
TABLE DES MATIERES

Dédicaces	II
REMERCIEMENTS	III
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES PHOTOS	VI
LISTE DES TABLEAUX	VI
Liste des abréviations, sigles et acronymes	VII
RESUME	2
ABSTRACT	2
INTRODUCTION	3
Contexte et justification	3
Problématique	4
Objectifs	5
1. REVUE DE LA LITTERATURE	6
1.1 Situation de la gestion de l'assainissement autonome et de la gestion des boues de vidange au Sénégal	6
1.1.1 Aspects institutionnels et réglementaires	6
1.1.2 Quelques systèmes de traitement des boues de vidange au Sénégal	7
1.1.3 Définition	8
1.1.4 Caractéristiques des boues de vidange	8
1.1.5 Différentes formes de pollution	8
1.2 Risques liés à une mauvaise gestion des boues de vidange	9
1.2.1 Risques sanitaires	9
1.2.2 Risques d'ordre écologique	10
1.3 Quelques notions sur la coagulation/Floculation des boues	11
1.3.1 Mécanismes de la décantation des boues	11
1.4 Généralités sur le coagulant utilisé : le sulfate d'Aluminium	16
2. MATERIELS ET METHODES	18
2.1 Localisation du site	18
2.2 Description générale de la STBV des Niayes	19
2.2.1 Réceptacle des boues	19
2.2.2 Bassins de sédimentation/épaississement (B/E)	19
2.2.3 Bassins anaérobies	20
2.2.4 Bâche à eau	20
2.2.5 Lits de séchage non plantés	21
2.3 Caractérisation des boues et effluents	22
2.3.1 Mode d'échantillonnage	23
2.4 Paramètres suivis	23
2.5 Test de floculation au laboratoire	24
2.6 Préparation de la solution de sulfate de sulfate ($AL_2(SO_4)_3$)	24

2.7	Mode d'échantillonnage	24
	2.7.1 Prise d'échantillon de terrain	24
	2.7.2 Prise d'échantillon de laboratoire	25
	2.7.3 Evaluation de la floculation	26
2.8	Test de floculation au niveau de la STBV de Niayes	26
	2.8.1 Préparation de la solution de sulfate d'Aluminium	26
	2.8.2 Floculation des effluents sortant des bassins de sédimentation.....	27
2.9	Floculation des effluents sortant des bassins anaérobies.....	28
	2.9.1 Application de la solution de sulfate d'aluminium.....	28
	2.9.2 Décantation des effluents floculés	28
	2.9.3 Prise d'échantillons au niveau de la STBV	29
2.10	Paramètres suivis	29
	2.10.1 Méthode de détermination des paramètres physico-chimiques	29
3.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	32
3.1	Caractérisation des boues brutes et des effluents	32
3.2	Détermination de la dose optimale	33
	3.2.1 Influence de la floculation sur la qualité du surnageant floculé	33
	3.2.2 Influence de la floculation sur la capture de boues.....	36
	3.2.3 Application sur le terrain des tests de floculation pour les effluents sortant des bassins de sédimentation.....	36
	3.2.4 Problèmes de décantation rencontrés à la sortie des bassins de sédimentation/épaississement	38
3.3	Test de floculation de terrain pour les effluents sortant des bassins anaérobies	39
	3.3.1 Test après cloisonnement des pompes.....	39
	3.3.2 Test après modification du « Té » de sortie des bassins anaérobies.....	40
	3.3.3 Tests avec modification du « Té » de sortie des bassins anaérobies avec cloisonnement des pompes de refoulement	40
	CONCLUSION	43
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Potentiel électrique de particules colloïdales	13
Figure 2: Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation	15
Figure 3: Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère	16
Figure 4 : Carte de localisation de la STBV des Niayes	18
Figure 6: Schéma descriptif de la STBV des Niayes	19
Figure 7: MES des effluents non flocculé (gauche) et MES dans les surnageant flocculés avec différentes doses de sulfate d'Aluminium	34
Figure 8: Réduction des teneurs en MS en fonction de la dose de sulfate appliquée	35
Figure 9: Réduction de la concentration en MVS en fonction de la dose	35
Figure 10: Influence de la dose de sulfate appliquée sur la quantité de boues produites	36
Figure 11: Réduction de la concentration en MES des effluents flocculés (répétition 1).....	41
Figure 12: Réduction de la concentration en MES des effluents flocculés (répétition 2).....	41

LISTE DES PHOTOS

Photo 1: Sulfate sous forme de grains	17
Photo 2: Réceptacle recevant les boues brutes	22
Photo 3: bassins de sédimentation/épaississement	22
Photo 4: Bassins anaérobies	22
Photo 5: Bâche à eau	22
Photo 6: Lits de séchage non plantés	22
Photo 7: Jar test	25
Photo 8: Dispositif des cônes Imhoff pour la décantation	26

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de STOKES.....	12
Tableau 2: Différents types de coagulants	16
Tableau 3: Caractérisation des boues brutes et des effluents	32
Tableau 4: MES des surnageants flocculés en fonction de la durée de décantation	37

Liste des abréviations, sigles et acronymes

ANSD	Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie
BV :	Boue de Vidange
CH₄ :	Méthane
CO₂ :	Dioxyde de Carbone
DBO :	Demande Biochimique en Oxygène
DELVIC-SI :	Delta-Vicas Sanitation Initiatives
EA :	Energie d'Attraction
EC :	Electroconductivité
FA :	Force d'Attraction
FR :	Force de Répulsion
IB :	Indice de Boue
MES :	Matières En Suspension
mg :	Milligramme
mL :	Millilitre
MS :	Matières Sèches
MVS :	Matières Volatiles Sèches
ONAS :	Office National de l'Assainissement
ONU :	Organisation des Nations Unies
PAQPUD :	Programme d'Assainissement de Quartiers Péri Urbains de Dakar
PELT :	Projet Eau à Long Terme
STBV :	Station de Traitement de Boue de Vidange
STEP :	Station d'épuration.

RESUME

Dimensionné pour 60 m³/jour, la Station de Traitement de Boues de Vidange (STBV) des *Niayes* reçoit aujourd'hui en moyenne 500 m³/jour. Cette situation de sous dimensionnement ne favorisant pas une bonne décantation, une très grande partie des boues est envoyée à la Station d'Épuration qui se trouve à proximité de la STBV.

La présente étude se propose donc de contribuer à l'optimisation de la capture des boues de vidange de la STBV des *Niayes* par le procédé de coagulation/floculation.

L'étude s'est déroulée en trois phases. D'abord les boues brutes et les effluents des bassins de sédimentation/épaississement et des bassins anaérobies ont été caractérisés. Les Matières En Suspension (MES), les Matières Sèches (MS) et les Matières Volatiles Sèches (MVS) sont les paramètres suivis. Ensuite des tests de coagulation/floculation ont été faits au laboratoire sur les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement et des bassins anaérobies pour déterminer la dose optimale du coagulant (Sulfate d'Aluminium) à appliquer. Enfin, cette dose obtenue au laboratoire a été utilisée pour les tests sur le terrain.

Les résultats de la caractérisation ont montré des concentrations en sortie des bassins anaérobies de 3,32 g/L en MES soit une réduction de 38%, 4,8 g/L en MS soit une réduction de 33,2% et 2,98 g/L en MVS soit une réduction de 31,8% par rapport à la teneur des boues brutes. Toutefois ces valeurs dépassent largement les valeurs limites de la norme sénégalaise NS 05061 relativement au rejet des eaux dans le milieu naturel. Les tests de coagulation/floculation au laboratoire ont montré que la dose optimale est de 2 mL soit une concentration de 50 g/L du sulfate d'Aluminium. L'application de cette dose dans les effluents sortant des bassins anaérobies a donné des teneurs en MES, dans les surnageants, comprises entre 316 et 348 mg/L, soit 90% et 95% de réduction de la concentration en MES par rapport aux effluents bruts. Ceci a entraîné une amélioration de la qualité de l'effluent et une augmentation de la quantité de boues produite de 1,5 t/j à 3 t/j.

La coagulation/floculation semble être une technologie prometteuse pour une bonne valorisation des boues de vidange.

Mots clés : *Boues de vidange, Coagulation/floculation, sédimentation/épaississement, Sulfate d'aluminium.*

ABSTRACT

Designed for 60 m³/day, the *Niayes* faecal sludge treatment plant (FSTP) now receives an average of about 500 m³/day. This undersizing situation does not favour good settling, and then a very large part of the sludge is sent to the Treatment Plant which is located near the FSTP.

The present study therefore aims to contribute to the optimization of the capture of the sludge from the *Niayes* FSTP by the coagulation/flocculation process.

The study was carried out in three phases. First, the raw sludge and effluents from the settling/thickening tanks and anaerobic tanks were characterized. Total Suspended Solids (TSS), Dry Matter (DM) and Volatile Suspended Solids (VSS) were the parameters monitored. Then coagulation/flocculation tests were performed in the laboratory on the effluent from the settling/thickening tanks and anaerobic ponds to determine the optimal dose of coagulant (Aluminium Sulphate) to be applied. Finally, this laboratory dose was used for the field tests.

The results of the characterization showed anaerobic tank output concentrations of 3.32 g/L in TSS, i.e. a 38% reduction, 4.8 g/L in DM, i.e. a 33.2% reduction, and 2.98 g/L in VSS, i.e. a 31.8% reduction compared to the raw sludge content. However, these values largely exceed the limit values of the Senegalese standard NS 05061 for the discharge of water into the natural environment. Coagulation/flocculation tests in the laboratory showed that the optimal dose is 2 mL, i.e. a concentration of 50 g/L of aluminum sulphate. The application of this dose in the effluents leaving the anaerobic tanks resulted in TSS concentrations in the supernatants ranging from 316 to 348 mg/L, representing a 90% to 95% reduction in TSS concentration compared to the raw effluents. This resulted in an improvement in effluent quality and an increase in the quantity of sludge produced from 1.5 t/d to 3 t/d.

Coagulation/flocculation appears to be a promising technology for good recovery of faecal sludge.

Keywords: Aluminium sulphate, Coagulation/flocculation, Faecal sludge, settling/thickening.

INTRODUCTION

Contexte et justification

L'accès à l'eau potable et à l'assainissement est devenu aujourd'hui des questions préoccupantes dans les politiques internationales pour l'atteinte des objectifs du développement durable. En effet, ces secteurs connaissent de plus en plus une attention particulière et remarquable de la part des autorités gouvernementales des pays du monde en général et de l'Afrique subsaharienne en particulier. Cette attention se traduit par la tenue de plusieurs rencontres entre spécialistes et autorités étatiques à travers le monde dont l'objectif principal est d'améliorer l'accès à l'eau potable en quantité et en qualité suffisante, mais surtout à des services d'assainissement appropriés.

En effet en janvier 2016 est entré en vigueur l'Agenda 2030, qui en son objectif 6 vise à garantir l'accès de tous à l'eau et à l'assainissement et assurer une gestion durable des ressources en eau d'ici 2030.

Entre 2000 et 2015, la proportion de la population mondiale utilisant des services d'assainissement améliorés est passée de 59 % à 68 %. Cela signifie que, en 2015, 4,9 milliards de personnes dans le monde utilisaient un service d'assainissement amélioré. Cependant, ce n'est pas le cas de 2,4 milliards de personnes ; parmi elles, 946 millions ne disposant d'aucune installation sanitaire ont continué à déféquer à l'air libre. La proportion des populations qui ont accès à des services d'assainissement améliorés en Afrique subsaharienne reste la plus faible parmi toutes les autres parties du monde. Mais néanmoins des progrès ont été notés avec 26% en 2000 et 30% en 2015 (*ONU, 2015*). La gestion hasardeuse des matières fécales et des eaux usées reste un risque majeur pour la santé publique et l'environnement (*ONU, 2015*).

Ces progrès sont le fruit de beaucoup d'efforts fournis à travers des politiques d'assainissement entrepris par les autorités des pays d'Afrique en partenariat avec le secteur privé. C'est ce qui a permis à l'Etat du Sénégal par le biais de l'Office National l'Assainissement du Sénégal (ONAS), de mettre en place, en 2011, avec l'appui financier de la Fondation Bill et Melinda Gates (FBMG), un programme pilote de vidange dans les zones périurbaines de la région de Dakar. Ce Programme a été précédé par un autre vaste Programme d'Assainissement des Quartiers Péri Urbains de Dakar (PAQPUD), qui est une sous-composante du Projet Eau à Long Terme (PELT). Ce projet a permis de couvrir 32

collectivités locales de la zone périurbaine et d'atteindre 22% des ménages non desservis par l'assainissement collectif (ONAS, 2014).

Toutefois, malgré tous les efforts consentis, force est de reconnaître que la filière des boues de vidange souffre encore de nombreuses insuffisances relatives à la pratique de la vidange manuelle, du dépotage sauvage pratiqué par certains vidangeurs. Par exemple, dans certaines zones de la banlieue dakaroise, qui abrite presque 2/3 de la population, lorsque les fosses sont pleines, plus de 50% de la population ont une fois eu recours à la vidange manuelle. Ces situations engendrent des conséquences souvent néfastes à la santé des populations et de l'environnement. En plus de ces pratiques, vu la quantité de plus en plus importante de boues produites à Dakar, l'ONAS avait des difficultés pour le traitement des boues dépotées dans les STBV. Pour régler ce problème, l'ONAS a, dans le cadre d'un Partenariat Public Privé (PPP), signé un contrat avec DELVIC SI pour l'exploitation de toutes les stations de traitement des boues de vidange de Dakar. Créée en 2013, DELVIC SI est une entreprise de droit sénégalais exclusivement dédiée à l'assainissement autonome en général et dans la problématique des boues de vidange en particulier.

Problématique

Au Sénégal comme un peu partout dans les pays en développement, le déficit en assainissement collectif pousse les populations à se rabattre sur les systèmes d'assainissement autonomes. En effet, plus de 70 % de la population dakaroise est encore desservi par l'assainissement individuel et certaines villes de l'intérieur du pays ne disposent que de systèmes d'assainissement individuel. Cet assainissement dit non conventionnel génère à Dakar près de 2000 m³ de boues de vidange (DELVIC-SI, 2019).

Ces importantes quantités de boues sont gérées de manière anarchique causant des conséquences néfastes d'ordre environnemental, sanitaire et esthétique. Pour faire face à ce problème, l'Office National de l'Assainissement du Sénégal a mis en place des stations de traitement des boues de vidange à Cambérène, Rufisque, Pikine (Niayes) et de Tivaouane Peulh. La station de traitement des boues de vidange des Niayes est une station qui prend en charge la séparation liquide/solide effectuée au niveau des décanteurs/épaississeurs et le séchage des boues dans les lits de séchage.

Cette station qui devrait recevoir conformément à son dimensionnement 60m³/jour, reçoit actuellement plus de 500m³/jour ; ce qui constitue un excès qui serait à la l'origine des défaillances de décantation au niveau des bassins de sédimentation/épaississement. En effet, les bassins étant sous dimensionnés, les boues de vidange n'ont pas le temps nécessaire de séjour pour une bonne décantation ; ce qui explique une très grande quantité de boues dans l'effluent qui passe dans les bassins anaérobies.

Dans un tel contexte, un traitement approprié par les méthodes chimiques pour accélérer et améliorer le processus de décantation des boues de vidange dans les bassins de sédimentation/épaississement est à préconiser. C'est dans un tel contexte que DELVIC SI envisage d'implanter une unité de coagulation/floculation avec comme coagulant le sulfate d'Aluminium qui serait un produit chimique capable d'accélérer le processus de décantation des boues de vidange.

Objectifs

Dans l'optique de rechercher des moyens d'amélioration du système de traitement des boues de vidange afin d'améliorer la qualité de l'effluent, cette présente étude se propose comme objectif principal l'optimisation de la capture des boues de vidange de la Station de Traitement de Boues de Vidange des Niayes par le procédé de la coagulation/floculation.

L'atteinte de cet objectif global passera par la réalisation des objectifs spécifiques suivants :

- ✓ **OS1** : Caractériser les boues de vidange dépotées au niveau de la Station de Traitement des Boues de Vidange des Niayes (STBV) ; Evaluation des performances des ouvrages de la Station de traitement de boues de vidange ;
- ✓ **OS2** : Déterminer la dose permettant une bonne séparation solide/liquide et supportable par l'exploitation
- ✓ **OS3** : Identifier le meilleur niveau d'application de la floculation à grandeur échelle (au niveau de la STBV).

1. REVUE DE LA LITTERATURE

1.1 Situation de la gestion de l'assainissement autonome et de la gestion des boues de vidange au Sénégal

1.1.1 Aspects institutionnels et réglementaires

Aujourd'hui l'accès à l'eau et à l'assainissement est devenu une préoccupation majeure pour l'Etat du Sénégal à l'instar de tous les gouvernements africains. En effet, « l'accès à l'eau potable et à l'assainissement est un droit de l'Homme essentiel à la pleine jouissance de la vie », au même titre que le droit à l'alimentation ou à la santé. En dépit de cette reconnaissance du droit à l'eau par l'ONU (juillet 2010) et des progrès réalisés, la situation demeure déplorable car près de 800 millions de personnes n'ont pas accès à une source d'eau améliorée et 2,5 milliards sont privées de services élémentaires comme les toilettes ou les latrines. 80% de la population mondiale habite des régions où la sécurité de l'eau est compromise et chaque année, plus d'un (1) million d'enfants meurent suite à des maladies diarrhéiques (ONU ; 2010).

Dans les pays en voie de développement, la question de l'assainissement se pose avec acuité et une attention particulière doit être accordée à la question par les pouvoirs publics. L'Etat du Sénégal, malgré les avancées notées, a toujours des difficultés à régler la question avec le niveau très faible de l'accès des populations à un système d'assainissement de qualité malgré les efforts qui ont été consentis.

La plupart des problèmes rencontrés dans l'assainissement sont d'ordre organisationnel, institutionnel, juridictionnel, financier, etc. En effet, sur le plan institutionnel la gestion des boues de vidange est dévolue à des départements sectoriels dont :

- ✓ les secteurs centralisés de l'Etat, à travers certains de ses ministères, qui définissent les orientations, les politiques, les programmes et les dispositions réglementaires;
- ✓ les directions et les structures décentralisées ;
- ✓ les collectivités locales par l'entremise des compétences transférées pour impulser un développement durable à la base ;
- ✓ les organisations non gouvernementales qui interviennent à la base ; et

-
- ✓ les partenaires financiers qui participent à la mobilisation des fonds dans le secteur de l'assainissement.

Le cadre juridique dans lequel tous ces différents secteurs opèrent dans la gestion des boues de vidange reste à perfectionner

1.1.2 Quelques systèmes de traitement des boues de vidange au Sénégal

1.1.2.1 Bassins de sédimentation et lits de séchage non plantés

Les lits de séchage non plantés sont des lits simples et perméables, qui une fois chargés de la boue drainent la partie liquide et permettent la boue de sécher par évaporation. Le fond du lit de séchage est garni de conduites perforées qui drainent le lixiviat. Au-dessus des drains, il y a des couches de sable et de gravier qui reçoivent les boues et permettent au liquide d'infiltrer dans le drain. Les lits de séchage jouent un rôle de rétention physique des matières en suspension (MES) contenus dans la boue. Ce mécanisme est responsable de la formation du « *dépôt de boue* », à la surface du lit. Sous l'action des forces de gravité, l'eau libre contenue dans la boue est drainée vers le fond du lit, où un réseau de drains permet son évacuation. Ce mécanisme participe à la réduction du volume et au séchage des boues stockées sur le lit (*Molle et al ; 2013*).

1.1.2.2 Lagunage

Le traitement par lagunage est constitué d'une série de bassins artificiels, ou étangs formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées sont déversées et passent successivement et naturellement d'un bassin à l'autre, par gravitation, pendant un long temps de séjour. Différents assemblages de ces bassins sont possibles en fonction de divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter. Ces bassins fonctionnent comme des écosystèmes avec des relations de symbiose entre les différentes populations composées de champignons, de protozoaires, de métazoaires, d'algues, de plantes, de poissons, etc. ces différents organismes interviennent afin d'éliminer la charge polluante contenue dans les eaux usées. De façon générale, le mécanisme sur lequel repose le lagunage est la photosynthèse.

1.1.3 Définition

1.1.3.1 Boue de vidange

Les boues de vidange (BV) sont des mélanges de matières fécales et d'urine de consistance variable collectées par des systèmes d'assainissement non raccordés au réseau d'égouts (latrines, toilettes publiques, fosses septiques, etc.) (*Montangero et Strauss, 2002*). Elles sont subdivisées en deux types suivant leur concentration : les boues de vidange de type A et les boues de vidange de type B. les boues de vidange A sont des boues relativement concentrées, stockées quelques jours ou semaines, biochimiquement instables, provenant de toilettes publiques ou de grande surface, d'hôtels et autres. Les boues de vidange de type B quant à elles sont des boues de faibles concentrations, stockées depuis plusieurs années et partiellement stables provenant des dispositifs d'assainissement individuel des ménages (latrines, fosses septiques).

1.1.4 Caractéristiques des boues de vidange

Contrairement aux eaux usées, les boues de vidange présentent une variabilité élevée (*Montangero et al., 2002 ; Koné et Strauss 2004*). Les paramètres qui influencent les boues de vidange sont : la durée de stockage (de quelques mois à quelques années) ; la température ; l'infiltration souterraine ; le type d'installation (Ex. latrines traditionnelles, fosse septique) et ses performances épuratoires ; la composition des boues de vidange (présence ou non des graisses, des déchets alimentaires, des solides non biodégradables, des détergents) et aussi la technologie et le mode de vidange.

1.1.5 Différentes formes de pollution

Le Code de l'Environnement sénégalais de 2001 définit la pollution des eaux comme toute Introduction dans le milieu aquatique de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau et de créer des risques pour la santé de l'homme, de nuire à la faune et à la flore aquatiques, de porter atteinte à l'agrément des sites ou de gêner toute autre utilisation normale des eaux. Concernant les boues de vidange il existe plusieurs types de pollutions que sont la pollution primaire ou physique, la pollution secondaire ou organique, la pollution tertiaire ou minérale et la pollution quaternaire.

1.1.5.1 Pollution primaire

Elle constitue la partie la plus apparente de la pollution des boues de vidange. Elle est caractérisée par un excès de particules en suspension qui sont à l'origine de la turbidité des eaux. Ces particules en suspension sont souvent issues des déchets de cuisine, de lessive et de douche.

1.1.5.2 Pollution secondaire

C'est une forme de pollution qui est caractérisée par l'ensemble des matières organiques dissoutes ou solide de l'eau. Ces matières organiques peuvent provenir des matières fécales, urines, déchets organiques de cuisine, etc. L'augmentation de cette pollution peut entraîner une perturbation du rôle auto-épuration des milieux récepteurs naturels.

1.1.5.3 Pollution tertiaire

La pollution tertiaire ou minérale est une forme de pollution caractérisée par des composés minéraux que sont l'azote et le phosphore. Ces composés minéraux proviennent essentiellement des matières fécales, des urines, des déchets de cuisine et des détergents. Cette forme de pollution peut entraîner une eutrophication dans les milieux récepteurs (eaux de surface).

1.1.5.4 Pollution quaternaire

Cette forme de pollution comprend généralement les pollutions virales, bactériennes et zoo-parasitaire (protozoaires, helminthes). Elle est aussi connue sous le nom de péril fécal dont l'origine est spécifiquement humaine et animale.

1.2 Risques liés à une mauvaise gestion des boues de vidange

Les risques liés à la mauvaise gestion des boues de vidange sont de multiples ordres. Dans le cadre de notre présente étude nous nous intéresserons aux risques d'ordres sanitaire et environnemental.

1.2.1 Risques sanitaires

La mauvaise gestion des boues de vidange engendre la contamination du sol, des sources d'eaux superficielles mais aussi de la nappe phréatique.

Les boues de vidange sont composées des eaux usées domestiques telles que des eaux de lavage de la vaisselle, des lessives, des douches ou des toilettes et les eaux usées provenant des fosses d'usines, de restaurant etc. Elles contiennent différentes substances polluantes telles que des résidus de produits ménagers, pharmaceutiques et cosmétiques. Elles contiennent surtout les matières fécales et beaucoup de matières organiques. Une mauvaise gestion de ces boues pourrait engendrer une contamination du sol et des sources d'eaux superficielles et surtout la nappe phréatique. En effet les substances polluantes contiennent des germes pathogènes capables de résister pendant longtemps.

En entrant en contact avec les milieux contaminés ou directement avec les boues de vidange, l'homme court le risque d'être contaminé à son tour. En effet dans les boues de vidange on retrouve des virus, des bactéries, des helminthes, des protozoaires qui sont pour la plupart des cas contenus dans les matières fécales humaines. Ces germes pourraient être responsables de la mortalité infantile liée au choléra, à la poliomyélite, à la dysenterie, aux maladies gastro-entériques, etc (Faye ; 2014).

Selon Kengné (2013), les boues de vidanges de Dakar sont très chargées du point de vue parasitologique. Les helminthes sont principalement représentés par la classe des nématodes avec 4 genres dominants : *Ascaris*, *Trichuris*, *Ankylostoma* et *Strongyloides*. Le genre *Ascaris* reste prédominant avec environ 82% des genres retrouvés dans les boues de vidange de Dakar, suivi du genre *Ankylostoma* (11%) et du genre *Trichuris* (7%).

A l'instar de l'infestation directe de l'homme par les substances polluantes, la contamination peut se faire par l'intermédiaire de certains organismes. En effet dans une étude réalisée par (Franceys et al ; 1995), il a été démontré que certaines mouches et moustiques peuvent trouver dans les déjections des lieux propices à la ponte, à la reproduction et même se nourrir de ces déjections à l'air libre et propager l'infection.

1.2.2 Risques d'ordre écologique

Les eaux usées si elles sont rejetées dans le milieu sans traitement polluent l'environnement et la ressource en eau. En effet ces eaux contiennent des charges polluantes importantes qui entraînent un développement d'une flore bactérienne qui a la possibilité de consommer tout l'oxygène disponible dans les eaux de surface.

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)*).

1.3 Quelques notions sur la coagulation/Floculation des boues

La coagulation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant une suspension stable de particules de très petite taille en solution - les colloïdes - à se séparer en deux phases distinctes. La floculation quant à elle, est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques menant à l'agrégation de particules stabilisées pour former des flocons ou « flocs ». Ce phénomène est réversible, c'est à dire que l'on peut casser ces agrégats, par exemple en agitant fortement le liquide, pour retrouver la solution de colloïdes initiale (*Benyoub et al 2014*).

En effet la coagulation-floculation facilite l'élimination des Matières En Suspension (MES) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de flocs dont la séparation s'effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C'est donc un traitement physique qui permet d'éliminer tous ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales. La Coagulation et la floculation sont des processus souvent indissociables. En effet, la coagulation, en diminuant les forces de répulsion entre les particules, favorise les collisions et la formation d'agrégats ; et la floculation, en permettant la croissance des agrégats accélère la séparation des phases (*Benyoub et al 2014*).

1.3.1 Mécanismes de la décantation des boues

La décantation est une opération de séparation solide/liquide basé sur le phénomène de sédimentation, qui consiste à séparer d'un liquide les particules en suspension en utilisant les forces gravitaires (sous l'action de la pesanteur) (*Benyoub, 2014*). En effet si on laisse reposer les boues de vidange, on observe que sous l'action de la gravitation et de la poussée d'Archimède, les particules tombent vers le fond ou remontent à la surface selon leur densité et leur diamètre. On appelle alors généralement le liquide « surnageant » et les particules solides déposées au fond du récipient « dépôt ». Dans le cadre du traitement des eaux usées, cette technique est largement utilisée dans les stations d'épuration (STEP) où les eaux usées ainsi traitées donneront une phase liquide et des boues sèches qui iront chacune sur une chaîne de traitement particulière. Dans ces stations, la décantation/épaississement dans les bassins est

habituellement utilisée comme prétraitement pour d'autres systèmes comme les lits de séchage. Elle permet en effet la réduction de la surface requise (*Strande et al, 2014*).

Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique. Ce temps va d'une seconde pour du gravier coagulé ayant un diamètre de 10 mm et une surface spécifique de $6.10^2 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ à 20 ans pour du colloïde de $10^{-2} \mu\text{m}$ ayant une surface spécifique de $6.10^8 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ (*Degrémont, 2005*). Il est donc impossible que certaines particules notamment les colloïdes et les particules à surface spécifique très élevée décantent naturellement. Pour obtenir la décantation de ces particules, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 μm . Malheureusement, ces particules exercent entre elles des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur assemblage (*Buffle ; 1988 et Besra ; 2002*).

La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption

(*Buffle et al. 1990*), expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation.

1.3.1.1 Suspensions colloïdales – Nécessité de la coagulation

Dans le tableau suivant sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, ces particules parcourent un mètre d'eau à 20 °C (*Buffle ; 1992*).

Tableau 1: Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de STOKES

Diamètre de particule		Type de particules	Temps de décantation pour 1 m d'eau	Surface spécifique $\text{m}^2.\text{m}^3$	
Mm	μm				
10	10^4	Gravier	1 secondes	6.10^2	MES décantations
1	10^3	Sable	10 secondes	6.10^3	
10^{-1}	10^2	Sable fin	2 minutes	6.10^4	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^5	Colloïdes
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^7	
10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20 ans	6.10^8	

1.3.1.2 Théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène (Buffle, 1998).

Parmi ces théories, il y'a la **Théorie de Helmholtz**, où une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée). Il y'a aussi la **Théorie de Gouy-Chapman** où la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse). Quant à la **Théorie de Stern**, elle combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure I.1 (courbe 3), le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (**point isoélectrique**).

La figure suivante montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

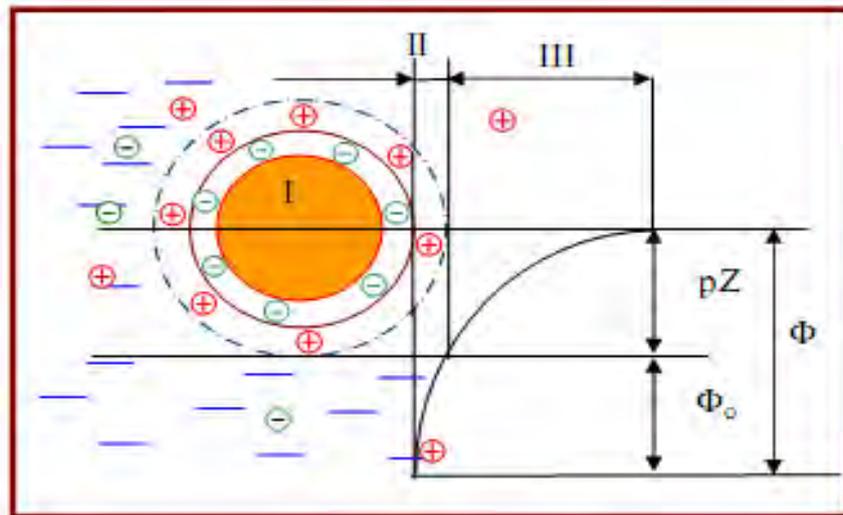


Figure 1: Potentiel électrique de particules colloïdales

- I : Particule colloïdale
- II : Couche adhérente de Stern
- III : Couche diffuse de Gouy-Chapman
- Φ : Potentiel total à l'interface
- Φ_0 : Potentiel différentiel dans la couche adsorbée
- pZ : Potentiel zéta

Un colloïde se caractérise par deux potentiels (*van de Ven, 1989*) :

- ✓ le potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst ;
- ✓ et le potentiel zêta ou potentiel électrocinétique.

Le potentiel thermodynamique est présent à la surface même du colloïde mais est malheureusement non mesurable par des méthodes simples (*van de Ven, 1989*).

Le potentiel zêta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse (*Verwey ; 1948*).

$$pZ = \left(k \times \frac{\mu}{\varepsilon}\right) \times me$$

pZ : potentiel Zêta (Volt)

k : constante fonction du diamètre de la particule et de l'épaisseur de la double couche

μ : viscosité dynamique (Pascal.seconde)

ε : constante diélectrique du milieu

me : masse de l'électron égale à $9,109.10^{-31}$

Cette relation simple existe entre l'électrophorèse et le potentiel zêta permettant de déterminer ce dernier. Un appareil de mesure directe du potentiel existe et est appelé zêtamètre.

1.3.1.3 Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation

Les colloïdes sont, comme souligné précédemment, chargés négativement. Etant de même signe (Buffle, J. et al.1998), deux particules colloïdales se repoussent. Elles sont soumises à deux types de force de directions opposées (*Derjaguin et al ; 1941*), liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu, donc à leur potentiel zêta (pZ) (*Dickinson et al ; 1991*).

- ✓ Si la force d'attraction (FA) > (FR) force de répulsion, l'agrégation se produit (*Derjaguin et al 1941*).
- ✓ Si (FR) > (FA), il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales (*Derjaguin, et al ; 1941*).

L'énergie totale d'interaction (E) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive (ER) due au potentiel électrique et l'énergie attractive (EA).

L'énergie (E) et la force (F) sont des grandeurs proportionnelles (*Dickinson et al ; 1991*).

1.3.1.4 Etapes de l'agrégation

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern (Fiessinger ; 1978 et Everet ; 1988). Le potentiel zêta s'annule ou avoisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes (Ghidaglia, C. 1994). Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en un temps court ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé (Cathalifaud ; 1998).

L'agrégation se fait à travers trois phénomènes successifs qui sont l'hydrolyse (formation des radicaux hydroxydes métalliques), la coagulation et la floculation (Carrot ; 1995).

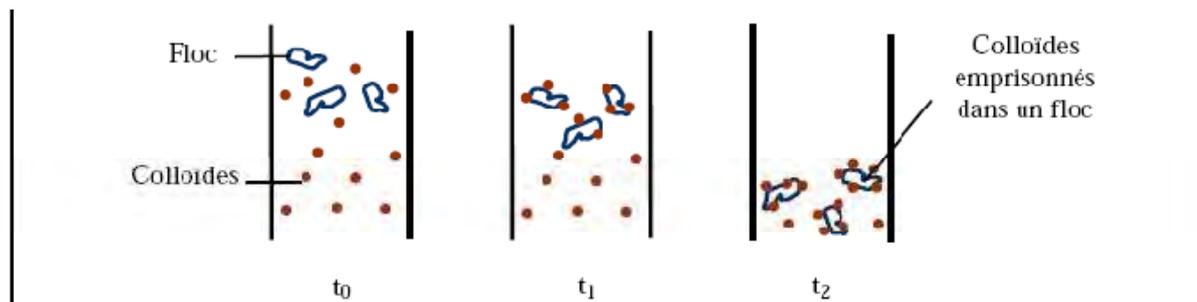


Figure 2: Emprisonnement des particules dans les flocons pendant la décantation

Quand les particules préalablement déchargées s'agglomèrent en microflocs par partage, soit par les hydroxydes résultant de l'hydrolyse du coagulant minéral, soit par les macromolécules de polyélectrolytes cationiques, on parle de floculation. En effet les microflocs s'agrègent en flocons plus volumineux et décantent. Il arrive qu'un adjuvant de floculation soit ajouté (figure 2).

L'agrégation successive des particules est régie par des phénomènes de transport de la floculation.

Il y a la floculation péricinétique liée à l'agitation brownienne, où toutes les particules ont la même énergie cinétique et donc les plus petites ont les vitesses les plus élevées, d'où une plus grande probabilité de rencontre.

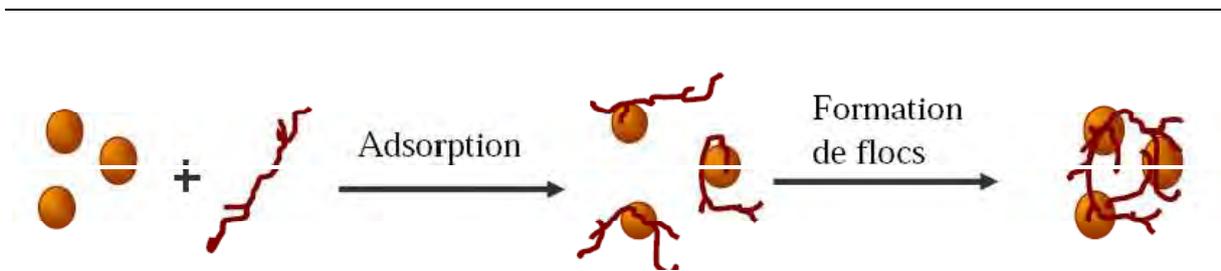


Figure 3: Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère

On remarque l'influence, très grande de la densité des particules définie comme le nombre de particules par unité de volume. Cette relation n'est valable qu'avec les particules dont la taille est inférieure à 10 μm .

La floculation orthocinétique est, quant à elle, liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de floculation. Elle permet d'obtenir un floc volumineux facilement séparable.

1.4 Généralités sur le coagulant utilisé : le sulfate d'Aluminium

L'efficacité de la décantation dépend du coagulant utilisé. Les coagulants les plus efficaces sont des sels de métaux à bases d'aluminium et de fer. Ils sont cités dans le tableau 2.

Tableau 2: Différents types de coagulants

Coagulants usuels	Formules chimiques
Sulfate d'aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
Chlorure d'aluminium	AlCl_3
Aluminate de sodium	NaAlO_2
Chlorure ferrique	FeCl_3
Sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Sulfate ferreux	FeSO_4

Le sulfate d'aluminium (photo ci-dessous) est le coagulant utilisé dans ce travail de recherche. Il se présente sous forme de cristaux de couleur blanchâtre. Il est moulu avant son utilisation pour la préparation de la solution. Son choix s'explique par le fait qu'il soit efficace dans le traitement des eaux usées.

Le sulfate d'aluminium est formé par la combinaison de deux cations aluminium (Al^{3+}) et de trois anions sulfate (SO_4^{2-}). Il a donc pour formule $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Actuellement il est utilisé dans la gestion des eaux usées mais aussi dans le processus de coagulation/floculation.

A l'instar des autres sels minéraux utilisés dans le processus de coagulation/floculation, le sulfate d'aluminium une fois introduit dans l'eau, forme des produits d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la coagulation.



Photo 1: Sulfate sous forme de grain

2. MATERIELS ET METHODES

2.1 Localisation du site

La zone d'étude concerne la station de traitement des boues de vidange (STBV) des Niayes. La STBV des Niayes se situe à l'ouest du département de Pikine dans le lac des Niayes entre les coordonnées 14°45'28'' et 17°24'85''. Elle se trouve sur l'axe entre le Technopole et l'arène national. Sa capacité est en norme de 60 m³ de boue de vidange par jour mais actuellement elle reçoit en moyenne 500 m³/j. Elle assure le traitement des boues de vidange du département de Pikine et Guédiawaye environ. Le département de Pikine à lui seul a une population de 1 170 791 habitants (ANSD, 2013).

L'implantation de la station sur ce site s'expliquerait par le fait que le site est à bonne distance des habitations parce que la zone est non habitable ce qui réduit considérablement le risque de contamination des populations. Mais cela s'explique aussi par la présence d'un lac à proximité où les effluents seront rejetés après leur traitement final. Ce qui réduit le coût de traitement par rapport au cas où les effluents sont rejetés en mer. En effet il est important de noter que l'accès relativement facile du site a aussi pesé sur le choix.

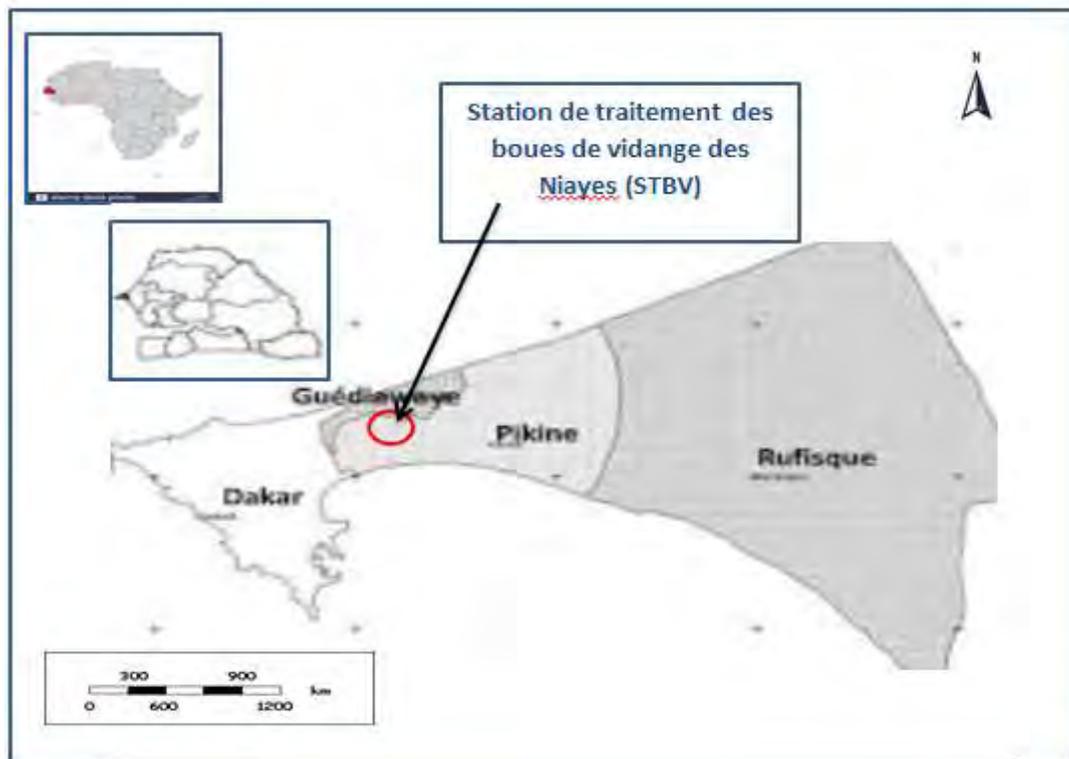


Figure 4 : Carte de localisation de la STBV des Niayes

2.2 Description générale de la STBV des Niayes

La STBV est constituée d'un réceptacle des boues de vidange, de deux bassins de sédimentation/épaississement, de deux bassins anaérobies, d'une bêche à boues et de dix lits de séchage non plantés (figure 1).

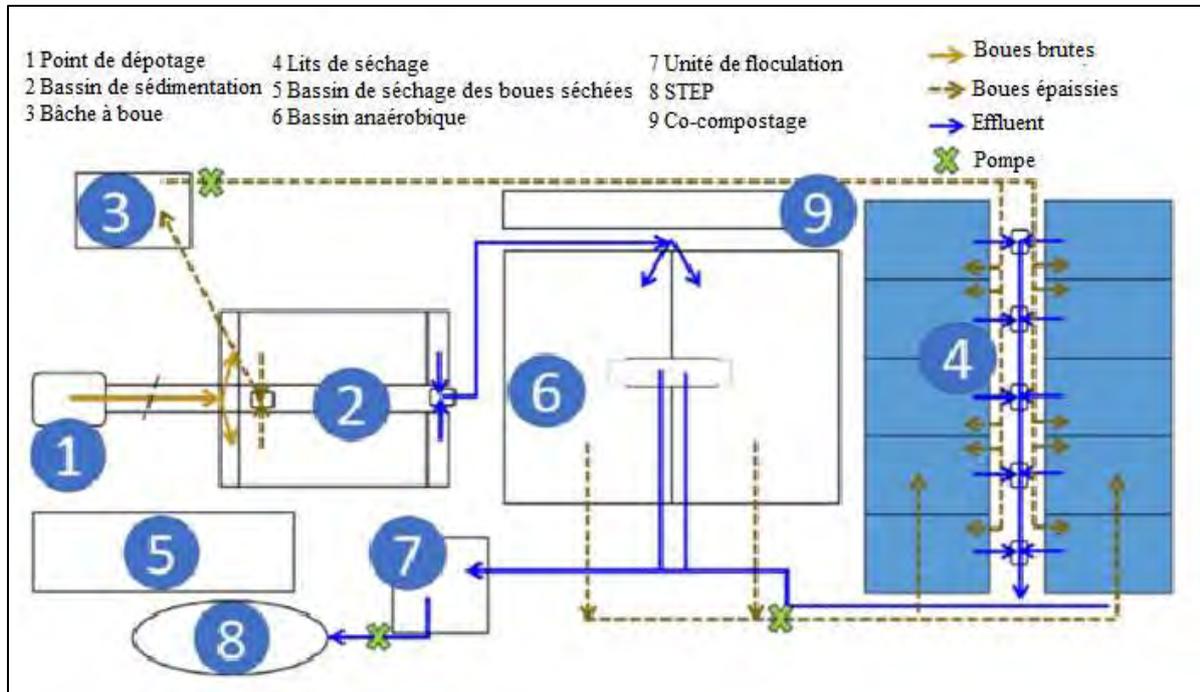


Figure 5: Schéma descriptif de la STBV des Niayes

Légende : → Boue brute ; → Effluents ; → Boues épaissies ; ✕ Ouvrages

2.2.1 Réceptacle des boues

Les camions de vidange déversent leur contenu dans le réceptacle des boues de vidange. Ce réceptacle est de forme rectangulaire. Le réceptacle est relié aux bassins de sédimentation/épaississement par un canal dans lequel sont installées deux grilles pour éviter le passage des matières grossières vers les bassins de sédimentation/épaississement.

2.2.2 Bassins de sédimentation/épaississement (B/E)

Les bassins de sédimentation sont au nombre de deux. Ils sont de dimensions différentes. Le bassin de sédimentation (A) a une longueur de 12,84m, une largeur de 4 m et un niveau d'eau de 3,5m, ce qui fait un volume de 179,76 m³ (photo 7). Le bassin (B) quant à lui a une longueur de 12,75 m, une largeur de 4 m et un niveau d'eau de 3,5 m. ce qui fait un volume de 178,5 m³ (photo 7B).

Le bassin A est alimenté directement via un canal à partir du réceptacle des boues de vidange qui à son tour alimente le bassin B via un tuyau qui les relie. Après un temps de séjour relativement faible des effluents à cause du sous dimensionnement de la station, trois couches se constituent dans ces bassins. Une couche d'écume (matières flottantes faite de plastique, restes de savons, toiles, bouts de bois, matières grasses) constituée à la surface des bassins, une couche de surnageants se trouvant en dessous de celle d'écume et une couche de boues épaissies tapies au fond des bassins. Ce processus est appelé la décantation. La boue épaissie dans les bassins B/E passe par un regard et coule via un tuyau vers la bêche à boue dans laquelle elle sera stockée et pompée la suite vers les lits de séchage. Le surnageant passe par surverse et de manière gravitaire via un tuyau vers les bassins anaérobies. L'écume est manuellement enlevée et compostée à proximité du bassin anaérobie pour un usage agricole.

2.2.3 Bassins anaérobies

Les bassins anaérobies se caractérisent par une profondeur de l'ordre de 4 m (*photo 8*). Cette profondeur est en partie responsable de son anaérobiose. Une autre raison est la forte charge organique, responsable de la carence d'oxygène dissous. Les matières se déposent sur le fond de ces bassins pour former de la boue et subir une digestion anaérobie (assurée principalement par les bactéries acidogènes et méthanogènes). Ce bassin est anaérobie sur toute sa profondeur exceptée au niveau d'une zone extrêmement fine. Parfois, une couche d'écume se forme à la surface, couche qui contribue au maintien de l'anaérobiose. La stabilisation des boues déposées au fond de ces bassins est obtenue par la conversion anaérobie de la matière organique en CO₂, CH₄, acides organiques et autres produits finaux sous formes généralement gazeuses (*Mara et al, 1992*). Le surnageant est par la suite envoyée par surverse vers la bêche à eau.

2.2.4 Bêche à eau

La bêche à eau est scindée en deux compartiments séparés par une plaque métallique (*photo 9*). Le premier compartiment sert de lieu de décantation des boues des effluents provenant des bassins anaérobies. Le deuxième compartiment quant lui, reçoit les effluents du premier compartiment. Dans ce deuxième compartiment, sont installés des pompes programmées pour évacuer les surnageants vers la STEP de l'ONAS qui se trouve à proximité. Des trous sont réalisés sur les plaques, à 1,4 m à partir du fond de la bêche à eau, pour laisser passer les

surnageants ayant séjourné dans le premier compartiment. Le deuxième compartiment est muni de deux pompes qui ont la charge d'envoyer les surnageants vers la STEP de l'ONAS.

2.2.5 Lits de séchage non plantés

La STBV des Niayes compte dix lits de séchage non plantés identiques (photo 10) et de même dimension. Chaque lit a une longueur de 16,1 m, une largeur de 4,96 m et une hauteur de 0,8 m. Les lits sont constitués d'un drain central pour la collecte et le drainage des percolât et d'une couche de massifs filtrant (*photo 10*). Le massif filtrant est constitué d'une couche de gravier grossier sur lequel est posée une couche de pavés de 9 cm d'épaisseur. La couche de boue épaissie est appliquée sur la couche de pavé. L'infiltration de l'eau s'effectue au niveau des mailles entre les pavés. La durée de séchage des boues dans les lits est en moyenne quatre (4) semaines. Cette durée varie en fonction de plusieurs facteurs tels que les conditions climatiques, le volume et la concentration de boues appliquées, le colmatage du massif filtrant, etc. Pour accélérer le processus de séchage, les boues sont manuellement retournées à l'aide d'un râteau. En outre, pour améliorer les conditions de séchage des boues pendant la saison des pluies, les lits sont équipés de toitures au-dessus desquelles des bâches sont installées pour éviter que l'eau de pluie n'inonde les lits. Ces bâches jouent aussi le rôle de serre en créant un environnement très chaud à l'intérieur. Cette chaleur participe au séchage des boues. En effet les serres permettent essentiellement d'emmagasiner de la chaleur et ainsi d'avoir une température de l'air et des boues plus élevées que les températures ambiantes Les boues séchées produites dans ces lits servent à alimenter l'omni processeur se trouvant à proximité de la STBV.



Photo 2: Réceptacle recevant les boues brutes (crédit photo Youssoupha Coly, 2018)



Photo 3: bassins de sédimentation/épaississement (crédit photo Youssoupha Coly, 2018)



Photo 4: Bassins anaérobies (crédit photo Youssoupha Coly, 2018)



Photo 5: Bâche à eau (crédit photo Youssoupha Coly, 2018)



Photo 6: Lits de séchage non plantés (crédit photo Youssoupha Coly, 2018)

2.3 Caractérisation des boues et effluents

Avant le démarrage des tests de floculation, nous avons effectué un état des lieux. Ceci a consisté à caractériser les boues brutes (celles provenant directement des maisons), les effluents provenant des bassins de sédimentation, des bassins anaérobies et de la bâche à eau.

2.3.1 Mode d'échantillonnage

2.3.1.1 Boues brutes

Un échantillon de 100 ml de boues brutes est collecté toutes les 30 minutes pendant toute la journée (8 heures) dans le réceptacle à l'aide d'un flacon d'1 litre accroché au bout d'un bâton au moment du dépotage des camions de vidange. Les échantillons sont gardés au frais dans une glacière. Au terme de la journée, les échantillons sont mélangés dans un seau dans lequel 1 litre est collecté pour les besoins des analyses de laboratoire.

2.3.1.2 Effluents sortant des bassins de sédimentation

Les échantillons sont prélevés dans le regard de sortie des bassins de sédimentation. Pour cela, 1 litre est collecté toutes les 30 minutes pendant toute la journée (8 heures). Les prises sont gardées au frais dans une glacière. Au terme de la journée, les échantillons sont mélangés dans un seau dans lequel 1 litre est collecté pour les besoins des analyses au laboratoire.

2.3.1.3 Effluents sortant des bassins anaérobiques

Les échantillons sont prélevés dans le regard de sortie des bassins anaérobies en raison de 1 litre toutes les 30 minutes (pendant 8 heures). Les prises sont gardées au frais dans une glacière. Au terme de la journée, les échantillons sont mélangés dans un seau dans lequel nous avons collecté 1 litre pour les besoins des analyses au laboratoire.

2.3.1.4 Effluents de la bâche à eau

Les échantillons sont prélevés sous la vanne d'alimentation de la STEP de l'ONAS. Des prises de 1 litre sont effectuées toutes les 30 minutes. Les différents échantillons sont mélangés dans un récipient et 1 litre de mélange est prélevé pour servir d'analyses au laboratoire.

2.4 Paramètres suivis

Les paramètres physico-chimiques suivis dans les boues brutes et les effluents provenant des bassins de sédimentation, des bassins anaérobies et de la bâche à eau sont : Matières En Suspension, Matières Sèches, Matières Volatiles Sèches, Indice de Boue, l'électro-conductivité (CE) et la salinité.

2.5 Test de floculation au laboratoire

Les tests de floculation au laboratoire ont concerné d'abord les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement et ensuite ceux sortant des bassins anaérobies.

2.6 Préparation de la solution de sulfate de sulfate ($Al_2(SO_4)_3$)

Le sulfate d'Aluminium se présente sous forme de cristaux. Pour les besoins des expérimentations, une solution de 50 g/L est préparée comme suit :

- ✓ une masse (m) de 10 g de cristaux de sulfate est pesée à l'aide d'une balance
- ✓ les 10g de sulfate sont introduits dans une fiole jaugée de 200 mL, dans laquelle on a ajouté de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge et un barreau aimantée;
- ✓ L'ensemble est posé sur un agitateur magnétique pour homogénéiser la solution.

2.7 Mode d'échantillonnage

2.7.1 Prise d'échantillon de terrain

Trois types d'échantillon sont ainsi collectés : dans le réceptacle, dans le regard de sortie de bassins de sédimentation et dans le regard de sorties des bassins anaérobies.

La première série d'échantillons est collectée dans le réceptacle de dépotage des camions de vidange pour caractériser les boues à l'entrée. Pour cela, 500 mL sont prélevés toutes les 30 minutes de 09h 00 à 14h 30. L'échantillonnage est effectué à l'aide d'un pot d'un litre fixé sur un bâton d'un mètre de longueur. Les échantillons sont vidés dans des flacons d'un litre et gardés au frais dans une glacière avec de la glace. A la fin des prélèvements, tous les échantillons sont mixés dans la glacière puis homogénéisés. Ensuite un échantillon d'un litre est prélevé pour être analysé analyse au laboratoire.

La deuxième série d'échantillons est effectuée dans le regard de sortie des bassins de sédimentation/épaississement. Pour cela, un litre est prélevé toutes les 30 minutes de 09h 30 jusqu'à 14h 30. Les échantillons ont été versés dans des flacons d'un litre et gardé à froid dans une glacière. A la fin des prélèvements tous les échantillons ont été mixés dans un récipient dans lequel 10 litres ont été tirés pour analyse au labo.

La troisième série d'échantillon est collecté dans le regard de sortie des bassins anaérobies. Pour cela, un litre d'effluent a été prélevé et vidé dans un flacon à l'aide d'un bâton sur lequel

un pot d'un litre a été accroché toutes les 30 minutes de 09h 30 jusqu'à 14h 30. Les flacons contenant les échantillons ont été gardés à froid dans une glacière. A la fin des prélèvements tous les échantillons ont été mixés et homogénéisés puis 10 litres y ont été tirés pour analyse au laboratoire.

2.7.2 Prise d'échantillon de laboratoire

Un litre est collecté pour les besoins de caractérisation des effluents. L'échantillon prélevé sur le terrain est introduit dans une glacière puis homogénéisé en prenant quelques quantités avec un bécher qu'on reverse dans la glacière et ceci pour plusieurs fois. Ensuite un échantillon d'un litre est prélevé dans cette glacière et introduit dans un bécher pour la détermination des paramètres suivis. Ce bécher est posé sur un agitateur magnétique pour homogénéiser l'échantillon. Ensuite, à l'aide d'une pipette graduée des prélèvements de 25 mL sont effectués pour la détermination des : MES, MS et MVS.

Pour les tests de floculation au laboratoire, six échantillons de 1 L sont prélevés dans des béchers. Des solutions de sulfate d'Aluminium sont introduites dans les cinq (05) béchers, le sixième servant de témoin. Les différentes doses qui sont : 2 mL, 4 mL, 6 mL, 8 mL et 10 mL. Tous ces échantillons sont mis sur le jar-test pour un mixage à 200 tours/mn pendant 2 mn (photo 11) (Seck, 2016).



Photo 7: Jar test (Crédit photo : Yousoupha Coly, 2018)

A la fin du mixage, les échantillons sont versés dans les cônes Imhoff (Photo 8) pour une décantation. Le temps de décantation est de 1 heure. Cependant après 30 minutes, le volume de boues décantées dans les cônes est mesuré. Aussi des échantillons de 25 ml sont prélevés

dans les surnageants à l'aide d'une pipette graduée après 30 mn puis 1 heure de décantation pour la caractérisation des paramètres.

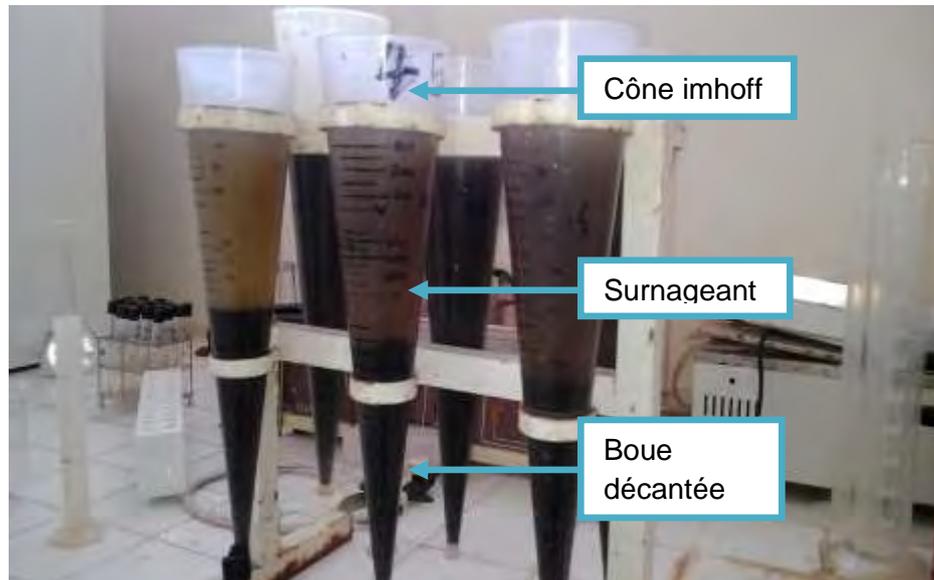


Photo 8: Dispositif des cônes Imhoff pour la décantation (Crédit photo Youssoupha Coly, 2018)

2.7.3 Evaluation de la floculation.

L'influence des doses de sulfate dans l'amélioration des processus de floculation est mesurée en analysant les Matières en Suspension (MES), les Matières Sèches (MS), les Matières Volatiles Sèches (MVS).

2.8 Test de floculation au niveau de la STBV de Niayes

2.8.1 Préparation de la solution de sulfate d'Aluminium

Le sulfate d'aluminium se présente sous forme de cristaux. Pour les besoins des expérimentations, une solution de 50 g/L est préparée. Une masse de 25 kg de cristaux de sulfate est pesée à l'aide d'une balance qui donne des valeurs exprimées en livre. Et cette masse de sulfate est introduite dans un baril de 160 litres muni d'un robinet, dans lequel on ajoute de l'eau de robinet jusqu'au trait de jauge correspondant à 125 litres. L'ensemble est agité pendant 20 minutes à l'aide d'un bâton pour homogénéiser la solution.

2.8.2 Flocculation des effluents sortant des bassins de sédimentation

2.8.2.1 Application de la solution de sulfate d'Aluminium

Les tests de flocculation de laboratoire montré que pour les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement, c'est la dose de 2 ml de sulfate d'Aluminium qui est optimale. Sachant que la STBV des Niayes reçoit en moyenne 500 m³/jour, le robinet du baril est calibré à 380 ml par minute à l'aide d'un bécher et d'un chronomètre. Ce qui correspond à la dose de 2 ml/L de sulfate d'Aluminium.

Pour les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement, l'injection de la solution de sulfate d'Aluminium se fait à travers le regard de sortie de ces bassins. Le robinet du baril est muni d'un raccord d'environ 50 cm introduit à l'intérieur du regard pour permettre au sulfate de pénétrer directement dans le tuyau qui mène vers les bassins anaérobies. Le tourbillon dans le tuyau d'évacuation des effluents joue le rôle de mixeur entre la solution de sulfate d'Aluminium et les effluents.

2.8.2.2 Mixage de la solution de sulfate avec les effluents

Le mixage de la solution de sulfate d'Aluminium a été assuré par le flux des effluents dans le tuyau reliant le regard de sortie des bassins de sédimentation aux bassins anaérobies. En effet, le mixage est rendu possible grâce au tourbillon qui s'effectue dans le tuyau.

2.8.2.3 Décantation des effluents floculés

Les effluents floculés decantent dans les bassins anaérobies. Puisqu'au moment des tests, les bassins étaient totalement remplis d'effluents non floculés, il a fallu attendre 24 heures pour le remplir d'effluents floculés une fois les effluents non floculés vidés.

2.8.2.4 Prise d'échantillon au niveau de la STBV

Les échantillons sont collectés au niveau du réceptacle des boues, des regards de sorties de bassins de sédimentation, du regard d'entrée des bassins anaérobies et du regard de sorties de bassins anaérobies.

Au niveau du regard de sortie des bassins de sédimentation, des prises d'échantillons sont effectuées avant l'application du sulfate d'Aluminium et versées dans un cône pour servir de témoin. De plus, des échantillons de 1 litre sont collectés et gardés au frais pour les besoins de caractérisation.

Des prises de 1 litre d'effluents floculés sont effectuées toutes les 60 minutes dans le regard d'entrée des bassins anaérobies. Ces prises sont introduites chacune dans des cônes Imhoff pour suivre les performances de la floculation.

Après décantation des effluents dans les cônes Imhoff, un échantillon 200 mL est prélevé toutes les heures à l'aide d'une pipette dans les surnageants de l'effluent non floculé provenant du regard de la sortie des bassins de sédimentation/épaississement et introduit dans un flacon d'un litre. A la fin des prélèvements, les échantillons sont mixés et homogénéisés dans un seau et ensuite un échantillon composite est prélevé à des fins d'analyse au laboratoire.

Un autre échantillon 200 mL est prélevé au terme de la décantation dans les surnageants des cônes contenant les effluents provenant du regard d'entrée des bassins anaérobies. Tous les échantillons sont ensuite mixés et homogénéisés et introduits dans un flacon pour être analysé au laboratoire.

Dans le regard de sortie des bassins anaérobies, quarante-cinq (45) minutes après l'application de la solution de sulfate d'Aluminium (temps correspondant au temps de séjour des effluents dans les bassins anaérobies) un échantillon de 500 mL est prélevé dans le regard de sortie de ces bassins toutes les 30 minutes pour être versé dans les flacons d'un litre et gardé à froid dans une glacière. A la fin des prélèvements tous les échantillons sont mixés puis un échantillon composite est collecté pour être analysé au laboratoire.

2.9 Floculation des effluents sortant des bassins anaérobies

2.9.1 Application de la solution de sulfate d'aluminium

La solution de sulfate est appliquée dans le tuyau du « Té » se trouvant dans la cloison des bassins anaérobies. Ce tuyau relie les bassins anaérobies et la bêche à eau. La dose optimale de 0,5 mL/L trouvée au laboratoire est utilisée pour les tests de floculation. Pour appliquer cette dose dans les conditions réelles, le robinet du baril est calibré à 0,5 mL de la solution de sulfate d'aluminium par litre d'effluent à l'aide d'un bécher et d'un chronomètre.

2.9.2 Décantation des effluents floculés

La décantation des effluents floculés s'effectue dans la bêche à eau. Après 45 minutes de décantation, les échantillons sont prélevés dans les surnageants de la bêche pour évaluer l'effet de la floculation.

2.9.3 Prise d'échantillons au niveau de la STBV

Les échantillons sont collectés au niveau du regard de sortie des bassins anaérobie, au niveau du regard de sortie des bassins anaérobies et au niveau de la bêche à eau.

Avant l'application du sulfate d'Aluminium, un échantillon d'un litre est prélevé niveau du regard de sortie des bassins anaérobie et mis dans un flacon d'un litre et gardé à froid dans une glacière pour analyse au laboratoire.

Dix (10) minutes après l'application de la solution de sulfate d'Aluminium dans le tuyau du « Té », des échantillons d'un litre d'effluents sont prélevés dans le regard de sortie des bassins anaérobies puis mis dans les cônes toutes les 30 minutes pour décantation. Après une décantation de 30 min dans les cônes imhoff, les échantillons de 200 mL sont prélevés dans les surnageants à l'aide d'une pipette graduée et mis dans un flacon. A la fin des prélèvements tous les échantillons sont mixés et homogénéisés pour y prélever un échantillon d'un litre pour des tests au laboratoire.

Trente (30) minutes après la décantation des boues, des échantillons de 500 mL sont été prélevés toutes les 30 minutes au niveau de la bêche à eau et mis dans des flacons d'un litres et gardés dans une glacière. A la fin des prélèvements, tous les échantillons sont mixés et homogénéisés puis un échantillon d'un litre y est prélevé pour être analysé au laboratoire.

2.10 Paramètres suivis

Les paramètres suivis lors des tests de floculation des effluents sortant des bassins anaérobies sont les suivants : Matières en Suspension (MES), Matières Sèches (MS), Matières Volatiles en Suspension (MVS) , Conductivité électrique (CE), Salinité, Température.

2.10.1 Méthode de détermination des paramètres physico-chimiques

Le mode de détermination des paramètres physico-chimiques pour la caractérisation des boues et des effluents, l'évaluation des performances de floculation entre autres sont décrits ci-dessous.

2.10.1.1 Matières en Suspension (MES)

Les MES sont de deux catégories : les MES des effluents bruts et les MES des surnageants.

Pour la détermination des matières en suspension des effluents bruts, des filtres millipores sont mis dans des casseroles et séchés pendant au minimum 6 heures à l'étuve à 105°C. Après le séchage, les ensembles casserole-filtre sont sortis et mis dans un dessiccateur. Le dessiccateur permet de refroidir à l'abri de l'humidité. Ensuite les ensembles casserole-filtre sont pesés à l'aide d'une balance d'une précision de 10^{-3} .

Pour les effluents floкулés, du fait de leur concentration importante, un échantillon de 500 mL est bien homogénéisé dans un bécher. Ensuite à l'aide d'une pipette graduée des volumes de 25 mL sont prélevés et versés dans des tubes à essai puis sont centrifugés pendant 10 minutes avant d'être filtrés à l'aide d'un dispositif d'aspiration. Les matières retenues sur le filtre sont séchées à l'étuve à 105°C pendant au moins trois (03) heures de temps. Ensuite les filtres sont sortis de l'étuve et refroidis dans le dessiccateur puis pesés. La masse de matières en suspension est obtenue en faisant la différence entre la masse du filtre incluant les résidus séchés et la masse initiale du filtre, tout en tenant compte du volume filtré.

Pour la mesure des matières en suspension des surnageants les échantillons sont décantés dans six cônes correspondant aux six doses de test au sulfate d'alumine. Ensuite à l'aide d'une pipette des volumes de 15 mL des surnageants moins concentrés et 10 ml pour les surnageants un peu plus concentrés sont prélevés dans chacun des cônes et filtrées à l'aide d'un dispositif d'aspiration. Les filtres millipores servant à la filtration sont au préalable séchés à 105 °C dans une étuve pour éviter que l'humidité ne modifie les mesures. Ces filtres (après filtration) sont séchés à 105°C pendant trois (03) heures de temps. Après 3 heures les filtres sont sortis et refroidis dans le dessiccateur puis pesés. La masse de matières en suspension est obtenue en faisant la différence entre la masse du filtre après filtration et la masse initiale du filtre, tout en tenant compte du volume filtré.

2.10.1.2 Matières sèches (MS)

Pour la détermination des matières sèches, des porcelaines sont séchées à l'étuve à 105°C pendant 30 minutes puis refroidi dans le dessiccateur. Ensuite elles sont pesées pour déterminer les masses à vide. A l'aide d'une pipette graduée, des échantillons de 25 mL de surnageant sont prélevés dans chaque cône et placés dans les capsules. Les capsules contenant des échantillons sont par la suite pesées pour déterminer les masses initiales et sont mises dans l'étuve à une température de 105°C pour séchage pendant 3 heures de temps ou plus. Après le séchage les échantillons sont refroidis dans le dessiccateur et par la suite pesés pour déterminer la masse. La différence entre la masse initiale et la masse après séchage de

l'échantillon à l'étude permet de trouver la concentration en MS en prenant compte du volume d'échantillon séché.

2.10.1.3 Matières volatiles sèches (MVS)

La détermination des matières volatiles sèches (MVS) suit le même protocole que celle utilisée pour déterminer les matières sèches. Cependant après le séchage dans l'étuve à 105°C, les échantillons sont par la suite introduits dans le four pour brûler les matières organiques à 550°C pendant 3 heures. Après cela les capsules sont sorties du four, refroidis dans le dessiccateur puis pesés pour déterminer la masse finale.

2.10.1.4 Salinité (Sal)

La détermination de ce paramètre est effectuée par l'introduction de la sonde du conductimètre dans les surnageants de chacun des cônes Imhoff. La valeur de la salinité s'affiche directement sur l'appareil.

2.10.1.5 Conductivité électrique

Comme dans le cadre de la détermination de la salinité, le conductimètre a été utilisé pour déterminer l'électro conductivité et c'est de la même manière. Sa valeur est directement lue sur l'appareil.

2.10.1.6 Température

La température a été aussi mesurée à l'aide du conductimètre en procédant à la même manière que pour la salinité et l'électro conductivité.

2.10.1.7 Indice de Boue

L'indice de Boue (IB) est utilisé pour voir les caractéristiques de sédimentation de la boue. Il permet d'apprécier l'aptitude de la boue à la décantation, de suivre son aptitude à décanter lors d'un traitement spécifique et de prévenir d'éventuelles pertes de boues liées au dépassement des capacités hydrauliques. C'est le volume en ml occupé par un gramme de matières en suspension après 30 mn de décantation statique dans une éprouvette d'un litre à paroi transparente graduée. Elle est exprimée en mL/g de MES, il est défini par la formule suivante :

$$IB(\text{Indice de Boue})[\text{mL/g}] = \frac{\text{volume de boue décanté en 30minute (mL/L)}}{\text{concentration de matières en suspension (g/L)}}$$

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats obtenus portent sur :

- ✓ les caractéristiques des boues brutes et des effluents non floclés ;
- ✓ les tests de floculation réalisés au laboratoire.
- ✓ les tests de floculation de terrain réalisés à l'échelle grandeur nature.

3.1 Caractéristiques des boues brutes et des effluents

Les caractéristiques de boues de vidange des Niayes sont consignées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 3: Résultats de la caractérisation des boues brutes et des effluents

Paramètres suivis	Boues brutes	Effluents sortant des bassins sédimentation	Effluents sortant des bassins anaérobies
MS (mg/L)	7191	5310	4804
MES (mg/L)	5375	3811	3327
MVS (mg/L)	4378	3176	2986
SALINITE (mg/L)	2500	2400	2600
EC (mS/cm)	4,18	4,66	4,81

La teneur moyenne en MS tourne autour de 7191 mg/L pour les boues brutes et 4804 mg/L pour l'effluent, celle des MES tourne autour de 5375 mg/L pour les boues et de 3327 mg/L pour les effluents. Ces valeurs sont en accord avec les résultats de Seck (2014) qui montrent une MS moyenne de 5500 mg/L. Cependant les valeurs moyenne en MES des boues brutes qui est de 5375 mg/L dans cette étude, est légèrement faible par rapport à celles obtenues par Faye (2014) et Dayer (2014) respectivement de 6503 mg/L et 6900 mg/L. Le même constat est fait pour les valeurs moyennes des MS des boues brutes. Cette différence est liée au point de collecte des échantillons. En effet, les résultats de cette étude sont obtenus avec des échantillons collectés à, l'entrée des bassins de décantation (après la grille). Cependant, les résultats avec Faye et Dayer le sont avec des échantillons collectés directement au niveau du réceptacle contenant du sable et des matières plastiques.

La réduction des teneurs en MS, MES et MVS au niveau des différents bassins est très en fonction de l'ouvrage. De manière générale, la STBV ne retient que 38,1% en MES, 33,2% en MS et 31,8% en MVS.

A la sortie des bassins de sédimentation, comparés aux boues brutes, une réduction de 29,1% en MES, 26,16% en MS et 27,46% en MVS est notée dans les effluents. Cette relative faible réduction des paramètres est due d'une part au temps de séjour très court de décantation des boues brutes dans les bassins de sédimentation/épaississement et d'autre part par un défaut d'entretien des ouvrages de la STBV (défaut de soutirage régulier des boues, accumulation d'une forte couche d'écume, etc.). En effet les différents bassins devraient être curés régulièrement afin d'éviter l'accumulation de sable et la couche qui réduisent davantage le temps de séjour.

Comparés aux effluents sortant des bassins de sédimentation, une réduction de 12,71% en MES, de 9,52% en MS et 5,97% en MVS est notée dans les effluents des bassins anaérobies. Par conséquent les effluents sortant de la STBV et envoyés vers la STEP restent très chargés. Il s'avère donc nécessaire de chercher des solutions palliatives pour résoudre cette équation. Parmi ces solutions, la réalisation de tests de floculation avec du sulfate d'aluminium permettrait d'optimiser le processus de décantation des boues.

3.2 Détermination de la dose optimale

3.2.1 Influence de la floculation sur la qualité du surnageant floculé

Pour bien quantifier l'effet de la dose de sulfate sur la qualité du surnageant nous avons choisi un échantillon témoin ne contenant pas de solution de sulfate d'Aluminium pour le comparer aux autres contenant du sulfate.

La qualité des surnageants est mesurée en se basant sur les MES, MS, MVS qu'ils contiennent. Les résultats sont consignés dans la figure ci-dessous.

3.2.1.1 Réduction de MES

La figure 6 présente l'évolution de la réduction de la concentration en MES en fonction de la dose de la solution de sulfate par rapport à la concentration en MES de la boue brute.

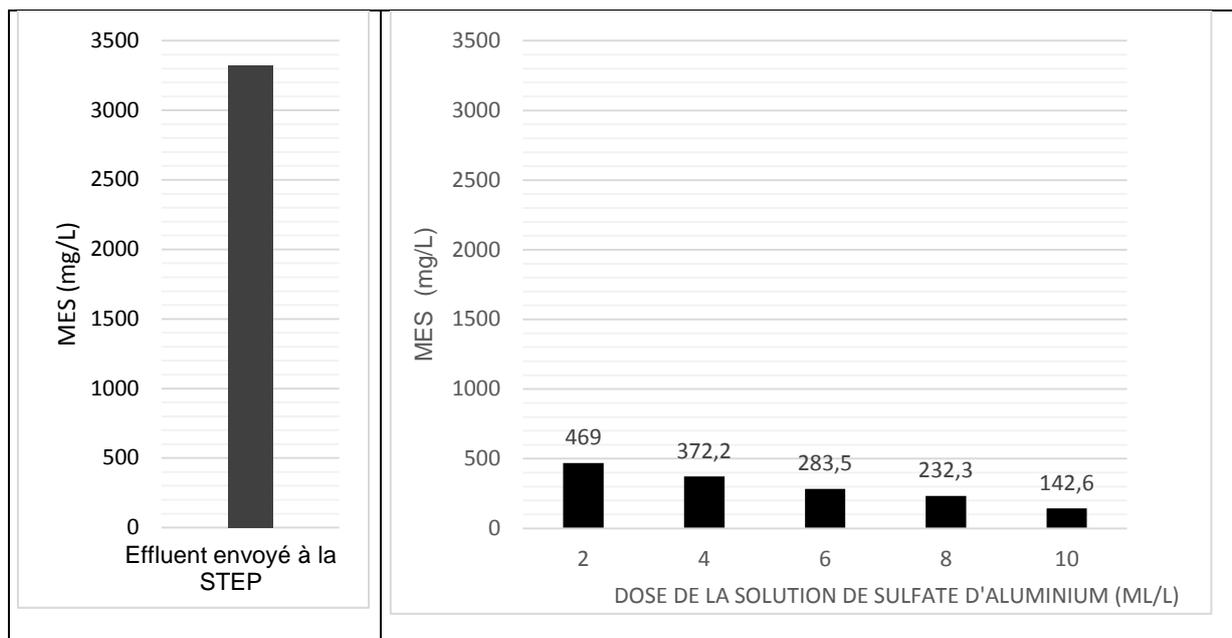


Figure 6: MES des effluents non floclulé (gauche) et MES dans les surnageant floclulés avec différentes doses de sulfate d'Aluminium

On remarque bien que l'addition de 2 mL/L de sulfate d'Aluminium dans les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement a provoqué une diminution de la teneur en MES de 0,82 à 0,55 g/L. Et avec l'augmentation de la dose du coagulant les valeurs de la concentration en MES des effluents continuent à diminuer. Des études réalisées par (Gagnon et al. 1997), (Waissman-Vilanova, 2000), (Baxter et al., 2002), (Lamrini et al., 2005), ont montré que cela est dû aux particules du coagulant qui déstabilisent les colloïdes chargés négativement présents dans les effluents, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes.

3.2.1.2 Réduction des teneurs en MS

La figure 7 présente l'évolution de la réduction de la concentration en MS en fonction de la dose de solution par rapport à la concentration en MS de la boue brute.

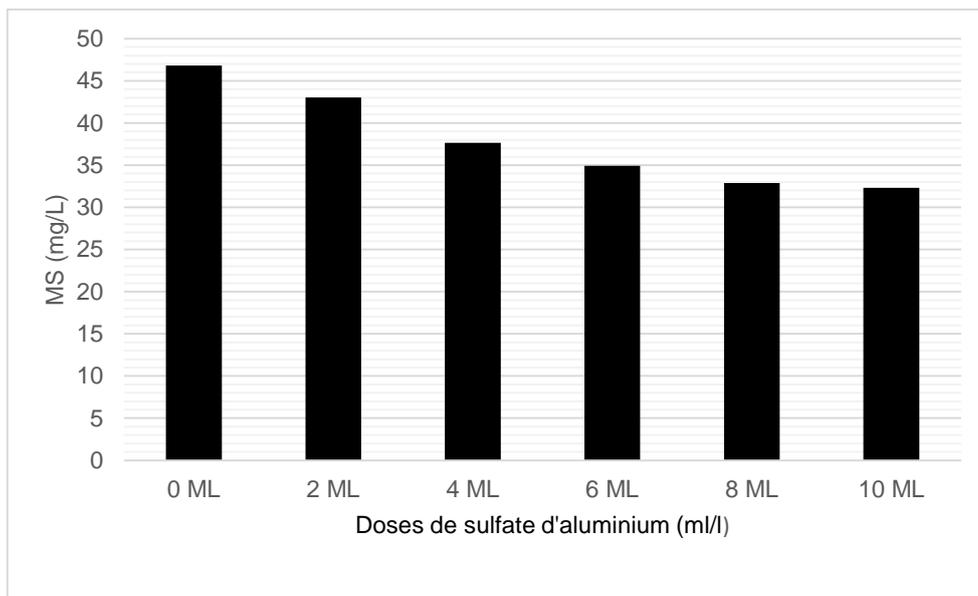


Figure 7: Réduction des teneurs en MS en fonction de la dose de sulfate appliquée

En ce qui concerne les Matières Sèches (MS), nous constatons également une réduction de concentration dans les surnageants en fonction de l'augmentation de la dose de sulfate. En effet l'application de 2 ml de sulfate a engendré une baisse des MS dans les surnageant de 46,792 g/L à 43,008. Cette baisse continue avec l'augmentation de la dose de sulfate d'Aluminium.

3.2.1.3 Teneur en MVS

La figure 8 représente l'effet de la dose de sulfate sur les concentrations des MVS dans les surnageants des effluents conditionnés. A l'instar des MES et des MS, les MVS connaissent aussi une diminution très remarquable de leur concentration dans les surnageants.

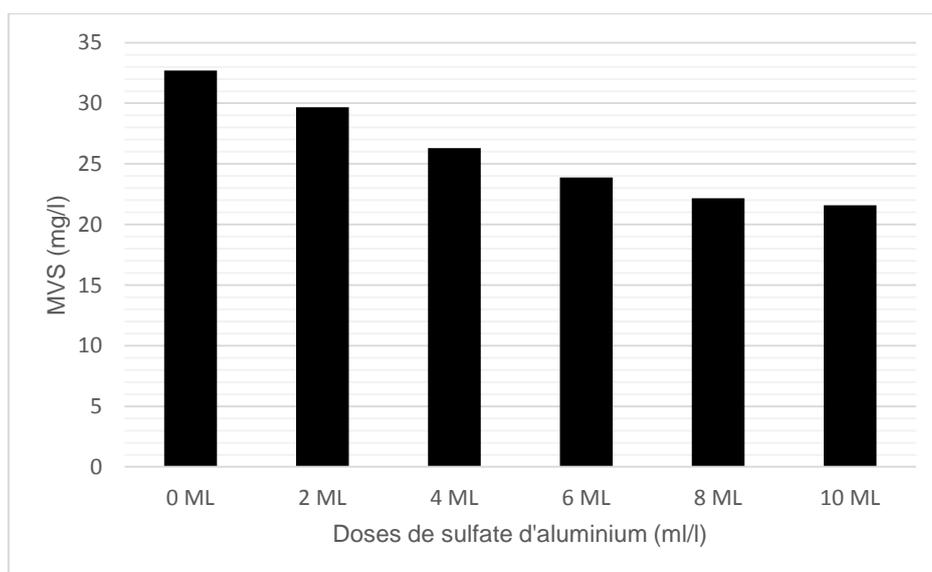


Figure 8: Réduction de la concentration en MVS en fonction de la dose

Il ressort de l'analyse des paramètres suivis que la dose de sulfate d'Aluminium a entraîné un effet conséquent sur la qualité des surnageants. En effet, plus on augmente la dose de sulfate plus la concentration des MVS diminuent.

3.2.2 Influence de la floculation sur la capture de boues

Dans la figure 9 ci-dessous, sont consignées les données représentant l'influence de la coagulation/floculation sur la capture de boues.

Pour chaque dose appliquée, la quantité de boues est mesurée après une (01) heure de décantation.

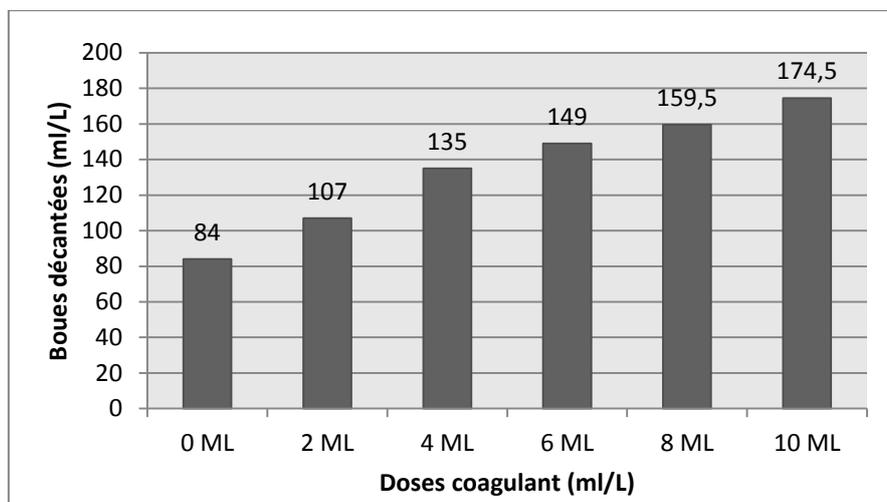


Figure 9: Influence de la dose de sulfate appliquée sur la quantité de boues produites

Il ressort de l'analyse de cette figure (figure 4) qu'en variant la dose du coagulant de 0 mL à 10 mL, une augmentation relativement conséquente de la quantité de boues décantées est notée. En effet sans la dose du coagulant nous avons enregistré 84 mL/L de boues décantées et cette quantité de boues continue à croître en ajoutant 2 mL du coagulant dans l'effluent. En résumé, plus on augmente la dose de sulfate plus la quantité de boues retenues augmente. La figure ci-dessous illustre bien l'effet de la dose de sulfate sur la quantité de boues produite.

3.2.3 Application sur le terrain des tests de floculation pour les effluents sortant des bassins de sédimentation

3.2.3.1 Mise au point de la dose de sulfate d'aluminium

Le calibrage du baril a été fait en rapport avec la dose optimale ainsi trouvée lors des tests de floculation au laboratoire. En effet la dose optimale étant 2 ml de sulfate d'Aluminium par litre d'effluents et sachant que la STBV reçoit chaque jour environ 500 m³ d'effluents. Le

robinet a été ainsi calibré à 380 ml par minute. Après application du sulfate les échantillons prélevés dans le regard d'entrée des bassins anaérobies et mis dans les cônes ont floculé au bout de 30 minutes.

3.2.3.2 Décantation des effluents floculés dans les cônes Imhoff

Pour qu'une floculation avec du sulfate puisse bien fonctionner il faut nécessairement un bon mixage. Dans le cadre de notre étude, le mixage s'est fait grâce au flux des effluents dans le tuyau reliant les bassins de sédimentation et les bassins anaérobies. En effet pour apprécier l'efficacité du mixage nous avons prélevés des échantillons dans le regard de sortie des bassins anaérobies pour ensuite les mettre dans les cônes Imhoff toutes les 30 minutes pour voir si les floes se forment. Nous avons laissé décanter les échantillons prélevés des effluents pendant 1 heure. Ensuite leurs surnageants sont prélevés pour être analysés au laboratoire. Après une 1 heure (correspondant au temps de séjour des effluents dans les bassins anaérobies) d'application de la solution de sulfate dans le regard de sortie des bassins de sédimentation/épaississement, nous avons prélevés des échantillons des effluents de sortie des bassins anaérobies pour les analyser au laboratoire. Les résultats d'analyses de l'effluent de sortie des bassins anaérobies sont comparés à ceux des surnageants prélevés dans les cônes Imhoff pour savoir le temps de séjour des effluents dans les bassins anaérobies mais aussi comparer la teneur en MES de ces effluents à la teneur en MES des surnageants dans les cônes Imhoff. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4: MES des surnageants floculés en fonction de la durée de décantation

	MES après 1 heure de décantation	MES après 4 heures de décantation
Test jour 1	450 mg/L	300 mg/L
Test jour 2	416 mg/L	270 mg/L

On remarque qu'avec l'application de la dose de 2 mL de sulfate d'aluminium dans les effluents de sortie des bassins de sédimentation/épaississement, la coagulation/floculation a bien fonctionné, puisqu'il a été noté une formation et une décantation des floes dans les cônes Imhoff. Cette décantation se poursuit de plus en plus dans le temps, puisqu', au bout d'1 heure, une réduction de la concentration des MES jusqu'à 450 mg/L le premier jour et 416 mg/L le deuxième jour. La concentration en MES va ainsi diminuer dans le temps.

3.2.3.3 Décantation des effluents floculés dans les bassins anaérobies

Les résultats des tests sur les effluents prélevés au niveau du regard de sortie des bassins anaérobies devraient normalement être en adéquation avec les résultats des surnageants prélevés dans les cônes Imhoff provenant du regard d'entrée des bassins anaérobies. Mais tel n'est pas le cas puisque nous avons obtenu des concentrations beaucoup plus importantes que ceux obtenus dans les cônes. En effet, à la sortie des bassins anaérobies nous avons des concentrations de MES allant de 1300 mg/L jusqu'à 2500 mg/L, ce qui ne correspond pas à la réalité. Parce qu'en réalité, après l'application du sulfate d'aluminium dans le regard de sortie des bassins de sédimentation/épaississement, il se produit un mixage de la solution de sulfate d'aluminium dans le tuyau qui arrive dans les bassins anaérobies et c'est dans ces derniers que se produit une décantation d'environ 1 heure d'après le constat fait. Après cette décantation les surnageants passent par un tuyau pour aboutir dans la bêche à eau.

3.2.4 Problèmes de décantation rencontrés à la sortie des bassins de sédimentation/épaississement

La non-conformité des résultats obtenus à partir des cônes Imhoff à ceux des effluents de sortie des bassins anaérobies pourrait s'expliquer par le fait que d'une part les bassins anaérobies sont remplis de boues antérieurement décantées avant notre phase de test, ou d'autre part par le fait que ces bassins soient remplis de sable qui occupe la place que devrait occuper la boue. Ces situations empêchent la boue de se décanter au fond des bassins et par conséquent toute la boue sort des bassins anaérobies vers la bêche à eau.

La deuxième explication qu'on pourrait avancer est que les bassins anaérobies étant relativement grands, quand la boue décantée y reste au fond pendant une durée relativement longue, il se produit la formation d'un certain nombre de gaz comme le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) etc. En effet ces différents gaz étant piégés au fond des bassins cherchent à sortir en faisant des bulles et par conséquent, remettraient en suspension les boues déjà décantées au fond.

Avec cette absence de conformité de données nous avons jugé nécessaire d'aller faire les tests de coagulation/floculation au niveau des effluents de sortie des bassins anaérobies.

3.3 Test de floculation de terrain pour les effluents sortant des bassins anaérobies

Dans le cadre des travaux effectués sur site pour les effluents sortant des bassins anaérobies, la solution de sulfate est injectée dans le tuyau de sortie des bassins anaérobies. La décantation des effluents mixés à du sulfate d'aluminium s'est faite dans la bêche à eau.

Les tests de floculation au laboratoire concernant les effluents sortant des bassins anaérobies ont occasionné beaucoup de modifications au niveau du « Té » du tuyau mais également au niveau de la bêche à eau. Ces modifications sont effectuées à chaque fois qu'un test ne réussit pas. Après chaque modification, les effluents sont analysés au laboratoire pour déterminer les paramètres suivis.

3.3.1 Test après cloisonnement des pompes

Le cloisonnement des pompes est réalisé pour éviter que la boue décantée dans la bêche à eau ne soit pompée vers la STEP. En effet dans la bêche à eau les pompes qui y sont immergées sont cloisonnées à l'aide de plaques en aluminium. Des trous de 10 cm de diamètre sont réalisés sur les plaques à une hauteur d'abord de 2 m et ensuite à une hauteur de 1,4 m. C'est à partir de ces trous que les surnageants des effluents décantés dans la bêche à eau se déversent vers la chambre des pompes, afin de permettre une autre décantation de la boue dans la bêche à eau et ainsi éviter que les pompes ne renvoient de la boue vers la Station d'épuration qui se trouve à proximité de la STBV. Ainsi pour chaque modification réalisée des tests de caractérisation sont effectués. Et à chaque fois que les résultats ne sont satisfaisants pour une modification donnée, on passe à une autre modification.

Les résultats obtenus aux premiers jours après le cloisonnement des pompes étaient satisfaisants mais au fur et à mesure des travaux la qualité des effluents et celle des surnageants se détériorent. En effet trois jours après le cloisonnement les effluents de sortie de la bêche à eau avaient atteint des concentrations en MES et MS de l'ordre de 1500 mg/L. Ce qui ne permettait pas d'avoir une bonne décantation avec la dose de 2 mL de la solution de sulfate d'aluminium.

Toutefois, dans le cadre de l'amélioration de la qualité des effluents de sortie des bassins anaérobie et de celle des surnageant de la chambre des pompes, d'autres modifications sont effectuées au niveau du « Té » du tuyau.

3.3.2 Test après modification du « Té » de sortie des bassins anaérobies

La première modification consistait tout d'abord à réduire la profondeur du Té de sortie dans les bassins anaérobies pour augmenter le temps de séjour des effluents dans les bassins anaérobies et ainsi améliorer la qualité des surnageants.

La deuxième modification consistait tout simplement à boucher le « Té » de sortie d'entrée des effluents des bassins par le bas à l'aide d'une plaque et ensuite de réaliser 15 trous de 2 m de diamètre tout autour du Té de sortie. Cela, pour éviter que la boue décantée dans les bassins anaérobies y rentre par aspiration et que c'est uniquement les surnageants qui passent par les trous pour se déverser dans la bêche à eau.

L'analyse des résultats obtenus montre les effets apportés par les modifications du Té de sortie combinées à l'installation de la chambre des pompes. En effet la concentration en MES des effluents de sortie des bassins anaérobies avant les modifications étaient compris entre 1300 mg/L 1450 mg/L et après modification elle est de 1188 mg/L. Le même constat est fait sur les surnageant sans floculation prélevés dans la chambre des pompes. L'ajout 2 mL de la solution de sulfate d'aluminium ne permettait pas une réduction de MES en dessous de la norme sénégalaise de rejet des effluents qui est 500 mg/L.

En outre avec l'ajout d'une dose de 2 mL du sulfate, une réduction de 62,12% par rapport à l'effluent brut est obtenue. En effet pour un effluent brut de 1188 mg/L en MES l'ajout d'une dose de 2 mL du coagulant a permis une réduction jusqu'à 450 mg/L en MES qui est une concentration en dessous de la norme sénégalaise de rejet des eaux usées. L'augmentation de la dose du coagulant nous permet d'avoir une plus grande réduction des MES qui tombe à 320 mg/L.

3.3.3 Tests avec modification du « Té » de sortie des bassins anaérobies avec cloisonnement des pompes de refoulement

Avec l'effet positif des modifications au niveau du « Té » du tuyau de sortie des bassins anaérobies et dans la bêche à eau, nous avons procédé à des tests sur site dans les conditions d'exploitation normales de la STBV. Cette approche a permis de mettre en pratique les résultats obtenus au laboratoire.

Les figures 10 et 11 ci-dessous présentent la réduction de la concentration en MES dans les effluents floculés et des effluents bruts obtenus après la modification du « Té » du tuyau de

sortie des bassins de anaérobies et l'isolement du poste de relevage avec un cloisonnement érigé dans la bête à eau.

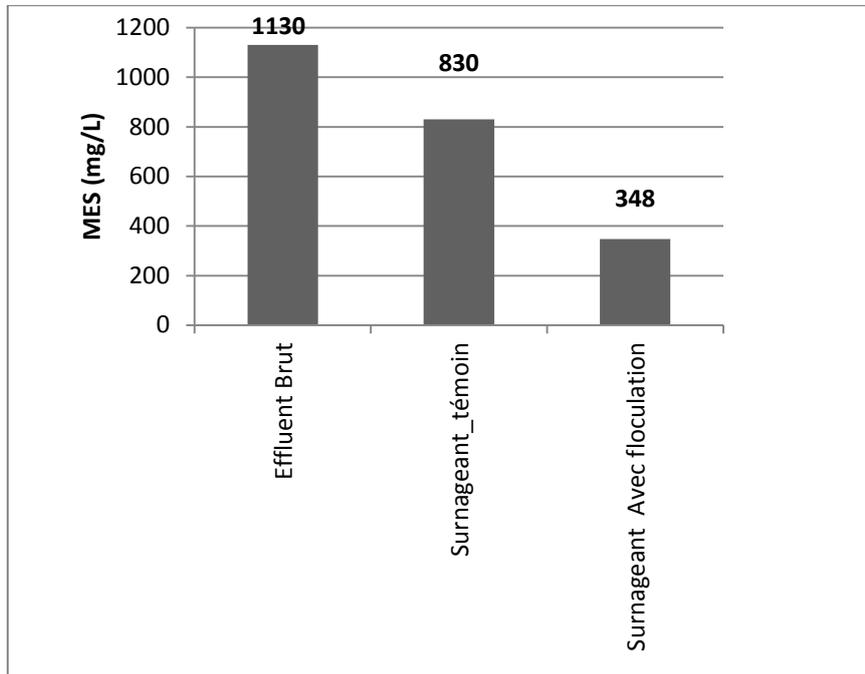


Figure 10: Réduction de la concentration en MES des effluents floculés (répétition 1)

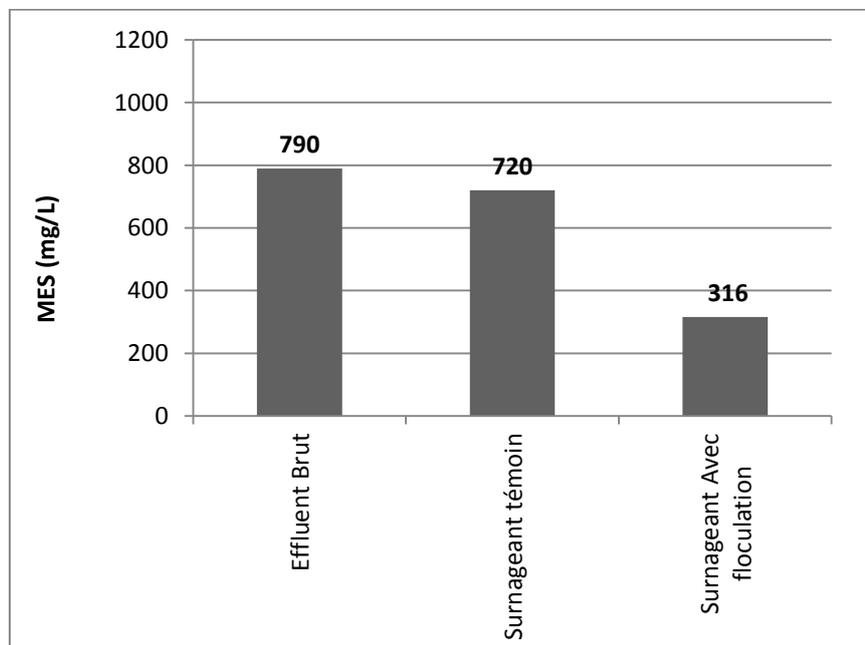


Figure 11: Réduction de la concentration en MES des effluents floculés (répétition 2)

L'analyse combinée des figures 10 et 11 permet de constater que les modifications effectuées au niveau du « Té » de sortie des bassins anaérobies ont entraîné une réduction de la

concentration en MES de l'effluent. Les concentrations en MES de ces effluents sont comprises entre 790 mg/L et 1188 mg/L avec les modifications alors qu'avant les modifications la concentration en MES de ces effluents étaient comprises entre 2000 et 2500 mg/L.

La réduction de la concentration en MES de l'effluent de sortie des bassins anaérobies avec les modifications, a aussi permis une baisse de la teneur en MES des surnageants sans floculation et envoyés à la STEP de l'ONAS. En effet, les teneurs en MES obtenues sont comprises entre 720 mg/L et 830 mg/L, contrairement à la valeur moyenne de 1200 mg/L obtenue avant la modification du « Té » de sortie des bassins anaérobies.

Cette même remarque est faite avec les surnageants avec floculation de la chambre des pompes. La réduction de la concentration des effluents bruts de sortie des bassins anaérobies due aux modifications a rendu la floculation plus efficace. Car moins l'effluent brut est concentré plus la floculation est efficace. En effet, une réduction de la concentration en MES est notée avec floculation jusqu'à une valeur comprise entre 316 et 348 mg/L.

Ainsi les modifications apportées au niveau du « Té » et le cloisonnement des pompes dans la bache à eau ont permis d'atteindre les résultats escomptés. Car non seulement la concentration en MES des effluents de sortie des bassins anaérobies a été réduite mais aussi les tests de floculation se sont déroulés tout le long de l'étude. Alors qu'avant les modifications les tests n'ont fonctionné qu'un seul jour.

CONCLUSION

Dans l'ensemble, il est constaté que les effluents de Dakar qui arrivent à la Station de Traitement de Boue de Vidange (STBV) sont très chargées à l'instar des autres effluents reçus dans les stations de traitement des boues de vidange de Dakar. 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.

Avec la caractérisation des effluents sortant de la STBV des Niayes, les résultats montrent que ces effluents restent encore très chargés en paramètres physico-chimiques malgré leur décantation dans les différents bassins du fait de leur temps de séjour très court dans les bassins.

Les tests de floculation effectués au laboratoire ont donné d'excellents résultats. Ceci se traduit par le fait que :

- ✓ Le sulfate d'aluminium peut être utilisé comme flocculant pour traiter les boues de vidange ;
- ✓ Une solution de sulfate d'aluminium de 50 g/L avec une dose de 2 ml/L est suffisant pour flocculer des effluents issus des bassins de sédimentation ;
- ✓ La concentration en MES et celle de la DBO sont fortement réduites dans les surnageants flocculés.

Les Tests de floculation effectués au terrain ont confirmé les résultats positifs des tests de floculation préalablement réalisés au laboratoire. Les effets de la floculation se traduiront par des avantages suivants :

- ✓ une capture de boues plus importante au niveau de la STBV. Il est ainsi noté qu'avec l'application la coagulation/floculation, le doublement de la quantité de boues retenue par jour.
- ✓ une réduction significative de la consommation d'électricité au niveau de la STEP de Niayes.

En définitive, la mise en œuvre d'une unité de floculation à la STBV de Niayes est fortement recommandée afin d'impacter positivement le fonctionnement de la STEP.

Cependant il s'avère nécessaire :

- ✓ qu'une étude plus approfondie soit réalisée pour déterminer l'impact du sulfate d'aluminium sur le temps de séchage des boues décantées dans les lits de séchage ;
- ✓ qu'une étude approfondie soit réalisée pour connaître si l'effet du sulfate d'aluminium sur les boues n'engendrerait pas des conséquences néfastes sur l'omni processeur.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. **BAXTER C.W., STANLEY S.J., ZHANG Q., SMITH D.W.** Developing artificial neural network process models of water treatment process: a guide for utilities.(2002) 201-211 ;
2. **Benyoub A. et EL.Magroud F. Z.** « Traitement des Eaux Usées Urbaines par Coagulation-Floculation et Décantation » Université des Sciences et de la Technologie D'ORAN, 2013/2014 ;
3. **Blazy, P.**, Décantation aspects théoriques et Décantation Equipement et procédés techniques de l'ingénieur, traités génie des procédés, 2007 , 29 pages ;
4. **Bouazza L.** Effet de coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Hain El Houtz, 2011 ;
5. **Buffle J.** Complexation reactions in aquatic systems : an analytical approach. - p. Chichester, John and Wiley 1988 692 ;
6. **Buffle, J., Altmann, R. S., Fillella, M., and Tessier, A.** . Complexation by natural heterogeneous compounds: site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, (1990) 1535-1553 ;
7. **Buffle, J. and Newman, M.** The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids, and macromolecules. In Buffle J. and van Leeuwen , *Environmental particles* Lewis Publishers. (1992) 171-230 ;
8. **Buffle, J., Wilkinson, K. J., Fillella, M., and Zang, J.** A generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component approach. *Environmental Science & Technology*, 32 (1998) 2887-2899 ;
9. **Carrot J.I., Bao M., Castro P. and Bao M.J.**, traitement of tannery effluent by a two step coagulation/floculation process, *water research* 29 (1995) 2605-2608 ;
10. **Cathalifaud G., Ayele J. et Mazet M.**, étude de la complexation des ions aluminium par des molécules organiques : constant et stœchiométrie des complexes- application en traitement de potabilisation des eaux, *water research* (1998) 2325-2334 ;
11. **Dayer, P.**, Technical and financial assessment of feacal sludge conditioning for enhanced solid-liquid separation in Dakar, Senegal, 2014 ;
12. **Degrémont S.** , mémento technique de l'eau, dixième édition, tomp 1 et 2 (2005) ;
13. **Dème, N., Mbéguéré, M., et Koné, D.**, Traitement de boues de vidange de système d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation

solide/liquide dans deux bassins expérimentaux de sédimentation/épaississement ”. Papier présenté à la Gestion des Boues de Vidange (GBV), Sénégal, Dakar, 2009 ;

14. **Derjaguin, B. V. and Landau, D.** Acta. Physicochim. URSS (1941) 733 ;
15. **Desjardins, C.**, Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (Actiflo) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal), 1999 ;
16. **Dickinson, E. and Eriksson, L.** Particle flocculation by adsorbing polymers. Advances in Colloid and Interface Science, 34, (1991) 1-29 ;
17. **DIHANG, M. D.** Mécanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux. Mémoire du doctorat, 2007 ;
18. **Faye, M. C.** Traitement des boues de vidange domestiques : optimisation de la séparation solide/liquide par utilisation de coagulants naturels, 2014 ;
19. **Fiessinger, F.** coagulation and flocculation Part I: Coagulation. Congress of International Water Supply Association [Kyoto, Japan, Special subject, 1978 ;
20. **Franceys R., Pickford J. & Reed R.**, Guide de l'assainissement individuel (1995) ;
21. **GAGNON C., GRANJEAN B., THIBAUT J.**, Modelling of coagulant dosage in a water treatment plant. Artificial Intelligence in Engineering. (1997), 401-404.
22. **Ghidaglia, C.** 'Filtration en profondeur des particules', Physique des liquides, Université Paris VI, (1994) 184 ;
23. **Gregory J.** coagulation and flocculation with an emphasis on water and wastewater treatment. In J. bratby (Ed.), Uplands press, 1981;
24. **Institut Sénégalais des Normalisation (ISN)**, Eaux usées : Normes de rejet. NS O5-061 ; Dakar, Sénégal, 2001 ;
25. **KANE M. B.**, Analyse et traitement des eaux d'Oued Fès par le procédé de coagulation/floculation, 2017 ;
26. **Kengne, Y. N.**, Gestion des boues de vidanges de fosses septiques dans une ville côtière : efficacité des lits de séchages dans l'élimination des parasites à Dakar. CHAIRE/UNESCO sur la gestion intégrée et développement durable du littoral ouest-africain. Mémoire de Master, 2014 ;
27. **LAMRINI B., LE LANN M-V., BENHAMMOU A., LAKHAL K.**, Detection of functional states by the “LAMDA” classification technique: application to a coagulation process in drinking water treatment. Elsevier, C.R. Physique (2005)1161-1168 ;

-
28. **Molle P. Vincent J. Troesch S. Malamaire G.**, Les lits de séchage de boues plantés de roseaux pour le traitement des boues et des matières de vidange Guide de dimensionnement et de gestion ;
 29. **Montagéro A.**, Gestion des boues de vidange dans les pays en développement - Manuel de planification (2002) ;
 30. **ONAS.**, Boues mag, Magazine trimestriel du programme de boue de vidange N°01, Dakar, 2014 ;
 31. **ONU**, Rapport eau et Assainissement 2015 ;
 32. **Seck, A.** Moritz Gold, Seydou Niang, Mbaye Mbeguéré, Cheikh Diop, Linda Strande. (2015). Faecal sludge drying beds: Increasing drying rates for fuel resource recovery in SubSaharan Africa. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 5 (1) : 72-80 ;
 33. **Radoux M.**, 1995, Qualité et traitement des eaux. Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Station expérimentale de Viville. Bruxelles: FUL.- 153 p ;
 34. **Seck, A. (2016)**. Optimisation du séchage des boues de vidange domestiques de Dakar (Sénégal) par des lits de séchage non plantés pour une valorisation énergétique des biosolides : caractérisation physico-chimique, calorifique et biologique. Mémoire de thèse de Doctorat Unique en sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Faculté des Sciences et Techniques ;
 35. **Sonko, E. M.**, Traitement des boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues domestiques, Mémoire de DEA en Sciences de l'Environnement, 2008 ;
 36. **Strauss, M.; Koné, D.** 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. WHO (2004);
 37. **Tine, D.**, Traitement des boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal): Etude d'une phase d'acclimatation de deux espèces utilisées pour le traitement des boues de vidange domestique. Mémoire de DEA en Sciences de l'Environnement, 2009 ;
 38. **Tounkara, A.** Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal. Master of Science Thesis. UNESCO-IHE. EAWAG-Sandec. (2007) 130 pages ;

-
39. **Van de Ven, T. G. M.** Colloidal hydrodynamics. London: Academic Press (1989) ;
 40. **Verwey, E. and Overbeek, J.** Theory of the stability of lyophobic colloids', Elsevier, Amsterdam, New York 1948 ;
 41. **Waissman-Vilanova J.**, Construction d'un modèle comportemental pour la supervision de procédés : application à une station de traitement des eaux. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 2000.