



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

République de Côte d'Ivoire

Union-Discipline-Travail

UFR
Environnement

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

Année Universitaire
2016-2017

MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du :

MASTER

Production aquacole et protection de l'environnement

*Option : Protection de l'environnement et gestion des
Risques*

Numéro d'ordre
0055/2018

Thème :

**Qualité épuratoire des bassins de traitement des
déchets liquides du Centre Hospitalier Régional
de Daloa (Côte d'Ivoire) à partir du
phytoplancton et de quelques paramètres
physico-chimiques**

N CE 0412000347

Nom : KOUMAN

Prénoms : Akoua Djinabou

Jury

M. KONE Tidiani	Professeur Titulaire	Université Jean Lorougnon Guédé	Président
M. BARIMA Yao Sadaïou Sabas	Maître de Conférences	Université Jean Lorougnon Guédé	Directeur scientifique
M. SANGNE Yao Charles	Maître-Assistant	Université Jean Lorougnon Guédé	Encadreur
Mme ADON Marie Paulette	Maître-Assistant	Université Jean Lorougnon Guédé	Examinateur

Soutenu publiquement le

04/08/2018

DÉDICACES

A mon défunt père KOFFI Kouman Dit Abdoulaye Ouattara,

A ma défunte mère FATOU Ouattara,

Pour la vie qu'ils m'ont donnée.

REMERCIEMENTS

Le travail exposé dans ce mémoire n'aurait pu être possible sans le soutien et les conseils de plusieurs personnes. Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance aux responsables et aux personnes dont le soutien, la disponibilité, la compréhension et la contribution à divers degrés ont permis la réalisation du présent mémoire.

Nous remercions la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) de Daloa, Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE et ses collaborateurs pour les initiatives entreprises en faveur de la formation des étudiants et de la recherche au sein de cette institution.

Nous présentons, par la même occasion nos remerciements à Monsieur BROU Nanock Mickael, Administrateur principal des services financiers, Directeur général du Centre Hospitalier Régional (CHR) de Daloa pour son esprit d'ouverture. Merci Monsieur le Directeur d'avoir autorisé la réalisation de ce projet au sein du CHR et surtout pour l'accueil qui nous a toujours été réservé.

Nous tenons à remercier Monsieur le Doyen de l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé, Docteur KOUASSI Kouakou Lazare, Maître de Conférences, pour avoir autorisé notre inscription en Master.

Notre infinie reconnaissance et nos sincères remerciements sont adressés à Docteur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Maître de Conférences, pour le choix du sujet et pour l'encadrement scientifique de ce travail.

Notre profonde gratitude à l'endroit des Docteurs SANGNE Yao Charles, KPANGUI Kouassi Bruno, BAMBA Issouf, Enseignants-Chercheurs à l'Université Jean Lorougnon Guédé et membres du « Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement (GRIEPE) » qui m'ont permis de bénéficier d'un cadre agréable pour la réalisation de ce travail.

Je suis très reconnaissante à Docteur ADON Marie Paulette pour sa disponibilité et son aide dans la validation et l'identification des différents taxons lors de mes travaux.

Un merci à Monsieur GUIDO Adama, Chef du service hygiène et assainissement du CHR, pour avoir créé les conditions d'accès plus facile à la station d'épuration du CHR.

Nous disons merci à nos devanciers KOUAKOU Akoua Tamia Madeleine, KOUAKOU Kouassi Apollinaire, KOFFI N'guessan Achille, ZANH Golou Gizèle, ASSALE Adjo Annie Yvette, KOUA Attey Noel et ATTOUNGBRE Severin pour leur soutien lors des manipulations et la rédaction de ce mémoire. Nos sincères remerciements à tous les étudiants de Master II.

Nos chaleureux remerciements vont à l'endroit nos parents, pour leur soutien moral et financier.

Je ne saurais terminer mes remerciements sans exprimer notre gratitude à Monsieur YAO Koffi Kouman Denis et son épouse. Qu'ils trouvent dans ces lignes l'expression de mon infinie reconnaissance, pour tout le soutien moral et matériel qu'ils n'ont cessé de m'apporter durant mes études.

A tous ceux qui, de près ou de loin, ont participé à la réalisation de ce mémoire.

Un merci aux membres du jury, pour l'honneur qu'ils nous accordent en acceptant d'apprécier ce travail.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES ANNEXES.....	x
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : GÉNÉRALITÉS	
I-1- Généralités sur la zone d'étude.....	3
I-1-1- Situation géographique de la ville de Daloa.....	3
I-1-2- Description du Centre Hospitalier Régional de Daloa.....	3
I-1-3- Description de la station d'épuration du Centre Hospitalier Régional de Daloa.....	5
I-1-4- Rôles des stations d'épuration des eaux usées.....	6
I-1-5- Procédés d'épuration par lagunage naturel des eaux usées.....	6
I-1-5-1- Définition de lagunage naturel.....	6
I-1-5-2- Principe de fonctionnement.....	6
I-1-5-2-1- Bassins anaérobies.....	7
I-1-5-2-2- Bassins facultatifs.....	7
I-1-5-2-3- Bassins de maturation.....	8
I-1-6- Eaux usées hospitalières.....	8
I-1-6-1- Origines.....	8
I-1-6-2- Conséquences de la gestion inappropriée des eaux usées hospitalières.....	9
I-1-6-2-1- Conséquences d'ordre sanitaire.....	9
I-1-6-2-2- Conséquences d'ordre écologique.....	9
I-1-6-2-3- Conséquences d'ordre économique.....	9
I-2- Généralités sur le phytoplancton.....	10
I-2-1- Définition.....	10
I-2-2- Rôles et écologie du phytoplancton.....	10

I-2-3- Classification du phytoplancton	11
I-2-3-1- Cyanophyta	11
I-2-3-2- Chlorophyta	12
I-2-3-3- Chrysophyta	12
I-2-3-4- Bacillariophyta	12
I-2-3-5- Cryptophyta	12
I-2-3-6- Dynophyta	12
I-2-3-7- Euglenophyta	13
I-2-4- Paramètres physico-chimiques des eaux	13
I-2-4-1- Paramètres physiques	13
I-2-4-1-1- Température	13
I-2-4-1-2- Conductivité électrique	13
I-2-4-2- Paramètres chimiques	14
I-2-4-2-1- Potentiel d'hydrogène	14
I-2-4-2-2- Oxygène dissous	14
I-2-4-2-3- Demande Chimique en Oxygène	14
I-2-4-2-4- Demande Biochimique en Oxygène	14
 PARTIE 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODES	
II-1- Matériel	16
II-1-1- Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques	16
II-1-2- Matériel de prélèvement et de conservation du phytoplancton	16
II-1-3- Matériel d'observation, d'identification, de dénombrement et d'analyse du phytoplancton	16
II-2- Méthodes	16
II-2-1- Mesure des paramètres physico-chimiques	16
II-2-2- Prélèvement des échantillons	17
II-2-3- Observation, identification et dénombrement du phytoplancton	17
II-2-3-1- Observation	17

II-2-3-2- Identification	17
II-2-3-3- Dénombrement	17
II-2-4- Analyse du phytoplancton	18
II-2-4-1- Richesse spécifique	18
I-2-4-2- Fréquence d'occurrence.....	18
II-2-4-3- Densité relative.....	19
II-2-4-4- Evaluation de la diversité spécifique au sein des bassins.....	19
II-2-4-5- Régularité de la répartition des espèces au sein des bassins	19
II-2-4-6- Similitude entre les bassins	20
II-2-4-7- Indice planctonique des bassins	20
II-2-4-8- Traitements statistiques des données.....	21
II-2-4-8-1- Analyse univariée	21
II-2-4-8-2- Analyse multivariée.....	21

PARTIE 3 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

III-1-Résultats.....	22
III-1-1-Variation des paramètres physico-chimiques des bassins	22
III-1-2- Analyses du phytoplancton	23
III-1-2-1- Composition taxonomique	23
III-1-2-3- Densité phytoplanctonique.....	26
III-1-2-4- Diversité du peuplement	28
III-1-2-5- Similarité entre les bassins.....	28
III-1-2-6- Valeurs de l'indice planctonique des bassins.....	29
III-1-2-6- Corrélation des espèces phytoplanctoniques avec les paramètres abiotiques..	29
III-2- Discussion	31

CONCLUSION, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

RÉFÉRENCES

ANNEXES

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BAD : Banque Africaine de Développement

CHR : Centre Hospitalier Régional

CDV : Centre de Dépistage Volontaire

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

COND : Conductivité

CRIEM : Centre Régional d'Infrastructures d'Équipement et de Maintenance

CTS : Centre de Transfusion Sanguine

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant cinq jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

ETM : Éléments Traces Métalliques

INS : Institut Nationale de la Statistique

Larg : Largeur

Long : Longueur

MES : Matières En Suspension

NTU : NéphroleticTurbidity Unit

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ORL : OtoRhino Laryngologie

Prof : Profondeur

STEP : Station d'épuration

T : Température

UFR : Unité de Formation et de Recherche

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Valeur du coefficient attribué (indice planctonique) à chaque groupe algal.	20
Tableau II : Classes d'abondance relative de chaque groupe algal.	21
Tableau III : Paramètres physico-chimiques enregistrés dans chacun des bassins aux trois moments de la journée des bassins de traitement des eaux usées du CHR de Daloa.	23
Tableau IV : Liste taxonomique du phytoplancton inventorié dans les bassins 1, 2 et 3	24
Tableau V : Espèces phytoplanctoniques dominantes dans les différents bassins.	27
Tableau VI : Valeurs des indices de diversité de Shannon-Weaver (H') et d'Equitabilité (E) enregistrées dans les différents bassins.	28
Tableau VIII : Coefficients de similitude de Sørensen (%) entre les différents bassins.	28
Tableau VIII : État écologique des différents bassins de la STEP du CHR de Daloa suivant le paramètre indice planctonique.	29

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Présentation de la zone d'étude	4
Figure 2: Schéma décrivant la station d'épuration du Centre Hospitalier Régional de Daloa (Côte d'Ivoire).	5
Figure 3 : Mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel	7
Figure 4 : Réactions de symbiose algues-bactéries dans le bassin facultatif	8
Figure 5 : Densité absolue du phytoplancton dans les bassins 1,2 et 3.....	26
Figure 6 : Densité relative du phytoplancton dans les bassins 1,2 et 3.....	26
Figure 7 : Ordination en RDA des taxons phytoplanctoniques dominants et des paramètres environnementaux sur les deux premiers axes.....	30

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Images des bassins 1 et 3 de la station d'épuration montrant la coloration verdâtre de l'eau dans les bassins.	40
Annexe 2 : Image du bassin 2 avec une forte charge de matières en suspension	41
Annexe 3 : Photos des espèces toxiques de la station d'épuration des déchets liquides du CHR de Daloa	42

INTRODUCTION

Le traitement des eaux usées avant leur rejet dans la nature constitue une difficulté majeure dans le monde. Cette difficulté est plus accentuée dans les pays en voie de développement qui non seulement ne disposent pas de ressources économiques suffisantes, mais sont confrontés à une urbanisation et à une industrialisation peu contrôlée (Mbog, 2012). Les nombreuses maladies qui affectent la population de ces pays sont liées, en partie, à l'insuffisance de systèmes adéquats d'évacuation des eaux usées domestiques et industrielles (El Ouali *et al.*, 2014). Ces eaux usées constituent, par manque de traitement approprié, un danger croissant pour la santé humaine et le milieu naturel à cause de leurs charges en matières chimiques toxiques et en microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites). Elles constituent donc des menaces permanentes pour la santé aussi bien humaine qu'animale (Ait Melloul *et al.*, 2002). Selon l'OMS (2004), 80% des maladies qui affectent la population de la planète sont liées à la pollution des eaux. En effet, la plupart des microorganismes qui sont à l'origine des grandes épidémies historiques sont d'origine hydrique. Selon Chevalier (2002), des centaines de millions de personnes dans le monde souffrent de divers troubles de santé et d'autres maladies infectieuses telles que la schistosomiase, le choléra, la fièvre typhoïde, la diarrhée. C'est pourquoi, le contrôle et la surveillance de la qualité de l'eau notamment les eaux usées paraissent de plus en plus indispensable. Les conséquences peuvent être accentuées lorsqu'il s'agit des déchets liquides provenant des formations hospitalières. En effet, plusieurs études font ressortir que les hôpitaux sont de grands consommateurs d'eau potable et cette importante consommation en eau engendre de grandes quantités de rejets liquides. Outre les eaux usées provenant des ménages, les déchets liquides issus des formations sanitaires sont plus riches en détergents, en produits chimiques et surtout en germes pathogènes et parasites (Mbog, 2012). Le Centre Hospitalier et Universitaire de Yaoundé dispose d'une station d'épuration des eaux usées. Malheureusement, la station d'épuration prévue pour le traitement de ses effluents a cessé de fonctionner depuis fort longtemps (Mbog, 2012). Ceci entraîne d'énormes problèmes sanitaires et environnementaux d'autant plus importants que cette formation hospitalière est située en plein centre urbain et que ses eaux se déversent dans une série d'étangs destinés dont les eaux servent à la pisciculture et de lieu de pêche.

En Côte d'Ivoire, aucune étude n'a été menée sur la qualité épuratoire des bassins de traitement des déchets liquides des centres hospitaliers. Pourtant la gestion inappropriée des déchets liquides, pourrait constituer un risque de santé humaine à travers son infiltration dans le sol et son rejet dans les eaux de surface. Ainsi, les formations hospitalières sont particulièrement interpellées à traiter les déchets liquides avant leur rejet dans le milieu récepteur (Tchinda, 2000). C'est dans un tel contexte que le Centre Hospitalier Régional (CHR)

de Daloa a pu bénéficier d'une station d'épuration (STEP) par lagunage naturel de type facultatif grâce à un financement de la BAD (Banque Africaine de Développement) en 1996. L'objectif de cette station est de traiter les eaux usées issues du CHR de Daloa. L'exutoire de la station de Daloa est un bas fond marécageux traversé par un cours d'eau où se pratiquent le maraîchage et la riziculture irriguée.

Aujourd'hui, soit 22 ans après sa mise en service, la STEP du CHR de Daloa constituée de trois bassins semble délaissée. En effet, le réseau de collecte et de drainage des eaux usées vers la STEP composée de canaux techniques, est pratiquement hors service du fait d'une mauvaise utilisation (introduction d'objets non biodégradable) par les acteurs (personnel du CHR et patients), le non curage régulier des canaux occasionnant l'obstruction de certains conduits aussi bien en amont qu' en aval de la station d'épuration ; l'envahissement de la station d'épuration par les végétaux, etc. Face à cette situation, l'on s'interroge sur l'efficacité du fonctionnement des bassins d'épuration du CHR. Les hypothèses qui soutiennent cette étude sont : la composition en microorganismes (phytoplancton) serait la même dans les trois bassins ; les bassins de la STEP seraient sous l'effet d'une eutrophisation ; l'eutrophisation pourrait avoir pour effet la prolifération d'espèces de phytoplancton toxique dans les bassins. La communauté algale représente, du point de vue abondance et biomasse, une composante essentielle des milieux aquatiques. Le développement de cette communauté dans des conditions de stabilité et d'enrichissement en substances nutritives favorables, peut être bénéfique ou préjudiciable pour la santé de l'Homme (Chomerat, 2005). La présente étude se propose donc d'évaluer la qualité épuratoire de ces bassins à partir de la mesure de quelques paramètres physico-chimiques et de l'analyse du phytoplancton. Plus spécifiquement, il s'agira d'inventorier les espèces phytoplanctoniques au niveau de chaque bassin, de déterminer les paramètres physico-chimiques au niveau de chaque bassin et de déterminer l'influence des paramètres physico-chimiques sur la répartition des différentes espèces phytoplanctoniques. Le présent travail s'articule autour de trois parties dont la première présente les généralités. La deuxième partie expose le matériel et les méthodes d'acquisition des données et la troisième partie présente les résultats suivis de leur discussion. Enfin, une conclusion suivie des recommandations et perspectives mettra fin à ce travail.

PARTIE I : GÉNÉRALITÉS

I-1- Généralités sur la zone d'étude

I-1-1- Situation géographique de la ville de Daloa

Daloa est une ville du Centre Ouest de la Côte d'Ivoire localisée en Afrique de l'ouest. Chef-lieu de la région du Haut-Sassandra, elle est située à 141 km de Yamoussoukro la capitale politique et à 383 km d'Abidjan la capitale économique du pays (Figure 1A). Elle est limitée au Nord par le département de Vavoua, au Sud par le département d'Issia, à l'Est par le département de Bouaflé et à l'Ouest par le département de Duékoué. Elle représente la troisième ville la plus peuplée de Côte d'Ivoire après Abidjan et Bouaké. La population recensée au 15 mai 2014 est de 591 633 habitants dont 320 974 hommes et 270 659 femmes (INS, 2014).

I-1-2- Description du Centre Hospitalier Régional de Daloa

L'hôpital central de Daloa construit au quartier Kirman depuis 1961 a été érigé en Centre Hospitalier Régional (CHR) en 1980. Le CHR de Daloa s'étend sur une superficie d'environ 27 hectares dont 15 hectares bâtis. Il constitue à la fois l'hôpital de référence du District Sanitaire de Daloa et de toute la Région Administrative du Haut Sassandra. Il dispose d'un plateau technique plus important que les autres structures sanitaires de la localité. À ce titre, le CHR accueille, outre les patients du district, tous les patients en provenance des localités, dont l'état de santé mérite une prise en charge à laquelle ne peut satisfaire les centres de soins primaire ou secondaire meilleurs. Ainsi, plusieurs malades y sont convoyés chaque jour dans ses différents services pour leur prise en charge.

Le CHR de Daloa dispose de 30 bâtiments (Figure 1B) dont :

- 15 abritent les services de soins, les services médicaux et les services médico-techniques (médecine, pédiatrie, chirurgie, otoRhino laryngologie, psychiatrie, cabinet dentaire, ophtalmologie, gynéco-obstétrique, micro-clinique du diabète, dépistage de cancer du col de l'utérus, planning familial, unité de cardiologie, laboratoire d'analyses, dispensaire antivénérien, pharmacie, radiologie et échographie) ;
- 3 bâtiments abritent les services extérieurs à savoir un Centre de Transfusion Sanguine, un Centre Régional d'Infrastructures d'Équipement et de Maintenance et le Centre de Dépistage Volontaire;
- 3 bâtiments abritent la cuisine, la buanderie et la morgue ;
- 3 bâtiments servent de logements (06 appartements) ;
- 3 préaux accueillent les parents des patients et visiteurs.

La capacité d'accueil du CHR de Daloa est de 169 lits et l'effectif du personnel est de 290 personnes composées de 28 médecins, 91 infirmiers, 39 sages-femmes, 35 Agents des services d'hygiène, 56 garçons et filles de salle, 21 techniciens et 20 autres agents de personnel administratif. Toutes les eaux usées générées par ces différents services sont évacuées à l'aide d'un réseau d'égout vers la STEP composée de 3 bassins.

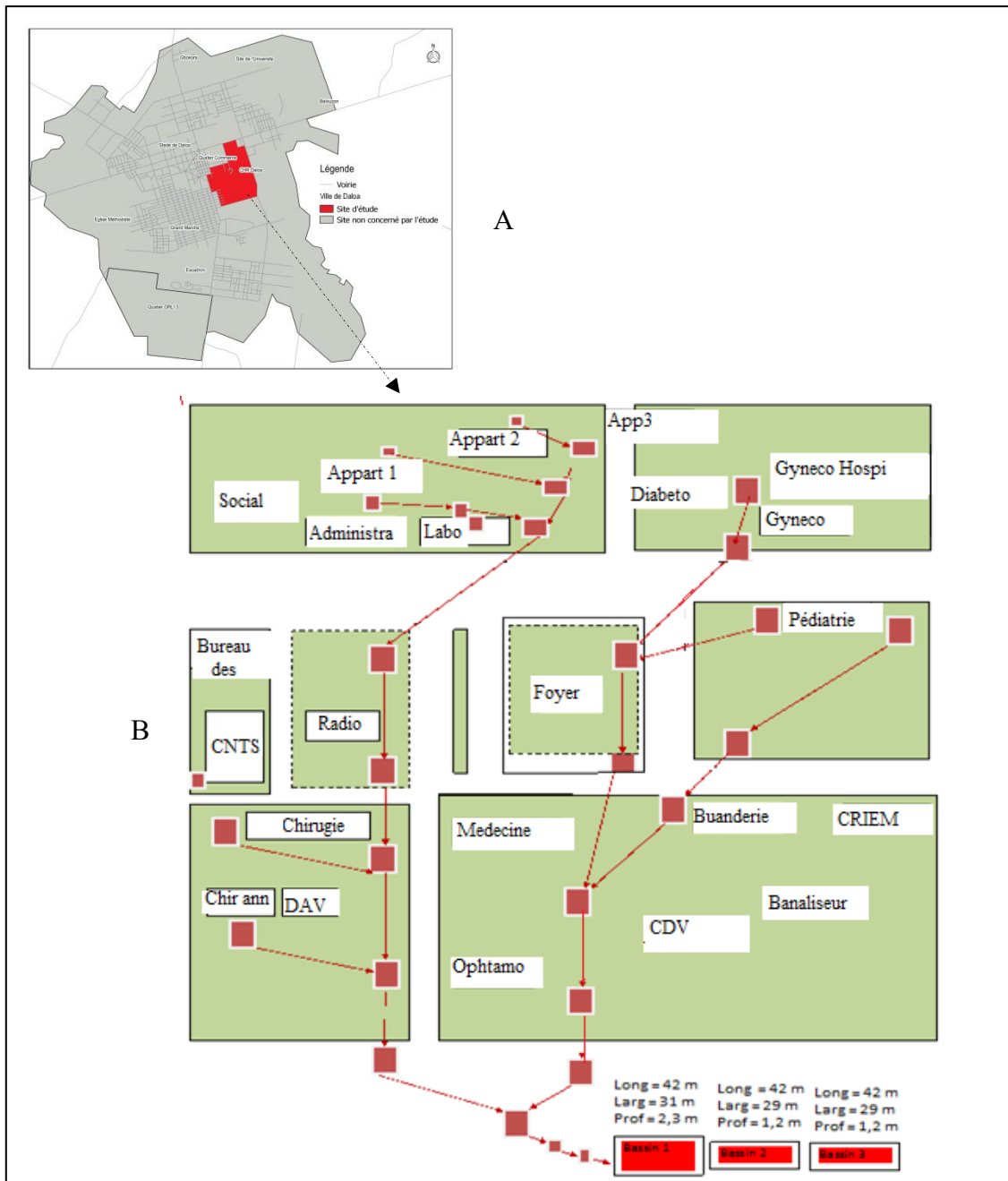


Figure 1 : Présentation de la zone d'étude, A : ville de Daloa avec la localisation du CHR, B : Plan du réseau de drainage des eaux usées du CHR de Daloa avec les bassins de la STEP

I-1-3- Description de la station d'épuration du Centre Hospitalier Régional de Daloa

La station d'épuration du CHR de Daloa est constituée de trois bassins de forme rectangulaire avec des parois renforcées d'une couche de béton armé de 7 cm d'épaisseur, le fond des bassins étant en argile compacté (Figure 2). Il est composé de :

- un bassin anaérobie de 42 m de longueur sur 31 m de largeur pour une profondeur de 2,3 m ;
- un bassin facultatif et un bassin de maturation de mêmes dimensions, avec chacun une longueur de 42 m sur une largeur de 29 m pour une profondeur de 1,2 m.

La superficie occupée par le site de la station est d'environ 0,9 ha et le taux d'occupation de ce site par les ouvrages et de l'ordre de 60 %.

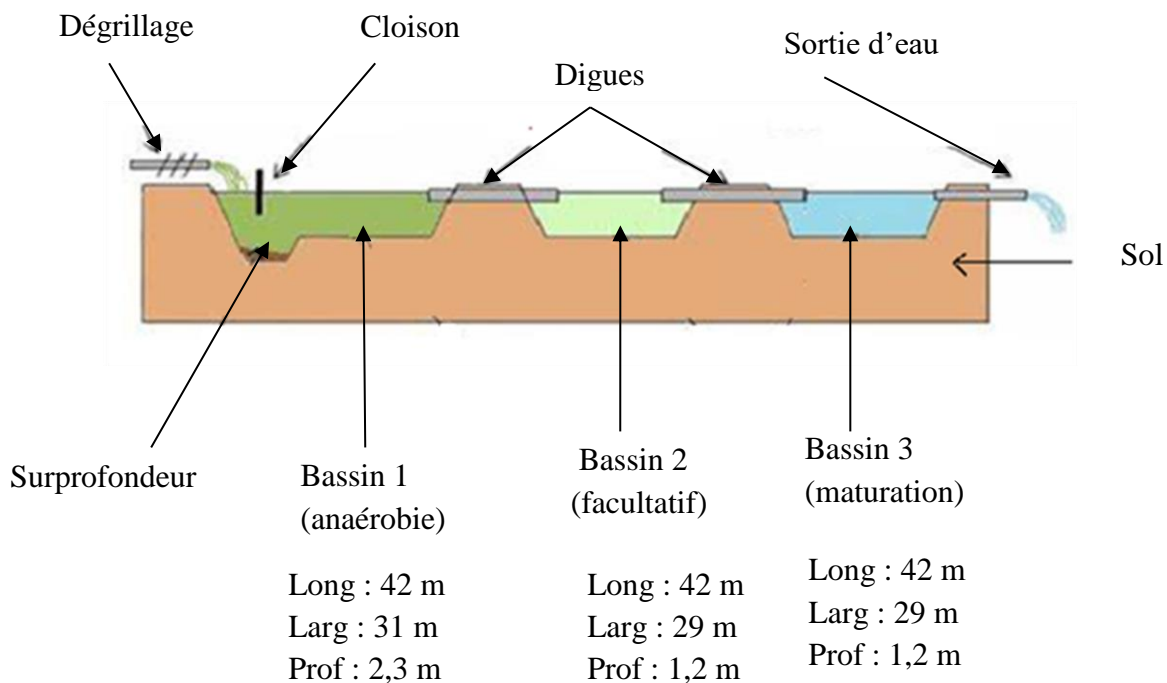


Figure 2 : Schéma décrivant la station d'épuration du Centre Hospitalier Régional de Daloa (Côte d'Ivoire) (Skulberg, 1996).

I-1-4- Rôles des stations d'épuration des eaux usées

L'épuration consiste à éliminer les matières minérales et organiques en suspension et en solution, ainsi qu'un certain nombre de déchets divers afin d'obtenir une eau épurée, conforme aux normes de rejets. Les eaux épurées rejetées dans le milieu naturel ont une qualité suffisante pour altérer le moins possible le milieu récepteur (Bachi, 2010).

I-1-5- Procédés d'épuration par lagunage naturel des eaux usées

I-1-5-1- Définition de lagunage naturel

Le lagunage est une technique biologique d'épuration des eaux usées, ou traitement assuré par une combinaison de procédés aérobies et anaérobies impliquant un large éventail de microorganismes (essentiellement des algues et des bactéries). Le lagunage est une dépression ou excavation naturelle ou artificielle dans laquelle s'écoulent naturellement les eaux brutes ou décantées. Ces eaux ressortent sans aucune intervention extérieure. Il s'agit d'un ou de plusieurs bassins en série, dans lesquels les effluents bruts sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'autoépuration (Sarr, 2005).

I-1-5-2- Principe de fonctionnement

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet le développement d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier (Sarr, 2005). Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques. Ce cycle s'auto entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique (Satin *et al.*, 1999). Au fond du bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

Les mécanismes généraux qui se passent dans un bassin de lagunage naturel se résument à la figure 3. Dans le lagunage naturel, trois types de bassins sont généralement utilisés (Satin *et al.*, 1999).

Le bassin 1 est de type anaérobie, le bassin 2 est facultatif et le bassin 3 est le bassin de maturation ou aérobie ; les eaux usées y séjournent pendant plusieurs semaines pendant lesquelles les éléments polluants vont se décomposer. Le temps de séjour est généralement de trois semaines (Baritse, 1989). Dans le fonctionnement normal de la station d'épuration des

eaux usées, les eaux usées qui entrent dans le premier bassin de la station d'épuration sont très différentes de celles sortent de la station (bassin 3) en terme de paramètres physico-chimiques et de microorganismes.

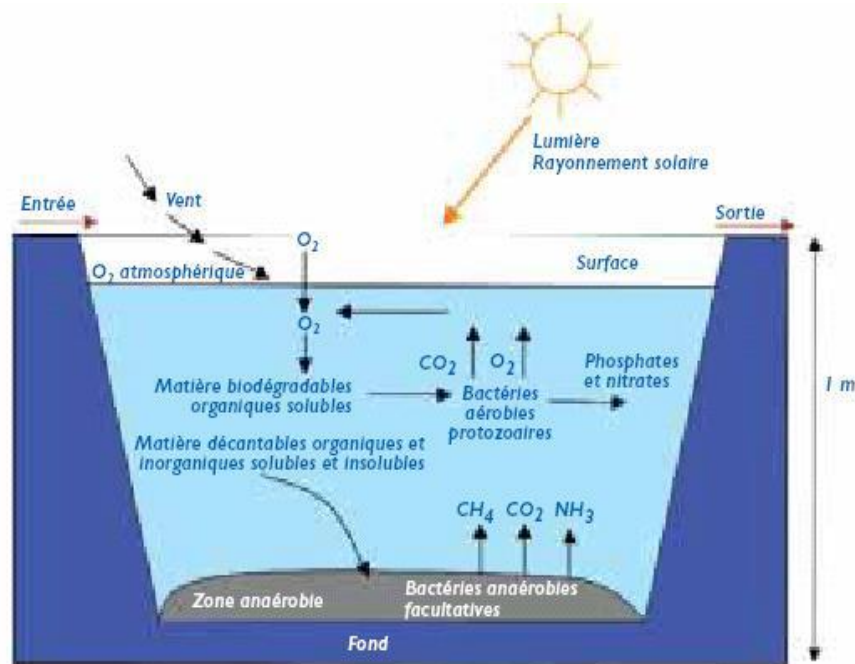


Figure 3 : Mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel (Deronzier *et al.*, 2001).

1-1-5-2-1- Bassins anaérobies

Les bassins anaérobies ont une profondeur de 2 à 5 m et le temps de séjour est de 3 à 5 jours. Ils sont utilisés pour dégrader la matière organique et assurer une bonne décantation. Les matières décantables présentes dans les eaux usées se déposent sur le fond pour former les boues et subissent une digestion anaérobie assurée principalement par les bactéries, (Baritse, 1989).

1-1-5-2-2- Bassins facultatifs

D'une profondeur de 1 à 2 m avec un temps de séjour de 15 à 30 jours, les bassins facultatifs comportent une zone inférieure anaérobie et une zone supérieure aérobie où l'oxygène est fourni essentiellement par l'activité photosynthétique des micro-algues. Cette activité permet la croissance des bactéries aérobies qui procurent, à leur tour, entre autres produits, les sels minéraux (Figure 4). Le lagunage facultatif peut être utilisé soit en phase de traitement principal, soit en phase de traitement complémentaire, après une station d'épuration classique, pour améliorer la qualité de l'eau, surtout pour réduire des germes pathogènes.

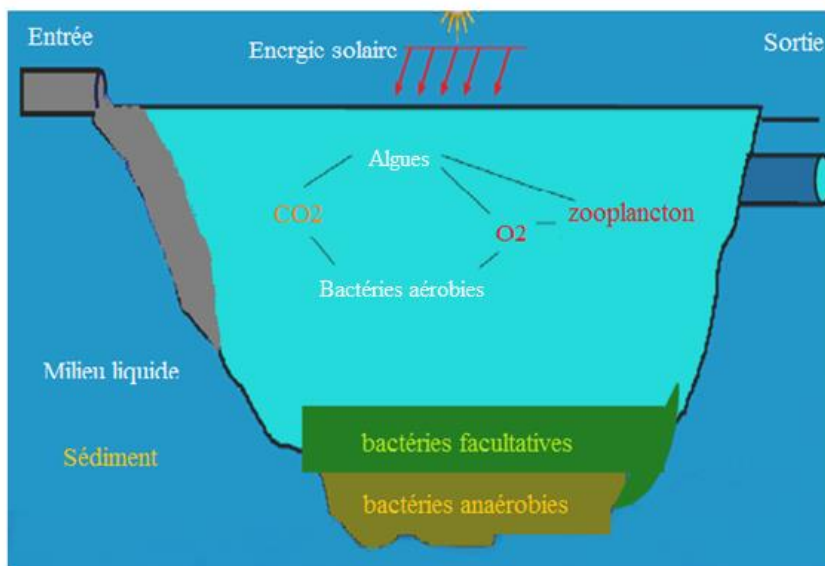


Figure 4 : Réactions de symbiose algues-bactéries dans le bassin facultatif (Eddy, 1991).

I-1-5-2-3- Bassins de maturation

Les bassins de maturation ou aérobies sont peu profonds (1 à 1,5 m) où la lumière peut pénétrer, favorisant ainsi le développement d'algues vertes. Par leur action photosynthétique, les algues produisent de l'oxygène qui permet le développement de bactéries épuratrices aérobies. Le temps de séjour dans ces bassins est généralement de 3 à 5 jours ou plus, et permet un traitement d'effluent déjà partiellement épuré (Baritse, 1989).

I-1-6- Eaux usées hospitalières

I-1-6-1- Origines

Les établissements hospitaliers génèrent des volumes importants d'effluents liquides qui contiennent des substances spécifiques (résidus médicamenteux, réactifs chimiques, désinfectants, détergents, révélateurs et fixateurs radiographiques, etc) et sont susceptibles de disséminer des germes pathogènes (Boillot, 2008). L'usage de l'eau est fonction du besoin et génère de façon générale trois catégories d'eaux usées (Boillot, 2008 ; Harence, 2012) que sont :

- les rejets de nature domestique provenant des cuisines, de la buanderie, des toilettes (WC, douche), des services administratifs et des services d'entretien ;
- les rejets assimilables à des effluents industriels qui proviennent des blanchisseries, des climatisations, des ateliers et des garages ;

- les rejets spécifiques à la santé générés par les activités de soins, d'analyse et de recherche (les rejets des services de soins, des services médicaux-techniques, des laboratoires et la radiologie).

I-1-6-2- Conséquences de la gestion inappropriée des eaux usées hospitalières

I-1-6-2-1- Conséquences d'ordre sanitaire

Les conséquences sanitaires sont dramatiques spécialement dans les pays en développement qui manquent de systèmes adéquats de traitement des eaux usées contaminées. La consommation des eaux contaminées entraîne des maladies hydriques (Gaye & Niang, 2002). La contamination peut se faire par contact lors des baignades, par la consommation des produits halieutiques tels que les poissons ou encore des légumes arrosés avec de l'eau souillée pendant leur culture. En plus des germes pathogènes, les eaux usées en fonction de leurs origines peuvent contenir des substances toxiques capables d'engendrer de graves troubles de santé chez l'homme.

I-1-6-2-2- Conséquences d'ordre écologique

Le déversement des eaux usées non traitées dans l'environnement peut entraîner d'énormes modifications de l'écosystème qui les reçoit (Agendia *et al.*, 2000). Les conséquences de ces modifications sont :

- la diminution de la biodiversité aquatique à cause de la toxicité du milieu et l'apparition des espèces nouvelles ;
- l'eutrophisation des milieux aquatiques récepteurs ;
- la dégradation de l'esthétique du milieu par la propagation des mauvaises odeurs ;
- la perturbation du microclimat du milieu récepteur.

I-1-6-2-3- Conséquences d'ordre économique

Le manque d'assainissement entraîne sur le plan économique une perte importante de capital. En effet, l'eutrophisation et la toxicité des étangs destinés à la pisciculture entraînent d'énormes pertes pour les promoteurs des projets piscicoles (Mbog, 2012) et ceux des projets touristiques.

Les maladies hydriques dues au manque de traitement des eaux usées et au mauvais assainissement suscitent un financement important pour le traitement. Les potentialités d'exploitation des plans d'eaux pollués sont considérablement réduites.

I-2- Généralités sur le phytoplancton

I-2-1- Définition

Le phytoplancton est l'ensemble des microorganismes végétaux photosynthétiques qui sont libres, passifs et en suspension dans la colonne d'eau. Il se situe le plus souvent dans la couche supérieure éclairée des masses d'eau, dite zone euphotique dont la limite inférieure correspond à la profondeur recevant 1 % de la lumière incidente (Skulberg, 1996).

La croissance massive de certaines populations phytoplanctoniques peut entraîner des nuisances ou présenter un risque pour la santé publique. Certaines espèces phytoplanctoniques produisent des substances toxiques qui, lorsqu'elles sont accumulées par des organismes filtreurs (poissons, crevettes, etc), sont dangereuses pour la consommation (Groga, 2012).

I-2-2- Rôles et écologie du phytoplancton

Le phytoplancton, base de la chaîne trophique pélagique est responsable essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques (Azam & Malfatti, 2007). Selon Chisholm (1995) et Behrenfeld *et al.* (2001), les organismes phytoplanctoniques représentent seulement 1% de la biomasse des organismes photosynthétiques sur terre mais assurent 45% de la production primaire. Leur importance varie selon les milieux, essentiellement en fonction de l'épaisseur de la zone euphotique (Sand-Jensen, 1989). La dispersion du phytoplancton dans la colonne d'eau est fonction de l'épaisseur de la couche éclairée, des turbulences du milieu, de leur flottabilité et de leur éventuelle motilité (Therriault *et al.*, 1978). Les eaux douces et particulièrement les eaux de surface, qui représentent une ressource vitale pour l'homme, sont menacées par des pollutions diverses, d'origine anthropique. Le phytoplancton réagit à ces pollutions et peut être considéré comme un indicateur de la dégradation de la qualité des eaux, proposé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) comme élément de qualité biologique. La prolifération du phytoplancton a un impact direct sur les écosystèmes aquatiques entraînant des modifications de la diversité et de la dynamique des populations. En outre, certaines espèces, dont les cyanobactéries, sont susceptibles de synthétiser des toxines à l'origine d'intoxications plus ou moins graves, représentant des risques importants pour la santé humaine et animale (Chorus & Bartram 1999).

En plus de sa remarquable possibilité d'adaptation à la température, le phytoplancton a une excellente adaptabilité aux variations lumineuses grâce à une composition pigmentaire qui lui permet d'utiliser une large gamme du spectre lumineux (Groga, 2012). Qu'il s'agisse du phytoplancton, des macrophytes, des invertébrés ou des poissons, les indicateurs biologiques (bio-indicateurs) sont basés sur le même principe. La variété des taxons présents dans un

prélèvement, leur assemblage, la présence ou l'absence de groupes sensibles (aux pollutions par exemple), donnent une indication sur la qualité des milieux. Ainsi, Blandin (1986) a donné au terme bio-indicateur la définition suivante : « Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ». Le phytoplancton, qui est fortement influencé par les changements environnementaux (Padisak *et al.*, 2006 ; Salsamo *et al.*, 2006 ; Anneville *et al.*, 2008), est considéré comme étant la première communauté biologique à répondre à l'eutrophisation, spécialement dans les eaux (Solheim, 2005). Trois paramètres relatifs au phytoplancton peuvent être utilisés pour l'évaluation de l'état écologique des lacs et la définition des statuts « très bon », « bon », « moyen » et « mauvais ». Il s'agit de l'abondance et la composition phytoplanctonique, la biomasse phytoplanctonique et la fréquence des blooms planctoniques (DCE, 2014).

I-2-3- Classification du phytoplancton

Selon Prescott *et al.*, (2003), le phytoplancton regroupe deux types d'organismes qui diffèrent au niveau cytologique essentiellement par la présence d'un noyau cellulaire (eucaryotes) ou non (procaryotes). Sur la base des critères morphologiques, cytologiques, biochimiques et reproductifs, sept (7) embranchements sont recensés dans les milieux aquatiques (Akatchi, 2017). Il s'agit des Cyanophyta, des Chlorophyta, des Chrysophyta, des Bacillariophyta ou Diatomés, des Cryptophyta, des Dinophyta ou Dinoflagellés et des Euglenophyta.

I-2-3-1- Cyanophyta

Les Cyanophyta ou Cyanobactéries sont des organismes procaryotes. Ils regroupent plus de 110 genres et environ 1000 espèces dulçaquicoles. La plupart des cyanophyta sphériques appartiennent à la famille des Chroococcacées et les filamenteuses aux familles des Nostocacées et Oscillatoriacées (Bourrelly, 1985). Les cellules appartenant à cette classe se caractérisent par l'absence de noyau, de plaste et de reproduction sexuée. Les cyanobactéries (ou « algues bleues ») se distinguent des procaryotes hétérotrophes par la présence de chlorophylle *a* et de pigments accessoires (phycocyanine, phycoérythrine, caroténoïdes). Certaines cyanobactéries possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement. Elles se retrouvent pratiquement

dans tous les milieux humides et majoritairement dans les milieux dulcicoles stagnants : certaines sont toxiques.

I-2-3-2- Chlorophyta

Les Chlorophyta sont un groupe important, principalement rencontré en eau douce. Elles sont de formes très variables et leurs cellules peuvent être isolées ou associées. Elles forment ponctuellement des blooms, colorant l'eau en vert. Selon (Iltis *et al.*, 1980), les Chlorophyta regroupent plus de 600 genres et plus de 15000 espèces (John, 1994). Ils sont bien représentés dans les eaux douces tropicales.

I-2-3-3- Chrysophyta

Les Chrysophyta sont des algues unicellulaires ou coloniales (rarement filamenteuses), dont certaines vivent dans une enveloppe protectrice appelée lorique. Leurs cellules possèdent un ou plusieurs plastes jaunes ou bruns à cause de la forte concentration en xanthophylles (lutéine, fucoxanthine, diadinoxanthine) et caroténoïdes (β -carotène) masquant la couleur due aux chlorophylles (Wetzel, 2001).

I-2-3-4- Bacillariophyta

Les Bacillariophyta ou Diatomées engloberaient plus de 100 000 espèces et seulement près de 15 000 ont été identifiées à ce jour. Ils représentent l'un des groupes les plus importants du phytoplancton avec des espèces sessiles ou associées aux substrats littoraux. Leur caractéristique principale est la présence d'une paroi cellulaire siliceuse appelée frustule (Germain, 1981).

I-2-3-5- Cryptophyta

Les Cryptophyta sont unicellulaires, mobiles de par la présence de deux flagelles (de taille égale) et dépourvues de paroi cellulaire. En effet, l'enveloppe qui les entoure est appelée périplaste et est composée de deux couches distinctes. Ce sont le périplaste interne (succession de plaques protéiques) et le périplaste externe (membrane protéique unique) qui entourent la membrane plasmique (Kugrens & Clay, 2003).

I-2-3-6- Dynophyta

Les Dynophyta ou Dinoflagellés regroupent environ 300 espèces. Ils représentent un groupe très hétérogène. Certains sont autotrophes et d'autres hétérotrophes. Ils possèdent deux flagelles, provoquant des déplacements tournoyants. On les retrouve dans tous les milieux, et dans toutes les régions du monde. Ce groupe possède des espèces toxiques, soit pour la faune aquatique, soit pour l'homme. On distingue les dinoflagellés « nus » et les dinoflagellés cuirassés possédant une thèque cellulosique.

I-2-3-7- Euglenophyta

Les Euglenophyta ou Euglènes sont réparties en 13 genres et plus de 2000 espèces. Ce sont des algues unicellulaires, le plus souvent mobiles grâce à des flagelles, rarement pigmentées, mais parfois incolores. Bien que certaines euglènes soient non pigmentées, phagotrophes (capable d'ingérer des particules solides) et par conséquent considérés comme des protistes animaux (ex protozoaires), la plupart sont photosynthétiques et parfois hétérotrophes.

I-2-4- Paramètres physico-chimiques des eaux

Les normes de rejet des eaux usées, fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs (Abass & Raselma, 2017). Parmi les paramètres cités ci-dessous, seuls les paramètres température, ph et conductivité seront mesurés dans le cas notre étude.

I-2-4-1- Paramètres physiques

I-2-4-1-1- Température

La température est un facteur écologique important du milieu. La température de l'eau influe sur beaucoup d'autres paramètres. Elle joue un rôle fondamental dans toutes les réactions chimiques qui ont lieu dans un milieu liquide. Les températures supérieures à 15 °C intensifient les odeurs tandis que les températures basses ralentissent la vitesse de certaines réactions chimiques (Mbog, 2012). La vitesse de dégradation de la matière organique dans une eau usée est d'autant plus importante que la température est élevée (Sy & Tall, 2003). Une température trop élevée des eaux peut donc aboutir à des situations dramatiques de manque d'oxygène dissoute pouvant entraîner la disparition de certaines espèces. La température s'exprime en degré Celsius (°C).

I-2-4-1-2- Conductivité électrique

La conductivité électrique est la mesure de la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. Elle permet d'estimer approximativement le niveau de minéralisation de l'effluent grâce aux relations établies entre la minéralisation et la conductivité (Koné, 2017). La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité est également fonction de la température de l'eau. Elle est plus importante lorsque la température augmente. Elle s'exprime en micro Siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et permet d'évaluer l'efficacité épuratoire des stations d'épuration (Mbog, 2012).

I-2-4-2- Paramètres chimiques

I-2-4-2-1- Potentiel d'hydrogène

Le potentiel d'Hydrogène (pH) est un paramètre qui permet de mesurer l'acidité ou l'alcalinité (la basicité) d'une eau (Zeghoud, 2014). Il est l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il mesure la concentration en ion hydronium (H_3O^+) de l'eau et traduit la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14. Le pH a une grande influence sur la répartition des métaux lourds dans l'eau. Il peut affecter les processus de désinfection, de solubilité des métaux. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Le pH influence de nombreuses réactions physico-chimiques et la distribution des microorganismes impliqués dans la dégradation des matières organiques (Mbog, 2012). Le pH n'a pas d'unité.

I-2-4-2-2- Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des microorganismes est sous-saturée en oxygène. La forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux microorganismes de se développer tout en consommant de l'oxygène dissous (Zeghoud, 2014). La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la minéralisation de l'eau. Il s'exprime en milligramme par litre (mg/l).

I-2-4-2-3- Demande Chimique en Oxygène

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la quantité de matières organiques oxydables par voie chimique (Yahiatene & Tahirim, 2010). Elle est exprimée en milligramme d'oxygène par litre (mg/l). La mesure de la DCO permet d'évaluer la charge polluante d'une eau usée en matières organiques avant et après un traitement physique, chimique ou biologique (Mbog, 2012). La DCO indique la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder tous les composés organiques et minéraux présents dans l'eau.

I-2-4-2-4- Demande Biochimique en Oxygène

La demande biochimique en oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pour assurer la dégradation de la matière organique par voie biologique (Yahiatene & Tahirim, 2010). Pour mesurer ce paramètre, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommé au bout de cinq jours. La DBO est un paramètre global qui exprime la quantité d'oxygène qu'une biomasse épuratrice requiert pour décomposer les matières organiques contenues dans l'effluent. Elle est donc représentative de la somme des matières

organiques biodégradables (Harence, 2012). Ce paramètre s'exprime en milligramme d'oxygène par litre (mg/l). La DBO et la DCO sont deux mesures permettant d'apprécier la teneur en matières organiques oxydables. Le rapport entre ces deux paramètres (DCO/DBO_5) peut donner une idée de la biodégradabilité de l'effluent. On convient généralement des limites suivantes (Yahiatene & Tahirim, 2010) :

- $DCO/DBO_5 < 3$, l'effluent est biodégradable ;
- $DCO/DBO_5 > 3$, l'effluent n'est pas biodégradable.

PARTIE 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

II-1- Matériel

Le matériel est constitué des appareils de mesure des paramètres physico-chimiques, du matériel de prélèvement et de conservation du phytoplancton, du matériel d'observation, d'identification, de dénombrement et d'analyse du phytoplancton.

II-1-1- Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques

La mesure des paramètres physico-chimiques s'est réalisée à l'aide d'un multi paramètres de marque Hach HD40D. Les paramètres qui ont été mesurés sont le pH, la conductivité et la température.

II-1-2- Matériel de prélèvement et de conservation du phytoplancton

Pour le prélèvement et la conservation du phytoplancton, un certain nombre de matériel a été utilisé. Ce sont :

- un seau de capacité 2,5 litres muni d'une corde pour le prélèvement des échantillons d'eau ;
- des bouteilles plastiques de 1,5 litre ont été utilisées pour le stockage et la décantation des échantillons d'eau ;
- Les échantillons ont été conservés dans des piluliers et fixés au formol 5%.

II-1-3- Matériel d'observation, d'identification, de dénombrement et d'analyse du phytoplancton

Le matériel utilisé se compose :

- d'un microscope photonique de marque OPTIKA utilisé pour observer les taxons phytoplanctoniques ;
- des lames et lamelles pour le montage des échantillons d'eau prélevés ;
- d'une micro pipette pour prélever la goutte d'échantillons à observer ;
- d'un appareil photo graphique numérique pour photographier les taxons observés ;
- d'une cellule de Neubauer pour le dénombrement des taxons phytoplanctoniques.

II-2- Méthodes

II-2-1- Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité) ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre. Pour la mesure de ces paramètres, les appareils de mesure préalablement calibrés sont mis sous tension, ensuite la sonde du paramètre désiré est plongée

dans l'eau. Une fois la valeur de mesure du paramètre stabilisée, la lecture est faite directement sur l'écran d'affichage numérique du multi-paramètre.

II-2-2- Prélèvement des échantillons

Au total, quatre séances d'échantillonnage ont été effectuées avec une périodicité hebdomadaire. Les échantillonnages ont été faits à des heures précises : le matin (entre 7h et 8h), la journée (entre 12h et 13h) et en fin de journée (entre 16h et 17h) où la transparence à la lumière est maximale, pour maximiser la récolte du phytoplancton. Dans chaque bassin, l'eau a été prélevée à l'entrée et à la sortie à l'aide d'une puisette (seau) et transvasée dans des bouteilles en plastique de 1,5 L. Après le prélèvement, les échantillons ont été conservés pendant 24h afin de permettre la décantation des organismes phytoplanctoniques. Les solutions résiduelles concentrées en phytoplancton après décantation ont été conservées dans des piluliers de 50 ml et immédiatement fixées avec du formol à 5%.

II-2-3- Observation, identification et dénombrement du phytoplancton

II-2-3-1- Observation

Au laboratoire, à l'aide d'une micropipette, une goutte de chaque échantillon a été prélevée puis déposée entre lame et lamelle. Le montage a été observé au microscope photonique, les taxons observés ont été photographiés à l'aide d'un appareil photo graphique numérique.

II-2-3-2- Identification

L'identification des taxons a été faite à partir des travaux et clés d'identification de Bourrelly (1966, 1968), Bourrelly et Couté (1986), Komárek et Anagnostidis (1989, 1999, 2005) et Ouattara *et al.*, (2000). La classification proposée dans la clé établie par les éditeurs de la "Süßwasserflora Von Mitteleuropa" (2005) a été adoptée dans cette étude. Les noms des taxons identifiés ont été actualisés par la vérification sur des sites (algaweb et algalbase).

II-2-3-3- Dénombrement

Le dénombrement des espèces phytoplanctoniques a été réalisé grâce à la cellule de Neubauer. Après homogénéisation de l'échantillon, les parties extérieures de la cellule ont été humidifiées. La lamelle est déposée sur la lame de la cellule de Neubauer afin de faire adhérer la lamelle à la lame en faisant glisser plusieurs fois la lamelle sur la lame. L'échantillon est déposé sur le bord de la lame à l'aide d'une pipette et le liquide remplit alors la cellule par capillarité. La lame est placée sous le microscope pour le comptage. Le nombre de montages effectués a été préalablement déterminé et fixé à quatre (4). La densité du phytoplancton a été

exprimée en nombre de cellules par unité de volume (cell/L). Le nombre de cellules est obtenu à partir de l'équation (1):

$$C \text{ (Cell/L)} = \frac{nv}{V} \quad (1)$$

Avec :

v : Volume d'échantillon ;

v : Volume d'une case;

n : Nombre de cellules moyen par case ;

$n = \frac{N}{N_i}$; N : Nombre totale de cellules dénombrées ;

N_i : Nombre de case V_1

V_1 : Volume de la case

II-2-4- Analyse du phytoplancton

II-2-4-1- Richesse spécifique

La richesse spécifique est le nombre total d'espèces recensées dans le site (Bassin) donné et/ou à un moment donné. Elle est le nombre total de taxons observés dans un site.

I-2-4-2- Fréquence d'occurrence

La fréquence (F), dite également indice d'occurrence ou de constance (Dajoz, 1982), est le pourcentage du rapport du nombre de prélèvements dans lesquels l'espèce a été recensée dans un bassin donné sur le nombre total des prélèvements effectués au niveau du même bassin.

La fréquence de l'espèce est donnée par l'équation (2) :

$$F = \frac{N_i}{N_t} \times 100 \quad (2)$$

Avec :

N_i : nombre de prélèvements contenant l'espèce i ;

N_t : nombre total de prélèvements effectués.

Selon cette fréquence, trois classes d'espèces sont à distinguer :

- $F > 50\%$: les espèces sont dites constantes ;
- $25\% < F < 50\%$: les espèces sont accessoires ;
- $F < 25\%$: les espèces sont accidentelles.

II-2-4-3- Densité relative

La densité relative est le pourcentage du rapport de la densité de chaque embranchement sur la densité totale par site. Elle se calcule selon l'équation (3) ci-dessous :

$$Cr = \frac{C}{Ct} \times 100 \quad (3)$$

Avec :

Cr : Densité relative ;

C : Densité de chaque embranchement ;

Ct : Densité totale par bassin.

II-2-4-4- Evaluation de la diversité spécifique au sein des bassins

La diversité a été évaluée à partir de l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H'). Selon Krebs (1989), cet indice permet de mesurer le degré d'organisation du peuplement. L'indice de diversité de Shannon est fonction de la probabilité de présence de chaque espèce i dans un ensemble d'individus. H' est exprimé en unités d'information par individu. La diversité est minimale lorsque H' tend vers 0. Elle est maximale quand H' tend vers l'infini (Washington, 1984). H' se calcule selon l'équation (4) ci dessous.

$$H' = - \sum((ni/N) \times \log_2 (ni/N)) \quad (4)$$

Avec :

ni : effectif de la ième espèce ;

N : nombre total d'individus dans l'échantillon.

II-2-4-5- Régularité de la répartition des espèces au sein des bassins

L'indice d'équitabilité a été défini afin de pouvoir comparer les diversités de deux peuplements ayant des nombres d'espèces différents (Dajoz, 1982). Cet indice permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces. Il a été conçu pour rendre compte de l'abondance relative de chaque taxon. L'équitabilité varie, entre 0 et 1 et traduit la qualité d'organisation d'un peuplement (Amanieu & Lasserre, 1982 ; Dajoz, 2000). Selon Da Fronseca (1968), cet indice se rapproche de 1 lorsque toutes les espèces tendent à avoir une même abondance dans un milieu naturel non perturbé. Il est inférieur à 0,80 lorsque quelques espèces, plus résistantes aux conditions du milieu, prédominent. L'indice d'équitabilité se calcule comme l'indique l'équation (5) :

$$E = H' / \log_2 (S) \quad (5)$$

Avec :

S : nombre total de taxons dans un échantillon

H' : indice de Shannon-Weaver

II-2-4-6- Similitude entre les bassins

La similitude entre les bassins a été évaluée à l'aide du coefficient de Sørensen (Cs). Ce coefficient permet de caractériser, objectivement et quantitativement, le degré de ressemblance de deux listes d'espèces. Il se calcul selon l'équation (6) :

$$Cs = 100 \times \frac{2c}{a+b} \quad (6)$$

Avec :

Cs : coefficient de similitude ;

a : nombre d'espèces du bassin A ;

b : nombre d'espèces du bassin B ;

c : nombre d'espèces communes aux bassins A et B.

Les valeurs de Cs varient entre 0 et 100 %. Plus les listes issues de chaque bassin ont des espèces en commun, plus Cs tend vers 100 %. Plus les deux listes sont différentes, plus la valeur de Cs tend vers 0

II-2-4-7- Indice planctonique des bassins

La qualité biologique d'un plan d'eau peut être estimée par la présence et l'abondance de différents groupes algaux et un indice, l'indice planctonique calculé par la formule de (CEMAGREF, 2000) suivante :

$$I_{pl} = \text{moyenne} (\sum Q_i \times A_j) \quad (7) ; \text{ Avec}$$

I_{pl} = indice planctonique

Q_i = coefficient attribué à chaque groupe d'algues

A_j = classe d'abondance relative de chaque groupe d'algues

Les coefficients de chaque groupe algal sont attribués comme suit (Tableau I).

Tableau I : Valeur du coefficient attribué (indice planctonique) à chaque groupe algal.

Groupe algal	Q _i
Desmidiées	1
Diatomées	3
Chrysophycées	5
Dinophycées et Cryptophycées	9
Chlorophycées (sauf Desmidiées)	12
Cyanophycées	16
Eugléniens	20

Tableau II : Classes d'abondance relative de chaque groupe algal.

Abondance relative	A_j
0 à ≤ 10	0
10 à ≤ 30	1
30 à ≤ 50	2
50 à ≤ 70	3
70 à ≤ 90	4
90 à ≤ 100	5

Il est interprété selon la grille suivante :

- Indice planctonique entre 0 et 20 : niveau trophique oligotrophe
- Indice planctonique entre 21 et 50 : niveau trophique mésotrophe
- Indice planctonique entre 51 et 100 : niveau trophique eutrophe

II-2-4-8- Traitements statistiques des données

II-2-4-8-1- Analyse univariée

Le test paramétrique Anova a été utilisé pour la richesse spécifique du phytoplancton sur l'ensemble des stations. Avant ce test, la normalité des données a été vérifiée avec le test de Shapiro-Wilk. Le seuil de significativité de la valeur de probabilité pour chacun des tests est ($p < 0,05$). Le test de Tukey a été utilisé pour la comparaison deux à deux au cas où les variables affichent une différence ($p < 0,05$) entre les bassins. Ces traitements statistiques ont été réalisés à partir du logiciel PAST (ver. 3.14).

II-2-4-8-2- Analyse multivariée

Les corrélations entre les espèces et les 3 paramètres abiotiques mesurés (température, conductivité et pH) ont été analysées à partir du programme CANOCO (Canonical Community Ordination version 4.5). Les différents résultats sont présentés sous forme de diagramme où les flèches représentent les positions des variables environnementales et les espèces.

PARTIE 3 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

III-1-Résultats

III-1-1-Variation des paramètres physico-chimiques des bassins

Dans le tableau III sont consignées les valeurs des paramètres physico-chimiques (Température, pH et conductivité) enregistrés dans les trois bassins.

En ce qui concerne la température, le bassin 3 a enregistré la température moyenne maximale avec 29,55°C, tandis que la plus petite valeur moyenne est enregistrée au niveau du bassin 2 (28,76) °C. Dans l'ensemble, la température des bassins augmente du matin au soir dans chaque bassin.

Les valeurs du pH enregistrées, varient d'un bassin à un autre avec un pH moyen faible de 9,36 dans le bassin 1 et élevé (10,23) dans le bassin 2. Les eaux des bassins semblent avoir un pH relativement alcalin. Cependant, les valeurs enregistrées dans le bassin 2 à chaque moment de mesure (matin, midi et soir) restent relativement au-dessus de celles enregistrées dans le bassin 1 et 3. Pour chaque bassin, les valeurs maximales sont observées dans la soirée.

Quand à la conductivité, les valeurs moyennes enregistrées fluctuent entre 336,57 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au bassin 1 et 455,16 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au bassin 2 avec une moyenne de 398,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistrée au niveau du bassin 3. Lorsqu'on considère les moments de la journée (matin, midi et soir), les valeurs enregistrées sont croissantes pour les bassins 1 et 2 alors que le bassin 3 a une conductivité maximale à midi.

Les tests statistiques réalisés n'ont mis en évidence aucune différence significative entre les bassins en ce qui concerne le pH et la température. Cependant, une différence significative entre les médianes de la conductivité du bassin 1 et 2 est observée ($P = 0,02732$; test de Turkey).

Tableau III : Paramètres physico-chimiques enregistrés dans chacun des bassins aux trois moments de la journée des bassins de traitement des eaux usées du CHR de Daloa.

		Température (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)
Bassin 1	Matin	26,92	8,68	318,45
	Midi	28,67	9,57	334,52
	Soir	30,92	9,83	356,75
	Moyenne	28,83^a	9,36^a	336,57^a
Bassin 2	Matin	26,52	9,64	392,5
	Midi	29,58	10,39	453,25
	Soir	30,18	10,68	519,75
	Moyenne	28,76^a	10,23^a	455,16^b
Bassin 3	Matin	26,82	9,11	372,4
	Midi	30,53	9,7	412,5
	Soir	31,32	10,07	411,12
	Moyenne	29,55^a	9,62^a	398,67^a

III-1-2- Analyses du phytoplancton

III-1-2-1- Composition taxonomique

Les observations des différents échantillons prélevés dans les bassins de traitement des déchets liquides du CHR de Daloa, ont permis de mettre en évidence 63 espèces phytoplanctoniques. Ces espèces se répartissent en 5 embranchements, 7 classes, 13 ordres, et 34 genres (Tableau IV). L'embranchement des Cyanophyta avec 37 taxons (58,73 %) est le plus diversifié, suivi de celui des Chlorophyta composé de 20 taxons (31,75 %) et des Bacillariophyta constitué de 3 taxons (4,76 %). Les Euglenophyta et les Dinophyta sont les moins représentés avec respectivement 2 taxons soit (3,17 %) et 1 taxon soit (1,59 %).

Parmi les Cyanophyta, les ordres des Chroococcales (11 taxons), Hormonogonales (16 taxons) et Nostocales (10 taxons) sont les plus diversifiés. L'ordre des Chroococcales est composé de 6 genres dont les plus diversifiés sont les genres *Merismopedia* et *Chroococcus* avec 3 taxons chacun. L'ordre des Hormogonales est constitué de 7 genres dont le genre *Romeria* qui est le plus diversifié (4 taxons) et l'ordre des Nostocales avec 6 genres représentés par le genre *Anabaenopsis* (3 taxons).

Des 20 taxons de l'embranchement des Chlorophyta, 10 appartiennent à l'ordre des Chlorococcales. Cet ordre est composé de 2 genres dont 9 taxons sont du genre *Scenedesmus* ; 4 sont de l'ordre des Desmidiiales ; les ordres Chlamydomonales et Tetrasporales sont représentés par 2 genres chacun et les ordres des Sphaeropleales et des Chlorellales sont représentés par 1 taxon chacun.

L'embranchement des Bacillariophyta quant à lui est constitué de 3 taxons appartenant à l'ordre des Naviculales et Rhizosoleniales.

Le nombre d'espèces des Euglenophyta et des Dinophyta est faible par rapport aux 3 premiers groupes. Ces embranchements sont représentés respectivement par les ordres Euglenales et Peridinales.

Les espèces inventoriées dans les bassins se repartissent comme suite : 47 taxons ont été récoltés dans le bassin 1 contre 37 taxons collectés dans le bassin 2 et 44 taxons récoltés dans le bassin 3.

L'analyse de la fréquence d'occurrence révèle que 19 taxons sont accidentels, 24 sont accessoires et 20 taxons sont constants

Tableau IV : Liste taxonomique du phytoplancton inventorié dans les bassins 1, 2 et 3.

Acro: Acronyme ; FO : Fréquence d'occurrence ; x : présence

CYANOPHYTA					
CYANOPHYCEAE					
	Acro	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3	FO
Chroococcales					
<i>Chroococcus giganteus</i> G.M.Smith	Chgi	x			*
<i>Chroococcus miror</i> (Kützing) Nägeli	Chmi		x		*
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	Chtu	x		x	**
<i>Gloeocapsa rupestris</i> Kütz.	Glru	x	x	x	***
<i>Pseudocapsa dubia</i> Ercegović	Ssdu	x	x	x	***
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	Mepu	x	x	x	***
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.	Mete	x			*
<i>Merismopedia warminqiana</i> Lagerh.	Mewa	x		x	**
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing.) Kützing.	Miae	x	x	x	***
<i>Microcystis robusta</i> (Clark) Nygaard	Miro	x	x	x	***
<i>Synechocystis clusters</i> Waterbury & Rippka	Sycl	x	x		**
Hormogonales					
<i>Borzia</i> sp.	Bosp	x	x	x	***
<i>Phormidium</i> sp.	Phsp	x	x		**
<i>Phormidium puteale</i> (Montagne ex Gomont)	Phpu	x	x		**
<i>Glaucospira</i> sp1	Glsp1			x	*
<i>Glaucospira</i> sp2	Glsp2			x	*
<i>Glaucospira</i> sp3	Glsp3	x		x	**
<i>Planktolyngbya circumcreta</i> (G.S.West) Anagn.	Plci	x		x	**
<i>Plantolyngboya microspira</i> komarek & Cronberg	Plmi	x		x	**
<i>Pseudanabaena raphidioides</i> Geitler	Psra	x	x	x	***
<i>pseudanabaena acicularis</i> (Nygaard)	Psac	x	x		**
<i>Spirulina major</i> Kütz. ex Gomont	Spma	x		x	**
<i>Spirulina tenerrima</i> Kützing ex Gomont	Spte	x		x	**
<i>Romeria chlorina</i> Böcher	Roch	x			*
<i>Romeria leopoliensis</i> (Raciborski) Komárek.	Role			x	*
<i>Romeria</i> sp1	Rosp1	x	x	x	***
<i>Romeria</i> sp2	Rosp2			x	*

CYANOPHYTA						
CYANOPHYCEAE						
Noctocales	Acro	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3	Fo	
<i>Anabaena</i> sp.	Ansp	x		x	**	
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	Anaan	x		x	**	
<i>Anabaenopsis circinalis</i> (G.S. West)	Anaci	x		x	**	
<i>Anabaenopsis</i> sp.	Anasp			x	*	
<i>Nostoc</i> sp1	Nossp1		x	x	**	
<i>Nostoc</i> sp2	Nossp2		x	x	**	
<i>Nodularia spumigena</i> Mertens ex Bornet	Nosp	x		x	**	
<i>Raphidiopsis</i> sp.	Nossp	x	x	x	***	
<i>Ocellatoria</i> sp.	Ossp		x		*	
<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	Oste	x			*	
CHLOROPHYTA						
CHLOROPHYCEAE						
Chlorococcales						
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	Scac	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagreh) Chodat	Scacu	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	Scacut	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott	Sedi	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus ecomis</i> (Ehrenb.) Chodat	Secc		x	x	**	
<i>Scenedesmus obtutus</i> f. <i>alternans</i> Meyen emend.	Scob		x	x	**	
<i>Scenedesmus</i> sp1	Scsp	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus</i> sp2	Scsp1	x	x	x	***	
<i>Scenedesmus</i> sp3	Scsp2	x	x	x	***	
<i>Oocystis nordstedtii</i> Nagehs ex Braun	oono	x	x		**	
Chlamydomonadales						
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Mull.)Bory	Pamo		x		*	
<i>Pandorina</i> sp.	Pasp		x		*	
Tetraporales						
<i>Tetraspora</i> sp.	Tesp	x	x	x	***	
<i>Tetrasporidium</i> sp.	Tetsp	x	x	x	***	
Sphaeropleales						
<i>Saturnella cortiola</i> Kützing	Saco	x	x	x	**	
TREBOUXIAPHYCEAE						
Chlorellales						
<i>Chlorella minutissima</i> Beijerinck	Chmi	x	x	x	***	
CONJUGATOPHYCEAE						
Desmidiiales						
<i>Closterium ehrenbergia</i> Meneghini ex Ralfs	Cleh	x			*	
<i>Closterium</i> sp.	Clsp		x		*	
<i>Cosmarium depressum</i> (Nägeli) P.Lundell	Code	x			*	
<i>cosmarium</i> sp.	Cosp		x		*	
BACILLARIOPHYTA						
DIATOMEPHYCEAE						
Naviculales						
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	Gyac	x			*	
<i>Navicula</i> sp.	Nasp	x	x	x	***	
Rhizosoleniales						
<i>Guinardia</i> sp.	Gusp	x		x	**	
DINOPHYTA						
DINOPHYCEAE						
Peridinales						
<i>Peridinium</i> sp.	Pesp	x		x	**	
EUGLENAPHYTA						
EUGLENOPHYCEAE						
Euglenales						
<i>Phacus</i> sp.	Phsp	x		x	**	
<i>Stombomonas ovalis</i> (Playfair) Deflandre	Stov		x		*	
TOTAL DES ESPECES	63	47	37	44		

III-1-2-3- Densité phytoplanctonique

Les valeurs de la densité totale du phytoplancton enregistrées dans les bassins oscillent entre $1340 \cdot 10^{10}$ et $2371,5 \cdot 10^{10}$ Cell/L (Figure 5). La densité maximale a été enregistrée dans le bassin 3 ($2372,5 \cdot 10^{10}$ Cell/L) avec une forte contribution des Cyanophyta et des Chlorophyta. La plus faible valeur a été obtenue dans le bassin 1 ($1340 \cdot 10^{10}$ Cell/L).

La figure 6 montrant l'abondance relative des différents groupes d'algues indique une nette prédominance des Cyanophyta avec des proportions allant de 54,73 à 76,11% dans les 3 bassins. Elles sont suivies des Chlorophyta (16,73 à 42,78%). Les Bacillariophyta, les Dinophyta et les Euglenophyta ont été moins représentés avec des proportions respectives de 0,21 à 3,36% ; 0,33 à 0,74% ; 1,26 à 3%.

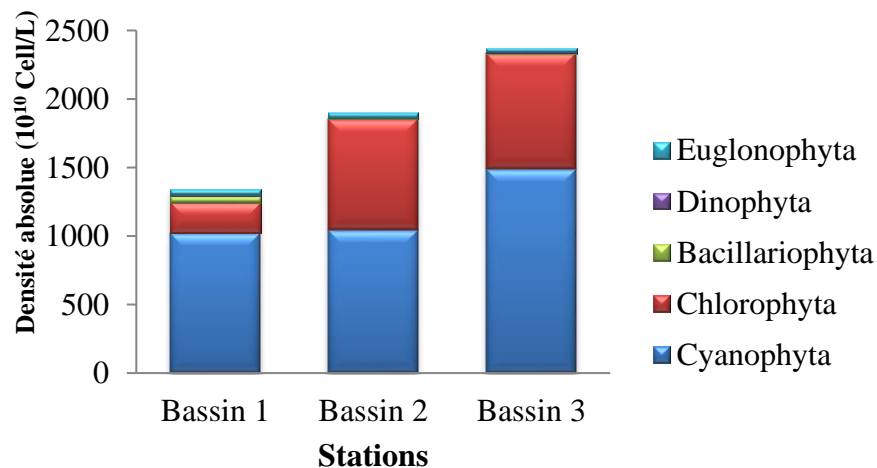


Figure 5 : Densité absolue du phytoplancton dans les bassins 1,2 et 3.

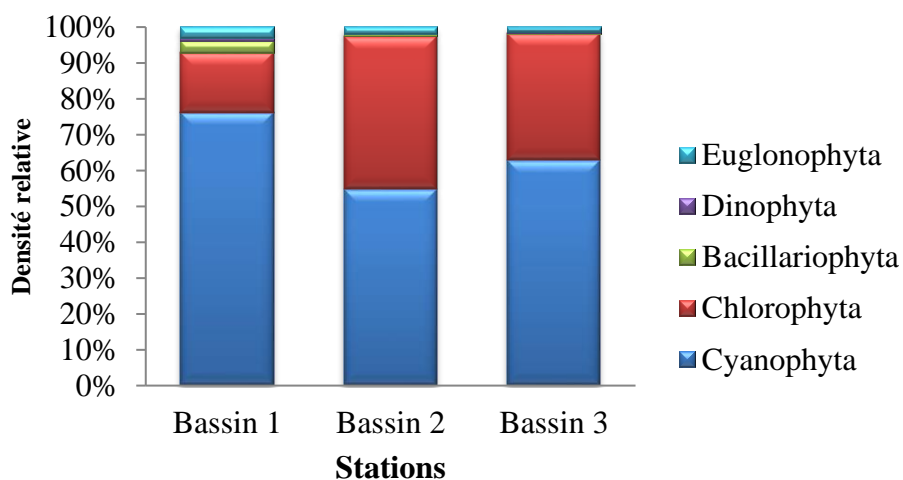


Figure 6 : Densité relative du phytoplancton dans les bassins 1,2 et 3.

Le tableau V présente les taxons dominants de la communauté phytoplanctonique dans l'ensemble des bassins. Dix (10) taxons dominants repartis en 2 embranchements ont été répertoriés. Ce sont *Gloeocapsa rupestris* abondantes dans les bassins 1 et 2, *Merismopedia punctata*, *Merismopedia tenuissima* dans le bassin 1, *Microcystis aeruginosa* dans les bassins 1 et 3, *Microcystis robusta* dans les 3 bassins et *Spirulina major* dans le bassin 3 appartenant à l'embranchement des Cyanophyta. *Scenedesmus acunae* abondante dans les bassin 1 et 2, *Scenedesmus acuminatus*, *Tetraspora* sp. et *Tetrasporidium* sp. abondantes dans les bassins 2 et 3 appartenant au Chlorophyta.

Tableau IV : Espèces phytoplanctoniques dominantes (contribution ≥ 10 % de la densité totale) dans les différents bassins. Acro: Acronymes

Taxons	Proportion de dominance (%)			
	Acro	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3
CYANOPHYTA				
<i>Gloeocapsa rupestris</i> Kütz	Glu	0,20	0,30	
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	Mepu	0,15		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.	Mete	0,36		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	Miae	0,22		0,60
<i>Microcystis robusta</i> (Clark) Nygaard	Miro	0,35	0,44	0,45
<i>Spirulina major</i> Kütz. ex Gomont	Spma			0,53
CHLOROPHYTA				
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	Scac	0,23	0,38	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagreh) Chodat	Scacu		0,30	0,34
<i>Tetraspora</i> sp.	Tesp		0,30	0,62
<i>Tetrasporidium</i> sp	Tetsp		0,21	0,45

III-1-2-4- Diversité du peuplement

Les valeurs des indices de diversité de Shannon (H') et d'Équitabilité (E) sont consignées dans le tableau VI. Les valeurs des indices de Shannon-Weaver oscillent entre 4,91 et 5,33 bits/individus. La valeur la plus faible (4,91 bits/individus) a été enregistrée dans le bassin 2 et la plus élevée (5,33 bits/individus) dans le bassin 1. Les bassins sont moins diversifiés dans l'ensemble. Cependant, le bassin 1 est plus diversifié que les 2 autres.

En ce qui concerne l'équitabilité, elle varie de 0,93 à 0,97 bits/individus. Ces valeurs ont été respectivement observées dans le bassin 3 et le bassin 1. Pour ces deux indices aucune différence significative n'a été relevée avec le test statistique d'Anova (Anova, $p > 0,05$).

Tableau VI : Valeurs des indices de diversité de Shannon-Weaver (H') et d'Équitabilité (E) enregistrées dans les différents bassins.

	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3
H'	5,33 ^a	4,91 ^a	5,17 ^a
E	0,97 ^a	0,94 ^a	0,93 ^a

III-1-2-5- Similarité entre les bassins

Le tableau VII présente les valeurs indiquant le degré de ressemblance entre les différents bassins à partir des taxons inventoriés. Ces valeurs sont toutes supérieures à 50 %. La valeur la plus élevée (76,1%) a été obtenue entre les bassins 1 et 3 et la moins élevée (61,9%) a été obtenue entre les bassins 1 et 2.

Tableau VII : Coefficients de similitude de Sørensen (%) calculés entre les différents bassins.

	Bassin 1	Bassin 2
Bassin 1		
Bassin 2	61,9	
Bassin 3	76,1	63,4

III-1-2-6- Valeurs de l'indice planctonique des bassins

Le tableau VIII nous présente les valeurs des indices planctoniques de chaque bassin de la station d'épuration du CHR de Daloa. Ces valeurs sont toutes supérieures à 50 et sont dans l'ensemble similaires dans tous les trois bassins.

Tableau VIII : État écologique des différents bassins de la STEP du CHR de Daloa suivant le paramètre indice planctonique.

Bassins	Valeur de l'indice	
Bassin 1	54,09	
Bassin 2	52,56	
III-1-2-6- Bassin 3	55,93	Corrélation

des espèces phytoplanctoniques avec les paramètres abiotiques

La figure 7 met en évidence les résultats de la corrélation réalisée à partir de l'Analyse Canonique des Redondance (RDA) entre les taxons phytoplanctoniques dominants et les paramètres physico-chimiques mesurés (température, pH, et conductivité) dans les différents bassins. Les deux premiers axes expriment 100 % de la variance totale. Le premier axe, qui exprime 60,40 % de l'inertie totale, n'est corrélé à aucun paramètre physico-chimique. Les espèces *Merismopedia punctata* (Mepu) et *Merismopedia tenuissima* (Metu) dans le bassin 1 ne sont influencées ni par la température, ni au pH, ni à la conductivité. Le pH et la conductivité sont positivement corrélés au second axe qui exprime 39,60 % de l'inertie et influence positivement le bassin 2. Les taxons caractéristiques sont *Scenedesmus acuminatus* (Scacu), *Tetraspora* sp (Tesp) et *Tetrasporidium* sp (Tetsp). La température est négativement corrélée à l'axe 2 et positivement au bassin 3. Les espèces qui lui sont associées sont *Microcystis aeruginosa* (Miae), *Microcystis robusta* (Miro) et *Spirulina major* (Spma). Ces espèces sont caractéristiques les eaux chaudes.

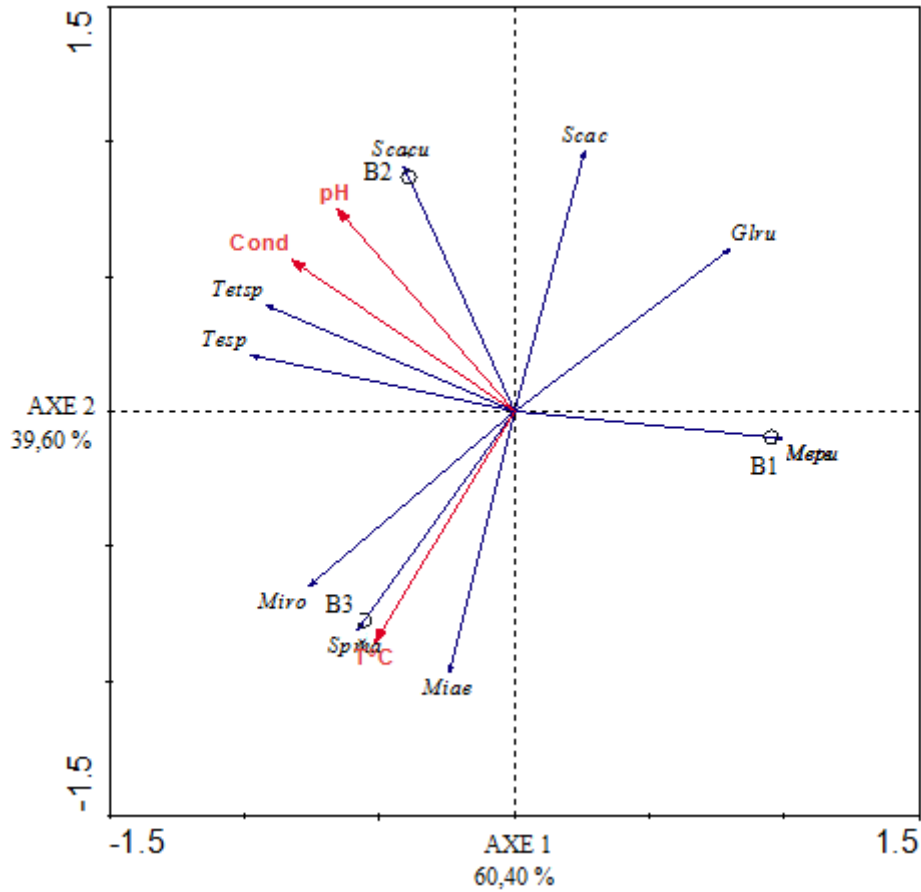


Figure 7 : Ordination en RDA des taxons phytoplanctoniques dominants et des paramètres environnementaux sur les deux premiers axes. *Gloeocapsa rupestris* (Glu), *Merismopedia punctata* (Mepu), *Merismopedia tenuissima* (Mete), *Scenedesmus acunae* (Scac), *Scenedesmus acuminatus* (Scacu), *Tetraspora* sp (Tesp), *Tetrasporidium* sp (Tetsp), *Microcystis aeruginosa* (Miae), *Microcystis robusta* (Miro), *Spirulina major* (Spma). T °C : Température ; Cond : Conductivité ; B1: Bassin 1 ; B2 : Bassin 2 ; B3 : Bassin 3.

III-2- Discussion

Le pH et la température indiquent que les bassins considérés ont approximativement les mêmes caractéristiques physico-chimiques dans l'ensemble. Les écarts de pH, au cours d'une même journée, seraient caractéristiques des milieux aquatiques très eutrophes (Moatar *et al.*, 2009). Ces résultats sont en accord avec ceux de Sané (2006) et You *et al.* (2007) qui ont montré que la valeur de pH serait étroitement liée à l'ampleur de l'activité et à l'abondance phytoplanctonique marquée par une coloration verdâtre des eaux des bassins (annexe 1).

Les valeurs de la conductivité oscillent entre une valeur minimale de 336,57µS/cm et la maximale de 455,16µS/cm avec la moyenne de 398,67µS/cm. Les valeurs élevées de conductivité dans le bassin 2 sont dues aux activités biologiques qui s'y déroulent. Dans le bassin 2 en plus de l'activité des bactéries il y'a aussi l'activité photosynthétique des micro-algues. En effet, la dégradation de la matière organique par les bactéries contribue à la production de sels nutritifs tels que l'azote et le phosphate ; ce qui se traduit par l'augmentation de la conductivité électrique (El Hachemi *et al.*, 2012).

Relativement à l'inventaire taxonomique, un total de 63 taxons a été dénombré dans l'ensemble des bassins. Le bassin 1 avec 47 taxons renferme le plus grand nombre d'espèces comparativement aux autres bassins 2 et 3 où l'on recensé a respectivement 37 et 44 taxons. Le bassin 2 est le moins diversifié. Le faible nombre d'espèces dans le bassin 2 s'explique par le fait que ce bassin reçoit peu de lumière due à la surcharge de l'eau en matières en suspension (les feuilles mortes), (annexe 2) et l'activité photosynthétique qui s'y déroule n'est pas suffisante pour compenser la consommation en oxygène dissous. Ce qui se traduit par la présence d'une très faible diversité algale (OED, 2009).

L'analyse de la composition taxonomique du peuplement phytoplanctonique place en tête les Cyanophyta et les Chlorophyta caractéristiques des milieux eutrophes. Ces résultats sont en accord avec ceux de El Hachemi *et al.* (2012). Ces auteurs ont indiqué que la majorité des Cyanophyta possèdent un optimum de croissance situé entre 20 et 30°C (Imai *et al.*, 2009). La diversité des Cyanophyta et des Chlorophyta serait caractéristique des milieux riches en nutriments. Cette richesse en nutriments serait due aux eaux usées chargées de déchets provenant des différents services du CHR.

Au niveau des bassins, les densités élevées du phytoplancton ont été enregistrées dans les bassins 2 et 3. La prédominance des Cyanophyta dans les bassins n'est pas due à un grand nombre de taxons dans cet embranchement mais est liée au plus grand nombre de cellules que possèdent les genres filamenteux et coloniales toxiques tels que *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Nodularia* et *Microcystis*, ainsi qu'aux genres *Merismopedia* et

pseudocapsa. Cette prédominance est due aussi au fait que cette catégorie d'algues peut s'adapter à des conditions environnementales extrêmes pour proliférer (Codd, 1998 ; Lavoie *et al.*, 2007). Les Cyanophyta et Chlorophyta sont constamment présents dans tous les bassins et contribuent fortement à l'élévation de la densité absolue de chaque bassin. Les représentants de ces groupes, et notamment les genres *Scenedesmus* et *Microcystis* sont connus pour leur prédilection pour les milieux eutrophes (Reynolds & Melo, 2000).

L'indice de diversité de Shannon varie entre (4,91 à 5,33 bits/individus). Ces valeurs montrent que les bassins sont moins diversifiés en phytoplancton. Ces résultats sont en accord avec les travaux de Frontier (1983). En effet, selon cet auteur, dans les milieux exceptionnellement diversifiés, l'indice Shannon ne dépasse guère 4,5. L'indice de diversité élevé dans le présent travail montre que la population n'est pas soumise à l'influence d'une seule espèce qui se développe mais plutôt à un fort développement de plusieurs individus différents (Dibong & Ndjouondo, 2014). Selon Kemka *et al.* (2004), une diversité faible caractérise une population jeune à haut pouvoir de multiplication avec prédominance d'une espèce ou d'un petit nombre d'espèces, tandis qu'une diversité élevée caractérise au contraire des populations sénescents présentant une composition spécifique complexe.

En ce qui concerne l'indice d'équitabilité, les valeurs sont comprises entre 0,93 et 0,97 bits/individus. Ces résultats montrent que les espèces phytoplanctoniques sont réparties de façon équitable dans les bassins (Dajoz, 2000).

L'analyse des coefficients de similitude entre les différents bassins montre une ressemblance au niveau de la flore phytoplanctonique inventoriée dans les 3 bassins. Cette ressemblance pourrait s'expliquer par le fait que les bassins ont été colonisés en majorité par les Cyanophyta et les Chlorophyta qui eux sont caractéristiques des milieux pollués.

Les valeurs de l'indice planctoniques supérieures à 50 montrent que les bassins de la station d'épuration ont un niveau trophique eutrophe. Ces résultats sont semblables à ceux de Rolland & Jacquet (2010). Selon ces auteurs, les cours d'eau peu profonds se chargent plus vite en éléments nutritifs et en matières organiques dissoutes, ce qui aurait tendance à se traduire par une croissance plus rapide des communautés phytoplanctoniques expliquant ainsi les indices planctoniques élevés.

CONCLUSION, PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

Conclusion

Les travaux ont montré que la flore algale des bassins de traitement des eaux usées du CHR de Daloa est riche de 63 espèces réparties en 5 embranchements, 7 classes, 13 ordres, 26 familles et 34 genres. Les embranchements de Cyanophyta et Chlorophyta sont les plus diversifiés, représentant 90,48 % du total des taxons. Du point de vue quantitatif, la densité des algues phytoplanctoniques varie d'un bassin à un autre avec une dominance des embranchements de Cyanophyta et de Chlorophyta. Les coefficients de similitude ont montré une ressemblance au niveau de la flore phytoplanctonique entre les bassins avec une forte similarité entre les bassins 1 et 2 (76,1 %). L'indice planctonique a montré que les bassins sont dans un état eutrophe. Par ailleurs, l'étude a permis de relever 7 espèces de Cyanophyta à caractère toxiques dont les genres *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Nostoc* et *Oscillatoria*. Le bassin 3 (bassin de sortie) a recensé le plus grand nombre d'espèces toxiques avec une forte densité. Dédution est donc fait que la STEP du CHR de Daloa ne joue plus le rôle de traitement des eaux. La présence des Cyanophyta toxiques dans les bassins spécialement dans le bassin de sortie pourrait constituer un danger pour la population de la ville par la consommation des produits maraîchers. En effet, les agriculteurs riverains ignorants la provenance de l'eau des bassins, l'utilise pour l'arrosage de leurs cultures.

Perspective

Devant le danger que représente la forte présence des Cyanophyta productrices de toxiques dans les bassins étudiés et compte tenu du caractère spécifique des eaux usées hospitalières, il est important que d'autres études portant notamment sur l'évaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux rejets des eaux usées du CHR de Daloa soient réalisées.

Recommandations

Il apparaît urgent de réhabiliter la station d'épuration du CHR de Daloa. Pour ce faire, l'entretien du réseau à travers un curage complet est plus qu'indispensable. Pour améliorer la qualité épuratoire de la station d'épuration, le réseau doit être régulièrement curé une fois par an, débarrassé des déchets solides de façon régulière. De plus, il faudra :

- assainir l'environnement immédiat des bassins en nettoyant les herbes et en faisant abattre les arbustes ;
- proposer un guide d'entretien et de suivi de la station.

RÉFÉRENCES

- Abass S. & Raselma S. (2017). Dimensionnement d'une station d'épuration des eaux usées de la ville de Khemis Miliana. Mémoire de Master en Génie de l'environnement, Université Djilali Bounaâma de Khemis Miliana, (Algérie), 54 p.
- Ait melloul A., Amahmid O., Hassani L. & Bouhoum K. (2002). Health effect of human wastes use in agriculture in El Azzouzia (the wastewater spreading area of Marrakech city, Morocco). *International Journal of Environmental Health Research*, 12 : 17– 23.
- Agendia P.L., Fonkou T., Sonwa D., Mefenya R., Kengne N.I. & Zambo A.J.M. (2000). Collecte, épuration et évacuation d'eaux usées dans les lotissements SIC And Economic Appraisal. *Amley Inter Sciences*, 19 : 241-263.
- Akatchi A.A. (2017). Structure de communautés phytoplanctoniques des hydrosystèmes de l'Ouest et du Centre Ouest de la Côte d'Ivoire. Mémoire de Master en génie de l'eau et de l'environnement, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d'Ivoire), 42 p.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, 201-213.
- .Anneville O., Kaiblinger C., Tadonléké R.D., Druart J.C. & Dokulil M.T. (2008). Contribution of Long-Term Monitoring to the European Water Framework Directive Implementation. Proceedings of Taal 2007 : The 12th World Lake Conference. Sengupta, M. et Dalwani, R: 1122-1131 p.
- Azam F. & Malfatti F. (2007). Microbial Structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, 5 : 782-791.
- Bachi O.E. (2010). Diagnostic sur la valorisation de quelques plantes du jardin d'épuration de la station du vieux Ksar de Temacine. Mémoire de master en Agronomie saharienne. Département des sciences agronomiques. Université Kasdi Merbahouargla, 105p.
- Baritse L. (1989). The sanitation of the lagoon of Lome: a permanent problem. *Revue Internationale d'Ecologie et de Géographie Tropicales-International Journal of Tropical Ecology and Geography*, 13 (1) : 41-56.
- Baumont S., Camard J.P., Lefranc A. & Francon A. (2002). Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Ile de France, Paris. pp 12 -29.
- Behrenfeld M.J., Randerson J.T., McClain C.R., Feldman G.C., Los S.O., Tucker C.J., Falkowski P.G., Field C.B., Frouin R., Esaias W.E., Kolber D.D & Pollack N.H. (2001). Biospheric primary production during an ENSO transition. *Science*, 291 : 2594–2597.
- Blandin P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17 : 215-307.

- Boillot C. (2008). Évaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents Hospitaliers dans les milieux aquatiques. Thèse de Doctorat, Spécialité Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, École Doctorale de Chimie de Lyon (France), 299 p.
- Bourrelly P. (1966). Les algues d'eau douce, Initiation à la Systématique Tome I, Les algues vertes. Editions N. Boubée & Cie, Paris (France), 511 p.
- Bourrelly P. (1968). Les algues d'eau douce, Initiation à la Systématique. Tome II : Les algues jaunes et brunes (Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées). Editions. N. Boubée & Cie, Paris (France) 517 p.
- Bourrelly P. (1985). Les algues d'eau douce: Initiation à la systématique. Tome III: Les algues Vertes. Editions N. Boubée & Cie, Paris (France) 412 p.
- Bourrelly P. & Couté A. (1986). Algues d'eau douce de l'île Maurice (Diatomées exclues). *revue Hydrobiologie tropicale*, 19 (2) : 131-158.
- CEMAGREF (2001). Proposition d'amélioration du protocole de diagnose rapide des plans d'eau. Rapport, mars 2000, 46p.
- Chevalier P. (2002). Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine : Entérocoques et streptocoques fécaux. Institut national de santé publique, Québec, 5 p.
- Chisholm S.W. (1995). The iron hypothesis : Basic research meets environmental policy. *Reviews of Geophysics*, 15 : 133-195.
- Chomerat N. (2005). Patrons de réponse du phytoplancton à la variabilité des facteurs abiotiques dans un étang méditerranéen hypereutrophe : succès écologique de *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. & Kom. (Cyanoprokaryote) dans un écosystème saumâtre. Thèse de doctorat, Université Paul Cézanne (Aix-Marseille III), 307 p.
- Chorus I. & Bartram, J. (1999). Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management (London), 416 p.
- Codd G.A. (1998). Cyanobacterial Blooms and Toxins in Fresh, Brackish and Marine waters. In Harmful Algal News, 16 : 13-17.
- Da Fonseca C. (1968). Théorie de l'information et diversité spécifique. *Bulletin du Musée National d'Histoire Naturelle, Paris*, 2ième série, 38 : 961-968.
- Dajoz R. (1982). Précis d'Ecologie. Editions Bordas, Paris (France), 503 p.
- Dajoz R. (2000). Précis d'écologie. Septième édition. Dunod, Paris (France), 615 p.
- DCE (2014). Directive européenne du 23 décembre 2000.

- Deronzier G., Schétrite S., Racault Y., Canler J. P., Liénard A., Héduit A., Duchène P. & (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document technique FNDAE, 25-79 p.
- Dibong S.D. & Ndjouondo G.P. (2014). Inventaire floristique et écologie des algues des rivières Kambo et Longmayagui de la zone humide de Douala (Cameroun). *International journal of biological and chemical sciences*, 8 (6) : 2560-2577.
- Eddy M. (1991). Wastwater engeering: treatment, Disposal and Reuse. Third edition, 1334 p.
- El hachemi O., El halouan H., Mieziiane M., Torrens A., Salgot M. & Sbaa M. (2012). Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (Oasis de Figuig-Maroc) : Aspect bactérien et organique, *Microbiol. Ind. San et Environnement*, 6 (1) : 84-97.
- El Ouali L.A., Zanibou A., Bekhti K., Zerroup F. & Merzouki M. (2014). Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc. *Journal Mater Environnement Sciences*, 5 : 2325-2332.
- Frontier S. (1983). Stratégies d'échantillonnage en écologie. Editions Masson, Paris, 494 p.
- Gaye M. & Niang S. (2002). Epuration extensive des eaux usées pour leur réutilisation dans l'agriculture urbaine: des technologies appropriées en zone sahélienne pour la lutte contre la pauvreté. Etudes et recherches, Dakar, 17p.
- Germain H. (1981). Flore des diatomées : eaux douces et saumâtres. Société nouvelle des éditions Boubée, Paris, 32p.
- Groga N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université de Toulouse (France), 224 p.
- Harence F.F. (2012). Gestion des effluents domestiques en milieu hospitalier : cas du centre national hospitalier Hubert Koutoukou maga de Cotonou (Bénin), Mémoire de master en ingénierie de l'eau et de l'environnement à l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, 62 p.
- Iltis A. (1980). Les algues. In : Flore et Faune aquatiques de l'Afrique Sahélo-Soudanienne. Tome I. Editions O.R.S.T.O.M, Paris (France) : 9-61 Sand-Jensen K. (1989). Environmental variables and their effects on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*, 34 : 5-25.
- Imai H., Chang K.H., Kusaba M. & Nakano S.I. (2009). Temperature-dependent dominance of *Microcystis* (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii*. *Journal of Plankton Research*, 31: 171-178.
- INS (2014). Recensement général de la population et de l'habitat, Côte d'ivoire, 26 p.

- Kemka N., Njine T., Zébazé T.S.H., Niyitegeta D., Nola M. & Menbohan F. (2004). Phytoplancton du lac municipal de Yaoundé : succession écologique et structure des peuplements. *Journal Water Science*, 17 (3) : 301-316.
- Khales A. & Baaziz M. (2006). Etude des peroxydases d'écotypes d'*Opuntia Ficus indica* en relation avec le développement dans les conditions de stress Salin. *Congrès international de Biochimie*, Agadir : 133-136.
- Komárek J. & Anagnostidis K. (1989). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4. Nostocales. *Algological Studies*, 56 : 290-291.
- Komárek J. & Anagnostidis K. (1999). Cyanoprokaryota. 1. Teil : Chroococcales. *In Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19 (1) : 1-548.
- Komárek J. & Anagnostidis K. (2005). Cyanoprokaryota 2. Teil : Oscillatoriales. *In, Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19 (2) : 1-759.
- Koné M. (2017). Caractérisation physico-chimiques et microbiologique des eaux usées du centre hospitalier régional de Daloa (Côte d'Ivoire). Mémoire de Master en génie de l'eau et de l'environnement, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d'Ivoire), 38 p.
- Krebs C.J. (1989). Ecological methodology. Harper & Row, Publishers, Inc., 10 East 53rd Street, New York, 654 p.
- Kugrens P. & Clay B.L. (eds). (2003). Cryptomonads : Freshwater Algae of North America : Ecology and Classification. Wehr, J.D. & Sheath, R.G. Academic Press, Paris, 67 p.
- Lavoie I., Laurion I. & Vincent W.F. (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries. Document d'information vulgarisée. INRS, rapport n° 917, 27 p.
- Le Nang D. (2013). Relations entre la variabilité de la pollution urbaine et le contexte socio-culturel du bassin de collecte. Thèse de doctorat à l'École Doctorale RP2E, Ressources Procédés Produits Environnement Laboratoire Réactions et Génie des Procédés, Spécialité Génie des Procédés et des Produits, Université de Lorraine (France), 187 p.
- Mbog M.S. (2012). Évaluation de la gestion des déchets liquides hospitaliers. Cas des eaux usées du centre hospitalier universitaire (CHU) de Yaoundé Mémoire de master en Sciences de l'Environnement, 80 p.
- Moatar F. (2009). Variabilité journalière de la qualité des rivières et son incidence sur la surveillance à long terme: exemple de la Loire Moyenne. *La Houille Blanche Revue Internationale de l'Eau*, EDP Science, 4 : 91-99.
- OED (2009). Développement du phytoplancton. Laboratoire de la protection des eaux et du sol. Rapport plancton, 2009, l'Office des Eaux et des Déchets Allemagne, 2 p.

- OMS (2004). Guide lines for drinking-water quality. Vol.1. Recommendations, 3rd, Ed. Organisation Mondiale de la Santé World Health Organization. Geneva, 12 p.
- Ouattara A., Podoor N., Teugels G.G. & Gourène G. (2000). Les micro-algues de deux cours d'eaux (Bia et Agnébi) de Côte d'Ivoire. *Systematics and Geography of Plants*, 70 : 315-372.
- Padisák J., Borics G., Grigorszky I. & Soróczki-Pinter E. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553 : 112-113.
- Prescott L.M., Harley J.P. & Klein D.A. (2003). Microbiologie, 2ème édition. De boeck Université, Bruxelles, 31 p.
- Reynolds. C.S. & Melo, S., (2000). Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow Hydrology. *Process*, (14) : 3119-313.
- Rolland A. & Jacquet S. (2010). Classification de l'état écologique du réservoir Marne via l'utilisation de 3 métriques: chlorophylle a, indice planctonique lacustre et phosphore total. *Hydroécologie Appliquée*, 17, 99-110.
- Salsamo N., Morabito G., Buzzi F., Garibaldi L., Simona M. & Mosello R. (2006). Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563 : 167-187.
- Sand-Jensen K. (1989). Environmental variables and their effects on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*, 34 : 5 - 25.
- Sané S. (2006). Contrôle de la production primaire du Lac du Guiers au Nord du Sénégal. Thèse de Doctorat de l'Université Cheikh Anta Diop-Dakar, 187 p.
- Sarhane B., Ait Messaad S., Khallaf M., El Rhaouat O. & Belghyti D. (2014). Caractérisation physicochimique et bactériologique des effluents liquides de deux grands hôpitaux de la région de Rabat Salé Zemmour Zaer. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 9 (4) : 1949-1955.
- Sarr A. (2005). Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées domestiques traitées par lagunage sous climat sahélien - Possibilités et limites de leur réutilisation comme fertilisants en agriculture urbaine à Ouagadougou. Mémoire de fin d'étude d'ingénieur de l'équipement rural, École Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement rural, 106 p.
- Satin M. & Selmi B. (1999). Guide technique de l'assainissement. 2ème édition ; 680 p.
- Sidi O.A. (2006). Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse

- de Doctorat en Chimie et Microbiologie de l'Eau, l'Université de Limoges (France), 195 p.
- Skulberg O.M. (1996). Toxins produced by cyanophytes in Norwegian inland watershealth and environment. In : Chemical data as a basis of geomedical investigations. *the Norwegian Academy of Sciences and Letters* : 131-148.
- Solheim A.L. (2005). Reference Conditions of European Lakes. Indicators and methods for the Water Framework Directive Assessment of Reference conditions. Version 5. REBECCA Working Group. 105 p.
- Sy S. & Tall S.P. (2003). Etude de réhabilitation de la station d'épuration de Saly Portudal. Projet de fin d'étude. Ecole Supérieur Polytechnique, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 139 p.
- Tchinda Y. (2000). Gestion et épuration des eaux usées hospitalières: cas du Centre Hospitalier et Universitaire (C.H.U) de Yaoundé. Mémoire de maitrise, Université de Dschang, 4-60.
- Therriault J.C., Lawrence D.J. & Platt T. (1978). Spatial variability of phytoplankton turnover in relation to physical process in a coastal environment. *Limnology and Oceanography*, 23 : 900 – 911
- Washington H.G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18 : 653-694.
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology : Lake and River Ecosystems*. 3rd Edition. Academic Press, London, 12 p.
- Yahiatene S. & Tahirim E. (2010). Réflexion sur la caractérisation physico-chimique des effluents liquides rejetés dans la grande Sebkhah d'Oran, Université d'Oran; Licence en bâtiments, 31 p.
- You L., Cui L.F., Liu Z.W., Yang B. & Huan G.Z.F. (2007). Correlation analysis of parameters in algal growth. *Environmental Science & Technology*, 30 (9) : 42–44
- Zeghoud M.S. (2014). Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra ; Université d'El –Oued (Algérie); Mémoire de Master, 90 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Images des bassins 1 et 3 de la station d'épuration montrant la coloration verdâtre de l'eau dans les bassins.



Photographie A : Bassin 1 de la station d'épuration avec la coloration verte de l'eau



Photographie B : Bassin 3 de la station d'épuration avec la coloration verte de l'eau

Annexe 2 : Image du bassin 2 avec une forte charge de matières en suspension



Annexe 3 : Photos des espèces toxiques de la station d'épuration des déchets liquides du CHR de Daloa



Nostoc sp.



Oscillatoria sp.



Nodularia *Microcystis aeruginosa*



Anabaena sp.

RESUME

L'objectif de cette étude vise à évaluer la qualité épuratoire des bassins de traitement des déchets liquides du Centre hospitalier régional (CHR) de Daloa (Côte d'Ivoire). Pour ce faire, quelques paramètres physico-chimiques ont été mesurés, la composition ainsi que la densité du phytoplancton ont été déterminées pour chaque bassin de traitement des eaux usées du CHR. Au total, 63 taxons ont été inventoriés dont 37 Cyanophyta, 20 Chlorophyta, 3 Bacillariophyta, 2 Eglénophyta et 1 Dinophyta. La densité des Cyanophyta est la plus élevée dans les bassins avec une forte contribution des espèces *Microcystis aeruginosa* et *Anabaenopsis arnoldii*. Les valeurs des indices de diversité de Shannon et de l'équitabilité révèlent que les bassins sont moins diversifiés avec un peuplement dominé par les genres *Microcystis*, *Scenedesmus*, *Anabaena* et *Anabaenopsis*. Cette étude a mis en évidence la présence d'espèces de microalgues potentiellement toxiques indicatrices de pollution au cours de la période d'étude. Parmi ces espèces, *Anabaena* sp, *Microcystis aeruginosa*, *Nodularia spumigena* et *Nostoc* sp sont abondantes dans le phytoplancton au niveau du bassin 3 tandis que *Ocillatoria* sp et *Oscillatoria tenuis* sont plus présentes dans les bassins 1 et 2. La prolifération des cyanophyta dans les bassins de la STEP du CHR de Daloa témoigne d'une hypereutrophisation du milieu comme indiqué par les résultats de l'indice planctonique. La STEP nécessite donc un suivi, voir une réhabilitation afin mieux assurer son rôle épurateur des eaux usées.

Mots clés : bassin d'épuration, Phytoplancton, diversité, CHR, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate the purification quality of the liquid waste treatment ponds of the Regional Hospital Center (CHR) in Daloa (Ivory Coast). To do this, some physicochemical parameters were measured, the composition as well as the phytoplankton density were determined for each CHR wastewater treatment basin. A total of 63 taxa were inventoried including 37 Cyanophyta, 20 Chlorophyta, 3 Bacillariophyta, 2 Eglénophyta and 1 Dinophyta. The density of Cyanophyta is highest in the basins with a strong contribution of the species *Microcystis aeruginosa* and *Anabaenopsis arnoldii*. Shannon diversity index and fairness values indicate that basins are less diversified with a population dominated by *Microcystis*, *Scenedesmus*, *Anabaena* and *Anabaenopsis*. This study revealed the presence of potentially toxic microalgal species indicative of pollution during the study period. Among these species, *Anabaena* sp, *Microcystis aeruginosa*, *Nodularia spumigena* and *Nostoc* sp are abundant in phytoplankton at basin 3 whereas *Ocillatoria* sp and *Oscillatoria tenuis* are more present in basins 1 and 2. The proliferation of cyanophyta in basins of the STP of the CHR of Daloa shows a hypereutrophication of the environment as indicated by the results of the planktonic index. The STEP therefore requires an overhaul, see a rehabilitation to better ensure its purifying role of wastewater.

Key words : purification basin, Phytoplankton, diversity, CHR, Ivory Coast