

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UFR ENVIRONNEMENT

ANNEE ACADEMIQUE

2020-2021

N° D'ORDRE: 0492/2021

N° CARTE D'ETUDIANT:

CI0415000058

LABORATOIRE :
LABORATOIRE DES
SCIENCES ET
TECHNOLOGIES DE
L'ENVIRONNEMENT

MASTER

Physique-Chimie

Option : Physique-Chimie appliquée à l'Environnement

THEME:

Evaluation de la pollution physique et chimique de la retenue d'eau du barrage hydroélectrique de Soubré (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)

Présenté par :

SORO Diolourou Edithe

JURY

Président : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,

Université Jean Lorougnon Guédé

Directeur: M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences,

Université Jean Lorougnon Guédé

Encadreur : M. KOUAME Kouamé Victor, Maître-Assistant,

Université Jean Lorougnon Guédé

Examinateur: M. AKESSE Djamatchè Paul Valéry, Maître-Assistant,

Université Jean Lorougnon Guédé

Soutenu publiquement

le: 16/10/2021



REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UFR ENVIRONNEMENT

ANNEE ACADEMIQUE:

2020-2021

N° D'ORDRE: 0492/2021

N° CARTE D'ETUDIANT:

CI0415000058

MASTER

Physique-Chimie

Option : Physique-Chimie appliquée à l'environnement

THEME:

LABORATOIRE :

LABORATOIRE DES

SCIENCES ET

TECHNOLOGIES DE

L'ENVIRONNEMENT

Evaluation de la pollution physique et chimique de la retenue d'eau du barrage hydroélectrique de Soubré (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)

Présenté par :

SORO Diolourou Edithe

JURY

Président : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,

Université Jean Lorougnon Guédé

Directeur : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences,

Université Jean Lorougnon Guédé

Encadreur: M. KOUAME Kouamé Victor, Maître-Assistant,

Université Jean Lorougnon Guédé

Examinateur: M. AKESSE Djamatchè Paul Valéry, Maître de Conférences,

Université Jean Lorougnon Guédé

Soutenu publiquement le : 16/10/2021

DEDICACES

Je dédie ce mémoire à ;
mon père SORO Bema,
ma mère SORO Silitianhoua,
tous mes frères et sœurs,
ma tutelle papa SORO Fatié,
maman SORO Bintou
Et à,

,

ma tante Tata, mes cousins et cousines.

REMERCIEMENTS

Ce mémoire a pu être réalisé grâce à la contribution de plusieurs personnes qui ont d'une manière ou d'une autre participé à son aboutissement. Je voudrais exprimer mes remerciements et ma reconnaissance à ces personnes pour leurs apports à ce travail.

Tout d'abord, je tiens à remercier Mme **TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE**, Professeur titulaire et Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé pour l'effort consenti tout au long de l'année et pour la réussite de cette année académique.

Je remercie également M. **KOUASSI Kouakou Lazare**, Professeur titulaire et Directeur de l'UFR Environnement, qui au cours de ces années d'apprentissage a enseigné aux étudiants la discipline, la passion pour le travail bien fait et la rigueur pour un avenir radieux.

Je tiens à remercier M. **DIBI Brou**, Maître de Conférences, Directeur du laboratoire des sciences et technologies de l'environnement et président du jury de ce mémoire.

Je remercie également M. **AKESSE Djamatchè Paul Valéry**, Maître Assistant d'avoir accepté d'examiner ce mémoire.

Je remercie M. **KONAN Kouakou Séraphin**, Maître de Conférences, pour avoir accepté de diriger ce mémoire. Je vous réitère mes sincères reconnaissances pour votre soutien, votre attention et vos conseils.

Je voudrais exprimer toute ma reconnaissance à mon encadreur, M. **KOUAME Kouamé Victor**, Maître-Assistant et Directeur de la Scolarité Centrale de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa. Auprès de vous, j'ai appris que là où il y a la volonté, il y a aussi la possibilité. J'ai aussi appris l'amour du travail bien fait. Merci pour votre disponibilité.

Je remercie M. **DIARRA Moussa**, Maître de Conférences, et chef de département Mathématiques-Physiques-Chimie-informatique, pour tous les efforts déployés pour assurer notre formation dans de bonnes conditions. Merci Docteur pour vos conseils, soutiens, aides et critiques qui ont contribué à nous guider.

Je remercie également Docteur **OHOU Marie Jeanne Adélaïde** maître de conférence, responsable de la filière Physiques-Chimie pour ses conseils et ses encouragements.

A toute l'équipe de Doctorants et à mes amis de master du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE), je dis grand merci pour le soutien, les critiques et les conseils prodigués tout au long de la réalisation de ce travail.

A tous ceux dont je n'ai pas cité le nom, je ne vous ai pas oublié. Je vous remercie du fond du cœur.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	V
LISTE DES TABLEAUX	VI
LISTE DES FIGURES	VII
LISTE DES ANNEXES	VIII
INTRODUCTION	1
PREMIERE PARTIE	3
1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE	3
1.1. Situation géographique	
1.1.1. Description du bassin versant du barrage de Soubré	
1.1.2. Climat	
1.1.3. Relief	4
1.1.4. Végétation	4
1.2. Population et activités socio-économiques	4
1.2.1. Population	
1.2.2. Activités socio-économiques	
1.3. Géologie et hydrologie	
1.3.1. Géologie	
1.3.2. Hydrologie	5
2. GENERALITES SUR LA POLLUTION PHYSIQUE ET CHIMIQUE DES LACS.	6
2.1. Définition de la pollution des lacs	
2.2. Phénomène d'eutrophisation des lacs	6
2.3. Paramètres caractéristiques de la pollution physique et chimique des eaux	7
2.3.1. Paramètres physiques	7
2.3.1.1. pH	7
2.3.1.2. Température	7
2.3.1.3. Transparence	
2.3.1.4. Conductivité électrique	8
2.3.1.5. Potentiel redox	8
2.3.1.6. Matières en suspension	8
2.3.2. Paramètres chimiques	8
2.3.2.1. Eléments en solution	8
2.3.2.2. Sels nutritifs	9
2.3.2.3. Composés azotés	9
2.3.2.4. Composés phosphorés	10
2.3.2.5. Oxygène dissous	10
2.3.2.6. Matière organique	11
2.3.3. Eléments traces métalliques	11
DEUXIEME PARTIE	13
1 DONNEES ET MATERIEI	13

1.2. MATERIEL	13
1.2.1. Matériel de terrain	13
1.2.2. Matériel de laboratoire	14
2. METHODES	15
2.1. Choix des sites d'échantillonnage	15
2.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons	16
2.2. Détermination des paramètres physiques et chimiques du lac de Soubré	17
2.2.1. Méthodes d'analyses	
2.2.1.1. Analyse des sels nutritifs et de la charge organique	17
2.2.1.2. Analyse des ions majeurs et des éléments traces métalliques	18
2.2.1.3. Analyses des données	
2.3. Evaluation de la qualité de l'eau du lac de Soubré	18
2.3.1. Evaluation de la pollution métallique des eaux du barrage de Soubré	18
2.3.2. Indice de pollution organique (IPO)	19
2.3.3. Indice de qualité des eaux (IQE)	20
TROISIEME PARTIE	22
1-RESULTATS	22
1.1. Caractéristiques physiques et chimiques du lac du barrage de Soubré	
1.1.1. Paramètres physiques	
1.1.2. Sels nutritifs	
1.1.3. Matière organique du milieu	
1.1.4. Teneurs du milieu en ions majeurs	
1.1.5. Teneur du milieu en éléments traces métalliques	
1.2. Qualité chimique de l'eau	
1.2.1. Indice de pollution de l'eau	
1.2.1.1. Indice de géo-accumulation des ETM dans l'eau	
1.2.1.2. Indice de pollution organique	
1.2.2. Indice de qualité de l'eau (IQE)	30
2. DISCUSSION	31
CONCLUSION	32
REFERENCES	32

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

SASCA: Sassandra Cavally

COT : Carbone Organique Total

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

ETM : Eléments Traces Métalliques

Igéo : Indice de géo-accumulation

IPO : Indice de Pollution Organique

IQE : Indice de Qualité de l'Eau

JOCE : Journal Officiel des Communautés Européennes

LSTE: Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement

MES : Matières en Suspension

MO : Matière Organique

MOD : Matière Organique Dissous

MOP : Matière Organique Particulaire

RGPH : Recensement Général de la Population et de l'Habitat

UFR : Unité de Formation de Recherche

UJLoG: Université Jean Lorougnon Guédé

LISTE DES TABLEAUX

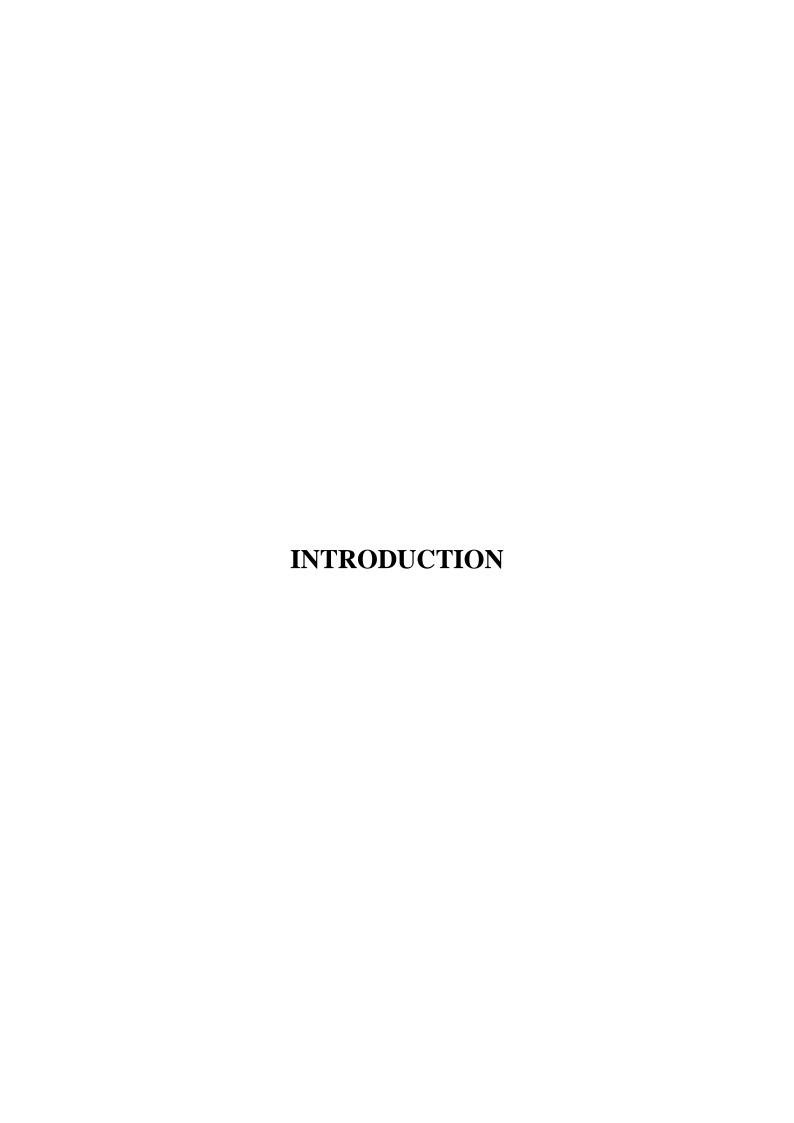
Tableau I : Coordonnées GPS des sites de prélèvement	15
Tableau II: Méthode d'analyse des sels nutritifs et de la charge organique	17
Tableau III : Classe de l'indice Igéo	19
Tableau IV : Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique	20
Tableau V : Grille d'évaluation du degré de pollution organique	20
Tableau VI : Indice de la qualité de l'eau et état de qualité de l'eau	21
Tableau VII: Teneurs en éléments traces métalliques et valeurs limite	28
Tableau VIII : Valeurs de l'indice de géo-accumulation des ETM dans l'eau	29
Tableau IX : Valeurs de l'indice de pollution organique de l'eau du barrage	30
Tableau X : Valeurs calculés de l'IQE et classe de qualité de l'eau	31

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Présentation et localités de la zone d'étude
Figure 2 : Matériel de terrain : Multi-paramètre LEVIBOND (a), Bouteille NISKIN (b),
Flacons en polyéthylène (c) et Glacière (d)
Figure 3 : Matériel du laboratoire : Spectrophotomètre (f), verrerie (g) et four électrique (h)15
Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage de l'eau
Figure 5 : Variation spatiale du pH, de l'oxygène dissous et de la conductivité électrique des
eaux du lac du barrage de Soubré.
Figure 6 : Variation spatiale du nitrite, du nitrate, de l'ammonium et de l'orthophosphate du
barrage de Soubré
Figure 7 : Variation de la DCO, de la DBO, du COT et des MES à la surface et en profondeur
du barrage de Soubré
Figure 8 : Variation spatiale du potassium, du sodium, du calcium, du magnésium et du Fluor
à la surface et en profondeur du barrage de Soubré

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 : Concentrations des paramètres physiques, des sels nutritifs et de la matière organique des eaux du barrage.
- Annexe 2 : Concentrations des ions majeurs et des éléments traces métalliques des eaux du barrage.
- Annexe 3 : Valeurs guide de l'OMS pour les eaux de surface destinée à la consommation



INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, les eaux de surface sont utilisées pour des consommations domestiques, dans les activités industrielles ainsi que pour l'irrigation des cultures agricoles. La pollution de ces eaux peut entraver ces différents usages. Ainsi, cette ressource peut devenir un danger pour l'environnement et pour les utilisateurs si elle n'est pas de qualité acceptable (Agassounon *et al.*, 2012).

En Afrique, les eaux de surface constituent non seulement une importante source d'alimentation en eau potable des populations mais aussi elles sont exploitées pour la production d'électricité aux populations à partir des barrages hydroélectriques construits généralement sur les grands fleuves (Diaya, 2016). Ces barrages hydroélectriques constituent de véritables atouts de développement socio-économique, humain et scientifique des pays. Ils favorisent le développement du commerce, de l'agriculture et de la pêche. Ils abritent une faune et une flore diversifiée et constituent de ce fait un pôle d'attraction scientifique. Les activités humaines peuvent modifier ou dégrader ces milieux. Cette dégradation est due le plus souvent à un enrichissement des plans d'eau en polluants divers provenant des rejets domestiques, industriels et agricoles. L'altération d'un des paramètres du milieu peut provoquer une perturbation générale de tout l'équilibre naturel (Vanga, 2001; Vei, 2005).

La Côte d'Ivoire compte aujourd'hui sept (07) aménagements hydroélectriques que sont les barrages d'Ayamé 1 et 2, Kossou, Taabo, Buyo, Fayé San-Pedro et Soubré. Les retenues d'eau de ces barrages ont fait l'objet de plusieurs études de caractérisation hydrologique, physico-chimique et biologique (Kassoum 1979 ; Ouattara 2000). Ce fut le cas du barrage hydroélectrique d'Ayamé 2 dont l'objectif était de caractériser les paramètres physicochimiques des eaux du lac de ce barrage en vue d'offrir les éléments de base pour une modélisation écologique future du système (Adou et al., 2018). Aussi, Gbocho et al. (2015) ont mis en relation l'évolution des effectifs de Bulinus truncatus rohlfsi, Biomphalaria pfeifferi et Bulinus globosus en fonction des facteurs physico-chimiques au niveau du barrage de Taabo. Les réservoirs de ces aménagements constituent des milieux importants de production halieutiques (Da Costa & Diétoa, 2007). Par ailleurs, la qualité physico-chimique de ces milieux est influencée par l'agriculture intensive, la pêche et les rejets d'effluents domestiques avec pour conséquences l'eutrophisation, la modification de la dynamique des peuplements et même la disparition de ces retenues (Yapo, 2002 ; Zinsou et al., 2016). Le barrage de Soubré est le plus récent. Cependant, après sa mise en eau en 2017, le lac de Soubré est couvert par les végétaux aquatiques envahissants notamment la jacinthe d'eau. Cette présence de végétaux laisse de nombreuses interrogations quant à l'impact que peuvent avoir ces végétaux sur la qualité des eaux du barrage. L'appréciation de la qualité des eaux de ce milieu peut se baser sur

INTRODUCTION

la connaissance des valeurs des paramètres physiques et chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs de la qualité de l'eau (Juliette *et al.*, 2005). C'est ainsi que ce travail se propose d'évaluer le niveau de pollution physico-chimique des eaux du lac de Soubré.

De façon spécifique, il s'agira de :

- déterminer les paramètres physiques et chimiques du lac ;
- évaluer la qualité des eaux de ce lac.

Ce mémoire est constitué de trois parties. La première partie présente la zone d'étude suivie des généralités sur les connaissances relatives aux lacs et leurs états de pollution. La deuxième partie est consacrée à la présentation détaillée du matériel et des méthodes utilisées. Quant à la troisième partie, elle présente les différents résultats obtenus qui sont discutés. Le mémoire se termine par une conclusion suivie des perspectives et enfin, des références bibliographiques.



1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

1.1. Situation géographique

1.1.1. Description du bassin versant du barrage de Soubré

La zone d'étude est située au sud-ouest de la Côte d'Ivoire, sur le fleuve sassandra. Entre les longitudes 8°17' et 6°0' W et latitudes 9°40' et 5°40'. Elle a une superficie de 2000 km² et a pour exhutoire le barrage hydroélectrique de Soubré (Figure 1). Sur le plan administratif, cette zone est limitée à l'est par le département de Gagnoa, à l'ouest par les départements de Duékoué et de Guiglo, au nord par le département d'Issia et au sud par les départements de Tabou, San-Pédro et Sassandra. Le barrage de Soubré est un barrage hydroélectrique au fil de l'eau construit sur le fleuve Sassandra. Il a une longueur de 4 km, et une puissance de 275 MW.

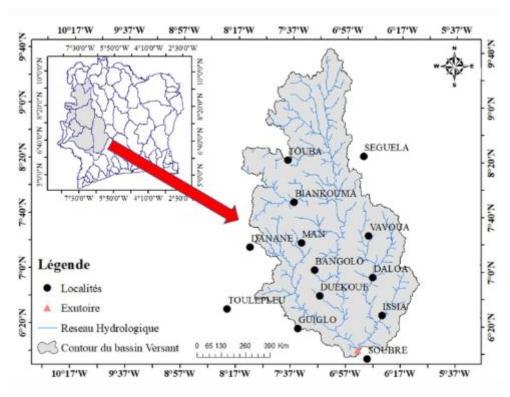


Figure 1 : Présentation et localités de la zone d'étude

1.1.2. Climat

La région de Soubré a un climat de type subéquatorial qui se caractérise par deux domaines climatiques essentiels ; à l'extrême nord-ouest, le climat baouléen et sur le reste du territoire, le climat attien. Le climat baouléen est caractérisé par un régime équatorial de transition atténué. Il présente deux saisons pluvieuses, l'une de mars à juin et l'autre irrégulière

de septembre à octobre et deux saisons sèches, l'une de novembre à février et l'autre de juillet à août. Le climat attien est un régime équatorial de transition. Il est déterminé par deux saisons de pluies d'avril à juillet et de septembre à novembre et deux saisons sèches de juillet à septembre et de décembre à mars (Yao, 2009).

1.1.3. Relief

Les traits physiques de la région de Soubré sont symptomatiques de l'ensemble du Sud de la Côte d'Ivoire. On peut diviser le relief de la région en trois unités : les plaines intérieures, les bas plateaux, et les hautes collines qui viennent rompre la grande monotonie du paysage de plaines et de bas plateaux (Yao, 2009). Au sud de la ville de Soubré commence la plaine qui s'étend tout au long du fleuve Sassandra et qui appartient à un glacis plus récent (Yao, 2009).

1.1.4. Végétation

La région de Soubré est située dans le secteur ombrophile du domaine guinéen. La végétation de la zone est une forêt dense humide sempervirente. La persistance du feuillage est un caractère important pour le cycle de la matière organique et la constance du microclimat intérieur (Kouamé, 2011). En 1982, la forêt dense couvrait plus de 85% du territoire. Aujourd'hui, elle subit une forte régression sous une pression anthropique croissante (Brou, 2005). Pour remédier à cette situation, des programmes de gestion du patrimoine forestier ont été adoptés. C'est ainsi que des forêts classées ont été identifiées dans la région notamment la forêt classée de Soubré au sud-est, la forêt classée de Tai à l'ouest et celle du mont Kourabahi au centre (Yao, 2009).

1.2. Population et activités socio-économiques

1.2.1. Population

D'après le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) (INS, 2014), le département de Soubré compte 464 554 habitants, dont 245 754 hommes et 218 800 femmes, pour une superficie de 4 779 km². 70 % de cette population vit en milieu rural. Elle est essentiellement constituée d'autochtones Bété, Bakwé et Kouzié, d'allogènes du groupe akan et malinké ainsi que d'étrangers Burkinabé, Maliens et Guinéens. C'est une population majoritairement jeune.

1.2.2. Activités socio-économiques

Les activités socio-économiques de la population sont basées sur l'exploitation des ressources naturelles. Les sols sont réputés riches au point de vue agronomique. Le climat est favorable aux cultures pérennes de rente comme le cacao, le café, l'hévéa et le palmier à huile. Les forêts sont riches en essences nobles, matières premières pour l'industrie du bois. Le port de San-Pedro situé à 135 km de Soubré, est exclusivement consacré à l'exportation de ces produits du secteur primaire agricoles et de forêts (Sorokoby, 2013).

Au niveau des cultures vivrières, le riz, la banane plantain, le manioc et l'igname en sont les principaux produits. En plus de ces produits, il y a des légumes comme le piment, l'aubergine et le gombo et des fruits (agrumes, avocats, ananas) qui sont également cultivés dans la zone.

1.3. Géologie et hydrologie

1.3.1. Géologie

L'ensemble du bassin versant du Sassandra est constitué par le socle ancien (formation du précambrien inferieur et moyen) avec quelques épointements de dolérites et de basaltes datés du primaire. On distingue également des granites et migmatites, s'étendant du Nord au Sud sur l'ensemble du Bassin. Des affleurements : fréquents de pyroxénite se trouvent au Sud de Soubré (Fadika, 2012). Le département de Soubré fait partie du Sud-ouest ivoirien que Papon et Lemarchand (1973) définissent comme le domaine SASCA (Sassandra Cavally). Selon Kouamelan (1996), la particularité de ce domaine réside dans la coexistence des formations archéennes et des formations birimiennes. Pour Papon et Lemarchand (1973), les orthogneiss migmatitiques du domaine SASCA représenteraient un socle granitique libérien sur lequel reposeraient en discordance des séries birimiennes métamorphiques d'origine pelitique.

1.3.2. Hydrologie

Sur le plan hydrogéologique, la région de Soubré fait partie du socle cristallin. Ce dernier présente des réserves d'eau se développant dans les aquifères dont l'importance est fonction du niveau d'altération et de fracturation de la roche mère. On distingue dans la région les nappes des alluvions et les nappes profondes ou nappes de fissures. Les nappes des alluvions sont exploitées généralement au niveau des campements par les puisards et les puits paysans (diamètre variant entre 0,8 m et 1 m, profondeur moyenne de 10 m). Les nappes de fissure sont généralement captées par les forages modernes dans leur majorité. Ces forages se situent dans la presque totalité des grands sites d'habitations de la région. Leur profondeur varie entre 60 et

90 m (Ottawa, Koziayo). Cette zone est drainée sur son ensemble par un réseau de cours d'eau particulièrement dense qui participent à la recharge de la nappe d'eau souterraine à travers un réseau de fractures sous-jacentes interconnectées dans les roches granitiques et les altérites (Ageroute, 2014).

2. GENERALITES SUR LA POLLUTION PHYSIQUE ET CHIMIQUE DES LACS

2.1. Définition de la pollution des lacs

La pollution des lacs se défini comme étant toute modification défavorable des propriétés physiques, chimiques ou biologiques, ou tout rejet de substances liquides, gazeuses ou solides dans l'eau de façon à créer une nuisance ou à rendre cette eau dangereuse à l'utilisation.

2.2. Phénomène d'eutrophisation des lacs

L'eutrophisation des eaux de surface est devenue aujourd'hui un problème d'environnement d'ampleur et généralisée. La prolifération des plantes aquatiques (algues, cyanobactéries et macrophytes) s'est amplifiée ces dernières décennies avec l'utilisation accrue de fertilisants chimiques en agriculture et par le développement de l'élevage intensif. Les effluents industriels et les eaux usées domestiques favorisent également ce phénomène en zones urbaines et industrielles. Les principaux paramètres indicateurs de l'état trophique sont les composés azotés, phosphorés et carbonés, mais de nombreux facteurs physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous doivent également être considérés. L'eutrophisation réduit considérablement les possibilités d'utilisation des eaux (Daouda, 2010). L'excès de nutriments tels que l'azote et le phosphore non utilisés par les cultures pénètre dans les milieux aquatiques via l'irrigation ou les eaux de ruissèlement pendant les évènements pluvieux. Ces apports peuvent êtres ponctuels et liés aux rejets domestiques et industriels, ou encore diffus et liés aux ruissellements et lessivages des terrains agricoles (Smil, 2000; Galloway et al, 2003; Edwards & Withers, 2008; Varol, 2012). Contrairement aux sources ponctuelles qui sont facilement identifiables et contrôlables, les apports diffus sont beaucoup plus difficiles à percevoir à cause de leur répartition sur l'ensemble du bassin versant. L'enrichissement des eaux en nutriments est principalement observé dans les bassins versants à caractère agricole en raison de l'épandage excessif des fertilisants minéraux et organiques. La prolifération des macrophytes est la principale problématique associée à l'eutrophisation en zone tropicale et principalement en Afrique, à l'opposé des zones tempérées où les cyanobactéries occupent une place de choix (Hill & Coetzee, 2008). Le développement de ces macrophytes forme un écran en surface des eaux entrainant la réduction de la transparence de l'eau et bloque ainsi la photosynthèse des plantes inférieures et l'oxygénation du milieu (Mama, 2010). La décomposition de cette biomasse phytoplanctonique conduit à une augmentation de la quantité de matière organique dont la dégradation entraine une chute dramatique de l'oxygène du milieu allant jusqu'à l'anoxie, ce qui s'accompagne d'une perte de la biodiversité (Diaz, 2001).

2.3. Paramètres caractéristiques de la pollution physique et chimique des eaux

2.3.1. Paramètres physiques

2.3.1.1. pH

Le pH donne le degré d'acidité ou de basicité de l'eau. Il est déterminé à partir de la concentration de l'ion hydrogène (H⁺) dans l'eau. L'échelle de pH est comprise entre 0 (très acide) et 14 (très alcalin). La valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. C'est une variable importante dans l'évolution de la qualité de l'eau, car il influence de nombreux processus chimiques dans l'eau (Aziz, 2014). Des pH faibles augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (Hamed *et al.*, 2012).

2.3.1.2. Température

La détermination de la température de l'eau est importante parce qu'elle joue un rôle dans la solubilité des sels et des gaz dont, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. Lorsque la température augmente, la vitesse des réactions chimiques augmente généralement avec l'évaporation et la volatilisation de substances dans l'eau. Cette augmentation de la température diminue également la solubilité des gaz dans l'eau, tels que O₂, CO₂, N₂, CH₄ d'où la diminution de l'oxygène dissous. L'activité métabolique des organismes aquatiques est également accélérée lorsque la température de l'eau augmente (Glerup *et al.*, 2005).

2.3.1.3. Transparence

La transparence s'évalue par la mesure de l'épaisseur d'eau jusqu'où la lumière pénètre. Elle influence donc la pénétration de la lumière dans un lac et dépend beaucoup de la quantité de matières dans l'eau, sous forme de particules ou dissoutes. Les eaux des barrages hydroélectriques et hydroagricoles présentent des transparences comprises entre 0,50 et 5,00 m (Boussou, 2013).

2.3.1.4. Conductivité électrique

La conductivité électrique reflète la quantité d'ions présents dans l'eau. La mesure de la conductivité de l'eau permet donc d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau. Il existe une relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose au passage d'un courant électrique. Cette résistance est déterminée par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau. Par conséquent, la conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau (Nouayti et al., 2015).

2.3.1.5. Potentiel redox

Le potentiel redox d'une eau traduit les caractéristiques oxydantes ou réductrices d'un milieu aquatique. Il permet de mieux comprendre la chimie d'un milieu aquatique et d'estimer le comportement à l'équilibre d'espèces chimiques. Qu'il s'agisse d'eaux de surface ou d'eaux souterraines, les conditions d'oxydoréduction peuvent avoir une incidence sur le comportement et le devenir des paramètres comme les nitrates, certains métaux ou métalloïdes, des espèces soufrées, des composés organiques, ou de certaines espèces gazeuses (Striggow, 2017).

2.3.1.6. Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des particules minérales et organiques de faibles tailles et/ou densité qui se déplacent dans l'eau avec la vitesse de l'écoulement de l'eau, sans contact avec le fond. Leur présence en forte quantités est à l'origine de la dégradation du milieu aquatique en augmentant la turbidité de l'eau, en perturbant la vie aquatique et aussi en véhiculant de nombreux contaminants vers le réseau hydrographique (Hayzoun, 2014). Elles proviennent en grande partie de l'érosion hydrique du sol. Les concentrations les plus élevées en matières en suspension (MES) sont généralement observées pendant les évènements pluvieux (Radakovitch *et al.*, 2008 ; Nicolau *et al.*, 2012).

2.3.2. Paramètres chimiques

2.3.2.1. Eléments en solution

Les chlorures (Cl⁻) et les sulfates (SO₄²⁻) font généralement l'objet d'un suivi particulier. Une forte teneur en chlorures peut indiquer une pollution par des eaux usées domestiques ou par certaines eaux usées industrielles. Ce sont surtout les changements brusques et importants des teneurs en chlorures et sulfates qui se révèlent néfastes. D'autres ions tels que le calcium (Ca²⁺), magnésium (Mg²⁺), potassium (K⁺), fluor (F̄) peuvent être également mesurés. L'eau contient donc beaucoup d'ions dissous dont les principaux sont le calcium (Ca²⁺), le magnésium (Mg²⁺), le sodium (Na⁺), le potassium (K⁺), les carbonates (CO₃²⁻), les bicarbonates (HCO₃⁻), les sulfates (SO₄²⁻), les chlorures (Cl̄) et les nitrates (NO₃⁻). Ils proviennent pour certains du lessivage des sols par les eaux de pluie et pour d'autres des phénomènes de dissolution plus profonds (DIAYA, 2016).

2.3.2.2. Sels nutritifs

Les sels nutritifs ou macronutriments sont par définition, les différentes formes minérales de l'azote, du phosphore et de la silice essentielles à la croissance du phytoplancton. Ils sont indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques et conditionnent leurs productivités. Naturellement présents dans les écosystèmes aquatiques, les activités anthropiques sont à l'origine d'une augmentation importante des nutriments dans les eaux de surface notamment l'azote et le phosphore (Howarth *et al.*, 1996).

2.3.2.3. Composés azotés

L'azote est essentiel à la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques, mais, contrairement au phosphore, il est rarement un facteur limitant en eau douce (Painchaud, 1997). Il se présente sous plusieurs formes : ammonium (NH₄⁺), ammoniac (NH₃), nitrites (NO₂⁻), nitrates (NO₃-). L'ion ammonium n'est normalement présent qu'en faible quantité dans les eaux bien oxygénées, car il est rapidement absorbé ou transformé en nitrites (NO₂⁻) puis nitrates (NO₃-). L'ammonium (NH₄+) et l'ammoniac (NH₃) sont toujours présents de manière concomitante dans les eaux. Leurs concentrations relatives dépendent du pH des eaux : plus les eaux sont alcalines plus la concentration relative d'ammoniac sera importante. En concentration trop élevée, l'ammoniac est mortel pour la faune piscicole. L'azote ammoniacal (NH₄⁺) résulte essentiellement de la dégradation aérobie de l'azote organique qui provient en grande partie, en milieu urbain, du rejet d'eaux usées non ou insuffisamment épurées (Canton du Valais, 2007). La dégradation du NH₄⁺ en nitrites (NO₂⁻) puis en nitrates (NO₃⁻) via le processus de nitrification consomme de l'oxygène dissous et participe aux phénomènes d'eutrophisation. Le NH₄⁺ en lui-même n'est pas nuisible mais peut se transformer sous certaines conditions en ammoniac (NH₃), un gaz soluble dans l'eau et toxique pour la vie aquatique. Le NH₄ + est en général rapidement absorbé par les organismes aquatiques mais il peut être présent en quantités importantes dans les eaux polluées par des matières organiques et peu oxygénées (Canton du Valais, 2007).

2.3.2.4. Composés phosphorés

Dans la nature, le phosphore est généralement présent sous forme de molécules de phosphates. Parmi les phosphates présents dans l'eau, on distingue les formes inorganiques et les formes organiques (Daouda, 2010). Les phosphates inorganiques sont constitués par les orthophosphates (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, PO₄³⁻) qui sont des sels minéraux de l'acide phosphorique (H₃PO₄) et les polyphosphates qui correspondent à des molécules plus complexes de phosphates minéraux. Les phosphates organiques sont des molécules de phosphates associées à des molécules à bases carbonées, comme dans la matière organique vivante ou morte. Dans l'eau, ces deux formes de phosphates peuvent se retrouver sous formes dissoutes et/ou particulaires. Contrairement à l'azote, les composés gazeux du phosphore sont presque inexistants dans l'atmosphère (Durrant et al., 2003). Le phosphore est naturellement présent dans certaines roches ignées ou sédimentaires. Le lessivage de celles-ci par les processus naturels d'érosion conduit à sa solubilisation dans les milieux aquatiques. En absence d'activités anthropiques, la teneur naturelle en phosphore des cours d'eaux est faible et dépasse rarement 10 µg/L (Durrant et al., 2003). Par ailleurs, le phosphate est un élément essentiel à la croissance de toutes les plantes. Les formes minérales directement assimilables par le phytoplancton sont les orthophosphates.

2.3.2.5. Oxygène dissous

L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. Ce paramètre est indispensable à la respiration des êtres vivants aérobies aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau (De Villers *et al.*, 2005).

2.3.2.6. Matière organique

Par définition, la matière organique (MO) d'un milieu correspond à l'ensemble de composés hydrocarbonés d'origine naturelle ou synthétiques issus des activités humaines. Dans les systèmes aquatiques, la MO dissoute (MOD) est communément distinguée de la MO particulaire (MOP) par une filtration à 0,45 µm (Zsolnay, 2003). Les apports importants de matière organique peuvent être une source de perturbation dans un écosystème aquatique avec une consommation de l'oxygène dissous lors de sa décomposition. L'origine de l'excès de ces apports peut être endogène, la désoxygénation des eaux se manifestera alors en profondeur, où le phytoplancton sédimente et où la lumière est insuffisante pour que la production primaire contribue à la réoxygénation des eaux (Hayzoun, 2014). Les paramètres permettant d'évaluer la matière organique d'une eau polluée sont le carbone organique total (COT), la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO). Le COT correspond à la quantité totale de matières organiques présente en solution et en suspension dans une eau. La DBO représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau et qui constituent leur source de carbone. Quant à la DCO, elle permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale (Hayzoun, 2014).

2.3.3. Eléments traces métalliques

L'appellation Eléments Traces Métalliques (ETM) est préférentiellement utilisée par rapport à celle de « métaux lourds », terme défini comme étant tout métal ou métalloïde dont la masse volumique dépasse 5 g/cm³ et possédant des risques de toxicité pour la santé et l'environnement. Certains éléments comme le cuivre, le zinc et le manganèse sont des oligoéléments qui, à faibles doses sont indispensables au développement des organismes, mais qui ont des caractères toxiques à des concentrations trop élevées. En revanche, d'autres n'ont pas de fonctions biologiques reconnues et présentent un risque de toxicité même à faibles doses. Présents dans la croûte terrestre où ils se trouvent sous forme de minerais, associés entre eux ou à d'autres éléments, les ETM sont introduits dans les cours d'eau par l'intermédiaire de phénomènes naturels tels que l'érosion mécanique ou chimique des roches, l'activité volcanique ou les dépôts atmosphériques (Gaillardet *et al.*, 2003). Ils peuvent également être introduits dans les écosystèmes aquatiques par des processus anthropiques. Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont

GENERALITES

généralement l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'étain (Sn) et le zinc (Zn) (Gaillardet *et al.*, 2003).



MATERIEL ET METHODES

1. Données et matériel

1.1. Données

Les données utilisées dans cette étude sont constituées uniquement de données hydrochimiques. Elles proviennent des résultats d'analyses physico-chimiques et chimiques d'échantillons d'eau prélevées sur le lac du barrage de Soubré. Ces échantillons d'eau ont été recueillis dans des flacons en polyéthylène de capacité 1 litre, conservés dans une glacière contenant des carboglaces et analysés moins de 24 heures après la campagne de prélèvement Les analyses ont été réalisées au Laboratoire du Centres de Recherches Océanologiques (Treichville, Abidjan). Les paramètres physiques de l'eau tels que le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* à l'aide de multiparamètres portatifs.

1.2. MATERIEL

1.2.1. Matériel de terrain

Le matériel utilisé sur le terrain est constitué de l'ensemble des équipements qui nous ont permis de faire les prélèvements et des appareils de mesures. Ce sont :

- un bac motorisé pour le déplacement sur le plan d'eau ;
- des gilets de sauvetage pour la protection individuelle ;
- un GPS de marque Garmin E Trex-30x pour la prise des coordonnées des stations de prélèvement;
- un multi-paramètre portatif de marque LEVIBOND équipé de sondes pour la mesure de la température, du pH, de l'oxygène dissous et de la conductivité (Figure 2);
- une bouteille NISKIN de prélèvement qui a servi à prélever les échantillons d'eau en profondeur;
- une glacière pour la conservation des échantillons destinés aux analyses chimiques ;
- des flacons de prélèvement en polyéthylène de 1 litre.

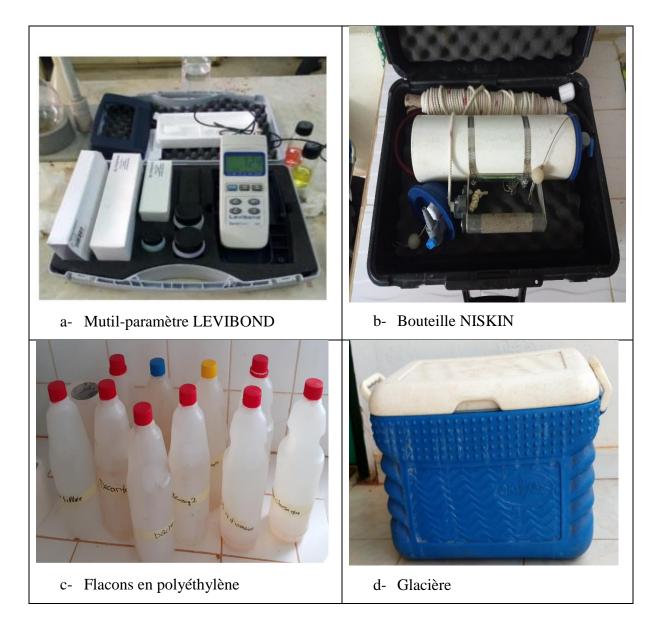


Figure 2 : Matériel de terrain : Multi-paramètre LEVIBOND (a), Bouteille NISKIN (b), Flacons en polyéthylène (c) et Glacière (d)

1.2.2. Matériel de laboratoire

Au laboratoire, le matériel énuméré ci-après a été utilisé :

- un spectrophotomètre (Figure 3) permettant la mesure des absorbances pour les nitrites, nitrates et métaux lourds ;
- un four électrique à régulation de température ;
- une balance analytique dont la sensibilité est de±0,1 mg;
- du papier filtre Whatman GF/F de 0,45 μm pour la détermination des matières en suspension ;
- une plaque chauffante;
- des produits chimiques de qualité analytique ;

- de la verrerie de laboratoire.

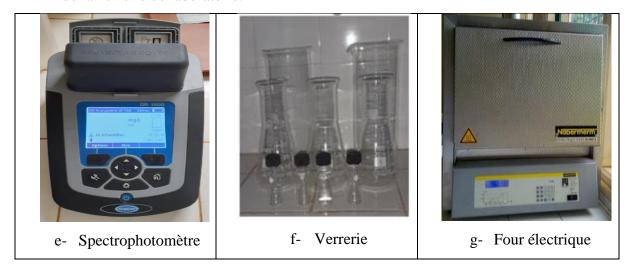


Figure 3 : Matériel du laboratoire : Spectrophotomètre (f), verrerie (g) et four électrique (h)

1.2.3. Outils de traitement de données

Les outils de traitement de données sont composés de logiciels :

- ArcGIS 10.4, pour la réalisation des cartes ;
- Excel 2016, pour l'organisation et le traitement des données en vue de faire des graphes pour l'analyse des paramètres identifiés ;
- Word 2016, pour la rédaction de ce mémoire.

2. METHODES

2.1. Choix des sites d'échantillonnage

L'étude a été réalisée sur le plan d'eau du barrage de Soubré. Les prélèvements d'eau ont été effectués dans le mois de mars 2021. Les échantillons ont été prélevés sur cinq sites numérotés S1 à S5 (Figure 4). Ces sites ont été choisis en fonction de leur accessibilité, des fortes pressions anthropiques liées à l'implantation de diverses activités humaines ainsi que des échanges d'eau entre le lac et les affluents.

Tableau I : Coordonnées GPS des sites de prélèvement

Stations de mesures	Longitudes	Latitudes
S_1	756941	641873
S_2	757080	642533
S_3	758657	641358
S ₄	759164	642544
S_5	760549	639266

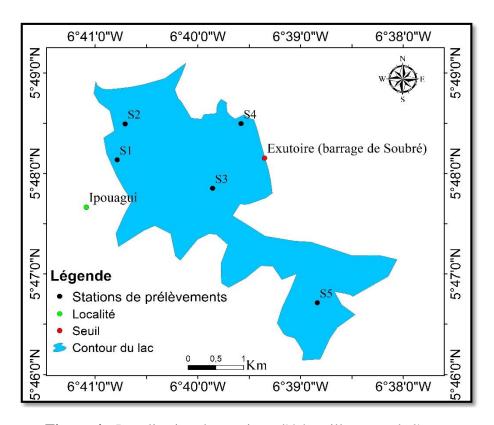


Figure 4 : Localisation des stations d'échantillonnage de l'eau

2.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons

Les échantillons prélevés à la surface ont été obtenus par immersion du flacon dans l'eau. Ceux de la profondeur ont été prélevés à l'aide de la bouteille Niskin. La bouteille est glissée à la profondeur souhaitée grâce au câble graduée en fonction de la profondeur de l'eau. La fermeture déclenchée sous le choc du messager permet d'emprisonner l'eau. La bouteille est aussitôt remontée au bord de l'embarcation. L'eau est recueillie dans les flacons de 1 litre qui sont conservés dans une glacière contenant de la glace pour être transportés au laboratoire. Au cours de cette opération, le pH, l'oxygène dissous (OD) et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés *in situ*. Un prétraitement a été nécessaire en fonction des analyses à effectuer au laboratoire. Ainsi, pour les sels nutritifs et MES, les échantillons ont été filtrés sur du papier filtre Whatman GF/F de 0,45 µm. Les échantillons destinés à la détermination de la DCO ont été acidifiés avec de l'acide sulfurique pour ramener le pH à 2, afin d'inhiber l'action des microorganismes conformément à la norme AFNOR T 90-513 (AFNOR, 1994).

2.2. Détermination des paramètres physiques et chimiques du lac de Soubré

2.2.1. Méthodes d'analyses

2.2.1.1. Analyse des sels nutritifs et de la charge organique

L'analyse des échantillons d'eau prélevés a été faite au laboratoire Centre des Recherches Océanologique (CRO). Les nitrites (NO₂⁻), les nitrates (NO₃⁻), l'ammonium (NH₄⁺), les orthophosphates (PO₄³⁻), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), le carbone organique total (COT) et les matières en suspension (MES) ont été analysés au laboratoire selon les différentes méthodes décrites dans le tableau II.

Tableau II: Méthode d'analyse des sels nutritifs et de la charge organique

Paramètres	Référence de la méthode	Méthodes
NO ₂ -	NFT90-013 (1993)	Dosage spectrométrique à 543 nm
NO ₃ -	NFT90-045 (1989)	Dosage spectrométrique à 415 nm.
NH ₄ ⁺	NFT90-015 (1975)	Dosage colorimétrique au bleu d'indophénol
PO ₄ ³⁻	NF T90-023 (1982)	Dosage colorimétrique
DCO	NF T90-101 (2001).	Minéralisation de l'échantillon au dichromate de potassium à chaud, puis dosage de l'excès de dichromate par une solution de sulfate de fer II et d'ammonium en présence de ferroïne.
DBO ₅	NF EN ISO 8467 (1995); (Rodier, 2009)	Méthode de l'indice de permanganate
СОТ	Carbone Organique Non Purgeable (NPOC) (2016)	Détermination du COT après élimination du carbone inorganique par purgeage avec un gaz vecteur puis mesure par oxydation de la matière organique présente dans l'eau en dioxyde de carbone (CO ₂). La détection est faite avec un détecteur infrarouge non dispersif
MES	CEAEQ MA. 115 – S.S. 1.2 (2015)	Filtration sur filtre Whatman 0,45 μm.

2.2.1.2. Analyse des ions majeurs et des éléments traces métalliques

Les ions majeurs analysés sont les ions potassium (K⁺), sodium (Na⁺), calcium (Na⁺), magnésium (Mg²⁺) et fluor (F⁻). Ils ont été dosés par chromatographie ionique selon la méthode NF EN ISO 10304-1 / T90-042-1 (2009). Les éléments traces métalliques tels que le plomb (Pb), le fer (Fe), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le mercure (Hg) ont été dosés par Spectrométrie d'absorption atomique selon la méthode NF T90-112 (AFNOR, 1994).

2.2.1.3. Analyses des données

Les résultats des analyses physico-chimiques ont été soumis à une analyse statistique sommaire pour une meilleure exploitation des données. Cette analyse nous a permis d'une part de déterminer les valeurs minimum et maximum, les valeurs moyennes et d'autre part la dispersion, le coefficient de variation (CV) qui représente une sorte d'écart-type relatif pour comparer les dispersions indépendamment des valeurs de la variable. Une comparaison des valeurs des paramètres physiques et chimiques de l'eau aux valeurs guides de l'OMS pour les eaux de surface destinée à la consommation a été faite.

La moyenne (ou moyenne arithmétique) est obtenue en faisant le quotient de la somme des n valeurs observées par l'effectif n. Il s'agit de la moyenne de données ponctuelles. Elle est donnée par la relation :

$$Moy = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} x_i$$
 (Eq. 1)

Le coefficient de variation (CV), lui est calculé à l'aide de la relation ci-dessous :

$$CV(\%) = \frac{\sigma}{Moy} * 100$$
 (Eq. 2)

2.3. Evaluation de la qualité de l'eau du lac de Soubré

2.3.1. Evaluation de la pollution métallique des eaux du barrage de Soubré

Evaluer la pollution métallique des eaux, c'est déterminer l'intensité de contamination des eaux par les ETM. Pour cela, nous avons calculé l'indice de géo-accumulation. En effet, l'un des critères d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géo-accumulation (Müller, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. L'indice de géoaccumulation est calculé selon la formule suivante :

$$I_{g\acute{e}o} = log_2 \frac{C_n}{1,5B_n}$$
 (Eq: 3)

Avec

C_n: concentration mesurée pour un élément n,

B_n: fond géochimique pour un élément n,

Le niveau de contamination métallique des eaux est classé en six classes de pollution selon la valeur de l'indice Igéo (Müller, 1981).

Tableau III : Classe de l'indice Igéo (Müller, 1981)

Valeur de l'Igéo	Classe de l'Igéo	intensité de la pollution
Igéo < 0	0	Sans pollution
$0 \le Ig\'{e}o < 1$	1	non pollué à légèrement pollué
$1 \le Ig\'{e}o < 2$	2	légèrement à moyennement pollué
$2 \le Ig\'{e}o < 3$	3	moyennement pollué
$3 \le Ig\'{e}o < 4$	4	moyennement à fortement pollué
4 ≤ Igéo < 5	5	fortement pollué
5 ≤ Igéo < 6	6	extrêmement pollué

2.3.2. Indice de pollution organique (IPO)

L'indice de pollution organique (IPO) de Leclercq (2001) a été utilisé pour évaluer la charge organique dans le lac. Le principe consiste à repartir les valeurs de quatre (04) éléments polluants précisément le nitrite (NH₂⁺), l'ammonium (NH₄⁺), la demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO₅) et l'ortho-phosphate (PO₄³⁺) en cinq (05) classes (Tableau IV) et à déterminer à partir des mesures propres à ces paramètres, le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre pour en faire la moyenne. La classification des paramètres est mentionnée selon cinq classes correspondant au degré de la pollution organique. En d'autres termes l'indice IPO est la moyenne des numéros de classe pour chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Tableau V). L'IPO permet donc de rendre compte de manière synthétique du degré de pollution organique existante aux points de prélèvements.

Paramètres	DBO_5	$\mathrm{NH_4}^+$	NO_2^-	PO ₄ 3-
Classes	Mg-O ₂ /L	Mg-N/L	μg-N/L	μg-P/L
1	> 15	> 6	> 150	> 900
2	10,1-15	2,5-6	51-150	251-900
3	5,1-10	1-2,4	11-50	76-250
4	2-5	0,1-0,9	6-10	16-75
5	< 2	< 0,1	< 5	< 15

Tableau IV : Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001)

L'IPO est calculé par l'équation suivante :

$$IPO = \sum_{k \neq 0}^{i} C_{k,\dots} C_{i}/n$$
 (Eq:4)

Avec C_i : le numéro de classe du paramètre et n : le nombre de paramètres analysés.

Tableau V : Grille d'évaluation du degré de pollution organique (Leclercq, 2001)

Couleur	IPO	Degré de pollution	
		organique	
	4,6-5,0	Pollution nulle	
	4,0-4,5	Pollution faible	
	3,0-3,9	Pollution modérée	
	2,0-2,9	Pollution forte	
	1,0-1,9	Pollution très forte	

2.3.3. Indice de qualité des eaux (IQE)

Il existe plusieurs méthodes dont celle basée sur l'indice de qualité des eaux (IQE) a permis d'évaluer la qualité des eaux étudiées. En effet, l'IQE est une méthode utilisée pour évaluer l'adéquation de l'eau pour diverses utilisations. Il indique la qualité de l'eau en termes d'indice qui représente la qualité globale de l'eau pour tout usage prévu. Il est défini comme une note reflétant l'influence composite de différents paramètres de qualité de l'eau pris en compte pour le calcul IQE. L'IQE résume de grandes quantités de données sur la qualité de l'eau en termes simples (Excellente, Bonne, Mauvaise, Très mauvaise, impropre). Cet indice a été calculé en suivant la méthode de l'indice arithmétique pondéré (Brown *et al.*, 1970 ; Brown *et al.*, 1972 ; Chatterji & Raziuddin, 2002 ; Yidana & Yidana, 2010). Dans sa formulation, l'importance relative des divers paramètres dépend de l'utilisation prévue de l'eau. Le plus souvent, cela se fait du point de vue de son aptitude à la consommation humaine (Yogendra & Puttaiah, 2008).

MATERIEL ET METHODES

$$IQE = \frac{\sum_{k=1}^{i} W_i \times Q_i}{\sum_{k=1}^{i} W_i}$$
 (Eq : 5)

Qi : échelle d'évaluation de la qualité, calculée pour chaque paramètre selon la formule suivante :

$$Q_I = \frac{c_i}{S_i} \times 100 \tag{Eq:6}$$

Ci : la concentration de chaque paramètre en mg/L

Si : la norme du paramètre concerné.

Wi : poids relatif spécifique à chaque paramètre, est calculée selon la formule suivante :

$$W_i = \frac{k}{S_i} \tag{Eq:7}$$

K : constante de proportionnalité et peut être calculée à l'aide de l'équation suivante

$$k = \frac{1}{\sum_{i=1}^{n} {\binom{1}{S_i}}}$$
 (Eq: 8)

Cinq classes de qualité peuvent être identifiées selon les valeurs de l'indice de qualité de l'eau IQE (tableau VI).

Tableau VI : Indice de la qualité de l'eau et état de qualité de l'eau (Aher et al., 2016)

Indice de qualité de l'eau	Etat de la qualité de l'eau
0-25	Excellente qualité de l'eau
26-50	Bonne qualité de l'eau
51-75	Mauvaise qualité de l'eau
76-100	Très mauvaise qualité de l'eau
> 100	Impropre à la consommation

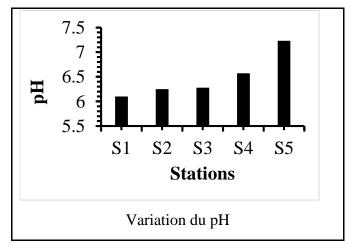


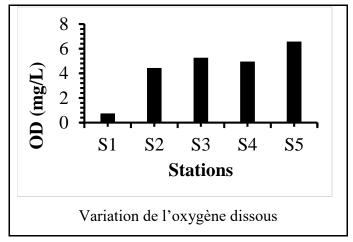
1-RESULTATS

1.1. Caractéristiques physiques et chimiques du lac du barrage de Soubré

1.1.1. Paramètres physiques

La figure 5 présente la variation spatiale du pH, de l'oxygène dissous et la conductivité électrique de l'eau du barrage.





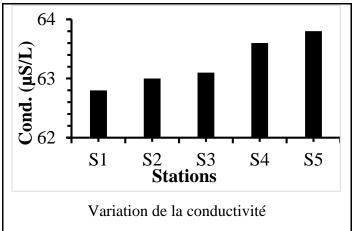


Figure 5 : Variation spatiale du pH, de l'oxygène dissous et de la conductivité électrique des eaux du lac du barrage de Soubré.

La figure 5 montre que les concentrations du pH, et de la conductivité varient peu d'une station à une autre dans les eaux du barrage (CV < 30%). En revanche, l'oxygène dissous varie fortement de la station S1 à la station S2. Entre toutes les autres stations la variation est faible. Le pH de ces eaux tend vers la neutralité. Les valeurs varient entre 6,10 et 7,23 avec une moyenne de 6,50±0,40 qui respecte la norme pour un état normal des eaux de surface. S'agissant de l'oxygène dissous, il fluctue entre 0,75 mg/L et 6,58 mg/L avec une moyenne de 4,40±1,96 mg/L. Cette valeur de l'oxygène dissous est inférieure à la valeur guide (> 8 mg/L) pour les

eaux de surface de bonne qualité. Les valeurs de la conductivité sont comprises entre 62.8 $\mu S/cm$ et 63.8 $\mu S/cm$ avec une moyenne de $63.26 \pm 0.38 \mu S/cm$ qui est très inférieure à la valeur guide de 1000 $\mu S/cm$. L'eau du lac du barrage est donc faiblement minéralisée.

1.1.2. Sels nutritifs

La figure 6 présente la variation des sels nutritifs présents à la surface et au fond du lac. Ils sont présents à de faibles concentrations dans le milieu.

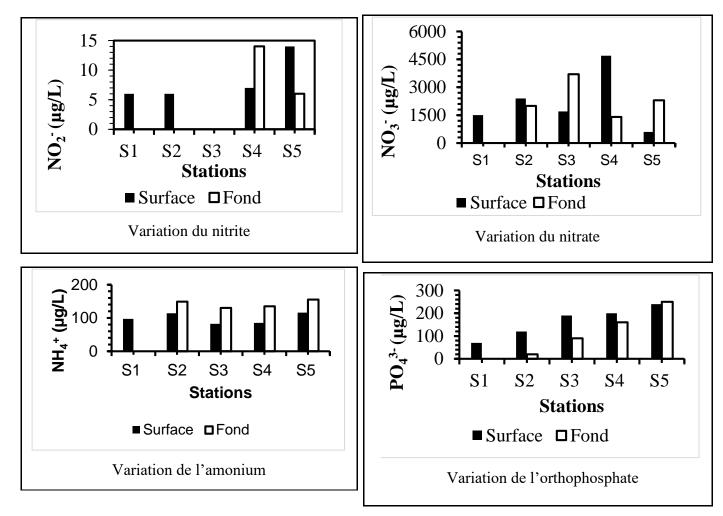


Figure 6 : Variation spatiale du nitrite, du nitrate, de l'ammonium et de l'orthophosphate du barrage de Soubré.

Les concentrations des nitrites et de l'orthophosphate sont plus élevées dans la colonne d'eau qu'en profondeur. Les nitrites sont à des concentrations très faibles dans les échantillons d'eaux prélevées en profondeur aux stations S1, S2 et S3. Concernant la station S3, la concentration en nitrite est également faible à la surface. Les plus fortes concentrations sont observées aux stations S4 en profondeur et S5 en surface. Les valeurs des nitrites sont comprises entre 0 et 0,014 mg/L avec une moyenne de 0,006±0,005 mg/L. Cette valeur est en dessous de

la valeur guide de 0,1 mg/L. Les teneurs en orthophosphate varient d'une station à une autre en surface et en profondeur. Les plus faibles valeurs ont été obtenue à la station S1 et les plus élevées à la station S5. Ces concentrations varient de 0,02 à 0,25 m.g/L avec une moyenne de $0,149\pm0,075$ mg/L. Quant aux nitrates, les concentrations sont plus élevées en profondeur qu'en surface aux stations S3 et S5. La plus faible concentration enregistrée est de 0,6 mg/L en surface à la station S5 et la plus forte (4,7 mg/L) à la station S4. Toutefois, les nitrates restent faibles dans les eaux avec une moyenne de $2,256\pm1,179$ mg/L inferieure à la norme qui est 50 mg/L pour un état normal des eaux brutes de surface. L'azote ammoniacal oscille entre 0,082 et 0,155 mg/L avec une concentration moyenne de $0,118\pm0,025$ mg/L qui est inférieure à la valeur guide de 4 mg/L.

1.1.3. Matière organique du milieu

La variation de la matière organique est présentée par la figure 7.

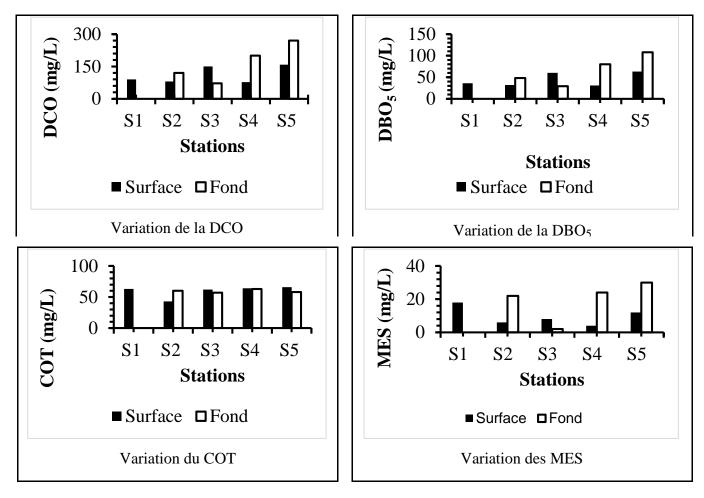
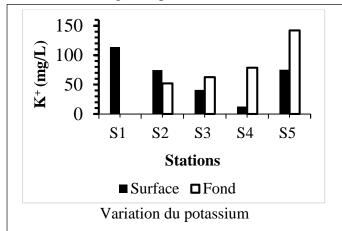


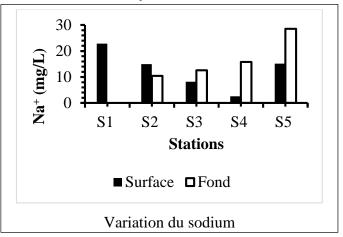
Figure 7 : Variation de la DCO, de la DBO, du COT et des MES à la surface et en profondeur du barrage de Soubré.

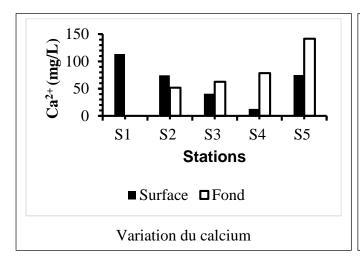
Cette figure montre que la concentration en demande chimique en oxygène (DCO), en demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) et des matières en suspensions (MES) varient d'une station à une autre dans les eaux en profondeur. Aux stations S1 et S3 ces éléments sont plus concentrés dans la colonne d'eaux. La demande chimique en oxygène (DCO) varie de 72 mgO₂/L à la station S3 en profondeur à 270 mgO₂/L à la station S5 en profondeur. La valeur moyenne enregistrée est 135,222±63,080 mgO₂/L. La demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅), oscille entre 29 mgO₂/L à la station S3 en profondeur et 108 mgO₂/L à la station S5 en profondeur avec une moyenne de 54,111±25,181 mgO₂/L. Les MES ont une concentration moyenne de 13,778±9,59 mg/L. Le carbone organique total (COT) varie entre 43 et 66 mg/L avec une moyenne de 59,556 ±6,448 mg/L. Les concentrations de cet élément sont presque similaires dans la colonne d'eau et en profondeur.

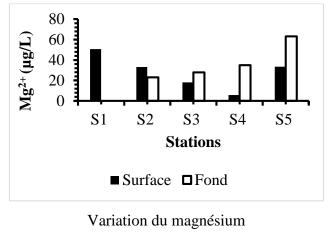
1.1.4. Teneurs du milieu en ions majeurs

La figure 8 présente la variation de la concentration en ions majeurs du milieu.









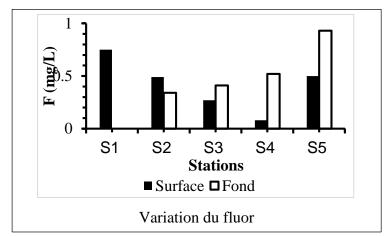


Figure 8 : Variation spatiale du potassium, du sodium, du calcium, du magnésium et du Fluor à la surface et en profondeur du barrage de Soubré.

Les concentrations en potassium varient de 12,72 à 142,01 mg/L avec une moyenne de $72,52\pm36,03$ mg/L. Ces résultats montrent une forte variation spatiale (CV > 30) des concentrations en potassium qui sont toutes supérieures à la valeur guide de l'OMS (12 mg/L). Les concentrations en sodium des eaux du barrage sont comprises entre 2,56 et 28,53 mg/L avec une moyenne de 14,57±7,24 mg/L. Quant au calcium, il a des concentrations qui varient de 12,68 à 141,59 mg/L dans le milieu avec une moyenne de 72,30±35,92 mg/L. Cette valeur est en dessous de la norme de 100 mg/L pour les eaux destinées à la consommation humaine. Cependant, les valeurs 113,522 mg/L obtenue à la station S1 en surface et 141,59 mg/L obtenue en profondeur de la station S5 sont au-dessus de la valeur limite. Les concentrations en magnésium sont comprises entre 5,66 et 63,14 mg/L, la valeur moyenne est de 32,24 mg/L. La valeur du magnésium obtenue à la station S5 en profondeur est au-dessus de la valeur guide de 50 mg/L. Le fluor a une concentration moyenne de 0,48 mg/L avec une valeur minimale de 0,08 mg/L et une valeur maximale de 0,93 mg/L. Les concentrations en fluor et en sodium sont inférieures aux valeurs limites que sont 150 mg/L pour le sodium et 1,5 mg/L pour le fluor. De facon générale, les concentrations en éléments majeurs du milieu sont plus élevées en profondeur qu'en surface.

1.1.5. Teneur du milieu en éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques étudiés sont le plomb, le fer, le cuivre, le cadmium, l'arsenic, le zinc, le nickel, le chrome et le mercure. Le plomb a une concentration moyenne de 0,637 mg/L. La plus faible valeur (0,001 mg/L) est relevée à la station 4 (surface) et la valeur la plus élevée (5,72 mg/L) à la station 5 (profondeur) (tableau VII). Le fer a une concentration qui varie de 0,001 mg/L enregistrée à la station 4 (surface) à 7,680 mg/L enregistrée à la station 5 (profondeur) avec une moyenne de 0,856 mg/L. Le cuivre et le cadmium ont des concentrations similaires dans le milieu. Les valeurs moyennes sont 0,058 mg/L pour le cuivre et 0,050 mg/L pour le cadmium. La moyenne de l'arsenic est 2,340 mg/L. Sa valeur maximale est relevée à la station 5 (profondeur) et la valeur minimale à la station 4 (surface). Le zinc, le nickel, le chrome et le mercure ont des valeurs moyennes respectivement de 0,313 mg/L, 3,294 mg/L, 0,025 mg/L et 0,174 mg/L. Les résultats du tableau VII montrent que les concentrations de ces éléments sont très faibles par rapport aux valeurs limites sauf celles relevées à la station S5 en profondeur.

Tableau VII : Teneurs en éléments traces métalliques et valeurs limite

Stations	Plomb	For (ma/L)	Cuivre	Cadmium	Arsenic	Zinc	Nickel	Chrome	Mercure
Stations	(mg/L)	Fer (mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
S1	0, 005	0,006	0, 0003	0, 0003	0, 017	0, 002	0, 024	0,0002	0, 001
S2	0, 003	0, 004	0,0002	0, 0002	0, 011	0, 001	0, 016	0, 0001	0, 001
S2F	0,002	0, 003	0,0001	0, 0001	0,008	0, 001	0, 011	0, 0001	0, 001
S3	0, 002	0, 002	0, 0001	0, 0001	0,006	0, 001	0, 009	0, 0001	0, 0004
S3F	0, 003	0, 003	0,0002	0,0002	0, 009	0, 001	0, 013	0, 0001	0, 001
S4	0, 001	0, 001	ND	ND	0, 002	ND	0, 003	ND	0, 0001
S4F	0, 003	0, 004	0,0002	0, 0002	0, 012	0, 002	0, 016	0, 0001	0, 001
S5	0, 003	0, 004	0,0002	0, 0002	0, 01	0, 001	0, 02	0, 0001	0, 001
S5F	5,72	7, 68	0, 40	0, 40	20, 99	2, 81	29, 54	0, 22	1, 56
Minimum	0, 001	0, 001	0,0001	0, 0001	0, 002	0, 001	0, 003	0, 0001	0, 0001
Maximum	5, 72	7, 68	0, 40	0, 40	20, 99	2, 81	29, 54	0, 22	1, 56
Moyenne	0, 637	0, 856	0, 058	0, 05	2, 34	0, 353	3, 294	0, 028	0, 174
Val. Limite									
(Norme Européenne)	\leq 0, 05	≤ 0,3	\leq 0, 05	$\leq 0,005$	\leq 0, 05	\leq 0, 3	\leq 0, 05	\leq 0, 05	\leq 0, 001

ND : valeur non déterminée

1.2. Qualité chimique de l'eau

1.2.1. Indice de pollution de l'eau

1.2.1.1. Indice de géo-accumulation des ETM dans l'eau

Le tableau VIII présente les résultats obtenus pour l'indice de géo-accumulation. Ce tableau montre que les valeurs de l'indice de géo-accumulation sont comprises entre 0 et 1. Ce qui témoigne que l'eau du barrage est non pollué voir légèrement pollué par les éléments traces métalliques.

Tableau VIII : Valeurs de l'indice de géo-accumulation des ETM dans l'eau

Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg
S1	0,018	0,004	0,0013	0,013	0,068	0,0015	0,095	0,0007	0,251
S2	0,012	0,003	0,0008	0,008	0,044	0,001	0,062	0,0005	0,165
S2F	0,008	0,002	0,0006	0,006	0,031	0,0007	0,043	0,0003	0,115
S3	0,007	0,001	0,0005	0,005	0,024	0,0005	0,034	0,0003	0,090
S3F	0,01	0,002	0,0007	0,007	0,037	0,0008	0,052	0,0004	0,138
S4	0,002	0,0005	0,0001	0,0014	0,008	0,0002	0,011	0,0001	0,028
S4F	0,013	0,003	0,0009	0,009	0,047	0,001	0,066	0,0005	0,173
S5	0,012	0,003	0,0009	0,0086	0,045	0,001	0,063	0,0005	0,166
S5F	22,939	5,137	1,613	16,118	84,230	1,881	118,559	0,896	313,463
Moy	2,558	0,573	0,180	1,797	9,393	0,210	13,221	0,100	34,954

Toutefois, les valeurs de l'indice Igéo en profondeur de la station S5 pour le plomb, le cadmium, l'arsenic, le nickel et le mercure sont au-delà de 6. Cela traduit une très forte contamination des eaux en ce point par ces éléments métalliques. Ces eaux sont aussi extrêmement polluées par le fer et légèrement à moyennement polluées par le cuivre et le zinc. Par contre, elles sont non polluées voire légèrement polluées par le chrome en ce point. Les eaux du lac sont donc en moyenne non polluées voire légèrement polluées par le fer (0,573), le cuivre (0,180), le zinc (0,210) et le chrome (0,100). Elles sont modérément polluées par le cadmium (1,797) et modérément polluées voire fortement polluées par le plomb (2,558). Relativement à l'arsenic (9,393), au nickel (13,221) et au mercure (34,954), les eaux du milieu sont extrêmement polluées par ces éléments métalliques au regard des valeurs de l'indice de géo-accumulation obtenues.

1.2.1.2. Indice de pollution organique

Les valeurs de l'indice de pollution organique IPO sont comprises entre 2,75 mg/L et 3,5 mg/L (Tableau IX), avec une moyenne de 3,17 \pm 0,29 mg/L. Cette valeur de l'IPO obtenue

montre que les eaux du barrage de Soubré sont modérément polluées par la matière organique aux stations S1, S2, S2F, S3, S3F, S4 et S5F. Tandis que les eaux des stations S4F et S5 sont fortement polluées.

Tableau IX : Valeurs de l'indice de pollution organique de l'eau du barrage

Stations	IPO	Pollution organique	
S1	3,5		
S2	3		
S2F	3,5	Pollution modérée	
S3	3,5		
S3F	3,25		
S4	3,25		
S4F	2,75	Pollution forte	
S5	2,75		
S5F	3	Pollution modérée	
SMoyenne	3,17	Pollution modérée	

1.2.2. Indice de qualité de l'eau (IQE)

Pour déterminer la qualité globale des eaux étudiées, nous avons utilisé les paramètres mesurés *in situ*, les sels nutritifs et les matières organiques pour le calcul de l'indice IQE. La qualité de l'eau a été donc évaluée au regard de la pollution organique.

Les résultats consignés dans le tableau X montent que l'indice de qualité IQE calculé à chacune des stations d'échantillonnage est supérieur à 100. Ainsi en s'appuyant sur la grille d'évaluation d'Aher *et al.* (2016), les eaux étudiées ont une qualité impropre à la consommation.

Tableau X : Valeurs calculés de l'IQE et classe de qualité de l'eau.

Stations	IQE	Classe de qualité
S1	130,29	
S2	131,89	
S2F	132,42	
S3	173,96	
S3F	133,69	_
S4	161,84	For de quelité impropre à la
S4F	200,07	Eau de qualité impropre à la consommation
S5	210,72	Consommation
S5F	248,27	
S _{Moyenne}	169,24	impropre à la consommation

2. DISCUSSION

Le pH des eaux du barrage tend vers la neutralité. La moyenne de 6,5±0,40 est dans la gamme de pH admise pour les eaux de surfaces et idéale (6,5 à 8,5) pour les organismes aquatiques recommandées par l'OMS (OMS, 2011). Le pH a des effets directs et indirects sur la photosynthèse et la croissance des plantes (Invers et al., 1997). En effet, les valeurs de pH élevées induisent la formation de carbonate et de bicarbonate dans l'eau qui affectent le développement des organismes aquatiques (Hasni et al., 2018). Ces valeurs du pH corroborent avec celles de Yao & Ahoussi (2020) qui sont compris entre 6,53 et 7,93 avec une moyenne de 7,26 enregistrées dans un environnement minier. Une faible conductivité pour un cours d'eau est également synonyme d'une faible minéralisation des sels en présence dans le milieu (Ben et al., 2012 ; Zinsou et al., 2016). La conductivité électrique des eaux étudiées est comprise entre 62,8 µS/cm et 63,8 µS/cm avec une moyenne de 63,26±0,38µS/cm montrant ainsi que ces eaux sont faiblement minéralisées et donc ne contiennent pas assez de sels minéraux dissous. Cette affirmation est aussi soutenue par Yao & Ahoussi (2020). La valeur moyenne enregistrée est très inférieure à la valeur guide qui est 1000 µS/cm. Ces valeurs sont en concordance avec celles mesurés par Gbocho et al (2015) dans le lac de Taabo en 2015 qui étaient comprises entre 74±2,3 et 77,4±1,04 μS/cm. Selon ces auteurs, la valeur faible de la conductivité électrique s'expliquerait par un faible apport de matières organiques dans les eaux, entrainant la

minéralisation moins importante. Eblin *et al* (2014) rapportent que l'activité anthropique est un phénomène intervenant dans la minéralisation par les apports superficiels. D'où cette faible minéralisation des eaux de ce barrage est liée au manque d'activités anthropiques intenses en amont de la zone. Dans les eaux étudiées, la faible minéralisation est liée aux faibles concentrations des éléments majeurs. Les valeurs moyennes des ions potassium, sodium, calcium, magnésium et du fluor sont respectivement de 72,52±36,03 mg/L, 14,57±7,24 mg/L, 72,30±35,92 mg/L, 32,24±16,02 mg/L et 0,48±0,24 mg/L. Les valeurs moyennes de ces ions majeurs sont influencées par leurs concentrations à la station S5F, les teneurs en cette station étant plus élevées que celles des autres stations. Malgré cette influence, les valeurs obtenues sont en dessous de la norme en dehors de celle du potassium qui est 6 fois supérieure à la norme (12 mg/L). Cette valeur excessive du potassium témoigne de l'impact des activités agricoles utilisatrices d'engrais potassiques dans la zone.

De toutes les formes d'azote évaluées dans les eaux du barrage, les nitrites présentent les concentrations les plus faibles. Leur valeur moyenne est 0,006±0,005 mg/L. Les nitrites sont considérés comme étant des ions intermédiaires entre les nitrates et l'azote ammoniacal, ce qui explique les faibles quantités rencontrées en milieu aquatique (Abboudi et al., 2014). Quant aux nitrates, ils évoluent faiblement avec un pic observé à la station S3. La moyenne de 2,256±1,179 mg/L est inférieure à la norme de 50 mg/L. Les nitrates proviennent généralement de la décomposition de la matière organique par oxydation bactérienne des nitrites et aussi des engrais (Chapman & Kimstach, 1996). L'ammonium augmente en fonction de la position des stations. Les concentrations des eaux prélevées en profondeur sont plus élevées que celles des eaux prises en surface. Cela peut être due au fait que l'ammonium est soluble dans l'eau et est en général absorbé par les organismes aquatiques. Par ailleurs, il est aussi lié aux activités humaines, car contenu dans l'urée humaine et les déjections animales (Canton du Valais, 2007). Néanmoins, ces valeurs sont toutes inferieures à 4 mg/L qui est la valeur guide. L'orthophosphate a une moyenne de 0.149 ± 0.075 mg/L qui est inférieure à la valeur limite qui est 0,4 mg/L. On peut ainsi conclure que les sels nutritifs sont en concentrations faibles dans les eaux étudiées. Issues des rejets des eaux usées domestiques et autres activités polluantes, les sels nutritifs contribueraient à la prolifération des microalgues dans le lac (Yapo et al., 2017). En effet, cette poussée algale pourrait être à l'origine de l'épuisement du milieu en sels nutritifs (Nunes et al., 2018). Ces faibles teneurs peuvent aussi témoigner d'un faible apport des activités anthropiques (Eblin et al., 2014). Ces teneurs en nutriments sont relativement faibles comparées à celles obtenues par Kouamé et al. (2019) en amont du barrage de Buyo à Guesabo et par Yao et al. (2020) dans les eaux de surface à Divo où les nitrates constituent l'un des composés azotés

dominants dans les eaux du département. Des concentrations plus élevées de l'orthophosphate ont été enregistrées par Eblin *et al.* (2014) dans les eaux de la Soumié, de la Bia, de l'Eholié, de la lagune Aby et de la lagune Ehy.

Relativement à la matière organique présente dans l'eau, les teneurs moyennes en oxygène dissous, de la DCO, de la DBO $_5$ et du COT sont respectivement 4,40±1,96 mg/L, 135,22±63,08 mg O $_2$ /L, 54,111±25,181 mgO $_2$ /L et 59,556±6,448 mg/L. Alors que les valeurs requises sont 8,00 mg/L pour l'oxygène dissous, 30,00 mg/L pour la DCO, 3,00 mg/L pour la DBO $_5$ et 2,00 mg/L pour le COT.

Selon Chouti et al., 2010), la teneur en oxygène donne des indications sur la santé des cours d'eau et permet, entre autres d'évaluer la qualité des habitats des poissons. La moyenne de l'oxygène dissous enregistré dans les eaux étudiées montre que ces eaux sont moins oxygénées. Ces teneurs en oxygène dissous sont supérieurs à celles relevé par Adou et al (2018) dans le barrage d'Ayamé 2 (0,5 à 3,6 mg/L) et inferieurs à celles relevé par Nobah (2007) (5,8 à 6,8 mg.L-1) et Yapo et al. (2010) (0,4 à 6 mg/L) dans le lac de barrage d'Ayamé 1 puis, par Yapo et al. (2010) (0,2-9,9 mg L) dans le lac de Buyo. Les eaux étudiées sont sous l'influence d'une part, des eaux de pluies qui tombent directement sur les plans d'eau et d'autre part, des eaux de ruissellement et des apports d'eaux continentales résultant des crues des cours d'eau la Lobo et le N'zo. D'ailleurs, les précipitations jouent un rôle primordial dans le contrôle des apports d'éléments organiques, minéraux et plus particulièrement de nutriments dans le barrage. Cette faible concentration de l'oxygène dissous peut être due aussi à la matière organique présente en forte quantité dans le barrage. Car pour la dégradation de cette matière organique, une grande quantité d'oxygène est consommée. Ces fortes teneurs en matières organiques ont été observées à toutes les stations de prélèvement. Elles pourraient être dues d'une part aux rejets des eaux usées dans le lac par l'intermédiaire des connections illicites des habitations (Yapo et al, 2017) et d'autre part par la décomposition de la biomasse du milieu. Cette biomasse pourrait provenir des arbres abattus lors de la construction du barrage et de l'immersion des végétaux de toute sorte au cours de la mise en eau du barrage. La décomposition de ces matières organiques occasionne une importante consommation d'oxygène dissous et pourrait engendrer une désoxygénation des eaux. Une part de cette charge organique serait produite par les débris végétaux et animaux décomposés et charriés par les eaux de ruissellement vers le barrage. De telles influences du couvert végétal ont été observées par Kouamé et al. (2019) dans le lac Dohou à Duékoué. Ces résultats mettent également en évidence l'influence de l'occupation et l'utilisation des bassins versants sur les apports de carbone organique naturel dans les eaux de surface.

Les résultats de l'indice de pollution organique de chacune des stations d'échantillonnage vont de 3,5 (S1) à 2,75 (S5). La valeur moyenne est de 3,2. En tenant compte de l'indice de pollution organique calculé, nous obtenons une pollution modérée des eaux du barrage de Soubré. Ces eaux sont modérément polluées par la présence de la matière organique. Selon Lamizana-Diallo (2005), cet état de pollution a un effet très négatif sur les poissons. Cette dégradation est d'une part d'origine anthropique en relation avec les activités agricoles par lessivage des sols très chargés en fertilisants et avec les rejets des eaux usées urbaines (Taybi *et al.*, 2016 ; Charles Vital *et al.*, 2018) et d'autre part d'origine naturelle avec la présence de biomasse dissous lors de la mise en eau du barrage. De tels résultats ont été observés par Dèdjiho *et al.* (2013) dans le lac Ahémé au Benin.

Les teneurs en métaux montrent clairement que les eaux du barrage sont peu exposées aux rejets urbains contaminés. En revanche, les eaux de la station S5F sont influencées par le lessivage des produits phytosanitaires et fertilisants utilisés dans les plantations. Il peut aussi s'agir notamment des déchets liquides constitués des eaux usées, des déchets solides mal gérés avec pour conséquence le développement de nombreuses décharges non contrôlées situées principalement aux alentours de cette partie du barrage. Diverses sources anthropiques peuvent être à l'origine de la contamination des eaux de surface en métaux lourds (Bloundi, 2005). Les ETM proviendraient principalement de l'érosion des roches, des sols et des sédiments où ils sont présents à l'état naturel. Ils pourraient provenir aussi des biocides (As, Hg, Pb, Cu, Zn) et des engrais (Cd, Zn, Cr, Hg, Pb, As, Cu, Ni,) issus des activités humaines (Calamari & Naeve, 1994). Les valeurs de l'indice de géo-accumulation montrent que les eaux sont non polluées voire légèrement polluées aux stations S1, S2, S3 et S4. En revanche, les eaux de station S5 sont fortement contaminées par le plomb, le cadmium, l'arsenic, le nickel et le mercure.

La pollution de l'eau par les ETM peut être liée aux mêmes causes que celle des sédiments, étant donné que les deux sont considérés comme récepteurs et sources occasionnelles de dégagement des polluants. Aussi, les végétaux peuvent contenir des teneurs élevées en ETM liées à leur émission par des activités anthropiques (Yebpella *et al.*, 2011). Ils absorbent ces éléments à partir des sols contaminés et à partir de leurs différentes parties exposées à l'air d'un environnement pollué (Zurera-Cosano *et al.*, 1989). Le pluviolessivage des arbres et la décomposition de la litière entraînent un retour des ETM aux sols. Le lessivage de ces sols contaminés entraîne les ETM jusqu'aux plans d'eau.

La qualité chimique des eaux du barrage de Soubré est évaluée par rapport aux paramètres mesurés *in situ*, aux sels nutritifs et à la matière organique. L'indice de qualité est calculé pour chaque station de prélèvement. Les valeurs obtenues sont au-delà de 100

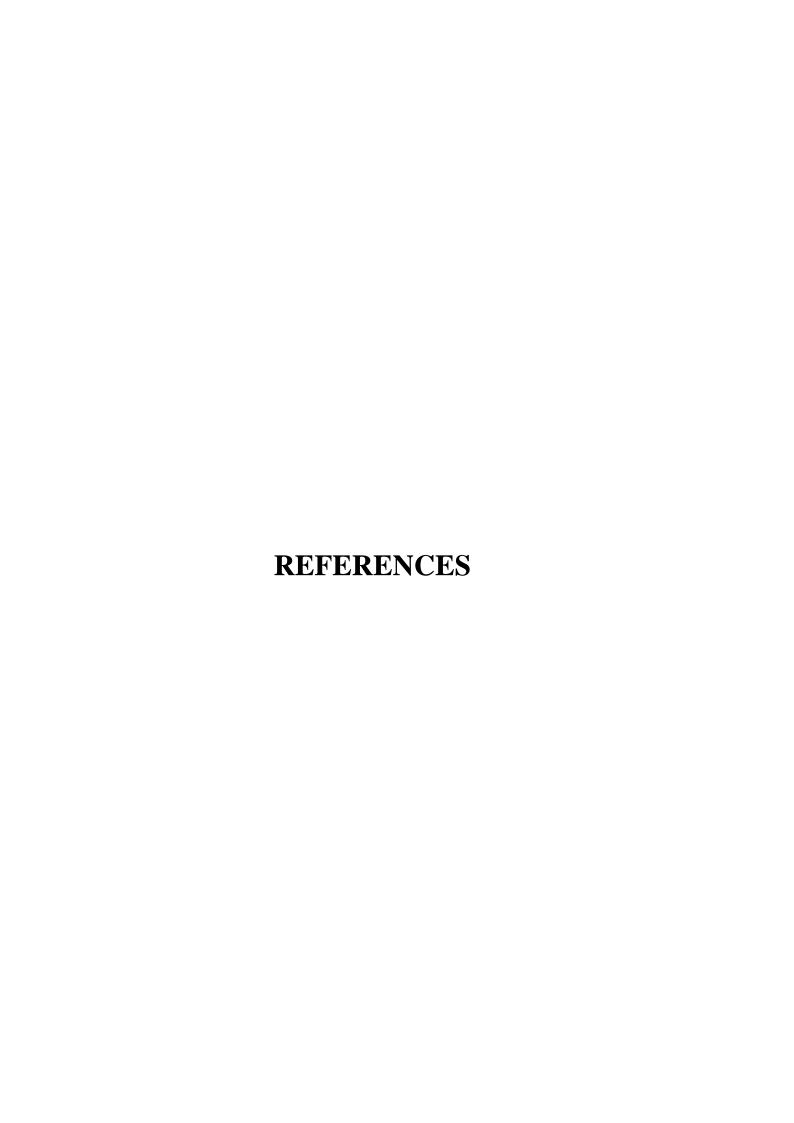
témoignant ainsi d'une eau de qualité impropre à la consommation. Cette qualité des eaux étudiées est principalement due à la matière organique trouvée dans l'eau. $PO_4^{3\text{-}}$



CONCLUSION

Au terme de cette étude, les caractéristiques physicochimiques de l'eau du barrage de Soubré ont été déterminées. Parmi les paramètres physiques et chimiques mesurés, les concentrations du potassium et de la matière organique sont au-dessus de la norme Européenne relative à la qualité des eaux de surface. Cette étude nous a permis de montrer également que les eaux du barrage sont neutre (6,1<pH<7,23), faiblement minéralisées (CE<1000) et faiblement oxygénées. Elle nous a également permis de montrer que ces eaux sont faiblement chargées en sels nutritifs et en métaux lourds sauf les eaux en profondeur de la station 5. Cependant, ces eaux sont modérément polluées par la matière organique et les valeurs de l'indice de qualité indiquent que les eaux du lac du barrage hydroélectrique de Soubré ont une qualité impropre à la consommation humaine. Les quantités excessives de la matière organique dans les eaux du barrage sont la cause principale d'une telle pollution, dont l'origine semble être beaucoup plus urbaine.

En perspectives, nous envisageons une étude approfondie de ces eaux sur toute l'étendue du lac du barrage pendant toutes les saisons. Il est également nécessaire qu'une sensibilisation des populations soit faite afin de modéré l'utilisation des produits fertilisants ainsi que le rejet des eaux usées domestiques et agricoles aux alentours du bassin versant.



- Abboudi A., Tabyaoui H., El Hamichi F., Benaabidate L. & Lahrach A. (2014). Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou (Maroc). *European Scientific Journal*, 10(23): 1857-7881.
- Adou Y.E., Blahoua K.G., Gogbé Z.M. & N'Douba V. (2018). Caractérisation Physico-Chimique des eaux d'un lac Situé Entre deux Barrages Hydroélectriques : Lac d'Ayamé 2 (Côte d'Ivoire). European Journal of Scientific Research, 149(4) : 451-461.
- Afnor (1982). Essais des eaux Dosage des orthophosphates, des polyphosphates et du phosphore total. Sandre, 57 p.
- Afnor (1985). Contrôle de la qualité des produits laitiers-Analyse physiques et chimiques, 3^{ème} édition, Paris, 125 p.
- Afnor (1989). Essais des eaux-Dosage des nitrates. Paris, 5 p.
- Afnor (1994). Qualité de l'eau 1ère édition, Paris, 862 p.
- Afnor (2000). Qualité de l'eau-Dosage de l'ammonium-Partie 2. Sandre, 359p.
- Afnor (2001). Qualité de l'eau Détermination des la demande chimique en oxygène (DCO). Paris, 7p.
- Afnor (2009). Qualité de l'eau- Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide. Partie 1. Paris, 706 p.
- Agassounon D., Ayi-Fanou T.M.L., Lozes E., Fadonougbo R., Agbangla G.D.J. & Ahanhanzo C. (2012). Impacts sanitaires liés à l'usage des eaux de puits, à l'assainissement et à l'aménagement à gbodje dans l'arrondissement de Godomey au bénin. *International Journal Biological and Chemical Sciences*, 6(2): 592-602.
- Agéroute (2014). Rapport d'étude d'impact environnemental et social voirie de Soubré.
- Aher D.N., Kele V.D., Malwade K.D. & Shelke M.D. (2016). Lake water quality indexing to identify suitable sites for household utility: a case study jambhulwadi lake; pune (MS). *International Journal of Engineering Research and Applications*, 6(5): 16-21.
- Aziz A. (2014). Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine (Nancy, France), 213 p.
- Bahroun S. & Kherici B.H. (2011). Évaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles cas de la région d'El Tarf (Nord-Est Algérien). *Larhyss Journal*: 171-178.
- Bano A, Hussain J, Akbar A, Mehmood K, Anwar M, Hasni M.S, Ullah S, Sajid S & Ali I. (2018). Biosoption of heavy metals by obligate halophilic fungi. *Chemosphere*, 199(10): 1016 p.

- Ben M.A., Chahlaoui A. & Rour El H. (2012). Evaluation de la pollution physico-chimique des eaux de l'Oued Khoumane (Moulay Idriss Zerhoun, Maroc). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(6): 7096-7111.
- Bloundi M.K. (2005). Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental) : Impacts des facteurs anthropiques. Thèse de Doctorat, Université Mohamed V-Agdal (Rabat, Maroc), 215 p.
- Bourrelier P.H. & Berthelin J. (1998). Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences, Paris (France) : Lavoisier Tec & Doc, 440 p.
- Boussou K.C. (2013). Variations morphométriques, biologie et écologie du Cichlidae Chromidotilapia guntheri (Sauvage, 1882) dans des hydrosystèmes de l'Est et du Sud de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat en Ecologie et Aménagement des Ecosystèmes Aquatiques, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 162 p.
- Brou Y.T. (2005). Climat, mutations socio-économiques et paysages en Côte d'Ivoire. Mémoire d'Habilitation à diriger des recherches, Université des sciences et technologies de Lille, Lille, France, 226 p.
- Brown R.M., McClelland N.L., Deininger R.A. & Tozer R.G. (1970). A Water quality index-do we dare? *Water and Sewage Works*, 117: 339-343.
- Brown R.M., McClelland N.I., Deininger R.A. & O'Connor M.F. (1972). A water quality indexcrashing the Psychological Barrier. *In*: Indicators of Environmental Quality. Thomas W. A (Eds). Environmental Science Research, pp. 173-182.
- Calamari D. & Naeve H. (1994). Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain.

 Document Technique du CPCA, n°25. Rome, FAO, 129 p
- Canton D.V. (2007). Qualité des cours d'eau en Valais. Département des transports, de l'équipement et de l'environnement (France), 155 p.
- Chapman D. & Kimstach V. (1996). Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water. *In*: Environment monitoring. Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon.
- Charles V.S.N., Robert N. & Benoît N.M. (2018). Pollution de l'eau de consommation humaine et risques sanitaires à court terme : cas du bassin versant de la Menoua (Ouest-Cameroun). *European Scientific Journal*, 14(3) : 96-117.

- Chatterji C. & Raziuddin M. (2002). Determination of water quality index of a degraded river in asanol industrial area, ranigani, burdwan west bengal. *Nature Environment and pollution Technology*, 1(2): 181-189.
- Chouti W., Mama D. & Alapini F. (2010). Etudes des variations spatio-temporelles de la pollution des eaux de la lagune de Porto-Novo (Sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, 4(4): 1017-1029.
- Da Costa K.S. & Dietoa Y.M. (2007). Typologie de la pèche sur le lac de Faé (Côte d'Ivoire) et implications pour une gestion rationnelle des ressources halieutiques. *Bulletin Français de la Pèche et de la Pisciculture*, 384 : 1-14.
- Daouda M. (2010). Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac nokoue (Benin). Thèse de Doctorat, Université de Limoges (Limoges, France), 151 p.
- Dèdjiho C.A., Mama D., Tomètin L., Nougbodé I., Chouti W., Sohounhloué C.K.D. & Boukari M. (2013). Évaluation de la qualité physico-chimique de certains tributaires d'eaux usées du lac Ahémé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 70 : 5608-5616.
- De Villers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général, 16 p.
- Diaya S. (2016). Caractérisation physicochimique des eaux du fleuve Sassandra dans le Département de Soubré. Mémoire de master, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 48 p.
- Diaz R.J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality*, 30(2): 275-281.
- Durrant J.E., Rose-Krasnor L. & Broberg A.G. (2003). Physical punishment and Maternal Beliefs in Sweden and Canada. *Journal of Comparative Family Studies*, 34: 585-604.
- Eblin S.G., Sombo A.P., Soro G.M., Aka N., Kambiré O. & Soro N. (2014). Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (Sud-Est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 75 : 6259–6271.
- Edet A.E. & Offiong O.E. (2003). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo–Odukpani area, Lower Cross River Basin (Southeastern, Nigeria). *Geojournal*, 57: 295–304.
- Edwards A.C. & Withers P.J.A. (2008). Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 350: 144-153.

- El- Hamid H.T.A. & Hegazy T.A. (2017). Evaluation of water quality pollution indices for groundwater resources of new damietta, Egypt. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 2:1-5.
- Fadika V. (2012). Variabilité hydro climatique et modélisation hydrologique de quelques bassins versants côtiers du sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université Nangui Abrogoua, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 199 p.
- Gaillardet J., Viers J. & Dupré B. (2003). Trace Elements in River Waters. *In*: Treatise on Geochemistry. Heinrich, D.H., Karl, K.T. (Eds.), Oxford (Angleterre), pp. 225-272.
- Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.W., Bowling E.B. & Cosby B.J. (2003). The nitrogen cascade. *Biosciences*, 53: 341-356.
- Gbocho Y.F., Diakité N.R., Akotto O.F. & N'Goran K.E. (2015). Dynamique des populations de mollusques hôtes intermédiaires de Schistosoma haematobium et Schistosoma mansoni dans le lac du barrage de Taabo (sud Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 25(3): 3939-3953.
- Giri S. & Singh A.K. (2019). Assessment of metal pollution in groundwater using a novel multivariate metal pollution index in the mining areas of the Singhbhum copper belt. *Environmental Earth Sciences*, 78: 1-11.
- Glerup M., Knight K.S. & Poulsen F.W. (2005). High temperature structural phase transitions in SrSnO3 perovskite. *Materials research bulletin*, 40(3): 507-520.
- Hakanson L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimetological approach. *Water Research*, 14: 975-1001.
- Hamed M., Guettache A. & Bouamer L. (2012). Etude des propriétés physico-chimiques et bacteriologiques de l'eau du barrage DJORF-TORBA bechar. Mémoire d'ingénieur d'état en biologie, Université de Bechar, Bechar, Algérie, 134 p.
- Hayzoun H. (2014). Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de Doctorat, Université de Toulon (Toulon, France), 171 p.
- Hill P.M. & Coetzee J.A. (2008). Integrated control of water hyacinth in Africa. *EPPO Bulletin*, 38:452-457.
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D.P., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A.,
 Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P.
 & Zhao-liang Z. (1996). Riverine Inputs of Nitrogen to the North Atlantic Ocean:
 Fluxes and Human Influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- INS (2014). Recensement général de la population et de l'habitat.

- https://www.ins.ci RGPH2014_expo_dg
- Invers O., Romero J. & Pérez M. (1997). Effect of pH on seagrass photosynthesis: A laboratory and field assessment. *Aquatic botany*, 59: 185 194.
- Juliette D.V., Marianne S. & Catherine Y. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement. Observatoire des Données de l'Environnement, p. 16.
- Kassoum T. (1979). Caractéristiques limnologiques du lac de Kossou (Côte d'Ivoire). Année Universitaire, Abidjan, série E (Ecologie), Tome XII : 30-69.
- Kouamé K.F. (2011). Influences de la variabilité climatique et de la dégradation environnementale sur le fonctionnement de l'hydrosystème du N'zo dans la région guinéenne humide et semi-montagneuse de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des Systèmes d'informations Géographiques et du modèle hydrologique HYDROTEL. Thèse de Doctorat d'État ès Sciences Naturelles, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 379 p.
- Kouamé K.B., Konan K.S., Attoungbre K.S., Konan K.F., Boussou K.C. & Kouamé K.M. (2019). Physicochemical and bacteriological parameters of surface water quality in part of west Côte d'Ivoire: Potential resources for drinking water production (Guessabo Lake). *Journal of Applied Environmental and Biologica Sciences*, 9(8): 17-29.
- Kouamé K.B., Konan K.S., Attoungbre K.S., Konan K.F., Boussou K.C. & Kouamé K.M. (2019). Qualitative assessment and typology of the water resource used for the production of drinking water in Duékoué, western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7: 212-231.
- Kouamelan A.N. (1996). Géochronologie et géochimie des formations archéennes et protérozoïques de la dorsale en Côte d'Ivoire. Implication pour la transition archéen-protérozoïque. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1 (Rennes, France), 277 p.
- Lamizana-Diallo M.B. (2005). Effet du régime de la crue naturelle fluviale sur les hygrophytes : Cas d'un bief du Massili-Burkina Faso. Mémoire de DEA, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 77 p.
- Leclercq L. (2001). Les eaux courantes : caractéristiques et moyens d'étude, dans les zones humides. Actes des colloques organisés en 1996 par le ministère de la région wallonne dans le cadre de l'année mondiale des zones humides, Jambes, Région Wallonne (Belgique). Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE), pp. 67-82.

- Mama D. (2010). Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoue (Benin). Thèse de Doctorat, Université de Limoges (Limoges, France), 157 p.
- Mohan S.V., Nithila P. & Reddy S.J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health*, 31: 283-289.
- Müller G. (1969). Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 2: 109-118.
- Müller G. (1981). The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stock taking. *Chemical Zeitung*, 105: 157-164.
- Nicolau R., Lucas Y., Merdy P. & Raynaud M. (2012). Base flow and stormwater net fluxes of carbon and trace metals to the Mediterranean sea by an urbanized small river. *Water Research*, 46: 6625-6637.
- Nobah C.S.K. (2007). Critères d'identification et performances zootechniques des tilapias hybrides (Tilapia zillii (Gervais, 1948) x T. guineensis (Bleeker, 1862)) dans trois structures d'élevage : cages flottantes (lac d'Ayamé), étangs en terre et bassins en béton (Aboisso). Thèse de Doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 219 p.
- Nouayti N., Khattach D. & Hilali M. (2015). Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc). Assessment of physico-chemical quality of groundwater of the Jurassic aquifers inhigh basin of Ziz (Central High Atlas, Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(4): 1068-1081.
- Nunes S., Latasa M., Gasol M.J. & Estrada M. (2018). Seasonal and interannual variability of phytoplankton community structure in a Mediterranean coastal site. *Marine Ecology Progress Series*, 592: 57-75.
- OMS (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. Recommandations (4th Ed.), 518 p.
- Ouattara A. (2000). Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). *Hydroécologie Appliquée*, 13 : 113-132.
- Painchaud J. (1997). La qualité de l'eau des rivières du Québec État et tendances, 83 p.
- Papon A. & Lemarchand R. (1973). Géologie et minéralisation du Sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Synthèse des travaux de l'opération SASCA 1962-1968. Mémoire B.R.G.M., 284 p.
- Prasad B., Kumari P., Bano S. & Kumari S. (2014). Groundwater quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index. *Applied Water Science*, 4:11–17.

- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C. & Probst J.L. (2008). Particulate heavy metals input from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77: 285-295.
- Rodier J. (2009). Lanalyse de l'eau (9ème édn). Collection Dunod, Technique et Ingénieurie : Paris.
- Smil V. (2000). Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Environment and Resources*, 25 : 53-88.
- Sorokoby V.M. (2013). Etude hydrologique et hydrogéologique de la région de Soubré (Sudouest de la Côte d'Ivoire) dans un contexte de variabilité climatique. Thèse de Doctorat en télédétection et systèmes d'informations géographiques, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 164 p.
- Striggow B. (2017). Field Measurement of Oxidation Reduction Potential (ORP). SESD Operating Procedure, SESDPROC-113-R2, Field Measurement of ORP (113), AF.R2, USEPA, Science and Ecosystem Support Division, Athens, Georgia. https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-07/documents/field_measurement_of_orp113_af.r2.pdf
- Taybi A.F., Mabrouki Y., Berrahou A. & Chaabane K. (2016). Évolution spatiotemporelle des paramètres physico-chimiques de la Moulouya. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(1): 272-284.
- Tessier L. (2003). Transport et caractérisation des matières en suspension dans le bassin versant de la Seine : identification de signatures naturelles et anthropiques. Thèse de Doctorat, Ecole nationale des Ponts et chaussées (Champs-sur Marne, France), 349 p.
- Tfeil H., Mahfoudh M., Baba A.M.M., Aliyen A., Lemhaba Y. & Abdellahi M.V.H. (2018). Caractérisation physico-chimique des eaux de surface et étude de la diversité ichtyologique de quelques zones humides continentales en Mauritanie. *European Scientific Journal*, 14(6): 1857-7881.
- Vanga A.F. (2001). Conséquences socio-économiques de la gestion des ressources naturelles : cas des pêcheries dans les lacs d'Ayamé et de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 196 p.
- Varol M. (2012). Temporal and spatial dynamics of nitrogen and phosphorus in surface water and sediments of a transboundary river located in the semi-arid region of Turkey. *Catena*, 100: 1-9.
- Vei K.N. (2005). Suivi et évaluation de l'impact socio-temporel d'un projet d'aménagement du territoire en Afrique de l'Ouest. L'exemple du barrage de Taabo en Côte d'Ivoire.

- Apport de la télédétection et des SIG. Thèse de doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 155 p.
- Yao K.S.A. & Ahoussi K.E. (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux de surface dans un environnement minier du centre-ouest de la Côte d'Ivoire : cas du département de Divo. *European Scientific Journal*, 16(12) : 1857-7881.
- Yao K.T. (2009). Hydrodynamisme dans les aquifères de socle cristallin et cristallophyllien du Sud-ouest de la Côte d'Ivoire : cas du département de Soubré. Apport de la télédétection, de la géomorphologie et de l'hydrochimie. Thèse de Doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 216 p.
- Yapo O.B. (2002). Contribution à l'évaluation de l'état de trophie du lac de Buyo (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) : étude analytique et statistique des paramètres physico-chimiques et biologiques. Thèse de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 315 p.
- Yapo O.B., Mambo V., Séka A., Ohou M.J.A., Konan F., Gouzile V., Tidou A.S., Kouamé K.V. & Houenou P. (2010). Evaluation de la qualité des eaux de puits à usage domestique dans les quartiers défavorisés de quatre communes d'Abidjan (Côte d'Ivoire): Koumassi, Marcory, Port-Bouët et Treichville. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(2): 289-307.
- Yapo H.K., Yapo O.B., Ballet T.G. & Ohou-Yao M.J. (2017). Variabilité journalière de la qualité physico-chimique du lac M'koa de Jacqueville (Côte d'Ivoire). *International Journal Biological and Chemical Sciences*, 11(2): 901-910.
- Yebpella G.G., Magomya A.M., Udiba U.U., Gandu I., Amana S.M., Ugboaja V.C. & Usman N.L. (2011). Assessment of Cd, Cu, Mn and Zn levels in soil, water and vegetable grown in irrigated farm along River Kubani, Zaria, Nigeria. *Journal Appliquée Environment Biologie Sciences.*, 1(5): 84-89.
- Yidana S.M. & Yidana A. (2010). Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, 59(7): 1461-1473.
- Yogendra K. & Puttaiah E.T. (2008). Determination of water quality index and suitability of an urban waterbody in shimoga town, karnataka. *Proceedings of taal*: 342-346.
- Zinsou H.L., Attingli A.H., Gnohossou P., Adandedjan D. & Laleye P. (2016). Caracteristiques physic-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Oueme au Benin. *Journal of Applied Biosciences*, 97 : 9163-9173.
- Zsolnay A. (2003). Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma* 113: 187-209.

Zurera-Cosano G., Moreno-Rojas R., Salmeron-Egea J. & Lora R.P (1989). Heavy metal uptake from greenhouse border soils for edible vegetables. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 49(3): 307-314.

ANNEXES

ANNEXES

Annexe 1 : Concentrations des paramètres physique, des sels nutritifs et de la matière organique des eaux du barrage.

Paramètres	MIN	MAX	MOY	CV(%)
PH	6,1	7,23	6,5	6,20
DO	0,75	6,58	4,40	44,48
CE	62,8	63,8	63,26	0,60
NO ₂	0	0,014	0,006	87,12
NO ₃ -	0,6	4,7	2,256	52,25
NH ₄ ⁺	0,082	0,155	0,118	21,14
PO ₄ ³⁻	0,02	0,25	0,149	50,11
DCO	72	270	135,222	46,65
DBO	29	108	54,111	46,54
COT	43	66	59,556	10,83
MES	2	30	13,778	69,60

Annexe 2 : Concentrations des ions majeur et des éléments trace métallique des eaux du barrage.

Paramètres	MIN	MAX	MOY	CV(%)
Potassium	12,72	142,01	72,52	49,68
Sodium	2,56	28,53	14,57	49,68
Calcium	12,68	141,59	72,30	49,68
Magnésium	5,66	63,14	32,24	49,68
Fluor	0,08	0,93	0,48	49,68

ANNEXES

Annexe 3 : Valeurs guide de l'OMS pour les eaux de surface destinée à la consommation

Paramètres	Unités	Valeurs guides (OMS)
PH		≤ 8,5
DO (mg/L)	(mg/L)	≥ 8
CE (µS/cm)	(µS/cm)	1000
NO ₂ - (mg/L)	(mg/L)	≤ 0,1
NO ₃ - (mg/L)	(mg/L)	≤ 50
NH ₄ ⁺ (mg/L)	(mg/L)	≤ 4
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	(mg/L)	≤ 0,4
DCO (mg/L)	(mg/L)	≤ 30
DBO (mg/L)	(mg/L)	≤ 3
COT (mg/L)	(mg/L)	≤ 2
MES (mg/L)	(mg/L)	≤ 25
Potassium	(mg/L)	≤ 12
Sodium	(mg/L)	≤ 150
Calcium	(mg/L)	≤ 100
Magnésium	(mg/L)	≤ 50
Fluor	(mg/L)	≤ 1,5

RESUME

Les ressources en eaux de surface du département de Soubré sont couvert de végétaux menassent la qualité de ces eaux. Cette étude vise à évaluer la pollution physico-chimique de la retenue d'eau du barrage hydroélectrique de Soubré. Pour ce faire, cinq (05) sites ont été sélectionnés pour des prélèvements d'échantillons d'eau. L'analyse de ces échantillons a permis de faire une caractérisation de ces eaux. Les valeurs obtenues ont été d'abord comparé aux valeurs guide de l'OMS pour les eaux superficielles destinée à la consommation. Ensuite, les indices de pollution métallique et organique ont été calculés. Enfin l'indice de qualité de l'eau a été calculé. Les résultats obtenus ont montré que l'eau de la retenue de Soubré est faiblement minéralisée, faiblement oxygénée, faiblement chargée en nutriments et en métaux lourd. Par contre, cette eau a une pollution organique modérée et une qualité impropre à la consommation humaine sur l'ensemble des stations de mesure. Avec des valeurs d'IQE comprises, entre (130, $29 \le IQE \le 248, 27$).

Mots clés: Evaluation; pollution physico-chimique; barrage hydroélectrique; Soubré.

SUMMARY

The surface water resources of the department of Soubré are covered with plants which threatens the quality of these waters. This study aims to assess the physico-chemical pollution of the water reservoir of the Soubré hydroelectric dam. To do this, five (05) sites were selected for taking water samples. The analysis of these samples made it possible to characterize these waters. The values obtained were first compared to the WHO guideline values for surface water intended for consumption. Then, the metal and organic pollution indices were calculated. Finally, the water quality index was calculated. The results obtained showed that the water from the Soubré reservoir is weakly mineralized, weakly oxygenated, weakly loaded with nutrients and heavy metals. On the other hand, this water has moderate organic pollution and a quality unfit for human consumption at all the measuring stations. With IQE values between (130, 29 \leq IQE \leq 248, 27).

Keywords: Evaluation, physico-chemical pollution, hydroelectric dam, Soubré.