par la résistance R_m de la membrane (Degrémont, 1978).

$$R = R_g + R_m \quad \text{avec :}$$

$$R_g = \frac{r \times M}{S} = \frac{r \times W \times V}{S} \quad (2)$$

Avec :

M = masse totale du gâteau déposé

W = masse déposée par unité de volume du filtrat

V = volume du filtrat au bout d'un temps T

S = surface de filtration concernée

r = résistance spécifique à la filtration du gâteau sous pression P

d'où :

$$v = \frac{1}{S} \times \frac{dV}{dt} = \frac{P}{\eta \left(\frac{r \times W \times V}{S} + R_m \right)} \quad (3)$$

Cette résistance double va alors entamer fortement la vitesse de filtration. Cette dernière va donc diminuer selon que l'épaisseur de la boue qui se forme est importante. Dans ce cas on peut aisément envisager une interdépendance entre la vitesse de percolation et la vitesse de sédimentation des boues.

1.7.1.1. Mécanismes de la filtration-percolation

La filtration-percolation repose sur deux mécanismes principaux : le dépôt et le détachement.

1.7.1.1.1. Mécanismes de dépôt

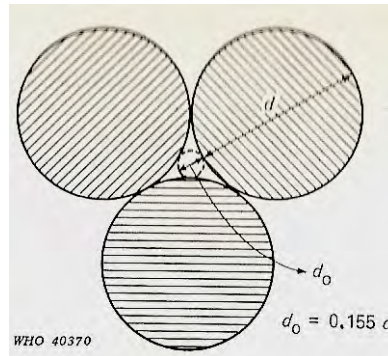
Suivant les caractéristiques des particules à retenir et du matériau filtrant mis en œuvre peuvent intervenir l'un ou les trois mécanismes suivants (Degrémont, 1978) :

- le tamisage mécanique,
- le dépôt sur le matériau filtrant,
- les mécanismes de fixation.

Le tamisage mécanique : il s'agit de la rétention des particules plus grosses que les mailles du filtre ou que celle des éléments déjà déposés formant eux même un matériau filtrant. Ce phénomène est d'autant plus important que la maille du matériau filtrant est fine.

Le tamisage mécanique est le plus évident des processus d'interception et de rétention des particules trop grosses pour passer par les interstices entre les grains de sable. Il se déroule presque intégralement à la surface du filtre et est indépendant de la vitesse de filtration (Huisman et Wood, 1975). Selon ces auteurs, les grains de sable de taille uniforme peuvent arrêter des particules dont le diamètre est de un septième ($1/7$) de celui des grains (Figure 1). Ce tamisage est donc d'importance faible pour un lit filtrant composé de matériau relativement grossier, par contre il est prépondérant dans une filtration sur support à mailles fines.

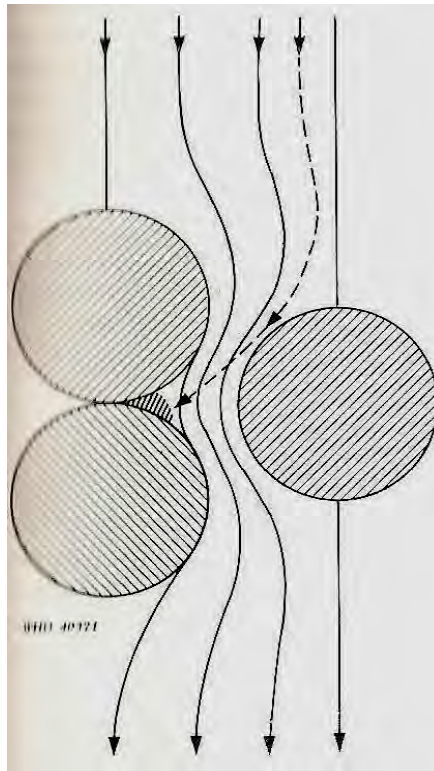
Figure 1 Rapport entre la taille des grains et celle des pores



Source : Huisman et Wood, 1975

Le dépôt sur le matériau filtrant : la particule en suspension suit dans le liquide une ligne de courant. Sa taille comparée à celle des pores pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée. Différents phénomènes entraînent cependant un changement et un contact avec le matériau. Les matières les plus fines sont retenues dans le milieu filtrant par les phénomènes de blocage entre les pores, d'interception et de fixation sur les grains, liés aux forces de Van der Waals qui entrent en jeu dans tout milieu poreux à granulométrie faible (Roques, 1979 ; Schmitt, 1989). Ce schéma (Figure 2) montre comment les forces d'inertie et centrifuge éjectent la particule de la ligne d'écoulement et la font déposer dans un interstice entre les grains. Ces différents mécanismes de dépôts interviennent principalement dans la filtration en profondeur.

Figure2 : Transport dans l'eau d'une particule considérée isolement



Les mécanismes de fixation : la fixation des particules à la surface du matériau filtrant est favorisée par une faible vitesse d'écoulement. Elle est due à des forces d'origine physique (coincement, cohésion, attraction électrostatique) et à des forces d'adsorption, principalement les forces de Van der Waals (Huisman et Wood, 1975 ; Degrémont, 1978).

1.7.1.1.2. Mécanismes de détachement

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvert de particules déjà déposées. Il y a alors augmentation de la vitesse et l'écoulement peut passer de l'état laminaire à l'état turbulent. Les dépôts déjà retenus peuvent se détacher partiellement et être entraînés plus avant dans le matériau filtrant ou même dans le filtrat (Degrémont, 1978).

1.7.2. Facteurs influençant l'infiltration percolation

L'infiltration percolation est influencée par deux types de facteurs : les facteurs intrinsèques au matériau filtrant et des facteurs plus ou moins indépendants de ce matériau.

1.7.2.1. Facteurs intrinsèques au milieu filtrant

Le matériau filtrant est en général caractérisé par les différents facteurs suivants.

- la granulométrie

Elle est caractérisée par une courbe représentative des pourcentages en poids des grains passant à travers les mailles d'une succession de tamis normalisés.

- la taille effective (TE ou d_{10})

Elle correspond au diamètre de maille (en mm) laissant passer 10 % de la masse de sable. Elle permet de prévoir en grande partie la quantité du filtrat concurremment avec les 2 facteurs suivants.

- le coefficient d'uniformité (CU)

C'est le rapport du d_{60} (diamètre de maille laissant passer 60 % de la masse en sable, en mm) sur le d_{10} .

- la forme des grains

Les grains anguleux correspondent à du matériau concassé alors que les sables de mer ou rivière sont souvent des grains de forme arrondie. A granulométrie égale, l'accroissement de la perte de charge est plus faible avec les grains anguleux qu'avec les grains arrondis, car contrairement à ce que l'on peut penser, les grains anguleux s'imbriquent moins facilement les uns dans les autres que les grains ronds et laissent des sections de passage plus grands (Degrémont, 1978).

1.7.2.2. Facteurs plus ou moins indépendants du matériau filtrant

Ces facteurs ne sont pas étroitement liés aux caractéristiques du filtre.

- Compaction de la surface du sol

Ce facteur est lié à l'impact des goûtes (battance) ou à d'autres effets (compaction à la fin d'une submersion par exemple) entraînant la formation d'une croûte. Cette croûte peut entraîner une réduction de la vitesse d'infiltration en réduisant les pores du filtre. C'est pour remédier à cette influence négative que la surface du lit est scarifiée avant chaque alimentation.

- Couverture du sol

La végétation influence également l'infiltration en améliorant la perméabilité par le système racinaire qui crée des microfissures dans le sol. C'est la raison pour laquelle les lits de séchage plantés sont moins colmatés que les lits de séchage non plantés.

- Topographie et morphologie

La pente peut influencer négativement l'infiltration en favorisant l'écoulement. En effet, elle favorise l'écoulement au détriment de la percolation.

- Débit d'alimentation

Par son intensité, le débit peut avoir une influence sur la vitesse d'infiltration en ce sens qu'il agit sur la pression. Donc, plus la pression est élevée, plus le débit est important.

- la teneur en eau initiale du sol (conditions antécédentes d'humidité)

L'humidité du sol est un facteur essentiel du régime d'infiltration car les forces de succion sont aussi fonction du taux d'humidité.

2. DISPOSITIF ET TECHNIQUES EXPERIMENTALES

2.1. Dispositif expérimental

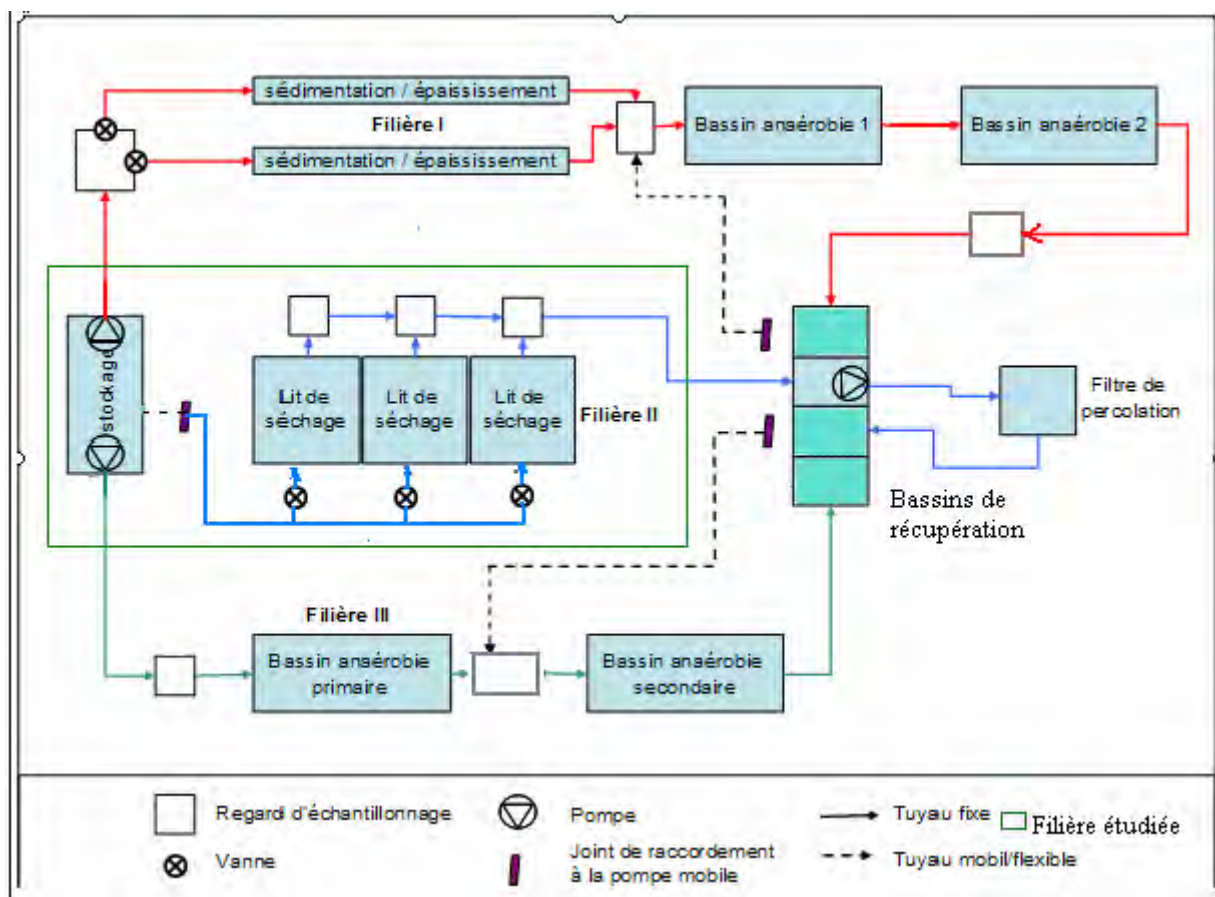
2.1.1. Description complète de l'installation

La Station Expérimentale de Traitement des Boues de Vidange (SETBV) de Cambérène (Dakar, Sénégal) (Photo 1) présente, de manière fonctionnelle, trois filières de traitement (Figure 3). Ces filières sont toutes alimentées à partir d'un bassin de stockage. Ce bassin de forme parallélépipédique est situé en tête de station. Il reçoit les boues brutes dépotées par les camions de vidange via deux regards situés à deux des quatre angles du bassin. Ces regards sont munis de grilles de maille 1,9 mm qui retiennent les particules grossières que peuvent contenir les boues brutes. Au niveau de ce bassin les boues sont homogénéisées à l'aide d'un agitateur mécanique avant d'être envoyées vers les trois filières à l'aide de deux pompes fixes et d'une pompe mobile. Cet agitateur a des vitesses assez lentes, ce qui autorise une homogénéisation adéquate sans aération des boues brutes.

Photo 1 : Vue panoramique de la station expérimentale de traitement des boues de vidange de Cambérène.



Figure 3 : Schéma d'ensemble de la Station Expérimentale de Traitement des Boues de Vidange de Cambérène.



2.1.1.1. Filière 1

Elle est composée de deux bassins de sédimentation/épaississement fonctionnant en parallèle et de deux bassins anaérobies disposés en série.

✓ Les bassins de sédimentation/épaississement

Ce sont des bassins de type *Achimota* alimentés à partir du bassin de stockage par une pompe de refoulement fixe. Ils sont munis d'un système de vannes qui permettent de fonctionner en alternance. Chacun des bassins est alimenté avec des charges déterminées par l'exploitant jusqu'à la charge maximale. Après l'alimentation, les bassins sont mis au repos. Cette période de repos appelée épaississement permet de débarrasser la boue brute d'une grande partie de ses matières sèches et en suspension. Après l'épaississement, la partie liquide qui se trouve entre l'écume et les boues décantées est évacuée à l'aide d'une pompe mobile avant que les boues ne soient soutirées. Ces bassins peuvent par ailleurs, être alimentés en continu. Dans ce cas, après épaississement, la partie liquide est évacuée par surverse vers le premier bassin anaérobie en procédant à une nouvelle alimentation.

✓ Les bassins anaérobies

Ce sont deux bassins qui fonctionnent en série. Ils prennent en charge les effluents provenant des bassins de sédimentation/épaississement. Les eaux provenant de ces bassins transitent d'abord par le premier bassin. Après un certain temps de séjour, les eaux sont envoyées dans le deuxième bassin par trop plein, après de nouvelles alimentations des bassins de sédimentation/épaississement. Ces deux bassins participent à la réduction de la pollution des effluents issus des bassins de sédimentation/épaississement par digestion anaérobie de la matière organique. Cette digestion anaérobie est favorisée par la très grande profondeur qui empêche l'oxygène de diffuser vers les horizons inférieurs du liquide. A la fin de leur séjour dans les bassins, les eaux sont envoyées vers l'un des compartiments du bassin de récupération.

2.1.1.2. Filière 2

Cette filière est composée par les lits de séchage et le filtre percolateur.

✓ Les lits de séchage

Il s'agit d'un système de filtration sur sable qui permet de retenir les MES et de concentrer la fraction solide des boues sur la surface du lit. Ces lits, au nombre de trois, sont alimentés à partir du bassin de stockage par une pompe de refoulement mobile. Les conduites d'alimentation sont munies d'un système de vanne qui permet d'alimenter au choix un lit ou un autre. Les charges appliquées et le mode d'alimentation sont déterminés par l'exploitant ainsi que la durée de séchage des boues. Les lixiviats de chaque lit sont collectés à la base du filtre à sable par un drain qui les conduit vers un regard. Les trois regards des trois lits sont en communication et conduisent les percolats vers un des compartiments du bassin de récupération. Ces percolats sont encore très chargés et doivent être pris en charge par le filtre percolateur.

✓ Le filtre percolateur

C'est aussi un filtre à sable comme les lits de séchage à la seule différence qu'ici la couche de sable est beaucoup plus importante. Le filtre percolateur est alimenté à partir du bassin de récupération à l'aide d'une pompe de refoulement fixée (Pompe 3). La conduite d'alimentation est munie de deux systèmes de vanne et d'un flexible permettant d'alimenter ce bassin à partir d'une autre filière à l'aide de la pompe mobile. Cette conduite est prolongée au niveau de la surface par deux drains en parallèle percés latéralement qui répartissent l'effluent de façon uniforme sur la surface du lit. Les charges appliquées et le mode d'alimentation sont déterminés par l'exploitant. Les eaux issues de ce bassin seraient assez épurées pour être utilisées sans danger dans l'agriculture. Elles sont récupérées dans un autre compartiment du bassin de récupération.

2.1.1.3. Filière 3

Cette filière est essentiellement composée de deux bassins anaérobies fonctionnant en série.

✓ Le bassin anaérobie primaire

Ce premier bassin est alimenté directement à partir du bassin de stockage avec des boues brutes. Les alimentations se font selon le protocole expérimental arrêté à l'aide de la deuxième pompe de refoulement fixée (Pompe 2). Ce bassin, d'une profondeur moyenne de 2,5 m, offre des conditions de digestion anaérobie des boues qui se déposent sous la pesanteur au fond. Il est régulièrement vidangé de façon mécanique dès lors que la quantité de boues est jugée importante. Il peut cependant fonctionner en continu tant que la quantité de boues décantées le permet. Dans ce cas, le surnageant est envoyé par surverse via un regard de prélèvement vers le deuxième bassin anaérobie en continuant l'alimentation.

✓ Le bassin anaérobie secondaire

Ce bassin est aussi très profond. Il prend en charge la digestion anaérobie des effluents encore très chargés du bassin primaire. Pour cela, les eaux doivent séjourner pendant un temps défini. Ce temps de séjour permet aux bactéries anaérobies présentes dans les eaux usées de dégrader la matière organique. Après le temps de séjour, les eaux sont envoyées vers un autre compartiment du bassin de récupération.

Remarque : À partir de ces trois filières plusieurs combinaisons sont possibles offrant ainsi une grande possibilité d'expérimentation avec la station.

2.1.2. Description des lits de séchage, objet de notre étude

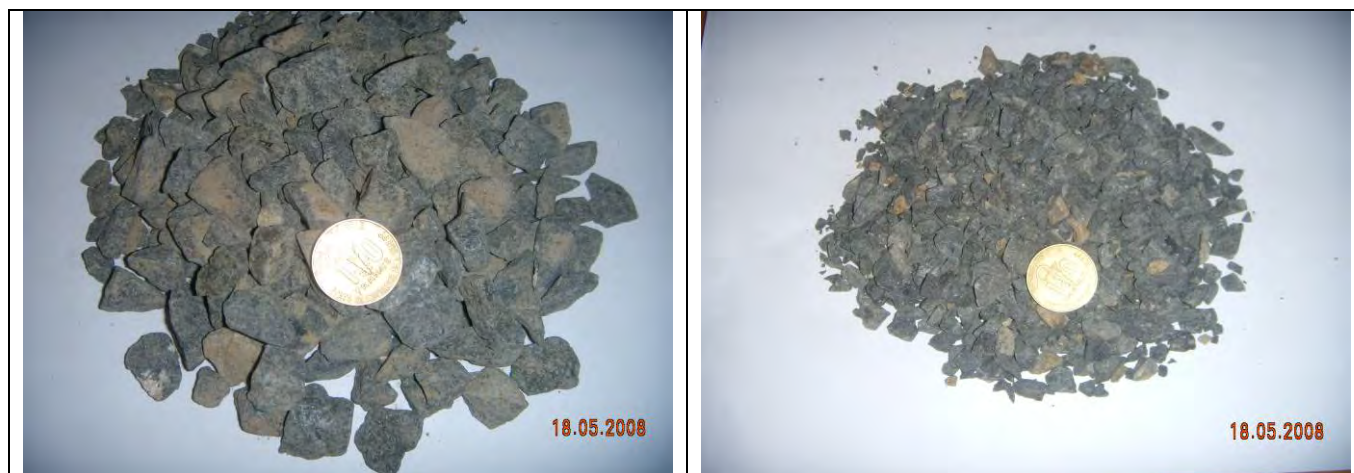
Les trois lits dont il s'agit dans cette étude ont une surface carrée de 2 m de côté ; soit une surface de 4 m² (Photo 2).

Photo 2 : Vue d'ensemble des lits de séchage



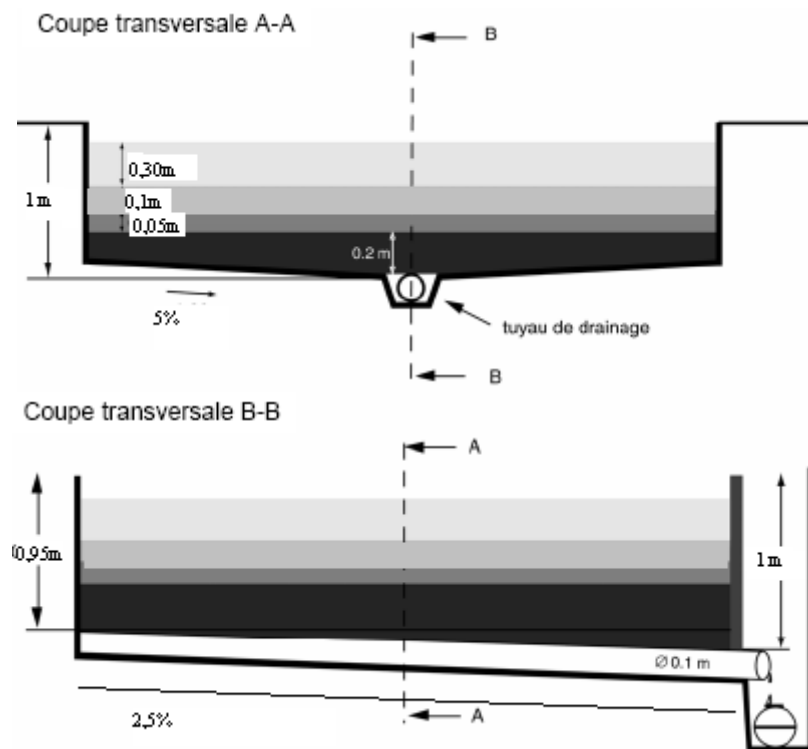
Ils ont une profondeur de 85 cm occupée de bas en haut par 5 cm de gravier grossier de calibre 10 à 40 mm, de 15 cm de gravier fin de calibre 5 à 10 mm (Photo 3) et de 30 cm de sable de plage (Photo 4).

Photo 3 et 4 : Présentation du gravier grossier et moyen des lits de séchage



Les revanches (espace libre) ont une hauteur de 35 cm. Le volume maximum que peut contenir les lits est alors de $1,2 \text{ m}^3$. Pour protéger la plage d'infiltration, un système de répartition de l'effluent a été mis en place. La base du dispositif de filtration est occupée par un drain central qui traverse tout le lit. Ce drain en PVC de 10 cm de diamètre est encastré dans la dalle à la base du lit. Il est par ailleurs muni de plusieurs perforations dans sa partie supérieure non recouverte par le ciment. Il a une pente de 2,5 % et communique avec un regard de récupération/prélèvement accolé au lit.

Figure 4 : Schémas d'un lit de séchage



Légende

- Couche de sable 30 cm $d = 0.09-8 \text{ mm}$
- Couche de gravier fin 10 cm $d = 5-10 \text{ mm}$
- Couche de gravier grossier 5 cm $d = 10-40 \text{ mm}$

2.1.3. Caractérisation du sable

2.1.3.1. Aspect et origine

Le sable utilisé sur les filtres est du sable de mer de couleur beige. Les grains sont ronds et mêlés à de petits débris de tests de mollusques (Photo 5). Ce sable est propre et est à base de silice. Il est exempt de poussière, de matière organique et d'argile.

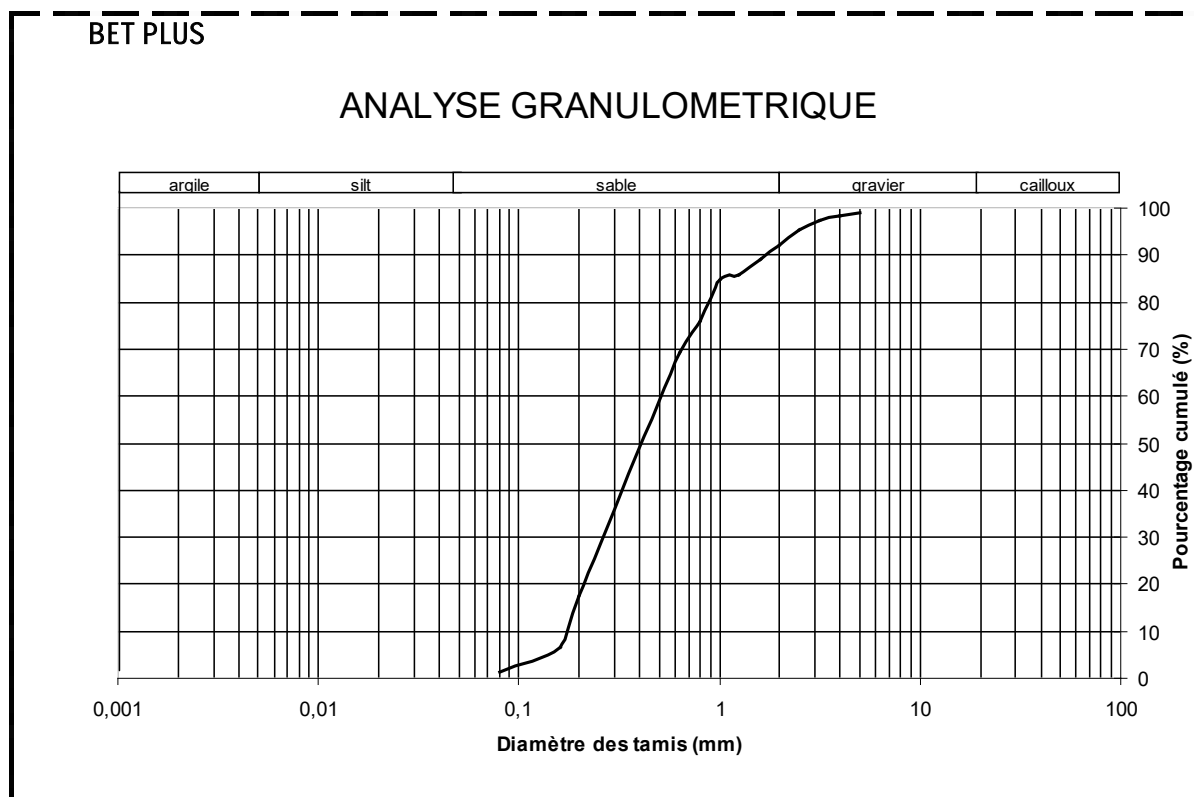
Photo 5 : Sable de mer utilisé comme filtre sur les lits.



2.1.3.2. Granulométrie

Les analyses granulométriques ont été réalisées au niveau du laboratoire du Bureau des Études et Travaux (BET PLUS). Ces analyses ont données le spectre granulométrique ci-dessous (Figure 4).

Figure 4 : Matrice de répartition des grains de sable des lits de séchage.



L'analyse de cette courbe montre que le sable installé au niveau des lits a les caractéristiques suivantes :

- $d_{10}=0,35\text{mm}$,
- $d_{50}=0,55\text{mm}$,
- $d_{60}=0,75\text{mm}$
- $CU=2,14$.

Le sable des lits présente une granulométrie hétérogène sans fraction fine.

2.1.4. Présentation du matériel d'étude : les boues

Les boues dont il s'agit dans cette présente étude sont les boues issues des ouvrages d'assainissement autonome tels que les fosses septiques, les latrines, les toilettes publiques et les cabinets à eau. Il ne s'agit donc pas de boues issues de stations à essence encore moins des boues d'épuration. Ces boues domestiques se présentent sous forme liquide avec une forte charge en matières organiques fermentescibles. Le pourcentage en eau constitue l'humidité alors que le pourcentage de matières sèches représente la siccité. Au Sénégal, les fosses reçoivent pour l'essentiel les eaux vannes et les eaux de bains ; les eaux grises comme les eaux de cuisine et les eaux de lessive sont souvent rejetées directement dans la nature. Ces rejets liquides issues des fosses sont par conséquent, moins dilués que les eaux usées provenant du réseau d'égout. En effet, ces boues de vidange sont des effluents solides fortement chargés en MS avec de fortes concentrations en solide. Après déshydratation, ces boues deviennent des biosolides qui sont la fraction solide des boues biochimiquement stables et hygiéniquement sûres.

2.2.Méthodologie

2.2.1. Recherche documentaire

Elle a permis de cerner la problématique du traitement des eaux usées en général et des boues de vidange en particulier. Cette recherche a été effectuée dans les différents centres de documentation de Dakar (Bibliothèque Universitaire de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, CREPA) mais également à partir de la base de données du SANDEC et à partir de l'Internet.

2.2.2. Entretiens

Les entretiens se sont déroulés en même temps que la recherche documentaire. Ces entretiens ont permis de préciser certains éléments de la bibliographie mais aussi de mieux appréhender la gestion des boues de vidange au Sénégal en rencontrant certains acteurs tels que les vidangeurs, les gestionnaires de l'ONAS et de la Direction de l'Assainissement, les chercheurs de l'Université, ...

2.2.3. Suivi du protocole expérimental

2.2.3.1. Caractérisation des boues de Dakar

La caractérisation des boues de Dakar s'est déroulée pendant toute la durée de l'étude. Ainsi, chaque jour, des échantillons de boues sont prélevés pour analyses au laboratoire afin de déterminer leur composition. Ces échantillons sont prélevés au niveau du bassin de stockage de la station expérimentale alimenté tous les matins par deux camions de vidange dont le contenu est homogénéisé à l'aide d'un agitateur mécanique. Cela nous permet de disposer d'un échantillon caractéristique du contenu du camion de vidange.

2.2.3.2. Suivi des lits

Les expérimentations ont été effectuées pendant trois campagnes entre Novembre 2007 et Février 2008 avec des alimentations séquentielles faites par bâchées suivant deux modes.

Dans le premier mode (mode 1), on apporte la deuxième bâchée avant la fin de la percolation de la bâchée précédente. Ce mode d'alimentation a été motivé par le souci de surmonter les contraintes physiques liées à des revanches faibles qui, empêchent d'envoyer en continu la charge nominale. Dans ce cas on a adopté ce mode d'alimentation afin d'avoir une continuité hydraulique comme dans le cas d'une alimentation unique.

Dans le deuxième mode (mode 2), les bâchées successives sont séparées d'une période de repos de 24 heures. De ce fait, la deuxième bâchée est apportée à la fin de la percolation de la précédente.

Les lits ont été alimentés suivant une approche volumétrique et une approche massique.

✓ Approche volumétrique

L'alimentation des lits par l'approche volumétrique a concerné les deux premières campagnes. Dans cette première campagne, les lits ont été alimentés avec des volumes de boues différents en un seul apport ou en deux apports. Ainsi :

- le lit n° 1 a été alimenté avec $0,8 \text{ m}^3$ de boues soit une charge hydraulique de 20 cm/m^2 . Ce volume a été apporté en une seule fois ;
- le lit n° 2 a aussi été alimenté avec $0,8 \text{ m}^3$; dans ce deuxième cas, l'alimentation a été effectuée en deux apports de $0,4 \text{ m}^3$ correspondant à une charge hydraulique de deux fois 10 cm/m^2 ;
- le lit n° 3 a, quant à lui, été alimenté avec $1,6 \text{ m}^3$ (40 cm/m^2) ; soit le double du volume apporté dans le premier et le deuxième lit. Ce volume est alimenté en un seul apport.

Avant chaque alimentation les échantillons de boues brutes sont prélevés pour analyse. Ainsi, à partir des résultats tirés de ces analyses on a pu calculer la charge massique traitée dans ce cycle (Tableau 2). Cette charge, rapportée au nombre annuel de cycles et à la surface totale de chaque lit (4 m^2) nous a permis de savoir la charge nominale. Ce nombre de cycle a été obtenu en divisant le nombre de jours de l'année par la durée d'un cycle qui la somme des durées de l'alimentation, de la percolation et du séchage.

Tableau 2 : Caractéristiques des différents apports envoyés lors du premier cycle de test.

Lits	Lit n° 1	Lit n° 2	Lit n° 3
Charge hydraulique (m ³)	0,8	0,8	1,6
Mode d'alimentation	Mode 1	Mode 2	Mode 1
Temps d'alimentation (jour)	1	2	1
Durée de percolation (jour)	2	1	3
Durée du séchage (jour)	15	15	15
Durée du cycle (jour)	18	18	19
Nombre de cycles/an	21,4	21,4	19,2
Charge massique apportée (kg)	2,6	2,6	5,2
Charge massique (kg/m ²)	0,65	0,65	1,3
Charge totale (kg/m ² .an)	13,7	13,7	25

Cette première partie du test nous a permis de voir l'évolution des paramètres hydrodynamiques au cours d'une alimentation unique et de comprendre comment évoluent certains paramètres au cours de la percolation.

Les résultats tirés de cette première séquence d'alimentation ont orienté la conduite des lits lors de la deuxième campagne. En effet, vu les teneurs très faibles de matières sèches notées au niveau des boues brutes comparativement aux résultats tirés de la littérature, les volumes de boues à appliquer sur les lits risquent d'être très élevés si des charges importantes de MS devraient être envoyées sur les massifs filtrants. A partir de ces résultats et de l'exploitation de la bibliographie, nous avons arrêté le mode d'alimentation suivant pour la deuxième campagne :

- le lit n° 1 a été alimenté avec une quantité égale à 6 fois le volume adopté dans la première campagne ; soit 4,8 m³. Cette alimentation est faite suivant le mode 1 en 6 bâchées de 0,8 m³.
- le lit n° 2 a été alimenté avec le même volume que le lit n° 1 ; soit 4,8 m³. Cependant, cette alimentation s'est faite suivant le mode 2 en 6 apports de 0,8 m³.
- le lit n° 3, quant à lui est alimenté avec 9,6 m³ soit le double du volume apporté dans le premier et deuxième lit. L'apport dans ce cas s'est fait suivant le mode 1 en 12 bâchées de 0,8 m³.

Avant chaque alimentation les échantillons de boues brutes sont prélevés pour analyse. Ainsi, à partir des résultats tirés de ces analyses on a pu calculer la charge massique traitée dans ce cycle (Tableau 3).

Tableau 3 : Caractéristiques des différents apports envoyés lors du deuxième cycle de test

Lits	Lit n° 1	Lit n° 2	Lit n° 3
Charge hydraulique (m ³)	4,8	4,8	9,6
Mode d'alimentation	Mode 1	Mode 2	Mode 1
Temps d'alimentation (jour)	6	6	20
Durée de percolation (jour)	3	3	5
Durée du séchage (jour)	15	15	15
Durée du cycle (jour)	24	24	40
Nombre de cycles/an	15,2	15,2	9
Charge massique apportée (kg)	26,23	23,39	54,2
Charge massique (kg/m ²)	6,56	6,59	13,55
Charge totale (kg/m ² .an)	99,7	100,3	122

Dans cette deuxième campagne, les limites physiques liées à des revanches faibles (35 cm) n'ont pas permis d'envoyer en une seule bûchée le volume requis dans le cas des alimentations continues. Pour cela, ces apports étaient continus avec de nouvelles alimentations de 0,8 m³ dès que l'infiltration le permettait en libérant une certaine marge de revanche. Dans le premier jour ces lits (n° 1 et n° 3) ont reçus chacun 1,6 m³ de boues brutes.

✓ Approche massique

L'alimentation des lits par l'approche massique a concerné la dernière campagne. Cette approche a été adoptée en partant des conclusions tirées des deux premières campagnes. Pour cela, il a été d'emblée fixé des charges annuelles de traitement des boues à atteindre. Ainsi, le lit n° 1 devrait être alimenté avec une charge de 100 kg/m².an avec une période d'alimentation de 7 jours, le lit n° 2 avec 150 kg/m².an et une durée d'alimentation de 10 jours et enfin le lit n° 3 chargé avec 200 kg/m².an et 15 jours d'alimentation. Le temps de séchage est fixé comme précédemment à 15 jours. Ainsi, avant toute alimentation, des échantillons de boues brutes sont prélevés et analysés au laboratoire afin de déterminer la charge en MS à appliquer par jour et donc le volume correspondant ; ce calcul étant fait en tenant compte de la charge à appliquer, de la teneur des boues brutes en MS et du nombre de jour d'alimentation. Le protocole ainsi défini n'a pas été respecté car après trois jours d'alimentation suivant le mode 1 les lits n° 1 et n° 2 ont montré des signes de colmatage avec une baisse réelle de l'infiltration. L'alimentation des deux lits a donc été arrêtée et le séchage a débuté bien avant le temps prévu. Le lit 3 a, quant à lui, reçu quasiment la charge totale envoyée sur les deux lits mais en plusieurs apports dont l'espacement est d'une journée (mode 2).

Le tableau 4 résume les différentes charges appliquées durant ce cycle.

Tableau 4 : Différentes charges traitées dans le troisième cycle

Lits	Lit n° 1	Lit n° 2	Lit n° 3
Charge hydraulique (m ³)	2,34	2,42	4,9
Mode d'alimentation	Mode 1	Mode 1	Mode 2
Temps d'alimentation (jours)	3	3	7
Durée de percolation (jours)	12	12	1
Durée du séchage (jours)	15	15	15
Durée du cycle (jours)	30	30	23
Nombre de cycles/an	12	12	15,87
Charge massique apportée (Kg)	12,7512	13,1458	14
Charge massique (Kg/m ²)	3,2	3,3	3,5
Charge totale (Kg/m ² /an)	38,4	39,6	55,5

Ce changement du protocole a permis une bonne évaluation du mode d'alimentation sur le colmatage des lits.

NB : Le premier cycle a été repris à la fin de l'expérimentation. Cette reprise a été motivée par la recherche d'une corrélation entre la vitesse de percolation et, le teneur en MS, MVS et pH des lixiviats. Cette corrélation était difficile à établir avec les alimentations multiples, dès lors qu'on n'avait pas la même qualité de boue d'une alimentation à une autre. Dans le cas du premier cycle, les volumes étant apportés en une seule fois ou en deux batchées, on a toujours la même qualité de boue brute au cours de l'alimentation. Ainsi, des échantillons ont été prélevés régulièrement à chaque mesure de débit pour analyse. Les résultats exploités ici sont ceux de la reprise.

2.2.3.3. Évaluation du colmatage des lits

On appelle colmatage l'obstruction progressive des interstices du matériau filtrant. Ce colmatage est caractérisé par une baisse du débit du filtrat ; ceci lorsque l'on fonctionne à pression constante. L'engorgement progressif des lits a été déterminé par l'évaluation des paramètres hydrodynamiques tels que la vitesse de percolation ainsi que le temps de restitution du percolat. La vitesse de percolation mesurée ici est calculée à partir des débits instantanés relevés à la sortie du drain à différents temps. Ces débits représentent la quantité de liquide percolée en une minute. Cette évaluation a été complétée par la mesure de la concentration des MVS dans le sable après chaque alimentation.

2.2.3.4. Évaluation des performances des lits

La performance des lits a été évaluée à la lumière de l'abattement des différentes formes de pollution constaté après le traitement. Ainsi, des échantillons de boues et de lixiviats sont régulièrement prélevés à l'entrée et à la sortie des lits pour analyses au laboratoire. A l'entrée,

les prélèvements se font à chaque alimentation du lit alors qu'à la sortie les prélèvements ont lieu chaque jour pendant tout le temps que dure la percolation.

La quantité prélevée est toujours égale à 1 litre. Une comparaison entre la moyenne des valeurs d'entrée (boues brutes) et celle des valeurs de sortie (effluents) nous a permis de déterminer le rendement des lits. Ces rendements seront analysés en fonction de la charge et du mode d'alimentation.

2.2.3.5. Évaluation de la siccité et de la qualité hygiénique des boues

La siccité représente le pourcentage de matières sèches des boues. Pour la déterminer sur les boues en séchage sur les lits, une aliquote de boues est prélevée chaque jour, entre 10 heures et 11 heures, pendant toute la durée du séchage arrêtée à 15 jours. Ces 15 jours sont comptés à partir de la fin de la percolation. L'échantillon de boues est prélevé sur toute l'épaisseur de la masse de boue. Parallèlement à la détermination de la siccité, les paramètres microbiologiques et parasitologiques ont été également déterminés. Ainsi, les teneurs en coliformes fécaux, au début et à la fin du séchage, ont été déterminés. Les paramètres parasitologiques ont, quant à eux, été mesurés à la fin du séchage et sur des boues stockées pendant 30 jours.

2.2.4. Paramètres étudiés

2.2.4.1. Paramètres physico-chimiques

✓ Température

La température est un facteur qui participe à la détermination des conditions environnementales en jeu sur les lits de séchage. Elle joue un rôle essentiel dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels et donc sur la conductivité électrique et dans la détermination du pH. Elle est relevée à l'aide d'un portable multimodal en même temps que le pH dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage. La température est exprimée en *degré Celsius* (°C).

✓ pH

Il permet de déterminer le caractère acide ou basique des solutions. Son échelle varie entre 0 et 14 ; la neutralité étant à 7. Le pH d'un effluent urbain traditionnel est légèrement alcalin et varie entre 7,5 et 8 contrairement à celui des effluents industriels qui peut être extrêmement variable. Il est mesuré en même temps que la température à l'aide d'un portable multimodal dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage. Le pH n'a pas d'unité.

✓ Sable

Il constitue une des fractions les plus importantes des matières décantables. Sa détermination permet de connaître la contribution de ce facteur dans le remplissage des fosses. Il est mesuré seulement dans les boues brutes. L'échantillon à analyser est d'abord séché à 105°C pour éliminer les MS puis brûlé à 550°C pour volatiliser les MVS. Les cendres obtenues sont attaquées à chaud avec un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique. La quantité de sable est obtenue après une filtration consécutive à une calcination à 1000°C. Cette quantité de sable est exprimée en *mg/l*.

✓ **Matières sèches (MS)**

C'est le paramètre généralement mesuré dans les boues. La concentration en MS est le critère de base du dimensionnement des lits de séchage. Les MS sont analysées dans les boues brutes, les effluents des lits de séchage et dans la boue en séchage. Dans dernier cas, nous parlerons plutôt de siccité. La concentration des MS est obtenue par pesée différentielle après un séchage à l'étuve à 105°C pendant 3 heures ou plus. Cette fraction est déterminée en *mg/l* ou en %.

✓ **Matières en suspension (MES)**

Ce sont les matières organiques ou minérales en suspension dans l'eau. Elles correspondent à la pollution solide. Ce paramètre est mesuré dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage. Il est déterminé par filtration à l'aide de filtre millipores sans cendre. La fraction des MES est exprimée en *mg/l*.

✓ **Matières volatiles en suspension (MVS)**

Elles représentent la fraction des matières en suspension susceptible d'être volatilisée à 550°C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. Elles sont mesurées dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage. Les MVS s'expriment en *mg/l*.

✓ **Matières volatiles sèches (MVS)**

Elles représentent la fraction de matières sèches susceptible d'être volatilisée à 550°C. Ces matières encore appelées matières volatiles totaux caractérisent la fraction organique des matières sèches. Ce paramètre donne une indication sur le degré de stabilisation de la boue et son aptitude à divers traitements. Il est mesuré dans les boues en séchage sur les lits et dans le sable après chaque cycle de séchage. Les matières volatiles sèches sont exprimées en *pourcentage des Matières Sèches (% MS)*.

✓ **Demande chimique en oxygène (DCO)**

La DCO exprime la quantité d'oxygène dissoute nécessaire pour oxyder par voie chimique toutes les substances oxydables. C'est un paramètre que l'on utilise pour déterminer la concentration des polluants principaux. C'est une mesure globale des matières organiques et de certains sels minéraux oxydables. Cette pollution organique totale a été mesurée dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage selon le mode d'analyse du Standard Method. Elle est exprimée en *milligramme d'oxygène par litre (mg O₂/l)*.

✓ **Azote total Kjeldahl**

L'azote Kjeldahl (NT) ou Azote Total Kjeldahl (NTK) exprime l'azote organique et l'azote ammoniacal. Ce paramètre important dans la mesure de la pollution tertiaire a été analysé dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage. Il est déterminé selon le mode d'analyse du Standard Method. On l'exprime en *mg/l*.

2.2.4.2. Paramètres biologiques

✓ Coliformes fécaux (CF)

Il s'agit des coliformes de la flore intestinale. Ces coliformes sont dénombrés à 44° C et sont appelés coliformes fécaux thermo tolérants. Ils sont non sporogènes et sont représentés à plus de 95% par *Escherichia coli*. Avec ce paramètre indicateur de la pollution bactérienne, on cherche à définir les conditions dans lesquelles une présence effective de bactéries pathogènes est possible. L'analyse des coliformes fécaux a été effectuée dans les boues brutes, les effluents des lits de séchage et les boues en déshydratation. On exprime la concentration des coliformes en *unité de coliformes fécaux par 100 ml* (UFC/100 ml) dans les boues brutes et les effluents des lits de séchage, et en *unité de coliformes fécaux par 100 g* (UFC/100g) dans les boues en séchage sur les lits.

✓ Helminthes

Les helminthes regroupent les différents parasites hôtes communs de l'intestin dont les espèces des genres *Ascaris*, *Strongyloides*, *Tænia*, *Trichirus*, etc. Les œufs et les larves d'helminthes ont été déterminés dans les boues brutes, les effluents des lits de séchage et les boues en séchage sur les lits. L'analyse de ces parasites a été faite au laboratoire d'analyses des eaux usées de l'UCAD selon la méthode Ritchie modifiée. Les œufs d'helminthes et les larves sont exprimés en *nombre par litre* (Nb/L) pour les boues brutes et les effluents des lits et en *nombre par gramme* (Nb/g).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Caractérisation des boues de Dakar

Les caractéristiques des BV de Dakar sont consignées dans le tableau ci-dessous : la teneur moyenne en MS tourne autour de 3488 mg/l. Cette valeur ainsi que celle des autres paramètres sont très faibles comparativement aux valeurs mesurées dans d'autres villes du monde (Tableau 5).

Tableau 5 : Caractéristiques moyennes des boues de vidange de Dakar

Paramètres	MS (mg/l)	MES (mg/l)	MVS (mg/l)	NTK (mg/l)	DCO (mg O ₂ /l)	T°	pH	CF (UFC/100ml)
Boues brutes	3 488* (7776-1036)•	2 130 6290-585	1 571 (5620-350)	442 (2444-5,824)	3 853 (10560-1180)	24,1	7,28	3,6.10⁸
Nombre d'échantillons	36	42	35	30	50	11	11	6

*Valeur moyenne calculée sur la base du nombre d'échantillons

• (Valeur maximale-valeur minimale)

Pour tous les paramètres, on constate que les BV de Dakar sont très variables avec des valeurs très éloignées entre le maximum et le minimum. Elles sont aussi légèrement moins chargées que celles retrouvées dans la littérature (Tableau 6). Cette variabilité et cette relative faiblesse des boues de Dakar peuvent avoir des explications hydrogéologique, technique et pratique.

Tableau 6 : Comparaison des caractéristiques des boues vidange de quelques localités

Localisation Pays Type de boues	Accra* (Ghana) Fosse septique	Alcorta* (Argentine) Fosse septique	Ouagadougou* (Burkina Faso) Fosse septique	Bangkok* (Thaïlande) Fosse septique	Dakar (Sénégal) Fosse septique
MS (mg/l)	12000	6000-3500	19000	15350 ¹ (2200-67200) ²	3488
DCO (mg/l)	7800	4200	13500	15700 (1200-76000)	2126
N (mg/l)	330	150	-	415 (120-1200)	422

*Source : Strauss (2006)

¹Valeur moyenne

²(Valeur minimale-valeur maximale)

Du point de vue hydrogéologique, on peut lier la relative faiblesse de la concentration des BV de Dakar, surtout pour les valeurs des MS, à une contamination des fosses par les eaux de nappe particulièrement dans la zone des Niayes où la nappe est quasi-affleurante. Ainsi, dans des quartiers comme Dalifort, d'où provient une bonne partie des boues reçues au niveau de la station expérimentale, les entretiens menés à la station auprès des chauffeurs font état d'un envahissement fréquent des fosses par les eaux de la nappe. Cet envahissement des fosses septiques par les eaux de la nappe est dû selon Mbéguéré (2002) à un défaut d'étanchéité de celles-ci. Ce phénomène entraîne non seulement des vidanges fréquentes mais aussi une dilution des boues septiques. Il influencerait alors la charge des BV de Dakar qui seraient moins concentrées.

Du point de vue technique, la charge des boues qui arrivent à la station peut être influencée par l'état du parc automobile des sociétés de vidange. En effet, la majorité des véhicules est composé de camions pompeurs (Diongue, 2006) qui ne peut soutirer des fosses que la partie liquide. Les boues décantées présentent un degré d'épaississement tel que les pompes de ces camions sont dans l'impossibilité de les enlever. Cela est d'ailleurs à l'origine de conflits entre les populations et les vidangeurs du fait d'un remplissage rapide des fosses aussitôt après la supposée vidange. Ainsi, la boue soutirée de la fosse n'est pas représentative de la qualité réelle des boues de Dakar. Ceci pourrait être à l'origine de la faiblesse des charges de boues collectées au niveau de la déposante de Cambérène.

Du point de vue pratique, on peut dire qu'une partie des boues produites à Dakar n'arrivent pas à la station. En effet, partie soutirée par "les bayes pelles" est prise en charge localement. Cette boue qui n'arrive pas à la station fait que la caractérisation des BV peut ne pas être exhaustive. La variabilité des boues étant fortement liée au type d'habitat, on a constaté, que les boues provenant des quartiers populaires comme Grand Yoff, Pikine, Guédiawaye, sont plus chargées que celles des quartiers résidentiels comme Ngor, Almadies, etc. C'est particulièrement au niveau de ces quartiers populaires qu'on s'adonne le plus à la vidange manuelle. Ces grands écarts de rejets d'eaux usées entre les différents standings de vie peuvent influencer de façon considérable la qualité des rejets (Koné, 2002), et fausser alors la caractérisation des boues de Dakar et même expliquer les différences qui existent avec celles des autres pays en développement.

Par ailleurs, l'analyse des différentes études portant sur les boues de Dakar montre une forte variabilité d'une étude à une autre (Tableau 7).

Tableau 7 : Évolution des caractéristiques des boues de vidange de Dakar en fonction des études réalisées.

Étude	Ndiaye/Vonwiller	GKW	Walker	Dème/Sonko
MS (mg/l)	4455	-	4300	3488
MES (mg/l)	-	3500	3290	2130
NT (mg/l)	-	-	-	422
NH4 (mg/l)	295	-	-	-
DCO (mg/l)	7119	13000	4802	2126

Parmi tous les résultats présentés, ceux obtenus dans cette étude, sont les plus faibles. Les nouveaux résultats de Dème et Sonko pourraient être représentatifs de la réalité des boues dépotées au niveau de la déposante de Cambérène du fait de l'amélioration du mode d'échantillonnage par rapport aux différents modes adoptés dans les études précédentes. Paradoxalement, la qualité de ces résultats pourrait également souffrir de ce mode d'échantillonnage. En effet, la méthodologie appliquée consistant à mettre les boues dans le bassin de stockage et à les homogénéiser par un agitateur mécanique peut être critiquable à plusieurs égards.

D'abord, par le mode d'alimentation. En effet, le bassin reçoit souvent deux à trois camions dont le contenu est homogénéisé par l'agitateur mécanique avant le prélèvement. Ainsi, on n'obtient que des échantillons moyens. Dans ce cas, l'apport d'une boue trop chargée ou peu chargée peut altérer la bonne caractérisation des BV de Dakar.

Ensuite, par la géométrie du bassin de type parallélépipédique. Cette géométrie entraîne une répartition inéquitable des ondes développées par l'agitateur. Ainsi, on constate des pertes de charges au niveau des angles ; pertes de charge matérialisées par l'accumulation de sable et autres MS plus denses à ce niveau. Ces pertes pourraient donc avoir une influence sur les paramètres des boues.

Enfin, par le mode de prélèvement. En effet, après une phase de repos du bassin, les MS les plus denses, dont le sable, sont difficilement remises en suspension. Ainsi, l'échantillon prélevé peut ne pas être très représentatif de la charge des boues contenue dans le bassin.

Par ailleurs, les faibles résultats enregistrés par rapport aux autres études peuvent trouver leur explication dans le mode d'échantillonnage utilisé dans ces études. En effet, Wonwiller (2006) propose un échantillonnage composite en prélevant un volume au début, au milieu et à la fin du dépotage du camion. Ce mode d'échantillonnage peut surévaluer ou sous estimer une phase plutôt qu'une autre ; les boues étant séparées en deux phases liquide et solide superposées au cours du trajet. Par contre, les résultats de Michel ne semblent pas très éloignés de ceux trouvés au niveau de la station expérimentale. Néanmoins, les différences notées pourraient provenir d'un défaut de maîtrise du timing de l'échantillonnage.

En effet, Walker (2007) prélevait plusieurs fois un volume connu d'échantillon (l'intervalle est aussi rapproché que le permettait la rapidité d'exécution du préleveur) au fur et à mesure que le camion se vidait de son contenu. A la fin des prélèvements un échantillon composite est préparé et envoyé au laboratoire.

3.2.Évaluation du colmatage des lits

3.2.1. Évolution des MVS dans le matériau filtrant au cours du suivi

Le suivi de la concentration des MVS après chaque alimentation est résumé dans tableau ci-après. Les échantillons analysés sont prélevés sur les 5 premiers centimètres du filtre.

Tableau 8: Évolution des MVS dans le sable au cours de différentes campagnes.

Alimentation	MVS (%) dans le Sable du lit 1	MVS (%) dans le Sable du lit 2	MVS (%) dans le Sable du lit 3
Avant alimentation	0,18	0,16	0,27
Après la 1 ^{ère} alimentation	0,21	0,23	0,38
Après la 2 ^{ème} alimentation	0,34	0,38	0,41
Après la 3 ^{ème} alimentation	0,33	0,50	0,55

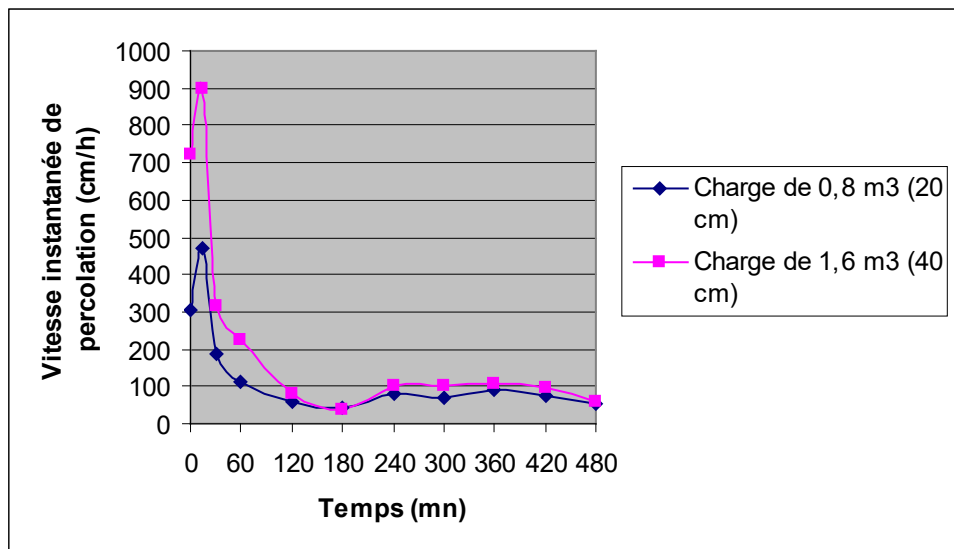
Ce tableau montre que la quantité de MVS dans le sable est très faible et varie entre 0,16 % et 0,55 %. On note, par ailleurs, que les variations d'une alimentation à une autre sont très faibles. De ce fait, on peut dire que la matière organique qui s'accumule dans le filtre d'après Makni (1995), les Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1992 et 1993) et

Ménoret (2001), a été éliminée pendant la phase de repos qui a coïncidé avec le séchage des boues. En conséquence, le colmatage des lits ne peut en aucun cas être lié à la présence des matières organiques qui se seraient concentrées dans le filtre lors de l'alimentation précédente. De plus, cette concentration de MVS dans le sable n'est pas très influencée par la charge ou le mode d'alimentation.

3.2.2. Influence de la charge sur le colmatage des lits

L'évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge est montrée par la figure 5. Les boues utilisées dans cet essai sont de même qualité avec des charges hydrauliques différentes de $0,8 \text{ m}^3$ et $1,6 \text{ m}^3$.

Figure 5 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge hydraulique



L'observation de la figure ci-dessous montre que la courbe de restitution du percolat a la même allure quelque soit la charge appliquée. La vitesse augmente d'abord rapidement au début pour atteindre sa valeur maximale entre 15 et 30 minutes, ensuite elle diminue tout aussi rapidement au bout de 15 mn pour enfin se stabiliser après environ deux heures de percolation. Cependant, les valeurs obtenues en début de percolation, sont plus élevées dans le cas de la plus forte charge. Elles sont d'un peu plus de 700 cm/h contre 300 cm/h pour la charge faible. Cette même tendance est observée au niveau du maximum de vitesse d'infiltration atteint (900 cm/h contre un peu moins de 500 cm/h). Enfin, les vitesses de percolation deviennent très proches durant le reste de la période de suivi témoignant ainsi d'une certaine résistance à la percolation.

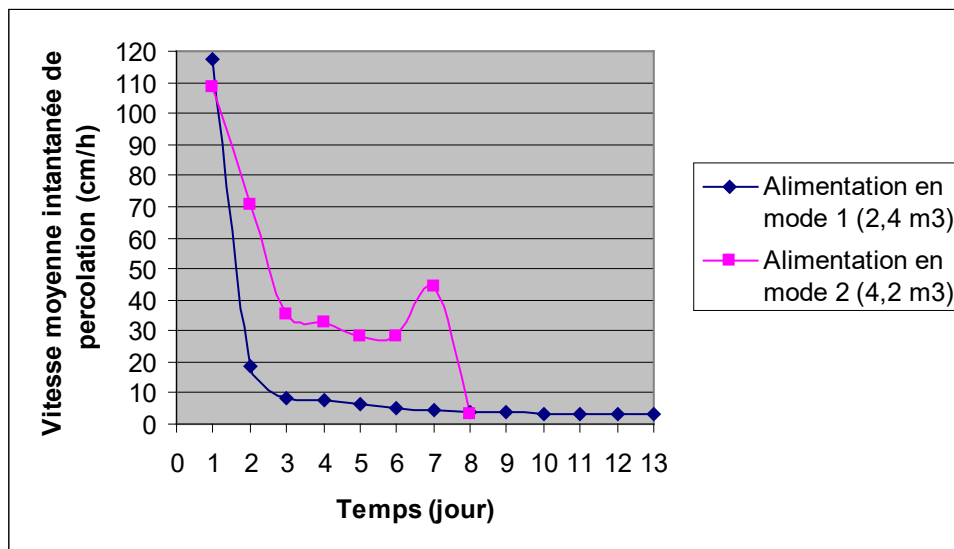
Les résultats obtenus montrent également que la vitesse de percolation est plus élevée pour les charges les plus importantes. Ils sont conformes aux résultats de Tounkara (2007) qui a trouvé des vitesses de restitution du percolat de 0,4 m/h et 1,3 m/h (soit 400 cm/h et 1300 cm/h) pour respectivement des charges de 10 l/jour et 17 l/jour. Cette influence de la charge sur la vitesse de restitution du percolat peut être liée à la pression supplémentaire qu'on engendre en augmentant la charge. En effet, la vitesse de percolation dépend de la pression de l'eau et de la résistance à l'écoulement de l'eau à travers le sol. L'importance de la hauteur d'eau maintenue au dessus de la couche de sable représente une charge accrue et, de ce fait, influe sensiblement sur les taux de percolation à travers le substrat (FAO, 1989).

Par ailleurs, les résultats recueillis dans ce suivi ne permettent pas de se prononcer de façon objective sur l'influence réelle de la charge sur le colmatage.

3.2.3. Influence du mode d'alimentation sur le colmatage des lits

L'évolution des paramètres hydrodynamiques est représentée dans la figure ci-dessous (Figure 6). Cette figure représente des valeurs moyennes de débits instantanés horaires. Ces mesures sont étalées sur 5 heures comptées à partir du début de percolation ou la fin de l'alimentation et pendant toute la durée de l'infiltration.

Figure 6 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction du mode d'alimentation



Sur cette figure, on peut voir que la vitesse de percolation des boues décroît progressivement au cours de l'expérimentation aussi bien pour le mode d'alimentation pour les deux modes d'alimentation. Cependant, la chute de la vitesse de percolation est plus prononcée dans le cas de l'alimentation par le mode 1 que celle par le mode 2. En effet, dans le second cas, la vitesse de percolation se maintient, malgré une chute prononcée dans les trois premiers jours, à des valeurs supérieures à 25 cm/h pendant toute la durée de l'alimentation qui est 7 jours. La valeur élevée de la vitesse de percolation au septième jour peut être due au retard dans l'alimentation au cours de cette journée. En effet, lors de cette alimentation la boue a été appliquée à 11 heures alors que les précédents apports ont été appliqués entre 9 heures et 10 heures du matin. Le retard peut alors avoir un effet notable par l'augmentation de la siccité de la boue qui avait complètement perdu son eau entraînant un craquellement de la surface de la boue déshydratée. Ceci a sûrement augmenté la vitesse de restitution du percolat. Dans tous les cas la vitesse de percolation reste élevée. Par contre, dans le cas de l'alimentation par le mode 2, on constate une chute rapide de la vitesse de percolation, trois jours après le début de l'alimentation, pour tourner autour de 5 cm /h. Par la suite, cette vitesse décroît très lentement pendant tout le reste de l'alimentation dont la durée est de 3 jours et pendant tout le temps nécessaire à l'infiltration complète des boues ajoutées. Cette chute de la vitesse de percolation témoigne d'un colmatage du massif filtrant. Ce colmatage est ainsi plus prononcé dans le cas du mode 1 d'alimentation continue que dans le cas du mode 2. Ce constat semble être confirmé par le tableau 9 ci-après.

Tableau 9 : Résumé des quelques paramètres hydrologiques.

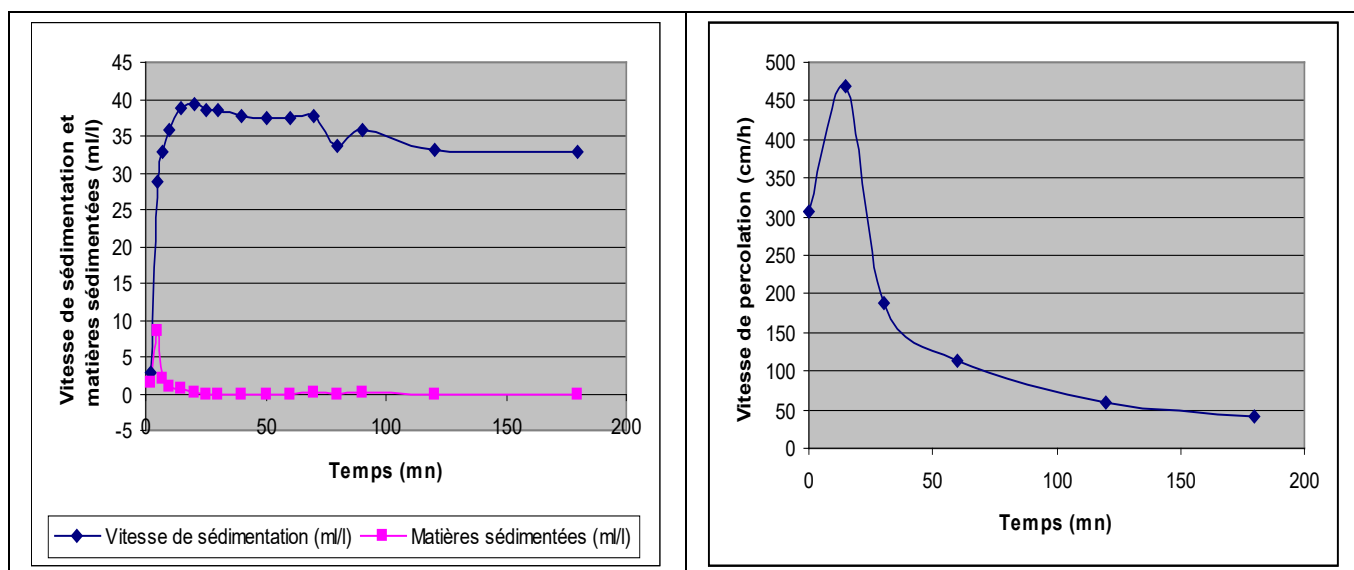
Mode d'alimentation	Volume (m ³)	Durée d'alimentation (j)	Temps de restitution (j)	Débit moyen (m ³ /jour)
Mode 1	2,42	3	13	0,18
Mode 1	4,9	7	8	0,6

Ce tableau montre que le temps de restitution du percolat est plus faible dans le mode 2 que dans le mode 1 d'alimentation. En effet, dans le premier cas, le percolat est restitué au bout de 8 jours alors que dans le cas de l'alimentation continue le percolat est restitué au bout de 13 jours pour un volume plus faible. De plus, on a pu alimenter par apport séquentiel pendant une semaine sans que le lit ne se colmate, tandis que dans le mode 1, le colmatage survient au bout de 3 jours. On peut donc dire, à la lumière des ces résultats, que le mode 2 d'alimentation permet de réduire le colmatage des lits. En effet, quelques temps après l'alimentation par un effluent contenant des substances organiques biodégradables, un film biologique (biofilm) responsable de la dégradation de cette pollution se développe sur les grains solides. Dans les conditions favorables de développement microbien, le biofilm est en expansion si le substrat organique abonde. Par contre, le biofilm régresse quand le substrat devient rare : c'est la respiration endogène (Makni, 1995). Ces constats ont été également faits par Ménoret (2001) qui a montré que les temps de repos permettaient de repousser le colmatage. En effet, cet auteur estime que le colmatage serait lié à une accumulation de la DCO appliquée sous forme de matière organique dans le massif. Il a ainsi mis également en évidence l'importance des périodes de repos pour la minéralisation de la matière organique accumulée, et donc pour ralentir le colmatage. Le colmatage décrit par ces auteurs est d'ordre biologique. Il intervient quand la biomasse épuratrice est trop dense ne laissant plus passer l'oxygène. Le milieu devient alors anaérobie et par là imperméable. Dans ces procédés, l'épaisseur du massif filtrant est souvent importante. Ceci a pour conséquence de réduire la vitesse d'écoulement augmentant ainsi le temps de contact entre la biomasse épuratrice et l'effluent à épurer. Dans le cadre de cette étude, le dispositif de traitement vise à optimiser la déshydratation de la boue. Cette déshydratation est favorisée par une épaisseur de sable assez faible (35 cm). De ce fait, le colmatage ou encore la résistance à l'infiltration semble être d'ordre physique. Il se manifeste au niveau du sable qui se concentre de plus en plus en MS dans l'horizon supérieur et au niveau de la couche de boue qui se sédimente de plus en plus lors des alimentations freinant ainsi l'écoulement plus ou moins fortement selon ses caractéristiques. Pour cela, le meilleur écoulement constaté avec deuxième mode d'alimentation est dû au fait que les boues sont plus sèches entre deux séquences d'alimentation pour présenter de bonnes forces de succion. Par contre, dans le mode 1 d'alimentation la saturation du massif filtrant réduit ces forces limitant ainsi la vitesse de percolation. Au vu de ces résultats on peut dire que si l'écoulement est meilleur en mode 2, c'est parce que la couche de boues est plus sèche et peut être, parce que la biomasse est mieux digérée lors des phases de repos.

3.2.4. Influence de la sédimentation des boues sur la vitesse de percolation

L'influence de la sédimentation des boues sur la vitesse de percolation est représentée par ces deux courbes jumelées (Figure 7). Les tests de sédimentation ont été réalisés avec la même qualité de boue qui est appliquée sur les lits. La courbe de la vitesse de restitution du percolat représente des débits instantanés mesurés aux temps indiqués.

Figure 7 : Comparaison entre la sédimentation des boues et la vitesse de percolation



La corrélation entre la vitesse de percolation et la quantité de matières sédimentées lors des tests réalisés au cours de cette étude montre que ces deux courbes ont la même allure. Au début, la vitesse de percolation augmente en même temps que la quantité de matières déposées. Ensuite, elle diminue presque immédiatement quand la quantité de matières sédimentées atteint un niveau maximal. Enfin, la vitesse de percolation devient constante au fil du temps quand les quantités de matières sédimentées se stabilisent. Ces constats montrent que la quantité de matières déposées influence fortement la percolation des boues brutes appliquées sur les lits de séchage. Cette influence de la sédimentation des boues sur la vitesse de restitution du percolat peut être comprise à la lumière de l'équation mathématique n° 2 présentée plus haut. En effet, selon cette égalité, la résistance R_g est proportionnelle à la masse de boues W déposées par unité de volume. Cette masse de boues sédimentées qui s'accroît progressivement agit en augmentant la résistance à la percolation de la boue. Ainsi, la résistance à la percolation, compte non tenu des autres facteurs, sera plus élevée d'où la chute de la vitesse de percolation observée. Cette chute de la vitesse de percolation eut être la matérialisation d'un colmatage physique comme décrit par Ménoret (2001). Ces paramètres hydrodynamiques peuvent avoir une influence sur la capacité épuratoire des lits de séchage surtout avec deux modes d'alimentation différents.

3.3.Capacité épuratoire des lits

3.3.1. Qualité du percolat pour les paramètres physico-chimiques

Le traitement des boues de vidange a donné la qualité de percolat qui peut être visualisée à travers la photo 6 ci-après.

Photo 6 : Comparaison des boues et des lixiviats



On voit sur cette photo que le traitement des boues par les lits de séchage a permis d'éliminer une bonne partie de la turbidité ; d'où la certaine limpidité des lixiviats obtenus. Cependant, les analyses chimiques révèlent une certaine charge dans les effluents. La qualité de ces lixiviats pour quelques paramètres physico-chimiques est mentionnée dans le tableau 10 ci-dessous en comparaison avec les boues brutes, les eaux brutes et les eaux décantées de la STEP et, les valeurs limites des Normes Sénégalaises de rejet.

Tableau 10 : Comparaison de la qualité du lixiviat avec les eaux brutes et décantées de la STEP.

Paramètres	MS (mg/l)	MES (mg/l)	MVS (mg/l)	Nt (mg/l)	DCO (mg/l)
Boue brute	3529* (8636-1036)**	2479 (6290-585)	1594,5 (3085-350)	324,35 (493,6-141,7)	4456,6 (10560-1640)
Lixiviat des lits	2114 (9196-260)	73 (335-6)	50 (303-2)	136 (312-47)	538 (1561-176)
Eau brute STEP	-	818	-	192	2017
Eau décantée STEP	-	269	-	165	966
Normes de rejet•	-	80 ⁰ -40 ¹	-	10 ²	200 ³ -100 ⁴

* Valeur moyenne ** (Valeur minimale-Valeur maximale)

• Normes sénégalaises NS 05-061

⁰ Si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 30 kg/jour

¹ Si le flux journalier maximal autorisé dépasse 30 kg/jour

² En concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal est égal ou supérieur à 50 kg/jour

³ Sur effluent décanté si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 100 kg/jour

⁴ Sur effluent décanté si le flux journalier maximal autorisé dépasse 100 kg/jour

Ce tableau montre que les lixiviats présentent des charges assez faibles, en comparaison avec la boue brute à l'entrée, avec des taux de dépollution de plus de 40 % qui dépassent même les 80 % pour des paramètres comme les MES, les MVS et la DCO. Malgré cette faiblesse relative des charges, on constate que les lixiviats présentent de très grands écarts avec des valeurs maximales très élevées et des valeurs minimales très faibles. Les valeurs maximales sont surtout celles du premier percolat qui s'est révélé plus chargé que les autres. Ce constat a été révélé par Koné et al. (2004) dans une étude au Ghana. Les raisons des charges élevées

en début de percolation seront avancées un peu plus bas. D'autre part, on constate que les lixiviats sont de loin moins chargés que les eaux usées brutes de la STEP et même les eaux décantées du traitement primaire. Néanmoins, on constate que les lixiviats ne remplissent pas les normes de rejet recommandées par la législation sénégalaise. Ils ne peuvent donc être rejetés dans les milieux récepteurs. Les normes dont il s'agit ici sont celles applicables aux eaux usées. Il n'existe pas de normes spécifiques au traitement des boues de vidange. Aujourd'hui, avec la nouvelle donne que constitue le traitement des boues de vidange, suite à la construction de nouvelles dépositaires qui est envisagée par l'ONAS, une réflexion mérite d'être menée pour l'établissement de nouvelles normes spécifiques aux boues de vidanges et à leur destination future. Les boues de vidanges sont certes des eaux usées domestiques mais, à la différence de ces dernières, elles sont de loin plus chargées quelque soit le type de pollution. De ce fait, les normes applicables aux eaux usées peuvent être trop sévères pour le traitement des boues de vidange voire irréalisables pour atteindre les niveaux escomptés. Ainsi ces normes peuvent entraîner des coûts supplémentaires de traitement; coûts qui peuvent à terme être répercutés sur les ménages. Ces derniers peuvent alors renoncer à payer des prix élevés de vidange préférant recourir aux méthodes manuelles dont les conséquences sur l'environnement et la santé publique sont réelles. La qualité des percolats en ce qui concerne les paramètres, physico-chimiques peut, être influencée par la charge ou le mode d'alimentation.

3.3.2. Qualité microbiologique et parasitologique du percolat

✓ Les coliformes fécaux

Les concentrations en coliformes fécaux des boues brutes et des effluents sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tableau 11)

Tableau 11 : Abattement des coliformes fécaux au niveau des lits étudiés

	Charge coliformes fécaux (UFC/100 ml)	Abattement (ULog)	Nombre d'échantillons
Boues brutes	$3,6.10^8$	-	06
Effluent lit 1	$1,8.10^7$	1,3	05
Effluent lit 2	$1,2.10^7$	1,46	04
Effluent lit 3	$2,0.10^7$	1,25	03

Ces résultats montrent que les boues brutes ont une charge moyenne de $3,6.10^8$ CF/100ml. Cette valeur est assez proche de celle décrite par la Collection des Cahiers Techniques inter-Agences (1994) qui varie entre $4,3.10^7$ et $1,7.10^8$ dans les eaux prétraitées de la STEP de Cambérène. Dans les effluents des lits de séchage, les charges bactériennes moyennes varient entre $1,23.10^7$ et $2,01.10^7$. Ces valeurs très proches ne permettent pas d'établir une quelconque corrélation avec le mode d'alimentation ou la charge appliquée. De même les rendements sensiblement égaux ne mettent pas en valeur une quelconque influence de ces facteurs. Les taux d'abattement suivent la même tendance et restent partout supérieurs à 1 Ulog.

L'élimination de ces micro-organismes fait appel à la combinaison de plusieurs actions physiques et chimiques dont filtration mécanique, adsorption et dégradation microbienne (Gnagne, 1996 ; Schmitt, 1989). L'élimination dépend, selon les Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1993), de la taille et des propriétés des microorganismes. Les

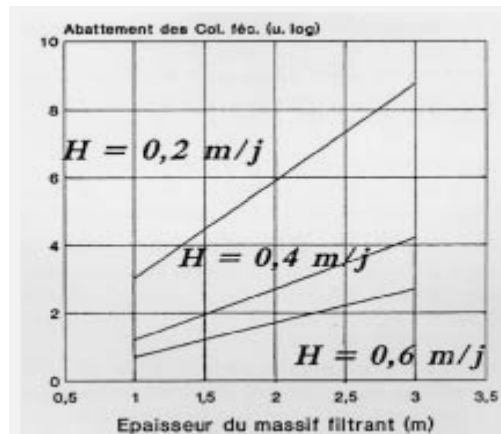
influences respectives des différents processus de la filtration physique (blocage, interception, sédimentation, diffusion brownienne) et de l'adsorption sur l'élimination des bactéries (dont les coliformes fécaux) sont évaluées dans le tableau suivant.

Tableau 12: Efficacité de la filtration des Bactéries (d'après Schmitt, 1989)

Taille (μ)	Filtration totale par blocage	Interception	Sédimentation	Diffusion brownienne	Adsorption	Effet global filtration
0,5-4	Non	Non	Oui	Oui	Faible	Variable suivant l'intensité de la formation

Cette figure montre que les coliformes fécaux sont éliminés essentiellement par sédimentation et diffusion brownienne. Cette élimination dépend de l'épaisseur du matériau filtrant. Cette influence du matériau filtrant est montrée par la figure 8 ci-dessous.

Figure 8 : Abattement des coliformes fécaux en fonction de la charge hydraulique et de l'épaisseur du massif filtrant



Source. : Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1993).

Cette figure montre que, quelque soit la charge que l'on applique on obtient une meilleure élimination avec un matériau filtrant plus épais. Cependant, il faut signaler que plus la charge journalière est faible mieux le rendement est meilleur. Dans tous les cas, l'épaisseur du filtre reste prépondérante. Dans ce cas, on peut relier les abattements faibles obtenus dans cette étude à la faible épaisseur des lits de sable. Ces phénomènes physiques ne jouent qu'un rôle de retardateur dans le transfert du microorganisme (Iung, 1993). Ce sont surtout des relations d'antagonisme biologique qui sont à l'origine de l'élimination totale des microorganismes (Dommergues et Mangenot, 1970). Ces résultats ont été obtenus dans des expériences d'infiltration percolation. L'efficacité de la décontamination, un de s intérêts majeur du procédé, est très lié au temps de séjour de l'eau dans le massif filtrant (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1993).

En conséquence, on peut lier les abattements faibles obtenus dans cette étude au temps de séjour très court. En effet, le temps moyen de sortie du pe rcolat mesuré après chaque alimentation est 4,33 mn.

✓ Les helminthes

Les résultats de l'analyse des helminthes sont présentés dans le tableau 13 ci-dessous.

Tableau 13 : Abattement des helminthes au niveau des lits étudiés

	Œufs d'Helminthes (Nb/L)	Abattement (%)	Larves d'Helminthes (Nb/L)	Abattement (%)	Nombre d'échantillons
Boue brute	10*		8**		01
Effluent lit 1	0	100	0	100	01
Effluent lit 2	0	100	0	100	01
Effluent lit 3	0	100	0	100	01

*(7 *Ascaris l.*, 2 *Trichirus t.*, 1 *Taenia sp*)

** (*Ascaris l.*)

Ce tableau montre que les boues analysées dans cette étude ont des charges assez faibles par rapport à la littérature qui fait état de 4 à 5000 Nb/L (Koné et *al.*, 2004), 4000 Nb/L (Strauss, 2006) et 7000 Nb/L (Heinss et *al.*, 1998). Cette charge, quoique faible, doit être prise avec beaucoup de prudence étant entendue qu'un seul échantillon a été analysé. Malgré tout l'abattement confirme les résultats de la littérature qui fait état d'un rendement de 100 % (Koné et *al.*, 2004 et 2007 ; Strauss, 2006). Ce bon rendement pour les œufs d'helminthes peu être expliqué par les propriétés mais aussi par la taille de ceux-ci.

L'élimination des œufs d'helminthes au cours de la filtration est résumée dans le tableau 14 ci-dessous.

Tableau 14 : Efficacité de la filtration des œufs d'helminthes (d'après Schmitt, 1989)

Taille (μ)	Filtration totale par blocage	Interception	Sédimentation	Diffusion brownienne	Adsorption	Effet global filtration
30-160	Oui	non	non	non	non	Arrêt sur quelques centimètres

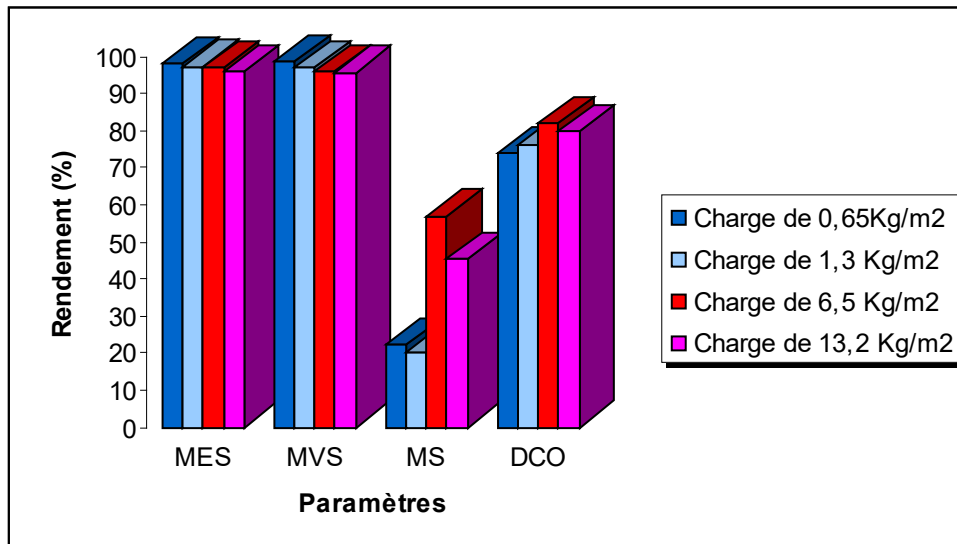
Ce tableau montre que les œufs d'helminthes sont essentiellement retenus par blocage. Cette action mécanique est favorisée par la taille des œufs (30 μ -160 μ). Ainsi, la totalité des œufs d'helminthes est arrêtée dans les premiers centimètres du filtre (Schmitt, 1989), d'où rendement de 100 % obtenu. On peut aussi penser que l'élimination des larves d'helminthes obéit aux mêmes lois avec un abattement comparable.

Cette élimination des œufs et larves d'helminthes conduit à leur concentration dans les boues en séchage sur les lits.

3.3.3. Influence de la charge sur les paramètres physico-chimiques

Le suivi des performances épuratoires des lits en fonction de la charge est représenté par la figure 9. Les rendements sont calculés à partir des résultats tirés du mode 1 d'alimentation.

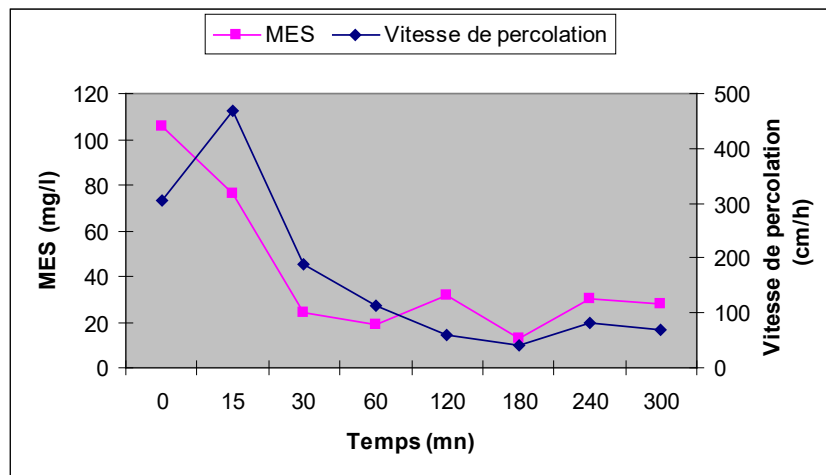
Figure 9 : Rendement épuratoire des lits en fonction de la charge



Cette figure montre que :

Les rendements en MES sont élevés quelque soit la charge appliquée. Ces rendements de l'ordre de 97% sont comparables à ceux de la littérature qui présente des valeurs supérieures à 95% (Strauss, 2006). Cette forte rétention des MES pourrait être liée à la granulométrie du filtre. Cela peut s'expliquer par le fait que le sable des lits est d'une granulométrie fine avec une d_{50} de 0,55 mm. Ces grains, du fait de leur taille, ont une forte capacité d'agrégation et ne laissent par conséquent que des pores de taille très petite. Ces "tamis" de maille très faibles vont retenir par action mécanique les MES de taille supérieure à la surface du filtre (Degrémont, 1978) et les particules plus fines sont retenues par blocage entre les pores (Ménoret, 2001). Ces phénomènes, qui ne sont liés qu'à la granulométrie du filtre, semblent être les seuls mis en jeu dans la rétention des MES et ce, indépendamment de la charge appliquée. Cependant, à la lecture de la figure 10 ci-dessous on note tout de même une légère influence de la vitesse de percolation sur la rétention des matières en suspension.

Figure 10 : Évolution comparée de la vitesse de percolation et de la teneur en MES du percolat



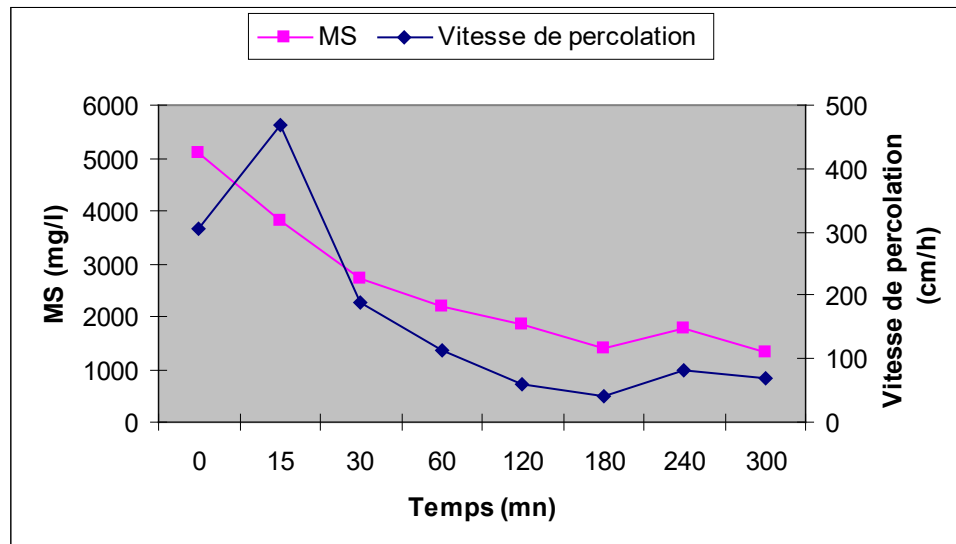
Cette figure montre qu'il y a une corrélation étroite entre la teneur en MES du percolat et la vitesse de percolation durant les premières heures d'alimentation. En effet, les quantités de MES très élevées au début (supérieures à 100 mg/L) décroissent progressivement pour atteindre des valeurs qui avoisinent les 20 mg/L. La valeur élevée notée en début de percolation peut être liée soit à un lessivage du filtre ou à une contamination par des éléments qui étaient déposés dans la conduite de drainage à la faveur d'une pente faible de 2,5 %. Elle peut aussi être liée à des phénomènes propres à la filtration sur sable. En effet, au fur et à mesure que la filtration s'effectue, il y'a un processus de colmatage qui réduit la taille des pores, améliorant ainsi le tamisage (Tine, 2005). La vitesse de percolation étant dépendante de la charge, on peut s'attendre à une dégradation du rendement en MES lorsque les charges augmentent. Cependant, cette influence est néanmoins faible à la lumière des résultats obtenus. En effet, on a enregistré des rendements moyens de 98 %, 97,4 %, 97 % et 96 % pour respectivement des charges de 0,65 kg/m², 1,3 kg/m², 6,5 kg/m² et 13,2 kg/m². Il ressort donc de ces analyses que l'influence de la charge sur la rétention des MES n'est pas très significative.

L'abattement des MVS suit la même tendance que pour les MES avec là aussi des taux d'élimination de l'ordre de 97% pour toutes les charges appliquées. Pour rappel, les MVS représentent la fraction organique des MES et représentent en moyenne 65 % de ces dernières dans les boues appliquées sur les lits. Par conséquent, leur élimination reste en étroite relation avec celle des MES. Ceci est à l'origine de ce fort taux de dépollution.

Le rendement des lits dans la rétention des matières sèches sont moins importants que ceux obtenus avec les MES et les MVS. Celui-ci oscille entre 20 et 62,7% suivant la charge. Le rendement le plus faible est rencontré dans le premier cycle qui est conduit avec des charges plus faibles. Dans les autres applications, le rendement est supérieur ou égal à 40 %. Dans tous les cas, les rendements sont très faibles comparativement à ceux présentés dans la littérature qui décrit des taux de dépollution des MS de 80% (Strauss, 2006) pour un mélange de boues fraîches et de boues de fosses septiques (ratio 1:1). Ces boues seraient donc plus visqueuses que celles utilisées dans cette présente étude. La faiblesse de ces valeurs par rapport à celles de la littérature pourrait être liée à la qualité de la boue qui serait moins visqueuse dans le cas de notre étude.

Dans ce cas, selon l'équation mathématique 3 (Degrémont, 1978), la faiblesse de la viscosité entrainerait une augmentation de la vitesse de percolation d'où un détachement ou un lessivage et un entrainement de particules dans le percolat. Cette influence des paramètres hydrodynamiques est représentée par la figure ci dessous (Figure 11)

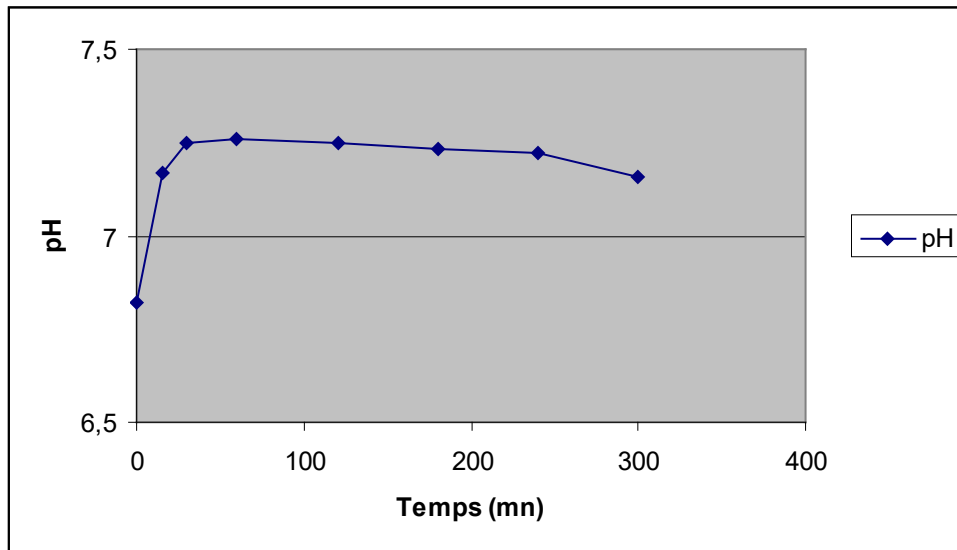
Figure 11 : Évolution comparée de la vitesse de percolation et de la teneur en MS du percolat



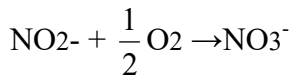
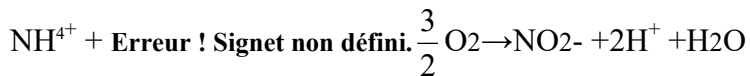
L'analyse de la figure 11 montre une étroite relation entre la charge en MS et la vitesse de percolation du lixiviat. En effet, les charges en MS du lixiviat diminuent progressivement avec la chute de la vitesse de restitution du percolat à partir de la 15^{ème} minute, elles augmentent légèrement après la 180^{ème} minute en même temps que cette dernière. Les valeurs très fortes des MS qui sont même supérieures aux valeurs d'entrée en début d'alimentation (un peu plus de 5000 mg/l pour l'effluent contre 3252 mg/l pour l'influent) pourraient être liées à un apport de MS antérieurement concentrées dans le filtre. Ces MS seraient issues de la dégradation de matières organiques piégées dans le filtre au cours de l'alimentation précédente. Ce phénomène a été décrit par Ménoret (2001) dans le cadre de la filtration en profondeur. En effet, selon cet auteur, la DCO appliquée est accumulée sous forme de matières organiques dans le massif. Cette matière organique subirait une minéralisation au cours de la longue période de repos constituée par le séchage des boues. D'autre part, les Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1992 et 1993) ont révélé, dans de pareils cas, une minéralisation de l'azote ammoniacal en nitrites et un lessivage abondant de ces nitrites en début de filtration. Ce lessivage a été également mis en évidence par Liénard et al. (1995) dans les lits de séchage non plantés. Ces deux phénomènes pourraient être à l'origine de la valeur élevée de MS enregistrée en début de percolation.

L'apport de MS (nitrites surtout) peut être révélée à la lumière de la figure 12 ci-après.

Figure 12 : Évolution du pH au cours d'une alimentation unique



L'analyse de cette figure montre que le pH est acide en début de percolation. Cette acidité renseigne sur l'existence d'une nitrification car, selon Gnagne (1996), la nitrification de l'azote ammoniacal acidifie le milieu, par production d'ions H^+ , selon l'équation chimique ci-dessous. Ces ions seraient lessivés et emportés dans le percolât en même temps que les nitrites responsables de la forte teneur en MS ; d'où l'acidité du milieu constatée au début de la percolation.



Ces nitrites seraient donc à l'origine de la faiblesse du rendement en MS notée au cours du premier cycle de test (charges de $0,65 \text{ kg/m}^2$ et de $1,3 \text{ kg/m}^2$) ; ce cycle étant repris à la fin des expérimentations, selon les raisons avancées dans la méthodologie, dans des conditions où le filtre n'était plus vierge. De plus, le nombre d'échantillons prélevés dans ce cycle est trop faible (6 échantillons le premier jour et 1 le deuxième jour) peut entraîner une surestimation des données du début de percolation au détriment du reste du cycle ; quand on sait que le premier percolât est plus chargé. Ceci peut être à l'origine de la baisse du rendement dans ce cycle.

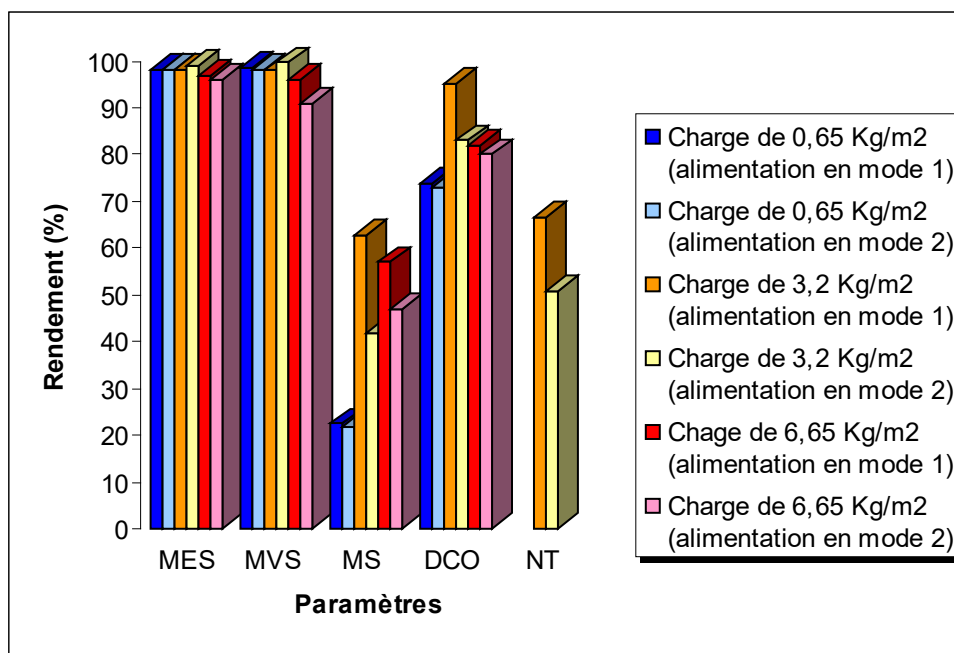
Cependant, en comparant les rendements deux à deux (charges de $0,65 \text{ kg/m}^2$ et de $1,3 \text{ kg/m}^2$; charge de $6,5 \text{ kg/m}^2$ et de $13,2 \text{ kg/m}^2$) ; réalisés dans les mêmes conditions, on constate que le rendement en MS est plus faible pour les charges les plus élevées. Ces différences pourraient être liées aux paramètres hydrodynamiques. Ainsi, d'après la figure 6 (vitesse de percolation plus élevée pour des charges plus importantes), on peut s'attendre à un plus grand entraînement de particules. En effet, si la vitesse d'écoulement augmente beaucoup, les matières organiques peuvent traverser le filtre et pénétrer dans l'effluent (Huisman et Wood, 1975). Ceci pourrait être à l'origine de la faiblesse du rendement dans les charges les plus élevées.

Les rendements en DCO sont assez élevés et se situent dans la fourchette définie dans la littérature 70 à 90% (Strauss, 2006). En l'absence d'études sur la quantité de DCO dissoute, on peut relier ce fort abattement à la bonne rétention des MES sur le filtre et, avec elles, une partie de la pollution organique dont la DCO particulaire (Collection des Cahiers Techniques inter-Agences, 1993).

3.3.4. Influence du mode d'alimentation sur les paramètres physico-chimiques

La figure 13 ci-dessous montre l'évolution des rendements du lit dans la rétention de la pollution physico-chimique en fonction du mode d'alimentation. Ces résultats sont analysés en comparant les rendements pour des charges identiques mais apportées différemment.

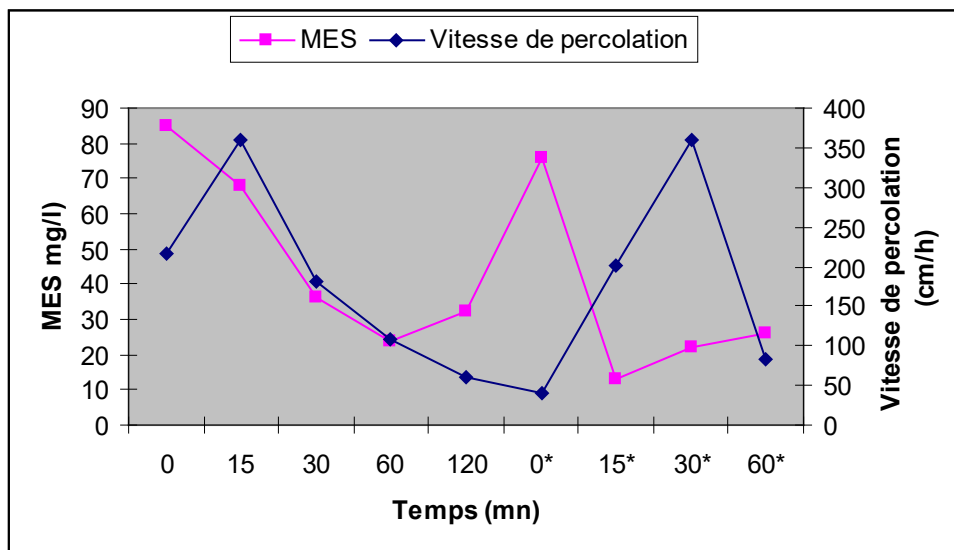
Figure 13: Rendement épuratoire des lits en fonction du mode d'alimentation



L'analyse de cette figure renseigne que :

Le rendement en MES tourne autour de 97% quelque soit le mode d'alimentation. Cette valeur est comparable à celle notée dans la littérature par Strauss (supérieure à 95%). Ces observations peuvent laisser penser que le mode d'alimentation n'a aucune influence sur la rétention des MS. Cependant, la figure 14 ci-après nous révèle le contraire.

Figure 14 : Influence de la vitesse de percolation sur les MES dans le cas d'une alimentation en mode 2.



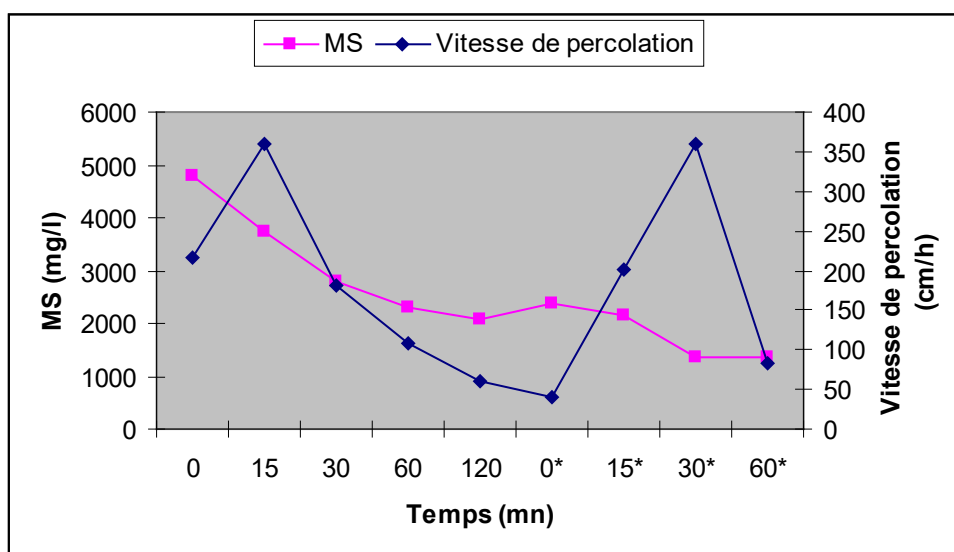
* Deuxième jour d'alimentation

En effet cette figure montre que le taux des MES diminue progressivement avec la vitesse de percolation, à partir du deuxième jour, jusqu'à des valeurs inférieures à 30 mg/L. En suite, on constate une brusque augmentation de cette dernière alors que la vitesse de percolation est à son plus bas niveau. Cette soudaine dégradation de la qualité du percolat peut être due, en l'absence de raisons objectives, à des erreurs d'analyses. Enfin, on constate une deuxième augmentation et, cette fois, en même temps que la vitesse de restitution du percolat. Dans ce cas on peut dire, selon Huisman et Wood (1975), que l'augmentation de la vitesse à entraîner une certaine quantité de matière organique, d'où la dégradation de la qualité du filtrat. Cependant, cette deuxième augmentation est très faible. En résumé, il apparaît clairement que la qualité de l'effluent dépend considérablement de la taille des grains du matériau filtrant, mais pas de la vitesse de filtration.

Le rendement des MVS est aussi élevé avec des valeurs supérieures à 95%. Ces MVS qui sont une fraction des MES sont soumises aux mêmes lois de la filtration que ces dernières avec une bonne rétention de la DCO particulaire.

Le rendement des MS, quant à lui, est partout inférieur aux valeurs de la littérature, de 80%, présentées par Strauss (2006) ou de 60 à 80 % (Koné et al., 2004). Les raisons de cette faiblesse ont été avancées plus haut. Par contre, en comparant les résultats deux à deux selon qu'ils aient la même charge, on constate que les rendements obtenus dans le cas du mode 1 d'alimentation sont meilleurs que celles obtenus dans le mode 2. Les raisons de ces différences parfois légères sont à chercher dans les mécanismes de détachement du biofilm bactérien se développant sur les lits. En effet, cette vitesse qui se maintient et s'accroît à chaque début de nouvelle alimentation peut conduire, selon les mécanismes de détachement décrits par Degrémont (1978) ou l'influence de l'augmentation de la vitesse d'écoulement (Huisman et Wood, 1975), à la dégradation de la qualité du percolat. Cependant, à la lecture de la figure 15, ci-dessous, on constate que cette relation n'est pas très évidente.

Figure 15 : Influence de la vitesse de percolation sur les MS dans le cas d'une alimentation selon le mode 2

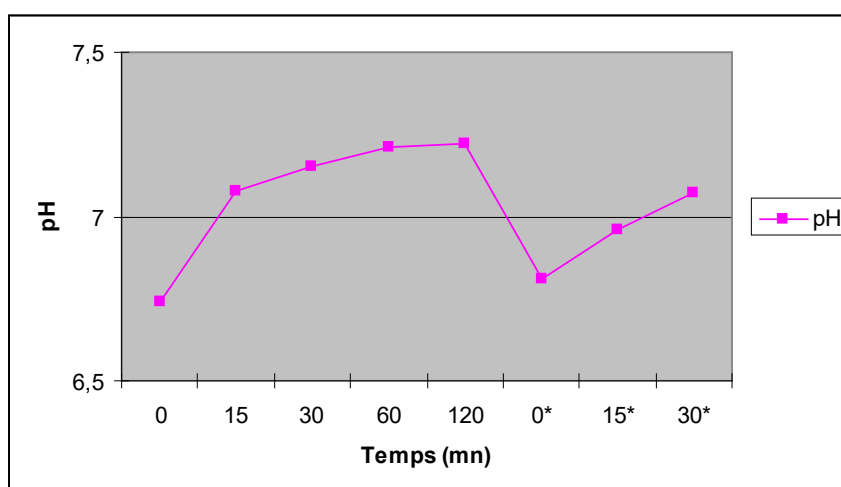


* Deuxième jour d'alimentation

En effet, l'augmentation de la quantité de MS dans le percolat n'est observée qu'en début de percolation aussi bien à la première qu'à la deuxième alimentation. Elle diminue après progressivement même quand la vitesse de percolation est à son maximum. Cette légère augmentation des MS dans le percolat peut être liée à des phénomènes physico-chimiques comme l'oxydation de la matière organique ou de l'azote ammoniacal qui se dérouleraient pendant la phase de repos. Ces constats montrent alors que cette baisse du rendement en MS au cours de l'alimentation, selon le mode 2, serait liée aux phénomènes d'oxydation de la matière organique et de l'azote ammoniacal (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992 et 1993 ; Gnagne, 1996 et Ménoret, 2006). Ces phénomènes interviendraient pendant la période de repos (Menoret, 2001) favorable à une diffusion d'oxygène indispensable à ces réactions. Les nitrites formés lors de ces réactions et lessivés par les eaux qui s'infiltrent, seraient responsables des fortes charges en MS constatées en début d'alimentation ou au début de chaque alimentation intermédiaire.

L'influence de ces phénomènes peu être lue à la lumière de la figure 16 ci-dessous.

Figure 16 : Évolution du pH au cours d'une alimentation selon le mode 2



* Deuxième jour d'alimentation

On constate, à la lecture de cette figure, que le percolat, au début de l'alimentation, est acide. Cette acidité témoigne d'une forte activité biologique qui a aboutie à la dégradation de l'azote ammoniacal en nitrite et à la formation d'ions H^+ . Ces phénomènes interviennent pendant la période de repos comme le décrit Ménoret (2001) et Liénard et *al.* (1995). Dans ce cas les phases de repos entre deux bâchées, vont être des périodes d'intense activité biologique produisant ainsi des MS résiduelles qui vont être emportés dans le filtrat lors de alimentation suivante. Ces MS vont alors dégrader la qualité du percolat d'où les rendements en MS très faibles observés avec les alimentations selon le mode 2. Cette influence est d'autant plus importante que les échantillons analysés sont prélevés juste après chaque alimentation. Toujours est-il, des études orientées dans ce sens mériteraient d'être mené afin de connaître la contribution réelle de ce facteur dans la dégradation de la qualité du percolat. Il serait aussi intéressant pour des études ultérieures d'être vigilant sur le mode d'échantillonnage afin de minimiser l'influence de la charge du percolat au début de la sortie en pensant surtout à des échantillons moyen ou composite.

L'élimination de la DCO est par contre comprise dans la gamme de 70 à 90% définie dans la littérature (Strauss, 2006 ; Koné et *al.*, 2004). Cependant, en comparant les deux modes d'alimentation, on constate que cette rétention est légèrement supérieure dans le cas du mode 2. Les raisons de cette faiblesse du rendement dans ce cas peuvent être liées aux phénomènes de dilution décrits par Liénard et *al.* (1995). En effet, selon cet auteur, la couche de boues décantée agit comme un filtre. Ainsi les charges de boues apportées de temps à autres peuvent causer une dilution de cette boue décantée. En conséquence, certains éléments organiques pourraient être emportés dans le percolat dégradant ainsi sa qualité. De plus on peut lier cette dégradation à l'influence de la vitesse d'écoulement sur le transfère des matières organiques dans le filtrat tel qu'on l'a vu avec les rendements en MES et MS. Dans l'ensemble, les rendements ne sont pas très différents les uns des autres pour chaque binôme de charges identiques mais alimentées différemment.

De ce fait, on peut dire, comme pour les MES, que le mode la séquentialisation de l'alimentation n'a pas une grande influence sur le rendement de la DCO. Celui-ci serait lié, comme on l'a vu précédemment à la rétention des MES (la DCO particulière).

Le rendement en azote est aussi assez important et reste supérieur à 50% quelque soit le mode d'alimentation Ce rendement est compris dans la gamme définie dans la littérature par Koné et *al.* (2006) qui est de 40 à 60 %. Cette valeur élevée témoigne d'une bonne élimination de l'azote Kjeldahl. Cependant, en comparant les deux valeurs de l'abattement, on constate que celui-ci est plus faible dans le cas du deuxième mode d'alimentation. Donc les phases de repos n'ont eu aucun effet sur l'élimination de l'azote. Ce constat confirme que les phénomènes de nitrification décrits plus haut n'ont lieu que pendant la phase de repos. En effet, si ce phénomène, se passait pendant la période de filtration, on aurait dû avoir une plus forte élimination de l'azote ammoniacal avec comme conséquence un meilleur rendement en azote Kjeldahl. Or tel n'est pas le cas. Ainsi, la faiblesse du taux d'élimination de l'azote dans le cas de l'alimentation selon le mode 2 est à chercher dans les phénomènes de détachement et d'entraînement de la matière organique déposée sur le filtre ou piégées en son sein comme l'entraînement de biofilm décrit par Gnagne (1996).

A la lumière des résultats actuels, on peut dire que le mode d'alimentation n'a d'influence significative que sur les MS, la DCO et l'azote en jouant sur la vitesse de percolation responsable du détachement et de l'entraînement des particules.

3.4. Siccité et qualité hygiénique des boues

3.4.1. Évolution de la siccité des boues

Les bous en séchage sont visualisées sur la photo ci-dessous (Photo 7)

Photo 7 : Boues en séchage sur un lit des sables.

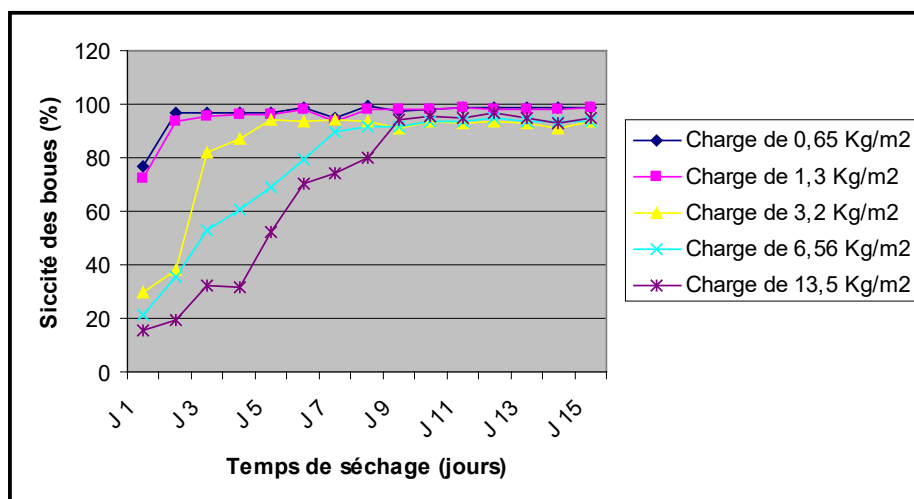


Cette photo montre que la boue est à un état de siccité très avancé. Cette siccité élevée est visualisée par les craquellements de la surface de la boue. La vitesse de siccité sera lue dans cette étude à la lumière de l'influence de la charge et du mode d'alimentation.

3.4.1.1. Influence de la charge sur la siccité des boues

Le suivi de la siccité des boues en fonction de la charge a donné les résultats présentés dans la figure 17. Les boues en séchage dont la siccité est suivie ont été appliquées sur les lits suivant le mode 1.

Figure 17 : Évolution de la siccité en fonction de la charge

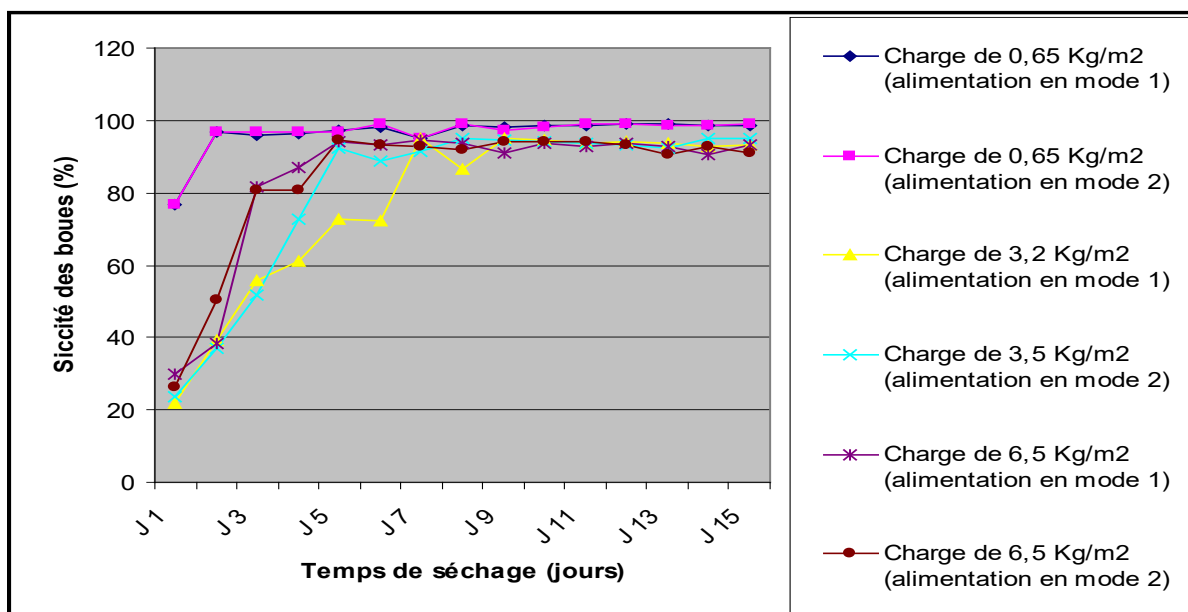


Ces résultats montrent que la siccité atteinte à la fin du cycle de séchage est supérieure à 80% quelque soit la charge. Cette valeur est supérieure à celle décrite par Strauss (1996) qui est de 70% pour des charges massiques de 100 à 200 kg/m². Elle ne varie plus à partir d'un certain taux siccité (siccité limite) durant toute la durée du suivi. Cependant, plus la charge appliquée est importante, plus le temps mis pour atteindre une telle siccité est important. En effet, cette valeur limite est atteinte au 2^{ème} jour, 5^{ème} jour, 7^{ème} jour et 9^{ème} jour pour respectivement des charges de 0,65kg/m² et 1,3kg/m²; 3,2kg/m²; 6,5kg/m² et 13,2kg/m². De même, la valeur atteinte pour les charges les plus faibles est plus élevée que pour les fortes charges. Ces résultats corroborent les éléments de la bibliographie. En effet, la revue bibliographique a révélé que, 9 jours étaient nécessaires pour produire une boue à 70 % de MS pour une charge nominale de 130 kg de MS/m²/an (Strauss,1996), 12 jours pour produire 40 % de MS avec 200 kg de MS/m²/an au Ghana (Strauss,1996) et 5 à 10 jours pour donner une boue de 25 % de MS avec une boue de 70 à 475 kg de MS/m²/an en Thaïlande (Pescod,1971). Ces résultats montrent que plus l'épaisseur de la boue est faible, plus cette boue est facile à déshydrater et à sécher. Ils confirment ainsi les constats de Liénard et *al.* (1995) qui a révélé une influence certaine de la charge sur la siccité. Le séchage des boues dépend des facteurs climatiques tels que l'exposition au soleil, le vent, la température et l'humidité (Miescher, 2007). Dans ce cas, on peut supposer que plus l'épaisseur de la couche de boues est faible, plus les facteurs responsables de la déshydratation des boues, agissent beaucoup plus facilement et plus rapidement sur l'épaisseur de la boue, alors que dans le cas des dépôts plus épais, la base du dépôt peut être à l'abri de ces influences, surtout au début du séchage. Le séchage progresse, dans ces cas, graduellement au fur et à mesure que le craquellement de la couche superficielle progresse en profondeur étendant ainsi l'influence de l'insolation, du vent, de la température et l'humidité aux zones profondes.

3.4.1.2. Influence du mode d'alimentation sur la siccité des boues

La mesure de l'évolution de la siccité en fonction du mode d'alimentation est présentée par la figure ci-après (Figure 18).

Figure 18 : Évolution de la siccité en fonction du mode d'alimentation



L'analyse de cette figure montre que la siccité est supérieure à 80% quelque soit le mode d'alimentation. Aussi, la siccité limite est atteinte presque au même moment quelque soit le mode d'apport pour chaque binôme charges identiques mais appliquées différemment. Ces résultats montrent que l'influence du mode d'alimentation sur la siccité n'est pas significative. En conséquence on peut dire que les phénomènes et paramètres de l'écoulement qui sont fortement dépendantes du mode d'application n'ont que peu d'influence sur la siccité. Ceci pourrait être dû au fait que la siccité dans le cas des boues brutes est mesurée à partir de la fin de la percolation de l'eau libre des boues. Dans ce cas, étant donné que nous avons presque la même épaisseur de boue déposée et que les expérimentations ont été réalisées dans les mêmes conditions, le mode d'alimentation n'aura que peu d'influence. En effet, selon cette approche expérimentale on ne fait pas varier les facteurs influençant la siccité des boues tels que l'épaisseur de la couche des boues (Liénard et *al.*, 1995), les conditions climatiques (Miescher, 2007) et l'humidité de la boue en séchage qui est régit par la percolation de l'eau libre.

3.4.2. Évolution des paramètres microbiologiques

✓ Coliformes fécaux

L'évolution de la teneur en coliformes fécaux au cours du séchage des boues est mentionnée dans le tableau ci-après (Tableau 8).

Tableau 15 : Évolution de la teneur en coliformes fécaux à différents temps de séchage des boues

	Type de boues	Charge en Coliformes fécaux (UFC/100 g)	Abattement (ULog)	Nombre d'échantillons
Lit 1	Boues en séchage 1 ^{er} jour	$2,7.10^7$	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	5.10^4	2,7	01
Lit 2	Boues en séchage 1 ^{er} jour	$6,5.10^7$	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	$6,5.10^4$	3	01
Lit 3	Boues en séchage 1 ^{er} jour	$1,7.10^8$	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	9.10^4	3,2	01

Ce tableau montre que les boues en séchage sont fortement chargées en coliformes fécaux aux premiers jours de séchage avec des valeurs proches de 10^8 CF/100 g. De plus, les rendements obtenus à la fin du séchage, quelque soit le lit concerné, sont proches de 3 U Log avec des concentrations autour de 10^4 UFC/100 g. Ces valeurs en CF sont supérieures aux recommandations de 10^3 UFC/100g de MS établies pour l'utilisation restreinte en agriculture par l'OMS, (2006). L'élimination des coliformes est liée à l'action directe des rayons solaires par les rayons UV ou à celle indirecte liée à la dessiccation des boues. Cette action de la température et du rayonnement n'a pas permis malgré tout d'éliminer tous les CF pendant les 15 jours qu'a duré le séchage. Ce constat corrobore les éléments de la bibliographie (Feachem et *al.*, 1983 ; Strauss, 1985) qui font état d'une élimination totale des CF dans les boues fraîches après une période supérieure à 50 jours en milieu ambiant et sous climat tropical. Ces résultats ne laissent apparaître aucune influence de la charge ou du mode d'alimentation.

✓ Helminthes

L'évolution des œufs d'helminthes dans les boues sèches est consignée dans le tableau 9.

Tableau 16 : Composition en Helminthes des boues sèches

Lits	Type de boues	Œufs d'Helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Larves d'Helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Nombre échantillons
Lit 1	Boues sèche 15 ^{ème} jour	0	-	72 (<i>Ascaris l.</i>)	-	01
	Boues entreposées 30 jours	0	-	88 (<i>Ascaris l.</i>)	- 22	01
Lit 2	Boues sèches 15 ^{ème} jour	0	-	18 (<i>Ascaris l.</i>)	-	01
	Boues entreposées 30 jours	4 (2 <i>Ascaris l.</i> , 2 <i>Trichirus</i>)	-	6 (<i>Ascaris l.</i>)	67	01
Lit 3	Boues sèches 15 ^{ème} jour	2 (<i>Trichirus</i>)	-	26 (<i>Ascaris l.</i>)	-	01
	Boues entreposées 30 jours	2 (<i>Trichirus</i>)	00	6 (<i>Ascaris l.</i>)	77	01

Ce tableau montre que les boues sèches ont des œufs variant entre 0 et 4 Nb/g de boue sèche. La concentration résiduelle des œufs d'helminthes dans les biosolides dépend aussi bien de la prévalence et de l'intensité de l'infection à travers la population dont les boues ou les eaux usées ont été collectées que des autres facteurs (la température, la sécheresse, les rayons UV) influençant la survie des parasites (Koné et *al.*, 2007). Ces charges dépendent aussi directement de la quantité d'œufs contenus dans les boues brutes car 100 % des œufs sont retenus à la surface du filtre. Par ailleurs, dans tous les échantillons analysés, les abattements sont nuls. Ceci montre que le délai de stockage de 30 jours n'est pas efficace pour éliminer les œufs d'helminthes. Des rendements satisfaisants ont, par contre, été obtenus pour les larves d'ascaris avec des rendements de plus de 60 % sauf pour le premier lit. Le rendement négatif obtenu dans ce cas peut être dû à une contamination extérieure ; les boues étant entreposées en différents tas à l'air libre à côté du bassin de récupération. Il peut aussi émaner d'une erreur de manipulation. Tout de même, les abattements intéressants obtenus pour les larves d'helminthes semblent raisonnables à la lecture des éléments de la littérature. En effet, Koné et *al.* (2007) ont révélé qu'en principe tous les pathogènes meurent après leurs excréments dans le milieu extérieur excepté ceux qui se multiplient dans les hôtes intermédiaires. La température, la sécheresse et les rayons UV sont les principaux facteurs influençant l'élimination des pathogènes (Koné et *al.*, 2007). Ainsi, on peut dire que les conditions ambiantes du milieu ont permis d'avoir une bonne élimination des larves d'helminthes. Par contre, le stockage simple pendant 30 jours n'a eu aucune influence sur l'hygiénisation des biosolides. Ces constats ont été confirmés par la littérature où on décrit une période de survie de 10 à 12 mois (Larsen et Roepstroff, 1999 ; Sanguinetti et *al.*, 2005 cités par Koné et *al.*, 2007) des œufs d'ascaris dans les climats tropicaux. Cette hygiénisation des biosolides peut être envisagée au cours d'une opération de co-compostage qui a permis d'avoir, dans des études réalisées au Ghana (Koné et *al.*, 2007), une réduction des œufs d'helminthes jusqu'à une valeur inférieure aux recommandations de l'OMS (2006). Cette technologie est envisagée dans le cas d'une valorisation agricole. Mais il faut au préalable que des normes raisonnables soient mises en place.

CONCLUSION

Dans l'ensemble, nous pouvons dire que les boues de Dakar sont faiblement chargées par rapports aux boues des autres pays en développement. Elles sont aussi très variables. Cette variabilité se ressent à travers la caractérisation avec des valeurs des fois très éloignées pour un même paramètre d'une étude à une autre. Cette variabilité est liée à plusieurs facteurs parmi lesquels le mode d'échantillonnage semble jouer un rôle prépondérant. Une bonne caractérisation des boues passera donc nécessairement par une maîtrise du mode de prélèvement avec une bonne homogénéisation des boues dès qu'elles sont dépotées dans le bassin de stockage; ceci pour éviter leur sédimentation.

Avec l'évaluation du colmatage, nous avons constaté que la durée de celui-ci pourrait être réduit en faisant des alimentations séquentielles, selon le mode 2. Ce mode d'alimentation peut même permettre d'augmenter la charge hydraulique applicable et par la même occasion la charge nominale. On n'a par ailleurs pas pu déceler une quelconque influence de la charge sur le colmatage des lits.

Il apparaît de l'évaluation de la performance des lits, que les lixiviats sont de loin moins chargées que les eaux usées d'entrées de la STEP et même celles du décanteur primaire. Ils ne remplissent pas néanmoins les normes de rejets des eaux usées dans la nature décrites par législation sénégalaise pour l'ensemble des paramètres. L'influence de la charge sur le rendement épuratoire pour l'ensemble des paramètres n'est pas très significative. Par contre, l'influence du mode d'alimentation est significatif surtout pour les MS en raison surtout des phénomènes physiques et biochimiques qui se passent pendant les phases de repos du système. Cette influence est aussi liée à la vitesse de percolation qui varie suivant le mode d'alimentation des lits en boues brutes et la consistance de cette dernière. Ainsi, les boues brutes moins consistantes donnent, après filtration, des lixiviats plus chargés que ceux issus de boues épaissies du fait des vitesses de percolation faibles, obtenues dans ce cas, qui réduisent l'entraînement des particules par les eaux d'infiltration. De ce fait, le traitement des boues brutes non épaissies aura pour avantage de traiter de grands volumes de boues et de faire des économies sur la construction d'un décanteur/épaississeur. Cependant, cette option aura comme inconvénients de donner des lixiviats plus chargés, d'exiger des espaces plus importants et des temps d'exploitation plus long si ont veut obtenir de grandes quantités de boues sèches dans l'optique d'un compostage.

En outre, le mode d'alimentation n'influe pas sur la siccité des boues qui dépend surtout de la charge avec des siccités maximales atteintes un peu plus tôt selon que la charge est plus faible. La siccité maximale préconisée pour les boues dépend de leurs destinations. Si elles sont destinées à être incinérées ou la décharge de déchets solides, une siccité maximale peut être envisagée. Par contre, si leur destination est le compostage, une siccité minimale permettant leur soutirage des lits peut être une solution en ce sens qu'il permet de faire des économies de l'eau utilisée pour arroser le système de compostage. Les boues obtenues de même que les lixiviats ne sont pas hygiéniquement surs et de ce fait ne peuvent pas être valorisés dans l'agriculture ou être rejeté dans les milieux récepteurs selon les normes sénégalaises sur les eaux usées. Ils doivent donc subir un traitement de polissage. Il serait intéressant de penser, dans ce cas, à des technologies simples, accessibles, adaptées aux conditions du milieu et qui offrent un rendement acceptable. Ceci peut se faire dans le cadre d'une réflexion sur la mise en place de normes adaptées à la spécificité des boues de vidange.

BIBLIOGRAPHIE

Baldé D., Ndiouk A. K., 2005. Études bactériologique et parasitologique des excréta (fèces et urines) issus des latrines de type vietnamien et éco-VIP, critères d'utilisation comme fertilisant et analyse de produits de récolte obtenus. *Mémoire de Master professionnel en Environnement*. UCAD.

Bodian M., 2005. Contribution à l'étude du traitement primaire des eaux usées domestiques par lagunage : Performance des stations de Castor et Diokoul-Arafat (Rufisque, Sénégal). *Mémoire de DEA de Physique Nucléaire*. Option : Physique appliquée aux Sciences biologiques. ITNA, FST, UCAD.

Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992. Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation. *Document réalisé sous la Direction des Agences de l'Eau du Ministère de l'Environnement*. Paris, France. 85p.

Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1993. Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation. *Document réalisé sous la Direction des Agences de l'Eau du Ministère de l'Environnement*. Paris, France. 89p.

Collin J.J., 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.

Composting Council USA, 2000. Field Guide for Compost Use. En ligne. <http://compostingconcil.org/publications.cfm>

CREPA, 2002. Projet de gestion des boues de vidange. État des lieux.

Diongue E. S. T., 2006. Stratégie d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar. *Mémoire de fin d'étude de formation postuniversitaire (Master Spécialisé) Génie Sanitaire et Environnement*. 2iE. EPFL.

Diop B. S., 1994. Traitement des eaux usées domestiques par voie naturelle sous climat tropical. *Mémoire de DEA de l'ISE*. FST. UCAD.

Diop B. S., 2002. Les écosystèmes aquatiques et semi-aquatiques dans l'épuration des eaux usées domestiques et urbaines par mosaïques hiérarchisées d'écosystèmes artificiels en Afrique tropicale sèche. *Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement*. ISE, FST, UCAD, Dakar.

Domergue Y. et Mangenot F., 1970. Écologie microbienne du sol (Masson ad Cie edi.).

Fall C., 1991. Pollution azotée de la nappe phréatique de Thiaroye : causes et propositions de solutions. *Mémoire de DEA en Sciences de l'environnement*. ISE. FST. UCAD.

FAO, 1989. Évaluation des Terres pour l'Agriculture Irriguée: Directives - Bulletin Pédagogique no 55.

Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., Mara D.D., 1983. Sanitation and Disease-Health Aspect of Excreta and Wastewater Management. John Wiley & Sons.

Franceys R., Pickford J., Reed R., 1995. Guide de l'assainissement individuel. OMS. Genève.

Gnagne T., 1996. Épuration par infiltration d'eaux usées à forte charge organique en milieu tropical. *Thèse de Doctorat en Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental*. Université de Montpellier II.

Haward G., Stephen P., et al., 2003. Risk factors contributing to microbiological contamination of shallow groundwater in Kampala, Uganda. *Water Research* 37: 3421-3429.

Huisman L. et Wood W. E., 1975. La filtration lente sur sable. OMS.

Ingallinella A.M., Fernandez R.G., Sanguinetti G., 2000. Co-Treating Septage and Wastewater in Ponds – Results of Field Research Conducted at Alcorta, Argentina. Sanitary Engineering Centre, University of Rosario, Argentina and SANDEC. EAWAG/SANDEC, P.O. Box 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse.

Iung O., 1993. Épuration bactériologique en infiltration percolation. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II Sciences et Techniques de Langudoc.

IWMI, 2003. Co-composting of Faecal Sludge and Solid Waste for Urban or Peri-urban Agriculture in Kumasi, Ghana. Programme Gestion durable des déchets de l'assainissement urbain. En ligne. http://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A09/Rapport_final_A09.pdf

Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M., 2002. Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. Manuel de planification. Première édition. Eawag/Sandec.

Koné D., 2002. Épuration des eaux par lagunage à microphytes et macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : État des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de Doctorat en Sciences et Techniques dans le domaine des Sciences et ingénieries de l'environnement. EPFL, Lausanne.

Koné D., Cofie O., Zurbrugg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S., Strauss M., 2007. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research* 41. pp 4397-4402.

Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N.T.K, Surinkul, N., Montangero, A., and Strauss, M., 2002. Constructed Wetlands for Septage Treatment – Towards Effective Faecal Sludge Management. In: *Proceedings, 8th Int. Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* (IWA/University of Dar es Salaam), Arusha, Tanzania, Sept. 16-19. http://www.sandec.ch/files/CWseptageArusha_Koottatep.pdf

Liénard A., 1999. Déshydratation des boues par lits de séchage plantés de roseaux. Article paru dans *Ingénieries EAT*, No 17, pp 33-45.

Liénard A., Duchène P., Gorini D., 1995. A study of Activated Sludge Dewatering in Experimental Reed-Plant or Unplanted Sludge drying beds. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 32. No 3 ; pp 251-261.

Makni M. H., 1995. L'oxydation et la décontamination en infiltration percolation. *Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II. Sciences et Techniques de Languedoc.*

Mbéguéré M. 1994. Eau et Assainissement à Ouakam : Alimentation en Eau, Gestion des Eaux Usées Ménagères et Caractérisation des Rejets. *Mémoire de DEA en Sciences de l'Environnement.* ISE, FST, UCAD, Dakar.

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.* ISE, FST, UCAD, Dakar.

Ménoret C., 2001. Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse de Doctorat. Université de Montpellier II.

Miesher A., 2007. Dewatering and drying different types of sludge with planted and unplanted drying beds. A literature review. Eawag/Sandec.

Montangero A., Strauss M., Dembélé A., 2000. Gestion des Boues de Vidange: Parent pauvre de l'assainissement et défi à relever. En ligne. http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_ewm/downloads_ewm/ouaga_2000.pdf

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'étude en Sciences Naturelles de l'Environnement.* Université de Genève.

Norme sénégalaise NS 05-061 Juillet 2001. Eaux Usées: Normes de rejet. Édité par l'Institut Sénégalais de Normalisation (INS).

OMS (WHO), 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, vol. 4. :Excreta and Greywater use in agriculture. FOA Geneva.

Oren O., Yechieli Y. et al., 2004. Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. *Journal of Hydrology* 290: 312-328.

Personné J. C., Poty F. et al., 1998. Survival, Transport and dissemination of Escherichia coli and Enterococci in a fissured environment. Study of a flood in karstic aquifer. *Journal of applied Microbiology* 84: 431-438.

Pescod, M. B. (1971). Sludge Handling and Disposal in Tropical Developing Countries. J. Water Pollution Control Federation, 43, 4, pp. 555-570.

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. Bruxelles.

Roques H., 1979. Fondements théoriques du traitement biologique des eaux. Volumes 1&2. Techniques et documentation.

Scott J.C., 1952. Health and Agriculture in China-A Fundamental Approach to Some of the Problems of World Hunger. Faber and Faber Ltd., London.

Séne F. M., 2003. Contribution à l'étude du traitement tertiaire des eaux usées domestiques par lagunage : Performance des stations de Castor et Diokoul (Rufisque, Sénégal). *Mémoire de DEA de Physique Nucléaire*. Option : Physique appliquée aux Sciences biologiques. ITNA, FST, UCAD.

Séne W. R., 2003. Contribution à l'étude de la pollution secondaire dans un système d'épuration des eaux usées domestiques par lagunage : cas des stations de Castor et Diokoul (Rufisque, Sénégal). *Mémoire de DEA de Physique Nucléaire*. Option : Physique appliquée aux Sciences biologiques. ITNA, FST, UCAD.

Schmitt A., 1989. Modélisation de l'épuration par infiltration. *Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II*. Spécialité Hydrologie, Sciences de l'Eau et Aménagement.

Strauss M., 1985. Health aspect of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture-Part II. Pathogen Survival. International Reference Center (now Sandec), Duebendorf, Switzerland. Report no. 04/85.

Strauss M.; Koné D., 2004, Performances et Challenges des Techniques de traitement à faible coût (rustiques) des Boues de Vidange. In : *Forum de recherche en eau et assainissement, CREPA, Ouagadougou, Burkina Faso*,

Strauss, M., Larmie, S.A., and Heinss, U., 1997. Treatment of sludges from on-site sanitation. Low-cost options, *Wat. Sci. & Tech.*, Vol. 35, No. 6, pp. 129-136.

Symposium International sur la politique de la Gestion des Boues de vidange, 2006.

Toukara A., 2007. Nitrification of the faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Sénégal. *Master of Science Thesis*. UNESCO-IHE. Eawag-Sandec.

Tine M., 2005. Etude expérimentale de l'épuration d'eaux usées urbaines par filtration lente sur sable en milieu tropical. *Mémoire de DEA en Sciences de l'Environnement*. ISE, FST, UCAD.

Vonwiller L., 2007. Monitoring of Faecal Sludge Treatment Plant Cambérène in Dakar. *Internship report*. Eawag/Sandec, ONAS.

Walker M., 2007. Performance of the FSTP Rufisque and its impact on the WSP. *Internship report*. ETH. Eawag/Sandec. ONAS.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Plan de travail

Activités	Action continue	Temps nécessaire	15sept-15oct	15oct-15nov.	15nov.-15dec.	15dec.-15janv.	15janv.-15fev.	15fev.-15mar.
Semaine								
Revue documentaire - rencontre des acteurs	2 mois	60jours						
Tests de fonctionnement		15jours						
Détermination des caractéristiques des BV	après chaque dépotage							
Analyse des performances de la STBV à partir du lit 1	Toutes les 2 semaines							
Détermination des performances de la station pilote de Cambéréne (déposante)	2 semaines	15 jours						
Évaluer l'influence de la fréquence d'alimentation à partir du lit 2	Toutes les 2 semaines							
Évaluer l'influence de la charge à partir du lit 3	Toutes les 2 semaines							
Déterminer la quantité de boues décapées	Toutes les 2 semaines							
Rédaction du rapport (mémoire et article scientifique)	Chaque mois							
Soutenance	Derniers 15 jours							

ANNEXES 2 : Données des analyses granulométriques

Sondage :	STBV	
Profond (m) :		
Poids sec (g)	500	
tamis		
	% cum	poids cum
5	99	5
4	98,2	9
3,15	97,4	13
2,5	95,4	23
2	92	40
1,6	89,2	54
1,25	85,8	71
1	84,8	76
0,8	76	120
0,63	69,2	154
0,2	17,4	413
0,16	6,6	467
0,08	1,4	493

ANNEXES 3 : Résultats des boues brutes

Échantillons	MES (g/l)	MVS (g/l)	MS (%)	MS (g/l)	DCO (mgO ₂ /l)	N _t mg/l	Sable (g/L)
E1	4,705	3,235	0,569	5,54	8100	559,68	0,432
E2		3	0,384	3,72	10530	5,824	0,184
E3	6,29	3,085	0,804	7,776	10560	310,88	1,476
E4		2,865	0,560	5,412	6690	360,4	0,58
E5	2,7	1,4	0,513	4,984	4670	368,55	0,504
E6	5,968	5,62	0,720	6,956	6900	342,5	0,24
E7	1,688	0,876	0,236	2,248	2580	168,75	
E8	2,084	1,996	0,353	3,388	1310	365,138	
E9	2,868	1,804	0,313	3,236	3770	227,458	0,108
E10	2,732	1,908	0,350	4,192	4040	353,063	0,104
E11	2,08	1,544	0,321	3,096	5330	1080,75	0,06
E12	1,736	1,288	0,258	2,52	2690	493,5625	
E13	0,972	0,48	0,178	1,732	1580	293,7	0,032
E14	1,1	0,832	0,172	1,66	1640	223,575	
E15	1,815	1,11	0,281	2,724	2220	157,45	0,136
E16	1,52	0,913	0,303	2,948	2810	141,75	0,16
E17	4,095	2,815	0,526	5,328	6640		0,46
E18	1,44	0,492	0,292	2,86	4220		0,268
E19			0,246	2,384	6350		0,112
E20			0,289	2,8	6700		0,044
E21	1,12		0,22		2056	157	
E22	2,49		0,35		2316	683	
E23	1,61		0,35		3064	256	
E24	1,95		0,31		2992	495	
E25	1,54		0,24		1924	322	
E26	1,31		0,42		3272	450	
E27	0,98		0,33		3142	261	
E28	1,12		0,26		2964	324	
E29	2,31		0,356	3,48	3780	2444	
E30	2,31	1,14	0,409		2820	558	
E31	2,27	0,97	0,4095	3,92	3564	493	
E32	2,655	1,515	0,4192	4,14	3312	375	
E33	1,505	0,845			1596	247	
E34	2,84	2,215			3216	299	
E35	0,97	0,715	0,189	1,849	1764		
E36			0,381	3,716	3168		
E37	3,445	2,2	0,694	6,772	4944		
E38	1,86	1,47	0,401	3,932	7262		
E39	0,585	0,35	0,158	1,54	5242		
E40			0,255	2,508	1188		
E41			0,255	2,508	1760		
E42			0,106	1,036	2130		
E43	1,564	1,176	0,264	2,528	3600		
E44	1,732	0,992	0,400	3,848	4690		
E45	0,928	0,928	0,244	2,34	2680		
E46	1,564	1,176	0,251	2,412	2310		
E47	1,732	0,992	0,239	2,344	3700		
E48	1,792	1,104	0,280	2,7	3340		0,156
E49	1,66	0,884	0,295	2,864	2740		

E50	1,84	1,044	0,315	3,04	2800		
MOYENNE	2,130	1,571	0,343	3,410	3853,32	427,234	0,297
nombre d'ech	42	35	45	36	50	30	17
variance	1,473591	1,076923	0,020256	2,2681	4675342,818	178252,677	0,1139293
écart type	1,213915	1,037749	0,142322	1,50602	2162,254106	422,199807	0,3375341
corrélacion	0,910797	0,795306	0,89638	0,65378	0,004219322	-0,0087738	0,7831358
Max	6,29	5,62	0,804366	7,776	10560	2444	1,476
Min	0,585	0,35	0,106333	1,036	1188	5,824	0,032

ANNEXES 4 : Alimentation continue

Temps (jours)	Débit instantané moyen (ml/mn)
J 1	1303
J 2	210
J 3	95
J 4	89
J 5	70
J 6	60
J 7	50
J 8	45
J 9	41
J 10	35
J 11	35
J 12	35
J 13	35

ANNEXES 5 : Alimentation séquentielle

Temps (jours)	Débit instantané moyen (ml/mn)
1	1263
2	783
3	394
4	364
5	369
6	313
7	494
8	36