



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :
2020-2021

N° D'ORDRE : 0383/2021

N° CARTE D'ETUDIANT :
CI0416000468

MASTER

Génie de l'Eau et de l'Environnement

THÈME :

**Étude contributive à la restauration des performances
épurationnaires d'un procédé de lagunage appliqué au traitement
d'effluents industriels de production de caoutchouc : cas de
l'Unité Agricole Intégrée (UAI) de la SAPH Bongo, Alépé**

LABORATOIRE :
SCIENCES ET
TECHNOLOGIES DE
L'ENVIRONNEMENT

Présenté par :

TEKI Teki Jean Bruno Serge

JURY

Président : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : M. KONAN-WAIDHET Arthur Brice, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Encadreur : M. KOUAKOU N'Guessan Édouard, Maître-Assistant,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : M. EBLIN Sampah Georges, Maître-Assistant,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Soutenu publiquement
le : 28 / 08 / 2021



REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

UFR ENVIRONNEMENT

ANNEE ACADEMIQUE :

2020-2021

N° D'ORDRE : 0383/2021

N° CARTE D'ETUDIANT :

CI0416000698

LABORATOIRE :

**SCIENCES ET
TECHNOLOGIES DE
L'ENVIRONNEMENT**

MASTER

Génie de l'Eau et de l'Environnement

THÈME :

**Étude contributive à la restauration des performances
épuratoires d'un procédé de lagunage appliqué au traitement
d'effluents industriels de production de caoutchouc : cas de
l'Unité Agricole Intégrée (UAI) de la SAPH Bongo, Alépé**

Présenté par :

TEKI Teki Jean Bruno Serge

JURY

**Président : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Directeur : M KONAN-WAIDHET Arthur Brice, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Encadreur : M KOUAKOU N'Guessan Édouard, Maître-Assistant,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Examineur : M. EBLIN Sampah Georges, Maître-Assistant,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

Soutenu publiquement

le : 28 / 08 / 2021

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
LISTE DES SIGLES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES ANNEXES.....	ix
INTRODUCTION	1
PRÉMIÈRE PARTIE : GÉNÉRALITÉS	3
1.1 Présentation du site d'étude	3
1.2 Industrie du caoutchouc.....	3
1.2.1 Notion du caoutchouc naturel	3
1.2.2 Évolution du marché en Côte d'Ivoire.....	5
1.2.3 Filière du caoutchouc en Côte d'Ivoire	6
1.2.3.1 SAPH	6
1.2.3.2 Procédés industriels de transformation de l'hévéa en caoutchouc	6
1.3 Effluents industriels de la production du caoutchouc	7
1.3.1 Caractéristiques	7
1.3.2 Problématiques environnementales liées à l'industrie du caoutchouc	8
1.3.2.1 Impact sur les cours d'eau.....	9
1.3.2.2 Impact sur la faune et la flore aquatique	9
1.4 Traitements conventionnels des eaux usées.....	9
1.4.1 Systèmes de lagunage	9
1.4.1.1 Lagunes naturelles	10
1.4.1.2 Lagunes aérées.....	10
1.4.2 Facteurs influençant les performances d'un lagunage.....	12

1.4.2.1 Conception	12
1.4.2.2 Charge organique entrante	12
1.4.2.3 Entretien du site	13
1.4.3 Avantages du lagunage et inconvénients du système de lagunage	13
1.4.4 Amélioration des performances du système de lagunage	14
1.5 Traitement physico-chimique des eaux usées industrielles	14
1.5.1 Coagulation-floculation	14
1.5.1.1 Traitement physico-chimique du phosphore (déphosphatation)	14
DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES	17
2.1 Matériel.....	17
2.1.1 Données	17
2.1.1.1 Données techniques de dimensionnement de la station	17
2.1.1.2 Données techniques de suivi de la station (monitoring)	19
2.1.1.3 Principe d'analyses des paramètres reportés	19
2.1.2 Matériels de terrain.....	20
2.1.3 Outil de traitement de données.....	20
2.2 Méthodes.....	20
2.2.1 Diagnostic du fonctionnement de la STEP	20
2.2.1.1 Variation des paramètres physico-chimiques.....	20
2.2.1.2 Abattement des paramètres physico-chimiques	21
2.2.1.3 Diagnostic de l'eutrophisation.....	21
2.2.1.3.1 Pouvoir oxydant et indice R_H	21
2.2.1.3.2 Calcul des charges massiques des nutriments	22
2.2.1.3.3 Calcul des ratios C/N/P (DBO_5 , N_{tot} , P_{tot})	23
2.2.2 Technologie d'élimination du phosphore	23
2.2.2.1 Dimensionnement du clarificateur.....	24

2.2.2.2	Méthode de la coagulation-floculation	25
2.2.2.3	Détermination du taux de traitement	25
TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION		27
3.1	Résultats.....	27
3.1.1	Diagnostic de l'eutrophisation	27
3.1.1.1	Caractérisation du pouvoir oxydant R_H des eaux	27
3.1.1.2	Relation pH- R_H	27
3.1.1.3	Variation des paramètres physico-chimiques.....	28
3.1.1.3.1	Potentiel en Hydrogène (pH).....	28
3.1.1.3.2	Matières en suspension (MES)	29
3.1.1.3.3	Demande Chimique en Oxygène (DCO)	30
3.1.1.3.4	Demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO_5).....	31
3.1.1.3.5	Azote total (N_{tot})	32
3.1.1.3.6	Phosphore total (P_{tot}).....	33
3.1.1.4	Rendement d'épuration	34
3.1.1.5	Analyse des balances caractéristiques des nutriments.....	36
3.1.2	Technologie d'élimination du phosphore	37
3.1.2.1	Dimensions du clarificateur	37
3.1.2.2	Utilisation de sels métalliques : chlorure ferrique ($FeCl_3$) et/ou sulfate d'alumine ($Al_2(SO_4)_3$)	39
3.2	Discussion.....	39
CONCLUSION.....		44
RÉFÉRENCES.....		45

DÉDICACE

Les mots aussi expressifs soient-ils, restent faibles pour témoigner ma profonde gratitude :

À

Ma mère **AHUI Chia Agathe** qui a toujours cru en moi. Ton sens élevé de l'amour, du respect, de l'honneur, de la dignité et surtout du travail bien fait, a fait de moi un homme respectable et respectueux. Merci pour ton soutien aussi bien moral, matériel que financier. Jamais, je ne saurais estimer les sacrifices et le dévouement que tu as consacrés à mon éducation et à mes études. Merci maman !!!

Je te dédie ce travail...

REMERCIEMENTS

Ce document, bien qu'il porte mes empreintes, est le fruit d'un parcours scolaire, secondaire et universitaire qui a connu bien des moments intéressants mais aussi des moments de peines. Ainsi, avant d'achever ce travail, qu'il me soit permis d'accorder ces pages à tous ceux qui, de près ou de loin, de façon volontaire ou involontaire, ont œuvré à notre formation et à sa réalisation. Il m'est agréable de leur exprimer ma gratitude. Mes remerciements vont à l'endroit des autorités de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa pour l'intérêt qu'elles ont porté à cette étude.

Je tiens particulièrement à remercier Madame **TIDOU Abiba Sanogo** épouse **KONE**, Professeur Titulaire et Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé pour sa bonne gouvernance.

Je remercie Monsieur **KOUASSI Kouakou Lazare**, Professeur Titulaire, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement qui a accepté de remplir la tâche ardue qui consistait à conduire l'UFR. Je vous réitère mes sincères reconnaissances pour m'avoir inculqué l'amour du travail et surtout du travail bien fait.

Mes remerciements vont à l'endroit de Monsieur **KONAN-WAIDHET Arthur Brice**, Maître de Conférences, Directeur Scientifique de ce travail, pour avoir accepté d'apporter sa contribution dans ce travail de recherche scientifique.

J'exprime ma profonde gratitude à mon encadreur, Monsieur **KOUAKOU N'Guessan Édouard**, Maître-Assistant, qui a accepté d'encadrer ce travail et m'a accordé toute son attention et sa patience.

Je tiens aussi à remercier Monsieur **MANGOUA Oi Mangoua Jules**, Maître de Conférences, Responsable de la filière Génie de l'Eau et de l'Environnement (GEE) pour tout ce qu'il fait pour l'avancement de la filière et pour l'insertion professionnelle des étudiants qui y passent.

Mes remerciements vont également à l'endroit de Monsieur **EBLIN Sampah Georges**, Maître-Assistant, qui a volontiers accepté d'apporter un jugement critique pour l'amélioration du manuscrit.

À tous mes aimables amis de la filière Génie de l'Eau et de l'Environnement, je leur dis merci pour le soutien moral.

LISTE DES SIGLES

AFNOR	: Association Française de Normalisation
CIAPOL	: Centre Ivoirien Anti-Pollution
DBO₅	: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours
DCO	: Demande Chimique en Oxygène
MES	: Matières en Suspension
PAACA	: Projet d'Assainissement et d'Amélioration du Cadre de Vie d'Abidjan
PUIUR	: Projet d'Urgence d'Infrastructures Urbaines
SAPH	: Société Africaine de Plantations d'Hévéas
STEP	: Station d'Épuration des Eaux Usées

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	: Composition du latex	4
Tableau II	: Synthèses des avantages et inconvénients du système de lagunage	13
Tableau III	: Synthèse des actions de maintenance	14
Tableau IV	: Dimensions des cellules (Bassins).....	17
Tableau V	: Principes et références d'analyses des paramètres physicochimiques appliqués par ENVAL.....	19
Tableau VI	: Tableau présentant le rendement de la STEP.....	35
Tableau VII	: Ratio C/N/P sur la période d'étude.....	36
Tableau VIII	: Caractéristiques dimensionnelles du clarificateur proposé.....	38
Tableau IX	: Comparaison de la quantité de réactifs pour la déphosphatation	39

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Présentation du site d'étude	3
Figure 2 : Vue de la saignée d'Hévée et du fond de tasse	4
Figure 3 : Répartition de la production mondiale du caoutchouc naturel	5
Figure 4 : Schéma du process de transformation du caoutchouc naturel	7
Figure 5 : Coupe transversale d'un système classique de lagunage.....	9
Figure 6 : Coupe schématique d'un dispositif de lagunage aéré.....	11
Figure 7 : Plan de masse de la station de traitement par lagunage des eaux usées de l'UAI de Bongo.....	18
Figure 8 : Matériel de terrain	20
Figure 9 : Pouvoir oxydant de l'eau à l'entrée des lagunes	27
Figure 10 : Relation pH- R_H	28
Figure 11 : Variations mensuelles du pH à l'entrée et à la sortie des lagunes	29
Figure 12 : Variations mensuelles des MES à l'entrée et à la sortie des lagunes	30
Figure 13 : Variations mensuelles de la DCO à l'entrée et à la sortie des lagunes.....	31
Figure 14 : Variations mensuelles de la DBO_5 à l'entrée et à la sortie des lagunes	32
Figure 15 : Variations mensuelles de N_{tot} à l'entrée et à la sortie des lagunes	33
Figure 16 : Variations mensuelles du P_{tot} à l'entrée et à la sortie des lagunes	34
Figure 17 : Rendement de la station UAI SAPH Bongo	35
Figure 18 : Flux journaliers des nutriments	37
Figure 19 : Schéma dimensionnel simplifié du bassin de sédimentation	38

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Photographies de terrain.....	a
---	----------

INTRODUCTION

La problématique du rejet d'eaux usées industrielles préoccupe tant les responsables des industries, les gouvernements et autres instances régulatrices ainsi que les citoyens. En effet, chacune de ces parties prenantes est affectée par la gestion en tant que telle ou par les conséquences qui en découlent. Avec l'acquisition de plus en plus de connaissances en lien avec les impacts de ces rejets, les gouvernements possèdent la responsabilité d'adapter les lois et règlements en vigueur afin d'assurer une protection du territoire (Archambault, 2018). Les rejets des eaux usées augmentent du fait de l'industrialisation et de l'élévation du niveau de vie de la population. Ces volumes d'eau usée nécessitent donc d'être traités avant rejet dans le milieu récepteur. De nos jours, les capacités d'autoépuration sont jugées dépassées ; ce qui pousse les chercheurs à développer plusieurs techniques pour épurer ces effluents (Abdeljabar & Oussama, 2019). Ainsi, l'installation des systèmes d'épuration en aval des réseaux d'assainissement constitue une des solutions si non la seule capable de préserver les ressources en eau (Abdeljabar & Oussama, 2019). Outre la dépollution des effluents, ces installations permettent la mobilisation d'un volume important d'eau apte à être réutilisé dans plusieurs domaines (Chaouki *et al.*, 2015). Par ailleurs, dans le cadre de la lutte contre la pollution environnementale, ces dernières années ont été marquées en Côte d'Ivoire par des efforts importants consacrés à la préservation des ressources naturelles, notamment, la protection et la valorisation des ressources en eau. En milieu urbain comme dans le domaine industriel, ces efforts se sont matérialisés par une multiplicité de subventions de projets étatiques (PUIUR, 2011 ; PAACA, 2021) incitant les municipalités à l'édification d'ouvrages d'assainissement et d'épuration des eaux usées urbaines. Ces efforts ont également été notés dans la sensibilisation des industriels au traitement de leurs rejets liquides et solides, ainsi que le suivi régulier des performances des installations de traitement existantes. En effet, dans le fonctionnement mécanique des quelques bioprocédés existants à travers le pays, d'énormes difficultés mécaniques, techniques, environnementales, et/ou biologiques subsistent. Il s'agit par exemple des difficultés en matière de sélection de procédés adéquats, la qualification du personnel exploitant, l'atteinte des limites en vigueur, ainsi que la qualité et la fiabilité des installations elles-mêmes à résister aux défis des besoins attendus. Ainsi, selon la nature et l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des eaux résiduaires en fonction des caractéristiques de celles-ci et du degré d'épuration souhaité (Al-Khatib *et al.*, 2017). Ces systèmes d'épuration conçus pour réguler les eaux usées avant rejet pourraient dans certaines mesures ne pas être à la hauteur des attentes souhaitées ; d'où la nécessité d'évaluer leur performance.

C'est dans cette optique que cette étude dont le thème est : « **Étude contributive à la restauration des performances épuratoires d'un procédé de lagunage appliqué au traitement d'effluents industriels de production de caoutchouc : cas de l'Unité Agricole Intégrée (UAI) de la SAPH Bongo, Alépé** » a été initiée.

Cette étude a pour objectif général de restaurer les performances des bassins de lagunage de l'Unité Agricole Intégrée de la SAPH Bongo, Alépé.

Il s'agit plus spécifiquement de :

- diagnostiquer le phénomène de l'eutrophisation à travers l'évaluation des balances caractéristiques des nutriments dans les effluents de la station ;
- proposer une voie de déphosphatation chimique dans un ouvrage de sédimentation.

Ce mémoire comporte trois principales parties :

La première partie présente les généralités. La deuxième partie fait mention du matériel et méthodes utilisés dans le cadre de cette étude. La troisième partie relève les résultats, suivis de la discussion. Le présent mémoire s'achève par une conclusion et des perspectives d'amélioration continue du procédé étudié.

PRÉMIÈRE PARTIE : GÉNÉRALITÉS

1.1 Présentation du site d'étude

L'Unité Agricole Intégrée (UAI) des Sociétés Africaines des Plantations d'Hévéa (SAPH) est localisée au Sud-est de la Côte d'Ivoire à Bongo (département de Grand-Bassam), à 15 km d'Alépé (Figure 1). L'UAI est géographiquement située entre les longitudes 3°30' et 3°31' Ouest et les latitudes 5°29' et 5°31' Nord et s'étend sur une superficie de 7 100 ha (Ateliers, plantations, usine, habitations) (SAPH, 2015). Inaugurée le 15 décembre 2017, elle devient la plus grande usine de traitement de caoutchouc naturel d'Afrique. L'usine de Bongo a une capacité de traitement de 10,8 t/h avec un potentiel de production de plus de 60 000 t/an qui représente 34% de la production totale de SAPH (AIP, 2017).

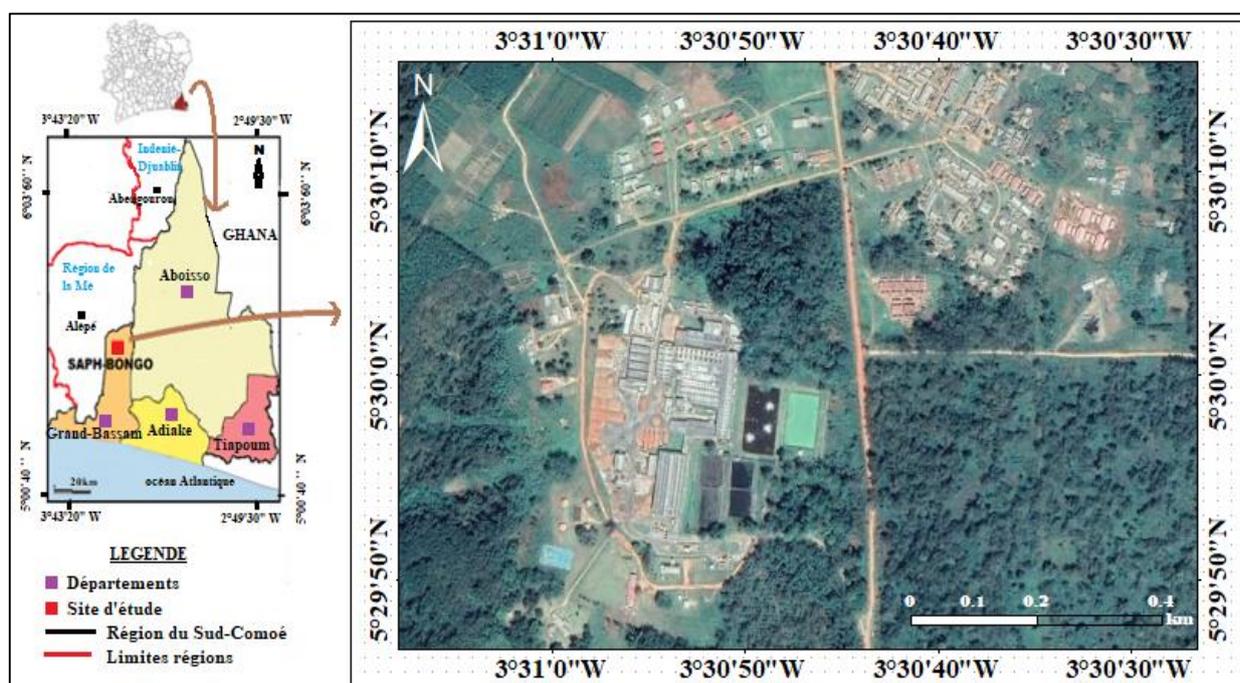


Figure 1 : Présentation du site d'étude (extrait de Amon *et al.*, 2015 modifié)

1.2 Industrie du caoutchouc

1.2.1 Notion du caoutchouc naturel

Le terme caoutchouc est globalement utilisé comme synonyme du terme élastomère, désignant ainsi tout polymère qui présente des propriétés élastiques obtenues après réticulation. La réticulation correspond à une transformation chimique qui permet de créer un réseau tridimensionnel entre les chaînes de polymères. Pour les caoutchoucs, cette réaction chimique est appelée vulcanisation. Il faut noter que le caoutchouc représente le matériau final obtenu suite à la transformation du latex. En effet, le latex, matière première de l'industrie du caoutchouc naturel, est le liquide blanchâtre, comparable au lait. Il est secrété par l'hévéa, un

arbre dont la durée de vie est estimée à environ 40 ans. Au cours de sa durée de vie, l'hévéa commence à produire du latex après une période d'immaturité de l'ordre de 7 ans (Diby *et al.*, 2017 ; Zouzoua *et al.*, 2019). Une fois la maturité atteinte, l'arbre est saigné pour récolter le latex (Figure 2).



Figure 2 : Vue de la saignée d'Hévéa et du fond de tasse

Ce liquide (latex) est constitué essentiellement d'eau (55-65%) et de particules de caoutchouc (30-40%). D'autres composés se retrouvent également dans la composition du latex tel que présenté par le tableau I.

Tableau I : Composition du latex (Ochigbo & Lyut, 2011)

Composés	Proportions (%)
Eau	55-65
Particules de caoutchouc	30-40
Protéines	2-3
Extraits acétoniques	1-1,7
Sucres	1-2
Matières minérales	0,2-0,9
Résines	1,3-3,5
Cendre	0,5-1
Glucosides du stéorol	0,1-0,5

1.2.2 Évolution du marché en Côte d'Ivoire

La production mondiale du caoutchouc se répartit essentiellement entre trois continents : l'Asie (94%), l'Amérique (2%) et l'Afrique (4%) (Figure 3), où la plupart des plantations se retrouve dans les régions chaudes humides. Le caoutchouc naturel est indispensable dans d'innombrables applications industrielles : par exemple, le pneumatique avec sa référence mondiale Michelin, la fabrication des joints, des gants chirurgicaux, ainsi que des gommes, etc.

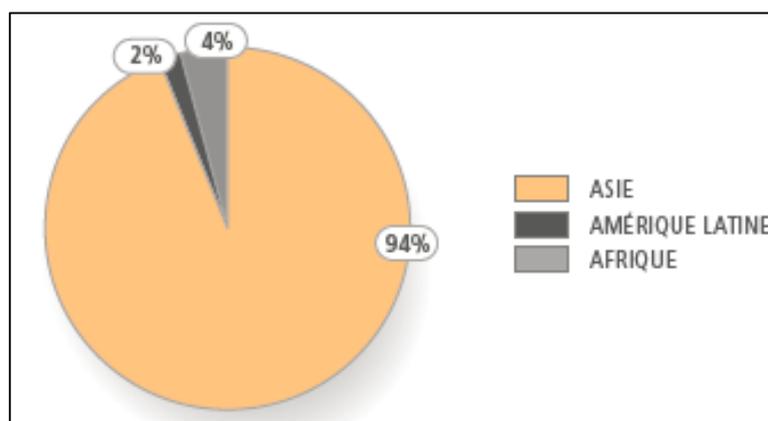


Figure 3 : Répartition de la production mondiale du caoutchouc naturel en 2008 (SNCP, 2008)

Dans une industrie mondiale du caoutchouc fortement concentrée, la Côte d'Ivoire occupe une place non négligeable. Pour remonter à l'origine des faits, l'hévéa est arrivé au niveau local (Côte d'Ivoire) quand la France a dû quitter l'Indochine, au début des années cinquante à l'initiative de sociétés privées. La première tentative de l'introduire en agriculture familiale date des années 70, avec un appui timide des politiques publiques, alors plus préoccupées par la filière du cacao (Ruf, 2008).

Récemment, avec la prise de conscience de l'importance du marché mondial du caoutchouc, la Côte d'Ivoire s'est engagée ces deux dernières décennies à dynamiser le secteur. Conséquence, le pays occupe le 1^{er} rang producteur de caoutchouc en Afrique et entre dans le top 5 mondial des fournisseurs de la matière première se positionnant au 4^e rang derrière l'Indonésie, la Thaïlande et le Vietnam contre 7^e place jusqu'ici. En effet, une explosion spectaculaire du caoutchouc a été enregistrée avec une production de près 950 000 tonnes en 2020 (APROMAC, 2021) contre de 100 000 tonnes 20 ans en arrière (Ruf, 2013). Le pays produit 60% du caoutchouc d'Afrique (Zouzoua *et al.*, 2019).

1.2.3 Filière du caoutchouc en Côte d'Ivoire

1.2.3.1 SAPH

Filiale depuis 1999 du groupe ivoirien SIFCA (leader ouest-africain de l'agro-industrie intervenant dans l'hévéa, la canne à sucre et le palmier à huile), la SAPH est le premier producteur de caoutchouc en Afrique de l'Ouest. Elle dispose de 5 Unités Agricoles Intégrées (UAI) en Côte d'Ivoire qui sont :

- UAI de Bettié, Abengourou ;
- UAI de Bongo, Alépé ;
- UAI Rapides-Grah, San-Pedro ;
- UAI Toupah/ Ousrou, Dabou ;
- UAI Yocoli, Soubré.

1.2.3.2 Procédés industriels de transformation de l'hévéa en caoutchouc

Dans une chaîne industrielle classique de transformation du latex de l'hévéa, l'unité de traitement de fond de tasses se subdivise en quatre principales parties :

- réception et stockage des matières premières ;
- usinage : nettoyage, pré-granulation, granulation, traitement chimique ;
- séchage, pressage et conditionnement ;
- stockage des produits finis et exportation.

Le processus de transformation des 5 unités fonctionnelles ci-dessus peut être schématiquement représenté à travers le diagramme de la Figure 4 :

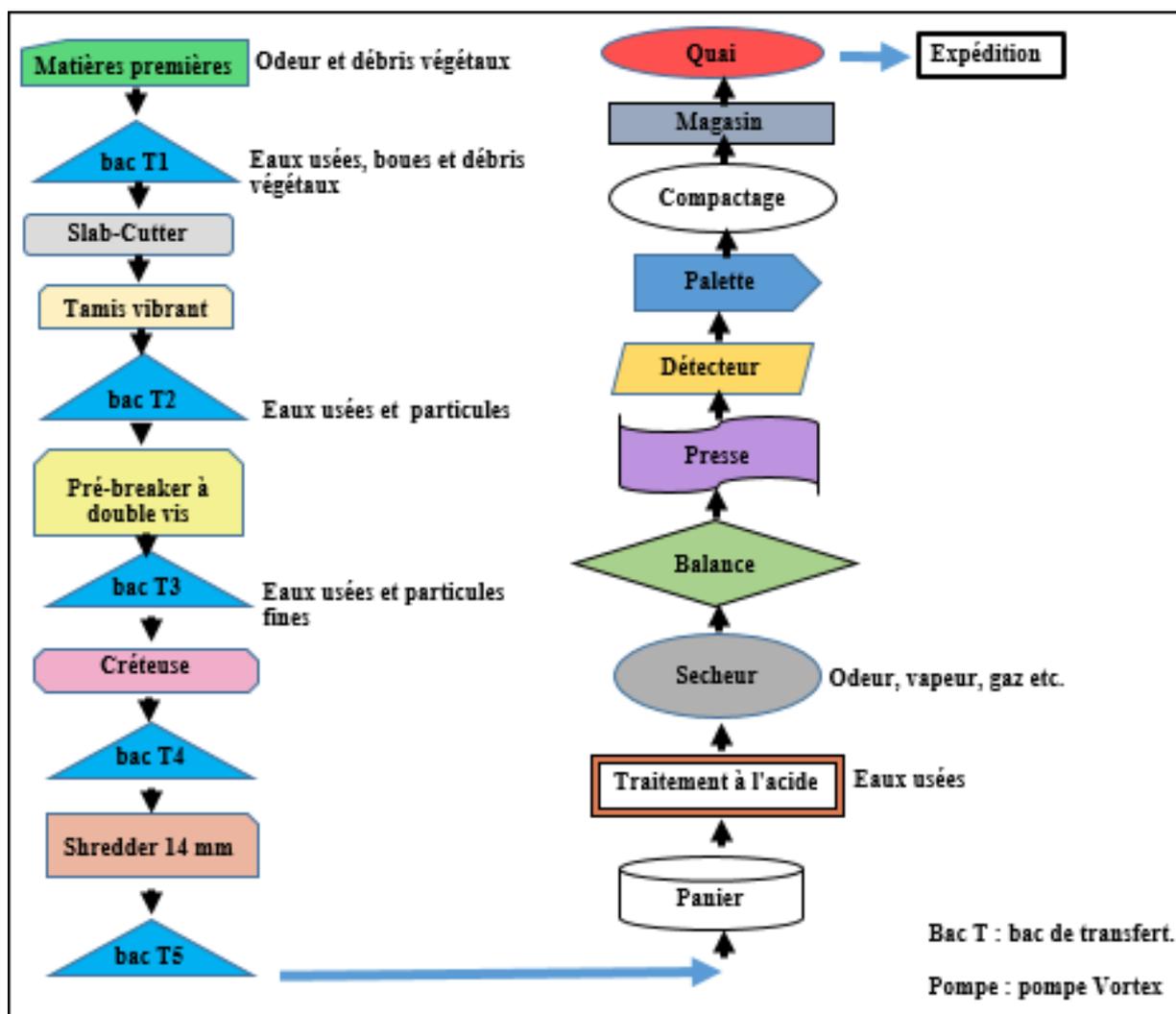


Figure 4 : Schéma du processus de transformation du caoutchouc naturel (Zouzoua *et al.*, 2019)

Le processus de traitement du caoutchouc naturel (Figure 4) nécessite le recours à des produits chimiques très toxiques et volatils, tels que des acides, de l'ammoniac et du formaldéhyde. Ces produits peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement et présentent des risques pour la sécurité des employés. Dans une perspective de gestion de l'environnement, les différents types de rejets et nuisances générés doivent être maîtrisés.

1.3 Effluents industriels de la production du caoutchouc

1.3.1 Caractéristiques

Chacune des étapes de traitement du latex génère des déchets qui contiennent du caoutchouc solide résiduel inexploité. Les déchets contenant du caoutchouc solide se divisent en trois catégories :

- le skim, eau éliminée par centrifugation, qui contient encore environ 3 à 8% de caoutchouc solide ;

- les sédiments, qui cuisent à l'intérieur de la centrifugeuse et d'autres machines, s'accumulent au fond des réservoirs de latex et sont retirés à intervalles réguliers au cours du traitement ;
- les eaux de lavage, c'est-à-dire celles utilisées pour laver les centrifugeuses et autres machines, qui contiennent une petite quantité de caoutchouc solide dissous.

Les produits chimiques utilisés dans le procédé de fabrication du caoutchouc sont souvent jetés avec les eaux usées après utilisation. La réutilisation de tels déchets permettrait de réaliser des économies supplémentaires et d'accroître ainsi l'efficacité du procédé. Aussi, au lieu d'utiliser de l'eau comme milieu liquide, il revient souvent dans les équipes de Recherche et Développement, la possibilité d'utiliser la solution résiduelle de l'opération de centrifugation, l'eau de lavage ou l'eau extraite des autres parties du traitement du caoutchouc. De même, au lieu d'ajouter certains acides pour séparer le caoutchouc, l'excès de solution acide provenant du cours naturel du traitement du caoutchouc peut être utilisé sans coût de matières supplémentaire. L'utilisation de ces flux de déchets est applicable autant de fois que nécessaire pour atteindre le taux de récupération de caoutchouc souhaité. L'utilisation des eaux usées en lieu et place de l'eau douce, ainsi que l'utilisation des produits chimiques résiduels augmente la production d'une usine de caoutchouc sans augmenter les coûts. L'utilisation de telles eaux (usées) et des déchets chimiques existants permet de récupérer environ 15% des sédiments sous forme de caoutchouc solide commercialisable. Il est également possible de créer un engrais de bonne qualité, pouvant être vendu pour compenser le coût d'un transformateur de caoutchouc lié à l'utilisation du nouveau procédé. En outre, les impuretés présentes dans les eaux usées sont réduites, ce qui se traduit par des économies sur le traitement des eaux usées. Il en résulte également un environnement de travail sécurisé, car les employés ont moins de produits chimiques volatils à gérer.

1.3.2 Problématiques environnementales liées à l'industrie du caoutchouc

Depuis la collecte du latex jusqu'à sa transformation en caoutchouc, l'industrie du caoutchouc génère des déchets sous toutes ses formes (odeurs, déchets solides et déchets liquides) qui présentent un impact négatif sur l'environnement. Bien que conscients des nombreux problèmes environnementaux liés à l'industrie du caoutchouc, dans le cadre de ce mémoire, l'attention est orientée vers la gestion des effluents liquides générés par ce secteur d'activités agro-industrielles.

1.3.2.1 Impact sur les cours d'eau

Le rejet dans la nature des effluents du caoutchouc non traité a un impact négatif dû à la présence des substances toxiques sur la qualité physico-chimique des cours d'eau. Ces rejets constituent la source de nombreux nutriments dans l'eau, occasionnant ainsi une croissance excessive d'algues (de l'anglais « algal bloom »), indicateur du phénomène de l'eutrophisation du milieu (Atagana *et al.*, 1996 ; Kouamé *et al.*, 2012).

1.3.2.2 Impact sur la faune et la flore aquatique

Selon une étude réalisée par Amimoro (2009), le rejet non traité des effluents du caoutchouc dans l'eau entraîne un déséquilibre de l'écosystème avec notamment une disparition de plusieurs espèces d'invertébrés.

1.4 Traitements conventionnels des eaux usées

Il existe plusieurs technologies conventionnelles dédiées au traitement des eaux usées industrielles, à savoir : les technologies à culture/biomasse fixée (par exemple, le lit filtrant, le disque biologique ou biodisque, etc.) et les technologies à culture libre (boue activée, lagunage, etc.), si l'on s'en tient au mode de croissance de la flore microbienne. Cependant, si l'on considère la taille des installations ou leur emprise au sol, l'on retient les procédés intensifs (comme par exemple, les boues activées), et les procédés extensifs (le lagunage et l'épandage, etc.). Dans cette étude, les systèmes de lagunage ont été considérés.

1.4.1 Systèmes de lagunage

La technique de lagunage consiste à faire circuler lentement l'effluent dans une succession de bassins peu profonds (Figure 5). C'est un procédé d'épuration appliqué aux eaux usées domestiques et industrielles, procédé rustique et très simple, dans lequel les effluents sont dirigés vers des bassins étanches appelés lagunes.

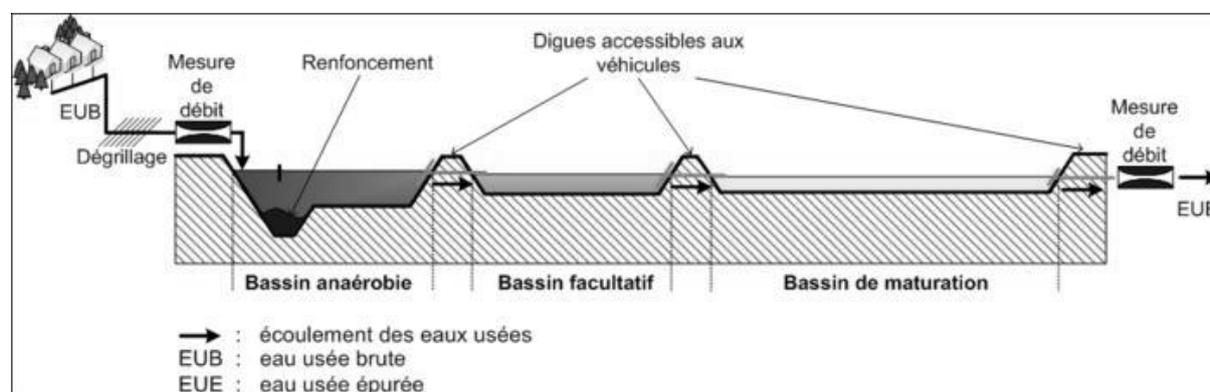


Figure 5 : Coupe transversale d'un système classique de lagunage

Une des caractéristiques importantes du procédé de lagunage, est son grand pouvoir tampon face aux variations de charges organiques ou hydrauliques, en raison du temps de rétention hydraulique qui est beaucoup plus élevé que dans la plupart des procédés comparables. Dans cette catégorie de technique de traitement, nous distinguons généralement :

- le lagunage naturel ;
- le lagunage aéré.

1.4.1.1 Lagunes naturelles

Le principe de fonctionnement des lagunes naturelles repose sur une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries libres, l'oxygène étant fourni par les algues, en période diurne, grâce aux mécanismes naturels de la photosynthèse. Autrement dit, l'épuration par lagunage naturel repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux ; les lagunes naturelles sont aussi connues sous le nom d'étangs de stabilisation. On en distingue trois grands types, suivant la profondeur des bassins, leur nombre et leur mode de fonctionnement. Ce sont :

- les lagunes à microphytes (profondeur > 1 m) ;
- les lagunes à macrophytes (profondeur 0,3 – 0,5 m) ;
- les lagunes mixtes ou microphytes/macrophytes (1^{er} bassin, 1 m de profondeur) et 0,30 – 0,50 m (autres bassins).

1.4.1.2 Lagunes aérées

Les lagunes aérées sont des bassins traversés par l'effluent à épurer, dont l'oxygène nécessaire à maintenir les boues activées en suspension est fourni par des aérateurs à turbine (Figure 6). Suivant l'intensité du mélange « eau-boues » assurée par l'aération, les lagunes aérées sont classées en aérobies ou mixtes « aérobies-anaérobies » :

- **Lagunes aérobies :**

Elles sont assimilables à des réacteurs à boues activées, l'oxygène fourni par le diffuseur d'air permet la biodégradation de la matière organique par les bactéries aérobies, les boues restent en suspension et elles sont évacuées en même temps que les eaux traitées, donc il faut prévoir un décanteur disposé au bout de la chaîne.

• **Lagunes mixtes (facultatifs) : aérobies-anaérobies**

Les étangs aérés facultatifs sont constitués de bassins dans lesquels l'oxygénation est réalisée au moyen de diffuseurs d'air installés au fond des bassins ou d'aérateurs de surface. Les étangs sont en condition de mélange partiel, c'est-à-dire que l'énergie de brassage est insuffisante pour éviter des dépôts. Seule une partie des matières solides est maintenue en suspension. Une partie des matières en suspension décantent au fond des bassins, où elles constituent les boues qui entrent en digestion anaérobie. Les charges organiques appliquées et les matières organiques solubles provenant de la digestion des boues sont oxydées dans les zones supérieures aérobies. Pour obtenir un effluent clarifié, il est nécessaire de prévoir une zone sans apport d'air à la fin du dernier étang ou un dernier étang non aéré (un décanteur).

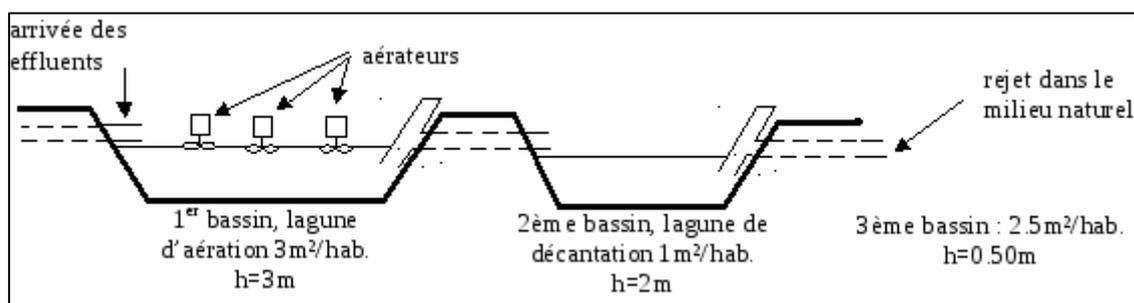


Figure 6 : Coupe schématique d'un dispositif de lagunage aéré

L'épuration des eaux usées domestiques ou industrielles, par voie de lagunage, résulte d'une combinaison complexe de plusieurs processus bio-physico-chimiques. Ces processus sont influencés par multiples facteurs, dont la météorologie locale et les conditions opératoires des installations (Zouzoua *et al.*, 2019).

Dans le fonctionnement des lagunes, les eaux usées pénètrent dans le premier bassin où prolifèrent les microorganismes qui dégradent la matière organique contenue dans les effluents pour produire des éléments nutritifs. Au cours de ce processus de dégradation biologique, les bactéries consomment de l'oxygène et produisent du CO_2 . Quant aux matières sédimentables, elles décantent dans ce premier bassin et s'accumulent sous forme de boues au fond du bassin.

Le second bassin, connu aussi sous le vocable de bassin facultatif, est caractérisé par deux zones (aérobie et anaérobie). Dans ce bassin facultatif, les eaux usées sont pourvues de sels nutritifs et de CO_2 . Sous l'influence du soleil, les phytoplanctons se développent et produisent de l'oxygène. L'intensité de l'activité photosynthétique des phytoplanctons favorise la phase aérobie. Ainsi, l'élimination de la DBO_5 dans le bassin facultatif s'effectue par la sédimentation

de la charge polluante et par l'activité biologique. L'activité biologique comprend la digestion anaérobie, qui a pour conséquence l'élimination de la DBO₅ avec production de méthane et l'oxydation de la matière organique anaérobie par les bactéries hétérotrophes. Les bactéries hétérotrophes produisent également du sulfure d'hydrogène (HS) à partir de la sulfatoréduction (processus de réduction du sulfate). Cette étape de production de l'hydrogène sulfureux est la source la plus répandue d'odeurs dans les systèmes à lagunes (Doku *et al.*, 1995).

L'activité anaérobie dans la couche de boues est très sensible à la température. La colonne d'eau au-dessus de la couche de boues contient généralement de l'oxygène en raison du mouvement du vent à la surface de l'eau et de la fonction chlorophyllienne des algues (phytoplanctons) présentes dans le bassin facultatif. Il existe une relation mutuelle entre les bactéries hétérotrophes et les algues (phytoplanctons). Les algues par l'activité photosynthétique enrichissent le milieu en oxygène dissous, lequel est utilisé par la flore bactérienne pour oxyder la matière organique. L'élimination de la DBO₅ dans le bassin facultatif peut atteindre l'ordre de 90 à 100% vu que le troisième bassin, dit bassin de maturation permet d'éliminer les organismes pathogènes alors que les eaux usées industrielles n'en possèdent généralement pas.

1.4.2 Facteurs influençant les performances d'un lagunage

1.4.2.1 Conception

Le dimensionnement et le fonctionnement hydraulique des lagunes, lorsqu'ils comportent des défauts, peuvent engendrer des dysfonctionnements importants (surcharge locale, courts circuits hydrauliques, développement de lentilles d'eau, etc.). Peu de recommandations sont réalisées sur la configuration hydraulique des lagunes, notamment des dispositifs d'entrée, de sortie et la mise en place de chicanes.

1.4.2.2 Charge organique entrante

Selon la FNDAE (1998), la charge entrante peut être amenée à varier selon le type de réseau (séparatif ou unitaire), les caractéristiques des effluents (domestique ou industriel) ou encore des variations de population (destination à fréquentation saisonnière).

Les lagunes doivent ainsi faire l'objet d'un curage selon une périodicité adaptée ne pouvant excéder 8 ans. En général, et principalement le premier bassin, nécessite un curage de la boue accumulée et ce, dans certaines conditions. Le volume des boues accumulées en fond de bassin est très variable en fonction du dimensionnement des bassins, de la charge entrante, de la qualité des effluents, du taux de raccordement. Dans la pratique, le déclenchement de l'opération de curage doit être précédé de certaines observations, mesures et diagnostics permettant de juger

de l'opportunité du curage, par exemple, l'une des observations suivantes peut aider à déclencher la démarche :

- dégradation de la qualité des eaux de sortie ;
- accumulation importante de boues à l'entrée de la lagune ;
- changement de coloration de la lagune (coloration « lie de vin ») ;
- apparition de boues en surface ; émanation d'odeurs nauséabondes.

1.4.2.3 Entretien du site

Le développement de lentilles d'eau réduisant la disponibilité en oxygène pour les bactéries nitrifiantes, a par exemple un impact négatif sur le rendement épuratoire.

1.4.3 Avantages du lagunage et inconvénients du système de lagunage

Le tableau II ci-dessous présente les avantages et inconvénients du système de lagunage.

Tableau II : Synthèses des avantages et inconvénients du système de lagunage (FNDAE, 1998 modifié)

Critères	Avantages	Inconvénients
Qualité des eaux traitées	Rendements épuratoires satisfaisants au regard de certains objectifs de qualité Rendement moyen de 60 à 70% sur les nutriments	Qualité de l'eau épurée inférieures à celle des procédés conventionnels
Impact sur l'environnement	Bonne intégration avec le paysage	Risque d'odeurs en cas de disfonctionnement Développement de moustiques si défaut d'entretien.
Exploitation	Faible coût d'exploitation Simplicité d'exploitation Bonne minéralisation des boues	Opération lourde de curage des boues tous les 5 et 10 ans Peu de possibilité dans l'intervention de processus biologiques

Construction Terrain	Solution alternative lorsque les caractéristiques géotechniques du sol ne permettent pas la construction d'ouvrage en béton	Études du sol préalables Surfaces nécessaires élevées (coût du terrain)
-------------------------	---	--

1.4.4 Amélioration des performances du système de lagunage

L'amélioration des performances du lagunage passe par plusieurs actions résumées dans le tableau III.

Tableau III : Synthèse des actions de maintenance

Actions de maintenance
<ul style="list-style-type: none"> • entretien des ouvrages de traitement (dégrilleur) ; • entretien des abords (fauchage des végétaux sur les digues, sur les berges) ; • lutte contre les lentilles ; • curage des boues en tête du premier bassin ; • association d'autres voies technologiques telles que le couplage du système de lagunage aux voies physico-chimiques.

1.5 Traitement physico-chimique des eaux usées industrielles

1.5.1 Coagulation-floculation

La coagulation-floculation est un procédé de traitement physico-chimique utilisé à la fois en épuration des eaux usées et, en traitement de potabilisation d'eau de consommation. Son principe repose sur la difficulté qu'ont certaines particules (colloïdes) à décanter naturellement. Ce procédé permet de s'affranchir de l'étape de sédimentation. Dans un premier temps, la coagulation, par ajout de sels métalliques (fer ou aluminium), permet de supprimer les répulsions intercolloïdales (Al^{3+} , Fe^{3+}). Ensuite, par ajout d'un flocculant, les colloïdes forment des agrégats ou flocs (floculation) qui sous l'effet de la masse, vont sédimenter ou décanter (décantation). Ce principe est important dans le processus de réduction de la matière organique, des matières en suspension (MES) et du phosphore en cas d'excès dans le milieu réactionnel.

1.5.1.1 Traitement physico-chimique du phosphore (déphosphatation)

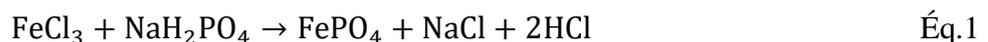
Les principaux mécanismes qui interviennent dans le processus de la déphosphatation (abattement du taux de phosphore) sont au nombre de trois (Maurer & Boller, 1999). Ces mécanismes sont :

- précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités ;
- floculation et co-précipitation de matières colloïdales finement dispersées.

Ces trois mécanismes ont normalement lieu simultanément, et leur action combinée est responsable des hautes performances de déphosphatation généralement atteintes dans les stations de traitement physicochimique (Kibi *et al.*, 2000). Les réactifs utilisés pour améliorer la précipitation physico-chimique du phosphore sont constitués de fer, d'aluminium ou de calcium.

• Réactifs à base de fer

Parmi les sels métalliques à base de fer, on distingue ceux associés au fer ferrique (Fe^{3+}), et ceux associés au fer ferreux (Fe^{2+}). Le Fer ferrique (Fe^{3+}), le chlorure ferrique (FeCl_3) et le chlorosulfate ferrique (FeClSO_4 ou Claritan) se présentent sous forme liquide.



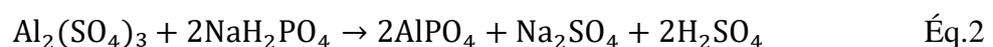
La solubilité du précipité obtenu FePO_4 est fonction du pH, dont la valeur optimale se situerait dans la gamme 5-6 (Nedjah, 2016). Ainsi, si en théorie, une mole de Fe est nécessaire pour précipiter une mole de P ($F/P = 1$), en pratique, le rapport molaire à appliquer Fe/P est supérieur pour tenir compte de ces réactions « parasites ». Le rapport molaire dépend de la concentration en phosphore initial et du rendement d'élimination du phosphore souhaité (Boualla, 2011).

• Réactifs à base d'aluminium

L'ion aluminium utilisé pour la précipitation du phosphore est combiné avec les ions sulfates, sodium, chlorure ou hydroxyde au sein des réactifs comme le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), l'aluminate de sodium ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_3$), les polychlorures d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_y$), les polymères d'aluminium et les polyhydrochlorures mixtes d'aluminium et de fer (Larpen *et al.*, 1992).

Sulfate d'aluminium

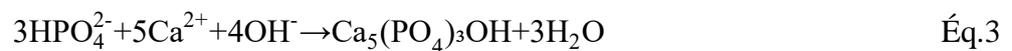
Le sulfate d'aluminium se présente sous forme liquide. L'aluminium contenu dans la solution représente, en poids, environ 4-5 %. La réaction chimique dominante entre les ions aluminium et les phosphates est décrite par l'équation (Éq.2) :



Tout comme les réactifs à base de fer, la précipitation de AlPO_4 est fonction du pH dont l'efficacité optimale du traitement chimique est atteinte pour des valeurs situées dans la fourchette 5,5 et 6,5 (Boualla, 2011).

- **Réactif à base de calcium**

On citera l'utilisation dans de très rares cas de la chaux vive (CaO) seule comme réactif de précipitation du phosphore. L'addition de chaux dans une eau résiduaire précipite les orthophosphates principalement sous forme d'hydroxyapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ de rapport molaire théorique Ca/P égal environ 1,67 (Kibi *et al.*, 2009). L'équation de la réaction est la suivante (Éq.3) :



La solubilité de l'hydroxyapatite diminue avec l'augmentation du pH et par conséquent l'élimination du phosphore croît avec le pH. À pH supérieur à 9,5, l'essentiel de l'hydroxyapatite est insoluble (Nedjah, 2016).

DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Matériel

Cette partie présente les données disponibles et le matériel utilisé.

2.1.1 Données

2.1.1.1 Données techniques de dimensionnement de la station

La station de traitement des effluents industriels de l'UAI SAPH de Bongo est une station de lagunage mixte, c'est-à-dire composée de cellules anaérobies et aérobies. La station a une capacité nominale de traitement de 91 m³/h d'effluents. Elle est dimensionnée pour traiter une charge polluante de l'ordre de 1 740 kg de DBO₅ /j. Cependant, l'importance des activités industrielles en amont de la station ont contraint les installations de traitement à une capacité d'exploitation de 100 m³/h. Dans la configuration actuelle, elle est constituée de 5 bassins fonctionnels organisés comme suit :

- 3 bassins non-aérés (anaérobies) montés en série, dont une cellule de stockage en tête de chaîne de traitement ;
- 2 bassins aérés montés en série, en zone avale des bassins anaérobies (Figure 7).

Tableau IV : Dimensions des cellules (Bassins)

	Longueur (m)	Largeur (m)	Profondeur (m)	Volume utile (m ³)
Bassin 1	40	30	3,5	3 386
Bassin 2	50	30	2,5	3 266
Bassin 3	80	30,5	1,5	3 945
Bassin 4	100	50	4	10 664
Bassin 5	80	50	3	10 857

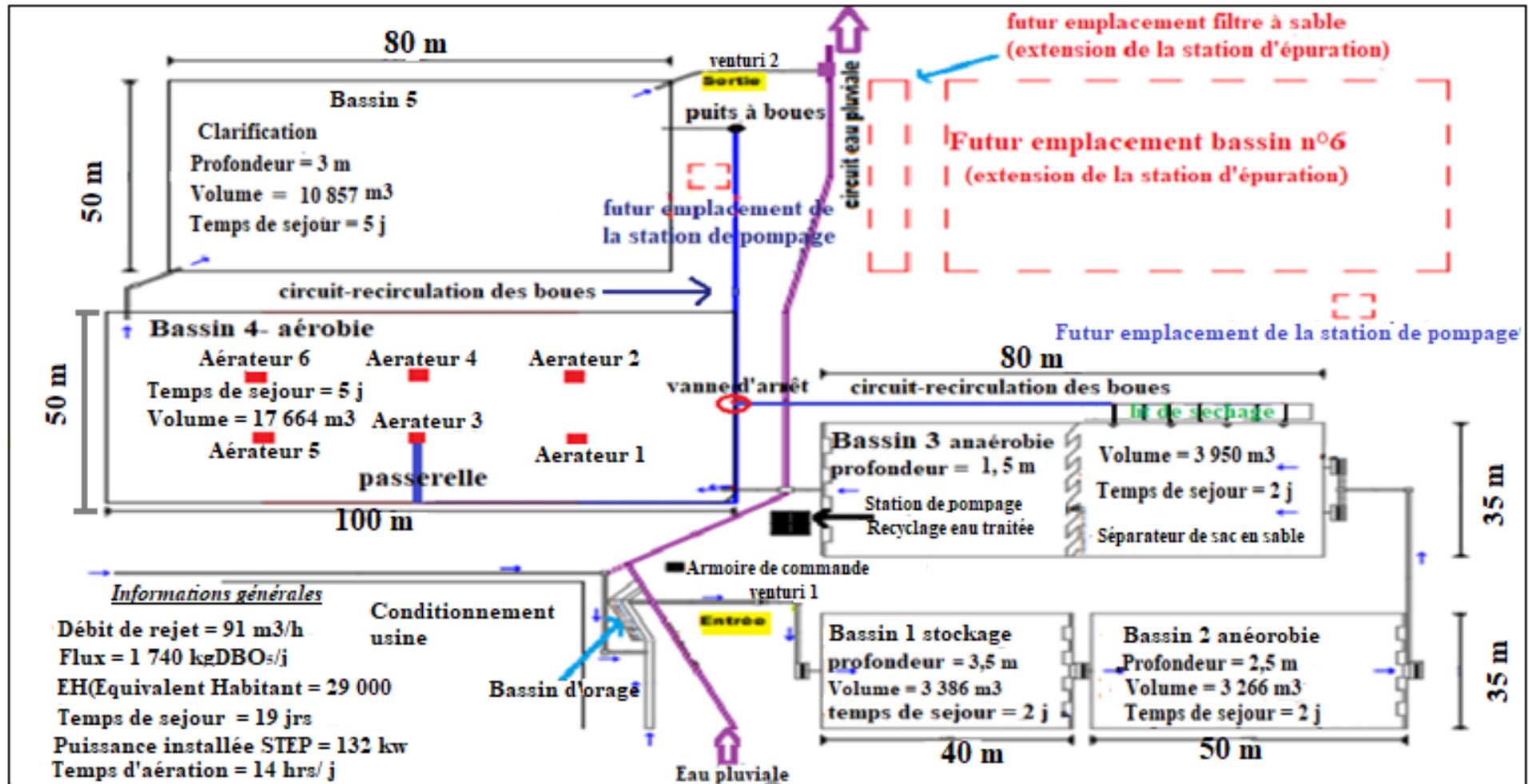


Figure 7 : Plan de masse de la station de traitement par lagunage des eaux usées de l'UAI de Bongo, Alépé, (SAPH-UAI Bongo)

2.1.1.2 Données techniques de suivi de la station (monitoring)

Les données d'analyses à l'entrée et à la sortie de la STEP des années 2016 et 2017 de l'UAI de SAPH Bongo sont celles utilisées dans le cadre de cette étude. Ces résultats d'analyses sont les plus récentes et disponibles à l'UAI de la SAPH-Bongo. Elles constituent des informations essentielles sur lesquelles la SAPH entend faire des mises à jour sur ses installations existantes des lagunes afin de s'aligner définitivement avec les exigences environnementales en vigueur.

Ces résultats d'analyse concernent les paramètres physico-chimiques que sont : la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biochimique en Oxygène (DBO), les matières en suspension (MES), le potentiel en Hydrogène (pH), le Phosphore Total (P_{tot}) et l'Azote Total (N_{tot}).

2.1.1.3 Principe d'analyses des paramètres reportés

L'UAI de Bongo a sous-traité avec le Laboratoire Enval (laboratoire d'analyse physico-chimique et microbiologique basé en Côte d'Ivoire) pour effectuer les mesures *in situ* et *ex situ* des paramètres opératoires d'exploitation de la station de lagunage.

Le tableau V récapitule les paramètres de suivi de la station d'épuration, ainsi que les références normatives d'analyses et les normes d'émission correspondantes des rejets liquides appliqués par les autorités gouvernementales via le Centre Ivoirien Anti-Pollution (CIAPOL ; arrêté SDIIC, 2008).

Tableau V : Principes et références d'analyses des paramètres physicochimiques appliqués par ENVAL

Paramètres physicochimiques	Références normatives	Normes du CIAPOL (Arrêtés SDIIC)
pH	Norme AFNOR NFT 90-008	$5,5 < \text{pH} < 8,5$
DCO (mg/l)	Norme AFNOR NFT 90-101	$\text{DCO} \leq 300 \text{ mg/L}$
DBO ₅ (mg/l)	Norme AFNOR NFT 90-103	$\text{DBO}_5 \leq 100 \text{ mg/L}$
MES (mg/l)	Norme AFNOR NFT 90-105	$\text{MES} \leq 50 \text{ mg/L}$
Azote total (mg/l)	Norme AFNOR NFT 90-110	$\text{Azote total} \leq 50 \text{ mg/L}$
Phosphore total (mg/l)	Norme AFNOR NFT 90-023	$< 15 \text{ mg/L}$

2.1.2 Matériels de terrain

Le matériel de terrain utilisé dans le cadre de cette étude comprend une liste d'équipements de protection individuelle (EPI) et un outil électronique de matérialisation. Les détails de ces équipements sont présentés comme suit :

- **un appareil photographique** pour imager les différents compartiments de la station (Figure 8a) ;
- **des Équipements de Protection Individuelle (EPI)**: chaussures de sécurité, cache-nez, gants et tenues de terrain (gilets fluorescents) représentés par la Figure 8b.

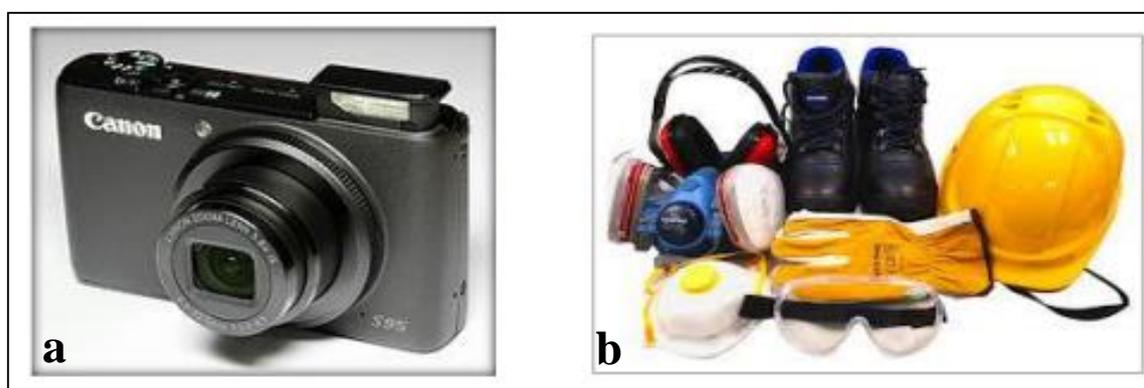


Figure 8 : Matériel de terrain

2.1.3 Outil de traitement de données

Le tableur Excel 2016 de Microsoft Office a été utilisé pour le traitement numérique des données (calculs des équations, illustrations graphiques, calculs statistiques, etc.). Par exemple, le logiciel Excel a permis de traiter les données brutes des résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques sous forme d'histogrammes et de tableaux.

2.2 Méthodes

2.2.1 Diagnostic du fonctionnement de la STEP

2.2.1.1 Variation des paramètres physico-chimiques

Le contrôle de l'efficacité du traitement des unités en fonctionnement a été apprécié sur la base des recommandations de Abdeljabar & Oussama (2019). Concrètement, cela a consisté à (a) analyser les paramètres mesurés en regroupant les données dans des tableaux, et (b) sortir des courbes et histogrammes afin de suivre les variations des paramètres étudiés au fil du temps (mois par mois).

2.2.1.2 Abatement des paramètres physico-chimiques

Les performances épuratoires des bassins de lagunage ont été évaluées et exprimées sous forme de taux d'abattement pour chacun des paramètres investigués. Pour chaque paramètre physico-chimique (X) donné, l'expression analytique du taux d'abattement enregistré est décrite par l'équation (Éq.4) :

$$\text{Taux d'abattement X (\%)} = \frac{CE(X) - CS(X)}{CE(X)} * 100 \quad \text{Éq.4}$$

Avec :

CE : concentration en mg/l du paramètre X dans le flux de l'effluent à l'entrée de la STEP ;

CS : concentration en mg/l du paramètre X dans le flux de l'effluent à la sortie de la STEP.

2.2.1.3 Diagnostic de l'eutrophisation

L'eutrophisation est le processus d'accumulation des nutriments dans un écosystème donné. Elle concerne principalement l'azote et le phosphore, se traduisant par une modification progressive des équilibres biologiques lors de la dégradation des nutriments organiques contenus dans les effluents.

Dans cette étude, l'eutrophisation des bassins de traitement a été déterminée par l'évaluation du niveau trophique des bassins. Spécifiquement, il s'agit de déterminer analytiquement, le pouvoir oxydant des eaux brutes des bassins à l'entrée de la station d'une part et, d'autre part, d'estimer les charges massiques journalières des nutriments organiques (C, N, et P) afin de calculer les ratios caractéristiques C/N/P des nutriments. Enfin, nous avons comparé les valeurs des ratios obtenus aux références de la littérature (Ammary, 2004) en conditions anaérobies.

2.2.1.3.1 Pouvoir oxydant et indice R_H

L'indice R_H est le logarithme décimal de l'inverse de la pression partielle en hydrogène. Il sert à caractériser l'état d'oxydation d'un système. R_H peut être calculé à partir du potentiel Eh et du pH de l'eau. Dans cette étude, afin de déterminer le caractère oxydant ou réducteur de l'eau des bassins, le pouvoir oxydant (R_H) a été calculé à partir de l'expression analytique de l'équation (Éq.5) (Noumon *et al.*, 2015) :

$$R_H = \frac{Eh}{0,0992 * T} + 2 \text{ pH} \quad \text{Éq.5}$$

Avec :

T : température en degré kelvin ($273+T^{\circ}\text{C}$). Pour cette étude, $T = 298$ degrés Kelvin, soit la température moyenne annuelle de la zone d'étude (Kouame *et al.*, 2012).

pH : potentiel en hydrogène, et E_h , le potentiel d'oxydo-réduction, ou potentiel redox, qui est une grandeur empirique exprimée en volte (V).

Le potentiel (E_h) de l'eau, à la température $T = 298$ K, contenant à la fois l'oxydant et le réducteur, est exprimé par les relations réduites de Nernst (équations 6 et 7) ; Spécifiquement :

- (i) En milieu réducteur où l'eau se décompose avec dégagement d'hydrogène (H_2)

$$E_h(1) = -0,06 \text{ pH} \quad \text{Éq.6}$$

- (ii) En milieu oxydant où l'eau se décompose avec dégagement d'oxygène (O_2)

$$E_h(2) = 1,23 - 0,06 \text{ pH} \quad \text{Éq.7}$$

Pour chacune des équations ci-dessus, l'on a admis que les pressions partielles de l'hydrogène ($p\text{H}_2$) et de celle de l'oxygène ($p\text{O}_2$) soient égales à 1 atm. De même, les potentiels de références $E^{\circ}\text{H}^+/\text{H}_2 = 0$ V et $E^{\circ}\text{O}_2/\text{H}_2\text{O} = 1,23$ V, respectivement pour les couples H^+/H_2 et $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$.

Ainsi, le potentiel de référence $E^{\circ}\text{O}_2/\text{H}_2\text{O} = 1,23$ V, étant supérieur à celui de $E^{\circ}\text{H}^+/\text{H}_2 = 0$ V, la réaction dominante de dissociation de l'eau, est celle du couple $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$, de potentiel redox exprimé par l'équation analytique $E_h(2)$ (Éq.2). En appliquant l'équation (Éq.2) aux conditions opératoires de la station de lagunage étudiée, et en intégrant la valeur numérique du potentiel $E_h(2)$ dans l'expression analytique de l'équation (Éq.5), nous avons déduit le pouvoir oxydant ou réducteur (R_H) des eaux à l'entrée des bassins. En outre, les valeurs calculées du pouvoir oxydant ont permis de faire une classification du niveau trophique des eaux des bassins sur la base des valeurs de R_H selon Rejsek (2002) :

- $R_H \geq 23$, le milieu est dit oxydant ;
- $15 < R_H < 23$, le milieu est qualifié d'anoxique ;
- $R_H < 15$, le milieu est réducteur.

2.2.1.3.2 Calcul des charges massiques des nutriments

La charge massique (C_m) en (kg/j) est un paramètre important qui renseigne sur le flux de matières, en l'occurrence les nutriments drainés par les eaux déchargées à la station de

traitement. C'est le produit du débit horaire ou journalier (Q) par la concentration (C) des nutriments (carbone, azote et phosphore) présents dans les eaux usées.

Pour chaque paramètre physico-chimique (X) donné, l'expression analytique de la charge massique des nutriments enregistrés est décrite par l'équation (Éq.7) :

$$C_m (X) \left(\frac{\text{kg}}{\text{j}} \right) = Q * C \quad \text{Éq.7}$$

Avec :

Q : débit journalier à l'entrée des bassins en m^3/j ;

C : concentration des nutriments kg/m^3 .

2.2.1.3.3 Calcul des ratios C/N/P (DBO_5 , N_{tot} , P_{tot} .)

Pour calculer le ratio caractéristique des nutriments (C/N/P), nous avons estimé la masse journalière des organiques (en termes de DBO_5 , en kg/j) à l'entrée de la station. Ensuite, nous avons fixé arbitrairement une valeur de C dans l'intervalle 250 à 500, pour le milieu anaérobie. Ces valeurs ont été choisies sur la base de plusieurs sources de références abondamment listées dans la littérature dédiée au génie des procédés de traitement des eaux usées (Henze, 1997 ; Maier, 1999 ; Ammary, 2004 ; Metcalf & Eddy, 2014).

- DBO_5/β (milieu aérobie)

$$\beta = \frac{\delta * C_m (\beta)}{C_m (\text{DBO}_5)} \quad \text{Éq.8}$$

Avec

δ : coefficient variant de 250-500 ;

C_m = Charge massique en kg/j ;

β = azote (N) ou phosphore (P)

2.2.2 Technologie d'élimination du phosphore

Dans cette session, la méthode choisie consiste à abattre les nutriments excessifs (notamment le phosphore), causant l'eutrophisation des bassins de lagunage, par une voie technologique. Cette solution prévoit l'élimination chimique du phosphore au sein d'un clarificateur de forme cylindro-conique. Ainsi, la méthodologie de la solution envisagée prend en compte le

dimensionnement du clarificateur et la détermination des réactifs nécessaires à l'abattement du phosphore.

2.2.2.1 Dimensionnement du clarificateur

La démarche pour le dimensionnement du clarificateur prend en compte l'estimation de trois paramètres essentiels à savoir :

- (i) la surface (S) de l'ouvrage ;
- (ii) le volume (V) de l'ouvrage et
- (iii) le temps de détention ou temps de séjour hydraulique.

- **Calcul de la surface de l'ouvrage (S)**

Elle est déterminée à partir de la formule ci-dessous :

$$S = \frac{Q_{\max}}{V_a} \quad \text{Éq.9}$$

Avec :

S : la surface de l'ouvrage (m²) ;

Q_{max} : débit maximal ou débit de pointe horaire qui traverse le clarificateur. En considérant le débit journalier d'exploitation actuelle de 100 m³/h et en appliquant un facteur de pic (f = 2,5), le débit de pointe horaire qui traverse le clarificateur est de l'ordre de Q_{max} = 250 m³/h.

V_a : vitesse ascensionnelle en m/h c'est-à-dire la charge superficielle hydraulique admissible par l'ouvrage. La valeur habituelle de dimensionnement est comprise entre 1,3 à 2,0 m/h, soit une vitesse typique autour de 1,7 m/h (Metcalf & Eddy, 2014) Par conséquent, dans ce travail, V_a a été fixé égal à 1,5 m/h.

- **Calcul du volume (V)**

Dans un second temps, le volume est déterminé en fixant une hauteur périphérique de l'ouvrage :

$$V = S * H \quad \text{Éq.10}$$

Avec :

V : le volume de l'ouvrage (m³) ;

S : la surface du clarificateur (m²) ;

H : la hauteur ou la profondeur de l'ouvrage (m). Sa valeur est généralement comprise entre 2,5 et 3 m (Metcalf & Eddy, 2014).

- **Calcul du temps de rétention (τ)**

Il s'agit du temps nécessaire de séjour d'un filet liquide dans un élément de volume donné (ici, le bassin d'entrée de la lagune). Ce paramètre est calculé par l'équation (Éq.11). D'habitude, le temps de rétention d'un fluide dans un clarificateur varie entre 1,5 et 2,5 heures, pour une valeur typique de dimensionnement de 2,0 heures (Metcalf & Eddy, 2014).

$$\tau = \frac{V}{Q_{\max}} \quad \text{Éq.11}$$

Avec :

V : volume du clarificateur en m^3 ;

Q_{max} : débit de pointe exprimé en m^3/h .

2.2.2.2 Méthode de la coagulation-floculation

Le traitement envisagé pour réduire le phosphore excessif dans les bassins de la SAPH de Bongo est celle de la coagulation / floculation (traitement physico-chimique). Cette voie chimique requiert qu'après avoir dimensionné le clarificateur, l'on détermine la quantité nécessaire de réactif à injecter. Dans ce travail, notre choix s'est porté sur le sulfate d'alumine et le chlorure ferrique, comme réactifs à injecter en amont du clarificateur pour l'élimination du phosphore excessif. La démarche de calcul adoptée est décrite dans la section ci-après.

2.2.2.3 Détermination du taux de traitement

Afin de précipiter et sédimenter le phosphore excessif entrant dans les bassins de traitement, une quantité X de sels métalliques (par exemple sulfate d'alumine, $Al_2(SO_4)_3$) est nécessaire : une partie est utilisée pour former des phosphates de fer (phosphates d'aluminium) et une autre pour former des hydroxydes de Fer ou aluminium (réaction parasite). D'après le FNDAE (2007), Cette quantité de métal X apportée est calculée à partir des équations 12,13 et 14.

$$\text{Quantité X } \left(\frac{kg}{j} \right) = \beta * \alpha * \delta \quad \text{Éq.12}$$

$$\beta = P_{\text{Entrée_soluble}} - P_{\text{assimilé}} - P_{\text{sortie_soluble}} \quad \text{Éq.13}$$

Avec :

β : flux de phosphore à éliminer (kg/j) ;

α : X à appliquer / P à traiter, donc entrant) est fixé en fonction du rendement recherché ;

δ : rapport des masses atomiques (mole / mole) X / P.

$P_{\text{Entrée_soluble}}$: correspond à la quantité de phosphore sous forme soluble dans l'effluent en tête du traitement secondaire. Il s'agit donc de la part précipitable par les molécules du réactif utilisé. En général, elle est comprise entre 60 et 85% du phosphore total (FNDAE, 2007) ;

$P_{\text{assimilé}}$: correspond à la quantité de phosphore assimilée par les bactéries pour leur activité métabolique. En général, la teneur en phosphore organique est de l'ordre de 2 % par gramme de biomasse (MVS) (FNDAE, 2007) ;

$P_{\text{sortie_soluble}}$: dans le courant d'eau de sortie ($P_{\text{sortie-soluble}}$) est choisi à 0,5 mgP/L permettant en première approche de respecter un rejet de 1 mg P_{total} /L (par exemple, dans le cas des pays dont les exigences sont strictes). $P_{\text{sortie-soluble}}$ est donc égal au produit du débit de sortie par la norme de rejet du phosphore choisie.

- **Estimation de la solution commerciale à injecter par jour**

$$\text{Solution commerciale } \left(\frac{\text{L}}{\text{j}}\right) = M * C * \text{Quantité X} \quad \text{Éq.14}$$

Avec :

M : masse volumique de la solution commerciale du réactif ;

C : concentration de la solution commerciale (g/l) ;

Quantité X : quantité de réactif (kg/j).

TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Résultats

3.1.1 Diagnostic de l'eutrophisation

La qualité physicochimique et l'évaluation du niveau trophique des cellules de lagunage de l'UAI Bongo permet de caractériser les éléments minéraux qui dégradent la qualité des bassins tout en menaçant la vie aquatique par suite des rejets des effluents finaux. Ainsi, l'eutrophisation des bassins de traitement étudiés peut être définie comme une fertilisation ou un enrichissement, du fait d'un apport important en nutriments, entraînant un accroissement de la production primaire végétale. Les résultats obtenus pendant ces deux années de campagnes sont ceux illustrés par la série de figures 12 à 17.

3.1.1.1 Caractérisation du pouvoir oxydant R_H des eaux

La Figure 9 présente le diagramme du pouvoir oxydant des eaux brutes reçues au bassin d'entrée de la station pendant la période de l'étude (2016-2017).

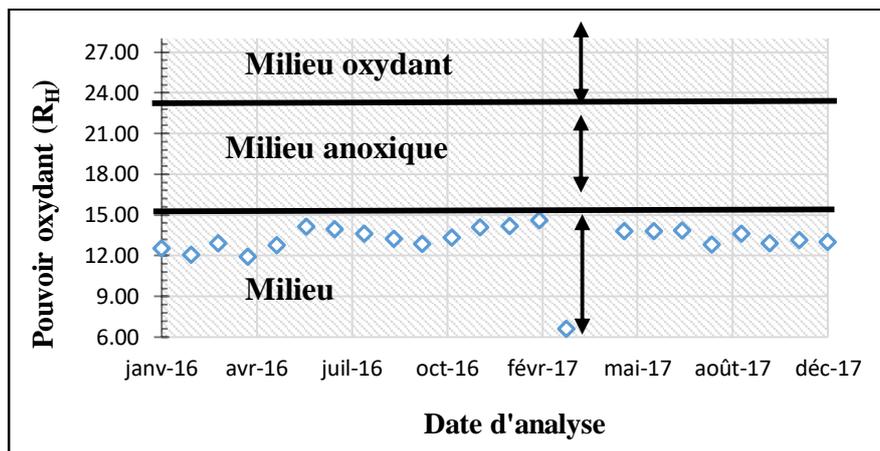


Figure 9 : Pouvoir oxydant de l'eau à l'entrée des lagunes (période 2016-2017)

Les résultats de la Figure 9 montrent les fluctuations des valeurs du potentiel oxydant (R_H) des eaux dans les bassins d'entrée de la station de traitement. D'après ces résultats, les eaux sont caractérisées par un potentiel oxydant dont les valeurs sont encadrées par un minimum égal à environ 7 (au mois de mars 2017), contre une valeur maximale de 14 (en février 2017). Sur l'échelle des valeurs du pouvoir oxydant d'un milieu quelconque, cette plage de valeurs est caractéristique d'un milieu réducteur.

3.1.1.2 Relation pH- R_H

La Figure 10 renseigne sur l'état des eaux à l'entrée de la station (qualité).

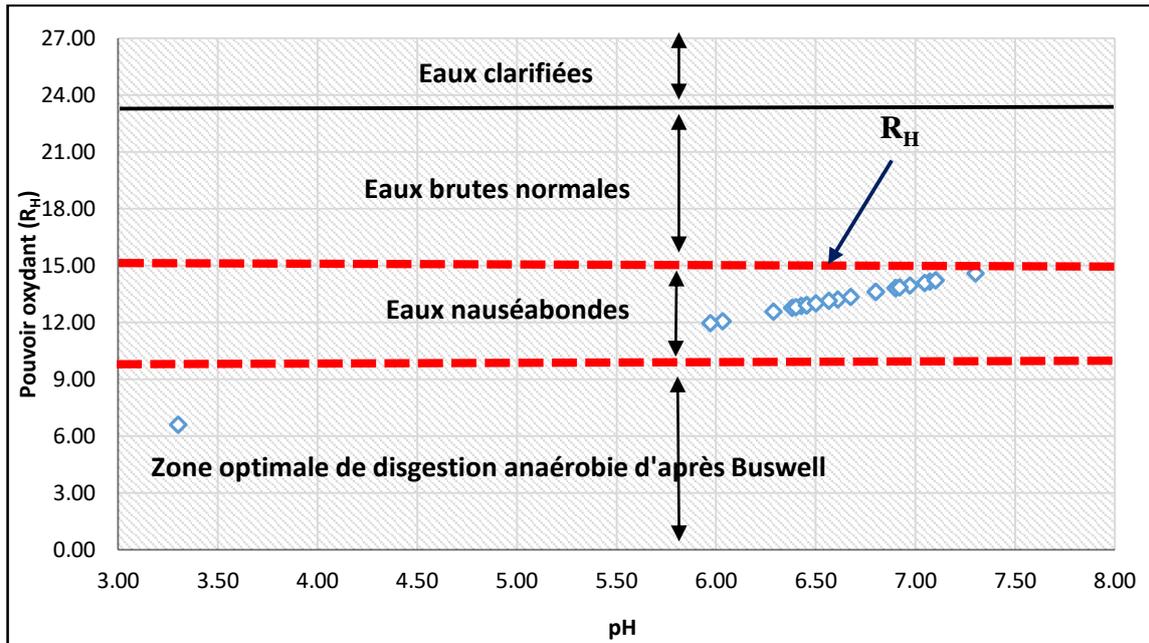


Figure 10 : Relation pH- R_H

L'estimation théorique du pouvoir oxydant R_H effectué sur les eaux stockées au bassin d'entrée présente un nuage de points fluctuant autour des valeurs 12 – 14 (Figure 10) ; ces valeurs sont typiques des eaux réductrices, nauséabondes.

3.1.1.3 Variation des paramètres physico-chimiques

3.1.1.3.1 Potentiel en Hydrogène (pH)

La Figure 11 présente les courbes de variations mensuelles du pH des eaux brutes (influent) reçues au bassin d'entrée de la station, ainsi que le pH des eaux traitées (effluent en sortie de station) pendant la période de l'étude (2016-2017). Les valeurs de pH admissibles par l'Arrêté SIIC (CIAPOL) et applicables à la station de traitement de l'UAI de Bongo, sont encadrées par des droites frontières de valeur minimale (pH = 5,5) et pH maximal égal à 8,5.

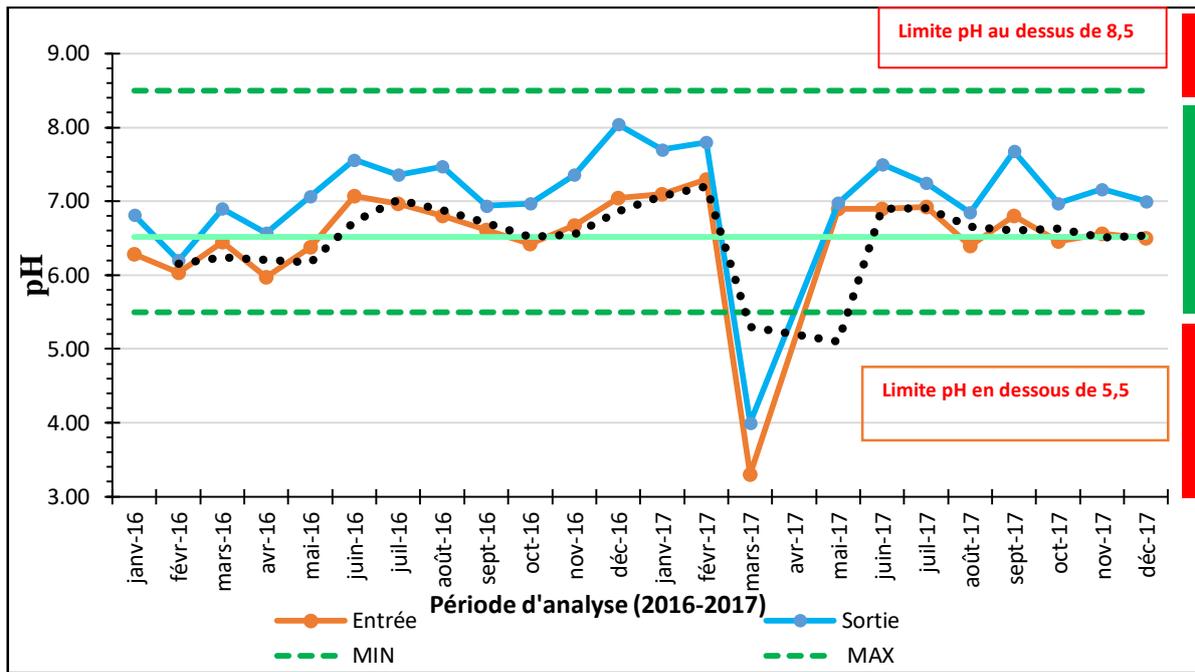


Figure 11 : Variations mensuelles du pH à l'entrée et à la sortie des lagunes (période 2016-2017)

La Figure 11 présente des données manquantes au mois d'avril 2017. Ce mois a été consacré à la révision technique annuelle de l'usine.

Cependant, à l'exception du mois de mars 2017, l'on constate que les valeurs mensuelles du pH varient pour les eaux brutes entre 6,03 et 7,30. Cette variation a été caractérisée par la courbe représentant les moyennes mobiles (courbe en couleur noire) avec une moyenne pondérée de 6,52.

Pour les eaux traitées (effluents en sortie de station), le pH varie entre 6,20 et 8,04 avec une valeur moyenne de 7,10 excepté le mois de mars 2017 (pH = 4 à la sortie).

Les valeurs du pH (6,20 et 8,04) dans cette étude sont conformes aux normes de rejet du pH (5,50 et 8,50).

3.1.1.3.2 Matières en suspension (MES)

La Figure 12 montre la variation de la concentration des matières en suspension (MES) contenues dans les effluents bruts (à l'entrée des bassins), ainsi qu'à la sortie de la station de traitement.

Dans une perspective de conformité des installations, en termes de MES avec les normes de rejets, les mesures ont été comparées au seuil tolérable ($MES \leq 50 \text{ mg/L}$). Ces résultats sont visibles à la Figure 12 ci-après :

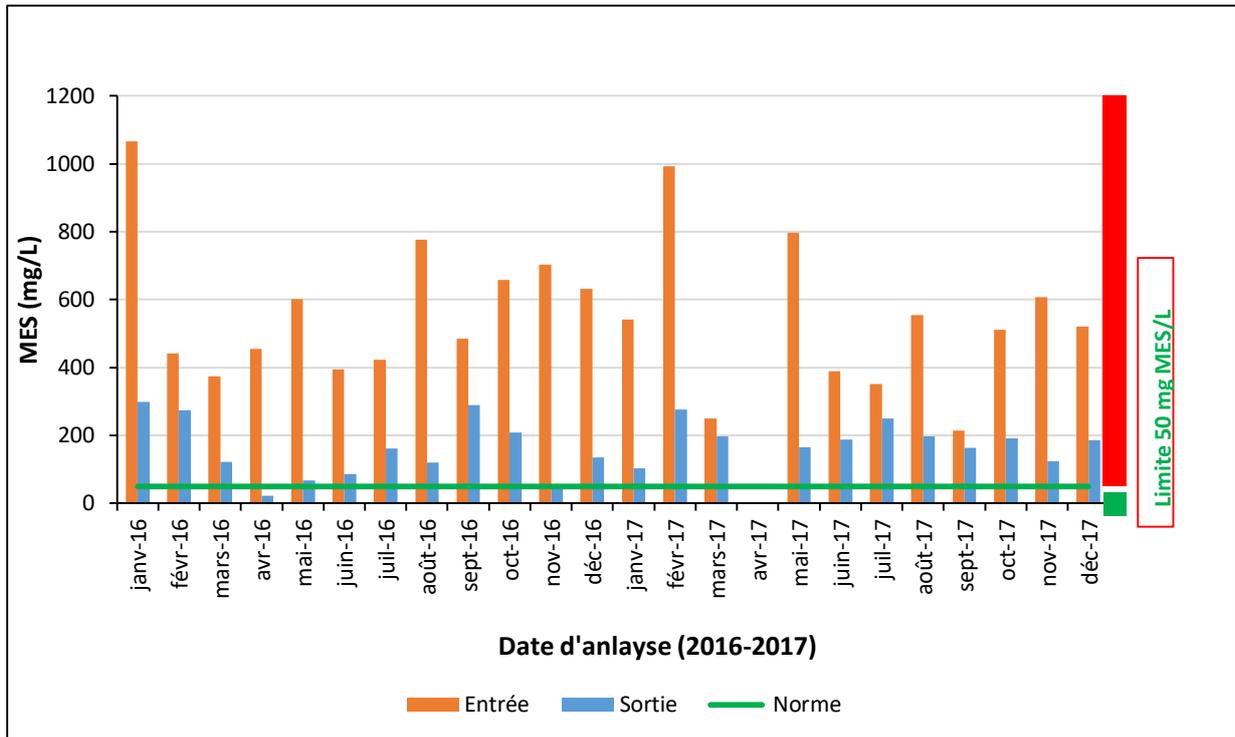


Figure 12 : Variations mensuelles des MES à l’entrée et à la sortie des lagunes pendant la période 2016 – 2017

La Figure 12 montre que la variation de MES à l’entrée de la station d’épuration de SAPH Bongo, est située entre 214,0 et 1065,5 mg/L avec une moyenne de 554,1 mgMES/L. À la sortie de la station, les valeurs de MES varient entre 56,0 mg/L et 299,0 mg/L avec une moyenne de 169,1 mg/L. Ces valeurs sont supérieures à la norme de rejet applicable (< 50 mg/l), hormis les données du mois d’avril 2016 correspondant à 22,5 mgMES/L.

3.1.1.3.3 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La Figure 13 présente la variation de la concentration de DCO (Demande Chimique en Oxygène) contenues dans les effluents bruts (à l’entrée des bassins), ainsi qu’à la sortie de la station de traitement.

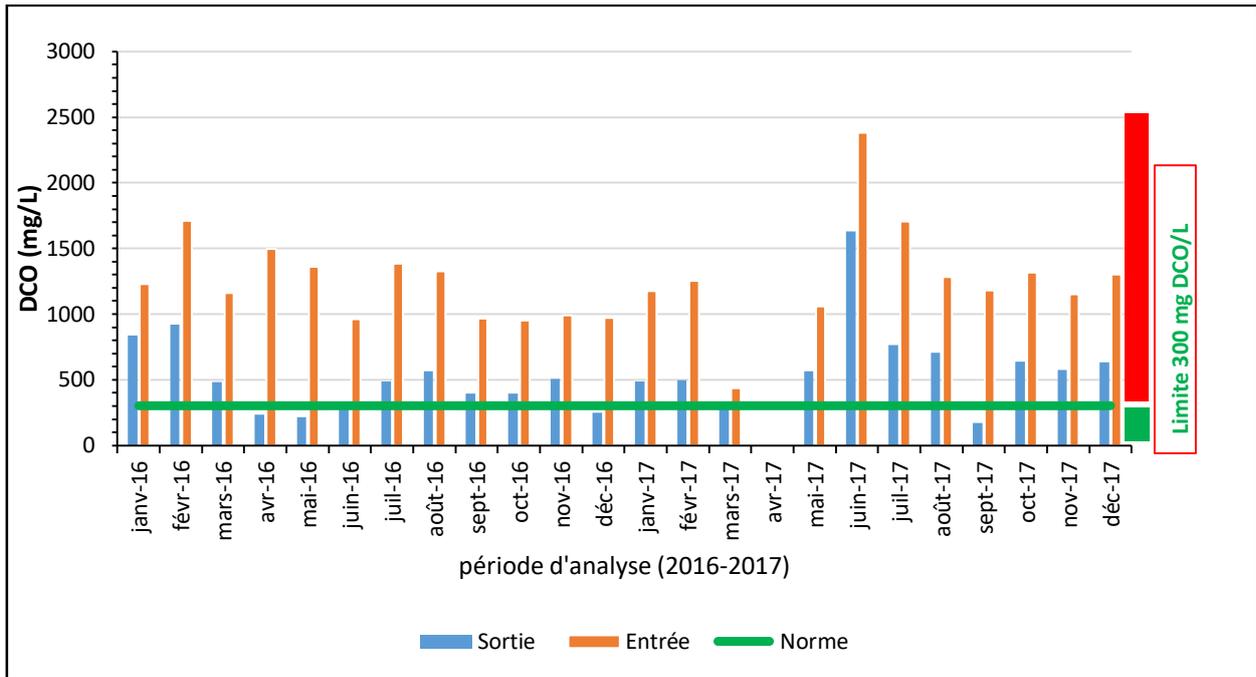


Figure 13 : Variations mensuelles de la DCO à l’entrée et à la sortie des lagunes pendant la période 2016 – 2017

Nous remarquons que les valeurs de la DCO de l'eau brute oscillent entre 437,0 et 2381,5 mg/L avec une moyenne de 1252,5 mg/L. Concernant l'effluent traité, la concentration de DCO varie entre 169,0 et 1632,0 mg/L avec une moyenne de 544,1 mg/L. de façon générale, les teneurs en DCO enregistrées au niveau de l'eau épurée sont supérieures que les normes de rejet (< 300 mg/L).

3.1.1.3.4 Demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO₅)

La Figure 14 présente les histogrammes de variations mensuelles de la DBO₅ des eaux brutes reçues au bassin d’entrée de la station, ainsi que la DBO₅ des eaux traitées (effluent en sortie de station) pendant la période de l’étude (2016-2017).

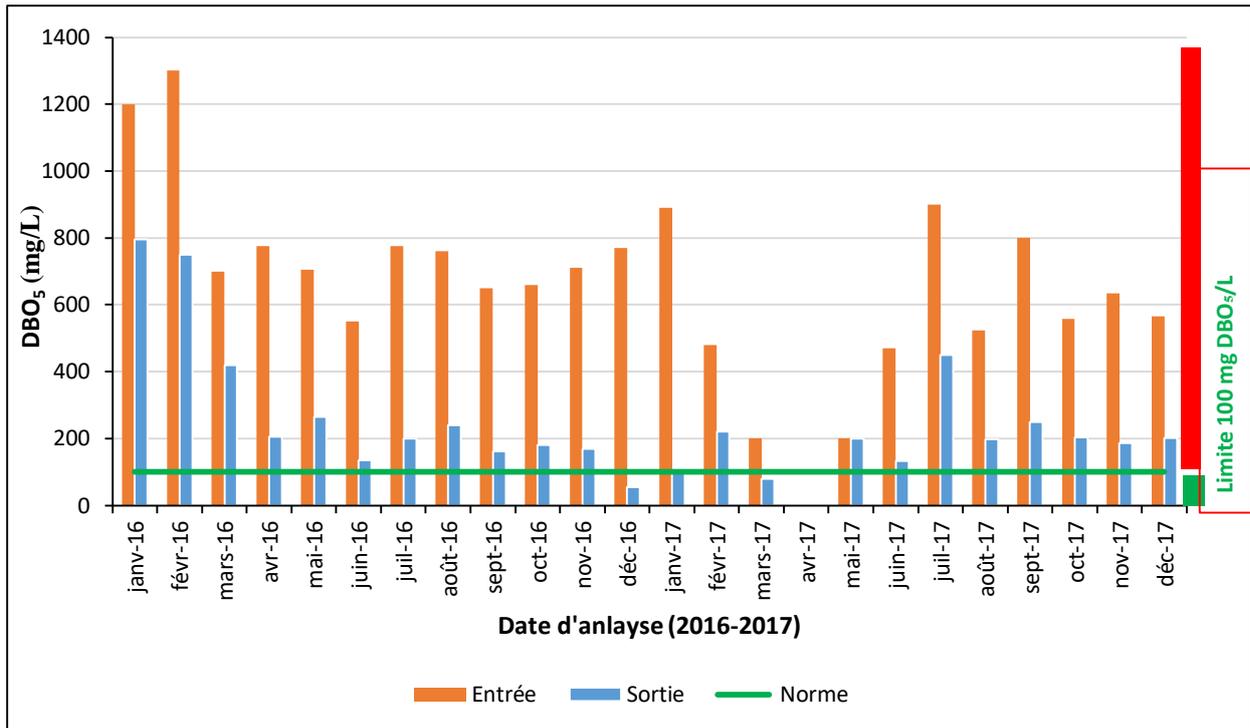


Figure 14 : Variations mensuelles de la DBO₅ à l’entrée et à la sortie des lagunes pendant la période 2016 – 2017

D’après la Figure 14, les valeurs de DBO₅ enregistrées sont comprises entre 200,0 mg/L et 1300,0 mg/L avec une moyenne de 685,9 mg/L pour l’eau brute. À la sortie de la STEP, ces valeurs varient entre 80,0 mg/L et 795,0 mg/L avec une moyenne de 252,16 mg/L. Ces valeurs restent très au-dessus de la norme de rejet des effluents liquides (<100 mg/L).

3.1.1.3.5 Azote total (N_{tot})

La Figure 15 représente la variation de l’azote total (N_t) de l’eau à l’entrée et à la sortie de la STEP.

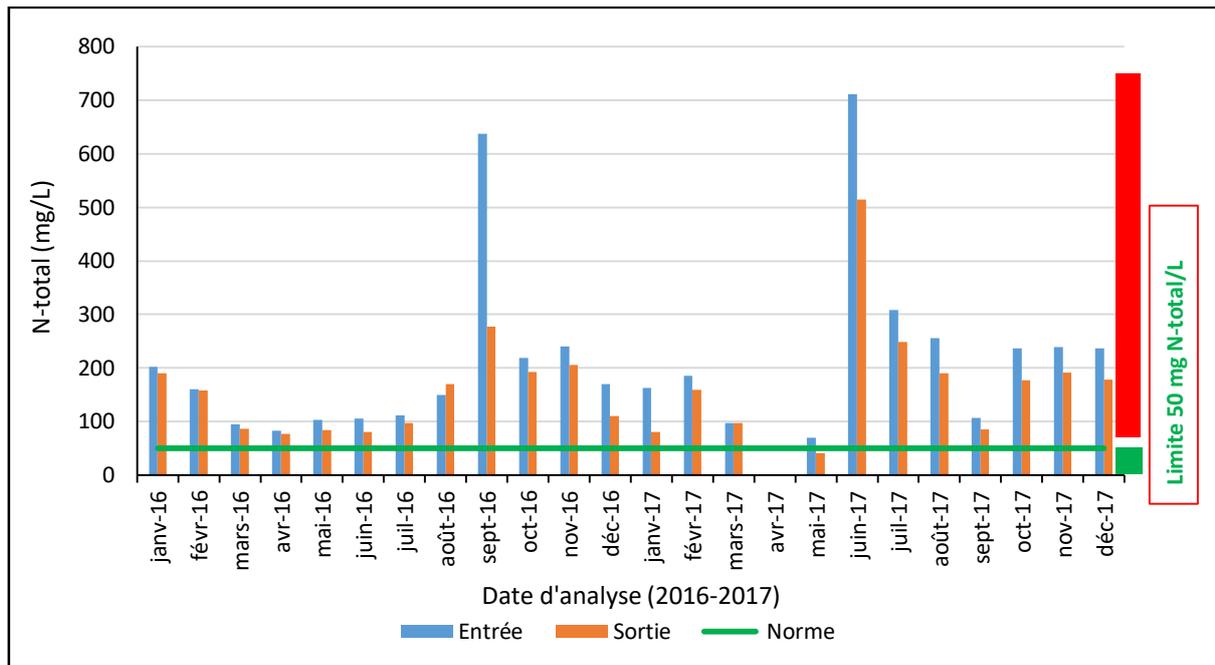


Figure 15 : Variations mensuelles de N_{tot} à l’entrée et à la sortie des lagunes pendant la période 2016 – 2017

D’après les résultats obtenus, nous observons (Figure 15) que les valeurs mensuelles des N_{tot} varient dans un intervalle qui va d’un minimum de 70,0 mg/L à un maximum de 710,5 mg/L pour les eaux brutes (soit une moyenne de 212,6 mg/L) et entre 41,0 mg/L et 514,5 mg/L pour les eaux traitées (soit une moyenne de 160,7 mg/L). Les valeurs des N_{tot} dans l’eau épurée sont largement supérieures à la limite fixée par le CIAPOL (<50,0 mg/L), excepté le mois de mai 2017.

3.1.1.3.6 Phosphore total (P_{tot})

Dans cette étude, ce paramètre chimique est constitué de phosphore (P) contenu dans l’orthophosphate (PO₄³⁻) et dans le pentoxyde de phosphore (P₂O₅).

La Figure 16 montre la variation des teneurs en phosphore à l’entrée et à la sortie de la station de traitement de l’eau brute.

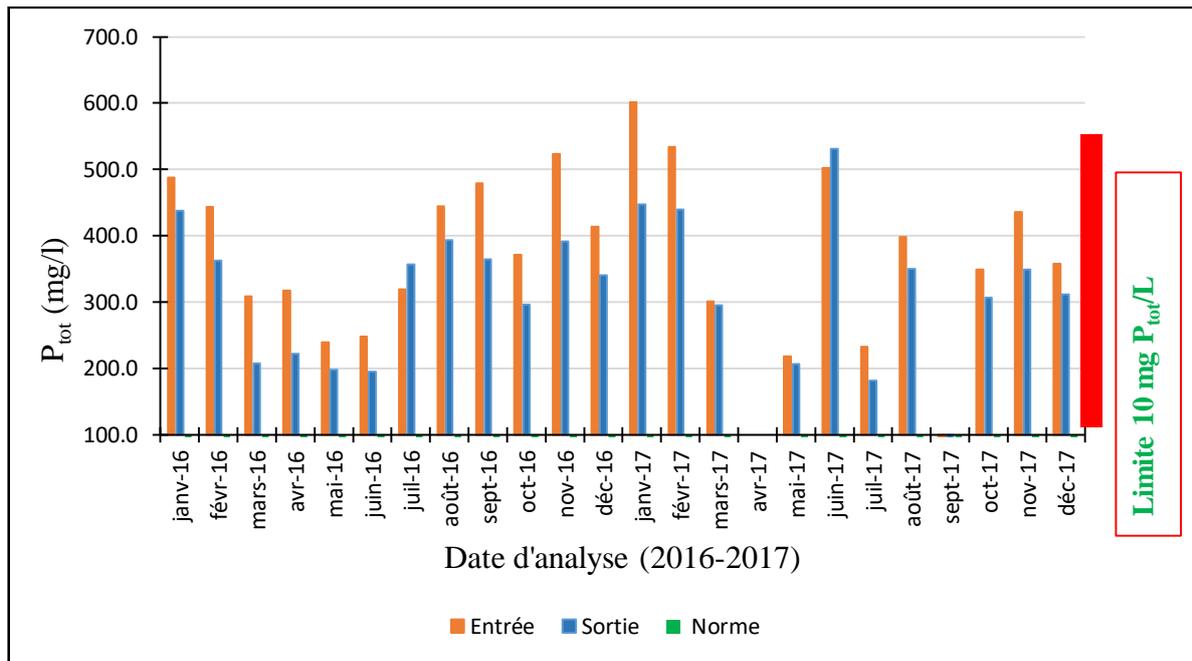


Figure 16 : Variations mensuelles du P_{tot} à l’entrée et à la sortie des lagunes pendant la période 2016 – 2017

D’après les résultats obtenus, les valeurs du P_{tot} varient d’un minimum de 5,0 mg/L à un maximum de 604,5 mg/L au niveau des eaux brutes. Concernant les eaux épurées, les concentrations oscillent entre 4,5 mg/L et 531,3 mg/L (Figure 16). Nous constatons aussi que de façon générale, la concentration de phosphore issue de l’eau épurée est largement supérieure aux normes de rejets fixées (<10,0 mg/L). La valeur limite des rejets n’est pas perçue sur le graphe ; ceci est dû à l’écart important entre la norme et les rejets.

3.1.1.4 Rendement d’épuration

Le tableau VI ci-dessous présente un récapitulatif du rendement épuratoire des bassins, enregistrés au cours des deux années consécutives 2016 et 2017. Ces rendements ont été obtenus à partir de l’application de l’équation (Éq.4) aux conditions opératoires de la station pendant la période étudiée. Les valeurs reportées sont celles des principaux paramètres physico- chimiques suivis comme par exemple, la DCO, la DBO₅, les matières en suspension (MES), le phosphore total et l’azote total. Les données du tableau VI ont été reprises sous forme de graphique (Figure 17) pour une meilleure illustration des variations des rendements d’épuration de la station de traitement.

Tableau VI : Tableau présentant le rendement de la STEP en 2016 et 2017

	Moyennes mensuelles du rendement épuration des bassins (%)	
	Année 2016	Année 2017
DCO	61	51
DBO₅	63	64
MES	74	64
Pt	18	10
Nt	24	25

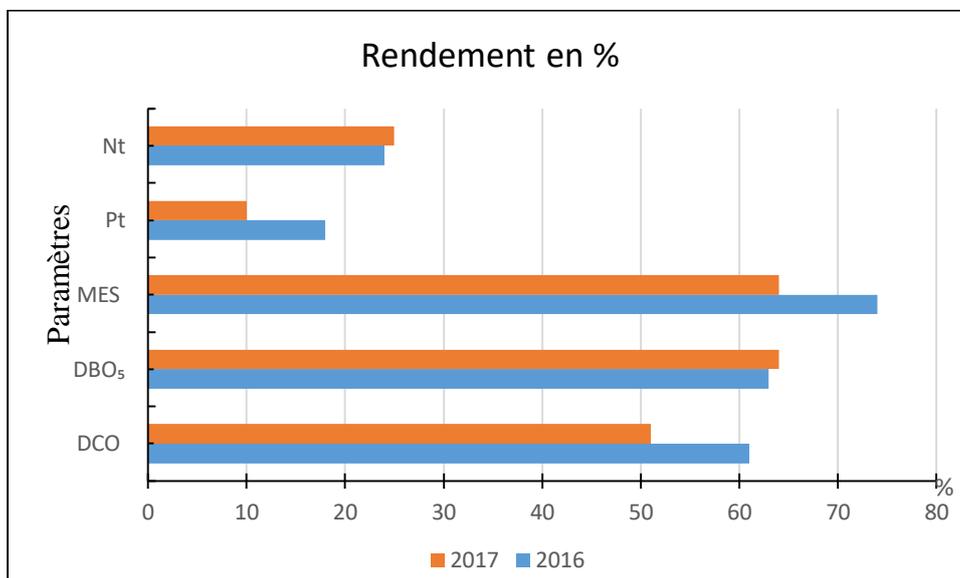


Figure 17 : Rendement de la station UAI SAPH Bongo en 2016 et en 2017

L’observation de ces résultats (Tableau VI, Figure 17) montre que l’efficacité de la STEP n’est pas similaire pendant ces 2 années. En effet, en 2016 comme en 2017, nous observons des taux d’abattement quasi identiques pour la DBO₅ (~ 63-64%). Cependant, les rendements d’élimination de l’azote total (N_{tot}) en 2016 (14%) sont largement inférieurs aux données de 2017 (57%).

En ce qui concerne le phosphate total (P_{tot}), la Figure 17 montre un très faible abattement de ce paramètre, 10% en 2016 contre 18% en 2017.

Les MES et la DCO ont respectivement un rendement de 74% et 61% en 2016 contre un taux d’abattement de 64% et 51% en 2017 (Tableau VI).

3.1.1.5 Analyse des balances caractéristiques des nutriments

Le tableau VII représente le suivi au cours des 2016-2017 du ratio C/N/P de l'effluent brut dans le but de comprendre et d'identifier le(s) nutriment(s) responsable(s) de l'eutrophisation de la filière de traitement des eaux. Ces ratios ont été obtenus à partir de l'application de l'équation (Éq.8) aux conditions opératoires de la station pendant la période étudiée.

Tableau VII : Ratio C/N/P sur la période d'étude (2016-2017)

Année 2016		Année 2017			
Ratio (C/N/P)		Ratio (C/N/P)			
janv-16	250:41:99	500:82:198	janv-17	250:35:128	500:69:256
févr-16	250:23:65	500:47:130	févr-17	250:37:107	500:74:213
mars-16	250:20:67	500:41:133	mars-17	250:56:172	500:112:344
avr-16	250:14:53	500:28:106	avr-17	période de révision de l'usine	
mai-16	250:19:44	500:38:88	mai-17	250:17:52	500:33:103
juin-16	250:28:65	500:55:129	juin-17	250:75:53	500:149:105
juil-16	250:20:58	500:40:115	juil-17	250:45:34	500:90:68
août-16	250:28:84	500:57:168	août-17	250:48:75	500:96:149
sept-16	250:165:124	500:331:249	sept-17	250 :23:1	500:45:02
oct-16	250:58:98	500:115:195	oct-17	250:45:66	500:90:133
nov-16	250:61:132	500:121:264	nov-17	250:52:95	500:103:189
déc-16	250:44:107	500:88:214	déc-17	250:46:69	500:91:138
Intervalle du ratio moyen annuel	250:39:79	500:79:159	Intervalle du ratio moyen annuel	250 :46 :69	500:91:138

Durant cette période, nous constatons une variation mensuelle du ratio avec C/N/P avec une valeur moyenne de 250/39/79 (minimum) ou 500/79/159 (maximum) en 2016 contre 250/46/69 (minimum) ou 500/91/138 (maximum) en 2017.

La Figure 18 ci-après a été obtenue pour une meilleure illustration des variations des nutriments entrant dans la station de traitement.

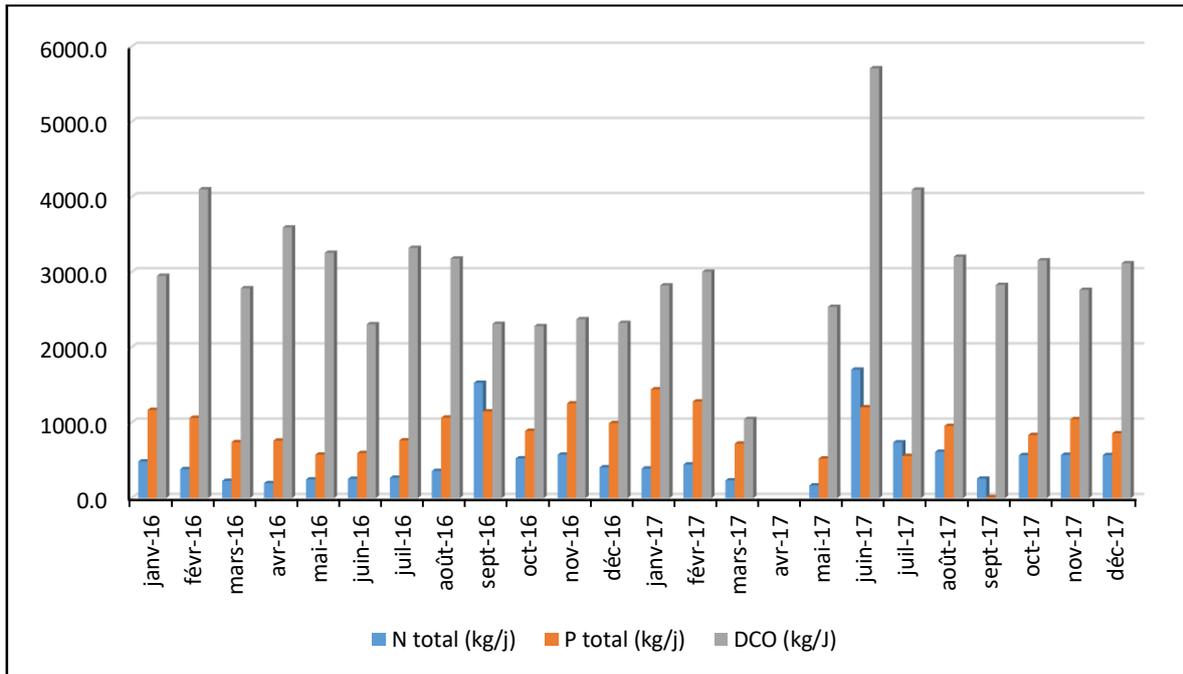


Figure 18 : Flux journaliers des nutriments

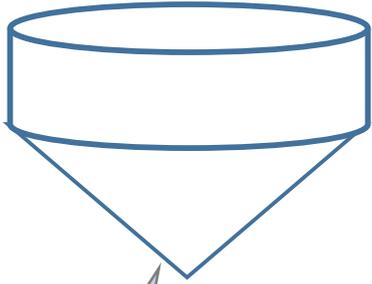
De façon générale, tous les nutriments (carbone, azote, phosphore) sont en excès à l’entrée de la station. Cependant, le flux mensuel du phosphore (Figure 18) est largement supérieur aux ratios indiqués par le tableau VII (510,0 kg/j en moyenne contre 91,0 considérée comme valeur maximale).

3.1.2 Technologie d’élimination du phosphore

3.1.2.1 Dimensions du clarificateur

Le tableau VIII ci-dessous présente les principaux paramètres caractéristiques du clarificateur. Pour une meilleure compréhension de ces données, un schéma simplifié du bassin de clarification a été proposé à la Figure 19. Ce schéma illustre l’ensemble des informations dimensionnelles résumées dans le tableau VIII.

Tableau VIII : Caractéristiques dimensionnelles du clarificateur proposé

Caractéristiques dimensionnelles	Valeurs	Forme géométrique : cylindro-conique
		
Surface (m ²)	167	
Volume (m ³)	417	
Rayon (m)	7,3	
Hauteur (m)	2,5	
Vitesse ascensionnelle (m/h)	1,5	
Débit (m ³ /h)	250	
Temps de détention (h)	2	

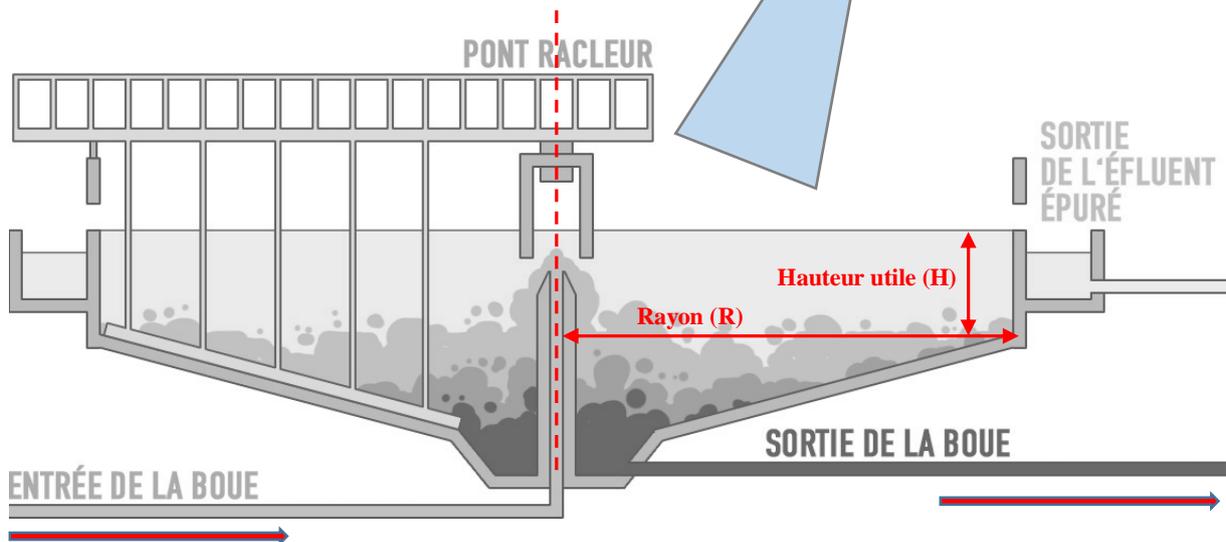


Figure 19 : Schéma dimensionnel simplifié du bassin de sédimentation

Pour un débit de pointe de 250 m³/h, le clarificateur primaire dimensionné présente une surface de 167 m² et un rayon de 7,3 m. Le temps de séjour des eaux (τ) au sein du clarificateur a été pris égal aux conditions typiques (2 heures). Enfin, en fixant arbitrairement la hauteur utile de l'ouvrage à 2,5 m, le volume dimensionnel du clarificateur s'estime à 417 m³ tel que récapitulé dans le tableau VIII.

3.1.2.2 Utilisation de sels métalliques : chlorure ferrique (FeCl₃) et/ou sulfate d'alumine (Al₂(SO₄)₃)

Le tableau IX ci-dessous présente les résultats de déphosphatation chimique à l'aide des réactifs chlorure ferrique (FeCl₃) et/ou sulfate d'alumine (Al₂(SO₄)₃). Le choix de ces produits a été fait sur la base de leur efficacité, de leur coût et du fait que ces réactifs soient les plus utilisés dans le domaine du traitement des eaux. Les valeurs contenues dans le tableau IX résultent de l'application des équations 12,13 et 14. L'on rappelle que ces résultats sont ceux obtenus à l'issue d'un rendement d'élimination du phosphore excessif fixé délibérément à 85%.

Tableau IX : Comparaison de la quantité de réactifs pour la déphosphatation

Réactifs	Rendement	Quantités (kg/j)	Volume (m ³ /j)
FeCl ₃	0,85	1559	7,6
Al ₂ (SO ₄) ₃		715	2,1

L'observation du tableau IX nous montre que pour un même rendement (85% d'élimination du phosphore total), la quantité de fer pur utilisé (1559 kg/j soit 7,6 m³/j) est quasiment le double de l'aluminium (715 kg/j soit 2,1 m³/j).

3.2 Discussion

Dans ce mémoire, le niveau trophique des bassins de lagunage de l'unité agricole intégrée (UAI) de la SAPH Bongo (Alépé) a été diagnostiqué. Pour ce faire, nous avons calculé le potentiel oxydant (R_H) des eaux reçues au bassin d'entrée, d'une part et d'autre part, évalué les balances caractéristiques (C/N/P) des nutriments convoyés à la station. Les résultats obtenus montrent que les eaux des lagunes sont caractérisées par un pouvoir oxydant R_H dont les valeurs sont encadrées par un minimum égal à 7 (particulièrement au mois de mars 2017), contre une valeur maximale de 14 (en février 2017). Le point représentatif de la valeur minimale R_H = 7 est isolé de l'ensemble des résultats obtenus. Ceci s'explique par le rejet d'eaux usées brutes particulièrement acides (pH = 3,3) à la station de traitement au mois de mars 2017. Le pouvoir oxydant étant tributaire du pH, sa valeur est contrôlée par sa propriété physicochimique notamment le potentiel en hydrogène. Sur les deux années de données enregistrées dans le cadre de cette étude, l'essentiel des valeurs de R_H calculées forme un nuage de points se situant autour de R_H = 12-14. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus par Idrissi *et al.* (2015) au Maroc et Noumon *et al.* (2015) au Bénin. Sur l'échelle des valeurs du pouvoir oxydant reportées par Rejsek (2002) In Noumon *et al.* (2015), les eaux de la station étudiée sont classées réductrices

et nauséabondes. Un tel état est typique d'un niveau trophique correspondant à un état d'eutrophisation des bassins. Il est caractérisé par une quantité excessive de la matière organique, dont la décomposition engendre une diminution de l'oxygène dissous. Un tel état de l'eutrophisation favorise la détérioration de la qualité des eaux. Outre la qualité esthétique et l'odeur des eaux sont affectées par l'eutrophisation des bassins, mais la composition de la faune et la flore microbienne, ainsi que l'état de fonctionnement biologique du procédé de traitement sont également modifiés (Noumon *et al.*, 2015). L'une des preuves visibles de la modification des performances du procédé de traitement est la non-conformité des effluents rejetés avec les limites applicables. À l'UAI de Bongo, les rejets à la sortie de l'usine sont souvent source de pollution par drainage de l'effluent dans le milieu récepteur. En effet, dans une étude réalisée sur le bassin versant de la rivière Amia, Kouamé *et al.* (2012) ont révélé que les effluents de la SAPH Bongo pourraient impacter la qualité physico-chimique de cette rivière. Les résultats présentés dans cette étude corroborent les conclusions de Kouamé *et al.* (2012). Spécifiquement, un aperçu de la qualité physicochimique des effluents en sortie de station montre que durant les années 2016 et 2017, les paramètres physicochimiques (DCO, DBO₅, MES, azote et phosphore) sont non-conformes, excepté le pH. En effet, ce facteur (le pH) est un indicateur de la pollution par excellence (Maiga *et al.*, 2006) ; il est essentiel au développement microbien. La plage favorable à une bonne croissance de la plupart des espèces aquatiques se situe entre 6,5 et 8,5 (Maiga *et al.*, 2006). Nos résultats montrent que les eaux rejetées en sortie de station sont caractérisées par un pH moyen de 7,1 sur les deux années 2016 et 2017. Ce paramètre est bien conforme non seulement à la réglementation en vigueur, mais pris individuellement, il serait non toxique aux espèces aquatiques en aval de la station, comme l'ont révélé Maiga *et al.* (2006).

La DCO est la mesure de l'équivalent en oxygène du contenu organique de l'échantillon susceptible d'être oxydé par un oxydant chimique fort. Il s'agit d'une évaluation utilisée pour mesurer le niveau de contamination de l'eau par matière organique (Sulaiman *et al.*, 2016). En effet, la valeur de la DCO est généralement plus élevée que la DBO, car certaines matières organiques présentes dans l'eau qui sont résistantes à l'oxydation microbienne et donc non impliquées dans la DBO, pourraient être facilement oxydées chimiquement (Ram *et al.*, 2011). Dans ce travail, 23 mesures mensuelles de DCO ont été reportées pour les deux années consécutives (2016 et 2017). Statistiquement, sur l'ensemble de ces mesures, seulement quatre, soit 17% des données enregistrées sont en dessous du seuil de rejets de 300 mgDCO/L contre 83% de non-conformités sur la période étudiée. Aussi, des coefficients d'abattement de la DCO

ont été calculés pour l'année 2016 et 2017. Les résultats obtenus indiquent que statistiquement, 61% et 51% de DCO ont été respectivement éliminées des eaux en 2016 et 2017. Ces efficacités moyennes d'abattement sont basses ; elles sont loin des taux d'élimination couramment rencontrés dans la littérature, par exemple, 83% (El-Dars *et al.*, 2014) et 94 à 99% (Sadek *et al.*, 2016), etc. Cette faiblesse dans l'élimination de la DCO traduit un état de performances générales de la station en mal-en-point. D'où des concentrations moyennes annuelles de rejets en DCO d'environ 468 mg/L en 2016 et 633 mg/L en 2017, c'est-à-dire des valeurs hors normes.

La DBO (Demande Biochimique en Oxygène) est la quantité d'oxygène utilisée par les organismes microbiens pour biodégrader les composés organiques dans l'eau. Le test habituel est utilisé pour déterminer l'étendue de la pollution d'une eau usée et l'efficacité des méthodes de traitement des effluents. Contrairement à la DCO qui peut être mesurée en quelques heures, les mesures de la DBO prennent généralement 5 jours (DBO₅) (Forgas *et al.*, 2004). La DBO et la DCO sont des paramètres importants car ceux-ci sont des indicateurs qui expriment le niveau de la biodégradabilité des eaux usées. En effet, selon Rodier *et al.* (2009), le rapport DCO/DBO₅ permet d'envisager un traitement soit physique, biologique ou chimique. Plus la DBO est élevée, moins la masse d'eau est riche en oxygène. Le traitement des effluents bruts par le système de lagunage de l'UAI de la SAPH Bongo a permis d'atteindre des taux d'élimination de la DBO d'environ 63 à 64% pour les deux consécutives années 2016 et 2017. Tout comme la DCO, cette efficacité d'élimination de la DBO est loin de favoriser une conformité des rejets vis-à-vis de ce paramètre. En effet, sur la période de l'étude (2016 – 2017), les valeurs mensuelles de la DBO en sortie de station, varient entre 80,0 mg/L et 795,0 mg/L avec une moyenne de 252,2 mg/L. Ces résultats restent très au-dessus de la norme de rejets des effluents liquides, 100 mgDBO/L) (CIAPOL, 2008). Le niveau élevé de la DBO₅ dans l'effluent pourrait plausiblement s'expliquer par la disponibilité de composés organiques utiles dans le processus de transformation du caoutchouc (Kedi *et al.*, 2020).

Quant aux matières en suspension (MES), les résultats reportés dans cette étude indiquent des taux d'éliminations annuelles avoisinant 74% et 64% respectivement pour les années 2016 et 2017. En effet, les résultats montrent que les MES à l'entrée de la station varient entre 214,0 et 1065,5 mg/L avec une moyenne de 554,1 mg/L. En revanche à la sortie de la station, les valeurs de MES sont de l'ordre de 56,0 mg/L et 299,0 mg/L avec une moyenne de 169,1 mg/L. Ces teneurs en MES dans l'effluent final sont supérieures aux normes de rejets (50 mg/L). En réalité, tout se passe comme s'il y avait une stabilité des matières en suspension dans le procédé de

traitement. Cette quasi-stabilité des matières en suspension dans le système pourrait s'expliquer par l'inexistence d'ouvrage ou d'équipement adéquat pour retenir les débris. Un clarificateur, un tamis grossier et/ou fin serait nécessaire pour une rétention efficace des matières en suspension. Les micro-organismes qui participent à l'élimination des contaminants carbonés des eaux usées ont besoin en plus du carbone, de l'azote et du phosphore pour leur croissance et leur reproduction. Ces trois nutriments sont fondamentaux ; ils doivent coexister dans une certaine proportion afin que la croissance et le développement des microorganismes, soit optimale. Dans ce travail où les conditions d'anaérobiose prévalent dans les bassins en tête de procédé, le système de lagunage étudié a été classé de type anaérobie. Dans un tel système, Ammary (2004) établit qu'un ratio caractéristique C/N/P des nutriments fondamentaux soit encadré par une fourchette de valeurs allant de 250/5/1 à 500/5/1. Les résultats obtenus montrent que cette balance typique (250/5/1 à 500/5/1) n'est pas équilibrée dans notre cas d'étude. D'ailleurs, les résultats ont révélé un excès en phosphore et en azote. Au cours de notre étude, les moyennes annuelles des balances obtenues ont respectivement varié de 250/39/79 à 500/79/159 pour l'année 2016 et de 250/46/69 à 500/91/138 pour l'année 2017. Les données du phosphore montrent des valeurs excessivement élevées allant d'un facteur 79-159 (pour l'année 2016) et 69-138 (pour 2017), par rapport aux conditions idéales d'unicité de la part du phosphore dans les ratios caractéristiques. Cette prévalence excessive du phosphore révèle des conditions favorables de développement de l'eutrophisation des bassins telle que rapportée dans les travaux de Halouani *et al.* (1993). La faiblesse des taux d'élimination des paramètres physicochimiques tels que la DCO, la DBO et les MES observées précédemment dans cette étude est en parfait accord avec le déséquilibre des ratios C/N/P.

Afin d'améliorer les performances épuratoires des bassins de lagunage étudiés, l'on se doit obligatoirement de corriger les ratios caractéristiques C/N/P. Une des voies de redressement de ce ratio est le renforcement de l'élimination du phosphore dans les eaux. Pour ce faire, nous envisageons la déphosphatation chimique, qui elle-même, requiert qu'un ouvrage de sédimentation/décantation soit implanté en amont des installations actuelles de la station. Dans le cadre de cette étude, nous avons considéré deux sels métalliques pour réaliser la déphosphatation chimique : le sulfate d'alumine $Al_2(SO_4)_3$ et le chlorure ferrique ($FeCl_3$). Ces deux produits sont des coagulants commerciaux dont le choix répond aux conditions d'application telles que le pH et l'efficacité d'élimination du phosphore. En visant un rendement d'élimination de 85% du phosphore total pour des conditions optimales de pH 6,8 -7,5 qui satisfont notre situation d'étude, nous sommes parvenus à estimer la quantité de réactifs à

injecter par jour. Ces résultats montrent un besoin en fer pur de 1559 kg/j (équivalent de 7,6 m³/j de solution ferrique), contre 715 kg/j (équivalent de 2,1 m³/j de solution d'alumine). Ces estimations montrent que les besoins massiques en fer sont le double de ceux en sulfate d'alumine. À efficacités égales (85%) ; et dans une perspective d'anticipation de la gestion des résidus solides de précipitation par les deux sels métalliques, nous optons pour le sulfate d'alumine. Dans la pratique habituelle, l'injection du coagulant s'effectue en amont d'un clarificateur. Les installations actuelles n'ayant pas de bassin de sédimentation, nous nous sommes proposés d'en dimensionner un afin d'y réaliser l'enlèvement du phosphore excessif par coagulation/floculation. En tenant compte des données réelles de terrain (débit d'effluents bruts, pH, concentrations des paramètres physicochimiques, etc.), la méthodologie de dimensionnement d'un clarificateur de forme cylindro-conique a permis d'obtenir les résultats. Ces résultats révèlent qu'il est nécessaire d'implanter un ouvrage de clarification de volume utile égal 417 m³ et ayant les dimensions géométriques suivantes : hauteur utile = 2,5 m et un rayon égal 7,3 m. Les eaux brutes devront y séjourner 2 heures de temps lors de leur transit pour parvenir à abattre 85% du phosphate excessif entrant dans les bassins de traitement.

CONCLUSION

Dans cette étude, nous nous sommes attelés à restaurer les performances épuratoires des bassins d'un procédé de lagunage appliqué au traitement d'effluents industriels de production de caoutchouc : cas de l'Unité Agricole Intégrée UAI de la SAPH Bongo. Les analyses des paramètres de pollution, en l'occurrence la DBO₅, MES, DCO, Nt, Pt et le pH, des années 2016 et 2017 ont été effectuées en référence aux normes de rejets et d'émissions en vigueur. À l'analyse des résultats reportés dans notre étude, nous avons noté de manière générale que les paramètres physicochimiques suivis étaient de loin conformes aux normes applicables, excepté le pH. Les rendements d'élimination enregistrés pour les paramètres tels que les matières en suspension (MES), la DBO₅, la DCO, ainsi que l'azote total, sont respectivement de l'ordre de 69%, 63,5%, 25% en moyenne sur les deux années investiguées. Ces niveaux de rendements sont relativement faibles et confirment clairement la non-atteinte des limites de rejets. Quant au taux de phosphore total présent dans les eaux de sortie de la station, les valeurs sont extrêmement élevées et instables ; elles vont de 5 mg/L à 531 mg/L. Le rendement d'élimination correspondant a été calculé et égal à 10%. Cette faiblesse de l'enlèvement biologique du phosphore favorise son accumulation dans les bassins, occasionnant ainsi l'accroissement du niveau trophique vers un état d'eutrophisation. Des ratios caractéristiques des nutriments fondamentaux C/N/P ont également été calculés dans ce travail. Pour la période des deux années de l'étude (2016 et 2017), les valeurs moyennes annuelles des balances obtenues ont respectivement varié entre 250/39/79 et 500/79/159 pour l'année 2016, et 250/46/69 – 500/91/138 pour l'année 2017. La contribution du phosphore dans ces ratios a montré des valeurs excessivement élevées allant d'un facteur 79-159 (pour l'année 2016) et 69-138 (pour 2017), et ce, par rapport aux conditions idéales d'unicité de la part du phosphore dans les ratios caractérisés. Afin de restaurer les performances épuratoires des installations de traitement par lagunage de la SAPH Bongo, nous avons dimensionné un clarificateur de volume égal 417 m³ capable d'abattre le phosphore excessif à un taux visé de 85-95%. Le sulfate d'alumine a été sélectionné comme coagulant de précipitation du phosphore. La quantité requise pour le traitement du phosphore excessif a été estimée par calcul et égale à environ 715 kg/j.

Au terme de cette étude, nous préconisons en perspective de poursuivre les efforts de restauration des performances des bassins de lagunage par une étude d'évaluation des charges technico-financières des installations envisagées dans un contexte d'analyse de coût-efficacité des performances du bioprocédé amélioré dans ce mémoire.

RÉFÉRENCES

- Abdeljabar B. & Oussama T. (2019). Diagnostic de fonctionnement de la station d'épuration de Kouinine : Solutions proposées. Mémoire de Master en Hydraulique, Conception et Diagnostic des Systèmes D'AEP et d'assainissement, Université d'El-Oued (Algérie), 90 p.
- AIP (2017). Agence Ivoirienne de Presse. [Ressource en ligne]. Disponible sur: <http://www.agriculture.gouv.ci/acceuil/details-actualite/cote-d-ivoire-la-plus-grande-usine-de-traitement-de-caoutchouc-naturel-d-afrique-inauguree-bongo> (consulté le 13/03/2021).
- Al-Khatib N., Shoqeir J.A.H., Özerol G. & Majaj L. (2017). Governing the reuse of treated wastewater in irrigation: the case study of Jericho, Palestine. *International Journal Global Environmental Issues*, 16(3) : 135-148.
- Ammary B.Y. (2004). Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African Journal of Biotechnology*, 3(4) : 236-238.
- Amon E.A., Soro D. & Traore D. (2015). Évaluation de l'infestation des *Loranthaceae* sur les ligneux des agroécosystèmes de la region du Sud-Comoé (Côte d'Ivoire), *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(4) : 1822-1834.
- APROMAC (2021). Association des Professionnels de Caoutchouc Naturel de Côte d'Ivoire. Bulletin annuel d'informations, 30 p.
- Archambault K. (2018). Post traitement d'effluents industriels très concentrés suite au procédé de chimie verte d'oxydation en voie humide. Maîtrise en environnement, Centre De Formation en Environnement et au Développement Durable, Université de Sherbrooke (Canada), 84 p.
- Arimoro F.O. (2009). Impact of rubber effluent discharges on the water quality and macroinvertebrate community assemblages in a forest stream in the Niger Delta. *Chemosphere*, 77(3) : 440-449.
- Atagana H.I., Ejechi B.O. & Ayilumo M. (1999). Fungi associated with degradation of wastes from rubber processing industrial. *Environmental Monitoring and Assessment*, 55 : 401-408.
- Boualla N. (2011). L'expérience Algérienne En Matière d'épuration Des Eaux Usées. *Science Libre*, 3(5) : 1-8.

- Chaouki I., Mouhir I., Fekhaoui A., El-Abidi A., Bellaouchou A. & El Morhit M. (2015). Application de l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'évaluation de la qualité des eaux usées industrielles de Salam Gaz-Skhirat. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(2) : 455-464.
- CIAPOL (2008). Centre Anti-pollution. Arrêté n°01164/MINEEF/SDIIC du 04 novembre 2008 portant sur la réglementation des Rejets et Émissions des Installations Classées pour la protection de l'Environnement, (Côte d'Ivoire), 3 p.
- Diby H.J.C., Koffi S.Y.C. & Assi-Kaudjhis J.P. (2017). Impacts environnementaux de l'hévéaculture dans le département d'Aboisso, Sud-Est De La Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 13(29) : 31-108.
- Doku A.I. & Heinke W.G. (1995). Potential for greater use of wetlands for waste treatment in northern Canada. *Journal of cold regions engineering*, 9(2) : 75-88.
- El-Dars F.M., Ibrahim M.A. & Gabr A.E. (2014). Reduction of COD in water-based paint wastewater using three types of activated carbon. *Desalination and water treatment*, 52(16) : 2975-2986.
- FNDAE, Cemagref, (1998). Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Document Technique FNDAE, 96 p.
- FNDAE, Cemagref, (2007). Les Clari-floculateurs plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire. Document Technique FNDAE, 80 p.
- Forgacs E., Cserhati T. & Oros G. (2004). Removal of synthetic dyes wastewaters: A review. *Environment International*, 30(7) : 953-971.
- Halouani H.E., Picoti B., Casellas C., Pena G. & Bontoux J. (1993). Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des sciences de l'eau*, 6(1) : 45-61.
- Henze M. (1997). Waste design for households with respect to water, organics and nutrients. *Water Science and Technology*, 35(9) : 113-120.
- Idrissi Y.A., Alemad A., Aboubaker S., Daifi H., Elkharrim K. & Belghyti D. (2015). Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal-Maroc. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 11(3) : 556-566.

- Kedi A.B.B., Kouame Y.F., Kouassi S.S., Abry A.O. & Konan K.F. (2020). Physico-chemical characterization of liquid waste from sugar production unit labs in Zuenoula, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(7) : 2641-2651.
- Kibi N., Sasseville J.L., Martel J.M. & Blais J.F. (2000). Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales. *Revue des sciences de l'eau*, 13(1) : 21-38.
- Kouame M.K., Gnagne T., Konan F.K., Bony Y.K. & Gourene G. (2012). Effects of treated agro-industrial effluents on physical and chemical characteristics of the receiving stream Wawa in south-eastern Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(2) : 871-886.
- Larpen-Gourgaud M. & Sanglier J.J. (1992). *Biotechnologies : Principes et Méthodes*, Edition Doin, (France), 668 p.
- Maier R.M. (1999). Biochemical cycling. *In: Environmental Microbiology*. Maier R.M., Pepper I.L., Gerba C.P. (Eds), (Canada), pp. 319-346.
- Maiga A.H., Konaté Y., Wethe J., Denyigba K., Zougrana D. & Togola L. (2006). Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien : cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER. *Sud Sciences et Technologies*, 14(1) : 1-9.
- Maurer M. & Boller M. (1999). Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. *Water Science Technology*, 39(1) : 147-163.
- Metcalf & Eddy-AECOM (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th edition McGraw-Hill Education, New York (États-Unis), 2048 p.
- Nedjal N. (2016). Déphosphatation physico-chimique et biologique des eaux usées. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba (Algérie), 113 p.
- Noumon C.J., Mama D., Dedjiho C.A., Agbossou E. & Ibouraima S. (2015). Évaluation de la qualité physico-chimique et du risque d'eutrophisation de la retenue d'eau de Kogbétohouè (Sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, 85 : 7848-7861.
- Ochigbo S.S. & Luyt A.S. (2011). Mechanical and Morphological Properties of Films Based on Ultrasound Treated Titanium Dioxide Dispersion/ Natural Rubber latex. *International Journal of Composite Materials*, 1(1) : 7-13.

- PAACA (2021). Projet d'Assainissement et d'Amélioration du Cadre de Vie d'Abidjan. Extension de réseaux d'assainissement des eaux usées (Abidjan, Côte d'Ivoire). Rapport CIES, 223 p.
- PUIUR (2011). Projet d'Urgence d'Infrastructures Urbaines. Étude stratégique pour la gestion des déchets solides dans le district d'Abidjan. Rapport final, BURGEAP, 176 p.
- Ram S.L., Pravin U.S. & Deepali S.P. (2011). Study on Physico-chemical Parameters of Waste Water Effluents from Taloja Industrial Area of Mumbai, India. *International Journal of Ecosystem*, 1(1) : 1-9.
- Rejsek F. (2002). Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Edition Canopé-Centre Régional de Documentation Pédagogique, Bordeaux (France), 360 p.
- Rodier J. (2009). L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 9ème édition Dunod, Paris (France), 1384 p.
- Rodier J., Legube B. & Merlet N. (2009). L'analyse de l'eau : Contrôle et Interprétation. Edition Dunod : Paris (France), 1297 p.
- Ruf F.O. (2008). L'hévéaculture familiale en Côte d'Ivoire Le processus d'innovation dans la région de Gagnoa. Rapport CIRAD pour le compte de l'AFC, 58 p.
- Ruf F.O. (2013). Le boom du caoutchouc en Côte d'Ivoire. Rapport CIRAD pour le compte de l'IFC, 48 p.
- Sadek D.M., El-Attar M. & Haitham A.A. (2016). Reusing of marble and granite powders in self-compacting concrete for sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, 121 : 19-32.
- SAPH (2015). Société Africaine de Plantations d'Hévéas. Livret SAPH, 28 p.
- Seyhi B., Droguil P., Buelna G., Blais J.-F. & Heran M. (2011). État actuel des connaissances des procédés de bioréacteur à membrane pour le traitement et la réutilisation des eaux usées industrielles et urbaines. *Revue des Sciences de l'Eau*, 24(3) : 283 p.
- SNCPs (2008). Syndicat National du Caoutchouc et des Polymères. [Ressource en ligne]. Disponible sur <https://www.lecaoutchouc.com> (consulté le 12/03/2021).
- Sulaiman A.A., Attalla E. & Sherif M.A.S. (2016). Water Pollution: Source and Treatment. *American Journal of Environmental Engineering*, 6(3) : 88-98.

Zouzoua E., Gouzile P. & Kouame L. (2019). Étude d'impact environnemental et social du projet de construction et d'exploitation d'une unité industrielle de transformation de caoutchouc naturel dans le département de Soubré (SAPH-Soubré, Côte d'Ivoire). Nexon consulting, 243 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Photographies de terrain illustrant l'état physique des installations de lagunage



Photo 1 : Dégrillage à barreaux (type artisanal) embourbé sur le canal d'arrivée des eaux usées



Photo 2 : Bassins de stockage anaérobie recouverts de végétaux



Photo 3 : Bassin aérobie avec aérateurs de surface recouvert d'algues vertes

RESUMÉ - Dans le but d'améliorer les performances épuratoires des bassins de lagunage de l'Unité Agricole Intégrée (UAI) de la SAPH Bongo, Alépé, des données historiques de deux années d'analyses physico-chimiques ont été étudiées sur la station d'épuration des eaux usées. L'analyse des résultats reportés dans cette étude a montré que les paramètres physico-chimiques de suivi de la station (DCO, DBO, MES, N et P) étaient de loin conformes aux normes de rejets applicables, excepté le pH. L'estimation théorique du pouvoir oxydant R_H effectué sur les eaux stockées dans le bassin d'entrée a donné des valeurs typiques aux eaux réductrices, nauséabondes, et donc favorables à l'eutrophisation. Par ailleurs, des ratios caractéristiques moyens annuels des nutriments fondamentaux (C/N/P) obtenus ont respectivement varié de 250/39/79 à 500/79/159 pour l'année 2016 et de 250/46/69 à 500/91/138 pour l'année 2017. De telles balances confirment l'excès du phosphore dans l'eutrophisation des bassins. En revanche, la voie de la déphosphatation chimique dans un bassin de sédimentation a été proposée comme solution d'amélioration. Pour ce faire, un clarificateur circulaire de volume égal 417 m^3 , a été dimensionné dans ce travail. Il y faut appliquer environ 715 kg/j de sulfate d'alumine pour abattre 85-95% du phosphore excessif.

Mots clés : Bongo, Déphosphatation chimique, Lagunage, Ratio C/N/P

ABSTRACT - In order to improve the performances of lagoon ponds at an Integrated Agricultural Unit (IUA), namely SAPH in Bongo (Alépé), 2-year physical chemical historical data have been reviewed. Reported results showed monitoring parameters such as COD, BOD, SS, N, and P, did not comply with applicable discharge standards, excepted pH. Theoretical estimates of oxidizing potential R_H carried out on inlet storage cells provided a set of points fluctuating around 12 - 14; those values are typical of reductive, and putrefied waters, therefore favorable to eutrophication. Fundamental nutrient ratios C/N/ P have been calculated. Reported annual averages varied between 250/39/79 and 500/79/159, and between 250/46/69 and 500/91/138, for year 2016 and 2017, respectively. Such ratios confirm the excess amount of phosphorus in the lagoon ponds. Chemical phosphorus removal, to be implemented in a sedimentation basin, has been proposed as a process improvement solution. To do so, a circular clarifier, of 417 m^3 volumetric capacity, has been required and designed in this work. About 715 kg/d of aluminum sulphate is needed to remove excess phosphorus by up to 85-95%.

Keywords : Bongo, Chemical phosphorus removal, Lagooning, Ratio C/N/P