

**EVALUATION DES PERFORMANCES ÉPURATOIRES DE LA
STATION D'ÉPURATION DES EAUX USÉES DE KOSSODO APRÈS 9
ANS DE FONCTIONNEMENT**

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

Présenté et soutenu publiquement le 11/11/2013 par

Rim Yêgb Nonma Valérie ZONGO

Travaux codirigés par :

Dr Yacouba KONATE

Enseignant chercheur à 2IE CCREC (Centre Commun de Recherche Eau et Climat)

Mr Jean OUEDRAOGO

Chef de service d'exploitation de l'assainissement collectif de l'ONEA

Jury d'évaluation:

Président : Dr. Harinaivo A. ANDRIANISA

Membres et correcteurs : Mr Moumouni DIAFAROU

Mr Daouda PANKOLO

Promotion [2012/2013]

CITATION

« Quand l'eau manque la vie manque. ».
Proverbe ouzbek

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire :

- ✚ A Dieu tout puissant, créateur de l'univers visible et invisible source et origine de toute bénédiction qui m'a donné les atouts nécessaires pour réaliser ce travail.
- ✚ A mon très cher regretté Père T. Daniel ZONGO qui a toujours mis tout en œuvre pour que j'ai une bonne éducation, pour l'immense amour qu'il avait à mon égard et ces conseils qui me servent aujourd'hui.
- ✚ A ma mère Brigitte ZONGO pour son amour, ses conseils, et les efforts consentis pour que je puisse faire ce Master.
- ✚ A mon grand frère G. Achille Eric ZONGO, pour son soutien, ses conseils et les efforts consentis à mon égard.
- ✚ A ma grande sœur Marie Rose ZONGO, et ma petite sœur T. Isabelle ZONGO pour leur soutien et leur encouragement tout au long de mes études.
- ✚ A Beau Frère Boureima BELEM, ma Belle Sœur Pélagie GUIGMA, mes Tantes, mes neveux et nièces pour leur soutien et leur encouragement multiforme.
- ✚ A mon Ami R.W Cyriaque ZONGO et à tous mes amis pour leur soutien et leur encouragement.

REMERCIEMENTS

C'est avec un cœur plein d'amour que j'exprime ma gratitude à tous ceux qui de près ou de loin ont contribué d'une manière ou d'une autre à l'aboutissement de ce mémoire de fin d'étude.

Mes vifs remerciements sont adressés à :

- ✚ Monsieur le Directeur Général de l'ONEA qui m'a accepté dans son Etablissement,
- ✚ Mon Directeur de mémoire Dr Yacouba KONATE qui n'a ménagé aucun effort pour la réalisation de cette étude, pour son soutien, ses explications pertinentes et sa disponibilité malgré ses nombreuses obligations. Merci pour votre aide dans l'accomplissement de ce mémoire,
- ✚ Monsieur Jean OUEDRAOGO, chef du service d'exploitation de l'assainissement collectif de l'ONEA qui m'a accepté dans son service avec plaisir, et qui a toujours été attentif à mes besoins, qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude,
- ✚ Madame Lydie YIOUGO, Monsieur Augustin TCHONDA, pour leur soutien multiforme et leur conseil en tout genre,
- ✚ Monsieur Daouda PANKOLO et Stéphane COMPAORE pour leur soutien et leur conseil,
- ✚ Monsieur Francis KERE, chef du laboratoire centrale de l'ONEA pour son aide et ses conseils multiformes,
- ✚ Tout le personnel du Laboratoire Centrale de l'ONEA pour leur soutien et leur encouragement,
- ✚ Monsieur Boukary SAWADOGO, responsable de la plateforme Eau potable et Eau de surface et Monsieur Seyram SOSSOU responsable de la plateforme Microbiologie pour m'avoir accepté dans leur Laboratoire pour les analyses, leur aide et pour leur éclaircissement en tout genre,
- ✚ Le personnel du Laboratoire, Mr. Moustapha OUEDRAOGO, Mr. Noël TINDOURE, Mr Bernard ZONGO pour l'aide précieuse qu'ils m'ont apporté lors des prélèvements de terrain et les analyses de laboratoire,
- ✚ Aux étudiants, Kader COULIBALY et Roseline YONI, pour leur précieuse aide lors des prélèvements sur le terrain et les analyses au laboratoire,
- ✚ A tous les étudiants de la promotion 2012/2013, je vous témoigne ici ma tendresse et mon amour.

RÉSUMÉ

Avec la disponibilité du foncier et des conditions climatiques favorables, le Burkina Faso a construit depuis 2004 une station de traitement des eaux usées par lagunage. Cette station semble être à la fois une solution technique et économique compte tenu des possibilités de réutilisation des eaux usées traitées pour le maraichage en aval du site. Qu'en est-il de son fonctionnement à l'état actuel ?

C'est à cette question que le présent mémoire tente de répondre avec comme objectif global d'évaluer l'efficacité du fonctionnement de la STEP de Kossodo après 9 ans de fonctionnement et d'y apporter des solutions d'amélioration de la qualité des effluents en vue d'une éventuelle réutilisation.

Pour atteindre cet objectif, des prélèvements trihebdomadaires ont été effectués sur une période de 2 mois avec un échantillonnage composite pour l'eau brute et un échantillonnage ponctuel pour les effluents issus des bassins de lagunage. Les paramètres de pollution étudiés sont la DCO, la DCO filtrée, la DBO₅, les MES, l'azote ammoniacal, les nitrates, le phosphore total et les ortho-phosphates. Les paramètres de contaminations microbiennes recherchés sont les coliformes fécaux et spécifiquement *Escherichia. Coli*.

Les rendements épuratoires de la STEP de Kossodo sont respectivement en moyennes de 55% pour la DCO, 73% pour la DCO filtrée et de 81% pour la DBO₅. Les rendements en MES sont minimes de l'ordre de 6%. Toutefois, les concentrations résiduelles en MES respectent les normes de rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface au Burkina Faso (<200mg/L). L'élimination du phosphore est faible et variable avec un rendement moyen de 16% pour le phosphore total et 43% pour les ortho phosphates. La réduction de l'azote est infime et instable avec un rendement moyen de 22% pour l'azote ammoniacal et 16% pour les nitrates. L'abattement de la pollution bactérienne est satisfaisant avec des moyennes de 5,6 Ulog pour les coliformes fécaux et 5,4 Ulog pour *Escherichia. Coli*. Cependant, les concentrations résiduelles en moyennes restent assez supérieures à la norme OMS (< 1000 ufc/100mL) pour une réutilisation non restrictive.

Les solutions proposées pour améliorer la qualité de l'eau à la sortie sont : la mise en place d'un débitmètre à l'entrée de la STEP pour une meilleure évaluation des quantités d'eaux usées admises et par conséquent une meilleure évaluation de la charge polluante organique et des temps de séjours des différents bassins de lagunage; la mise en service du troisième bassin anaérobie et du deuxième bassin facultatif ; l'installation d'un régulateur de pH efficace pour les effluents de la brasserie et des analyses périodiques de tous les paramètres de pollution.

Mots clés : Eau usée, lagunage à microphytes, performance épuratoire, irrigation, climat sahélien

ABSTRACT

Waste stabilization ponds require large land area and warm climate, Burkina Faso seems to be an ideal region to implement such treatment option. Therefore, since 2004, Burkina Faso has designed and implemented a waste stabilization pond due to its various benefits: technical, economical, and potential reuse of treatment waste water. After nine years of operation, the performance of the system has been assessed, in order to understand its current statute, which is the focus of this study. Composite samples were collected three times weekly for influent and effluent waste water COD, Dissolved COD, BOD, concentration of TSS, nitrogen ammoniacal, nitrate, total phosphorus and orthophosphate. Also, pathogen microorganism such *Escherichia Coli* and fecal coliforms parameters were analyzed for the performance of the system.

The mean of removal efficiencies are 55 %, 73% and 81% for COD, filtered COD and BOD5 respectively. But, the removal efficiency of TSS is low (6%). However, the residual solids concentrations meet discharge standards of treated wastewater into surface waters in Burkina Faso (<200mg / L). Phosphorus removal is low and variable with 16% for total phosphorus and 43 % for orthophosphate. The reduction of nitrogen is low and unstable with a mean removal a 22% and 16% for ammonia nitrogen and nitrate respectively.

The reduction of bacterial pollution is high significantly with 5.6 Ulog and 5.4 Ulog for fecal coliforms and *E. coli* respectively. However, the residual concentrations remain relatively higher than those WHO standard (<1000ufc/100mL) for unrestricted reuse.

The proposed solutions to improve the quality of treated water are: (1) the establishment of flow at the entrance of WWTP for a better assessment of waste water quantities and therefore a better assessment of the organic load and hydraulic retention times of the different ponds, (2) to put into operation on third anaerobic pond and second facultative pond, (3) to install a pH regulator of brewery effluent and periodic testing of all parameters of pollution.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

E	Entrée de l'eau brute
BA	Bassin Anaérobie
BF	Bassin Facultatif
BM	Bassin de Maturation
ADN	Acide Désoxyribonucléique
DBO ₅	Demande Biologique en Oxygène en Cinq jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
N	Azote
N-NH ₄ ⁺	Azote Ammoniacal
N-NO ₃ ⁻	Nitrate
PT	Phosphore Total
P-PO ₄ ³⁻	Ortho-phosphate
pH	Potentiel d'Hydrogène
T	Température
OD	Oxygène Dissous
MES	Matières en Suspension
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia. Coli</i>
CF	Coliformes Fécaux
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
2ie	Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement
ONEA	Office National de l'Eau et de l'Assainissement
PSAO	Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou
STEP	Station d'Épuration
EUT	Eau Usée Traitée
Ha	hectare
PNUE	Programme des Nations Unis pour l'Environnement

Table des matières

CITATION	i
DÉDICACE.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
RÉSUME.....	iv
ABSTRACT	v
LISTE DES ABRÉVIATIONS	vi
Table des matières	vii
LISTE DES FIGURES	xi
INTRODUCTION.....	1
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	3
I. Généralité sur le lagunage à microphytes.....	3
I.1. Définition du système de traitement par lagunage	3
I.2. Les différents types de bassins de lagunage à microphytes	3
I.2.1. Bassins anaérobies	3
I.2.2. Bassins facultatifs	4
I.2.3. Bassins de maturation	5
II. Caractéristiques physico-chimiques et bactériennes des eaux usées.....	6
II.1. Paramètres physico-chimiques	6
II.1.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)	6
II.1.2. La température	6
II.1.3. La conductivité	6
II.1.4. Oxygène dissous	6
II.2. Indicateurs de contamination fécale	7
II.2.1. Les Coliformes fécaux	7
III. Mécanismes d'élimination de la pollution organique et microbienne.....	8
III.1. Les Facteurs influençant l'élimination de la charge organique.....	8
III.2. Les Facteurs influençant l'élimination des nutriments.....	9
III.3. Les Facteurs influençant la décontamination microbienne.....	9
III.3.1. Facteurs physiques	9

III.3.2. Facteurs chimiques	12
III.3.3. Les facteurs biologiques	13
IV. Les performances épuratoires	13
DEUXIEME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES	15
I. Méthodologie générale de l'étude	15
II. Description du site d'étude	17
II.1. Situation géographique et conditions climatiques	17
II.2. Présentation de la station d'épuration de Kossodo	18
II.3. Origine et Composition des eaux usées de la STEP	19
II.3. Caractéristiques géométriques des bassins de la STEP de Kossodo	19
III. Méthodes d'échantillonnages et d'analyses	20
III.1. Stratégie d'échantillonnage	20
III.2. Méthodes d'analyses	21
III.2.1. Les paramètres physicochimiques	21
III.2.2. Les paramètres de mesures de la pollution organique	21
III.2.3. Les paramètres chimiques minéraux (les nutriments)	22
III.2.4. Les indicateurs de pollutions fécales	23
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET ANALYSES	26
I. Caractéristique de l'influent brut	26
II. Caractéristiques des eaux usées traitées de la STEP de Kossodo	27
III. Evaluation de l'évolution des différents paramètres à l'entrée et à travers les bassins	28
III.1. Variation du pH	28
III.2. Variation de la température	28
III.3. Variation de la conductivité électrique	29
III.4. Variation de l'oxygène dissous	29
III.5. Variation de la pollution carbonée à travers les bassins	30
III.6. Variation de la teneur des nutriments	31
III.7. Variation des indicateurs de contaminations fécales dans les bassins	34
IV. Evaluation des performances épuratoires des bassins de lagunage de la STEP de Kossodo	
35	
IV.1. Efficacité épuratoire des bassins anaérobies	35
IV.2. Efficacité épuratoire des bassins facultatifs	36

IV.3. Efficacité épuratoire des bassins de maturation.....	38
IV.4. Les performances épuratoires globales de la STEP.....	44
QUATRIEME PARTIE : DISCUSSION ET INTERPRETATION.....	49
I. Les paramètres physico-chimiques.....	49
II. Les paramètres de pollution organiques.....	50
III. Les paramètres de pollution azotée et phosphorée.....	51
IV. Les indicateurs de contamination fécale.....	52
V. Comparaison des résultats des paramètres organiques des années 2011, 2012, 2013.....	53
QUINZIEME PARTIE : PROPOSITION DE SOLUTION.....	57
CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	59
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	61
ANNEXES.....	1
Annexe 1 : Photos des dysfonctionnements relevées à Kossodo.....	1
ANNEXE 2 : CARACTERISTIQUES DES EAUX ISSUES DES DIFFERENTS BASSINS.....	2
Annexe 3 : Normes de rejet et de réutilisation des eaux usées.....	8

LISTE DE TABLEAUX

Tableau 1: Description des trois mécanismes de photo-inhibition responsable de l'abattement des germes pathogènes dans les bassins de lagune.....	11
Tableau 2 : Caractéristiques géométriques des bassins de la STEP de Kossodo	19
Tableau 3 : récapitulatif des méthodes d'analyse utilisées.....	25
Tableau 4 : Caractéristiques des eaux usées brutes de la STEP de Kossodo	26
Tableau 5 : Caractéristiques des eaux usées traitées de Kossodo	27
Tableau 6 : Teneurs de nitrate dans les bassins	33
Tableau 7 : Performances épuratoire des bassins anaérobies de kossodo et celles relevées dans la littérature	41
Tableau 8 : Performances épuratoires des bassins facultatifs de Kossodo et celles relevées dans la littérature	42
Tableau 9 : Performances épuratoires des bassins de maturation de Kossodo et celles relevées dans la littérature.....	43
Tableau 10 : Performance d'abattement des bactéries	46
Tableau 11 : Performances épuratoires globales de cette étude et celles relevées dans la littérature	47

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Mécanisme d'épuration dans les bassins facultatifs (Tchobanoglous and Schroeder 1987). Cité par Hamzeh Ramadan and Victor M. Ponce, 2013.	5
Figure 2 : Organigramme de la méthodologie générale de l'étude	15
Figure 3 : carte de localisation de la zone d'étude	17
Figure 4 : Représentation schématique de la STEP de kossodo.....	18
Figure 5 : Variation du pH de l'influent brut et des effluents de sortie des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation	28
Figure 6 : Variation de la teneur en oxygène dissous de l'eau brute et des effluents à la sortie des bassins	29
Figure 7 : Variation de la DCO dans les bassins	31
Figure 8 : Variation de la DBO ₅ et de MES dans les bassins.....	31
Figure 9 : Evolution de l'azote ammoniacal dans les bassins	32
Figure 10 : Variation du phosphore dans les bassins	33
Figure 11 : Variation des coliformes fécaux dans les bassins.....	34
Figure 12 : Evolution d'Escherichia. Coli dans les bassins de Kossodo.....	35
Figure 13 : Rendement d'élimination de la pollution organique dans les bassins de	39
Figure 14 : Rendement d'élimination des nutriments dans les bassins.....	39
Figure 15 : Rendement en % et l'abattement en ulog des coliformes dans les bassins de Kossodo..	40
Figure 16 : Performances d'élimination de la pollution organique.....	44
Figure 17 : Elimination des nutriments	45
Figure 18 : Abattement des bactéries dans les bassins	46
Figure 19 : Comparaison des paramètres physico-chimiques	54
Figure 20 : Evolution de l'élimination des paramètres organiques au fil des années	55
Figure 21 : Evolution de l'élimination des nutriments au cours des années	55

INTRODUCTION

La gestion des eaux usées urbaines constitue un problème environnemental majeur dans le monde et particulièrement en Afrique où d'énormes quantités d'eaux usées sont déversées dans la nature sans traitement préalable. Selon le rapport annuel du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE, 2006), plus de 90% des eaux usées des pays du Sud sont rejetées directement dans la nature sans aucun traitement. Ce problème est d'autant plus crucial en Afrique sub-saharienne, compte tenu de l'insuffisance de dispositif adéquat de collecte et de traitement des eaux usées. Le Burkina Faso ne fait pas exception à cette situation même si des initiatives ont été prises. En effet, pour résoudre un tant soit peu les problèmes d'assainissement auxquels ils sont confrontés le Burkina Faso a élaboré en 1995 un Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou (PSAO). Ce plan vise à mettre en place des stratégies efficaces pour améliorer la gestion des eaux usées et des excréta et présente les actions à entreprendre pour accroître l'accès de la population à un assainissement amélioré. Deux stratégies ont été adoptées avec le PSAO pour l'assainissement de la ville de Ouagadougou : l'assainissement collectif pour le centre-ville et la zone industrielle de Kossodo et l'assainissement autonome pour les périphéries. En ce qui concerne l'assainissement collectif, le traitement par lagunage à microphytes a été adopté. Plusieurs raisons expliquent ce choix. L'une des raisons est que les techniques intensives de traitement des eaux usées en particuliers les boues activées adoptées dans le passé par plusieurs pays d'Afrique n'ont pas abouti aux résultats escomptés à cause notamment de l'inadéquation de ces systèmes avec le contexte socio-économique local. Le lagunage, procédé extensif d'épuration des eaux apparaît comme la solution la mieux adaptée pour les pays sahéliens dont le Burkina Faso en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation, et surtout de son faible coût d'installation et de maintenance, même si elle nécessite de grande superficie de terrain pour sa mise en place. C'est ainsi que la Station d'Épuration (STEP) de Kossodo a été mise en place en 2004 pour assurer le traitement des eaux usées de la ville de Ouagadougou. Pour mieux comprendre la conception et le fonctionnement de cette station, plusieurs études de recherches ont été entreprises et un suivi continu de la station de Kossodo est fait, pour s'assurer de la qualité des effluents traités conformément aux normes de rejet des eaux usées dans les eaux de surface en vigueur au Burkina Faso ou pour leur réutilisation en agriculture.

La présente étude proposée par l'ONEA s'inscrit dans ce cadre. Elle a comme objectif général d'évaluer l'efficacité du fonctionnement de la STEP de Kossodo après 9 ans de fonctionnement et

d'y apporter éventuellement des solutions pour améliorer la qualité des effluents avant leur rejet et ou leur réutilisation. Il s'agit plus spécifiquement :

- d'évaluer les paramètres physico-chimiques globaux : Température, pH, Oxygène dissous, dans l'influent brut et l'effluent à la sortie de chaque bassin de lagunage,
- d'évaluer les paramètres de pollution organiques (DCO, DBO, et MES) de l'influent brut et des effluents de sortie des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation,
- d'évaluer les paramètres indicateurs de contamination fécale notamment: les coliformes Fécaux dont *E. Coli* de l'influent brut et des effluents de sortie des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation,
- d'en déduire les rendements épuratoires pour les différents bassins de lagunage et pour l'ensemble de la filière de traitement pour l'élimination de la matière organique et de la pollution bactérienne durant la période d'étude considérée et les comparer aux données de littérature,
- de proposer des solutions de remédiation pour améliorer le fonctionnement de la STEP de Kossodo.

Le présent rapport s'articule autour des points suivants:

- une première partie portant sur une synthèse bibliographique sur le lagunage à microphytes,
- une deuxième partie présentant les matériels et méthodes utilisés pour cette étude,
- une troisième partie traitant des résultats et leur analyse,
- une quatrième partie portant sur la discussion des résultats obtenus
- une dernière partie portant sur la proposition de solution pour améliorer les rendements épuratoires de la station,
- enfin, une conclusion synthétique et ouverte clôturera ce travail.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Généralité sur le lagunage à microphytes

I.1. Définition du système de traitement par lagunage

Le principe du lagunage est basé sur les phénomènes d'autoépuration s'établissant dans les mares et les étangs par l'intermédiaire de facteurs biologiques (prédation, antagonisme, compétition, parasitisme...), physiques (rayonnement solaire, température, sédimentation,...) et chimiques (pH, produits germicides, métaux lourds,...) (Klutsé, 1995). Dans les pays en développement ayant un climat relativement chaud, le lagunage apparaît comme un système de premier choix pour l'épuration des eaux usées compte tenu de son faible coût d'entretien et de fonctionnement (Mara, 2003). Un système classique de traitement des eaux usées par lagunage est composé de bassins anaérobies, de bassins facultatifs et de bassins de maturation.

I.2. Les différents types de bassins de lagunage à microphytes

I.2.1. Bassins anaérobies

Les bassins anaérobies sont habituellement le premier type de bassin rencontré dans un système de lagunage naturel. Ils ont généralement une profondeur comprise entre 2m et 5m (Mara et al., 2003). Ils reçoivent une grande quantité de charge organique généralement comprise entre 100 g de DBO_5 / m^3 /jr et 400 g de DBO_5 / m^3 /j (Mara et Pearson, 1998). Ils ne contiennent ni oxygène dissous, ni algues, mais parfois, on retrouve une fine pellicule de chlamydomonas à la surface. Ils fonctionnent un peu comme les fosses septiques ouvertes et leur principale fonction est l'élimination de la DBO_5 . En effet, un bassin anaérobie bien conçu et pas en sous charge peut permettre une élimination de la DBO_5 de 60% à 20°C (Mara et al., 2003). L'élimination de la DBO_5 est obtenue par la sédimentation des matières décantables et leur digestion anaérobie par la couche de boue qui en résulte. Ce processus est particulièrement intense à des températures supérieures à 15°C avec la production de biogaz (environ 70% de méthane et 30% de dioxyde de carbone) (Mara, 2003). Cependant, les bassins anaérobies présentent l'inconvénient d'occasionner souvent des odeurs nauséabondes dues à l'émission de l'hydrogène sulfureux (Bitton, 2005). Afin d'éviter ces dysfonctionnements, Mara et al., (2004), recommandent que la charge organique volumique soit inférieure à 400 g de DBO_5 / m^3 /j et une concentration de sulfate des eaux usées brutes <500mg/l.

I.2.2. Bassins facultatifs

Les bassins facultatifs sont généralement utilisés pour l'élimination de la charge organique et pour l'élimination de l'azote et du phosphore. Ils ont une contribution non moins importante dans l'élimination de la pollution bactérienne. On distingue deux types de bassins selon leur disposition : les bassins facultatifs primaires qui reçoivent les eaux usées brutes et les bassins facultatifs secondaires qui reçoivent les effluents du bassin anaérobie ou d'un décanteur primaire. Ils sont conçus pour l'élimination de la DBO₅ sur la base d'une charge surfacique relativement faible 100 kg à 400kg de DBO/ ha/ j ; afin de permettre un bon développement algal (Mara, 2003). Ils ont généralement une profondeur compris entre 1 et 2 m ; toutefois la profondeur 1,5m est la plus courante (Mara et al., 2004) ; avec un temps de séjour élevé (5 à 30 jours). Les bassins facultatifs présentent trois zones distinctes (figure 1): une zone superficielle où se développe les algues productrices d'oxygène grâce à la photosynthèse ; une zone intermédiaire où les bactéries aérobies et anaérobies facultatifs utilisent l'oxygène produit pour dégrader la matière organique, le gaz carbonique qui en résulte sert de source de carbone pour les algues et pour finir une zone profonde où les matières décantables sédimentent pour former des boues qui entrent dans le processus de décomposition anaérobie. Les eaux issues du bassin facultatif sont de couleur vert-foncée à cause du grand nombre de micro-algues. Elles peuvent parfois apparaître rouges ou roses en cas de surcharge liée à la présence de bactéries pourpres réductrices de soufre. Dans les bassins facultatifs, on observe une augmentation de la valeur du pH au cours de la journée et une variation de l'oxygène dissous qui légèrement faible le matin, augmente rapidement au cours de la journée surtout au-delà de midi. Ces fluctuations sont causées par l'activité photosynthétique qui se déroule au cours de la journée (Mara, 2003).

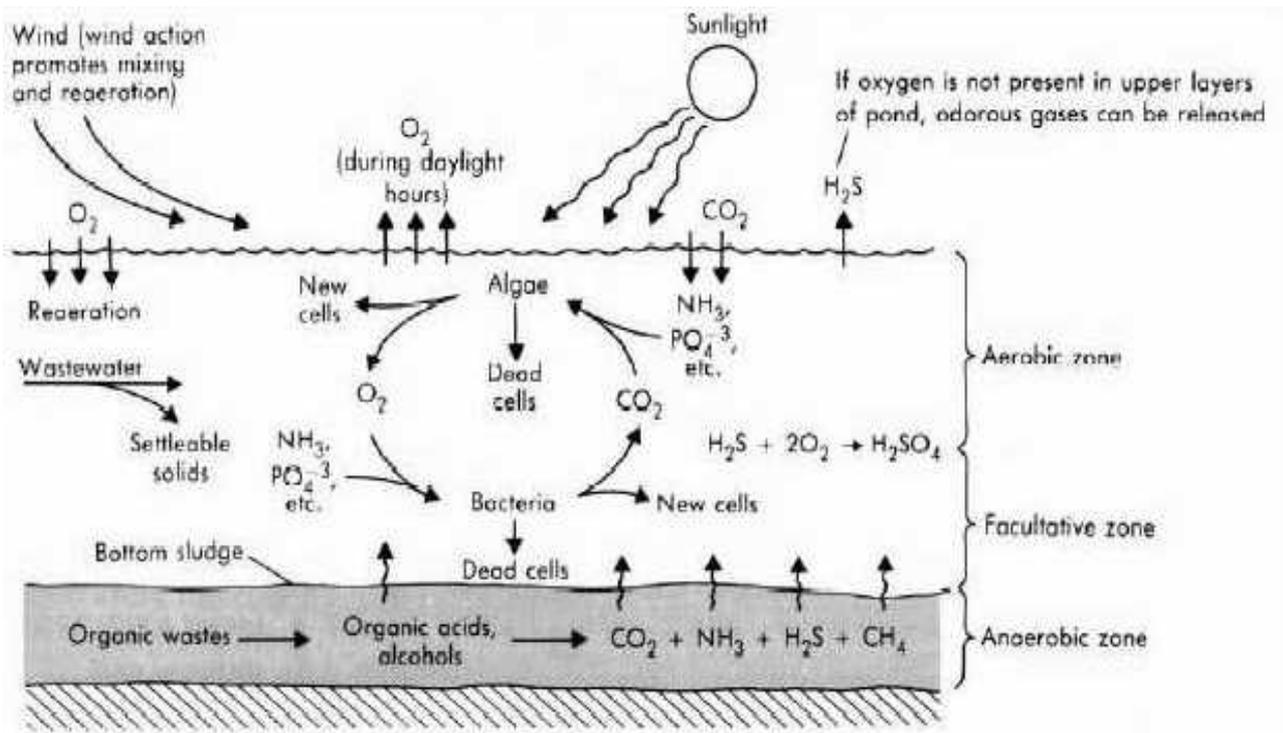


Figure 1 : Mécanisme d'épuration dans les bassins facultatifs (Tchobanoglous and Schroeder 1987). Cité par Hamzeh Ramadan and Victor M. Ponce, 2013.

I.2.3. Bassins de maturation

Les bassins de maturation jouent le rôle de désinfectant. En effet, ils ont pour rôle d'assurer surtout une bonne élimination des agents pathogènes tels que les bactéries d'origines fécales et les virus, présents dans l'effluent issu du bassin facultatif. Les bassins de maturation ont en général une profondeur $\leq 1m$. Cela permet une bonne pénétration des rayons lumineux et par conséquent le maintien de l'aérobiose grâce à une activité photosynthétique très intense dans tout le bassin. Ils montrent généralement moins de stratification thermique que les bassins facultatifs (Mara, 2003). Les bassins de maturation contiennent une grande diversité d'algues que les bassins facultatifs mais moins de biomasse algale en concentration. Dans un système avec plusieurs bassins de maturation, cette diversité algale augmente de bassin en bassin et la biomasse algale diminue. En cas de sous charge organique des eaux usées à l'entrée de la STEP, les bassins facultatifs et de maturation peuvent être recouverts de lentille d'eau ce qui empêche une bonne pénétration de la lumière et en même temps une baisse de l'activité photosynthétique nécessaire à leur bon fonctionnement. Ce dysfonctionnement peut être remédié par la sédentarisation de canard dans les bassins ou par l'utilisation d'inhibiteur chimique Konaté, (2012).

II. Caractéristiques physico-chimiques et bactériennes des eaux usées

II.1. Paramètres physico-chimiques

II.1.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Il traduit l'acidité ou l'alcalinité du milieu. C'est un des paramètres très déterminants dans le processus d'élimination des pathogènes, des nutriments mais aussi du contrôle des odeurs. Un pH trop acide inhibe l'activité des bactéries méthanogènes et engendre des odeurs désagréables. Toutefois, un pH trop basique réduit l'activité microbienne. Selon Guerrin, (1981) le pH des eaux usées domestiques est généralement autour de la neutralité (6,7 et 7, 2). Des valeurs de pH supérieur à 8,5 favorisent l'inactivation des *E. Coli* selon Davies-Colley et al., (1999).

II.1.2. La température

La température est un facteur très important dans le fonctionnement des stations d'épuration. Elle influence la cinétique des réactions. En effet, l'activité biologique d'une station varie en fonction de la température. Elle devient importante avec de forte température. La température est l'un des facteurs les plus importants dans le fonctionnement des lagunes. En effet, le dimensionnement des charges admissibles dans les bassins anaérobies et l'élimination de la DBO₅ sont fonction de la température (Mara et Pearson, 1998), de même que celui du bassin facultatif en tenant compte de la température du mois le plus froide (Mara, 1987).

II.1.3. La conductivité

Elle mesure la facilité de l'eau à conduire un courant électrique dû à la présence des sels dissous. La majorité des matières dissoutes dans l'eau se trouve sous forme d'ions chargés électriquement. La quantité de sel dissous dans l'eau est ainsi obtenue par la mesure de la conductivité. Elle est aussi fonction de la température de l'eau et est d'autant plus importante quand la température augmente.

II.1.4. Oxygène dissous

Les concentrations de l'oxygène dissous sont importantes pour caractériser la qualité de l'eau. La quantité d'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la minéralisation. En effet, la quantité d'oxygène diminue inversement par rapport à la température et la pression atmosphérique dont l'altitude. La présence des végétaux, des matières organiques oxydables, des organismes et des microorganismes pathogènes ainsi que les perturbations des échanges atmosphériques à l'interface air-eau peuvent également entraîner des variations de la teneur en oxygène. Les teneurs en oxygène sont très importantes dans le processus épuratoire en condition aéro-

bie parce qu'elles sont à l'origine du maintien de la vie, donc de l'oxydation des matières organiques et de la photosynthèse. De ce fait, une eau chargée en matière organique dégradable par les bactéries est sous saturée en oxygène alors qu'une eau très aérée est sursaturée en oxygène. Dans les bassins de lagunage les concentrations en oxygène dissous peuvent atteindre 30mg/L (Sweeney et al., 2007).

II.2. Indicateurs de contamination fécale

Les indicateurs de contamination fécales comme leur nom l'indique sont des microorganismes qui ont une origine fécale. Leur présence dans un aliment ou une eau est la conséquence d'un contact avec la matière fécale. Les indicateurs de contamination fécales sont toujours présents dans les eaux usées à des teneurs variables (10^5 - 10^8) ufc/100mL Metcalf et Eddy (1991). Ils sont caractérisés par une facilité de mesure en routine par rapport aux pathogènes. Cependant, il n'existe aucun indicateur universel mais des indicateurs chacun avec ses caractéristiques. La validité d'un indicateur dépend des conditions suivantes :

- Il doit toujours être présent dans les eaux contaminées par de la matière fécale ;
- Il doit être plus abondant et plus résistant que les pathogènes ;
- Il ne doit pas proliférer dans l'environnement ;
- Il doit être facilement dénombrable par des méthodes moins coûteuses et non pathogènes.

II.2.1. Les Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont un sous-groupe des coliformes totaux, ils appartiennent à la famille des *Enterobacteriaceae*. Ce sont des bactéries aérobies et anaérobies facultatifs, Gram négatif, asporulées en forme de bâtonnet, oxydase négatif, qui peuvent fermenter le lactose en acide et en gaz à une température de $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ en $24 \pm 2\text{h}$. L'espèce de ce groupe, la plus généralement représentée est *Escherichia coli* ; d'autres espèces comme *Enterobacter*, *Klebsiella* et *Citrobacter* peuvent être associées à ce groupe dans une moindre mesure. L'utilisation des coliformes fécaux comme indicateur de contamination fécale est plus appropriée dans le traitement des eaux usées ; sauf pour le genre *Klebsiella* qui est thermo-tolérant ; par rapport aux coliformes totaux. Actuellement, *Escherichia coli* est la bactérie indicatrice de contamination fécale la plus utilisée et la plus fiable car elle permet d'indiquer une contamination par les fèces d'animaux à sang chaud Davies Colley (2005).

III. Mécanismes d'élimination de la pollution organique et microbienne

III.1. Les facteurs influençant l'élimination de la charge organique

Plusieurs facteurs interagissent ensemble pour permettre la dégradation de la charge carbonée dans un système de lagunage à microphytes.

- **Les algues**

Les algues ou microorganismes photosynthétiques contiennent de la chlorophylle, d'où la coloration verte des bassins de lagunage. Cette chlorophylle leur permet d'utiliser la lumière du soleil comme source d'énergie, c'est la base du processus de la photosynthèse. Les algues assimilent ainsi les sels minéraux et le gaz carbonique des eaux usées pour se développer et rejettent de l'oxygène grâce à la photosynthèse.

- **Les bactéries**

Les bactéries sont des microorganismes pouvant dégrader une grande partie de la matière organique. Elles rejettent les produits de leur dégradation sous forme de gaz carbonique et de matière soluble dans le milieu. Deux types de bactéries interviennent dans le processus d'épuration par lagunage ; les bactéries anaérobies qui peuvent se développer sans oxygène et les bactéries aérobies qui ont besoin d'oxygène pour leur synthèse. Dans les lagunes, les bactéries anaérobies agissent au fond des bassins et dans les vases. Les bactéries aérobies quant à elles interviennent à la pleine d'eau. L'oxygène nécessaire à leur respiration provient d'une part des échanges entre l'air et l'eau (agitation de la surface de l'eau par l'air) et d'autre part par l'activité des algues microscopiques en suspension dans l'eau.

L'élimination de la DBO₅, la DCO et les MES repose sur cette relation symbiotique entre algues et bactéries. Le cycle s'auto-entretient lorsqu'il reçoit de l'énergie solaire nécessaire à la photosynthèse productrice de l'oxygène et de la matière organique. Ce phénomène est surtout observé dans les bassins facultatifs et de maturation des lagunes naturelles.

- **La décantation**

Elle joue un rôle important dans le processus d'élimination de la charge organique. Dans les bassins anaérobies où la lumière ne pénètre pratiquement pas, les matières organiques particulaires contenues dans les eaux usées décantent et forment des sédiments au fond des bassins. Les bactéries anaérobies dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Ce processus permet une élimination de la majeure partie des MES. Les matières en suspensions constituent une

bonne partie de la pollution organique ; leurs abattements contribuent donc à un meilleur rendement de la DBO et de la DCO (Mara, 2003).

III.2. Les Facteurs influençant l'élimination des nutriments

- **L'azote**

L'azote se trouve sous forme organique, d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^- , en faible proportion) dans les eaux usées. Selon Reed (1985) cité par Andrianarison (2006), l'élimination de l'azote dans les bassins de lagunage se fait sous plusieurs formes : l'assimilation par les algues, la volatilisation (transformation de l'ammonium en ammoniac (gaz NH_3)), la nitrification (oxydation de l'ammonium en nitrate) dénitrification (réduction des nitrates en azote gazeux, N_2), la rétention dans les boues accumulées au fond des bassins et l'adsorption de l'ammonium, cette voie étant rarement mentionnée. Chacune de ses réactions est indépendante du milieu et de l'état d'oxydation.

Selon Mara (2003), il n'y a pas d'élimination de l'azote total dans le bassin anaérobie, mais uniquement de l'azote transformé avec une partie de l'azote organique (principalement de l'urée et des acides aminées) qui est converti en ammonium par le processus d'ammonification. La majeure partie de l'azote est éliminée dans le bassin facultatif et de maturation à travers l'incorporation de l'ammoniac dans les cellules algales, bien qu'à des pH élevés il peut être éliminé par volatilisation dans l'atmosphère.

- **Le phosphore**

L'élimination du phosphore dans les bassins de lagunage est contrôlée par un ensemble de réactions physicochimiques. En effet, la mobilité du phosphore est contrôlée par le pH et le potentiel redox. En milieu acide, le phosphore inorganique réagit avec les ions ferriques et l'aluminium pour former des composés insolubles qui précipitent. Mais à pH basique, il précipite préférentiellement avec le calcium. Selon Mara (2003), l'élimination du phosphore dans les bassins facultatifs et de maturation se fait principalement par précipitation de l'hydroxyapatite de calcium à $\text{pH} > 9$.

III.3. Les Facteurs influençant la décontamination microbienne

III.3.1. Facteurs physiques

- **Les radiations solaires**

Le rayonnement solaire est connu depuis de longues dates comme l'un des facteurs déterminants la mortalité des germes pathogènes dans un système de lagunage naturel. Fujioka et al., (1981) ; Mezrioui et Baleux, (1992) et Mayo (1995) ont successivement démontré l'action non seulement des ultraviolets mais aussi des longueurs d'onde correspondantes à la lumière visible sur

l'élimination de bon nombres de bactéries indicatrices de contamination fécale Fagrouch et al., (2010). En plus de ce rôle létal pour les microorganismes, l'ensoleillement joue également un rôle important dans le processus de production d'oxygène à travers la photosynthèse et l'augmentation du pH (Pearson et Curtis, 2005). Cependant, l'inactivation des bactéries est proportionnelle à l'intensité de l'ensoleillement et fonction du type de radiation (Curtis et al., 1992 ; Davies Colley et al., 1997,1999 ; Sinton et al., 1999,2002). Elle est aussi dépendante du pH qui doit être au moins supérieur à 8 Curtis et al., (1992). En effet, ce sont les UV-B (300-320 nm de longueur d'onde) des radiations solaires qui endommagent l'ADN des microorganismes. D'après Davies Colley et al., (1999) les mécanismes d'élimination des microorganismes par ensoleillement sont au nombre de trois :

Mecanisme1 : attaque direct de l'ADN avec une longueur d'onde moyenne de 254nm qui correspond au pic d'absorption de l'ADN. Cette action bloque la reproduction.

Mecanisme2 : la photo-oxydation est provoquée par des photo-sensibilisateurs endogènes qui sont des espèces réactives d'oxygène produites par des substances présentes dans les cellules.

Mecanisme3 : la photo-oxydation est catalysée par des photo-sensibilisateurs exogènes (substances humiques et pigments photosynthétiques) présents dans les bassins de lagunage. Dans ce mécanisme, les substances humiques sont les plus prépondérantes Curtis et al., (1992). Le tableau 1 montre les trois mécanismes de photo-inhibition.

Tableau 1: Description des trois mécanismes de photo-inhibition responsable de l'abattement des germes pathogènes dans les bassins de lagune.

Mécanismes	Longueur d'onde impliquée (nm)	Absorbé par	Principe cible	Dépendant de l'oxygène	Dépendant du pH	Réparable
Altération photo-biologique	UV-B (300-320)	ADN	ADN	Non	Non	Oui (bactéries)
Endommagement photo-oxydatif (principalement l'ADN)	UV-B + UV-A ?	ADN et autre constituant cellulaire	ADN	Oui	Non	Oui (bactéries)
Endommagement photo-oxydatif des structures externes	300-550	Substances humiques	Membranes cellulaires ; protéines de la capsid ?	Oui	Certaines bactéries (y compris <i>E. Coli</i>)	Non

- **La température**

La température est un facteur incontournable dans l'abattement des germes pathogènes. Elle a été l'un des premiers paramètres utilisés par Marais (1974) dans la modélisation de l'abattement des germes pathogènes dans les bassins de maturation. Elle affecte la cinétique des réactions dans les bassins de lagunage. Elle est préjudiciable pour les bactéries à des valeurs élevées. Cependant, il faut noter que plusieurs études montrent que la température à elle seule ne constitue pas la principale cause de désinfection dans les bassins de lagunage Curtis et al., (1992), elle joue surtout un rôle de catalyseur sous la commande d'autres paramètres.

- **La sédimentation**

La sédimentation joue un rôle singulier dans l'élimination des germes pathogènes. En effet, dans les bassins, elle cause une disparition apparente des bactéries qui changent de compartiment physique. Elles quittent la partie supérieure de l'eau où sont effectués les prélèvements pour les mesures bactériologiques pour se retrouver au fond du bassin. Ce processus de décantation se fait en lien direct avec les MES auxquelles elles sont rattachées Davies Colley et al., (2005). Les bactéries sont ainsi entraînées au fond par les MES, sédimentent et meurent. La sédimentation est considérée aussi comme l'un des mécanismes dominant dans l'élimination des œufs d'helminthes Maynard et al.,

(1999) et des parasites protozoaires Grimason et al., (1993) dans les bassins de lagunage. Cependant, les œufs et les kystes de parasites peuvent survivre pendant longtemps dans les boues décantées au fond des bassins. Selon Feachem et al., (1983), les œufs d'ascaris peuvent survivre plus d'une année dans les sédiments. Cette élimination peut être temporaire, car une augmentation de débit pourrait entraîner une remise en suspension des sédiments.

- **Le temps de séjours**

Le temps de séjour hydraulique est le temps durant lequel les eaux usées demeurent dans un système de traitement avant d'être rejetées. Il joue un rôle prédominant dans la décantation des sédiments donc dans l'élimination des pathogènes. Par ailleurs, le degré de sédimentation dépend du temps de séjour (Metcalf et Eddy, 2003). Selon les auteurs, le temps d'exposition nécessaire à la désinfection ou à l'inactivation des germes pathogènes est une fonction croissante du temps de séjour hydraulique dans les bassins de lagunage. Mais cette fonction est souvent perturbée par les courts circuits hydrauliques.

III.3.2. Facteurs chimiques

- **Le pH**

Le pH est un paramètre à prendre en compte dans la désinfection des germes pathogènes. En effet, les microorganismes sont très sensibles aux variations de pH. Un pH trop acide ou trop basique entraîne la mort des bactéries. Les microorganismes des lagunes naturelles se développent mieux dans des milieux à pH proche de la neutralité. Par ailleurs, le pH interagit avec les radiations lumineuses pour provoquer l'inactivation des germes pathogènes. Selon Curtis et al., (1992), le pH à lui seul n'est pas toxique, sauf à des valeurs extrêmes très rarement atteint dans les lagunes. Il doit donc être couplé à la lumière pour être efficace.

- **L'oxygène dissous**

L'oxygène dissous joue un rôle prépondérant dans la désinfection des germes pathogènes. Comme le pH, l'oxygène dissous agit en synergie avec les radiations solaires pour causer l'inactivation des germes. En effet, les mécanismes 2 et 3 de la photo-oxydation dépendent de la présence d'oxygène et de lumière. Par contre, en absence total d'oxygène seul le mécanisme 1 peut se réaliser.

- **Les toxines des algues**

L'activité algale dans les bassins de lagunage joue sur la survie des bactéries de deux façons. D'une part, la photosynthèse des algues fait augmenter le pH et l'oxygène dissous. Ces paramètres en présence de lumière deviennent nocifs pour les bactéries. D'autre part, les algues et les matières en

suspension présentes dans la couche superficielle des bassins atténuent l'effet létal de la lumière sur les bactéries en absorbant une partie des radiations lumineuses. D'autres auteurs, comme Mezriouie et al., (1994), ont suggéré la participation des algues dans le processus de désinfection par la sécrétion de substances toxiques pour les bactéries. Mais cette affirmation a été contestée par des auteurs comme Mayo et Noike, (1994) qui rejettent la contribution des toxines des algues comme facteur entrant dans la désinfection des germes pathogènes. L'implication réelle de la toxine des algues sur la désinfection microbienne reste à élucider Maïga, (2009).

- **Les substances humiques**

Les substances humiques forment avec les pigments photosynthétiques des photo-sensibilisateurs. Ces photo-sensibilisateurs, une fois dans les eaux usées catalysent le mécanisme 3 de photo-oxydation par absorption des radiations solaires. Selon Davies-Colley et al., (1995), les substances humiques sont les plus nombreuses. Elles pourraient ainsi être considérées comme les photo-sensibilisateurs les plus importantes dans les désinfections bactériennes des lagunes (Curtis et al., 1992). Cependant, ces substances contribuent à diminuer les radiations solaires par leur absorption.

III.3.3. Les facteurs biologiques

Une grande diversité de microfaunes peuple les bassins de lagunage. Ces dernières se nourrissent des microorganismes présents dans les eaux. Les algues et les bactéries sont à leur tour consommées par le zooplancton. Cette prédation contribue très fortement aux processus biologiques de désinfection des bactéries dans les bassins.

IV. Les performances épuratoires

Au Burkina Faso, des études menées par Maïga et al., (2008), sur la lagune de Zie portant sur les performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassin de lagunage à microphytes avec un temps de séjour de 18 jours ont donné les rendements moyens suivants : 87% pour la DBO₅, 81% pour la DCO, 66% pour les MES avec 76% des mesures effectuées répondant aux normes de l'Union Européenne (<150mg/l). L'élimination du phosphore était instable avec un rendement moyen de 17,2% pour le phosphore total et 19,2 % pour les P- PO₄³⁻, celle de la pollution azotée atteint en moyenne 76% de NTK, se chiffrant souvent au-dessus de 90%. D'une manière générale, l'élimination de l'azote et du phosphore est faible et les teneurs résiduelles restent assez élevées à la limite tolérable pour un rejet d'effluent dans un écosystème sensible à l'eutrophisation. L'abattement de la pollution bactérienne est importante jusqu'à 4 ulog en coliformes fécaux ; mais

les teneurs résiduelles $5,4 \cdot 10^3$ ufc/100mL restent tout de même supérieures à la norme OMS (≤ 1000 ufc/100mL) pour une réutilisation non restrictive en irrigation.

Selon, Boutayed et al., (2012), les performances épuratoires des eaux usées domestiques par lagunage à microphytes dans cinq stations d'épuration de la région de Chaouia Ouardigha-Maroc ; dont chaque station comporte un bassin anaérobie, facultatif et de maturation ont donné les résultats suivants : les rendements pour la DBO_5 varient entre 74% et 92%, pour la DCO 63% à 83%, pour les MES 54% à 87%. Pour l'azote et le phosphore les performances épuratoires sont faibles et variables et dépendant des saisons, les valeurs moyennes observées varient entre 14% et 59% pour l'azote et entre 11% et 43 % pour le phosphore.

Une étude menée par Nya et al., (2002), sur la station de Biyem-Assi au Cameroun composée de 8 bassins en série portant sur les performances comparées du lagunage à microphytes et du lagunage à macrophytes a montré que le lagunage à microphytes assure une bonne élimination des germes pathogènes (5,4 ulog contre 4,16 ulog de coliformes fécaux respectivement pour le lagunage à microphytes et à macrophytes).

Konaté (2011), a obtenu sur les bassins anaérobies de Zie des abattements moyens de 0,5 ulog pour les coliformes fécaux et 0,61 ulog pour *E coli* et à kossodo des abattements de 0,73 ulog pour coliformes fécaux et 0,74 ulog pour *E coli*.

D'après Andrianarison (2006), des études menées sur la lagune de Mèze composée d'une filière de 2 BA en parallèle, 4 BFFC en série et 2 BM en série avec un temps de séjours de 95 jours ont donné les résultats suivants :

- L'étage de bassin anaérobie permet une élimination de 39% de MES, 34% de la DCO, 47% de la DBO, 16% de l'azote et 12% du phosphore. Elle contribue faiblement à l'abattement des germes pathogènes 0,42 ulog pour *E coli*.
- L'étage de bassin de facultatif permet une élimination de 50% de MES, 78% de la DCO, 66% de la DBO. Par contre l'élimination des nutriments est très faible 6% pour l'azote et 7% pour le phosphore. L'abattement des germes pathogènes est de 1,3 ulog pour *E coli*. Des abattements un peu plus élevés ont été notés en période estivale.
- L'étage de bassin de maturation avec un temps de séjour de 48 jours permet une réduction de 56% de MES, 57% de la DCO et 72% de la DBO. Cet étage permet une bonne élimination des NTK 38% qui est fortement influencée par les saisons 60% en été et 20% en hiver. Il est aussi le plus efficace dans l'abattement des germes pathogènes, 1,49 ulog pour *E coli*.

DEUXIEME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES

I. Méthodologie générale de l'étude

La méthodologie générale adoptée pour notre étude s'articule sur les points suivants : une phase préliminaire, une phase de collecte et de traitement des données, une phase d'analyse, d'interprétation des données et de rédaction du rapport.

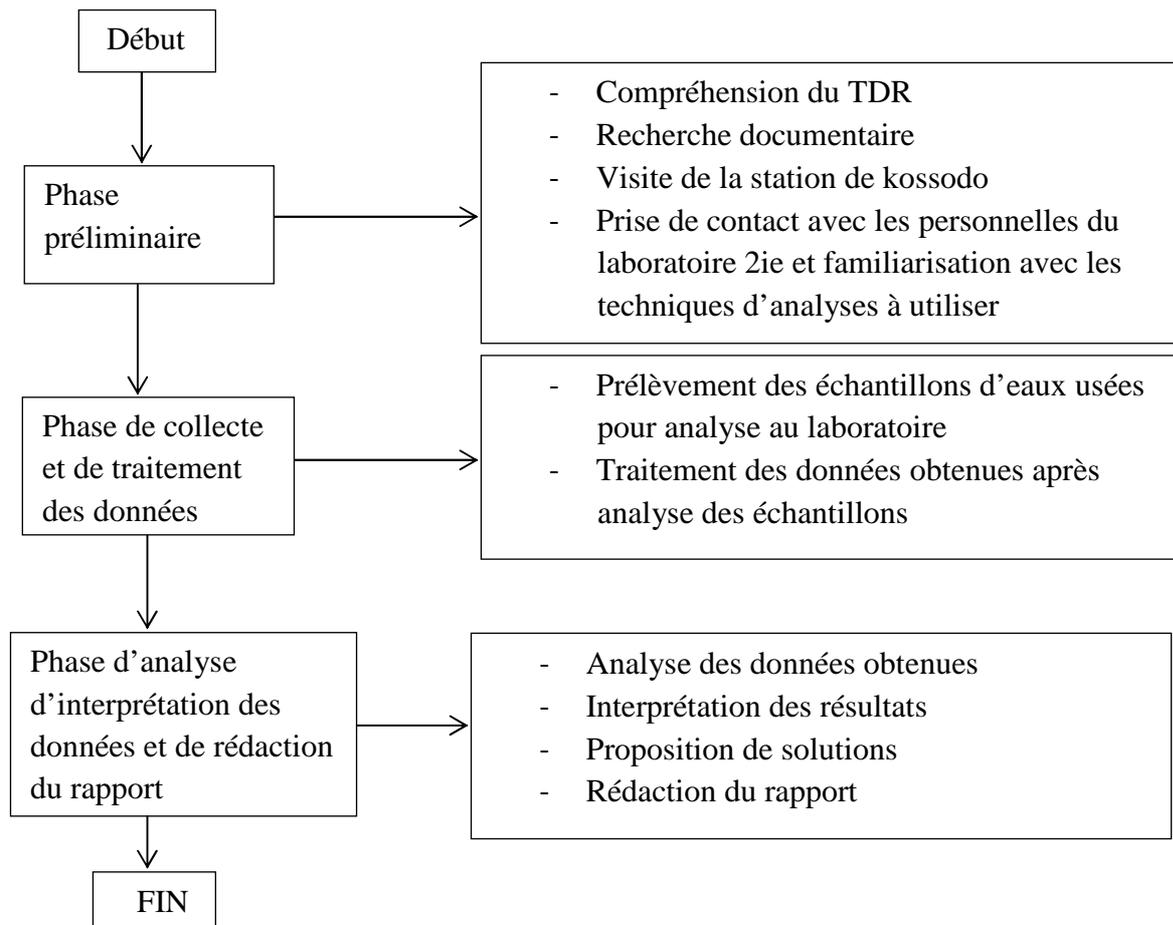


Figure 2 : Organigramme de la méthodologie générale de l'étude

I.1. Phase préliminaire

La phase préliminaire a démarré par l'élaboration du TDR, la constitution d'une revue bibliographique, des visites sur le terrain, la rencontre avec le personnel exploitant de la STEP de Kossodo et le personnel du laboratoire 2ie.

La compréhension des termes de références nous a éclairé sur le sujet et nous a permis d'avoir une idée plus précise des objectifs à atteindre et par-là d'élaborer un plan de travail pour les atteindre.

La synthèse bibliographique est composée de rapports, d'ouvrages, d'articles, de thèses et des cours portant sur les performances épuratoires du lagunage à microphytes en Afrique et dans le monde. L'analyse de ses documents nous ont permis de mieux appréhender le thème et de prendre connaissance des résultats auxquels ont abouti les études antérieures. Cela nous a permis de mieux diriger nos travaux de terrain pour parvenir aux objectifs fixés.

Une visite préliminaire de la STEP de Kossodo a été effectuée pendant cette phase pour prendre connaissance de l'état des lieux et pour mettre en place l'échantillonneur automatique.

Un planning des travaux de terrain (deuxième phase) a été élaboré sur la période de l'étude.

I.2. Phase de terrain

La deuxième phase qui concerne les travaux de terrain et le traitement des données a consisté à :

- **Etat des lieux du système de traitement par lagunage de Kossodo**

Cette étape nous a permis de connaître le système de traitement mis en place, de comprendre le fonctionnement des différents bassins de lagunage de Kossodo et de faire un constat visuel de l'état des bassins et de l'ensemble de la filière. Des photos numériques ont été prises pour illustrer les dysfonctionnements rencontrés sur le système.

- **Caractérisation des eaux usées de la STEP**

Pour caractériser les eaux usées de la STEP des prélèvements d'eaux usées en vue d'une analyse au laboratoire de Zie ont été faits. Ces prélèvements ont été faits à l'entrée et à la sortie des bassins ce qui a permis de caractériser les eaux et d'en déduire ainsi les rendements épuratoires.

I.3. Troisième phase : Analyse et interprétation des résultats

Au cours de cette phase les données collectées ont été analysées puis interprétées. Elle nous a permis de connaître la capacité épuratoire et les dysfonctionnements de chaque bassin et de l'ensemble de la filière. Cela nous a permis d'aboutir à la proposition de solutions adéquates pour résoudre les problèmes de dysfonctionnement et par là améliorer les rendements épuratoires des bassins et de l'ensemble de la filière.

II. Description du site d'étude

II.1. Situation géographique et conditions climatiques

L'étude a été menée sur la station de traitement des eaux usées de la ville de ouagadougou, située à Kossodo aux abords de la zone industrielle. Kossodo est au Nord de la ville de ouagadougou, dans la commune de Nongrémasson plus précisément dans le secteur 41. Ouagadougou, capitale du Burkina Faso est située au centre du pays et correspond aux coordonnées géographiques suivantes : 1°28 à 1°36 de longitude Ouest et 12° 12 °26 de latitude Nord, M. Sou (2009). Le fonctionnement de la STEP de Kossodo est régi par le climat soudano-sahélien de Ouagadougou marqué par une longue période sèche avec un ensoleillement important en durée (2500 heures d'ensoleillement par an) et en intensité (19,5- 22,7MJ/m²/J), Maiga et al., (2008). La figure 3 présente la localisation de notre zone d'étude.

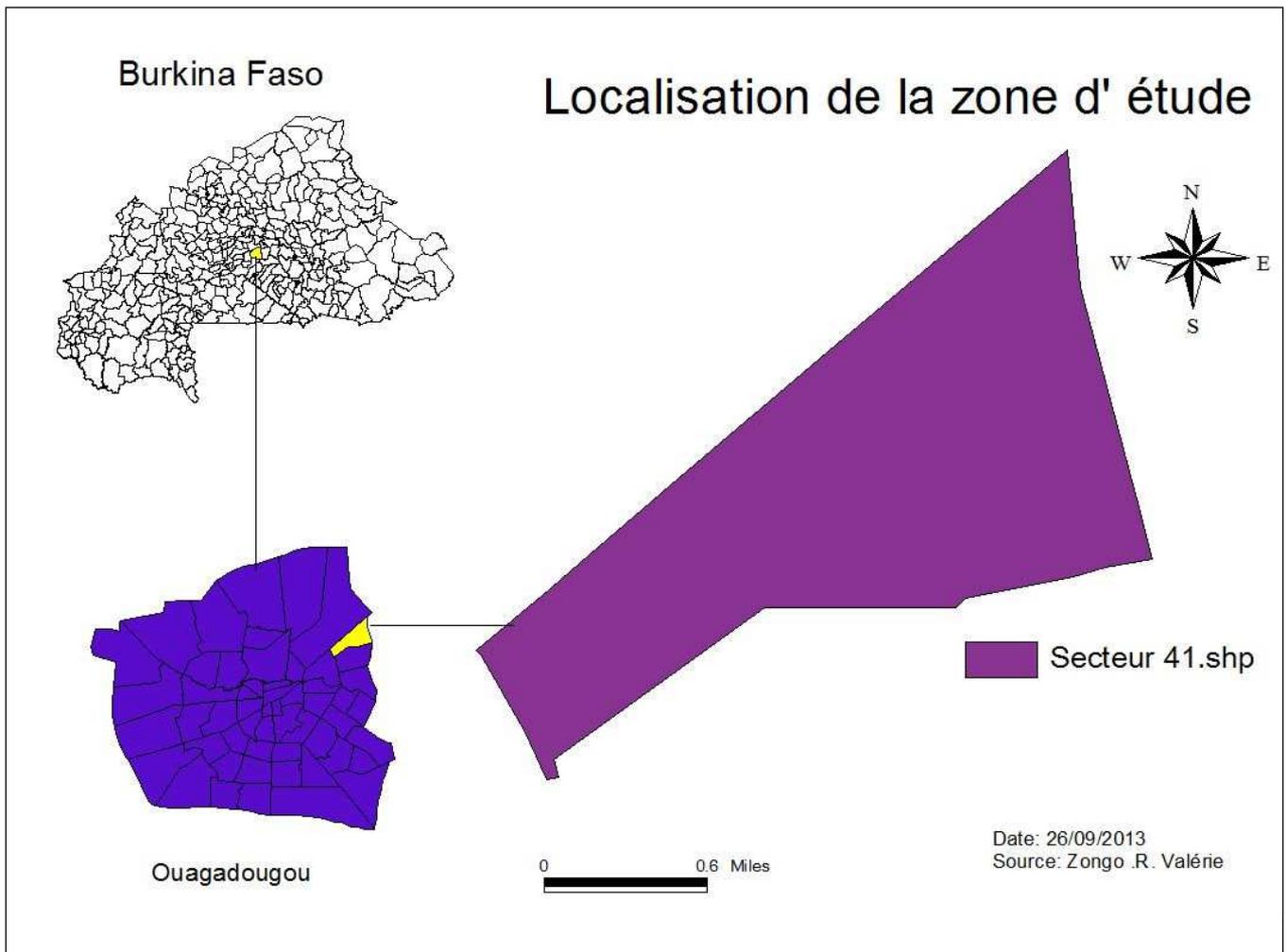


Figure 3 : carte de localisation de la zone d'étude

II.2. Présentation de la station d'épuration de kossodo

Construite en 2004, la STEP de kossodo couvre une superficie totale de 10 ha et 11 ha sont aménagés pour une irrigation en aval. Elle a une capacité de traitement estimée à 140000 équivalents habitants avec un volume total d'environ 180000 m³ (ONEA). Elle est composée des ouvrages suivants :

- trois bassins anaérobies (BA) en parallèle dont deux sont en service ;
- deux bassins facultatifs (BF) en parallèle dont un est fonctionnel ;
- trois bassins de maturation (BM) en séries tous en services ;
- des lits de séchage de boue ;
- une canalisation de rejet qui draine l'eau vers les sites maraîchers ;
- des installations annexes dont le laboratoire, les bâtiments administratifs et les latrines.

La figure 4 montre une représentation schématique des bassins de la STEP de kossodo.

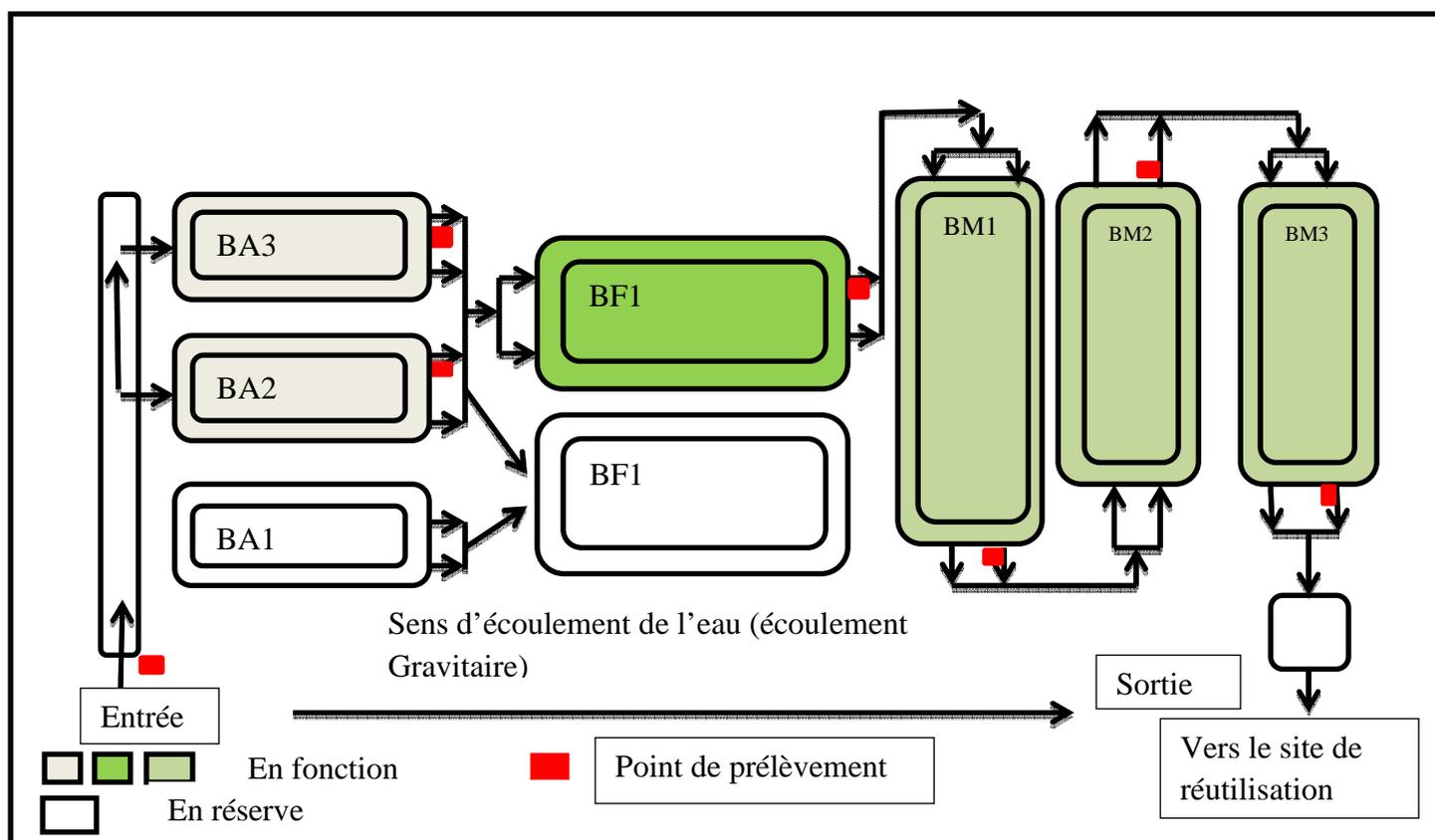


Figure 4 : Représentation schématique de la STEP de kossodo

II.3. Origine et Composition des eaux usées de la STEP

La STEP de Kossodo reçoit les eaux usées en provenance de la ville de Ouagadougou, des hôtels (Silmandé et Azalai ou hôtel indépendance) de l'hôpital Yalgado Ouédraogo, de l'abattoir frigorifique et de la brasserie du Burkina Faso (BRAKINA). Les eaux usées issues de l'abattoir et de la brasserie subissent un prétraitement avant d'être rejetées dans le réseau d'égout. Ainsi au niveau de la brasserie, le prétraitement se fait simplement par décantation au sein du décanteur pour éliminer les éléments solides décantables. Cependant, il faut souligner que ce prétraitement ne dispose pas de système de régulation efficace des concentrations de pH provenant du lavage des cuves et des bouteilles avec la soude et autres produits désinfectants. Il ne comporte pas non plus de système visant à réduire la charge organique par dégradation biologique.

Au niveau de l'abattoir, le prétraitement se fait d'abord par un traitement physique (dégrilleur suivi d'un décanteur statique) associé à une décantation dans trois bassins anaérobies. Ce système présente une efficacité réduite due aux limites rencontrées dans le système de gestion des solides (contenu de panse) et de prétraitement.

II.3. Caractéristiques géométriques des bassins de la STEP de Kossodo

Le tableau 2 montre les caractéristiques géométriques des bassins de la STEP de Kossodo.

Tableau 2 : Caractéristiques géométriques des bassins de la STEP de Kossodo

Désignation	Dimension (L x l)		Profondeur en m		Volume en m ³	
	Fond	Crête	Bassin	Eau	Bassin	Eau
Bassins anaérobies	88,50mx19m	108mx37, 80m	4,70	4,00		18600
Bassins facultatifs	287,50mx94m	298,50X107m	2,50	1,80		103000
Bassin de maturation 1	202mx62m	217mx74, 5m	2,70	1,20		27000
Bassin de maturation 2	142mx42m	156,5mx54, 5m	2,70	1,20		6850
Bassin de maturation 3	142mx42m	155mx54m	2,70	1,20		6850

Les temps de séjours sont respectivement de 3 jours pour les bassins anaérobies ; 16 pour les bassins facultatifs, 5 jours pour le bassin de maturation 1, 3 jours pour les bassins de maturation 2 et maturation 3.

III. Méthodes d'échantillonnages et d'analyses

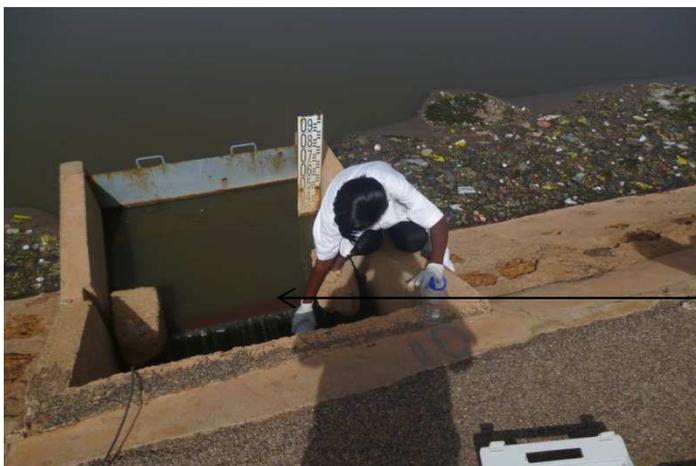
III.1. Stratégie d'échantillonnage

Nous avons adopté un échantillonnage composite à l'entrée de la station au moyen d'un préleveur automatique de type ISCO (figure 5) et un échantillonnage ponctuel des effluents de sorties avec une fréquence de mesure trihebdomadaires sur une période de 2 mois (du 8 Mai au 4 Juillet 2013) ont été effectuées sur le site. Les échantillons ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque bassin, avec des flacons de 1L en plastique pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et des flacons en verre stérile de 1L pour l'analyse des paramètres microbiologiques. La figure 6 illustre un exemple de point de prélèvement.



Préleveur automatique
(point de prélèvement
composite)

Figure 5: Préleveur automatique



Point de prélèvement
ponctuel

Figure 6 : Point de prélèvement ponctuel

III.2. Méthodes d'analyses

III.2.1. Les paramètres physicochimiques

Les paramètres physico-chimiques globaux tels que la température (T°), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité, l'oxygène dissous ont été mesurés in situ au moyen d'un pH-mètre, un conductimètre et un oxymètre, sur l'échantillon composite et les échantillons ponctuels. La Figure 7 montre un exemple de mesure des paramètres physico-chimiques globaux sur le terrain.



Appareil de mesure des paramètres physicochimiques (pH-mètre, oxymètre et conductimètre)

Figure 7 : Les appareils de mesures des paramètres *in situ*

III.2.2. Les paramètres de mesures de la pollution organique

Les paramètres mesurés sont essentiellement la DBO_5 , la DCO et les MES. Ces paramètres ont été mesurés sur l'échantillon composite pour l'entrée ; et les échantillons ponctuels pour les autres bassins.

- **La Demande Biologique en Oxygène (DBO_5)**

Elle nous renseigne sur la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader par voie biologique les matières organiques présentes dans l'effluent. La DBO_5 est un bon indicateur de la teneur en matière organique biodégradable de l'effluent au cours des processus d'autoépurations. Elle est mesurée au bout de cinq jours parce-que au-delà de cela, le processus de nitrification aérobie commence ; à 20°C ce qui est favorable à l'activité des microorganismes consommateurs d'oxygène et à l'obscurité pour éviter un apport d'oxygène supplémentaire à travers la photosynthèse. La DBO_5 est mesurée par la méthode des Oxitops.

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

Elle caractérise la quantité d'oxygène dissous nécessaire pour oxyder par voie chimique la totalité des matières oxydables contenues dans un effluent. Elle permet d'évaluer la totalité des substances oxydables ce qui inclut celles qui sont biodégradables. La mesure de la DCO se fait par oxydation à chaud en milieu fortement acidifié pendant 2h. L'oxydant communément utilisé est le dichromate de potassium. L'avantage de mesurer la DCO s'est qu'elle est obtenue très rapidement mais l'inconvénient c'est qu'elle ne donne aucun renseignement sur la proportion de matière organique qui peut être oxydée par les bactéries, ni la vitesse à laquelle les bio-oxydants se produisent.

- **Matières En Suspension (MES)**

Les Matières En Suspension sont composées de matières organiques et minérales en suspension dans l'eau (sable, argile, produits organiques, etc.). Elles donnent un aspect trouble à l'eau des bassins et s'opposent à la pénétration de la lumière nécessaire au maintien de la vie. Elles constituent une pollution solide lorsqu'elles sont présentes en grande quantité dans les eaux. Ces matières solides présentes dans les eaux usées sont séparables par filtration ou par centrifugation. La méthode de mesure adoptée pour les MES est celle de la pesée différentielle par filtration sur filtre GFC et séchage à 105°C (méthode standard).

III.2.3. Les paramètres chimiques minéraux (les nutriments)

Les paramètres chimiques minéraux sont principalement l'azote et le phosphore.

- **L'azote**

Selon Rodier (1996), l'azote se retrouve dans la nature sous plusieurs formes. On distingue:

l'azote moléculaire (N₂) qui se retrouve sous forme gazeux dans l'atmosphère (78% dans l'air) ;

l'azote organique (N) rencontré dans les composés organiques (acides aminés, protéines...)

l'azote ammoniacal (NH₃) existant sous forme réduite soluble ;

le nitrate (NO₃⁻) et le nitrite (NO₂⁻) qui sont les formes oxydées sont respectivement stable et instable ; le nitrite est le composé intermédiaire de l'ammoniac en nitrate ;

L'azote total qui constitue la somme de toutes les formes d'azotes ;

L'azote Kjeldhal par contre est la teneur de l'azote sous forme organique et ammoniacale.

Le produit final de la réduction de l'azote organique est l'azote ammoniacal. Ce dernier comporte deux formes en équilibre : l'ammonium ionisé (NH₄⁺) et l'ammonium non ionisé NH₃. Le déplacement de l'équilibre de la réaction NH₄⁺ \rightleftharpoons NH₃ en faveur de la forme non ionisée (NH₃) dépend

du pH et de la température. La présence de l'azote ammoniacal dans les eaux traduit généralement un processus de dégradation incomplète de la matière organique.

De façon générale grâce à la présence de l'oxygène dissous et en fonction du caractère oxydant dans les bassins, les phénomènes de nitrification transforment très rapidement l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate.

Les formes de l'azote étudiées dans la présente étude sont les nitrates et l'azote ammoniacal.

L'azote ammoniacal a été déterminé suivant deux méthodes : la méthode colorimétrique en utilisant le Nessler comme réactif et par dosage acidimétrique après distillation de 100mL d'échantillon en milieu alcalin. L'ammoniac est piégé dans de l'acide borique et dosé par de l'acide sulfurique (H_2SO_4 ; 0,02N)

Les nitrates sont dosés par la méthode colorimétrique de réduction au cadmium HACH (8039) en utilisant le nitra-vert comme réactif. La lecture s'est faite au moyen du spectrophotomètre DR 2000.

- **Le phosphore**

Le phosphore se retrouve sous deux formes dans les eaux usées domestiques : le phosphore minéral représenté par les ortho-phosphates en grande quantité et le phosphore organique en plus faible quantité. Il constitue un facteur limitant pour le développement des algues dans les bassins. La mesure de ces paramètres permet d'apprécier les conditions de traitement biologique des effluents et des risques liés à l'eutrophisation des eaux réceptrices. La mesure du phosphore total est faite sur les échantillons bruts après minéralisation en milieu acide. Par contre, Les ortho-phosphates ont été mesurés sur les échantillons filtrés par la méthode colorimétrique au moyen du spectrophotomètre DR 2000.

III.2.4. Les indicateurs de pollutions fécales

La méthode par étalement en surface à l'aide de bille et de râtaux sur gélose nutritive a été utilisée pour le dénombrement des indicateurs de contaminations fécales (Coliforme Fécaux dont *Escherichia coli*). Le principe de cette méthode est la suivante : après homogénéisation de l'échantillon à analyser, une dilution en cascade au dixième a été effectuée avec une solution physiologique (RINGER). Un volume de 0,1 ml de l'échantillon à chaque dilution a été ensemencé sur des boîtes de pétri de diamètre 90 mm contenant chacun un milieu de culture spécifique pour chaque microorganisme. Ces milieux de cultures ont été préalablement coulés dans les boîtes de pétri.

- **Les coliformes fécaux**

Les coliformes fécaux ont étéensemencés sur un milieu de culture spécifique le *Chromocult coliform Agar ES* et incubé à 44,5°C pendant 18 à 24 h. *Escherichia coli*ensemencé sur le milieu de culture *Chromocult coliform Agar ES* a été incubé à 44,5°C pendant 18 à 24 h. *E. Coli* donne des colonies bleues ou bleu violacées et les coliformes donnent des colonies roses comme le montre la figure 8.

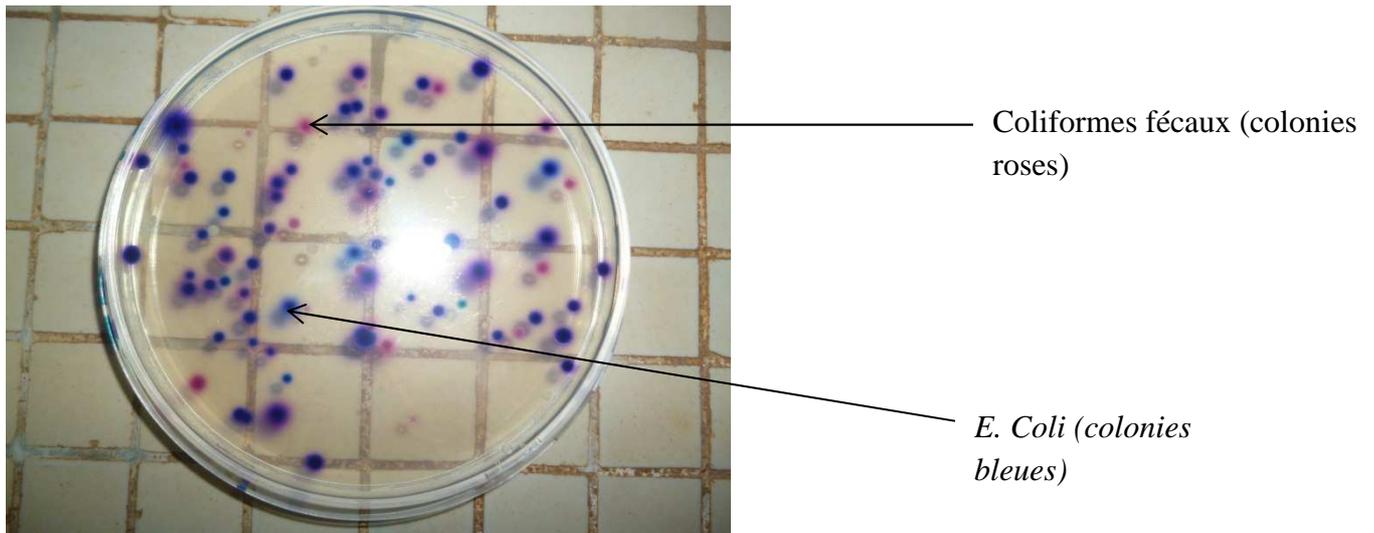


Figure 8: Boîte de Pétri contenant des colonies de coliformes Fécaux et d'*E. Coli*

Le tableau 3 donne un récapitulatif des différentes méthodes d'analyses effectuées durant cette étude.

Tableau 3 : récapitulatif des méthodes d'analyse utilisées

Paramètres	Unité	Méthodes
pH	-	AFNOR 90-008
Température	°C	AFNOR 90-008
Conductivité	(μ S/cm)	AFNOR T 90- 031
Potentiel redox	(mV)	AFNOR 90-008
Oxygène dissous	(mg/L ou en %)	Oxymètre
DCO	(mg d'O ₂ /L)	Méthode standard
DBO	(mg d'O ₂ /L)	Méthode aux Oxitop
MES	(mg/L)	AFNOR T 90 105
N-NH₄⁺	(mg/L)	AFNOR T 90-015 et par distillation
N-NO₃⁻	(mg/L)	HACH 8039 méthode de réduction au cadmium
PT	(mg/L)	HACH 8190 méthode aux molydovaladate
P-PO₄³⁻	(mg/L)	HACH 8114
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)

TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET ANALYSES

I. Caractéristique de l'influent brut

Les caractéristiques de l'influent de la station de Kossodo figurent dans le tableau 4. Le rapport DCO/DBO₅ dépend de la nature et de l'origine des eaux usées qui peut être domestique ou industrielle. Selon Metcalf et Eddy (1991), le rapport DCO / DBO₅ compris entre 1,25 et 2,25 correspond à des eaux usées domestiques. Les influents de la station de Kossodo présentent en moyenne un rapport DCO/DBO₅ égale à 1,67 ; ce rapport étant inférieur à 2,25, rentre dans l'intervalle des valeurs de références pour des eaux usées d'origine domestique. Il s'agit donc d'un influent brut facilement biodégradable. Le tableau 3 résume les caractéristiques moyennes des eaux usées brutes admises à la STEP de Kossodo durant la période d'étude. Les caractéristiques physico-chimiques moyennes des effluents issues des bassins anaérobies ; facultatifs et de maturation sont données en Annexe 1.1 et celles minérales et microbiologiques en Annexe 1.2.

Tableau 4 : Caractéristiques des eaux usées brutes de la STEP de Kossodo

Eau brute				
Paramètres	Moyenne	Intervalle	Ecart type	Nombre d'échantillon
pH	8,38	6,10-11,80	1,9	24
Température C°	31,35	24-36,2	2,80	24
Conductivité (µS/cm)	1628,13	605-4390	766,36	24
Oxygène dissout (mg/L)	2,72	0,85-6,08	1,48	24
DCO (mg/L)	2019,71	1575-2531	248,20	24
DCO filtré (mg/L)	1302,83	979-1974	272,47	12
DBO₅ (mg/L)	1237,5	900-1500	199,55	8
MES (mg/L)	117,19	102,99-134,63	9,390	24
N-NH₄⁺ (mg/L)	12,67	2,58-33,67	9,48	18
N-NO₃⁻ (mg/L)	21,29	12-42	6,38	24
N-PO₄³⁻ (mg/L)	5,04	0,33-12,62	2,77	24
PT (mg/L)	12,13	6,5-27	5,94	10
CF (ufc/100mL)	2,42E+08	1,84E+06-8,00E+08	2,10E+08	24
E Coli (ufc/100mL)	5,13E+07	1,00E+05-2,15E+08	5,73E+07	20

II. Caractéristiques des eaux usées traitées de la STEP de Kossodo

Le tableau 5 présente les caractéristiques moyennes des effluents de Kossodo à la sortie de la filière.

Tableau 5 : Caractéristiques des eaux usées traitées de Kossodo

Eau usées traitées				
Paramètres	Moyenne	Intervalle	Ecart type	Nombre d'échantillon
pH	8,25	6,45-8,80	0,47	24
Température C°	29,35	26,4-33,2	1,45	24
Conductivité (µS/cm)	1937,92	1058-2090	194,69	24
Oxygène dissout (mg/L)	3,87	1,22-9,76	2,01	24
DCO (mg/L)	912	548-1098	144,01	24
DCO filtré (mg/L)	341	165-479	108	12
DBO ₅ (mg/L)	242,5	100-480	124	8
MES (mg/L)	110,45	95,23-128,122	11,74	24
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	8,38	1,44-27,48	6,93	18
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	16,67	11-38	5,47	24
N-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	3,14	0,032-8,95	2,61	24
PT (mg/L)	10,11	4,8-15,7	3,45	10
CF (ufc/100mL)	4,45E+04	1,84E+00	1,96E+05	24
<i>E. Coli</i> (ufc/100mL)	1,16E+03	-9,64E+05 1,00E+00- 1,30E+04	3,16E+03	20

III. Evaluation de l'évolution des différents paramètres à l'entrée et à travers les bassins

III.1. Variation du pH

La figure 5, montre l'évolution des valeurs de pH de l'influent brut et des effluents à la sortie de chaque bassin. Les valeurs de pH comprises entre 6,10 et 11,80 montrent une grande variabilité de l'effluent en tête de station. Cette variation du pH des eaux usées brutes serait en grande partie liée aux caractéristiques des eaux usées brutes de la brasserie. Les faibles valeurs de pH (pH minimal de 6,10) s'expliquent par l'influence de rejets d'eaux acides dues à l'utilisation de l'acide phosphorique par la brasserie pour la désinfection des cuves. Tandis-que, les valeurs de pH très basiques (pH maximale 11,8) sont dues à l'utilisation de la soude caustique dans le lavage des cuves et des bouteilles au sein de la brasserie. Par ailleurs, on note une élévation du pH à 8 dans les bassins facultatifs et de maturation. Il atteint des valeurs maximales de l'ordre de 9 dans les effluents de sortie des bassins de maturation.

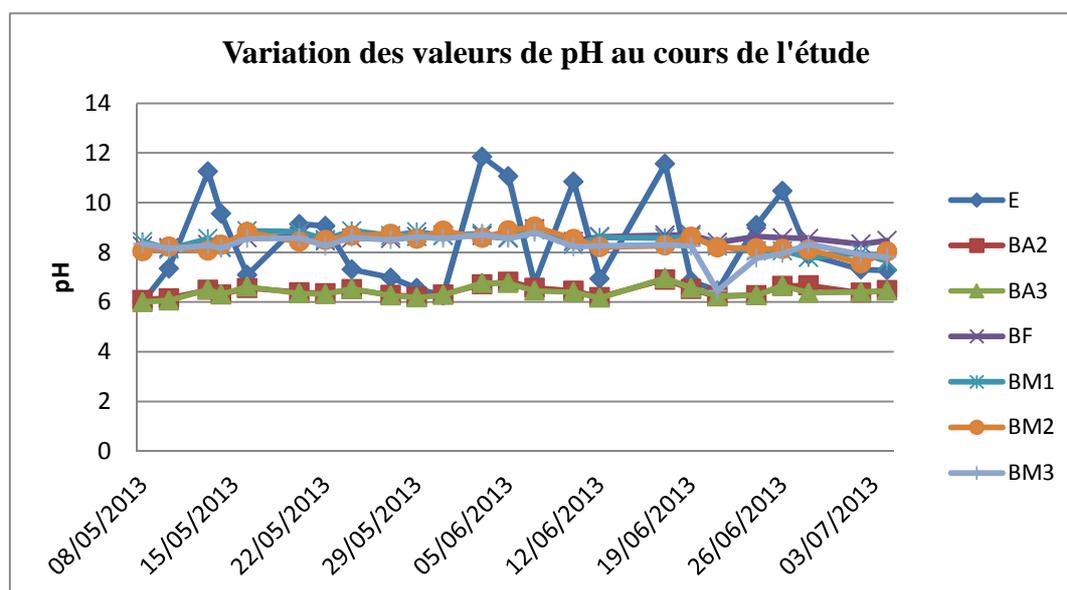


Figure 5 : Variation du pH de l'influent brut et des effluents de sortie des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation

III.2. Variation de la température

Les températures de l'influent sont très variables avec un minimum de 24°C et un maximum de 36,2°C. La température moyenne de l'influent brut est de 31,35°C, relativement plus élevée à celle

de l'effluent de sortie de 29,35°C. De façon générale les intervalles de variation de la température traduisent l'influence des conditions climatiques locales.

III.3. Variation de la conductivité électrique

Les conductivités des influents de la STEP sont très variables et élevées avec des valeurs moyennes de 1628,13µS/cm et des valeurs maximales et minimales de 4390 µS/cm et 605µS/cm respectivement. Cependant, elles sont plus élevées en moyennes dans les autres bassins mais moins variables, avec une moyenne de 1937,92 à la sortie du bassin de maturation.

III.4. Variation de l'oxygène dissous

Les variations des teneurs en oxygènes dissous de l'influent de la STEP et des effluents de sorties des différents bassins sont représentées par la figure 6. Les moyennes des concentrations en oxygènes dissous de l'influent brut et des effluents de sortie sont de 2,72 ±1,48 mg/L ; 3,7±2 mg/L ; 3,8±1,7 mg/L et 3,9±2 mg/L respectivement pour l'eau brute, les bassins anaérobies, le bassin facultatif et les bassins de maturation. D'une manière générale, les teneurs en oxygènes dissous évoluent de façon croissante dans les différents bassins et atteignent un maximum de 9,76 dans le bassin de maturation. Ce qui permet de dire que les effluents de la STEP de kossodo sont oxygénés.

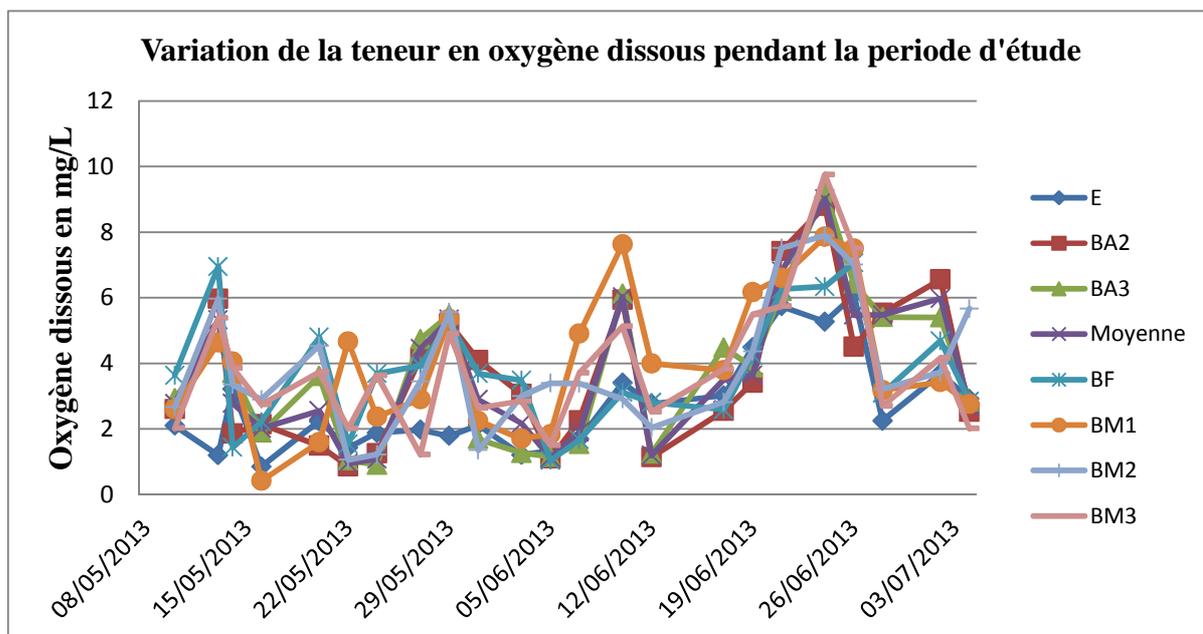


Figure 6 : Variation de la teneur en oxygène dissous de l'eau brute et des effluents à la sortie des bassins

III.5. Variation de la pollution carbonée à travers les bassins

- **Variation de la DCO et de la DBO₅**

Les mesures effectuées sur les eaux brutes admises à la STEP de Kossodo montrent des concentrations très élevées aussi bien en DCO qu'en DBO₅ avec une moyenne 2020±248 mg/L pour la DCO et 1238±199 mg/L pour la DBO₅.

La DCO de l'influent brut de Kossodo est composée en moyenne de 34% de la DCO particulaire. Cette valeur est comparable à celle rapportée par Konaté, (2011) (45%) sur les eaux usées brutes de la même station, montrant ainsi une prédominance des formes dissoutes de la DCO à cause certainement des prétraitements réalisés sur les rejets d'eaux usées provenant de la brasserie et de l'abattoir. Ces paramètres évoluent en majorité dans un ordre décroissant à travers les bassins. La figure 7 montre l'évolution de la DCO et la figure 8 montre l'évolution de la DBO₅ dans les différents bassins de lagunage de Kossodo.

- **Variation des Matières En Suspension**

Les analyses effectuées sur les influents de Kossodo donnent des concentrations en MES relativement faibles comprises entre 135 mg/L et 103 mg/L avec une moyenne de 118 ±9 mg/L. Les faibles concentrations en MES peuvent s'expliquer par le prétraitement réalisé à l'amont notamment le système de lagunage composé de trois bassins anaérobies de l'abattoir et le système de décantation primaire de la brasserie. Ces systèmes de prétraitements réduisent considérablement les concentrations en MES de l'eau brute. Cependant, la variation de la concentration en MES dans les bassins est pratiquement faible voire inexistante, avec des concentrations moyennes en MES de 111±9 mg/L pour les bassins anaérobies, 110±11 mg/L pour le bassin facultatif et 110±12 mg/L pour le bassin de maturation. Les figures 8 illustrent l'évolution de la concentration en MES dans les bassins.

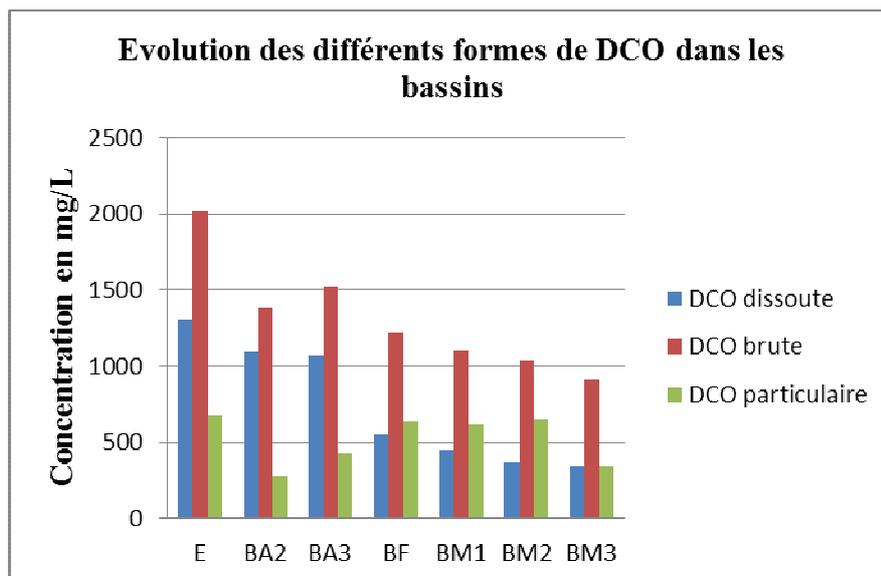


Figure 7 : Variation de la DCO dans les bassins

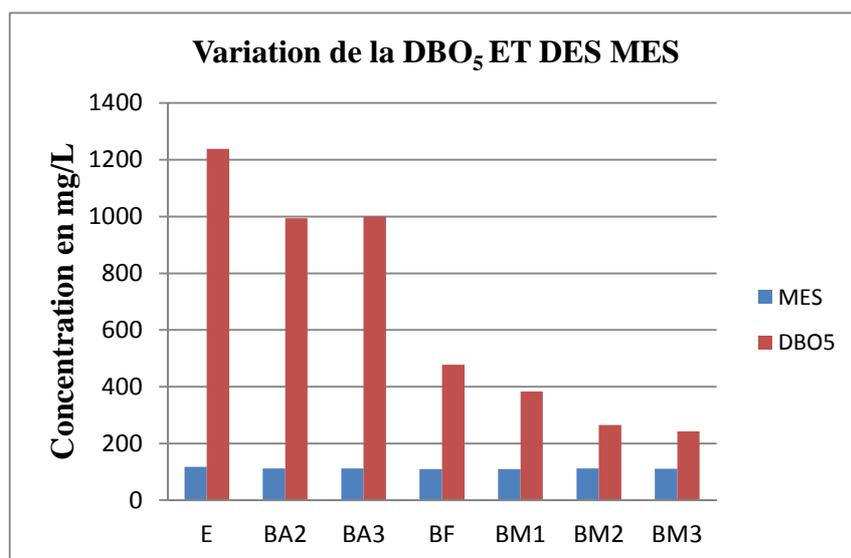


Figure 8 : Variation de la DBO₅ et de MES dans les bassins

III.6. Variation de la teneur des nutriments

L'évaluation de la teneur en nutriment s'est faite sur la base des mesures de l'azote ammoniacal, les nitrates, le phosphore total et les ortho phosphates.

- **Variation de la teneur en azote**

Les mesures effectuées sur les eaux usées brutes de Kossodo donnent des concentrations en azote ammoniacal évoluant dans une gamme de valeur comprise entre 34 et 3 mg/L avec une moyenne de

13±9 mg/L. Cela traduit une grande variabilité de l'influent à l'entrée de la STEP. Les fortes concentrations en azote ammoniacal (valeur maximale de 34 mg/L) sont supérieures aux valeurs de 25 mg/L correspondantes aux eaux usées brutes domestiques ayant une concentration élevées en azote ammoniacal Metcalf et Eddy, (1991). Cependant, les concentrations en azote ammoniacal connaissent une hausse dans les bassins anaérobies avec une moyenne de 22±18 mg/L. Toutefois, les concentrations moyennes en azote ammoniacal décroissent dans les autres bassins avec des valeurs 9±7 mg/L dans le bassin facultatif et 8±6 mg/L dans les bassins de maturation.

Les analyses effectuées sur les eaux usées brutes de la STEP de Kossodo montrent des valeurs de nitrates en moyennes très élevées 21±6 mg/L par rapport à la valeur (0 mg/L) donnée par Metcalf et Eddy, (1991) pour des eaux usées domestiques. De manière globale, les concentrations en nitrates évoluent de manière décroissante dans les bassins de la filière. Elles sont en moyenne de 23 ±15 mg/L pour les bassins anaérobies, de 17±6 mg/L pour le bassin facultatif et de 16±5 mg/L pour les bassins de maturation. La figure 9 illustre l'évolution de l'azote ammoniacal dans les bassins. Le tableau 6 montre les teneurs minimales, maximales et les moyennes des nitrates dans les bassins.

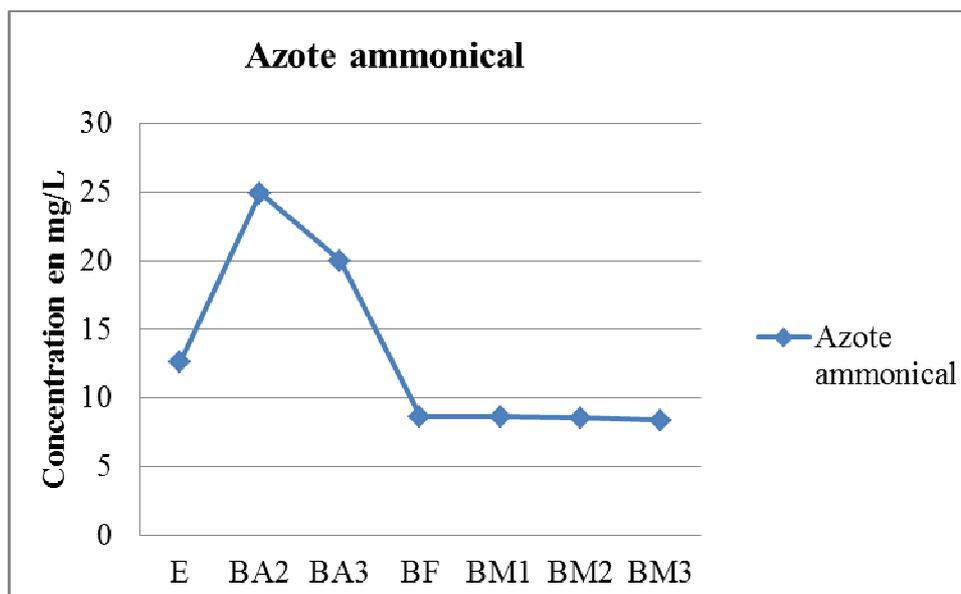


Figure 9 : Evolution de l'azote ammoniacal dans les bassins

Tableau 6 : Teneurs de nitrate dans les bassins

Paramètres	E	BA	BF	BM1	BM2	BM3
Moyenne en mg/L	21,29	23,22	17,04	16,13	14,83	16,67
Minimum mg/L	12	13	5	6	5	11
Maximum mg/L	42	80,5	29	30	24	38
Ecart-type	6,38	15,48	5,98	4,77	4,13	5,46

- **Variation de la teneur en phosphore**

La figure 10 montre que la concentration de phosphore total diminue dans les bassins par rapport à l'entrée. Les teneurs moyennes en phosphore total sont de 12 ± 6 mg/L pour l'eau brute, 9 ± 3 mg/L pour les bassins anaérobies, 11 ± 3 mg/L pour le bassin facultatif et 10 ± 3 mg/L pour les bassins de maturation. La figure 10 illustre l'évolution des teneurs en ortho-phosphates dans les bassins. Les concentrations moyennes en ortho-phosphates de 5 ± 3 mg/L connaissent une hausse dans les bassins anaérobies (7 ± 6 mg/L) due au phénomène de relargage du phosphore souvent observé dans les bassins anaérobies. Cependant, les concentrations en ortho-phosphates diminuent progressivement dans le bassin facultatif et de maturation.

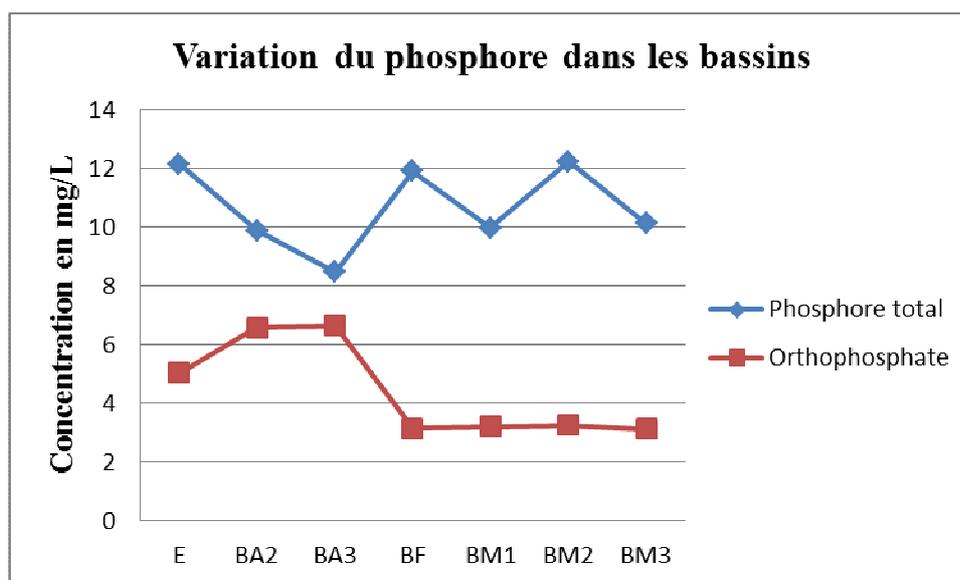


Figure 10 : Variation du phosphore dans les bassins

III.7. Variation des indicateurs de contaminations fécales dans les bassins

- **Dénombrement des coliformes fécaux**

La figure 11 montre une décroissance des concentrations en coliformes fécaux de l'entrée à la sortie des bassins de maturation. Des valeurs minimales de $1,84 \cdot 10^6$ et maximales de $8 \cdot 10^8$ ufc/100mL sont observées à l'entrée de la STEP avec une valeur moyenne de $2,41 \cdot 10^8$ ufc/100mL. Des valeurs moyennes de $9,4 \cdot 10^6$; $1,01 \cdot 10^6$; $9,47 \cdot 10^4$ et $9,07 \cdot 10^4$ ufc/100mL sont mesurées respectivement dans les effluents de sorties des bassins anaérobies, facultatif et de maturation. Les eaux usées traitées issues du bassin de maturation³ présentent des charges en coliformes fécaux en moyenne de $4,45 \cdot 10^4$ ufc/100mL avec un maximum de $9,64 \cdot 10^5$ ufc/100mL.

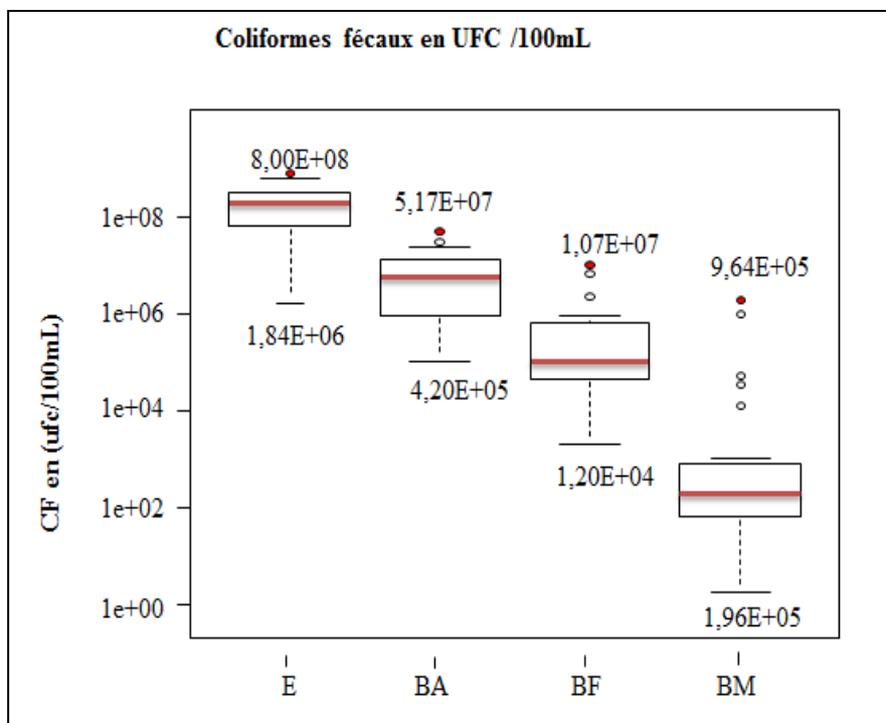


Figure 11 : Variation des coliformes fécaux dans les bassins

- **Dénombrement d'*E. Coli***

La figure 12 montre une décroissance des *E. Coli* de l'entrée à la sortie des bassins de maturation. Le dénombrement spécifique d'*E. Coli* dans l'influent de la STEP a montré des valeurs comprises entre $1 \cdot 10^5$ et $2,15 \cdot 10^8$ ufc/100mL avec une moyenne $5,13 \cdot 10^7$ ufc/100mL. En moyenne 26% des coliformes fécaux dénombrés dans les eaux usées brutes admises à la STEP de Kossodo sont des *E. Coli*. Cette composition montre bien le caractère mixte (eau usée industrielle et domestique) avec

une prédominance industrielle des eaux usées brutes admises à la STEP de Kossodo. Les charges en *E. Coli* dans les eaux issues des bassins anaérobies, du bassin facultatif, du bassin de maturation1 et maturation2 sont en moyenne de $1,19.10^6$; $2,3.10^4$; $2,73.10^3$; 4.10^2 ufc/100mL respectivement. Les charges en *E. Coli* des eaux usées traitées obtenues à la sortie du bassin de maturation3 sont en moyenne de $1,16.10^3$ ufc/100mL.

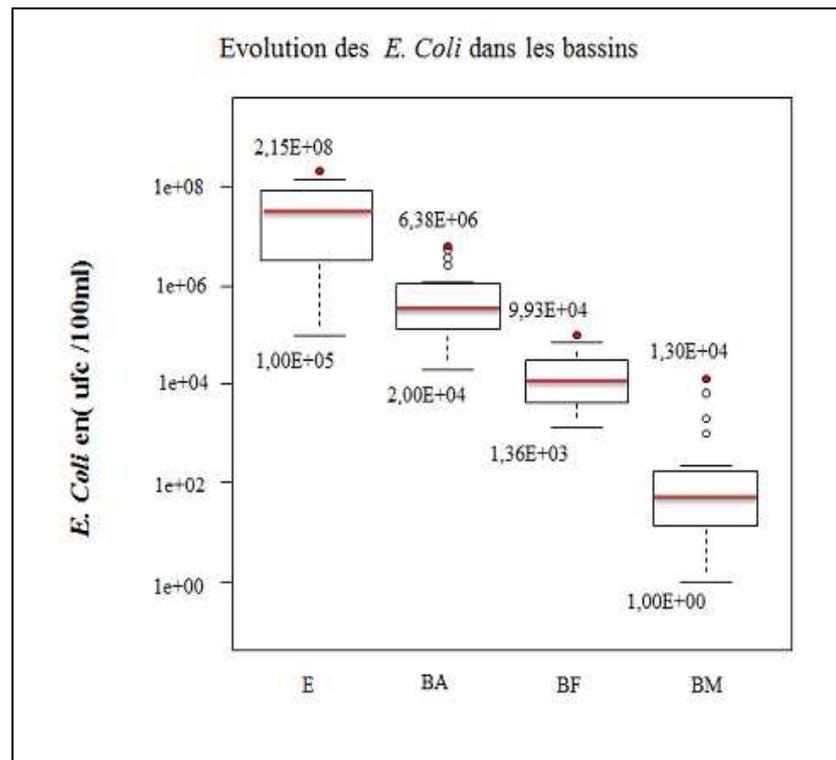


Figure 12 : Evolution d'Escherichia. Coli dans les bassins de Kossodo

IV. Evaluation des performances épuratoires des bassins de lagunage de la STEP de Kossodo

IV.1. Efficacité épuratoire des bassins anaérobies

En considérant la date de mise en eau de la STEP de Kossodo en février 2004, l'étude des performances épuratoires de la STEP sur deux mois correspond donc à celle d'une station cumulant une durée de fonctionnement de 9 ans.

Dans le cadre de cette étude, les mesures de débits n'ont pu être effectuées directement à cause de l'absence d'un système de mesures des débits à cette période. Pour cela, un débit moyen journalier de $1560 \text{ m}^3/\text{j}$ rapporté par Konaté, (2011) dans chaque bassin anaérobie a été considéré pour

l'évaluation des charges de pollution organiques. Avec une concentration moyenne en DBO₅ de 1237 mg/L d'eaux usées, la charge organique volumétrique dans chaque bassin anaérobie est de 188,5 g DBO₅ m³/j.

- **Élimination de la pollution organique (DBO₅, DCO, MES)**

La figure 13 montre les valeurs des rendements moyens d'élimination de la DBO₅, DCO et de MES dans les bassins anaérobies de Kossodo. Les rendements moyens d'élimination durant la période de suivi sont de 20% ± 7 pour la DBO₅, 28% ± 5 pour la DCO et de 4% ± 3 pour les MES. Les rendements en DBO₅, MES et DCO sont moins meilleurs aux rendements trouvés par Cuenca et al (2007) au Portugal sur une filière similaire avec un temps de séjour de 7,6 jours (cf. tableau 7).

- **Élimination des nutriments (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Pt P-PO₄³⁻)**

La figure 14 illustre les rendements moyens d'élimination de l'azote et du phosphore dans les bassins anaérobies de Kossodo. L'abattement moyen en azote est de 7%±67 pour l'azote ammoniacal et de 10% ± 24 pour les nitrates. Ces rendements sont moins satisfaisants que ceux trouvés par Mendes et al.,(1995) à Sesimbra sur une filière de lagunage à microphytes avec une profondeur de 3,2 et un temps de séjour de 5 jours. Les rendements en phosphore total en moyenne 15%±32 sont meilleurs par rapport à ceux trouvés par Mendes et al., (1995) dans des bassins anaérobies d'une filière à microphytes à Sesimbra. Cependant l'abattement en ortho-phosphate en moyenne de 7%±28 est moins meilleur (cf. tableau 7).

- **Élimination des indicateurs de contamination fécale**

Les rendements d'élimination des indicateurs de contamination fécale dans les bassins anaérobies sont illustrés dans la figure 15. Les rendements des coliformes fécaux sont en moyennes de 92% pour les coliformes fécaux et 87 % pour *E. Coli*. L'abattement des coliformes fécaux est en moyenne de 1,66 ulog/100mL et de 1,69 ulog/100mL pour *E. Coli*. Ces performances sont meilleures à celles trouvées par Konaté, (2011) sur la même lagune et à celles trouvées par Maiga et al., (2008) sur le lagunage de Zie (cf. tableau 7). Toutefois, elles sont inférieures aux rendements trouvés par Mendes et al., (1995) à Sesimbra sur une filière de lagunage à microphytes avec une profondeur de 3,2 et un temps de séjour de 5 jours (cf. tableau 7).

IV.2. Efficacité épuratoire des bassins facultatifs

En considérant le débit journalier (1560 m³/j) rapporté par Konaté, (2011) on a pu estimer la charge surfacique admise dans les bassins facultatifs de Kossodo. Avec une surface de 31940 m², cette charge se chiffre en moyenne à 487 kg DBO₅/ha/j.

- **Elimination de la pollution organique (DBO₅, DCO, MES)**

La figure 13 montre les rendements épuratoires moyens dans les bassins facultatifs de la STEP de Kossodo. Les rendements moyens sont de 50% ±12 pour la DBO₅, 16%±16 pour la DCO et 2% ± 4 pour les MES. Les rendements en DCO et en MES sont très faibles par rapport aux rendements relevés par Andrianarison (2006). Toutefois, les rendements en DBO₅ de la lagune facultative de Kossodo sont satisfaisants que ceux trouvés par Andrianarison, (2006) sur la lagune de Mèze en France avec une profondeur semblable de 1,8 m, un temps de séjour de 29,5 et une période d'opération de 26 ans, cependant nos rendements en DBO₅ restent inférieurs aux rendements rapportés par Mendes et al., (1995) à Ermidas au Portugal sur une filière à microphytes avec une profondeur de 1,3 m et un temps de séjours de 25 jours(cf. tableau 8).

- **Elimination des nutriments (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Pt P-PO₄³⁻)**

La figure 14 montre les rendements d'élimination des nutriments dans les bassins. Les rendements en azote sont en moyenne 59% ± 27 pour l'azote ammoniacal et 11%±38 pour les nitrates. Les rendements en azote sont meilleurs par rapport à des rendements relevés par Mendes et al., (1995) sur des bassins facultatifs d'une filière de lagunage à microphytes (cf. tableau 7). L'abattement en phosphore par le bassin facultatif de Kossodo est en moyenne de -34% ± 40 pour le phosphore total et de 45% ± 35 pour les ortho-phosphates. Le bassin facultatif de Kossodo montre une meilleure élimination des ortho-phosphates par rapport aux rendements relevés par Mendes et al., (1995) à Ermidas au Portugal sur une filière à microphytes avec une profondeur de 1,3 m et un temps de séjour de 25 jours. Par contre il montre des performances en phosphore total moins satisfaisant. (cf. tableau 8).

- **Elimination des bactéries**

Les performances en matière d'élimination de la pollution bactérienne ainsi que l'abattement en ulog sont montrés dans les figures 15. Les rendements épuratoires sont en moyennes de 91% pour les coliformes fécaux et de 94% pour *E. Coli*. L'abattement en coliforme fécaux est de 1,37 ulog/100mL pour les coliformes fécaux et de 1,49ulog/100mL pour *E. Coli*. Les valeurs d'abattements relevés sur la lagune facultative de Kossodo sont moins satisfaisantes que les rendements rapportés par Mendes et al., (1995) à Ermidas au Portugal sur une filière à microphytes avec une profondeur de 1,3 m et un temps de séjour de 25 jours (cf. tableau 8).

IV.3. Efficacité épuratoire des bassins de maturation

- **Elimination de la pollution organique (DBO₅, DCO, MES)**

La figure 13 montre les niveaux de réduction de la pollution carbonée dans les bassins de maturation. Les rendements moyens en DBO₅ sont de 50% ± 25, 25% ± 8 pour la DCO et de -5% ± 4 pour les MES. De façon globale, ces performances sont inférieures aux performances relevées par Andrianarison, (2006) sur trois bassins de maturation en France avec un temps de séjour de 48 jours (cf. tableau 9).

- **Elimination des nutriments (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Pt P-PO₄³⁻)**

Les rendements épuratoires des bassins de maturation de Kossodo en matière de nutriment sont illustrés dans la figure 14. Les rendements en azote sont de 16%±39 pour l'azote ammoniacal et -2%±30 pour les nitrates. Les rendements d'élimination de l'azote sont très faibles et inférieurs à ceux rapportés par Mendes et al., (1995) sur les lagunes de Montalvao au Portugal avec une profondeur de 1,8 et un temps de séjour de 23 jours. Les rendements en phosphore total sont en moyennes de 14% ± 23 et 7% ± 62 pour les ortho-phosphates. Les rendements en phosphore total sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés par Mendes et al., (1995) à Montalvao. Cependant, les rendements en ortho-phosphates sont faibles par rapport à ceux rapportés par Mendes et al., (1995) (cf. tableau 9).

- **Elimination des indicateurs de contamination fécale**

Les performances d'élimination de la pollution bactérienne ainsi que l'abattement en ulog sont montrés dans la figure 15. Les rendements épuratoires sont en moyenne de 98% pour les coliformes fécaux et de 93% pour *E. Coli*. L'abattement en coliformes fécaux est de 2,67 ulog/100mL et de 1,13 ulog/100mL pour *E. Coli*. Les rendements bactériologiques évoluent dans la même gamme de valeur que ceux trouvés par Maïga et al., (2008) à 2ie avec une profondeur des bassins de maturation de 0,9 m et un temps de séjours de 5,5 jours. Cependant, les rendements bactériologiques restent meilleurs à ceux trouvés par Mendes et al (1995) à Montalvao au Portugal avec un temps de séjours de 23 jours. (cf. tableau 9).

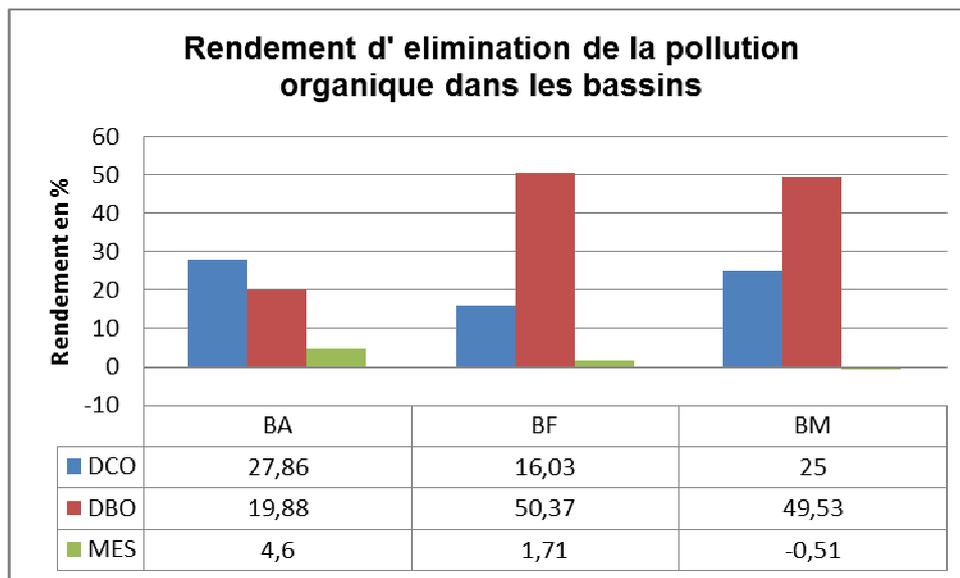


Figure 13 : Rendement d' élimination de la pollution organique dans les bassins de

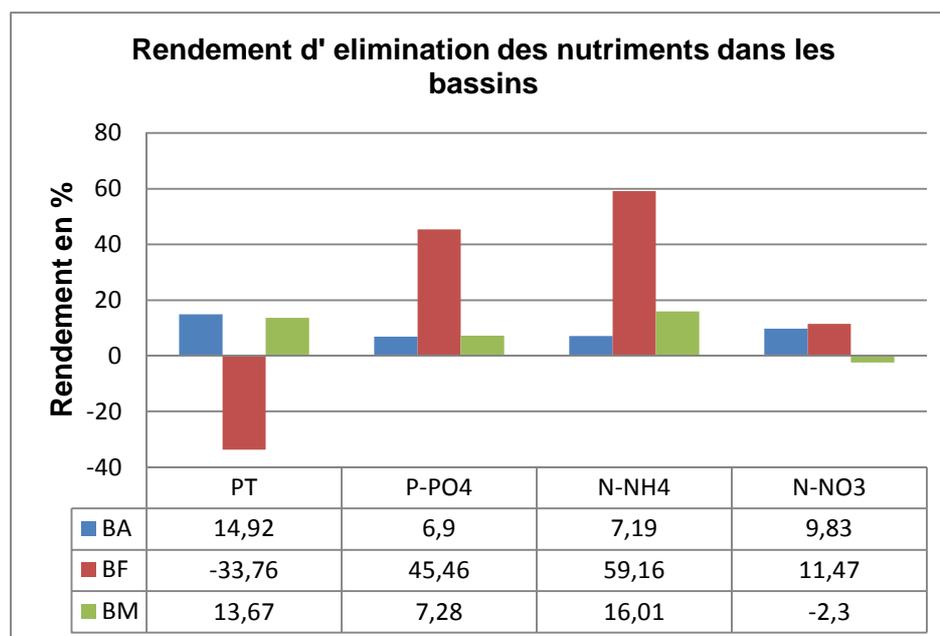


Figure 14 : Rendement d' élimination des nutriments dans les bassins

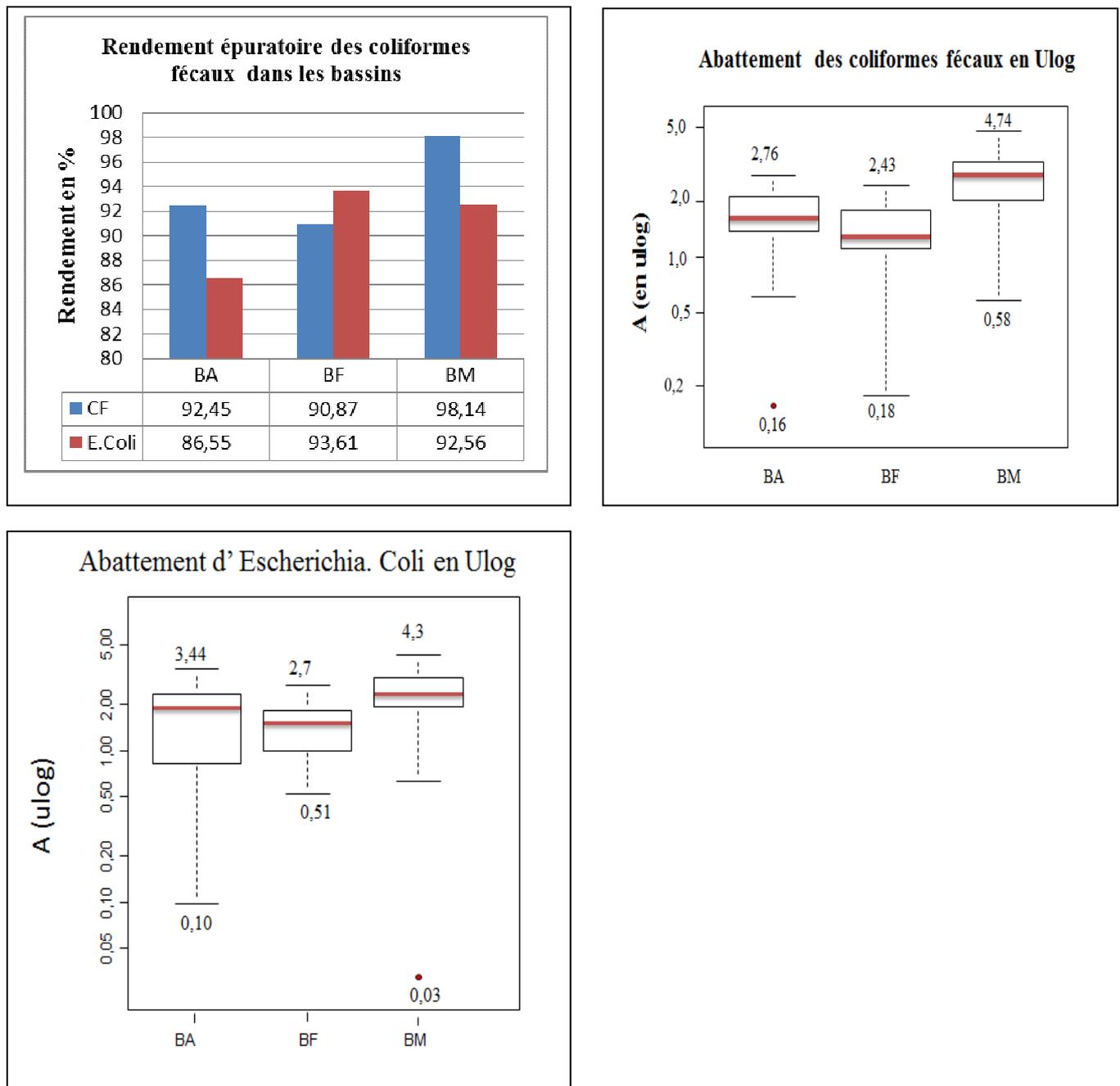


Figure 15 : Rendement en % et l'abattement en ulog des coliformes dans les bassins de Kossodo

A (abattement) ; BA (bassin anaérobie) ; BF (bassin facultatif) ; BM (bassin de maturation)

Les tableaux 7, 8, 9 illustrent les performances épuratoires des bassins de lagunage de notre étude et de celles rapportées dans la littérature.

Tableau 7 : Performances épuratoire des bassins anaérobies de kossodo et celles relevées dans la littérature

Localisation	Type de bassins	Charge organique en gDBO ₅ /m ³ /j	Prof en m	TS	PO en an	Rendement en %								A (en ulog)	Reference
						MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PT	P-PO ₄ ³⁻	CF		
Burkina Faso	2 BA	-	4	3	9	4,6	20	28	7,19	9,83	14,9	6,90	92,45	1,65	Cette étude
Burkina Faso	2BA	250	4	3	7	-	-	-	-	-	-	-	81,38	0,73	Konaté, (2011)
Burkina Faso	BA	225	2,6	3	19	69,5	40,2	49,7	51,20		13,2	5,14	83,75	0,9	Konaté, (2011)
France	2 BA	150	3,1	3,5	26	39	47	34	-	-	12	-	-	-	Andrianarison, (2006)
Portugal (Sesimbra)	BA	43,46	3,2	5	-	40	43	47	35,5	14,3	1,90	14	99,79	2,68	Mendes et al., (1995)
Portugal (Ermidas)	BA	24,39	3	5	-	-	-25,7	-	-	79,7	36,7	-9,6	61,66	0,42	Mendes et al., (1995)
Espagne	BA	77	-	7,6	-	49	49	50	-	-	-	-8	-	-	Cuenca et al., (2007)

BA : bassin anaérobie ; A (abattement en ulog)

CF : coliforme fécaux ; E.C : *Escherichia. Coli* ; Prof : profondeur ; TS : temps de séjours ; PO : période d'opération

Tableau 8 : Performances épuratoires des bassins facultatifs de Kossodo et celles relevées dans la littérature

Localisation	Type de bassins	Charge organique en gDBO ₅ /m	Prof en m	TS	PO en an	Rendement en %								A (en ulog)	Reference
						MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PT	P-PO ₄ ³⁻	CF		
Burkina Faso	BF		1,8	16	9	1,71	50,4	16	59,2	11,5	-14	45,5	91	1,37	Cette étude
France	4BFFC	166	1,8	29,5	26	22	26	24	-	-	7				Andrianarison, (2006)
Portugal (Sesimbra)	BF		1,3	14		15	26	27	57,7	-16,7	41,7	35,6	99,33	2,18	Mendes et al., (1995)
Portugal (Ermidas)	BF		1,3	25		82,3	57,7	64,5	40,6	-7,7	3,7	1,7	99,33	2,18	Mendes et al., (1995)
Portugal (Montalvao)	BF		1,5	69		28,2	67	55	64,6	36	33,5	43,2	99,46	2,27	Mendes et al., (1995)

BF : bassin facultatif ; A (abattement en ulog) ; CF : coliforme fécaux ; E.C : *Escherichia. Coli* ; Prof : profondeur ; TS : temps de séjours ; PO : période d'opération ; BFFC : Bassin Facultatif à Forte Charge avec recirculation

Tableau 9 : Performances épuratoires des bassins de maturation de Kossodo et celles relevées dans la littérature

Localisation	Type de bassins	Charge organique en gDBO ₅ /m	Prof en m	TS	PO en an	Rendement en %								A (en ulog)	Reference
						MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PT	P-PO ₄ ³⁻	CF		
Burkina Faso	3 BM		1,2	11	9	-0,51	49,5	25	16	-2,30	13,67	7,27	98,10	2,67	Cette étude
Burkina Faso	BM		0,9	5,5	17	-	-	-	-	-	-	-	98,68	1,88	Maïga et <i>al.</i> , (2008)
France	3BM	38	1,4-1,7	48		56	57	72	-	-	-	-	-	-	Andrianarison, (2006)
Portugal (Sesimbra)	BM		1	5		23	11	14	58,3	0	42	8,5	11,11	0,05	Mendes et <i>al.</i> , (1995)
Portugal (Montalvao)	BM		1,8	23		17,6	24,6	2,8	22,2	19	13	31	96,5	1,45	Mendes et <i>al.</i> , (1995)

BM : bassin de maturation ; A (abattement en ulog)
 CF : coliforme fécaux ; E.C : *Escherichia. Coli* ; Prof : profondeur ; TS : temps de séjours ; PO : période d'opération

IV.4. Les performances épuratoires globales de la STEP

- **Élimination de la pollution organique**

Les figures 16 présentent les moyennes des paramètres organiques à l'entrée et à la sortie de la filière et les rendements épuratoires.

Les rendements épuratoires moyens observés en terme de DCO, DCO filtrée, DBO₅ et MES sont respectivement de 54,57% ; 73,18% ; 80,78% et 5,83%. L'abattement de la DBO₅ est plus élevé avec un pic de 90% dans le mois de Mai. L'abattement en termes de DCO filtrée est meilleur par rapport à la DCO brute. Cependant, les rendements en MES sont extrêmement faibles. Les performances épuratoires de la STEP de Kossodo après 9 ans de fonctionnement avec un temps de séjours de 30 jours sont inférieures aux performances relevées par Maiga et al., (2008) après 17 ans de fonctionnement sur la lagune de Zie avec un temps de séjours de 18 jours.

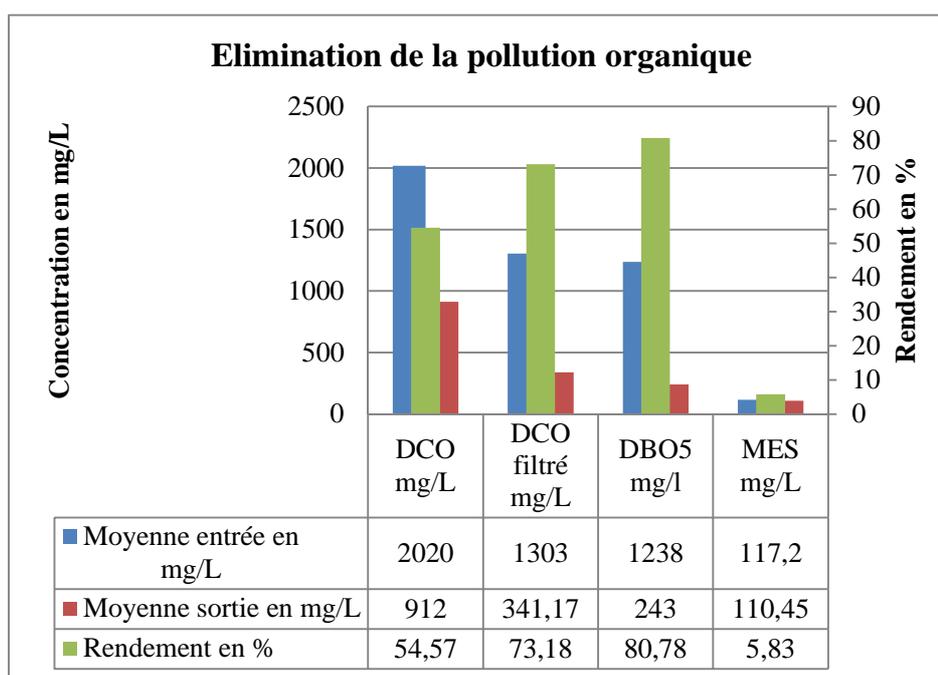


Figure 16 : Performances d'élimination de la pollution organique

- **L'élimination des nutriments**

La figure 17, présente l'élimination des nutriments et les rendements obtenus au cours de l'étude. L'élimination des nutriments est très faible. Les rendements sont en moyennes de 21,75% pour l'azote ammoniacal ; 16,20% pour l'azote nitrique ; 16,30% pour le phosphore total et 42,60% pour

les ortho-phosphates. Des rendements négatifs en ortho-phosphate sont notés au cours de certains prélèvements ainsi que des rendements maximales de 99,63%. Ces performances d'élimination sont inférieures aux rendements d'élimination en nutriment enregistré au niveau de la lagune de Sesimbra au Portugal avec un temps de séjour global de 24 jours.

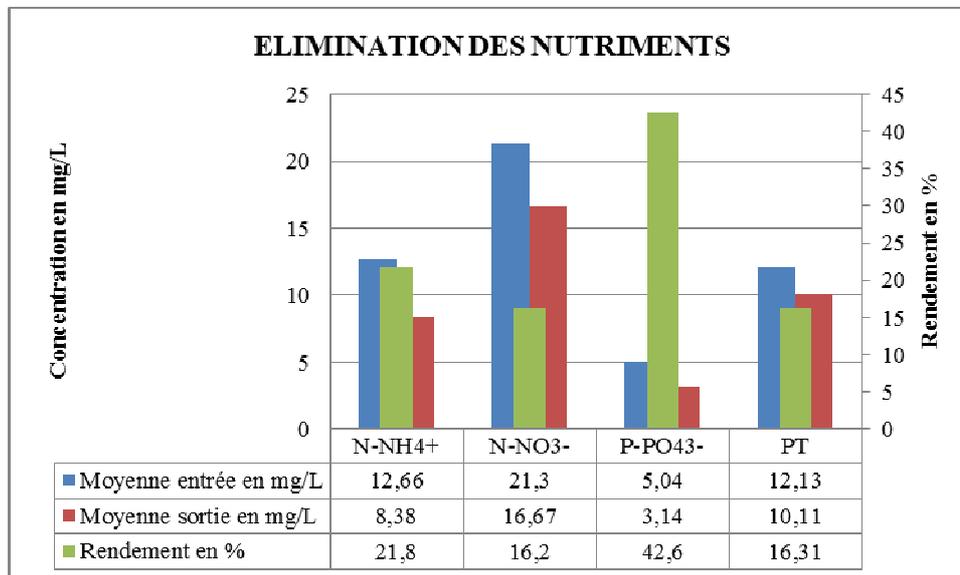


Figure 17 : Elimination des nutriments

- **L'abattement des indicateurs de contamination bactérienne**

Les valeurs moyennes à l'entrée et à la sortie du système ainsi que les rendements épuratoires en coliformes fécaux et *E. Coli* sont consignés dans le tableau 10. Les figures 18 montrent l'évolution de l'abattement de ces bactéries dans le système. Des rendements épuratoires de plus de 99,999% *E. Coli*, ainsi que des rendements de plus de 99,999% pour les coliformes fécaux ont été obtenus avec des moyennes d'abattement allant jusqu'à 5,6 ulog pour les coliformes fécaux de façon générale et spécifiquement 5,37 ulog pour *E. Coli*. Toutefois, des valeurs minimales d'abattement de 2,69 ulog pour les coliformes fécaux et 2 ulog pour *E. Coli* ont souvent été observées. Les bassins de maturation contribuent en moyenne à 98% dans l'abattement des bactéries avec une moyenne de 2,67 ulog. La station présente une bonne élimination des coliformes fécaux. Cependant, les performances d'abattement restent inférieures aux performances enregistrées par Fagrouch et al., (2010) sur le système de lagunage au Maroc avec une période d'opération de 4 ans et un temps de séjour de 18 jours.

Tableau 10 : Performance d'abattement des bactéries

Paramètres	Moyenne entrée	Moyenne sortie	Rendement en %	Abattement en ulog	Nombre d'échantillon
CF	2,42E+08	4,45E+04	99,999	5,60	24
<i>E. Coli</i>	5,13E+07	1,16E+03	99,999	5,37	20

CF : coliforme fécaux ; *E. Coli* : *Escherichia Coli*.

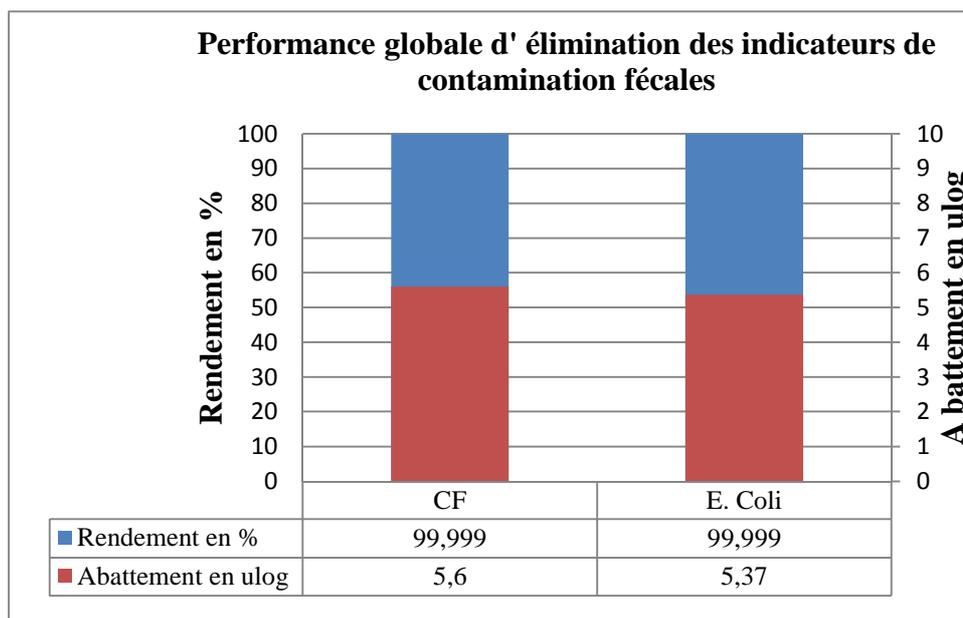


Figure 18 : Abattement des bactéries dans les bassins

Le tableau 11 présente les performances épuratoires des filières d'épuration par lagunage et notre étude et celles relevées dans la littérature.

Tableau 11 : Performances épuratoires globales de cette étude et celles relevées dans la littérature

Performances épuratoires globales de cette étude et celles relevées dans la littérature											
Localisation	Filière	Type de bassins	Population	Charge organique en ou DBO/m ³ /j	Prof en m	TS	PO en an	Rendement en %			Reference
								ME S	DBO ₅	DCO	
Burkina Faso	2 BA-BF-3BM	micro	140000		3 ; 1,8 ; 1,2	30	9	5,83	81	54,6	Cette étude
Burkina Faso	BA-BF-BM	micro	220		2,6 ; 1,4 ; 0,9	18	17	66	87	81	Maiga et al., (2008)
Cameroun	08 bassins	micro	650	780	-	14-17	14	97	88,5	95	Nya et al., (2002)
Portugal (Sesimba)	BA-BF-BM	Micro			3,2 ; 1,3 ; 1	24	-	61	63	67	Mendes et al., (1995)
Les nutriments											
				PO	TS	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PT	P-PO ₄ ³⁻		
Burkina Faso	2BA-BF-3BM	Micro	140000		3 ; 1,8 ; 1,2	30	21,75	16,19	16,30	42,59	Cette étude
Portugal (Sesimbra)	BA-BF-BM	Micro			3,2 ; 1,3 ; 1	24	88,6	0	66,66	49,41	Mendes et al., (1995)

Coliformes Fécaux				PO	R en %	A en Ulog				
Burkina Faso	2BA-BF-BM	Micro	140000		3 ; 1,8 ; 1,2	30	9	99,99	5,60	Cette étude
Maroc	BA-BF-BM	Micro	55 500	1800	3,5 ; 1,5 ; 1	18	4	99,999	6,14	Fagrouch et <i>al.</i> , (2010)
Cameroun	08 bassins	Micro	650	780	-	14 -17	14	99,982	3,745	Nya et <i>al.</i> , (2002)
Micro : Microphytes, BA : bassin anaérobie ; A (abattement en ulog) ; BF : Bassin Facultatif ; BM : Bassin de Maturation CF : coliforme fécaux ; E.C : <i>Escherichia. Coli</i> ; Prof : profondeur ; TS : temps de séjours ; PO : période d'opération										

QUATRIEME PARTIE : DISCUSSION ET INTERPRETATION

I. Les paramètres physico-chimiques

Le pH des eaux usées de la STEP de Kossodo est variable et parfois trop basique avec une moyenne de 8,38 et un maximum de 11,80. Des valeurs de pH trop basiques peuvent influencer le fonctionnement des bassins anaérobies qui est régi par les bactéries méthanogènes dont l'optimum de fonctionnement se situe entre 6,5 et 7,2. La digestion anaérobie se déroule normalement pour des pH compris entre 6 et 8 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 acidogènes continuent à produire des acides gras volatiles (AGV) jusqu'à des pH voisins de 4,5 (Hense et al., 1996). La baisse du pH à la sortie des bassins anaérobies avec une moyenne de 6,40 témoigne le pouvoir tampon des lagunes anaérobies comme l'ont souligné également Alabaster et al., (1991). L'augmentation des valeurs de pH à partir du bassin facultatif marque le début de l'activité photosynthétique des algues, responsable de l'élévation du pH. Elle est maintenue élevée jusqu'à la sortie du bassin de maturation avec une moyenne de 8,25. Cette valeur est conforme à celle trouvée par Fagrouch et al., (2010) à la sortie du bassin de maturation de Taourirt en climat aride avec une moyenne de 8,19. Le pH des eaux usées traitées de la STEP, compris en moyenne entre 6,45 et 8,80 respectent les normes de rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface au Burkina Faso qui se situe entre 6,4 et 10,5.

La température des eaux traitées de la station varie entre 26,4 et 33,2°C avec une moyenne de 29,34°C. Ce qui est en accord avec la norme de rejet dans les eaux de surface du Burkina Faso qui est de 40°C.

La teneur en oxygène dissous des eaux usées traitées de la STEP est élevée avec un maximum de 9,76 à la sortie du bassin de maturation cela témoigne une importante activité photosynthétique. Elle est proche de celle trouvée par Nya et al., (2002) au Cameroun sur une filière de lagunage à microphytes.

Les eaux usées traitées de la STEP de Kossodo sont fortement minéralisées avec des valeurs de conductivité comprises entre 1058 et 2090 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et une moyenne de 1938 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Sou, (2009) sur la même station avec une moyenne de 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Des valeurs de conductivité trop élevées peuvent réduire voire inhiber la croissance des cultures. Pour cela la conductivité d'une eau d'irrigation ne doit pas dépasser 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Ayers et Westcot, 1985 ; Sou, 2009).

II. Les paramètres de pollution organiques

En considérant le débit rapporté par Konaté, (2011) les charges organiques volumétriques apportées par les eaux brutes de Kossodo sont conformes aux données de littérature qui rapportent des charges admissibles de 100 à 400 g DBO₅ /m³/j (Mara et Pearson, 1998). Cependant, au niveau du bassin facultatif, les charges surfaciques (487 kg DBO₅/ ha/j) reçues ne respectent pas la limite des 400 kg DBO₅ /ha/j (Mara, 2003). Cette surcharge des bassins facultatifs peut entraîner une baisse des rendements épuratoires.

Le rendement épuratoire global en MES de la STEP de Kossodo est en moyenne de 6%.±5,4. Les rendements épuratoires en MES spécifiquement pour les bassins anaérobies sont en moyennes de 4,6%±3. Ces rendements sont très faibles comparativement aux performances épuratoires escomptées pour des bassins anaérobies bien dimensionnés et fonctionnant dans les conditions requises. Ces faibles performances épuratoires en MES des bassins anaérobies pourraient s'expliquer par l'accumulation des boues relevées par Konaté, (2011) avec un taux d'accumulation de 16% en 2011. Par ailleurs, une étude récente menée par l'ONEA montre que ce taux est passé à 27% en 2013 ce qui veut dire que 27% du volume utile des bassins anaérobies est occupé par la boue. Ces valeurs ne sont pas loin de 33% (1/3 Volume des bassins) qui est le taux d'accumulation nécessitant un curage des bassins. En 2013 après 9 ans de fonctionnement les lagunes anaérobies n'ont pas encore été curées. Cette situation pourrait être à l'origine des remontées de boues constatées durant notre étude dans les bassins anaérobies et engendrant ainsi des faibles rendements en MES dans ces bassins. Par ailleurs, des rendements infimes en MES de l'ordre de 1,7 mg/L ± 4 sont observés dans les bassins facultatifs ainsi que des rendements négatifs de l'ordre de -0,13% et -1,41% ont été obtenus au niveau des bassins de maturation¹ et maturation². Ces rendements peuvent s'expliquer par la charge élevée des algues dans ces bassins, en accord avec Fagrouch et al., (2010). Selon Maiga et al., (2008), les faibles rendements en MES dans ces bassins de maturation sont surtout observés pendant la période de chaleur correspondant à la période de développement abondante du phytoplancton. La période de bloom algale est caractérisée par une pollution algale de néoformation qui gêne souvent l'abattement de la pollution en MES et peut empêcher l'atteinte des objectifs de qualité en ce qui concerne la concentration résiduelle en MES. La charge résiduelle en MES (110 mg/L) des eaux usées traitées au cours de notre étude respecte néanmoins la norme de rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface du Burkina Faso (200 mg/L).

Les rendements moyens d'abattement en DBO₅ de la station de Kossodo de l'ordre de 80,78% avec un maximum de 90% sont satisfaisants. Ces résultats sont en conformité avec les rendements moyens de 82% trouvés par Boutayeb et al., (2012) dans cinq stations d'épuration par lagunage à microphytes au Maroc. Les rendements moyens de 80,18% en DBO₅ dans notre étude sont meilleurs par rapport aux rendements de 76% trouvés par Klutsé (1995) sur le lagunage de Zie. Par ailleurs, ces résultats sont en accord avec les rendements de 90% escomptés selon Mara et Pearson, (1998) pour un système de lagunage à microphytes convenablement dimensionné en fonctionnement sous climat chaud de type soudano-sahélienne de Ouagadougou. Cependant, la concentration résiduelle des eaux usées traitées en DBO₅ de 242,5 mg/L ne respecte pas les normes de rejet dans les eaux de surface au Burkina Faso qui est de 50 mg/L.

Les rendements épuratoires en DCO brute sont moins satisfaisants que ceux en DCO filtrée. Ils sont en moyennes de 54,57% pour la DCO brute et de 73,17% pour la DCO filtrée. Le rendement en DCO est faible par rapport à celui trouvé par Maiga et al., (2008) sur le lagunage de Zie qui s'élève en moyenne à 81%. Les faibles rendements en DCO peuvent s'expliquer par leur faible abattement dans les bassins anaérobies. Les rendements en DCO des bassins anaérobies se situent en moyenne autour de 28% ce qui est inférieur au rendement de 70% prévu par Mara et Pearson, (1986). Ces faibles rendements peuvent s'expliquer par le fait que dans les eaux usées filtrées des bassins anaérobies de Kossodo, c'est la DCO dissoute qui prédomine. En effet, La DCO particulaire ne représente que 34% de la DCO brute dans l'influent d'entrée, cela à cause des systèmes de prétraitement à l'amont de la STEP, notamment celle de la brasserie et de l'abattoir.

III. Les paramètres de pollution azotée et phosphorée

Les performances épuratoires de la station de Kossodo en matière d'azote sont très faibles et instable. Les abattements moyens en azote ammoniacal varient entre -90 et 80 % avec une moyenne de 21,75%. Les faibles rendements sont surtout observés au niveau des bassins anaérobie2 et anaérobie3, surtout dans le bassin anaérobie2 de l'ordre de 0,022% et 14,36% dans le bassin anaérobie3. Ces faibles rendements peuvent s'expliquer par le fait que dans le bassin anaérobie l'azote organique est hydrolysé en azote ammoniacale ce qui augmente leur teneur dans l'effluent de sortie. A l'inverse dans le bassin facultatif l'élimination de l'azote ammoniacal est meilleure de l'ordre de 59,16%. Ce qui est normale car selon Mara et al., (2003) les bassins facultatifs contribuent fortement à l'élimination de la pollution azotée. La réduction de l'azote ammoniacal dans ces bassins peut être due à l'absorption par les algues et le recyclage par le zooplancton (Fagrouch et al., 2010).

Selon Silva et al., (1987) les rendements d'élimination de l'azote ammoniacal dans une filière de lagunage sont très variables avec des rendements souvent inférieurs à 10%. Mais d'autres auteurs comme Middlebrooks et al., (1982) ont trouvé des rendements en azote ammoniacal de 95%. Ces rendements dépendent de la configuration du système et des caractéristiques de fonctionnement des bassins en série. La concentration résiduelle en azote ammoniacal des eaux usées traitées de 8,37 mg/L en moyenne ne respecte pas la norme de rejet dans les eaux de surface du Burkina Faso (1,29mg/L).

Les rendements en nitrate sont faibles avec une moyenne de 16,20% et un maximum d'abattement de 69%. Selon Metcalf et Eddy (1991) les eaux usées brutes domestique ne contiennent pas de nitrate. La présence de nitrate dans les eaux usées à l'entrée de la STEP de Kossodo pourrait vraisemblablement s'expliquer par des phénomènes de nitrification des eaux usées qui ont lieu à l'amont. Cependant, la concentration résiduelle en nitrate des eaux usées traitées de 16,66mg/L est inférieure à la norme de 50 mg/L recommandée pour un rejet dans les eaux de surface au Burkina Faso.

Les concentrations résiduelles moyennes en phosphore total et en ortho-phosphate de l'effluent à la sortie de la filière sont respectivement de 10 mg/L et de 3 mg/L. Ces valeurs sont très élevées par rapport à la limite de 0,1mg/L de phosphore total tolérée pour un rejet d'effluent dans un milieu sensible à l'eutrophisation (Ayers et Westcot, 1985). Le niveau de réduction du phosphore est faible et instable avec un rendement d'élimination moyen de 16 % pour le phosphore total et 42,60% pour les ortho-phosphates. Ces rendements sont semblables à ceux trouvés par Maiga et al., (2008) sur le lagunage à microphytes de 2ie. Des rendements négatifs en phosphores ont été souvent observés au cours de notre étude, notamment durant les périodes chaudes où il y avait des remontées de boues dans les bassins anaérobies. Ces rendements négatifs observés en majorité au niveau des bassins anaérobies peuvent être dus aux phénomènes de relargage du phosphore.

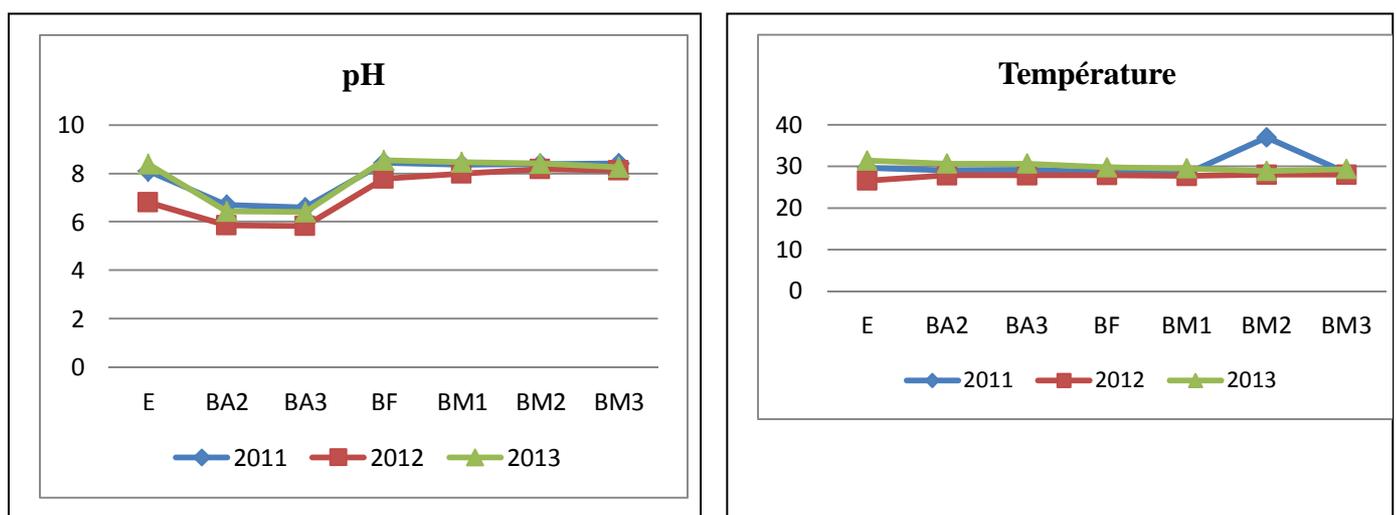
IV. Les indicateurs de contamination fécale

Les influents de la STEP de Kossodo présentent des charges en coliforme fécaux variant d'un minimum de $1,84.10^6$ et d'un maximum de 8.10^8 ufc/100mL avec une moyenne de $2,42.10^8$ ufc/100mL. Cette charge est de même ordre de grandeur que celle trouvée par Fagrouch et al., (2010) dans le lagunage de Taourit au Maroc. La teneur résiduelle des coliformes fécaux à la sortie de la filière en moyenne de $4,45.10^4$ ufc/100mL est supérieure à la norme OMS (<1000 ufc/100mL) pour une réutilisation en irrigation non restrictive. Ainsi, les résultats de notre étude restent peu sa-

tisfaisants pour l'élimination des coliformes fécaux. Toutefois, avec un temps de séjour total 30 jours, les abattements de 5, 60 ulog sont supérieurs à ceux trouvés par Maiga et al, (2008) sur une filière similaire au Burkina Faso. Avec un temps de séjour de 18 jours, ces auteurs rapportent des abattements de 4,9 ulog. Par ailleurs, nos résultats sont conformes à ceux trouvés par Fagrouch et al, (2010) qui ont obtenu un abattement moyen de 6,14 ulog avec un temps de séjour de 18 jours.

V. Comparaison des résultats des paramètres organiques des années 2011, 2012, 2013

Les figures 19, montrent une légère variation des paramètres physicochimiques entre 2011, 2012 et 2013 à l'exception de la conductivité qui est plus élevée en 2013. Les figures 20, illustrent une meilleure élimination de la DBO et de la DCO en 2011 et 2012 par rapport à 2013 (cette étude). Par contre les valeurs de MES en 2013 sont inférieures à celles de 2011 et 2012. Mais l'abattement est meilleur dans les bassins en 2011 et 2012 qu'en 2013. Les figures 21, montrent aussi que les valeurs en ortho-phosphate de 2013 sont inférieures à celles de 2011 et 2012 ; par contre les valeurs de nitrate sont plus élevées en 2013. Après 9 ans de fonctionnement les eaux usées traitées ne respectent pas les normes de rejets dans les eaux de surface du Burkina Faso en matière de DBO, DCO. Cependant les MES, les nitrates et les ortho phosphates respectent cette norme. Les faibles rendements par rapport aux années antérieures peuvent s'expliquer par l'augmentation du nombre de raccordement en 2013 par rapport à 2011 et 2012. Cela a entraîné une augmentation du volume de l'eau dans les bassins. En plus, l'accumulation des boues dans les bassins de tête entraîne une diminution du volume d'eau utile des bassins dont le temps de séjour. En plus, les eaux usées industrielles sont moins diluées par les eaux usées domestiques du centre-ville du fait du fonctionnement manuel des pompes.



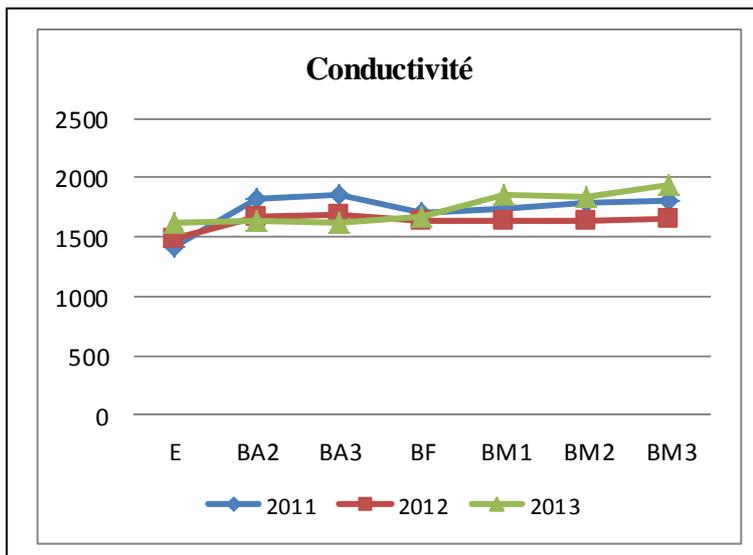
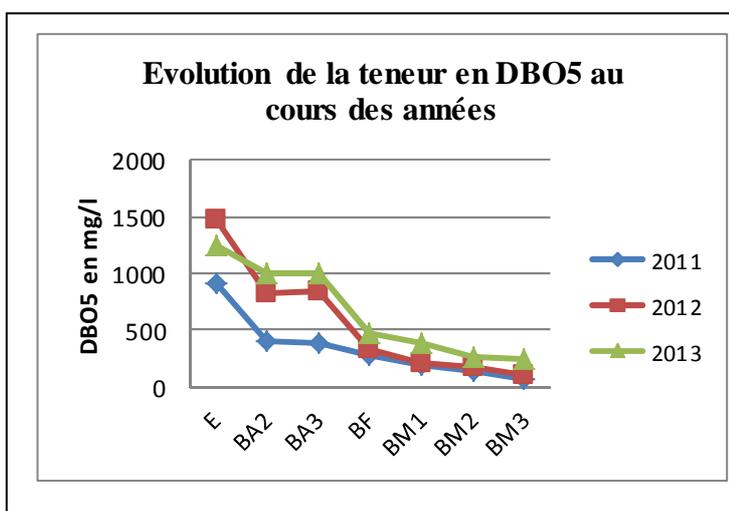
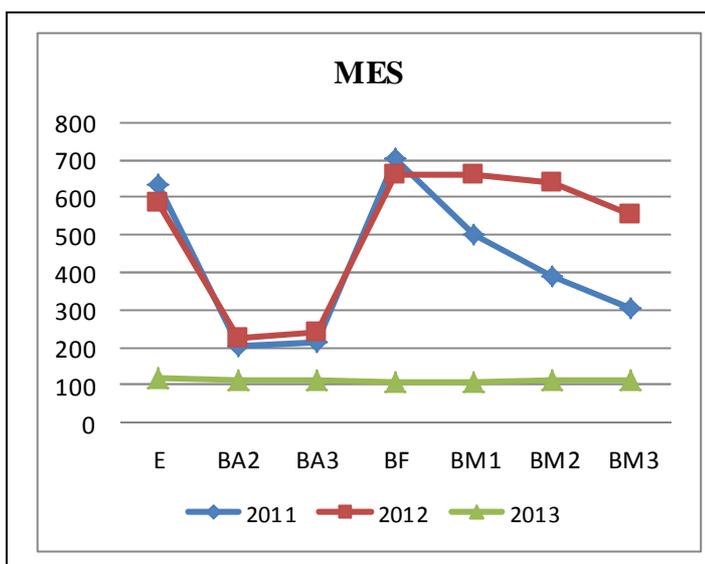


Figure 19 : Comparaison des paramètres physico-chimiques



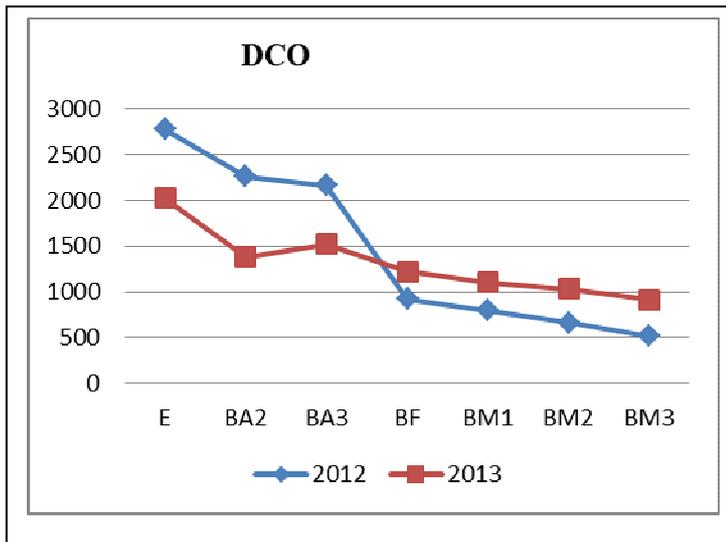


Figure 20 : Evolution de l'élimination des paramètres organiques au fil des années

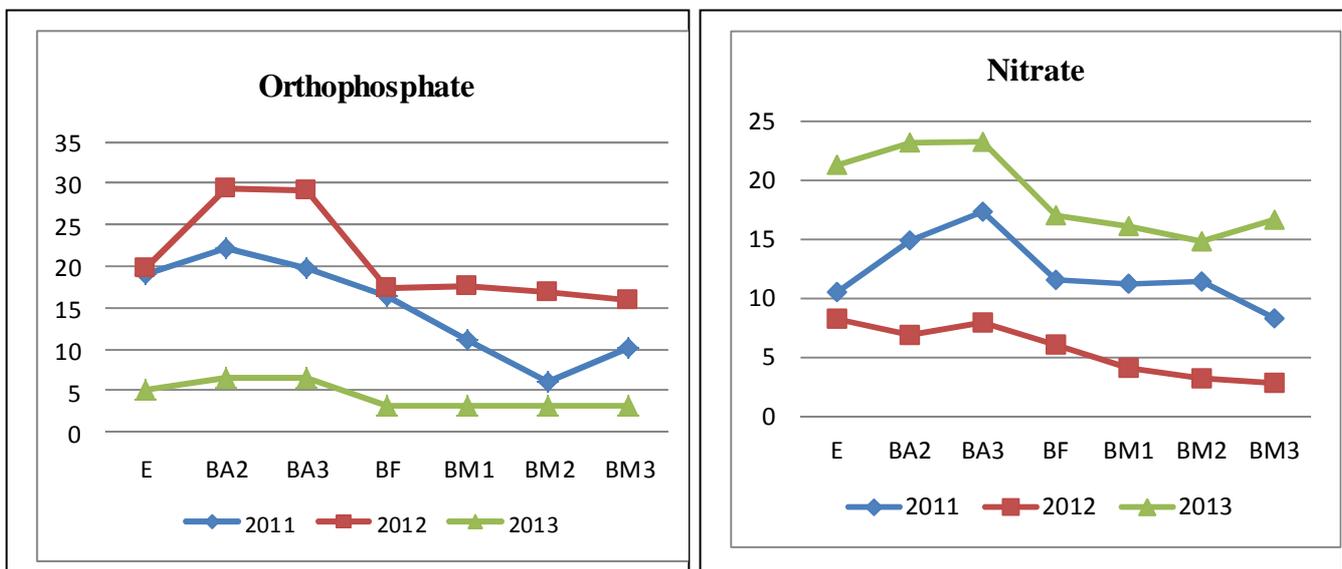


Figure 21 : Evolution de l'élimination des nutriments au cours des années

Conclusion partielle

Les valeurs de pH des effluents de Kossodo présentent de grande fluctuation, avec des valeurs maximales de 11,8. Les valeurs d'oxygènes dissous sont aussi élevées, des teneurs de 9,76 mg/L ont souvent été observées dans les bassins de maturation. De manière générale, les eaux usées de Kossodo sont minéralisées avec des conductivités moyennes de 1938 $\mu\text{S}/\text{cm}$ des effluents à la sortie. Les rendements en DBO_5 et DCO sont acceptables. Mais les concentrations résiduelles en DBO_5 ne respectent pas la norme de rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface au Burkina Faso. Toutefois, les rendements en MES sont moins satisfaisantes, mais les concentrations résiduelles en MES respectent la norme de rejet au Burkina Faso. Par ailleurs, l'abattement des indicateurs de contamination fécale est satisfaisant, cependant les concentrations résiduelles en coliformes fécaux ne respectent pas les normes de réutilisation des eaux usées de la directive de l'Union Européenne.

QINCIEME PARTIE : PROPOSITION DE SOLUTION

L'évaluation des performances épuratoires de la STEP de Kossodo après 9 années de fonctionnement a permis de relever quelques dysfonctionnements, susceptible d'entraver le bon fonctionnement de la STEP compte-tenu des baisses de rendements de certaines paramètres observées au cours de l'étude. Dans cette partie des solutions seront proposées pour réduire ses dysfonctionnements.

- **Difficulté pour l'évaluation des charges organiques exactes admises à la STEP de Kossodo.**

Durant notre période d'étude nous avons été confrontés à des difficultés pour déterminer les charges réelles entrantes et sortantes du système et les variations réelles de débit par jour donc de savoir si la station fonctionne en sous charge ou en surcharge. En plus, nous n'avons pas pu calculer les temps de séjours réels de l'eau dans les bassins. Nous préconisons l'installation d'un débit mètre à l'entrée de la station

- **Faible rendement d'élimination dans les bassins**

L'augmentation du nombre de ménage raccordé par rapport aux années antérieures entraine une augmentation des charges organiques admises dans les bassins donc une surcharge des bassins. Cela pourrait expliquer les faibles rendements d'élimination dans les bassins. Pour cela, nous recommandons la mise en marche des bassins en réserves notamment le troisième bassin anaérobie et le deuxième bassin facultatif.

- **Problème de maintenance des pompes de relevage et de variation élevée de pH**

Lors de notre étude nous avons enregistré des périodes où les pompes étaient en panne, cela entrave le bon fonctionnement des bassins anaérobies qui pourraient fonctionner en sous charge et se comporter comme des bassins facultatifs. De plus lorsque les pompes ne fonctionnent pas, il n'y a pas une bonne homogénéisation des eaux usées industrielles avec les eaux domestiques. En effet, les eaux usées industrielles ont des pH élevés qui peuvent nuire au fonctionnement des bactéries méthanogène et des microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique dans les bassins.

Pour résoudre ces problèmes, un entretien régulier des pompes est nécessaire; pour réduire les problèmes de variation de pH, la brasserie devrait mettre en place un système efficace de régulation

du pH et il s'avère indispensable de faire des mesures quotidiennes de pH avant l'admission de leurs effluents dans le réseau de collecte.

- **Accumulation des boues et présence d'objet solide dans les bassins**

Après 9 ans de fonctionnement, les bassins de kossodo n'ont jamais été curés. Lors de notre étude nous avons constaté des remontées de boues dans les bassins anaérobies. Pour cela, un programme de curage ne serait-ce que partiel des boues des bassins anaérobies et facultatifs apparait important. En plus, un nettoyage régulier des systèmes de prétraitement en amont de la STEP et dans les bassins devrait être instauré.

- **Disposition des ouvrages d'entrée et sortie des eaux usées dans les bassins**

La disposition opposée des ouvrages d'entrée et de sortie de l'eau dans les bassins pourrait favoriser des courts circuits hydrauliques néfastes au bon fonctionnement hydrauliques des bassins. Le réarrangement de la disposition des ouvrages serait une bonne initiative et mieux l'installation de chicanes contribuerait à réduire les risques de court-circuit hydraulique

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude menée sur la station de traitement des eaux usées de la ville de Ouagadougou, nous a permis d'évaluer les performances épuratoires de la station après 9 ans de fonctionnement. Elle s'est faite sur la base des paramètres de pollutions chimiques globales, de pollutions organiques et bactériologiques.

Les mesures physicochimiques ont montré de grande fluctuation des valeurs de pH de l'eau brute, ce qui pourrait causer des dysfonctionnements au niveau des bassins anaérobies. Les valeurs maximales de pH (pH maximale de 11,8) nuisent le développement des bactéries méthanogènes. Toutefois les pH de l'ordre de 8 des effluents à la sortie des bassins de maturation correspondent aux valeurs de pH des bassins de maturation d'un système de lagunage à microphytes. Les températures élevées (température maximale 36°C) traduisent l'influence des conditions climatiques locales. Les effluents à la sortie des bassins de maturation sont très oxygénés et des concentrations maximales en oxygène dissous de 10 mg/L ont été observées. La conductivité de l'ordre de 1938 $\mu\text{S}/\text{cm}$ traduit le degré de minéralisation des eaux usées traitées.

Les rendements d'abattement de la DBO_5 de 81% et de la DCO filtrée de 73% sont satisfaisants. Les rendements d'abattement de la DCO brute de 55 % sont acceptables. Cependant, les concentrations résiduelles en DBO_5 (243 mg/L) restent supérieures à la norme de rejet dans les eaux de surface au Burkina Faso (50 mg/L). Après 9 ans de fonctionnement, la station affiche de très faibles rendements en MES. Cependant les concentrations résiduelles en MES (110 mg/L) respectent la norme du Burkina Faso pour le rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface (200mg/L).

Les rendements d'élimination des nutriments (azote et phosphore) sont minimes. Cependant, les concentrations résiduelles en azote ammoniacale des effluents de sortie (en moyenne de 8,37 mg/L), ne respectent pas la norme de rejet dans les eaux de surface du Burkina Faso (1,29mg/L).

Les rendements bactériologiques de plus de 5 ulog sont satisfaisants. Les pourcentages d'abattement dans les bassins sont acceptables surtout dans les bassins de maturation. Toutefois, les concentrations résiduelles des bactéries dans les eaux usées traitées demeurent supérieures à la norme de l'OMS pour une réutilisation en irrigation non restrictive.

Après 9 ans de sa mise en eau, nous pouvons dire de manière globale que la station affiche des rendements acceptables en termes d'élimination de la pollution organiques et des rendements satisfaisantes en termes de pollution bactériennes.

Pour résoudre les problèmes de dysfonctionnement de la station et améliorer la qualité des effluents à la sortie, nous recommandons à l'ONEA de prendre en compte toutes les solutions proposées afin de permettre un fonctionnement durable et efficace de la STEP. Nous suggérons à l'ONEA de mettre en place un plan de suivi périodique des paramètres de contamination fécales, de pollution chimiques (les métaux lourdes) et parasitologies de chaque bassin et de l'ensemble de la filière pour pouvoir déceler rapidement les problèmes qui peuvent entraver l'efficacité des bassins et proposer des solutions rapides. Compte-tenu du fait que l'étude a été menée pendant la période chaude, il sera judicieux de l'étendre aux autres périodes de l'année (période froide-chaude ; froide) afin d'avoir une idée plus globale des performances épuratoires de la STEP. Cela permettra sans doute d'augmenter l'efficacité épuratoire des bassins et de l'ensemble de la filière. En outre, le suivi régulier de la STEP permettra de contrôler la qualité des eaux usées traitées et voir si ces rejets respectent les normes, afin de limiter les impacts de la station sur le Massili (rivière située à l'aval de la station dans lequel les eaux traitées issues du canal d'irrigation sont acheminées).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alabaster G.P., Milles S.W., Osebe S.A., Thitai W.N., Pearson H.W., Mara D.D. and Muiri P. «Combined treatment of domestic and industrial waste water in waste stabilization pond systems in Kenya.» *Wat.Scie. Tech.*, vol 24 (wate.scie.Tech., vol .24 (1)), 1991: 43-52..
- Ayers, R.S et Westcot, D.W. «Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage Paper.» N° 29, 1985.
- Andrianarison T.R. «Traitement d'effluents urbains dans un système de 11 lagunes. Décontamination microbienne et élimination de l'azote.» thèse, 200 pages., (2006), thèse, 200 pages
- Benilde S. Mendes, M.Jenny do Nascimento, M.Irene Pereira, Gerard Bailey, Nuno Lapa, Joao Morais and J.Santos Oliveira. «Efficiency of removal in stabilization ponds I.Influnrce of climate.» *Water Science Technology. Vol, 31, N°12, 1995: pp. 219-229.*
- Cuenca.I., J.J. Salas, N. Sardon and P.Flores. «Present situation of ponds in Andalusia (Spain).» *Centre for New Water Technology (CENTA). Av. Américo Vespucio 5, Ed. Cartuja, Blq. A, 2°-10.41092 Seville, Spain, 2007.*
- Davies-Colley R.J., Donnison A.M. and Speed D.J., Ross C.M. and Nagels, J.W. «Inactivation of faecal indicator micro-organismes in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight s.» *Water research*, (1999): 1200-1230.
- Davies C.M. and Evison L.M. «Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters.» *Journal of Applied Bacteriology*, (1991): 70:265-274.
- Davies-Colley. R.J., «Pond disinfection. In Pond Treatment Technology, Shilton A.» *IWA Publishing, London, UK, (2005): (Ed.): pp.100-136.*
- Diallo.M.M. «Analyse comparée des constantes cinétiques dans le processus d' élimination des microorganismes pathogènes dans les bassins de lagunage sous climat sahélien: cas de la station d'épuration des eaux usées de la station de Zie à Ouagadougou.» mémoire, 101 pages, 2009.
- Fagrouch, A., Amyay ,S., Berrahou, A., EL Halouani, H., et Abdelmoumen,H. «Performances d'abattement des germes pathogènes en lagunage naturel sous climat aride : cas de la filière de traitement des eaux usées de la ville de Taourirt.» *Afrique science 06 (3)*, 2010: 87-102.

Feachem R.G, Bradley D.J., Garelick H. and Mara D.D. «Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management.» *Published for the World Bank by John Wiley and Sons, UK*, (1983).

Grimason A.M., Smith H.V., Thitai W.N., Smith P.G., Jackson M.H. and Girdwood R.W.A. «Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in Kenya waste stabilization ponds.» *Water Science and Technology*, (1993): 97-107.

Hense M, Hanamoës P., Lacour Jansen J, et Arvin E. «Waste water treatment biological and chemical processes. 2nd edition, Springer, Berlin.» 1996: 383 p.

Idder Tahar, Laoulali Mahamane Sani, Idder Abdelhak, Seidl Martin. «Expérience d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage sous climat sahélien (Niamey, Niger) et quelques données récentes sur la mise en place de cette technique de traitement sous climat saharien (cuvette de Ouargla, Sahara septentrional, Algérie).» *Algerian journal of arid environment*, 2012: vol. 1, n° 2, 32-39.

Klutsé, A. «Épuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone soudano-sahélienne.» Thèse, 157 pages, Ouagadougou, 1995.

Konaté Y., Maïga A.H., Wéthé J., Denyigba K. et Zoungrana D. «Performance épuratoire d'un bassin anaérobie en climat sahélien: cas de la station d'épuration de Zie de Ouagadougou.» *4ème Journée Scientifiques du 21E-2ème forum de recherche du CREPA, 5-6 Mars 2007, Ouagadougou Burkina Faso, Mars 2007.*

Konaté Y, «: Lagunage anaérobie en climat soudano-sahélien : performances épuratoires, accumulation des boues, devenir des parasites, production de biogaz (Ouagadougou-Burkina Faso).» (2011).

KONE, Doulaye. «Épuration des Eaux usées par Lagunage à Microphyte et à Macrophyte en Afrique de l'Ouest et du Centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement.» THÈSE N° 2653, 2002.

Koné.D. «Épuration des eaux usées lagunage microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre: état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement.» *Thèse de doctorat EPFL. Lausanne, Suisse*, (2002): 170 p.

Hamzeh Ramadan and Victor M.P., «Design and Performance of Waste Stabilization Ponds.» 2013.

- Maïga A.H., Konaté Y., Wethé J., Denyigba, Zoungrana D., Togola L. (2008). «performance épuratoire d'une filière de trois bassins en série de lagunage à microphytes sous climat sahélien: cas de la station de traitement des eaux usées de 2IE(Groupe EIER-ETSHER).» *Revue des sciences de l'eau*, 2008.
- Maïga.Y. «processus d'élimination d'Escherichia coli et des entérocoques des bassins de lagunage sous climat sahélien : influence de la radiation solaire.» thèse 153 pages, (2010).
- Mara, D. «Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries.» 2003.
- Mara.D. «Domestic Wastewater treatment in developing countries.» *Earthscan, London, UK*, (2004): 293 p.
- Mara D.D and Pearson H.W, «Design Manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Countries.» (1998).
- Middlebrooks J.E. et al., «Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading.» *Macmillan Publishing Co. Inc. New York.*, 1982.
- Maynard H, Ouki S, William S. «Tertiary lagoons : a review of removal mechanism and performance.» *Water recherche*, (1999).
- Metcalf et Eddy, Inc. «Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 3rd ed.,McGraw-Hill International.» *Editions, New York, USA.*, 1991.
- Mohammed Boutayeb, Abdelhamid Bouzidi. «Épuration des eaux usées domestiques par lagunage naturel dans cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia Ouardigha-Maroc.» *Revue « Nature & Technologie ». C- Sciences de l'Environnement*, 08 Janvier 2012: 49-53.
- Nya J, Brissaud F, Kengne I.M, Drakides C, Amougou Akoa, Atangana Eteme R, Fonkou T et P.L. Agendia. «Traitement des eaux usées domestiques au Cameroun : Performances épuratoires comparées.» *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management*, 7-10 January 2002: p.726-736.
- Guerrin, F. (1981). Etude physico – chimique du lagunage de Réalmont (Tarn), Agence de Bassin Adour – Garonne, 74 p.

«Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou (PSAO) : assainissement collectif de la ville de Ouagadougou, plan de contrôle des rejets.» Mai 2001.

Sweeney D.G Nixon J.B Cromar N. J and Fallowfield H.J Temporal and spatial variation of physical, biological and chemical parameters in a large stabilization pond, and the implications for WSP modeling. *Water Science and Technology*. 55 (11):1-9.

Sinton L.W, Finlay R.K and Lynch A.P. «Sunlight inactivation of fecal bacteriophage and bacteria in sewage polluted seawater.» (1999).

Sinton L.W, Hall CH, Lynch A.P, et Davies Colley R.J. «Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline water.» (2002)..

Thomas P. Curtis, D. Duncan Mara, and Salomao A. Silva. «Influence of pH, Oxygen, and Humic Substances on Ability of Sunlight to Damage fecal Coliforms in Waste Stabilization.» *Journals.ASM.org*, 1992: 58 (4) :1335.

Sou. Y.M., «Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols.» thèse, 200 pages, (2009).

ANNEXES

Annexe 1 : Photos des dysfonctionnements relevés à Kossodo

Annexe 1.1 : photo de remonter de boue dans les bassins anaérobies



Annexe 1.2 : présence de déchets dans les bassins anaérobies.



ANNEXE 2 : CARACTERISTIQUES DES EAUX ISSUES DES DIFFERENTS BASSINS

Annexe 1.1. : Caractéristiques physico-chimiques et organiques des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation

Bassins	Paramètres	pH	T°C	C μS/cm	PR mV	OD mg/L	DCO mg/L	DCO filtré mg/L	DBO5 mg/L	MES mg/L
BA2	Moyenne	6,44	31	1635,9	-80, 37	3,68	1378	1093	993,75	112
	Minimum	6,09	29	527	-293	0,86	1131	835	600	97
	Maximal	6,91	33	2120	50,9	8,8	1575	1285	1250	125
	Moyenne	6.41	31	1622,6	19,8	3,74	1523	1071	1000	112
BA3	Minimum	6	28	526	-9,6	0,91	1094	830	700	97
	Maximal	6.97	33	2120	47,9	9,24	1823	1284	1300	126
	Moyenne	8.54	30	1665	21,7	3,76	1220	554	477,5	110
BF	Minimum	8,19	27	516	-12,9	1,04	816	249	380	96
	Maximum	8,96	33	1961	51,2	7,07	1489	778	540	129
	Moyenne	8,45	30	1849,4	-103	4,01	1101	451	382,5	110
BM1	Minimum	7,64	27	1727	-133	0,42	763	222	100	94
	Maximum	8,91	33	1987	-74	7,86	1382	627	540	129,5
	Moyenne	8,40	29	1835,5	-98	3,88	1036	365	265	112
BM2	Minimum	7,56	23	497	-129	1,06	665	183	160	96
	Maximum	9,03	32	3200	-60	7,9	1318	514	360	128

Evaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de kossodo après 9 ans de fonctionnement

Annexe 1.2 : Tableau des caractéristiques minérales et microbiologiques des eaux usées issues des bassins

Bassins	Paramètres	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	PT mg/L	CF	<i>E.COLI</i>
		mg/L	mg/L	mg/L		ufc/100mL	<i>ufc/100mL</i>
BA	Moyenne	22,46	23,21	6,623	9,18	9,41E+06	1,19E+06
	Minimum	6,45	13	0,75	5,95	4,20E+05	2,00E+04
	Maximal	75,47	80,5	29,52	14,85	5,17E+07	6,38E+06
BF	Moyenne	8,64	17,04	3,15	11,91	1,01E+06	2,30E+04
	Minimum	0,516	5	0,29	5,2	1,20E+04	1,36E+03
	Maximum	25,026	29	8,93	15,5	1,07E+07	9,93E+04
BM1	Moyenne	8,64	16,13	3,21	9,96	9,47E+04	2,73E+03
	Minimum	1,44	6	0,065	6,3	0,00E+00	0,00E+00
	Maximum	22,32	30	11,40	13,8	1,93E+06	1,40E+04
BM2	Moyenne	8,57	14,83	3,26	12,23	9,07E+04	4,00E+02
	Minimum	1,44	5	0,14	5,2	0,00E+00	0,00E+00
	Maximum	25,41	24	17,18	16,2	1,80E+06	7,00E+03

ANNEXE 2 : RESULTATS DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES

Annexe2.1 : Tableau des valeurs de conductivité

Conductivité en $\mu\text{S/cm}$							
Date	E	BA2	BA3	BF	BM1	BM2	BM3
08/05/2013	1760	2120	2120	1931	1928	1982	1959
10/05/2013	2100	2100	2100	1936	1952	1917	1995
13/05/2013	2170	2090	2040	1931	1934	2010	2010
14/05/2013	1620	1953	1927	1961	1959	1993	2040
16/05/2013	1519	1972	1957	1947	1940	1980	2050
20/05/2013	1508	1949	1951	1910	1967	2030	2040
22/05/2013	1357	527	526	516	1987	497	2090
24/05/2013	1247	1796	1795	1739	1980	2030	2030
27/05/2013	1078	1672	1669	1856	1933	1980	2040
29/05/2013	866	1505	1482	1776	1854	1926	1982
31/05/2013	1372	1494	1492	1741	1831	1885	1954
03/06/2013	4390	1633	1615	1687	1814	1875	1925
05/06/2013	2320	1666	1671	1677	1798	1844	1946
07/06/2013	1236	1630	1602	1641	1779	1830	1909
10/06/2013	1929	1687	1683	1645	1793	1846	1934
12/06/2013	1537	1611	1588	1660	1794	1900	1986
17/06/2013	2790	1508	1488	1602	1754	1837	1940
19/06/2013	1329	1473	1461	1580	1798	1841	1947
21/06/2013	1058	1438	1423	1566	1848	1782	1058
24/06/2013	605	1454	1441	1556	1765	3200	1984
26/06/2013	1662	1463	1447	1539	1765	1853	1976
28/06/2013	1228	1442	1410	1522	1753	1720	1924
02/07/2013	1393	1555	1549	1529	1727	509	1887
04/07/2013	1001	1524	1506	1513	1732	1784	1904
Moyenne	1628,125	1635,9166	1622,625	1665,0416	1849,375	1835,4583	1937,9166
Minimum	605	527	526	516	1727	497	1058
Maximum	4390	2120	2120	1961	1987	3200	2090
Ecart-type	766,3645	327,52337	326,5676	290,03770	88,563812	495,61529	194,68836

Evaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de kossodo après
9 ans de fonctionnement

Annexe2.2 : Tableau des valeurs de pH

Evolution du pH au cours de l'étude							
Date	E	BA2	BA3	BF	BM1	BM2	BM3
08/05/2013	6,026	6,09	6	8,26	8,44	8,045	8,349
10/05/2013	7,352	6,154	6,067	8,189	8,126	8,223	8,152
13/05/2013	11,25	6,495	6,509	8,316	8,559	8,073	8,28
14/05/2013	9,559	6,308	6,312	8,217	8,189	8,301	8,168
16/05/2013	7,094	6,564	6,62	8,587	8,874	8,817	8,558
20/05/2013	9,143	6,395	6,35	8,657	8,835	8,429	8,582
22/05/2013	9,068	6,353	6,319	8,461	8,523	8,5	8,256
24/05/2013	7,317	6,521	6,536	8,575	8,874	8,673	8,603
27/05/2013	6,987	6,287	6,26	8,565	8,678	8,743	8,505
29/05/2013	6,555	6,219	6,183	8,633	8,826	8,553	8,633
31/05/2013	6,261	6,309	6,29	8,68	8,695	8,865	8,561
03/06/2013	11,848	6,721	6,767	8,677	8,766	8,583	8,725
05/06/2013	11,064	6,82	6,763	8,573	8,609	8,882	8,558
07/06/2013	6,744	6,574	6,455	8,963	8,906	9,031	8,803
10/06/2013	10,846	6,457	6,404	8,45	8,315	8,542	8,231
12/06/2013	6,951	6,202	6,171	8,638	8,61	8,217	8,272
17/06/2013	11,562	6,911	6,966	8,698	8,586	8,279	8,309
19/06/2013	6,85	6,525	6,569	8,711	8,63	8,632	8,258
21/06/2013	6,454	6,222	6,244	8,406	8,253	8,205	6,454
24/06/2013	9,097	6,284	6,274	8,644	8,058	8,159	7,779
26/06/2013	10,467	6,653	6,657	8,591	8,063	8,138	7,956
28/06/2013	7,906	6,673	6,37	8,562	7,786	8,115	8,341
02/07/2013	7,312	6,381	6,402	8,343	7,974	7,563	7,919
04/07/2013	7,292	6,48	6,457	8,481	7,639	8,036	7,817
Moyenne	8,3752083	6,4415833	6,414375	8,5365416	8,4505833	8,4001666	8,252875
Minimum	6,026	6,09	6	8,189	7,639	7,563	6,454
Maximum	11,848	6,911	6,966	8,963	8,906	9,031	8,803
Ecart-type	1,9047969	0,2136170	0,23046	0,1809275	0,3639630	0,3461438	0,4725007

Evaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de kossodo après
9 ans de fonctionnement

Annexe2.3 : Tableau des valeurs de l'oxygène dissous

Oxygène dissous en mg/L							
Date	E	BA2	BA3	BF	BM1	BM2	BM3
08/05/2013							
10/05/2013	2,1	2,61	2,94	3,64	2,61	2,67	2,02
13/05/2013	1,2	5,97	4,69	6,95	4,64	5,97	5,38
14/05/2013	3,22	1,86	3,7	1,44	4,05	3,35	3,86
16/05/2013	0,85	2,14	1,89	2,22	0,42	2,9	2,75
20/05/2013	2,24	1,49	3,62	4,8	1,6	4,53	3,74
22/05/2013	1,43	0,86	1,04	1,54	4,67	1,06	2,01
24/05/2013	1,88	1,26	0,91	3,69	2,37	1,22	3,64
27/05/2013	1,97	4,17	4,74	3,93	2,91	3,45	1,217
29/05/2013	1,79	5,21	5,48	5,25	5,36	5,56	4,91
31/05/2013	2,12	4,1	1,69	3,69	2,25	1,35	2,64
03/06/2013	1,21	3,07	1,27	3,49	1,7	3	2,85
05/06/2013	1,33	1,1	1,15	1,04	1,84	3,4	1,5
07/06/2013	1,69	2,26	1,54	1,67	4,91	3,39	3,71
10/06/2013	3,41	5,94	6,12	3,12	7,63	2,91	5,13
12/06/2013	2,77	1,14	1,25	2,81	4	2,04	2,52
17/06/2013	3,02	2,55	4,48	2,59	3,79	2,82	3,83
19/06/2013	4,49	3,41	3,88	4,25	6,17	4,36	5,49
21/06/2013	5,74	7,42	6,2	6,26	6,61	7,52	5,74
24/06/2013	5,27	8,8	9,24	6,34	7,86	7,9	9,76
26/06/2013	6,08	4,51	6,43	7,07	7,5	7,02	7,51
28/06/2013	2,25	5,54	5,41	3,09	3,18	3,21	2,7
02/07/2013	3,69	6,56	5,4	4,69	3,43	3,73	4,17
04/07/2013	2,92	2,52	2,83	2,84	2,76	5,67	2,01
Moyenne	2,7247826	3,6734783	3,7347826	3,7569565	4,0113043	3,8708696	3,8733478
Minimum	0,85	0,86	0,91	1,04	0,42	1,06	1,217
Maximum	6,08	8,8	9,24	7,07	7,86	7,9	9,76
Ecart-type	1,4758291	2,2297444	2,2207736	1,7450747	2,0816718	1,928268	2,0135366

Evaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de kossodo après
9 ans de fonctionnement

Annexe2.4 : Tableau des valeurs de température

Température en °C							
Date	E	BA2	BA3	BF	BM1	BM2	BM3
08/05/2013	32,5	31,4	31,4	30,6	30,8	29,2	30,2
10/05/2013	32,5	30,7	31	30,2	29,7	30,1	29,5
13/05/2013	32,1	30,9	30,9	29,6	29,4	28,4	29,2
14/05/2013	35,4	30,3	30,4	29,5	28,7	28,8	29
16/05/2013	33,5	33	32,4	31,7	32,1	31,8	32,1
20/05/2013	33,9	32,8	32,8	32,7	32,7	30,4	33,2
22/05/2013	32	31,1	31,2	30,8	29,8	29,9	29,7
24/05/2013	32,8	31,3	31,2	30,9	31,1	30,1	31,1
27/05/2013	36,2	30,5	30,7	29,6	29,5	23,3	29,3
29/05/2013	30,6	30,5	30,6	29,8	29,6	28,8	29,3
31/05/2013	28,2	30,9	30,6	30,1	29,4	29,8	29,3
03/06/2013	35,5	30,5	30,6	29,7	30,3	29	30
05/06/2013	24	30,2	30,2	29	28,7	28,7	28,1
07/06/2013	30,8	30,4	30,9	29,7	29,8	29,7	28,9
10/06/2013	32,7	30,1	30,2	29,6	28,8	28,4	28,3
12/06/2013	31,3	30,8	30,8	29,7	29,2	28,1	29
17/06/2013	31,1	30,8	30,7	30,4	29,8	28,9	29,7
19/06/2013	30,8	30,9	31,1	29,8	29,2	29	29,1
21/06/2013	30,8	30,7	30,8	29,3	28,6	29,5	30,8
24/06/2013	27,9	29,5	29,5	28,9	28,2	29,5	28
26/06/2013	30,3	30,1	30,3	28,8	28,3	28,2	28,1
28/06/2013	29,6	29,2	27,8	26,8	26,8	27,6	26,4
02/07/2013	26,6	29,4	29,4	28,3	28,4	27,5	27,7
04/07/2013	31,4	29,4	29,4	28,9	29,2	28,5	28,3
Moyenne	31,35416	30,641666	30,620833	29,766666	29,504166	28,883333	29,345833
Minimum	24	29,2	27,8	26,8	26,8	23,3	26,4
Maximum	36,2	33	32,8	32,7	32,7	31,8	33,2
Ecart-type	2,797044	0,9131487	0,9890615	1,1506771	1,2633561	1,5276201	1,4458273

Annexe 3 : Normes de rejet et de réutilisation des eaux usées

Annexe 3.1 : Normes de rejet des eaux usées dans les eaux de surface au Burkina Faso

Paramètres	Valeurs limites
Température (°C)	18- 40°C
Sulfates (mg/L)	600
Streptocoques fécaux (ufc/100mL)	10000
pH	6,4-10,5
Paramètres physiques	-
Paramètres chimiques	-
Paramètres bactériologiques et bactériologiques	-
Oxygène dissous (mg/L) ou en %	-
Organophosphates (mg/L)	5 mg/L
Nitrite NO ₂ ⁻ (mg/L)	1 mg/L
Nitrate NO ₃ ⁻ (mg/L)	50 mg/L
MES (mg/L)	200
DCO (mgO ₂ /L)	150
DBO (mgO ₂ /L)	50
Conductivité électriques (µS/cm)	-
Coliformes fécaux (ufc/100mL)	-
Coliformes totaux (ufc/100mL)	2000 ufc/100mL
Chlorures (mg/L)	600 mg/L
Ammonium (mg/L)	1 mg/L

Evaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de kossodo après
9 ans de fonctionnement

Annexe 3.2 : Norme OMS (1989) de réutilisation des eaux usées traitées

Catégories	Condition d'utilisation	Groupe exposé	Nématode intestinaux (nombre d'œuf/L en moyenne arithmétique)	Coliformes intestinaux (nombre/100mL en moyenne géométrique)	Procédé de traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues des terrains de sport des jardins	Ouvriers agricoles, consommateurs public	≤1	≤1000	Une série de bassin de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent
B	Irrigation des cultures céréalières industrielles et fourragères des pâturages des plantations d'arbres	Ouvriers agricoles	≤1	Aucune norme n'est recommandée	Rétention en bassin de stabilisation pendant 8-10 jours ou tout autres procédés d'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux
C	Irrigation localisation des cultures de la catégorie B si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation mais au moins une sédimentation primaire

Source : CREPA, 2007