



Performance épuratoire de deux réacteurs anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

**MÉMOIRE POUR L'OBTENTION DU
MASTER EN INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT
OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT**

Présenté et soutenu publiquement le 11 Novembre 2013 par :

Ali Djimé AHMED

Travaux dirigés par :

Dr. Yacouba KONATÉ

Enseignant-chercheur à 2iE / CENTRE COMMUN DE RECHERCHE EAU-CLIMAT

Mr. Moumouni DIAFAROU

Doctorant /CENTRE COMMUN DE RECHERCHE EAU-CLIMAT

Jury d'évaluation:

Président : Dr. Anderson ADRIANISA

Membres et correcteurs : Ir. Boukary SAWADOGO

Mr. Moumouni DIAFAROU

Promotion [2012/2013]



Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement

Fondation 2iE - Rue de la Science - 01 BP 594 - Ouagadougou 01 - BURKINA FASO – IFU 00007748B
Tél. : (+226) 50. 49. 28. 00 - Fax : (+226) 50. 49. 28. 01 - Mail : 2ie@2ie-edu.org - **www.2ie-edu.org**

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire à toute ma famille, à mes amis et à

l'ensemble de mes connaissances

Trouvez ici la légitime satisfaction et ma profonde

reconnaissance pour les multiples peines que vous avez

endurées pour moi.

REMERCIEMENTS

À la fin de ce travail, nous tenons à adresser nos sincères remerciements à des nombreuses personnes ayant contribué à la réalisation de ce document, tant au niveau des études, de l'expérimentation et de soutien.

Avant tout propos, je tiens à adresser ma reconnaissance à mon cher pays le TCHAD de m'avoir accordé la bourse pour effectuer le master 2 en Eau-Assainissement à 2iE.

Je tiens particulièrement à remercier Dr KONATÉ Yacouba et Mr MOUMOUNI Diafarou, qui m'ont accepté comme stagiaire dans le cadre du projet de recherche et m'ont fait partager leurs expériences dans le domaine de l'assainissement et particulièrement dans le traitement des eaux usées. Sans oublié d'ajouter leurs encouragements, leurs conseils et surtout leurs volontés pour l'avancement et la réussite de ce projet.

Mes remerciements vont également à :

- L'ingénieur de recherche SAWADOGO Boukary, l'ingénieur de recherche SOSSOU Seyram et Dr. AWA Ndiaye pour leurs contributions et leurs conseils dans la réalisation de ce travail ;
- Dr. MAIGA Ynoussa, Dr. RABAH Lahmar, Dr. HARINAIVO Andrianisa, Dr NIANJ Dial, Dr SOU Mariam, M. DJIM Doumbe Damba et Ir MOYENGA David pour leurs conseils et leurs disponibilités ;
- Le doctorant SANGARÉ Drissa pour m'avoir aidé et soutenu pendant toute la durée de mon travail.

Je n'oublie pas aussi de remercier le personnel du laboratoire LEDES Moustapha OUEDRAOGO, Tindoré Gui Noël, Pierre OUEDRAOGO et Bernard ZONGO et les deux stagiaires du bachelor 2 : Gérard EZOULA AGORO et Amadou AZALA.

Qu'il me soit permis de remercier l'ensemble des corps enseignants du 2iE qui ont assuré ma formation et ainsi tout le personnel de la Fondation 2iE.

Je profite par cette occasion de remercier mes amis et collègues de la promotion 2011-2013 pour leur soutien et leur encouragement.

Enfin, que toute personne ayant contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, puisse trouver ici l'expression de mes sincères remerciements.

RÉSUMÉ

Durant ces dernières années, le traitement des eaux usées par des procédés de système extensif et particulièrement le lagunage à microphyte a connu une véritable évolution dans les pays tropicaux où le climat est favorable. Malgré ce progrès, le résultat obtenu dans le domaine de l'assainissement reste encore à un taux faible. La recherche des nouvelles unités similaires au traitement par lagunage, plus accessible et efficace demeure toujours d'actualité. C'est dans ce cadre qu'un nouveau pilote hybride a été développé et mis en place sur le site expérimental de 2iE (Institut International d'Ingénierie de l'Eau et l'Environnement). Les dispositifs hybrides comportent deux filières de traitement, une première filière formée de deux Réacteurs Anaérobies à Haut Rendement connectés en série et couplée avec à un Filtre à Sable (RAHR-FS) et la seconde filière, formée aussi des deux Réacteurs Anaérobies à Haut Rendement mais couplée à un Bassin Lamellé (RAHR-BL) à microphytes.

Ce travail de mémoire a pour objectif principal d'évaluer l'efficacité épuratoire de ces deux filières. Pour ce faire, l'évolution des paramètres de pollution tels que : DBO₅, DCO, MES, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, *Escherichia coli* et Coliformes fécaux a été suivie à l'entrée et à la sortie de chaque unités de traitement pendant 3 mois.

La performance épuratoire observée dans cette étude montre un bon rendement de la pollution organique et des particules en suspension respectivement 71% en DCO, 82 % en DBO₅ et 87% en MES dans la filière RAHR-FS. Cependant, la seconde filière montre un rendement moyennant de 55% en DCO, 78% en DBO₅ et 74% en MES. L'abattement microbien est efficace à la sortie du RAH-BL, elle est de 6 ulog en *Escherichia coli*, mais la concentration moyenne résiduelle est de 2, 80E+03 UFC/100ml. Toutefois, cette charge reste supérieure à la norme de l'OMS pour la réutilisation des effluents en agriculture non restrictive. Pour ce qui est des nutriments, on observe une importante nitrification avec une augmentation moyenne de NO₃⁻ plus de 100% et une faible réduction moyenne de 8% PO₄³⁻ à la sortie RAHR-FS. Par contre, à la sortie de la seconde filière RAH-BL on observe une augmentation 8% de PO₄³⁻. Par conséquent, les concentrations résiduelles en azote et en phosphore sont élevées à la sortie de deux filières et présenteraient de risque d'eutrophisation en cas de rejet dans un milieu sensible.

Mots clefs : Effluents domestiques, Coliformes fécaux, Traitement anaérobie, Rendement épuratoire, Réutilisation des eaux usées.

ABSTRACT

In recent years, wastewater treatment processes by extensive lagoon and especially microphyte system had a real evolution in tropical countries where the climate is favorable. Despite this progress, the result in the field of sanitation is still at a low level and the search for new units similar to pond treatments that are more accessible and efficient is still a current issue. It is in this context that a new hybrid pilot plant was designed, implemented and monitored in the experimental site of 2iE (International Institute for Water and Environmental Engineering). The hybrid treatment units include two options: The first one is consisted of two High Rate Anaerobic Reactors connecting in series and coupled with a Sand Filter (HRAR-SF) and the second option is formed with two High Rate Anaerobic Reactors and followed by a microphyte Baffled Pond (HRAR-BP).

The main objective of this work is: to evaluate the performance efficiency of these two options. To achieve this, the evolution of pollution parameters such as BOD₅, COD, TSS, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, *Escherichia coli* and fecal coliforms was monitored at the inlet and outlet of each treatment units during 3 months.

The treatment performance observed in this study shows good removal efficiency of organic pollutant and suspended solids: 71 % of COD, 82 % of BOD₅ and 87% of TSS in the first option, whereas in the second option the removal efficiencies were 55 % of COD, 78% BOD₅ and 74% of TSS. In addition, an average of 6 ulog removal of *Escherichia coli* were obtained in the second option (HRAR-BP) with an average residual concentration of 2.80 10³ UFC/100ml *Escherichia coli* but this is still above the allowed average concentration of WHO effluent quality for reuse in agriculture. In terms of nutrients (nitrogen and phosphorus), a high nitrification rate with an increase of NO₃⁻ over 100% is observed in HRAR-SF, while a low efficiency of phosphorus removal is obtained about 8% in HRAR-SF and 8% increase in HRAR-BP. Therefore, discharging, the treated effluent may cause eutrophication in a sensitive environment.

Key words: Domestic effluents, anaerobic treatment, fecal coliforms, treatment efficiency, Wastewater reuse

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BL :	Bassin Lamellé
CF :	Coliformes fécaux
DBO₅ :	Demande Biologique en Oxygène
DCO :	Demande Chimique en Oxygène
EB :	Eau brute
<i>E. coli</i> :	<i>Escherichia coli</i>
FS	Filtre à Sable
MES :	Matières en suspension
NH₄⁺ :	Ammonium
NO₃⁻ :	Nitrates
NO₂⁻ :	Nitrites
pH:	Potentiel d'hydrogène
OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
PO₄³⁻ :	Ortho phosphates
RAFADE :	Réacteur Anaérobie à Flux Ascendant et à Deux Étapes
R1 :	Réacteur Anaérobie 1
R2 :	Réacteur Anaérobie 2
RAHR-BL :	Réacteur Anaérobie à Haut Rendement -Bassin Lamellé
RAHR-FS :	Réacteur Anaérobie à Haut Rendement- Filtre à Sable
UFC :	Unité Formant des Colonies
Ulog :	Unité logarithmique
UASB :	Up flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor.
°C:	Degré Celsius

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	i
REMERCIEMENTS.....	i
RÉSUMÉ.....	i
ABSTRACT	i
LISTE DES ABRÉVIATIONS	i
TABLE DES MATIÈRES	i
LISTE DE TABLEAUX	i
LISTE DES FIGURES.....	i
I- INTRODUCTION.....	1
1.1. Contexte et problématique	1
1.2. Les objectifs de l'étude :	1
1.3. Hypothèse de l'étude	1
II- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	1
2.1. Techniques de traitement biologique des eaux usées.....	1
2.2. Les différentes étapes de traitement	1
2.3. Principe de l'épuration biologique	1
2.3.1 Principe et fonctionnement de l'épuration anaérobie.....	1
2.3.2. Les différents types des réacteurs anaérobies leurs performances et limites	1
2.3.3. Les post traitements biologiques	1
2.4. Norme de rejet et réutilisation des eaux usées domestiques en agriculture	1
III- MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	1
3.1. Présentation de la zone d'étude.....	1
3.2. Description du dispositif expérimental	1
3.3. Échantillonnage.....	1
3.4. Méthodes d'analyse.....	1
3.4.1. Analyse des paramètres <i>in situ</i>	1
3.4.2. Détermination des autres paramètres au laboratoire	1
3.4.3. Les paramètres chimiques minéraux	1

3.4.4. Analyse des paramètres microbiologiques	1
3.5. Traitement des données et calcul de l'abattement.....	1
VI- RESULTATS ET DISCUSSION.....	1
4.1. Caractéristiques des eaux usées brutes et des effluents traités.....	1
4.2. Les performances de l'ensemble des dispositifs de traitement	1
4.2.1. Rendements épuratoires des réacteurs anaérobies (R1) et (R2)	1
4.2.2. Rendement épuratoire de la filière I (RAHR-FS)	1
4.2.3. Rendement épuratoire de la filière II (RAHR-BL)	1
4.2.4. Comparaison des deux filières	1
V- CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	1
VI- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	1
ANNEXES.....	i
Annexe 1: Normes OMS révisées (Blumenthal et al ., 2000)	i
Annexe 2 : Cadre logique de l'étude	i
Annexe 3 : Planning des activités	i

LISTE DE TABLEAUX

Tableau I : les avantages et les inconvénients du lagunage microphyte (facultatif et de maturation)	1
Tableau II : Caractéristique de la filière RHAR-FS	1
Tableau III: Caractéristique de la filière RAHR-BL	1
Tableau IV: Méthode d'analyse des paramètres minéraux par spectrophotomètre DR 2000. ...	1
Tableau V : Méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques	1
Tableau VI: Caractéristiques des eaux brutes et des effluents traités à la sortie de deux filières	1
Tableau VII: Performance des deux réacteurs : R1 et R2	1
Tableau VIII: Abattement des indicateurs de contamination	1
Tableau IX: Comparaison de la performance épuratoire de quelque procédé.	1

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Schéma réactionnel de la digestion anaérobie (Moletta, 1989),	1
Figure 2: Représentation schématique de traitement des effluents par des procédés anaérobies : le bassin anaérobie (a) et (b) les UASB réacteur (b) (Cantunda et Van Haandel, 1996).	1
Figure 3: Unité de pré- traitement RAFADE (El-Hamouri, 2004)	1
Figure 4: Infiltration-percolation étanchée et drainée (Agences de l'Eau, 1993)	1
Figure 5 : les mécanismes mise en place dans les étangs de lagunage naturelle (: Agences de l'Eau, CTGREF, Aix en Provence (1976)).	1
Figure 6 : Organigramme de la méthodologie globale de l'étude	1
Figure7 : Localisation de la zone d'étude (Ministère des Affaires Étrangères, 2004(a), Technopole 2iE 2013(b))	1
Figure 8: Vue de plan de l'ensemble des deux filières de traitement.....	1
Figure 9 : Filière de deux réacteurs couplés à un système par filtration sur sable.....	1
Figure 10: La seconde filière RAHR-BL et vue de côté de son bassin lamellé.....	1
Figure 11: Mesure des paramètres in situ par un multi paramètres Multi WTW 340i/SET	1
Figure 12: Aspect des colonies des Coliformes fécaux et <i>E. coli</i> cultivé sur un milieu Chromocult Coliform Agar ES	1
Figure 13 : Variation moyenne de la température et du pH	1
Figure 14 : Variation moyenne de la conductivité et l'oxygène dissous	1
Figure 15 : Élimination des <i>Escherichia coli</i> et CF dans la filière RAHR-FS.....	1
Figure 16: Élimination de la DCO et du DBO ₅ dans la filière RAHR-FS	1
Figure 17 : Élimination de MES dans la filière RAHR-FS	1
Figure 18: Rendement épuratoire: NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻ PO ₄ ³⁻ et NH ₄ ⁺ , dans la filière RAHR-FS	1
Figure 19: Élimination des <i>Escherichia coli</i> et CF dans la filière (RAHR-BL)	1
Figure 20 : Élimination de la DCO et du DBO ₅ dans la filière (RAHR-BL).....	1
Figure 21: Élimination de MES dans la filière (RAHR-BL)	1
Figure 22: Rendement épuratoire: PO ₄ ³⁻ NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻ dans la filière (RAHR-BL).	1

CHAPITRE I: INTRODUCTION

I- INTRODUCTION

1.1. Contexte et problématique

L'Afrique subsaharienne connaît un retard considérable en matière d'approvisionnement en eau potable et d'accès à l'assainissement. L'un des Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD) défini en 2002, est de réduire à l'horizon 2015, par deux le nombre de personnes dépourvues ou n'ayant pas accès à des systèmes d'assainissement améliorés. En outre, c'est en Afrique et en Asie où vivent majoritairement 2,5 milliards des personnes n'ayant pas accès à l'assainissement amélioré (OMS/UNICEF, 2012). En effet, c'est dans les grandes villes africaines que le problème d'assainissement s'accroît du fait, de l'exode rural dus à des périodes répétitives de sécheresse, de la forte croissance démographique, de l'expansion anarchique des habitations sans un plan d'assainissement et de l'insuffisance des systèmes adéquat (Koné, 2002). Par conséquent, on assiste à une forte augmentation de la quantité des eaux usées non traitées et des excréta. Ces eaux usées sont rejetées sans traitement ou partiellement traitées dans les caniveaux ou dans la nature. En outre, elles sont utilisées dans l'agriculture périurbaine, du fait de leurs disponibilités toute l'année et leurs constituants riches en nutriments pour les plantes (Sou, 2009).

Cependant, ces effluents sont potentiellement chargés des germes pathogènes, (virus, bactéries et parasites) de pollution minérale, organique et présentent des risques de contamination pour les eaux de surface, les eaux souterraines et surtout un danger pour les maraîchers et les consommateurs des produits irrigués à partir de ces eaux (OMS, 2006). Pour faire face à cette situation, des techniques de traitement collectif par des procédés intensifs ont été mises en œuvre. À ce jour, les résultats de ces technologies ne sont pas encourageants et dans la majorité des cas de ces procédés sont aux arrêts (Maiga, et al., 2006 ; CIEH, 1993). Parmi les causes de ces dysfonctionnements, on peut noter : les problèmes techniques, l'absence de pièce de rechange, la consommation énergétique et le coût d'exploitation élevé. D'où l'intérêt de faire appel à des techniques d'épuration extensives ou naturelles pour des raisons économiques (les systèmes intensifs comme les boues activées étant jugées plus onéreuses) et pour leur robustesse. Leurs faibles coûts d'investissement et de fonctionnement ainsi que leur simplicité d'opération et de maintenance qui ont rendu les procédés extensifs très compétitifs par rapport aux technologies conventionnelles (boues activées) qui se sont révélées inadaptées aux réalités socio-économiques des pays en développement. Par ailleurs, il est bien connu que l'un des avantages du lagunage naturel est son efficacité (lorsqu'il est bien dimensionné) en terme

d'abattement de la pollution bactérienne, parasitaires et des virus (Troussellier et al .1986 ; Oragui et al .1997 ; Davies-Colley, 2005) in Konaté, 2011) assurant une grande possibilité de réutilisation des effluents traités.

Malgré leurs multiples avantages, le système extensif tel que le lagunage présente des inconvénients comme : la production des odeurs nauséabonds particulièrement dans les bassins anaérobies, la forte occupation d'espace et constitue un milieu favorable à la prolifération des moustiques avec des temps de séjours assez longs. Face à cette situation, des nouvelles orientations à la recherche des technologies d'assainissement à moindre coût, adéquates et à performance épuratoire efficace par traitement biologique alternatif ont vu le jour. Parmi ces technologies, il y a le système de traitement par le Réacteur Anaérobie à Flux Ascendant et à Deux Étapes (RAFADE) mise en place au Maroc (El Hamouri, 2004) et l'introduction des UASBs (Up flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) en amont du système de lagunage permettant des bons rendements en matière organique. Cependant, il existe des désavantages de ces deux techniques, comme le coût relativement élevé de leur mise en œuvre, la gestion des boues, la maintenance pas souvent très aisée dans les pays en développement comme le Burkina Faso.

C'est dans le but d'améliorer ces problèmes qu'un projet de recherche similaire au RAFADE et au lagunage a été développé et mis en place à l'échelle expérimentale à 2iE (Institut International de l'Ingénierie de l'Eau et l'Environnement). La nouvelle technologie ainsi conçue est composée de deux filières de traitement: la première filière comprend deux Réacteurs Anaérobies à Haut Rendement connectés en série et couplés à un Filtre à Sable (RAHR-FS) et la seconde filière est formée aussi des deux Réacteurs Anaérobies Haut Rendement mais combinée à un Bassin Lamellé (RAHR-BL) à microphyte. Cependant, la performance épuratoire de cette nouvelle technologie n'est pas encore connue dans un contexte climatique sahélien enfin d'orienter le système à une grande échelle.

1.2. Les objectifs de l'étude :

- Objectif général

Globalement ce travail consiste à évaluer l'efficacité épuratoire du système de traitement des eaux usées domestiques sous un climat sahélien par deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement : Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

- Objectifs spécifiques

De façon plus spécifique, il s'agit de :

- Déterminer les paramètres physico-chimiques globaux : la température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité de l'influent brut et de l'effluent traité à la sortie de chaque unité de traitement.
- Analyser les paramètres de la pollution organique et les nutriments : DBO₅, DCO, MES, ammoniums, nitrates et ortho-phosphates à l'entrée de l'influent et à la sortie des deux réacteurs, du bassin lamellé et au niveau du filtre à sable.
- Évaluer les paramètres indicateurs de contamination fécale : Coliformes Fécaux dont *Escherichia coli*, des eaux usées brutes à l'entrée et des effluents à la sortie des deux réacteurs, du bassin lamellé et du filtre à sable.
- Déduire et comparer les rendements épuratoires à chaque étape de traitement et pour chacune des deux filières.

1.3. Hypothèse de l'étude

Pour mieux circonscrire cette étude, les hypothèses ci-dessous ont été formulées :

- Les conditions climatiques régnant dans la zone sahélienne favoriseraient le bon fonctionnement des réacteurs anaérobiques et la bonne élimination de la pollution organique et des MES.
- L'introduction du Bassin Lamellé (BL) en aval des réacteurs anaérobiques permettrait une meilleure croissance des biofilms, des algues et favoriseraient par conséquent une meilleure élimination des nutriments et de la pollution microbienne.
- La filière RAHR-BL présente un meilleur taux d'abattement en coliformes fécaux que celle de la RAHR-FS.
- La qualité des eaux traitées à la sortie du système répond à la norme de rejet et d'utilisation en agriculture restrictive.

Le présent mémoire est structuré en quatre (4) grands chapitres:

- Le premier chapitre consiste à l'introduction du travail.
- Le deuxième chapitre est dédié à la revue bibliographique sur quelques techniques de traitement biologique anaérobie et aérobie similaire au pilote expérimental.

- Le chapitre trois concerne la méthodologie utilisée pour atteindre les résultats et les objectifs fixés.
- Le chapitre quatre est réservé aux résultats et à la discussion.
- La fin de ce document sera clôturée par une conclusion suivie des recommandations.

CHAPITRE II: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

II- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1. Techniques de traitement biologique des eaux usées

Les techniques d'épuration des eaux usées sont regroupées en deux grands types : le système intensif et le système extensif. Le système intensif est une technique de traitement biologique, dont le principe consiste à accentuer les phénomènes de transformation et de dégradation de la pollution dans un espace plus réduit par rapport au système extensif que l'on peut observer dans le milieu naturel. Les boues activées, les lits bactériens et le disque biologique sont des exemples de ce type de système. Le traitement par ces procédés se fait par cultures libres dans le cas des boues activées ou par cultures fixes pour les lits bactériens et les disques biologiques (Satin, et al., 1999). Cependant, l'épuration intensive est consommatrice d'énergie, économiquement difficile, demandant plus de technicité et moins performante en élimination des parasites, bactéries et virus. Ces contraintes expliquent l'échec de la faisabilité de cette technique dans le contexte des pays à revenu faible (CIEH, 1993 et Koné 2002). Quant au système extensif, dit aussi naturel (Radoux, et al., 2000) se déroule sur des grandes surfaces où les agents épurateurs qui sont les microorganismes (algues, bactéries, champignons etc.) dégradent la pollution organique en des éléments minéraux. Ce procédé extensif est constitué essentiellement de lagunage à microphytes et à macrophytes, de système d'infiltration par percolation et de marais artificiel.

2.2. Les différentes étapes de traitement

Généralement, il y a quatre étapes de traitement à prendre en compte de manière conventionnelle: le prétraitement, le traitement primaire, secondaire et tertiaire (Jiménez, et al., 2011).

- Le prétraitement consiste à l'élimination des matières en suspension grossières telles que le gravier, le sable, les graisses et les plastiques à l'aide du dégrilleur et du dessableur. Par contre les pollutions chimiques et biologiques ne subissent pas de modification si le temps de rétention est bref.
- Le traitement primaire consiste de façon générale en la décantation et en la sédimentation primaire. Ce type de traitement peut faire dans des fosses septiques, les fosses Imhoff, les systèmes Up flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB) et les bassins anaérobies etc.

Toutefois, cette étape ne traite que partiellement l'ensemble de la pollution et nécessite donc un traitement secondaire en aval avant toute réutilisation ou rejet.

- Le traitement secondaire vient souvent à la suite du procédé de traitement primaire, il fait intervenir habituellement les processus biologiques aérobies combinés à la séparation solide/liquide. Les systèmes aérobies à culture libre intervenant dans l'épuration secondaire sont : les boues activées, les bassins aérés, et ceux à cultures fixes (les disques biologiques, les filtres bactériens). L'élimination de la DBO, la DCO, du phosphore et de l'azote sont importantes dès que les microorganismes épurateurs adaptés se trouvent dans les conditions favorables.
- Le traitement tertiaire, qui a pour objectif d'affiner les effluents ou de compléter le reste de traitement secondaire par l'élimination supplémentaire de la pollution organique, minérale et surtout les agents pathogènes. Il se fait par filtration sur milieu granulaire ; floculation, coagulation et sédimentation et désinfection par le biais de bassins de maturation ou de la chloration.

2.3. Principe de l'épuration biologique

Le traitement des eaux usées par les procédés biologiques repose sur la capacité des microorganismes à dégrader les matières organiques biodégradables contenues dans les eaux usées. Généralement, qu'il s'agit de système intensif ou extensif, le traitement commence après un prétraitement, ce dernier consiste à éliminer les grosses particules telles que les graviers, les sables et aussi les huiles et les graisses. Dans beaucoup des filières de traitement biologique, le prétraitement est précédé du traitement anaérobie primaire. L'intérêt de cette unité anaérobie à la tête de la station est de réduire la pollution primaire par le mécanisme de la digestion anaérobie et par sédimentation minéralisation. Notamment, Il existe plusieurs types traitements anaérobies tels que : la fosse septique, le bassin anaérobie dans le cas de lagunage, les réacteurs Réacteur Anaérobie à flux Ascendant et à Deux Étapes (RAFADE) utilisés dans la technologie RACHAAR, les up flow anaerobic sludge blanket (UASB) combinés aux bassins facultatifs et de maturation (Cantunda, et al., 1996). Cependant, les traitements primaires ne permettent pas une bonne épuration de la pollution microbiologique, azotée et phosphorée. À cet effet, un traitement en aval est toujours préconisé, dans le but d'atteindre l'objectif de qualité de rejet et de réutilisation en agriculture (OMS, 2006). Le traitement en aval ou le post-traitement biologique se fait avec l'intervention des facteurs physicochimiques et des microorganismes

épurateurs, qui sont responsables de l'élimination de la pollution biologique et des nutriments. Le post-traitement comprend le plus souvent le lagunage de maturation, l'infiltration par percolation, désinfection par chloration etc.

2.3.1 Principe et fonctionnement de l'épuration anaérobie

Le traitement anaérobie est régi par le principe de la digestion anaérobie, la matière organique biodégradable contenue dans les effluents à l'absence d'oxygène sont dégradés par les microorganismes anaérobies en méthane et en CO₂. Les processus de la digestion anaérobie ont été décrits par plusieurs auteurs (Andrews, 1968 ; Meynell, 1976 ; Moletta, 1993 ; Schürbüscher, et al., 1991 et Bryant, 1979) cité par Alcaraz (2001). Mais le mécanisme de la digestion anaérobie décrit par Bryant (1979) se résume en trois étapes (**Figure 1**) qui est majoritairement accepté selon Alcaraz (2001) :

- La première étape renferme l'hydrolyse et l'acidogénèse. Elle permet la solubilisation des macromolécules complexes/ composé organique et leur fermentation en AGV (notamment en acide acétique). Les bactéries qui interviennent dans cette première étape sont respectivement les bactéries hydrolytiques (*Acaligenes*, *Pseudomonas*, *Cytophaga*, *Flavobacterium*) et les bactéries acidogènes (*Bactéroides Clostridium*, *Eubacterium*, *Peptostreptococcus*, *Peptococcus*, *Lactobacillus*).
- La seconde étape est caractérisée par l'acétogénèse. Les monomères issus de la première étape tels que l'acide propionique et les acides à chaînes plus longues sont attaqués par les bactéries acétogènes (*Acetobacter*, *Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*), l'acétate, le dioxyde de carbone (CO₂) et le l'hydrogène moléculaire (H₂) sont produits. L'acétogénèse est assurée par le groupe des bactéries acédogènes.
- La dernière étape est la méthanogénèse, ou les bactéries méthanogénèse telles les bactéries méthanogènes acétoclastes et les bactéries méthanogènes hydrogénophiles (*Methanothrix* *Methanosarcina*, *Methanobrevibacter*, *Methanobacterium* agissent soit par décarboxylation de l'acétate pour donner le CO₂ et le méthane, ou soit par la réduction du CO₂ en méthane.

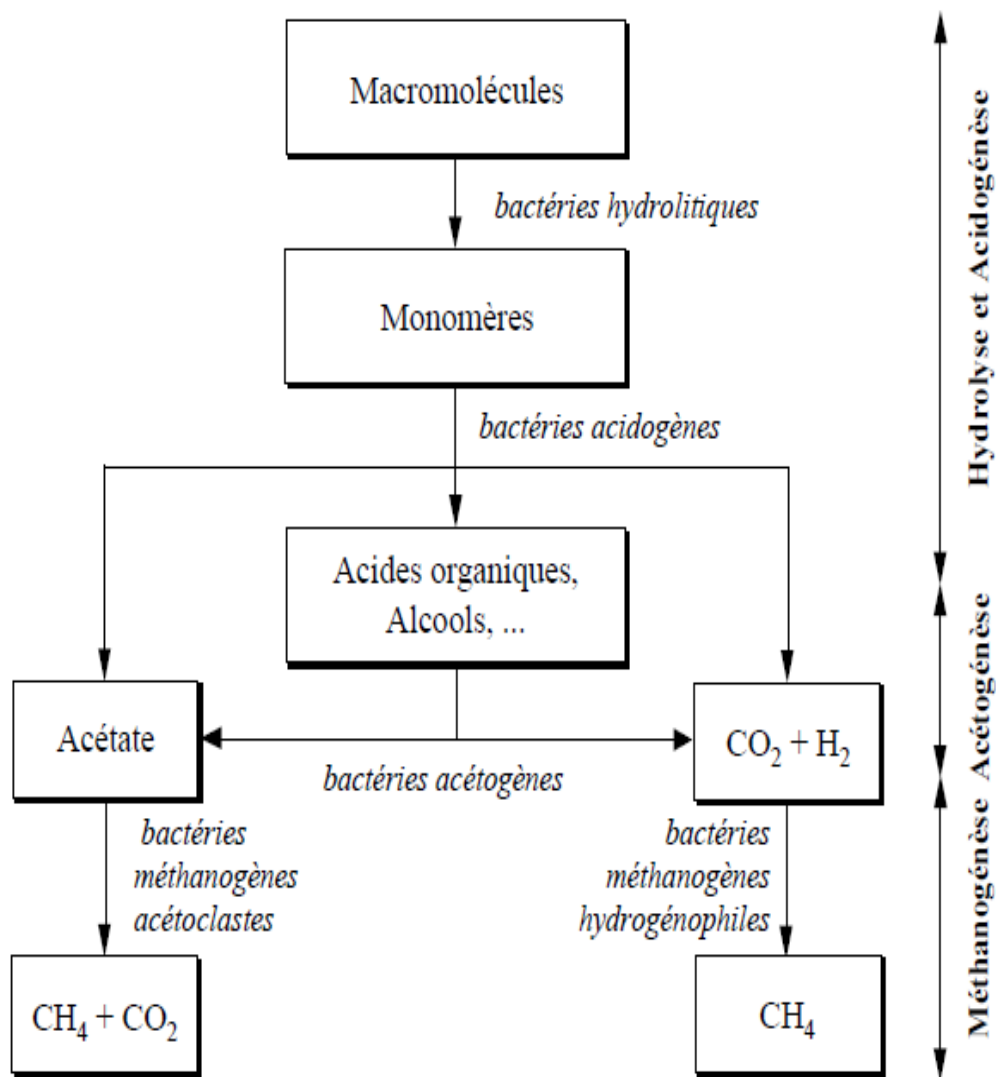


Figure 1: Schéma réactionnel de la digestion anaérobie (Moletta, 1989),

Les facteurs physiques tels que le pH et la température influencent les activités des bactéries responsables de la digestion anaérobie. Les bactéries méthanogènes sont sensibles aux variations du pH. Le pH favorable à la bonne digestion anaérobie est compris entre 6 et 8 (Konaté, et al., (2007) ; Henze, et al., (1996)), en dessous de 6, l'activité des bactéries méthanogènes diminue rapidement et peut être complètement stoppée à partir de 5,5 alors que les bactéries acétogènes continuent à partir de 4,5. Lors de la digestion anaérobie, la production d'acide gras volatiles pendant la première phase de fermentation acide a tendance à acidifier le milieu, si l'activité des bactéries méthanogènes diminue (en cas de surcharge organique, baisse de température, présence

de substance toxique...), l'accumulation d'acides gras volatiles peut entraîner une baisse du pH et risque de déséquilibrer la digestion anaérobie. La capacité tampon du milieu pour éviter les baisses de pH est donc très importante pour l'équilibre du système.

Concernant la température dans le domaine de l'opération, les procédés anaérobies sont souvent opérés en conditions mésophiles (25 et 40°C) ou thermophile (entre 50 et 70°C). Ceci permet de diminuer considérablement le temps de séjour et donc le volume des réacteurs anaérobies compte tenu des vitesses de dégradation élevées aux fortes températures.

2.3.2. Les différents types des réacteurs anaérobies leurs performances et limites

Les systèmes de traitement utilisant la digestion anaérobie sont très variés, allant de procédés très simple à des réacteurs technologiquement sophistiqués. Les réacteurs anaérobies les plus utilisés dans le traitement des eaux usées sont : le bassin anaérobie, les fosses septiques, les fosses Imhoff, l'UASB... . Le processus de traitement est basé sur la digestion anaérobie des matières organiques par production des biogaz. Les systèmes de traitement anaérobies sont généralement plus économiques que les systèmes aérobies du fait de l'économie d'énergie (due à l'absence d'aération) et de la faible production de boue selon Metcalf et Eddy (2003). Cependant, les limites de ces procédés anaérobies existent et les détails de chacun de réacteur étudié sont présentés à la suite de ce paragraphe.

a) Les bassins anaérobies

Dans la majeure partie de traitement des eaux usées par le lagunage et pour plus d'efficacité d'épuration, le bassin anaérobie est utilisé en tête du système, suivi de bassin facultatif et d'un ou plusieurs bassins des maturations (Cantunda, et al., 1996). Les bassins anaérobies tolèrent de forte charge organique ($>100 \text{ g DBO/ m}^3 \text{ par jour}$), la profondeur de ce bassin varie de 2 à 5 m selon la charge organique et la température (Mara, 2004) et un temps de traitement court par rapport au bassin facultatif et de maturation (1 à 2 jours en moyenne) selon (Wethe, 2006). Le bassin anaérobie fonctionne comme les fosses septiques mais avec une surface ouverte, l'épuration de ce système se fait par digestion anaérobie (Figure 2), la matière organique est dégradée en l'absence d'oxygène par une population des bactéries hydrolytiques, acétonémiques et des bactéries méthanogènes. La bonne digestion anaérobie dans le bassin du système exige une température supérieure à 15 °C et un pH aux alentours de 6 à 8 (Konaté et al., (2007) et Henze et al., (1996)). L'unité de traitement par le bassin anaérobie élimine, selon Mara (2004)

70% du DBO_5 sous climat chaud avec une température du mois le plus froid de 25 °C et assure une bonne sédimentation des MES sous forme de boue. Le résultat obtenu par Konaté et al (2013) sur le bassin anaérobie dans une filière du lagunage à microphyte traitant des eaux usées domestiques après 6 ans de fonctionnement montre un rendement proche de 60%, avec une réduction de 57% de DOB_5 , de 62,7% du DCO et 53,5 des MES.

Les avantages

Les différents avantages des bassins anaérobies sont les suivants :

- Le bassin anaérobie ne demande pas d'énergie ;
- Financièrement le cout de construction est fiable ;
- La production des boues est moins importante par rapport à d'autre procédé ;
- Technologie accessible et moins sophistiquée ;
- Temps de séjours court et convient au climat chaud.

Les limites

Par contre, les inconvénients de type procédé ont été signalés :

- Production des odeurs (Mara, 2004 ; Cantunda et Van Haandel, 1996) ;
- Occupation d'espace dans des régions à faible superficie ;
- Disposition de deux bassins anaérobies parallèles pour faciliter la gestion des boues ;
- Temps de séjours long par rapport au RAFADE et à l'UASB
- Gestion des boues difficile ;
- Risque de court-circuit en matière du flux hydraulique ;
- Temps de démarrage lent.

b) Up flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

L'UASB est un réacteur anaérobie à haut rendement mis en œuvre par le professeur Gatzke Lettinga à l'Université de Wageningen au Pays-Bas dans les années 1970. Il est utilisé généralement pour le traitement primaire des effluents industries agricoles et domestiques beaucoup chargés en matière organique (Mara, 2004). Le principe d'épuration UASBs se fait par digestion anaérobie comme celui de la fosse septique et du bassin anaérobie. Cependant, le fonctionnement de ce système diffère du bassin anaérobie par **(Figure 2)** :

- L'alimentation du réacteur se fait par la partie inférieure ;

- L'écoulement est ascendant dans le réacteur.
- En plus de cette différence de fonctionnement, on note la présence dans la configuration de l'UASB d'un séparateur de phases, qui permet de maintenir la boue à la base du réacteur, riche en bactérie épuratrice et fait monter le gaz produit dans la phase supérieure du réacteur.

Le type d'écoulement dans le réacteur et la présence du séparateur augmentent le contact des matières organiques avec les boues riches en bactéries, et permettent une bonne dégradation des composés organiques et par conséquent, une réduction des temps des séjours.

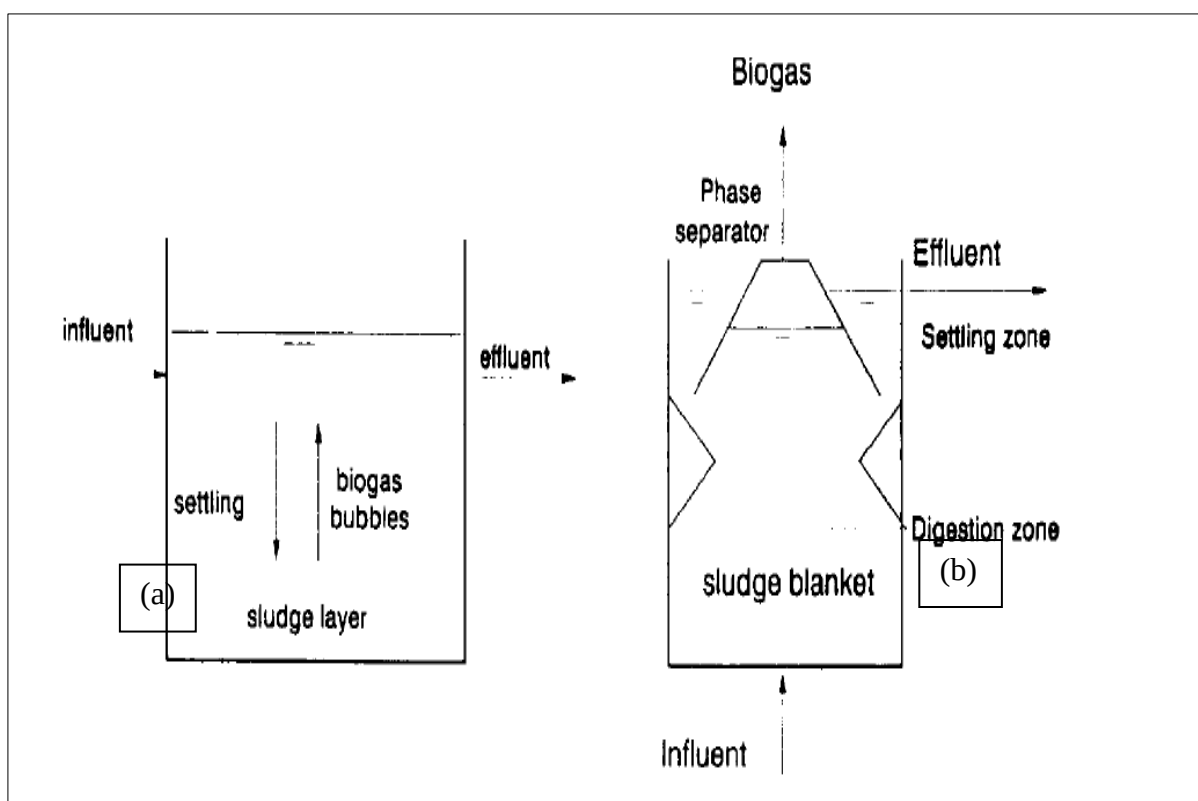


Figure 2: Représentation schématique de traitement des effluents par des procédés anaérobies : le bassin anaérobie (a) et (b) les UASB réacteur (b) (Cantunda et Van Haandel, 1996).

Les avantages

La technologie UABS est une alternative au bassin anaérobie et à d'autres techniques de traitement primaire aérobie. Il représente beaucoup des avantages mais aussi des limites.

Les avantages se résument ainsi :

- Les études faites par Mara (2004) et celles réalisées par Cantunda et Van Haandel (1996) ont montrés que les UASBs présentent un avantage considérable, la réduction de 70% de la DBO avec un temps de séjours de 6 heures dans l'UASBS contrairement au bassin anaérobie dont le temps de séjours est long (Mara, 2004). En terme surface, l'UASB économise plus de l'espace et n'occupe que le 25 % du volume d'une unité de bassin anaérobie (Mara, 2004) ;
- Absence d'odeur et récupération des biogaz ;
- Augmentation de l'efficacité des bassins de maturation et facultatif en aval par réduction de la charge;
- Possibilité d'intégrité dans la zone à peuplement dense ;
- Bonne élimination des œufs helminthes ;
- Temps de séjours court à l'opposé du bassin anaérobie ;
- Adapté pour les petites et grandes collectivités.

Les limites :

Malgré ses nombreux avantages, l'UASB demande un coût financier élevé dans sa mise en œuvre, une maintenance régulière de la quantité des boues dans le réacteur pour maintenir une concentration optimale (El Hamouri, 2004), et ainsi qu'un post traitement est nécessaire pour éliminer la pollution secondaire et tertiaire.

c) Le Réacteur Anaérobie à flux Ascendant et à Deux Étapes (RAFADE)

Le Réacteur Anaérobie à flux Ascendant et à Deux Étapes (RAFADE) est une unité de prétraitement / traitement primaire développée au Maroc en 1992 à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV) (**figure 3**). Cependant, la technologie RAFADE est récente et n'est pas assez différente de celle de l'UABS, mais se distingue de l'UASB par quatre caractéristiques (El Hamouri, 2004) :

- Présence deux réacteurs anaérobies et d'un décanteur extérieur (figure 3);
- Absence du séparateur de phases et d'un décanteur intégré à l'intérieur ;
- Temps de séjour est important, il est 3 fois plus long que celui de l'UABS ;
- Dépourvu de système d'opération de maintenance manuelle des boues dans le réacteur.

Le principe de fonctionnement du RAFADE est identique au bassin anaérobie, au réacteur UASB. Il repose sur la réduction de la matière organique (DBO_5) par la digestion anaérobie (l'hydrolyse, l'acétogénèse, les métagénèses) et transforment le composé organique en méthane et CO_2 (**Figure 1**).

✚ **Les avantages de RAFADE sont nombreux :**

- Faible production de nuisance olfactive et participe à la réduction des gaz à effet de serre par la récupération des biogaz ;
- L'espace occupé par le RAFADE est moindre et profite à la zone à forte densité de peuplement;
- Moins des boues que le bassin anaérobie ;

✚ **Les limites de RAFADE sont :**

- Besoin en énergie élevé pour le fonctionnement ;
- Cout de construction nécessite assez d'investissement ;
- La qualité des eaux traitées nécessite un post traitement.

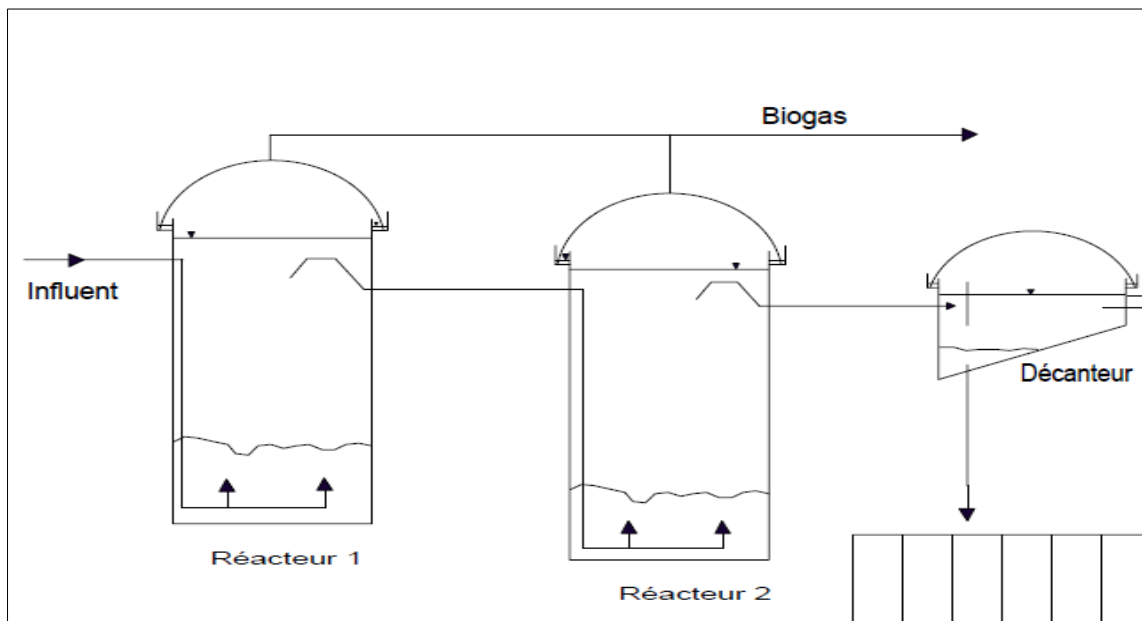


Figure 3: Unité de pré- traitement RAFADE (El-Hamouri, 2004)

2.3.3. Les post traitements biologiques

Les exigences environnementales, la préservation de la santé et les normes nationales et internationales obligent un traitement plus avancé par rapport au traitement primaire par des procédés anaérobies. En effet, des procédés biologiques d'épuration situés en aval des unités anaérobies tels que le bassin facultatif, le bassin de maturation dans le lagunage et l'infiltration percolation sur sable, sont conçus dans le but de réduire considérablement la pollution organique, les nutriments et surtout les germes pathogènes.

a) Infiltration par percolation

L'infiltration percolation est une technique d'épuration aérobie à culture fixe sur support fin qui s'inspire de l'efficacité de la structure du sol à éliminer les eaux polluées par des processus physico-chimiques et biologiques. Le procédé d'épuration par filtration est utilisé généralement dans le cas d'un post traitement, et notamment destiné à l'épuration des eaux usées prétraitées et décantées ou des effluents issus de bassin anaérobie (Koné (2011) ; Boutin, et al (2002) et Eddabra (2011)).

La **figure 4** présente les différentes composantes que l'on trouve généralement dans un système d'infiltration par percolation sur sable. Le principe de traitement par infiltration percolation consiste à infiltrer les effluents prétraités dans un massif filtrant reconstitué, de granulométrie croissant de la surface vers la base du filtre. La structure petite de la porosité à la surface du massif filtrant joue le rôle de traitement physique, ainsi la biomasse épuratrice fixée sur les sables permet la dégradation la pollution organique. Pour le bon fonctionnement et la protection du filtre à sable contre le colmatage, l'alimentation du filtre à sable nécessite alternation des massifs filtrants (filtres à sable). Ceci se fait par des phases de repos et d'alimentation pendant lesquelles l'un de massif est alimenté et seconde reste en repos (fonctionnent en parallèle), d'où les bactéries, la matière organique... qui se trouvent à la surface et l'intérieur du massif au repos susceptible de provoquer le colmatage du lit sont réduites par dessiccation et prédation (Wanko, et al., 2005). De même cette alternance d'alimentation du massif permet également d'éviter l'anaérobiose et de maintenir un bon fonctionnement des microorganismes aérobie.

Les principaux mécanismes sur lequel repose l'épuration par filtration sont au nombre de deux :

- La filtration superficielle : consiste à retenir ou à piéger les matières en suspension à la surface du massif et la DCO particulaire contenu dans ces matières en suspensions.
- L'oxydation : Lors de l'alimentation du filtre, les microorganismes aérobie se fixent sur les matériaux filtrants sont responsables de l'oxydation de la matière organique et de la nitrification de l'azote ammoniacal.

Le massif filtrant est généralement constitué au niveau de sa couche supérieure de sables fin, dans sa couche médiane de gravier moyen et la base du massif du gravier.

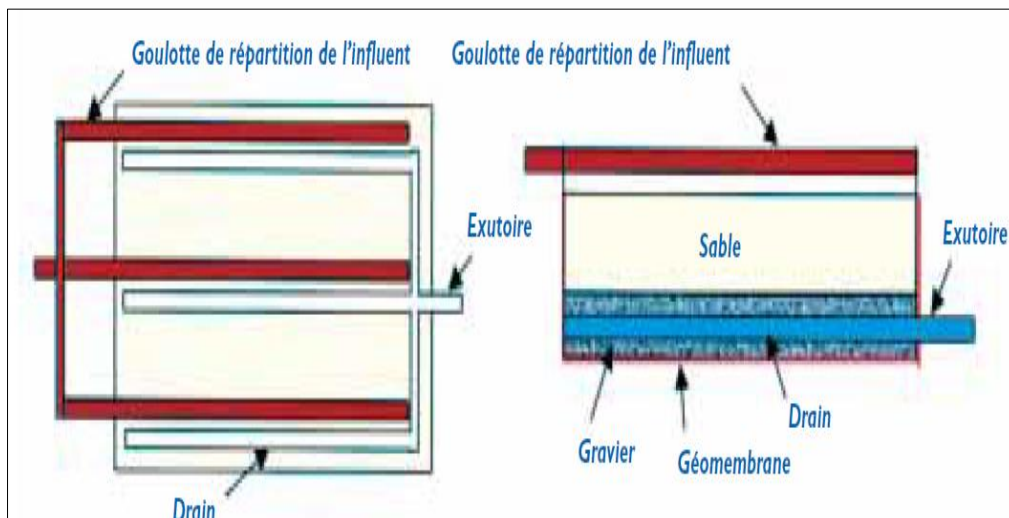


Figure 4: Infiltration-percolation étanchée et drainée (Agences de l'Eau, 1993)

✚ Les avantages :

Les principaux avantages d'infiltration par percolation sur sables sont résumés comme suit :

- Système naturel, fonctionne sans apport d'énergie ;
- Économiquement rentable puisque les matériaux utilisés sont de nature locale ;
- Bonnes filtration des particules

✚ Les limites

Les limites d'infiltration par percolation sur sables sont :

- Risque des nuisances olfactives en cas de colmatage
- Importante occupation au sol ;
- Risque de pollution des eaux par la faible performance de la dénitrification de l'azote.

b) Les bassins facultatifs

Dans le traitement des eaux usées par le lagunage, les bassins facultatifs assurent le rôle de l'épuration secondaire après un traitement primaire des bassins anaérobies ou des réacteurs UASB. La profondeur de bassin facultatif se situe entre 1,5 à 1,8 m, la charge organique admise est dans l'intervalle de 100 à 400 kgDBO5/ha/j et est fonction du développement algal (Mara, 2003). Le processus d'épuration dans les bassins facultatifs, fait intervenir principalement la photosynthèse. Notamment les microorganismes tels les algues et les bactéries hétérotrophes. La partie superficielle du bassin reçoit la lumière et favorise l'activité photosynthétique des algues

par la production de l'oxygène indispensable aux bactéries aérobies. Par contre, les bactéries produisent par dégradation de la matière organique du CO_2 et les sels minéraux qui sont à leur tour utilisés par ces phytoplanctons pour leur multiplication. Il y a une relation symbiotique entre ces deux populations. Plus au fond du bassin, ils produisent essentiellement les processus de décantation et sédimentation de matière organique et inorganique. La **figure 5** présente les mécanismes physique, biologique et chimique qui interviennent dans le réacteur facultatif et le bassin de maturation. Cependant, dans le bassin de maturation, les mécanismes se déroulent qu'à la partie superficielle, particulièrement la zone euphotique ((Maiga, 2010).

Le **tableau I** regroupe les avantages et les inconvénients des bassins facultatifs et de maturation (lagunage à microphyte).

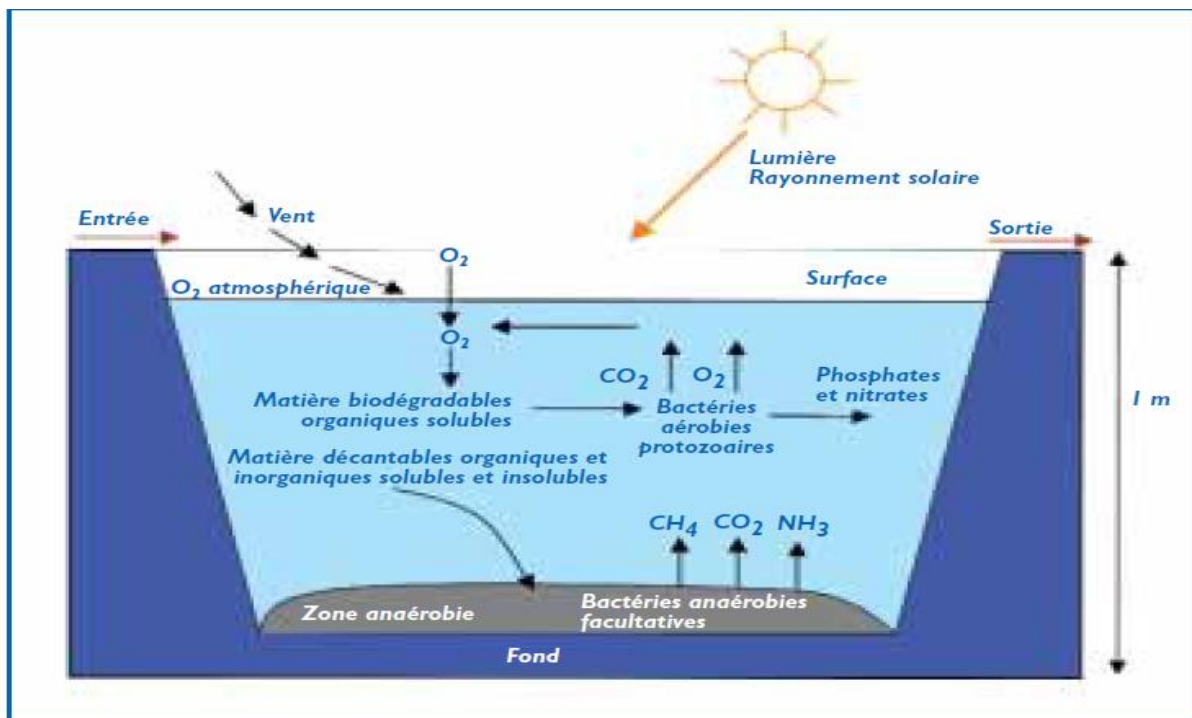


Figure 5 : les mécanismes mise en place dans les étangs de lagunage naturelle (: Agences de l'Eau, CTGREF, Aix en Provence (1976)).

c) Les bassins de maturation

Les bassins de maturation sont généralement utilisés dans le traitement tertiaire pour leurs bons abattements des microorganismes pathogènes et le maintien des nutriments (Koné, 2002). Selon Mara (2004), la profondeur est habituellement de 1 m, le nombre et le volume requis de bassin est en fonction de la qualité microbiologique des eaux usées à traiter. Les temps de séjour selon

Wethé (2006), sont de 5 à 7 jours. La qualité des effluents du bassin facultatif admis ou d'autre bassin de maturation à l'entrée du bassin de maturation est moins chargée en MES et matière organique. Le fonctionnement du réacteur de maturation est généralement aérobie, puisque la profondeur et la charge requise est faible et favorise le maintien de l'aérobiose. Contrairement au bassin facultatif, qui est plus profond. L'élimination du taux d'indicateur de la pollution microbiologique (*E. Coli*, CF) dans le bassin de maturation, est due à la pénétration de la lumière (UV-B, UV-A, Visible), à l'augmentation du pH par la forte activité algale (Maiga, 2010) et des fortes concentrations d'oxygène dissous ainsi que l'augmentation de la température. Cependant, le rendement en MES, DBO5 est faible.

Avantages et inconvénients

Les avantages et les inconvénients de lagunage à microphytes (bassin facultatif et de maturation) sont résumés dans le tableau ci-dessous.

Tableau I: les avantages et les inconvénients du lagunage microphyte (facultatif et de maturation)

Avantages	Inconvénients
- Épuration naturelle sans consommation d'énergie ;	- Importante emprise au sol;
- Performances épuratoires relativement bonne sur le plan microbiologique contrairement à celle au système intensif;	- Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique ;
- Coût d'exploitation faible ;	- Temps de séjour relativement long par rapport aux procédés intensifs ;
- Coût de construction relativement faible ;	- Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique (algue) ;
- Forte résistance à la fluctuation des charges hydraulique qu'organique ;	- Qualité du rejet variable selon les saisons ;
- Simplicité de fonctionnement.	

2.4. Norme de rejet et réutilisation des eaux usées domestiques en agriculture

Les eaux usées renferment des germes pathogènes ainsi que des pollutions physicochimiques. Cependant leurs réutilisations en irrigation sans traitement ont des conséquences sur la santé. De même le rejet de ces effluents sans traitement préalable présenteraient de risque de pollution des eaux de surface et souterraines. En effet, pour minimiser et limiter les risques qui peuvent engendrer ces eaux, des normes internationales (OMS, FAO) et nationales (Burkina) exigent leur traitement tout en fixant des valeurs de réutilisation en agriculture . Par ailleurs, beaucoup des pays en Afrique se réfèrent à la norme OMS pour établir leur norme. Le tableau en annexe 1 représente les normes révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture (Blumenthal et al., 2000) cité dans la Thèse de El haite (2010).

CHAPITRE III : MATÉRIEL ET MÉTHODES

III- MATÉRIEL ET MÉTHODES

Dans le but d'atteindre les objectifs de cette étude, une démarche méthodologique a été établie progressivement de la manière suivante selon l'organigramme ci –dessous (**Figure 6**) :

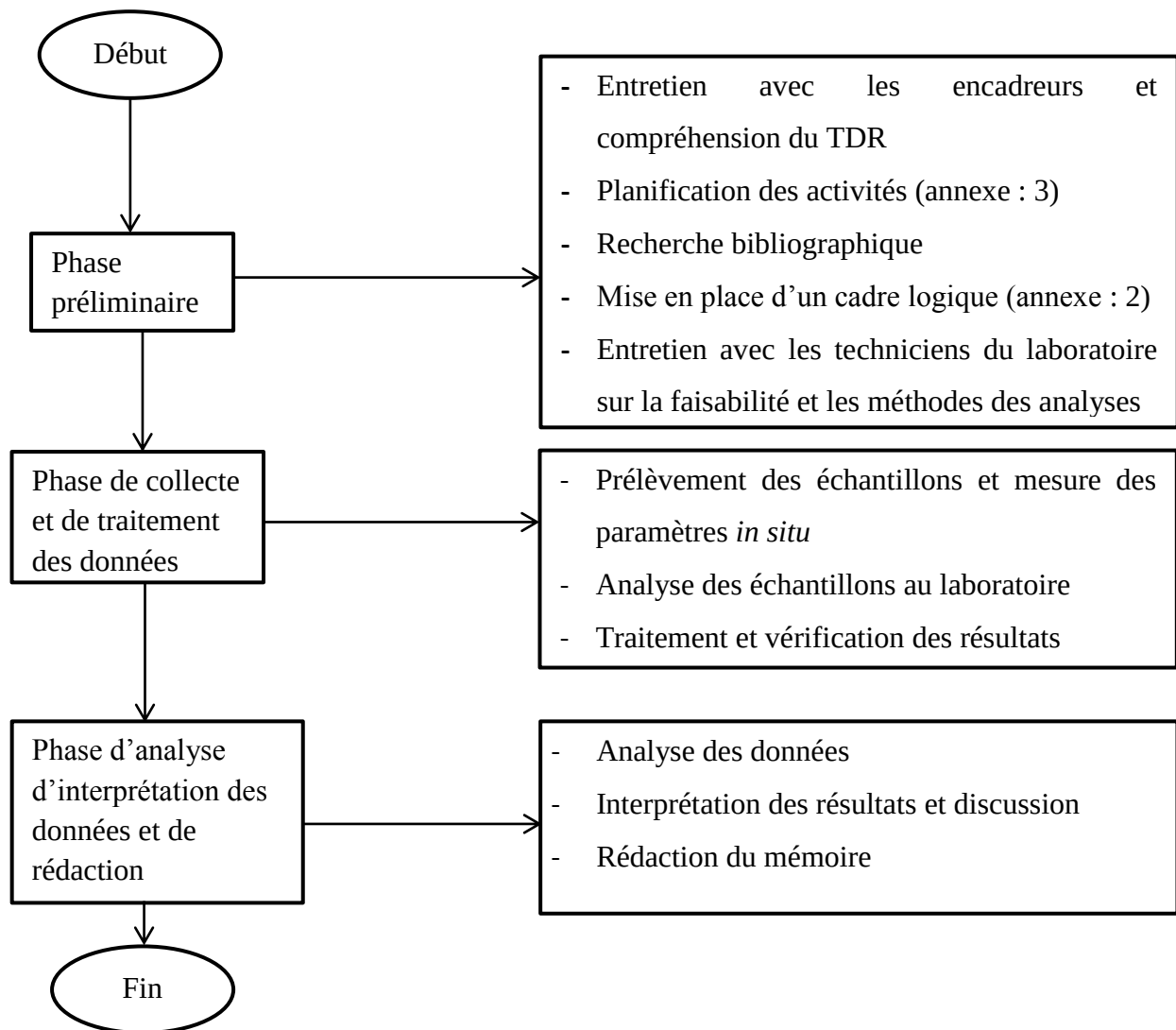


Figure 6 : Organigramme de la méthodologie globale de l'étude

3.1. Présentation de la zone d'étude

La présente étude s'est déroulée au sein de la STEP (Station d'épuration) du site de 2iE (Institut International de l'Eau et l'Environnement) à Ouagadougou (Burkina Faso) (**Figure7**). La ville de Ouagadougou est située à 12°21' de latitude Nord et 01°31' de longitude Ouest. Le climat est du type soudano-sahélien avec une saison sèche plus longue

qui dure d'octobre à avril et une saison de pluie qui s'étale que de mai à septembre. La pluviométrie varie suivant les années et la moyenne annuelle est de 740 mm. La température moyenne du mois (Janvier) le plus froid est de 24,8°C et celle du mois le chaud (Avril) est 33,6°C. L'humidité relative est de 49% en moyenne et l'intensité d'ensoleillement enregistrée est de 19,5-22,7 MJ/m²/J (Maiga, et al., 2006).

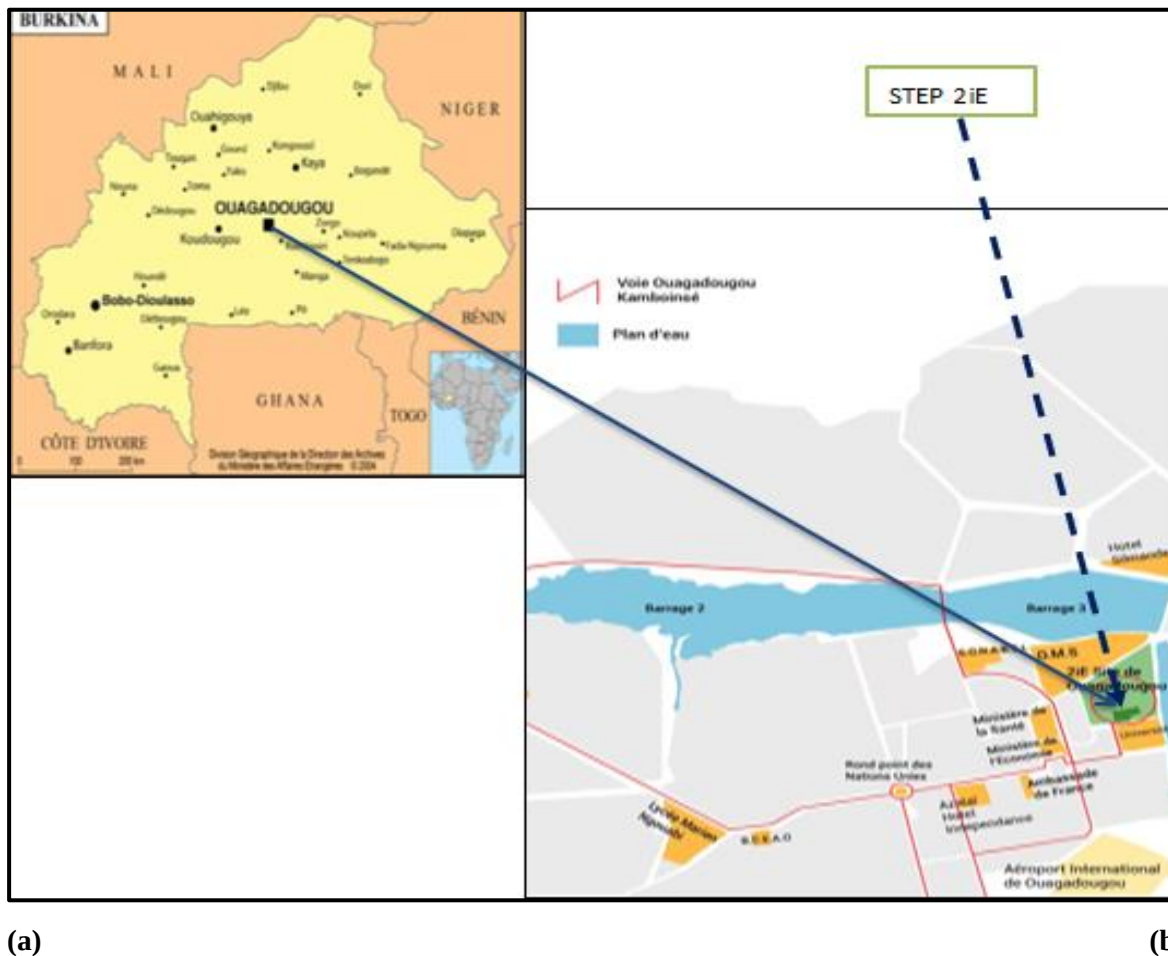


Figure 7 : Localisation de la zone d'étude (Ministère des Affaires Étrangères, 2004(a), Technopole 2iE 2013(b))

3.2. Description du dispositif expérimental

Le pilote expérimental est localisé dans le site de la STEP 2iE. Il est alimenté par les eaux usées de nature domestique provenant du campus et des bâtiments administratifs (excluant les eaux usées des laboratoires). L'influent collecté par le réseau séparateur, dont un volume de 1 m³ par jour est pompé à l'aide d'une pompe émergée pour alimenter les deux filières de traitement (**Figure 8**). La première filière est composée des deux Réacteurs Anaérobies (R1 et

R2) à Haut Rendement couplés à un Filtre à Sable (FS): RAHR-FS et la deuxième filière comprend aussi deux réacteurs anaérobies (R1 et R2) couplés avec un Bassin Lamellé (BL) : RAHR-BL.

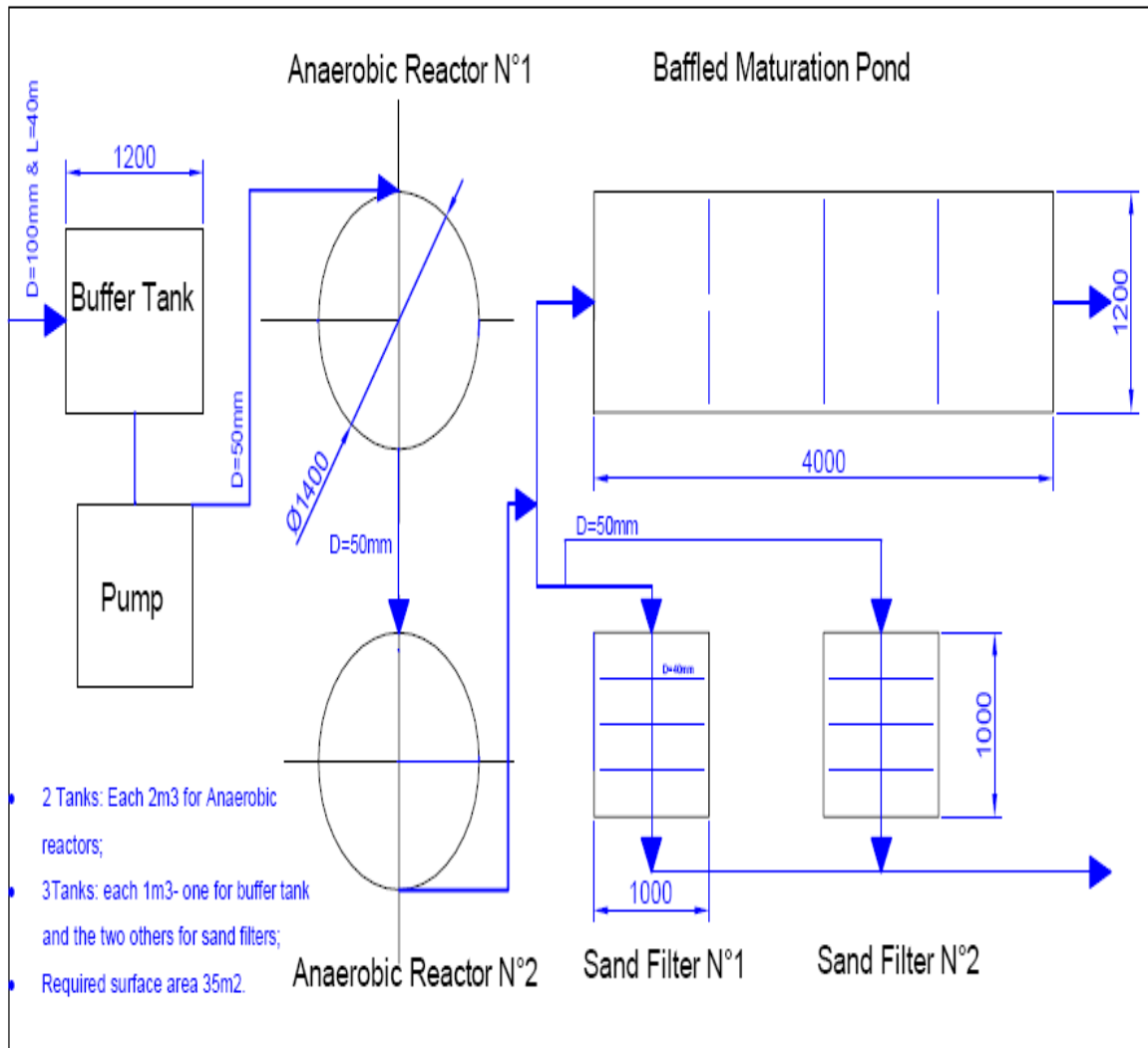


Figure 8: Vue de plan de l'ensemble des deux filières de traitement

➤ **Filière I : RAHR-FS**

Cette première filière de traitement est constituée (**Figure 9**) : des deux réacteurs anaérobies montés en série, placés en tête du dispositif et suivis de deux filtres à sable en parallèles. Elle reçoit un débit journalier entrant de $0.5\text{m}^3/\text{j}$. Les deux réacteurs sont en formes cylindriques en polyéthylène. Ils reçoivent les eaux brutes prétraitées et assurent le rôle de traitement anaérobie primaire. Les effluents traités par les deux réacteurs anaérobies R1 et R2 passent dans l'une de l'unité de post traitement (Filtre à sable) tandis que le second filtre est en phase de repos. Cette alternation d'alimentation du filtre vise à éviter le colmatage. L'unité de filtre

à sable est constituée du haut vers le bas de trois couches de matériaux suivant : 50 cm de sable, 15 cm de gravier moyen et de 15 cm de gravier grossier. La granulométrie du sable et du gravier utilisé sont respectivement de 0 à 2 mm et 1,25 à 20 mm de diamètre. La profondeur du filtre à sable, la surface, le volume et le temps de rétention de l'ensemble du système sont détaillés dans le **tableau II**.

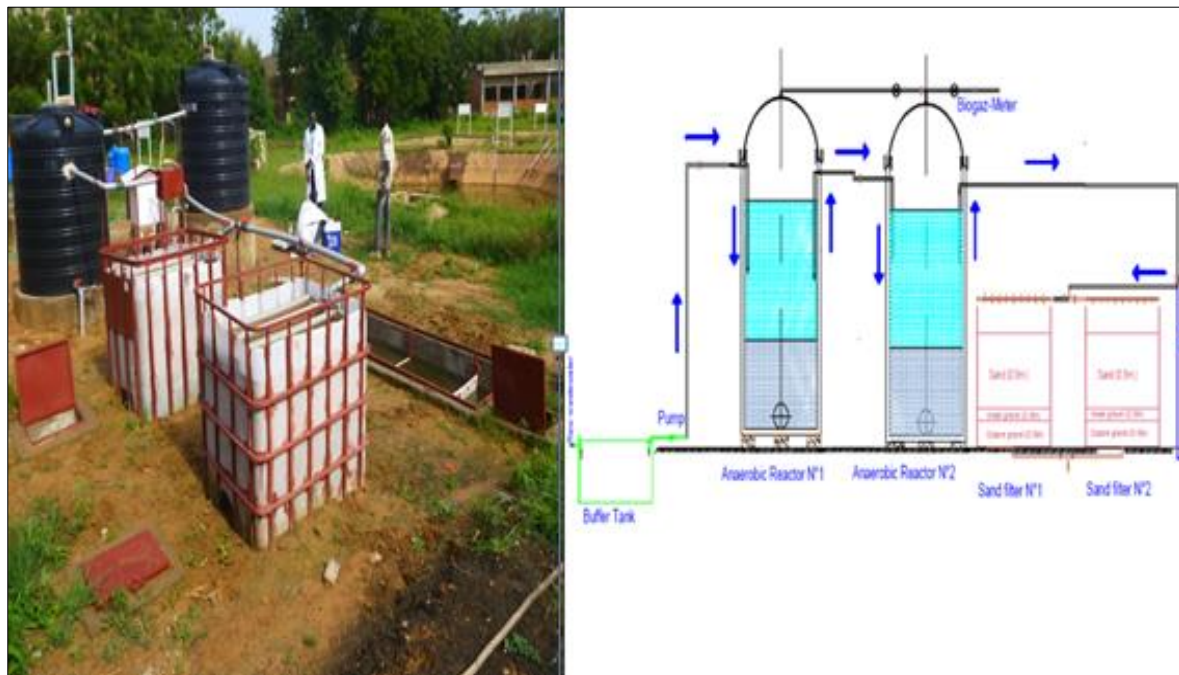


Figure 9 : Filière de deux réacteurs couplés à un système par filtration sur sable.

Tableau II : Caractéristique de la filière RHAR-FS

	Profondeur (m)	Surface (m2)	Volume (m3)	Temps de rétention hydraulique
Réacteur anaérobie (R1)	1	1,5	1,5	1,5 jour
Réacteur anaérobie (R2)	1	1,5	1,5	1,5 jour
Filtre à sable (FS)	1	1	1	5 minutes

➤ Filière II : RAHR-BL

La seconde filière est constituée des deux réacteurs anaérobies comme dans la première filière, mais le traitement en aval est assuré par un bassin lamellé (**Figure 10**). La seconde moitié du volume (0.5 m^3) de l'effluent du second réacteur va être épurée par le bassin à microphyte lamellé. Ce bassin est de forme rectangulaire dont l'intérieur est séparé par trois cloisons en polyéthylène munis de bouchons recyclés de bouteilles. Cette configuration permet de réguler le temps rétention hydraulique et d'augmenter le contact substrats (matière organique) microorganismes. Les autres caractéristiques du procédé sont énumérées dans le **tableau III**.

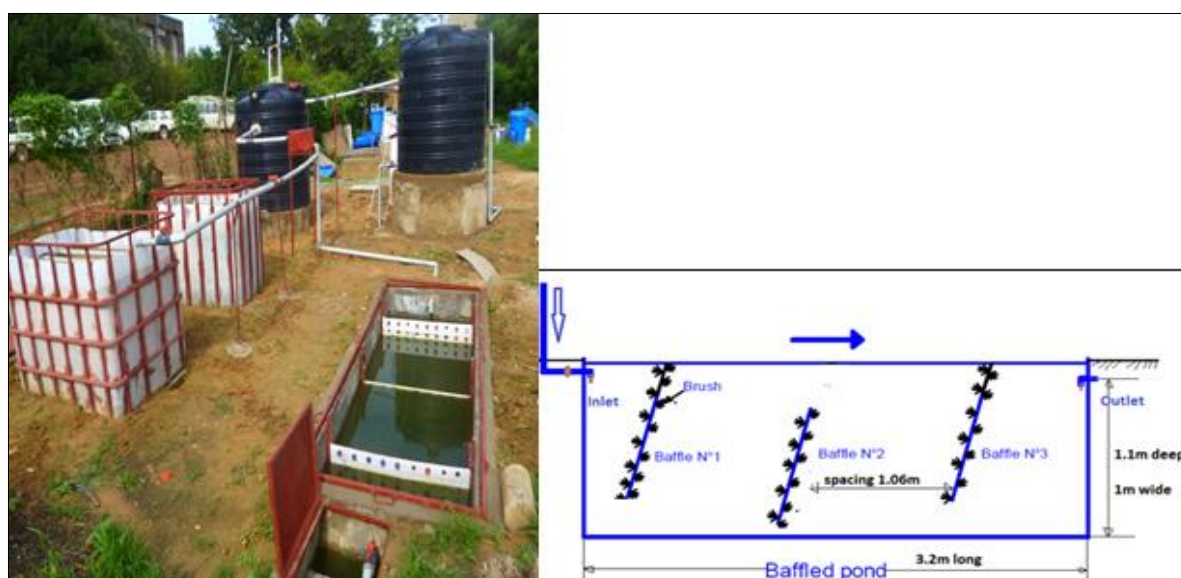


Figure 10: La seconde filière RAHR-BL et vue de côté de son bassin lamellé

Tableau III: Caractéristique de la filière RAHR-BL

	Profondeur (m)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	Temps de rétention hydraulique
Réacteur anaérobie (R1)	1	1,5	1,5	1,5 jour
Réacteur anaérobie (R2)	1	1,5	1,5	1,5 jour
Bassin lamellé (BL)	1,2	3,3	4	8jours
Ali Djimé AHMED Mémoire soutenu Promotion 2012-2013				

3.3. Échantillonnage

Les prélèvements ont été effectués de façons ponctuelles. La fréquence des prélèvements est une fois dans la semaine et pendant quatorze (14) semaines à compter du 08 Mai 2013 au 06 Août 2013. Les échantillons ont été prélevés au point de l'entrée de l'influent noté EB (Eaux brutes), à la sortie du premier réacteur (R1), du second réacteur (R2), du bassin lamellé (BL) et du filtre à sable (FS) afin d'évaluer la performance à chaque étape de traitement, de même que l'ensemble des deux options. Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques sont collectés dans des flacons de 1 litre en polyéthylène et ceux réservés pour les analyses bactériologiques sont prélevés dans des flacons en verre borosilicaté de 500 mL préalablement stérilisés à 150 °C pendant une heure. Les échantillons prélevés sont immédiatement rangés dans la glacière et conservés à une température de 4 °C puis sont transportés au laboratoire pour les analyses avant 24 heures.

3.4. Méthodes d'analyse

3.4.1. Analyse des paramètres *in situ*

La température, le pH, la conductivité et l'oxygène dissout sont les paramètres mesurés immédiatement lors de prélèvement des échantillons compte tenu de leur variation au cours du temps et durant le transport. Les mesures de ces paramètres ont été réalisées à l'aide d'un multi paramètre WTW 340i/SET (**Figure11**).



Figure 11: mesure des paramètres in situ par un multi paramètres Multi WTW 340i/SET

3.4.2. Détermination des autres paramètres au laboratoire

Les paramètres analysés au laboratoire sont décrites dans les paragraphes suivants et les différentes méthodes utilisées sont récapitulées dans le **tableau IV** et le **tableau V** respectivement pour les paramètres minéraux et les autres paramètres.

- **Matières en suspension (MES):**

Les matières en suspension sont exprimées en mg/l. Les particules qui constituent les MES peuvent être de nature organique ou minérale et sont responsables de la turbidité de l'eau. Elles ont été déterminées par filtration d'un volume de 50ml de l'échantillon sur une membrane GF/C de diamètre 0.47 µm après un séchage à 105°C pendant 2 heures. La formule utilisée pour calculer les MES est la suivante :

$$\text{MES (mg/l)} = \frac{M_1 - M_0}{V_e} \times 1000$$

Avec : M_0 : Masse de la membrane avant filtration en mg ;

M_1 : Masse de la membrane après filtration en mg ;

V_e : Volume de l'échantillon utilisé en mL.

- **Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅):**

La Demande Biochimique en Oxygène (mg/l) est la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader les composés organiques dans l'effluent par le métabolisme cellulaire (biologique). Elle montre le taux de la pollution organique biodégradable dans un effluent. La détermination de la DBO₅ se fait par la méthode respirométrique, il s'agit d'incuber un volume de l'échantillon dans un thermostat à une température de 20°C durant 5 jours et procédé ensuite à la lecture à l'aide d'un OxyTop.

- **Demande Chimique en Oxygène (DCO) :**

Elle est exprimée en mg/l et renseigne sur la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par de processus chimique l'ensemble des matières organiques présentes dans l'eau et y compris celle qui sont biodégradable. La DCO est déterminée par oxydation chimique de composé organique dans un excès de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en présence de l'acide sulfurique forte et chauffée durant 2 heures. La lecture est faite à l'aide de spectrophotomètre DR 2000 avec une longueur d'onde 620 nm.

3.4.3. Les paramètres chimiques minéraux

Les différents paramètres chimiques minéraux analysés dans ce travail sont : l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et les ortho-phosphates (PO_4^{3-}). La méthode de détermination des minéraux cités ci-dessus est résumée dans le **tableau IV**. L'appareil utilisé pour la lecture est le spectrophotomètre DR 2000 à l'exception de l'ammonium.

Tableau IV : Méthode d'analyse des paramètres minéraux par spectrophotomètre DR 2000.

Paramètres	Réactifs utilisés	Méthodes
Ammonium (NH_4^+) (mg/l)	Acide sulfurique 0.02 N	AFNOR T 90-015 et par distillation
Nitrates (N-NO_3^-) (mg/l)	NitriVer 3	HACH 8039 méthode de réduction au cadmium
Nitrites (N-NO_2^-) (mg/l)	NitraVer 5	Méthode de réduction au Cadmium
Ortho-phosphates (PO_4^{3-})(mg/l)	PhosVer 3	HACH 8114 Méthode PhosVer 3

3.4.4. Analyse des paramètres microbiologiques

La difficulté financière et technique d'analyser directement tous les microorganismes pathogènes dans les eaux usées orientent le choix d'opter au système d'analyse par dénombrement de bactéries indicatrices de contamination fécale: Les coliformes fécaux dont *Escherichia coli*. La recherche de ces germes a été faite sur un milieu de culture sélectif appelé le Chromocult Coliform Agar ES. Le mode d'ensemencement s'effectue par étalement en surface sur un milieu gélosé avec une prise d'essai de l'échantillon directement de 0,1ml, soit une dilution de l'échantillon de 1/10 et 1/100. Le temps d'incubation des Coliformes fécaux et des *E. coli* est de 24 heures à une température de $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$. La couleur rose ou

rouge caractérise les colonies des coliformes fécaux et quant au bleu ou violet détermine les colonies des *E. coli* (**figure 12**).

La formule utilisée pour dénombrer les charges bactériennes pour 100 ml est :

$$N \text{ (UFC/100mL)} = \frac{n}{v \times d} \times 100$$

Avec : N : nombre de bactéries recherché pour 100 ml d'échantillon

n : nombre de colonies caractéristiques comptées sur la boîte de Pétri

d : taux de dilution de l'échantillon ensemencé

v : volume d'essai (mL)

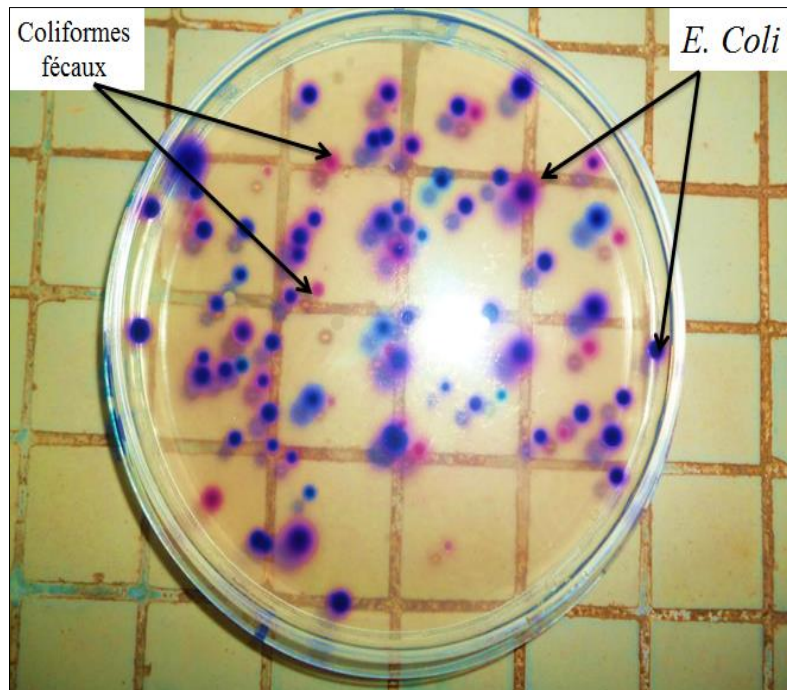


Figure 12: Aspect des colonies des Coliformes fécaux et *E. coli* cultivé sur un milieu Chromocult Coliform Agar ES

Le **tableau V** ci- dessous regroupe les différentes méthodes d'analyses à l'exception des paramètres minéraux.

Tableau V: Méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques

Paramètres	Unité	Méthodes
Conductivité	(μS/cm)	AFNOR 90-008
Température	°C	AFNOR 90-008
pH	-	AFNOR T 90- 031
DCO	(mg d'O ₂ /L)	Méthode standard
DBO₅	(mg d'O ₂ /L)	Méthode aux Oxitop
MES	(mg/L)	AFNOR T 90 105
CF	(ufc/100mL)	Ensemencement sur gélose spécifique (chromo culte Agar ES pour coliformes)
<i>E Coli</i>	(ufc/100mL)	Ensemencement sur milieux spécifique (chromo culte Agar ES pour coliformes)

3.5. Traitement des données et calcul de l'abattement

Les données sont traitées en utilisant Excel 2010. La détermination de la performance épuratoire est donnée par la différence des concentrations à l'entrée et à la sortie du procédé. Elle exprimé en pourcentage. La formule ci-dessous utilisée pour la détermination du rendement :

- **Calcul du rendement épuratoire en pourcentage :**

$$R \text{ (en \%)} = \frac{[Pi] - [Pe]}{[Pi]} \times 100$$

Avec R : Rendement épuratoire exprimé en pourcentage (%)

[Pi] : Concentration du paramètre de l'influent

[Pe] : Concentration du paramètre de l'effluent.

- **Détermination de l'abattement en U log des bactéries indicateurs des contaminations :**

$$\text{Abattement (u.log)} = -\log_{10} \left(1 - \frac{\text{rendement (\%)}}{100} \right)$$

Rendement (%) : Rendement épuratoire exprimé en pourcentage (%).

CHAPITRE VI : RÉSULTATS ET DISCUSSION

VI- RESULTATS ET DISCUSSION

Dans ce chapitre, les résultats obtenus durant 3 mois de suivi du site expérimental sont présentés et commentés. En effet, un certain nombre de paramètres physicochimiques et microbiologiques (pH, température, la conductivité, DBO₅, DCO, MES, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, *Escherichia coli* et CF) ont été échantillonnés et analysés à l'entrée et à la sortie des différents points du système. Ces résultats ont permis d'apprécier l'évolution de la performance épuratoire de chaque unité de traitement et l'ensemble de deux filières considérées.

4.1 .Caractéristiques des eaux usées brutes et des effluents traités

Le pilote expérimental reçoit un volume de 1 m³ par jour des eaux usées brutes issues des bureaux et logements du campus 2iE Ouagadougou (excluant des eaux des laboratoires). Au total 140 échantillons ont été prélevés, à l'entrée et à la sortie de chaque étape de traitement. Les caractéristiques physicochimiques et microbiologiques des usages eaux brutes et celles des eaux traitées à la sortie du Bassin Lamellé (BL) et du Filtre à Sable (FS) sont représentés dans le **tableau VI**.

Les valeurs maximales et minimales en DBO₅, en DCO et des MES dans les eaux usées brutes sont respectivement [350 à 100 mg/l], [636 à 302 mg/l] et [422 à 43 mg/l], avec un écart type important de 122 pour les MES, de 83,4 pour la DCO et 73 pour la DBO₅ (tableau VI). Le coefficient de variabilité en MES, en DBO₅ et en DCO sont respectivement 76%, 45% et 20%. Ces résultats traduisent une forte fluctuation de la qualité de l'influent à l'entrée de la station. Ce constat est confirmé par des études antérieures menées par Maiga et al. (2006) et Konaté et al. (2013) sur le même site d'étude. Toutefois, cette situation peut s'expliquer par les activités estudiantines du campus et en plus de la gestion de l'eau. De même, on observe aussi des variations importantes de la DCO et des MES à la sortie du bassin lamelle et du filtre à sable.

Le coefficient de la biodégradabilité des eaux usées est exprimé par le rapport de la DCO sur la DBO₅. Il est en fonction de la nature et l'origine de l'influent selon Metcalf & Eddy (2003). Le ratio moyen DCO/DBO₅ obtenu dans notre étude est de 2,5. Cette valeur se trouve dans l'intervalle [1,25 et 2,5] des eaux usées domestiques biodégradable et notamment adaptées pour le traitement biologique (Boutaye et Bouzidi, (2012) ; Metcalf et Eddy (2003)).

La composition moyenne de la DCO (420 mg/l) des eaux brutes du site est proche des eaux usées domestiques moyennement chargés (Metcalf et Eddy, 1991).

La concentration maximale et minimale des eaux brutes en coliformes fécaux [$1,9E+07$; $1,70E+05$ ufc/100ml] est dans la marge acceptable des eaux usées domestiques rencontrées dans le pays en développement. Cependant, l'analyse de la qualité d'eau restituée par le Bassin Lamellé présente dans un bon nombre d'échantillon une absence totale des indicateurs de contamination fécale.

La variation des valeurs moyennes de la température et du pH (**figure 13**) dans les eaux brutes et à la sortie de point des unités de traitement sont dans la gamme favorable au bon développement des microorganismes épurateurs de la matière organique (Metcalf et Eddy, 2003). En outre, les pH des deux réacteurs sont dans l'intervalle favorable au développement des bactéries méthanogènes (Konaté et al., 2007 ; Henze et al., 1996).

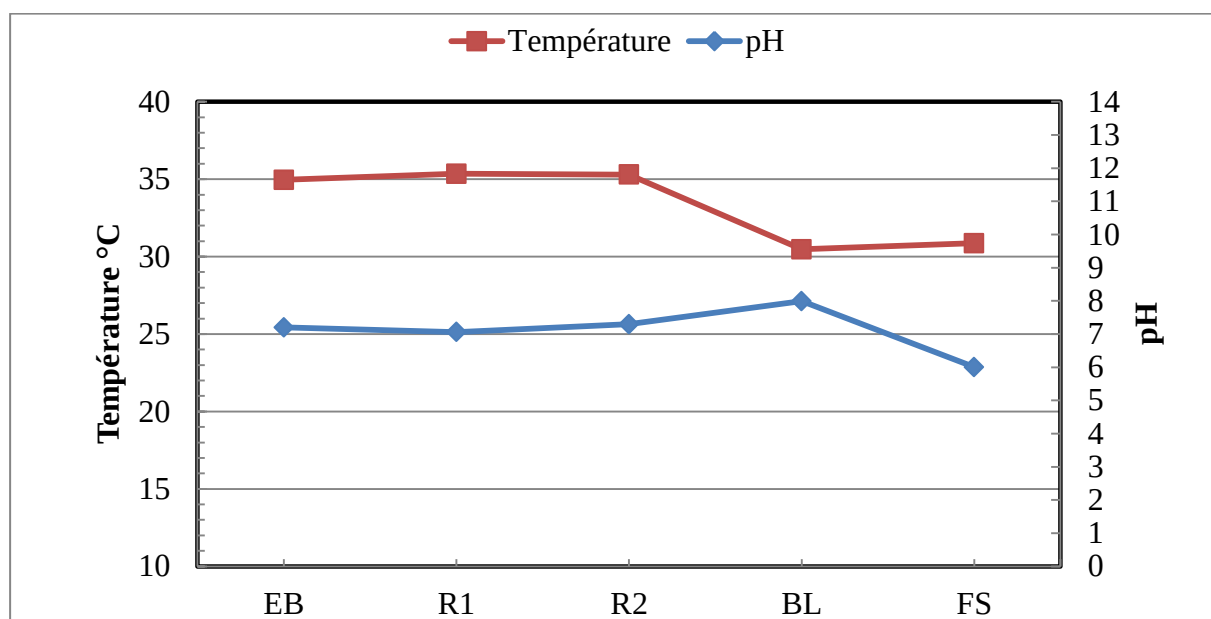


Figure 13 : Variation moyenne de la température et du pH

La conductivité des eaux, mesurée à l'entrée et à la sortie des différents dispositifs reste dans l'intervalle recommandé par l'OMS pour l'utilisation des eaux en agriculture (**figure 14**). Concernant le taux d'oxygène, on observe à l'entrée (EB) du pilote une concentration moyenne de 2,4 mg/l et une baisse normale dans les deux réacteurs anaérobies R1 et R2. Cependant, le Filtre à Sable est plus aéré que le Bassin Lamellé.

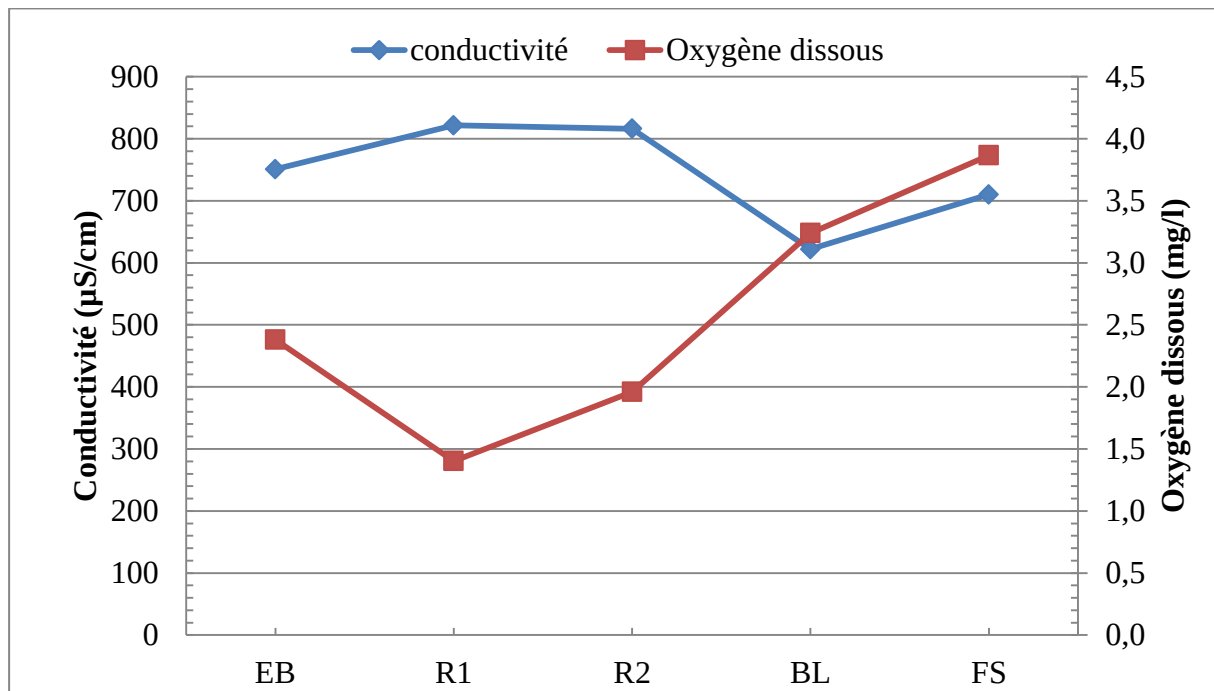


Figure 14 : Variation moyenne de la conductivité et l'oxygène dissous

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

Tableau VI: Caractéristiques des eaux brutes et des effluents traités à la sortie de deux filières

Paramètres	Eaux brutes				Eau traitée à la sortie du BL				Eau traitée à la sortie du FS			
	Max	-Min	Moyenne	Écart type	Max	-Min	Moyenne	Écart type	Max	-Min	Moyenne	Écart type
pH	7,5	6,9	7,20	0,2	8,4	7,7	7,99	0,17	6,9	4,1	6,0	0,9
Température °C	49,4	29,3	35,0	5,3	32,1	29,2	30,47	1,09	33,3	28,6	30,9	1,7
Conductivité (µS/cm)	964	544	751	138	724	466	621,90	87	921	480	710	143
Oxygène dissout (mg/l)	5,9	0,07	2,4	1,8	5,7	1,5	3,24	1,34	6,1	1,3	3,9	1,6
DBO ₅ (mg/l) brute	320	100	164	73,0	50	30	36,25	7,4	40	10	30	9,3
DCO (mg/l) brute	636	302	419,9	83,4	462	73	187,36	111,8	227	42	121,9	64,9
MES (mg/l)	422	43	160	122	68	11	41,97	18	70	2	21	19
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	15	1	9	4	14	2	9,22	3	40	0	8	11
NH ₄ ⁺ (mg/l)	79,7	17	47	21	42,6	4	16,06	12	30,7	5	16	10
NO ₃ ⁻ (mg/l)	17	7	12	3	28	8	15,95	7	372	18	222	128
NO ₂ ⁻ (mg/l)	23,0	0,01	3	7	19,7	0,00	4,07	7	13	0,01	2	4
Coliformes Fécaux (UFC/100ml)	1,9E+07	1,70E+05	6,98E+06	6,67E+06	1,3E+05	0,0E+00	2,98E+04	4,24E+04	3,0E+05	0,0E+00	6,4E+04	9,0E+04
<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	1,6E+07	9,0E+04	5,42E+06	5,57E+06	1,80+04	0,0E+00	2,80E+03	6,20E+03	1,8E+05	0,0E+00	4,4E+04	6,4E+04

4.2. Les performances de l'ensemble des dispositifs de traitement

Les concentrations de certains paramètres de la pollution tels que : les *E. coli*, Coliformes fécaux, la DCO, Les MES et la DBO₅ et les nutriments, dans les eaux brutes, à la sortie des deux filières ont été analysées afin de tester les performances des unités de traitement et l'ensemble des deux filières (RAHR-FS et RAHR-BL).

4.2.1. Rendements épuratoires des réacteurs anaérobies (R1) et (R2)

Placés à la tête de la station pilote, les deux réacteurs anaérobies fonctionnent en anaérobiose et servent à protéger les unités de post-traitement contre les boues et les MES. L'abattement en MES, DBO₅, DCO, en paramètre microbien (*E. Coli* et CF) et en nutriment (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-}) à la sortie des deux réacteurs sont reportés dans le **tableau VII**.

La première unité de traitement (R1) montre une élimination en moyenne 36% de DBO₅, 33% de DCO et une élimination conséquente en MES de 78%. Ces résultats montrent une bonne performance par rapport à ceux obtenus par El Hamouri (2004) au Maroc, par Oliveira and von Sperling(2011) au Brésil et ceux observés en France par Andrianarison (2006) avec des réacteurs similaires respectivement : le premier est le réacteur 1(R1), utilisé dans le RAFADE dont l'abattement était que de 9% des MES, le second est le réacteur UASB, avec une réduction moyenne de 67% des MES et la troisième unité est constituée des bassins anaérobies, avec une élimination de 36% des MES.

On constate que les rendements sont négatifs en PO_4^{3-} et NH_4^+ comme dans le cas de RAFADE, l'UASB et le bassin anaérobie ((El Hamouri, 2004) ; Oliveira (2011) et Konaté (2007)) .Cette augmentation de PO_4^{3-} et NH_4^+ est peut être due à la dégradation des matières organiques par des microorganismes anaérobies par libération de l'azote et du phosphore organique. Concernant le nitrite et le nitrate, on remarque une faible réduction, 10% et 17% respectivement.

Dans le second réacteur (R2), on assiste à une réduction de 57% de MES et de 41% de DBO₅. Par contre on observe une faible élimination de la DCO d'environ 20% qui se rapproche avec le résultat d'El Hamouri (2004) obtenu dans le second réacteur R2.

Quant à la pollution microbienne, la désinfection est d'environ 1 ulog pour les *E. Coli* et les CF. En revanche des rendements inférieurs ont été obtenus dans les bassins anaérobies, avec une élimination respectivement de 0,74 et 0,73 ulog des *E. Coli* et des CF (Konaté, 2011) et

une réduction de 0,6 ulog des *E. Coli* par Andrianarison (2006). Pour les paramètres de nutrition on observe une faible élimination de PO_4^{3-} et NH_4^+ .

Les bons rendements des MES et de la DBO_5 obtenus dans les deux réacteurs par rapport au système similaire comme le RAFADE au Maroc, l'UASB au Brésil et le Bassin anaérobie en France et au Burkina peuvent s'expliquer par les bonnes conditions physico-chimiques pour la digestion anaérobie réunissant dans R1 et R2, telles que les pH obtenus sont près de la neutralité (7,06 à 7,3) et des températures moyennes de 35 °C.

Tableau VII: Performance des deux réacteurs : R1 et R2

Paramètres	Eaux brutes (moyenne)	Réacteur (R1) (moyenne)	Abate% EB-R1	Réacteur R2 (moyenne)	Abate% R1-R2
pH	7,20	7,06	-	7,30	-
Température (°C)	34,95	35,35	-	35,30	-
Oxygène dissout (mg/l)	2,4	1,4	-	1,96	
DBO_5 (mg/l)	164	107	36	63	41
DCO (mg/l)	419,9	282,5	33	226,5	20
MES (mg/l)	160	35	78	15	57
PO_4^{3-} (mg/l)	9	11	-22	10	9
NH_4^+ (mg/l)	47	56	-19	55	2
NO_3^- (mg/l)	12	10	17	9	10
NO_2^- (mg/l)	2,8	2,5	10	1	60
CF (UFC/100ml)	6,98E+06	1,34E+06	81	1,67E+05	88
<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	5,42E+06	1,06E+06	80	1,42E+05	87

Abat : Abattement en %

4.2.2. Rendement épuratoire de la filière I (RAHR-FS)

a) Élimination de la pollution microbiologique

L'abattement de la pollution microbiologique en pourcentage est représenté dans la **figure 15** par les indicateurs de contamination (*E. coli* et CF). La charge microbienne des eaux brutes admise à l'entrée du pilote est en moyenne de $6,98E+06$ UFC/100ml de CF et elle est de $5,42E+06$ UFC/100ml pour les *E. coli*. À la sortie du FS (Filtre à sable), on observe un abattement d'environ 99% soit une réduction de 2,1 à 4 ulog respectivement pour CF et *E. coli* (Tableau VIII). L'un des résultats est en conformité avec les résultats donnés par FNDAE (1998) sur la performance de filtre à sable, avec une élimination supérieure à 3 ulog pour les *E. coli*. De même, les travaux effectués par Eddabra (2011) au Maroc montrent une réduction de plus de 99% de CF, avec un système de bassin anaérobie combiné à des Filtres à Sable. Par contre, la performance obtenue dans les travaux de Koné (2011) à Ouagadougou reste faible comparativement à la filière RAHR-FS.

En outre, la concentration microbienne résiduelle de l'effluent traité par la filière I reste supérieure à la norme d'OMS ($\leq 10^3$ UFC/100 ml) pour une réutilisation de ces eaux en agriculture non restrictive. Par conséquent l'effluent traité par la filière I n'est pas recommandé pour une irrigation des plantes susceptible d'être consommé crue. Cependant, Mouhir et al (2001) ont trouvé dans leurs travaux, une concentration en CF inférieure à la limite de la recommandation de l'OMS ($\leq 10^3$ UFC/100ml) pour une réutilisation en agriculture sans restriction. Cette efficacité peut s'expliquer selon les mêmes auteurs par la combinaison du filtre au bassin de dénitrification en amont et au période de la chaleur contrairement pendant la saison froide cette charge en CF est de $2 \cdot 10^3$ UFC/100ml.

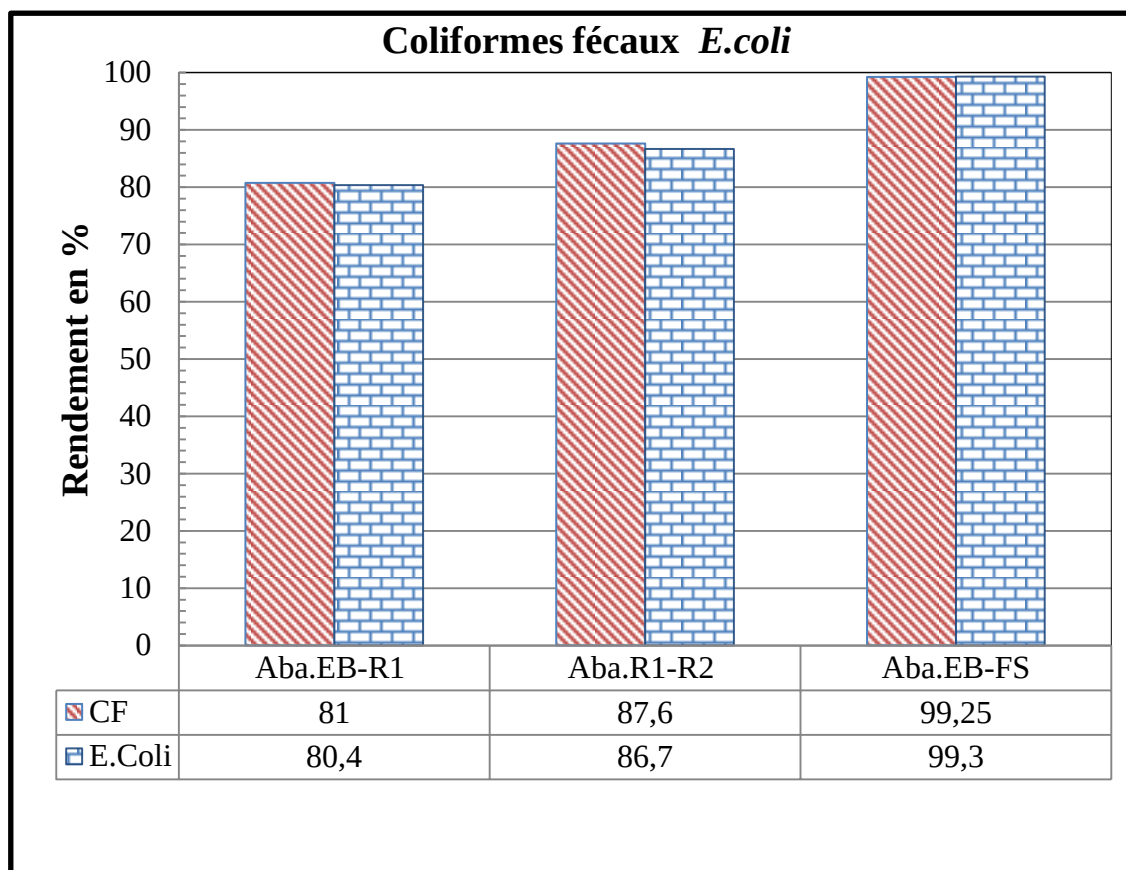


Figure 15 : Élimination des *Escherichia coli* et CF dans la filière RAHR-FS

Tableau VIII: Abattement des indicateurs de contamination

	EB-R1 en u.log			EB-R2 en u.log			R1-R2 en.u.log			EB-BL en u.log			EB-FS en u.log		
Paramètres	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min
<i>Escherichia coli</i>	2	0,7	0	4	1,7	1	3	1	0	7,2	6	2,2	6	4	1,4
Coliformes fécaux	2	1	0	3	1	1	2	1	0	7	3	2	6	2,1	1

b) Élimination de la matière organique (DCO, DBO₅)

Les taux d'élimination de la DCO et de la DBO₅ sont représentés par la **figure 16**. Pour ce qui est de la DBO₅, la filière I permet un abattement de 82%, la concentration à la sortie de FS est de 30 mg/l. Ce résultat est en deçà de la bonne performance décrite dans FNDAE (1998) sur le filtre à sable qui propose une valeur ≤ 25 mg/l et également de celui trouvé par Koné (2011) à Ouagadougou qui montre une bonne élimination pouvant atteindre une concentration de 6,46 mg/l. D'autre étude faite au Maroc sur la performance épuratoire du Filtre à Sable par Mouhir, et al., (2001) confirme le résultat de Koné et montre un taux d'abattement environ 100% de DCO et de DBO₅, avec des concentrations résiduelles respectivement de 8 et 25 mg/l pour la DCO et la DBO₅. La raison de l'efficacité de ce système par rapport RAHR-FS peut s'expliquer par la présence d'un nombre élevé des unités de traitement dans la filière étudiée par Mouhir, et al., (2001). En ce qui concerne la DCO, on observe en moyenne 71 % de rendement obtenu, ce qui est nettement supérieur par rapport au rendement moyen de 50% rapporté par Boutin et al (2002) en France sur une filière de lagunages combiné à 6 unités de Filtres à Sables. Mais, le rendement trouvé par Koné (2011) à Ouagadougou avec le FS comme post-traitement est nettement supérieure. Toutefois, cette performance épuratoire est moins significative par rapport à celle qu'on vient de citer dans la littérature (Koné, 2011). En effet, l'état embryonnaire de la station pilote peut être l'une des raisons de cette qualité de performance.

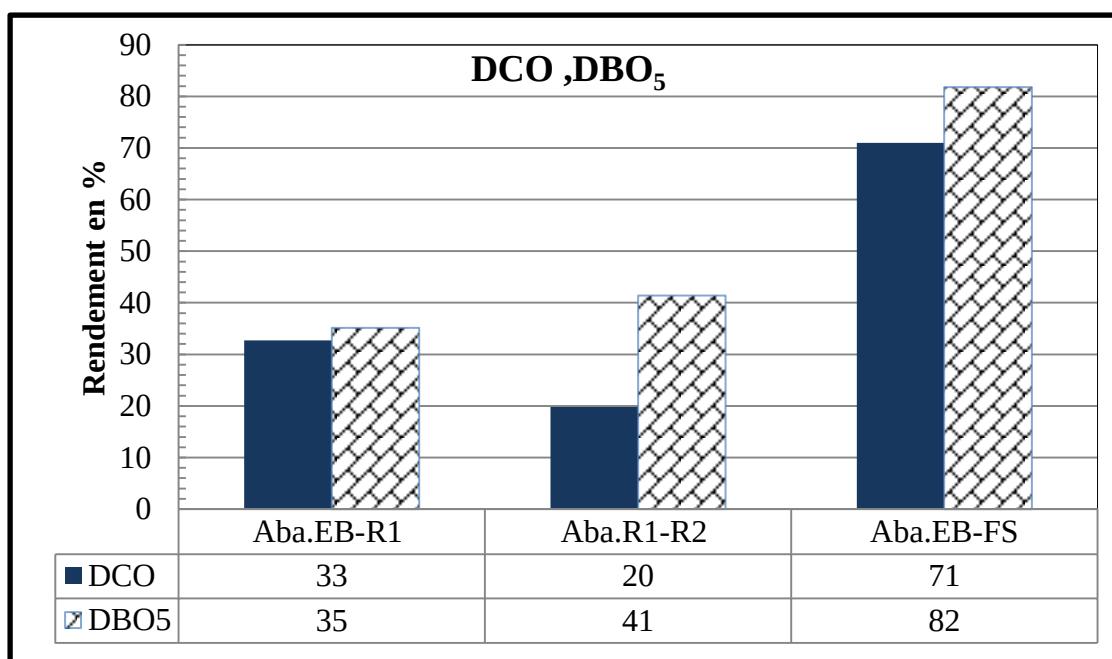


Figure 16: Élimination de la DCO et du DBO₅ dans la filière RAHR-FS

c) Élimination des matières en suspensions(MES)

Le rendement d'élimination des MES dans les dispositifs de la filière RAHR-FS sont présentées par la **figure 17**. Soit en moyenne 87% des particules en suspension ont été réduites des effluents à la sortie du FS et une concentration moyenne résiduelle de 21 mg/l. Ce résultat indique une bonne épuration car il est inférieur au seuil fixé par le FNDAAE (1998), qui prévoit une concentration résiduelles ≤ 30 mg /l. Par ailleurs une concentration inférieure de 20 mg/l a été trouvée par Boutin, et al (2003) mais avec un abattement plus faible des MES (60%).

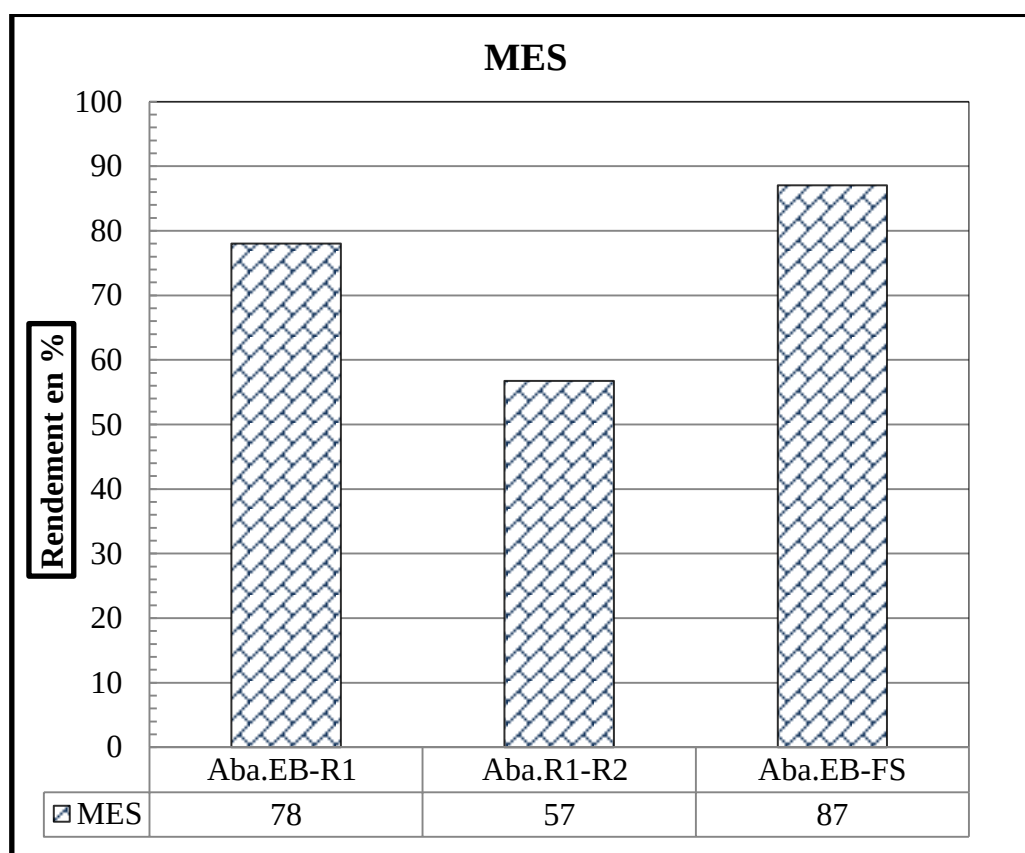


Figure 17 : Élimination de MES dans la filière RAHR-FS

d) Élimination des nutriments (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-})

Les formes azotées analysées dans cette étude sont : l'ammonium (NH_4^+) et l'azote sous ses formes oxydées (NO_2^- , NO_3^-). Pour le phosphore, la forme étudiée est l'orthophosphore (PO_4^{3-}). La **figure 18** montre une bonne réduction NH_4^+ à la sortie FS tandis que pour les autres paramètres : on observe une augmentation de plus 100% pour les NO_3^- et une élimination faible de 24 et 8% respectivement pour le NO_2^- et le PO_4^{3-} . Le constat fait par le FNDAAE (1998) sur la faible performance du FS en matière de réduction de PO_4^{3-} est

confirmée dans cette étude. Concernant le nitrate, l'étude faite par Mouhir, et al (2001), montre aussi des concentrations résiduelles élevées de 50 mg/l de NO_3^- à la sortie du FS. Malgré l'importante réduction de NH_4^+ , la teneur résiduelle des effluents à la sortie de la filière I peut présenter un risque d'eutrophisation en cas de rejet dans un milieu sensible (Maiga et al., 2006) et un danger de pollution des eaux souterraines. Mais cet effluent peut être bénéfique pour la croissance des plantes à cause de ces potentiels fertilisants (Sou, 2009).

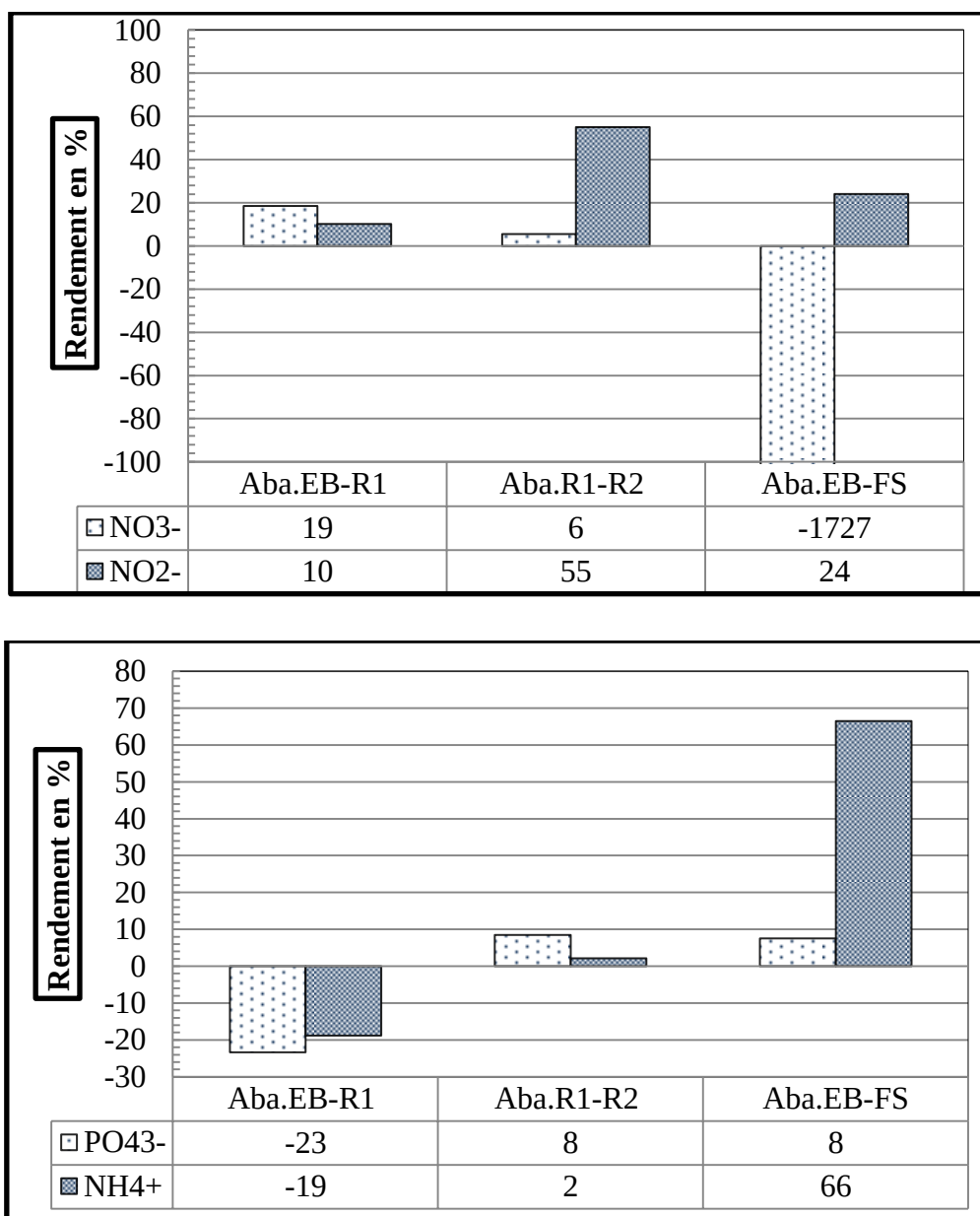


Figure 18: Rendement épuratoire: NO_2^- et NO_3^- , PO_4^{3-} et NH_4^+ , dans la filière RAHR-FS

4.2.3. Rendement épuratoire de la filière II (RAHR-BL)

a) Élimination de la pollution microbienne

La **figure 19** et le **tableau VIII** présentent respectivement l'abattement en pourcentage et en unité logarithmique des indicateurs de contamination de contamination fécale. L'élimination moyenne des CF à la sortie du bassin lamellé est respectivement de 6 ulog spécifiquement pour les *E. coli* et de 3 ulog pour les CF de façon générale. Cette bonne performance peut s'expliquer par l'augmentation du pH dans le Bassin Lamellé, la forte température et la configuration du bassin sous forme de lamelle. En effet, selon Fattal et al (1997) cité par El haite (2010), il confirme cette efficacité d'abattement dans les lagunages, qui peut atteindre une élimination des CF jusqu'à 99,99 % avec des températures supérieures à 20° C. Par contre, les études similaires effectuées au Brésil par Oliveira and von Sperling(2011) avec un système de traitement constitué d'UASB suivi de poste traitement(Filtre aérée, Filtre anaérobie, lit bactérien ; Bassin facultatif ou Bassin de maturation) et celle faite au Maroc par El Hamouri (2004) avec une filière : RACHAIR-BM(Réacteur Anaérobie et du CHenal A Haut Rendement combiné à un Bassin de Maturation(BM) montrent des abattements proches de RAHR-BL, respectivement de 2,8 à 3,93 ulog des CF pour la filière UASB Post et le RACHAIR-BM. De même, des études effectuées dans les mêmes conditions climatiques par Maiga et al (2006) montrent des abattements de 4,9 ulog des CF en mois de Mai avec des filières classiques de lagunage à microphytes constituées par une succession de Bassin Anaérobie, Bassin Facultatif et Bassin de Maturation. Ce rendement en CF est proche de notre résultat observé à la même période. Les valeurs des concentrations des *E. coli* et des CF dans l'effluent traité par la filière RAHR-BL sont respectivement en moyenne 2,80E+03 et 2,98E+04 UFC/100mL pour les *E. coli* et les CF. Ces concentrations ne respectent pas la qualité microbiologique des eaux requises pour une réutilisation en agriculture non restrictive selon l'OMS (1989). Toutefois, une désinfection encore plus poussées peut s'obtenir puisque le système est à sa phase de démarrage.

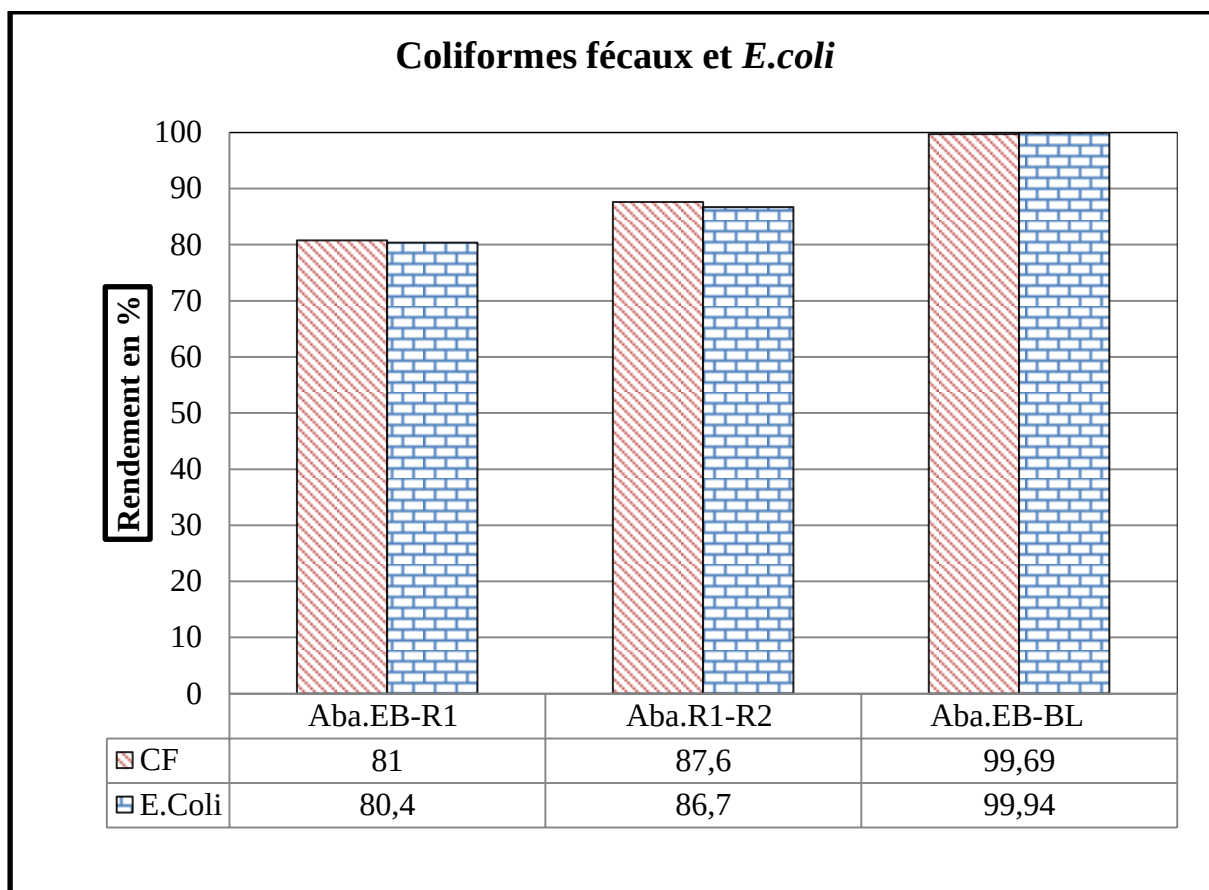


Figure 19:Élimination des *Escherichia coli* et CF dans la filière (RAHR-BL)

b) Élimination de la matière organique (DCO, DBO₅)

La **figure 20** présente le taux de réduction en DCO et en DBO₅. Pour ce qui est de la DCO, on observe un abattement moyen de 55% à la sortie de RAHR-BL et une charge résiduelle très variable (462 à 73 mg/l). Ce résultat est inférieur à celui obtenu par le traitement lagunaire à 2iE (Maiga et al., 2006). Par contre, un important abattement de la DBO₅ avoisinant 78% et une concentration à la sortie du BL qui varie de 50 à 30mg/l sont observés. De même les études faites par Klutsé (1995) montrent un même rendement similaire mais avec une concentration résiduaire élevée (120mg/l). Cette différence de concentration en DBO₅ peut s'expliquer par un développement algal plus accentué dans le bassin de maturation (Klutsé, 1995) que dans le pilote étudié. D'autres études faites ailleurs montrent une réduction importante de DBO₅ (Andrianarison, 2006 ; El Hamouri, 2004 et Oliveira and von Sperling 2011). Le rendement en DCO est faible par rapport à ceux obtenus par Andrianarison (2006), El Hamouri, (2004) Oliveira and von Sperling (2011) ;Maiga et al (2006) et Kluste (1995).

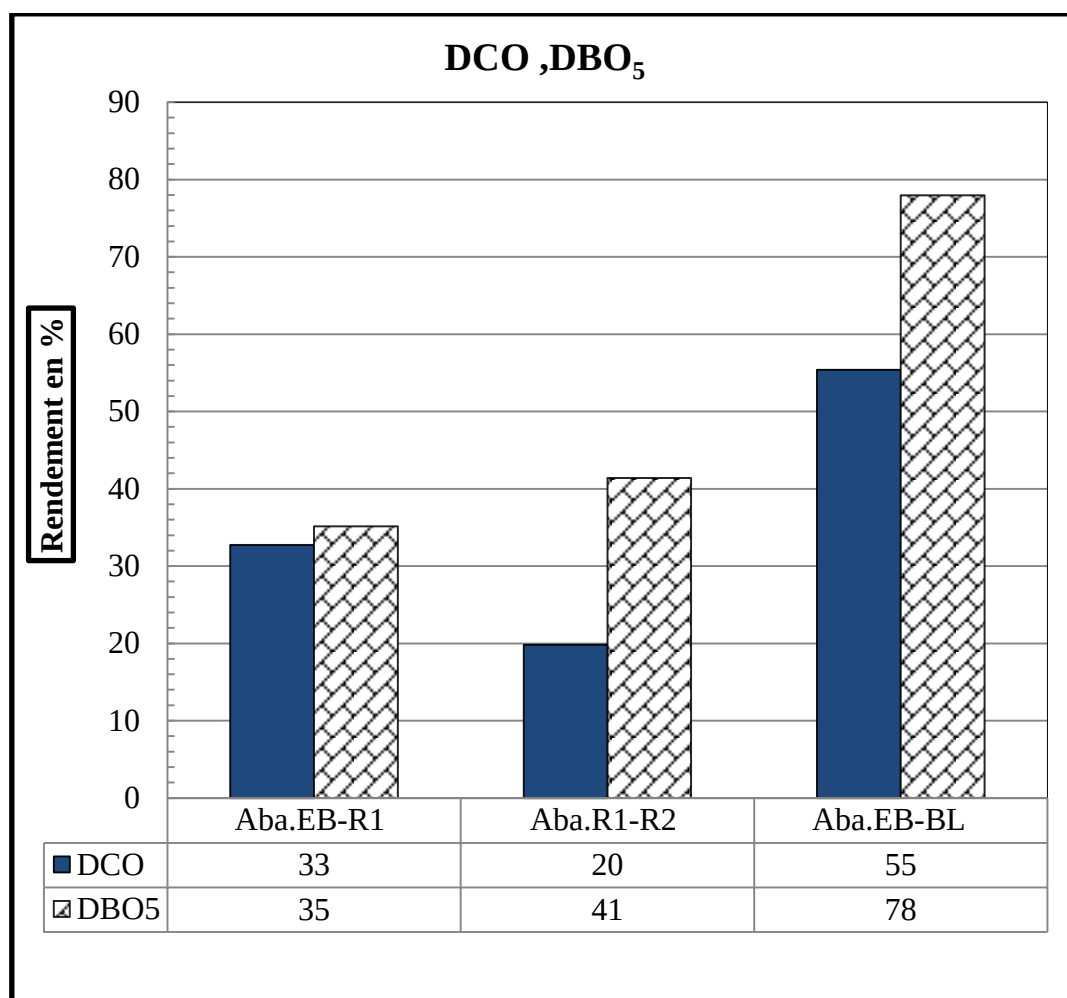


Figure 20 : Élimination de la DCO et du DBO₅ dans la filière (RAHR-BL)

c) Élimination des matières en suspensions(MES)

La **figure 21** ci-dessous présente l'abattement des particules en suspension dans le RAHR-BL. Les MES sont éliminées à 74% à la sortie du BL. La concentration moyenne restituée par le RAHR-BL est de 41,9 mg/l, cette charge obtenue dans notre étude est deux fois plus faible que celle obtenue par rapport celle de Maiga et al, (2006) et Klutsé (1995). En effet, certains facteurs peuvent expliquer cette grande différence tels que : la faible charge des eaux brutes à l'entrée de RAHR-BL, qui est de 160 mg/l contre 320 mg/l dans le lagunage à microphyte (Maiga et al., 2006). À cela on peut ajouter la production importante des algues dans le bassin de maturation et le début de développement des algues dans le Bassin lamellé.

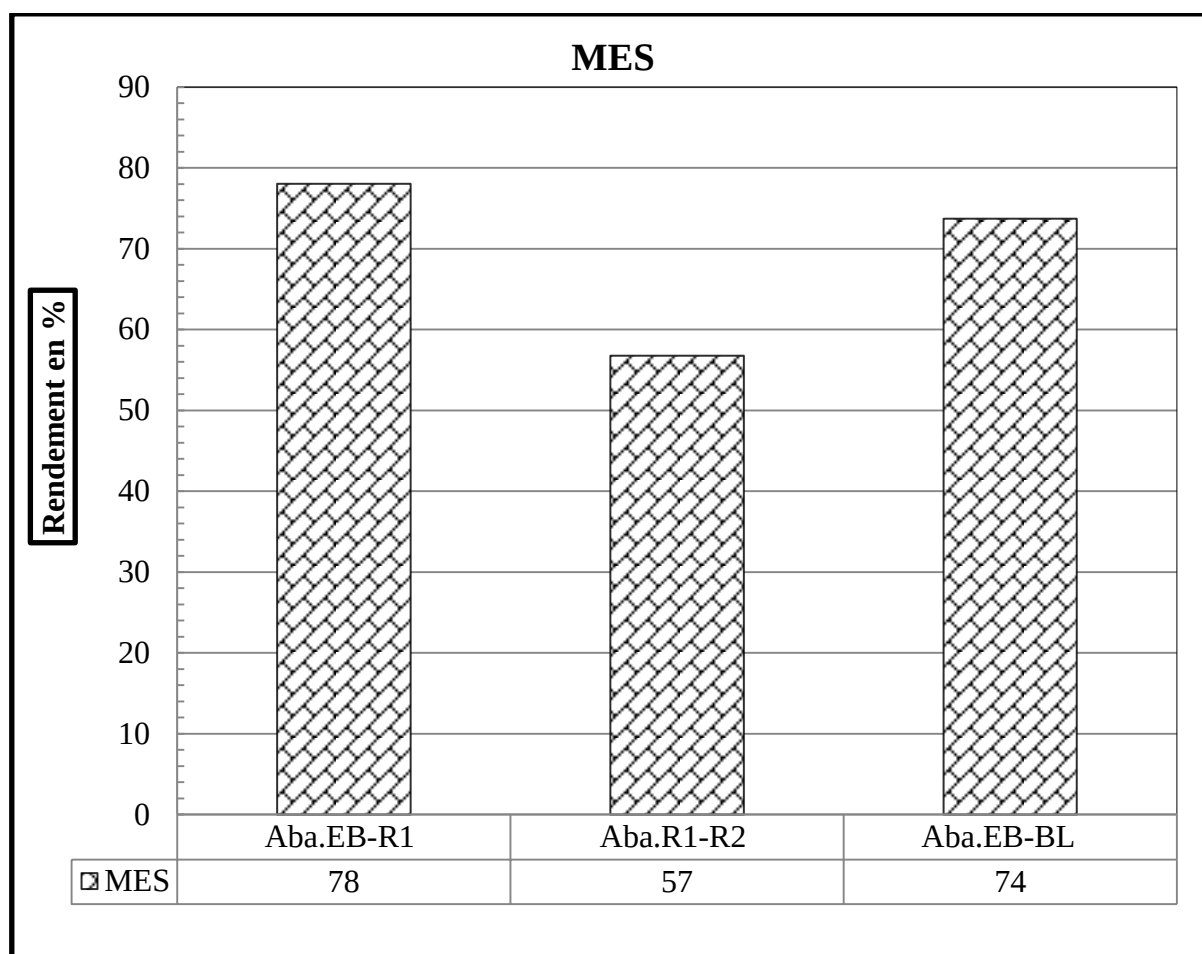


Figure 21: Élimination de MES dans la filière (RAHR-BL)

d) Élimination des nutriments (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-)

Les formes azotées analysées dans cette étude sont : l'ammonium (NH_4^+) et l'azote sous ses formes oxydées (NO_2^- , NO_3^-). Pour le phosphore, la forme étudiée est l'orthophosphore (PO_4^{3-}). L'élimination du PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- par le RHAR-BL sont représentées dans la **figure 22**. On remarque une bonne élimination de NH_4^+ à la sortie du BL, qui atteint 66%. Cette bonne réduction NH_4^+ serait due à l'assimilation de ce dernier par les algues dans le bassin à microphytes (El Hafiane, et al., 2001). La nitrification est très importante à la sortie de RHAR-BL, avec une augmentation moyenne près de 40%. Concernant l'orthophosphore on remarque une très faible augmentation moyenne de 8%. Les concentrations résiduelles moyennes de NO_2^- et de PO_4^{3-} sont respectivement de 4,1 mg/l et 9,22 mg/l à la sortie du BL et présenteraient un risque d'eutrophisation en cas de rejet dans un écosystème sensible à l'eutrophisation (Maiga et al. , 2006).

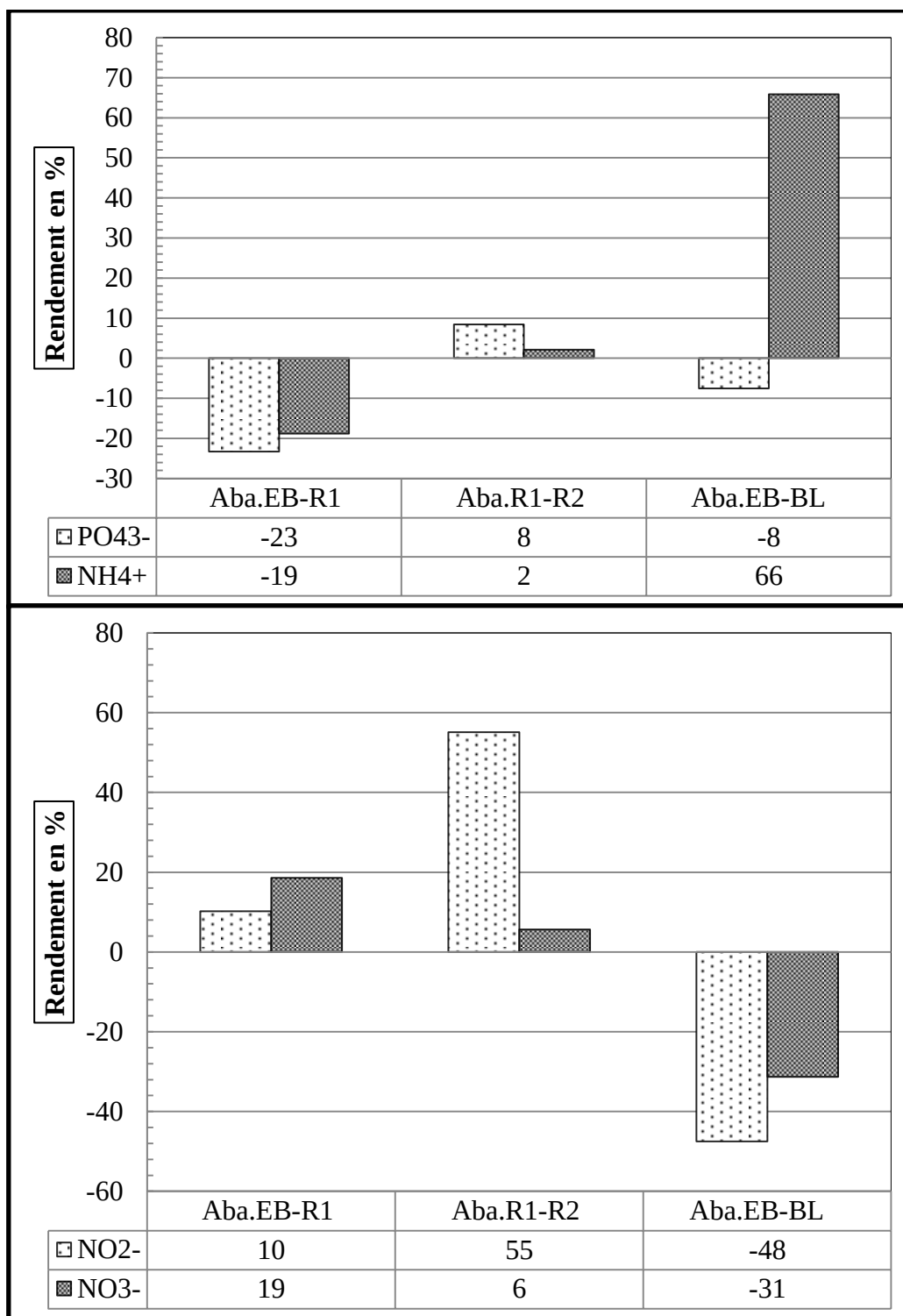


Figure 22: Rendement épuratoire: PO₄³⁻, NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻ dans la filière (RAHR-BL).

4.2.4. Comparaison des deux filières

La comparaison en termes de performance épuratoire des deux filières est résumée dans le **tableau IX**.

La filière RAHR-BL incluant le bassin lamellé comme post traitement, réduit considérablement la pollution biologique, notamment un rendement moyen d'environ 100% d'élimination des *E. Coli* et CF, soit une élimination près 6 ulog et 3ulog respectivement pour *E. coli* et CF. Toutefois, cette performance est nettement supérieure aux deux options similaires de traitement dans le tableau ci-dessous, à l'exemple de l'UASB au Brésil, avec comme des post traitements (Filtre aérée, Filtre anaérobie, lit bactérien; Bassin facultatif ou Bassin de maturation), dont le taux de rendement est de 2,8 ulog CF (Oliveira, et al., 2011) et des travaux effectués par Andrianarison, (2006) en France sur 11 lagunes avec une élimination des *E. coli* de 4,7 ulog. Cependant, le système hybride formé de deux des Réacteurs Anaérobies et du Chenal A Haut Rendement combiné à un Bassin de Maturation (RACHAHR-BM) et dont la configuration est proche du RAHR-BL montre de performance approximatif malgré que le RACHAHR-BM est muni de plusieurs unités de traitement. Quant au système testé dans la même zone d'étude, le rendement n'est pas trop différent (Tableau IX). Pour ce qui est de la variation entre le taux d'élimination des *Escherichia coli* et celui des CF à la sortie de BL, nous avons constaté au début des analyses une absence de contamination dans un bon nombre d'échantillon à la sortie du BL, cependant un changement se produit au cours de temps par l'observation des CF plus accentués, Cette modification peut s'expliquer probablement par une contamination de nature animale puisque un nombre important des grenouilles saisonniers se trouvaient dans le BL.

Par contre, les eaux restituées par le filtre à sable dans la filière RAHR-FS ont une qualité microbiologique moyenne indiquant ainsi une performance moyenne comme celle constatée par Kone (2011) (Tableau IX). Mais la performance observée au Maroc par Mouhir, et al (2001) est considérablement supérieure. Pour ce qui est de la dépollution des composés organiques et des matières en suspension, la filière RAHR-FS présente une meilleure performance, mais les résultats obtenus par Koné (2011) sont encore plus meilleurs. L'une des raisons de cette différence peut s'expliquer par le stade embryonnaire de fonctionnement de notre système. Par contre, dans la filière RAHR-BL, on constate une réduction moyenne en MES rapprochant celle obtenue par Maiga et al, (2006). Cette baisse de rendement peut s'expliquer par la croissance des algues dans les bassins aérés.

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

Tableau IX: Comparaison de la performance épuratoire de quelque procédé.

Paramètre	E-Coli			CF			MES			DBO ₅			DCO		
Système de traitement	Influent UFC/ 100ml	Effluent UFC/ 100ml	Abat en Ulog	Influent UFC/100ml	Effluent UFC/ 100ml	Abat en Ulog	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	R%	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	R %	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	R%
Filière : RAHR-FS 2iE	5,42 E+06	4,4E+04	4	6 ,98 E+06	6,4E+04	2,1	160	21	87	164	30	82	4119,1	121,9	71
Filière : RAHR-BL 2iE	5,42 E+06	2,80E+03	6	6 ,98 E+06	2,98E+04	3,5	160	41,9	74	164	36,2	78	419,1	187,3	55
Lagunage à microphytes du 2iE (Maiga et al, 2006)	-	-	-	1,6E+ 07	5,4E +03	4,9	320	110	66	489	6,46	87	652	124	81
Filtration par sable (Koné, 2011) Burkina	-	-	-	1 ,13 E+06	-	2	186,8	17	91,4	811	16	98	1060	64	94,8
Système à 11 lagunes (Andrianarison, 2006) France	-	-	4,7	-	-	-	266	109	59	405	50	88	645	179	72
RACHAHR-BM (El Hamouri, 2004) Maroc	-	-	-	3,6 E07	2.4 E+03	3,93	330	115	65	390	25	93	800	170	78
UASB+Post (Oliveira and von Sperling 2011) Brazil	-	-	-	1,8 E08	9,7 E+06	2,8	334	51	82	362	42	88	713	141	77

RACHAHR+ BM : Réacteur Anaérobie et du CHenal A Haut Rendement combiné à un Bassin de Maturation(BM)

UASB+Post: UASB et couple à des post traitement (Filtre aérée, Filtre anaérobie, lit bactérien ; Bassin facultatif ou Bassin de maturation)

R% : Rendement en pourcentage

V- CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce travail de 3 mois d'analyse a permis de suivre les rendements épuratoires des deux filières de deux étages des Réacteurs Anaérobies à Haut Rendement combinées à un Filtre à Sable (RAHR-FS) d'un côté et d'un Bassin Lamellé (RAHR-BL) de l'autre côté, pour le traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien.

À peine démarrée, les résultats obtenus lors de cette étude dans la nouvelle station d'épuration, montrent une bonne performance de traitement primaire par élimination de 78% de MES dans le premier réacteur (R1) et un abattement de 1 ulog en *E. Coli* et en CF dans le second réacteur (R2).

La filière RAHR-FS a donné un rendement satisfaisant pour un abattement des matières organiques et des matières en suspension, soit 87% de MES, 82 et 71% respectivement pour la DBO₅ et la DCO. Par contre, un taux élevé des nutriments a été observé dans les effluents de cette filière, ce qui permet un apport en fertilisant en cas de la réutilisation de cet effluent en agriculture. En outre, la concentration microbienne résiduelle de cette filière dépasse la norme de l'OMS pour les eaux destinées à l'agriculture non restrictive. En ce qui concerne la filière RAHR-BL, une très bonne performance épuratoire des *E. coli*, avec une réduction moyenne de 6 ulog a été observée. Malgré cette bonne efficacité épuratoire, la concentration microbienne résiduelle moyenne de cette filière est au-dessus de celle recommandée par l'OMS pour l'irrigation des plantes à consommation crues. Par ailleurs, la RAHR-BL présente une bonne nitrification et une faible réduction en phosphore. Concernant la dépollution des matières organiques, la filière RAHR-BL a présenté une performance moyenne, soit 55% de la DCO et 78% de la DBO₅. Cependant, le rejet des effluents de ces deux filières riche en nutriment dans un milieu sensible peut provoquer un risque d'eutrophisation.

Vue l'efficacité épuratoire observée et les limites remarquées par cette station pilote embryonnaire, les recommandations suivantes sont proposées pour une future amélioration:

- Suivre le système pour une durée prolongée (voir un an) afin d'apprécier la stabilité et la performance du système.
- Augmenter le temps de séjours hydraulique dans le Filtre à Sable et Bassin Lamellé ;
- Réduire la profondeur du Bassin Lamellé ;
- Évaluer le pouvoir fertilisant des eaux avec des parcelles pilote ;
- Faire des études sur les facteurs qui influencent la désinfection microbienne

VI- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alcaraz G. V. (2001).** Estimation et commande robuste non-lineaires des procedes biologiques de depollution des eaux usees :application à la digestion anaerobie . Thèse de doctotat / UNIVERSITE DE PERPIGNAN, p p. 269.
- Andrews J. F.A. (1968).** Mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates. Biotech. and Bioeng.Vol. 10. - pp. 707-723.
- Andrianarison T. R. (2006).** Traitement d'effluents urbains dans un système de 11 lagunes.Décontamination microbienne et élimination de l'azote. [Rapport] : Thèse / Université de Montpellier 2. -pp 200.
- Boutayeba M et Bouzidia A.(2013).** Epuration des eaux usées domestiques par lagunage naturel dans cinqstations d'épuration de la région de la Chaouia Ouardigha-Maroc . Nature et Technologie. - 08. - pp. 49-53.
- Boutin C. Liénard A. Billote N et Naberac J.P. (2003).** Association de lagunes naturelles et d'infiltrationpercolation:résultats des pilotes et perspectives [Conférence] // « XIV Rencontres régionales de l'environnement ».Ingénierie- 34 pp. 35 à 46.
- Bryant M. P.(1979).** Microbial methane production:Theoretical aspects. [Revue] // J. Anim. Sci.. - 1979. - Vol. 48. - pp. 193-201.
- Cantunda P .F .C et Van Haandel A. C. (1996).** Improved performance and increased applicability of waste stabilisation ponds by pretreatment in a uasb reactor [revue] // wat.sci.tech / éd. Ldt elsevier science. - 7 : vol. 33. - pp. 147-156.
- CIEH(1993).** Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude comparative des systèmes d'épuration collectifs dans le contexte africain". [Rapport] = CIEH : Rapport. - Ouagadougou : [s.n.],. - pp. 66.
- Davies-Colley R. J. (2005).** "Pond Disinfection in Pond Treatment Technology", shilton. IWA publishing. London, 4. - pp. 100-136.
- Drechsel P. Scott C. Raschid-Sally R. Redwood M et Bahri A. (2010).** L'irrigation avec des eaux usées et la santé:Evaluer et Atténuer les Risques dans les pays à faible revenu [Ouvrage] / trad. health. Wastewater irrigation and. . - p. 68. - 978-2-7605-3160-4.

Eddabra R.(2011). Evaluation de la contamination bactériologique des eaux usées des stations d'épuration du GRAND AGADIR:Isolement, caractérisation moléculaire et antibioresistance des especes du genre vibrio . : Thèse / Université de IBN ZOHR et de STRASBOURG. - Agadir : [s.n.]. - p. 146.

El Hafiane F. Rmi A et EL Hamouri B.(2001). Devenir de l'azote et du phosphore en période d'adaptation et enphase stationnaire d'un chenal algal à haut rendement . Actes Inst.Agron. Vet. - Maroc - 3 : Vol. 21. - pp. 129-135.

El Hamouri B.(2004). Réacteur Anaerobie et Chenal à Haut Rendement: Réalisation, exploitation et performances [Rapport] : Document. - Rabah : [s.n.], pp 112.

Jiménez B. C. Mara D. Carr R et Brissaud F. (2011).Traitement des eaux usées pour l'élimination des agents pathogènes et la conservation des éléments nutritifs:Des systèmes adaptés aux pays en développement [Section] // l'irrigation avec des eaux usées et la santé / auteur du livre IWMI. - . - ISBN 978-1-55250-531-1.

Konaté Y. Maiga A.H. Wethe J. Debyigba K et Zougrana D. (2007). Performance épuratoire d'un bassin anaérobie en climat sahélien: cas de la station d'épuration du 2iE. /Proceedings 4ème Journée Scientifique 2iE et 2ème Forum de Recherche du CREPA. - Ouagadougou . pp. 5-6

Konaté Y. Maiga A. H. Casellas C. et Picot B. (2013). Biogas production from an anaerobic pond treating domestic wastewater in Burkina Faso. Desalination and Water Treatment. - 51. - pp. 2445–2452.

Konaté Y. (2011). Lagunage anaérobie en climat soudano-sahélien : performances épuratoires,accumulation des boues, devenir des parasites, production de biogaz (Ouagadougou-Burkina Faso) [Rapport] / 2iE. - 2011.

Koné D. (2002). Epuration Des Eaux Usées Par Lagunage À Microphytes Et À Macrophytes En Afrique De L'ouest Et Du Centre: Etat Des Lieux, Performances Épuratoires Et Critères Dedimensionnement. Thèse De Doctorat / ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE. - LAUSANNE : [s.n.], 2002. - p. 169.

- Kone D.M.(2011).** Infiltration-Percolation Sur Sable Et Sur Fibres De Coco,Filtres Plantes Et Epuration Des Eaux Usees Domestiques A Dominance Agroalimentaire Sous Climat Tropical Sec/ Cas Des Eaux Residuaire De Ouagadougou,BURKINA FASO. Thèse de doctorat. - Ouagadougou : université de Ouagadougou,.-p.232.
- Klutsé A. (1995).** Epuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone soudanosahélienne Thèse de Doctorat/ Université de Monpllier II. p. 160.
- Maiga A.H. Konate Y. Wethe J. Debyigba K. Zougrana D. et Togola L.(2006).** Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien :cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER [Revue] // SUD SCIENCES & TECHNOLOGIES. - 2006. - 14. - pp. 4-6.
- Maiga Y.(2010).** Processus d'élimination d'Escherichia coli et des entérocoques des bassins de lagunage sous climat sahélien : influence de la radiation solaire [Rapport] : Thèse de doctorat. - Ouagadougou : . - p. 153.
- Mara D.(2004).** Domestic Wasterwater Treatment in Developing Contries [Ouvrage]. - London : Earthacan, 2004. - Earthacan : p. 105. - ISBN: 1-84407-019-0 paperback.
- Mara.D.(2003).** Low-cost treatment systems [Revue] // School of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds LS2 9JT, UK. - 26. - pp. 441-449.
- Metcalf et Eddy.(1991).** Wastewater Engineering Treatment, Disposal ant Reuse, 3 ed, McGraw-Hill International Edition, New York, USA.
- Metcalf et Eddy.(2003).** Wastewater engineering:Treatment and Reuse. [Ouvrage] / éd. Graw-Hill Mc. - New York : [s.n.], 2003. - 4e.
- Meynell P.J.(1976).** Methane: planing a digester [Article] // Prism press.
- Moletta R.(1989).** Controle et conduite des digesteurs anérobies [Revue] // REVUE DES SCIENCES DE L'eau. - 2. - pp. 265-293.
- Moletta R.(1993).** La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand [Revue] // BIOFUTUR. - 1993. - pp. 16-25.

Oliveira S.C et von Sperling M.(2011). Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. [Revue] // Journal of water, Sanitation and Hygiene for Development. - 2011. - 1 : Vol. 1. - pp. 37-56.

OMS.(2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater Use in Agriculture [Ouvrage]. - Genève : [s.n.], 2006. - Vol. 2.

OMS/UNICEF.(2012).[En ligne].- www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/JME-report-en.pdf.

Oragui J.I. Curtis T.P. Silva S. A and Mara D.D (1987). The Removal of Excreted bacteria and Viruses in Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Water Science and Technology. - Vol. 19. - pp. 569-573.

Radoux M. Cadelli D. Nemcova M. Diop B.S et Mbeguere M.(2000). Optimisation Of Natural Wastewater Treatment Technologies [Revue]. - Midrand/Johannesburg, South Africa, : [s.n.], - pp. 1-15.

Satin et Selmi.(1999). Guide Pratique de l'Assainissement [Rapport] .

Schürbüscher D et Wandrey C.(1991). Anaerobic waste water treatment process models [Section] // Measuring, Modelling and Control Instruments. - 1991. - Vol. 4.

Sou Y. M. (2009). Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols [Rapport] : Thèse de doctorat / ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE. . - p. 178.

Trousselier M. Legendre P. et Baleux B. (1986). Modeling of the evolution of bacterial densities in an eutrophic ecosystem (Sewage lagoons). Microbial Ecology. 12. - pp. 335-379.

Wanko A. Mose R et Liénard A.(2005). Capacité de traitement d'un effluent de synt[Revue] // revue des sciences de l'eau. - 18 : Vol. 2. - pp. 165-175.

Wethe J.(2006). Collecte, Evacuation et traitement des eaux usées [Rapport] / 2iE. -

ANNEXES

Annexe 1 : Normes OMS (Blumenthal et al ., 2000).....	ii
Annexe 2 : cadre logique de l'étude.....	iii
Annexe 3 : planning des activités.	v

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

Annexe 1: Normes OMS révisée (Blumenthal et al ., 2000)

Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture (Blumenthal et al ., 2000)

Catégories	Conditions de réutilisation	Groupes exposés	Techniques d'irrigation	Nématodes intestinaux ^b	Coliformes fécaux/100mL	Traitements recommandés pour atteindre le niveau de qualité microbiologique
A	Irrigation sans restrictions A1 pour les cultures maraîchères consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics ^d	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	≤ 1	$\leq 10^d$	Série de bassins de stabilisation, réservoir de stockage et de traitement ou traitement équivalent permettant d'atteindre la qualité microbiologique escomptée
B	Irrigation restreinte. Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et forêt ^c	Travailleurs Population sis dans l'environnement proche	Par aspersion Par rigole d'infiltration ou par gravité Toutes	≤ 1 ≤ 1 $\leq 0.1^e$	$\leq 10^5$ $\leq 10^3$ $\leq 10^3$	Série de bassins de rétention avec un temps de séjour suffisant (8 à 10 jours) ou traitement équivalent permettant l'abattement des œufs d'helminthes et des coliformes
C	Irrigation localisée sur des cultures (f) de la catégorie B s'il n'y a pas d'exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Goutte-à-goutte, micro-jet, etc.	Non applicable	Non applicable	Pré-traitement nécessaire pour des raisons techniques liées à l'irrigation, mais pas moins qu'une sédimentation primaire

a : Dans certains cas, tenant compte du contexte épidémiologique, socioculturel et environnemental, ces limites sont changées en conséquence ;

b : Les espèces de *Ascaris* et *Trichuris*;

c : Durant la période d'irrigation

d : Des limites plus restrictives de moins de 200 coliformes fécaux /100 mL sont plus appropriées pour les Golfs, les hôtels et des espaces où le public peut avoir un contact direct avec les espaces irrigués.

e : Cette limite peut être augmentée à ≤ 1 œuf/l si (i) il fait chaud et sec et que l'irrigation de surface n'est pas pratiquée ou (ii) le traitement de l'eau contient aussi des traitements chimiothérapeutiques anti-helminthes.

f : Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la récolte, et aucun fruit ne doit être récolté au sol. L'irrigation par aspersion ne doit pas être utilisée.

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

Annexe 2 : Cadre logique de l'étude

Objectif principal du mémoire : Vise à tester l'efficacité épuratoire du système de traitement des eaux usées par deux réacteurs anaérobies couplés avec un bassin lamellé et un système de filtration percolation.

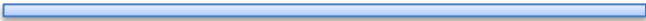
Objectif spécifique	Activités	Méthodes	Moyens /Outils	Durée	Résultats attendus
<u>Objectif spécifique1:</u> Déterminer les paramètres physico-chimiques globaux : la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité et le l'influent brute et à la sortie de chaque unité de traitement	Effectuer des recherches sur les méthodes des mesures in situ. Mesure des paramètres physico-chimiques sur place :(pH, température, l'oxygène dissous, la conductivité et le) sur le terrain.	Recherche documentaire Méthode d'analyse sur le terrain. analyse des résultats menés sur le terrain.	bibliothèque 2iE, document laboratoire LEDES (protocole). Appareil multiple paramètres Flacon... Appareil photo numérique Stylos, blocs notes	3 mois	Savoir les Caractéristique physico-chimiques à l'entrée et à la sortie de chaque système
<u>Objectif spécifique 2:</u> Analyser les paramètres de la pollution organique et les nutriments : DBO ₅ , DCO, MES, azote ammoniacal, nitrates et ortho-phosphates à l'entrée de l'influent et à la sortie des deux réacteurs, du bassin lamellé et au niveau du filtre à sable en opération.	Réaliser des mesures des paramètres : DBO ₅ , DCO, MES, azote ammoniacal, nitrates et ortho-phosphates	Recherche documentaire Méthodes utilisées par le laboratoire du LEDES d'analyses des paramètres :	Bibliothèque 2iE Documentation LEDES		Connaissances des paramètres de la pollution organique et les nutriments chaque unité de traitement et évaluation de la performance

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

<u>Objectif spécifique 3:</u> Évaluer les paramètres indicateurs de contamination fécale notamment : Coliformes Fécaux dont <i>Escherichia coli</i>, des eaux brutes à l'entrée et à la sortie des deux réacteurs, du bassin lamellé et du filtre à sable en opération	Faire des prélèvements Faire des analyses au laboratoire 2iE Recherche des Coliformes Fécaux dont <i>Escherichia coli</i> dans le milieu de culture, après incubation	Recherche documentaire Méthodes utilisées par le laboratoire du LEDES d'analyses des paramètres :	Bibliothèque 2iE Documentation LEDES	3 mois	Avoir les données des Coliformes Fécaux et <i>Escherichia coli</i> des tous les échantillons
<u>Objectif spécifique4 :</u> Déduire les rendements épuratoires pour chaque étape de traitement, pour chacune des deux filières et comparer-les.	Travail de synthèse au bureau et rechercher comparatif entre les deux options et les options décrites dans la littérature	Recherche documentaire	Bibliothèque 2iE Ouvrages scientifiques : Thèse, revue, livre...	2 semaines	Connaitre les ensembles des paramètres de la première filière ainsi que de la seconde.

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.

Annexe 3 : Planning des activités

Activités	Chronologie des activités				
	Période				
	Mai-2013	Juin-2013	Juillet-2013	Aout-2013	Septembre-2013
Revue bibliographique					
Cadre logique et méthodologie du travail					
Prélèvement et mesure in situ					
Analyses des paramètres au laboratoire					
Présentation de l'avancement des travaux					
Présentation sur point power du travail effectué					
Analyse des résultats					
Interprétation des résultats					
Correction					
Évaluation et amélioration du travail					

Performance épuratoire de deux Réacteurs Anaérobies suivis de deux options de post-traitement des eaux usées domestiques sous climat sahélien: Filtre à Sable et Bassin Lamellé.
