UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Caractérisation physico-chimique des eaux du lac Dogodogo de la province Cibitoke

Dusabe, Staric

2023-04
UB
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/382

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

UNIVERSITE DU BURUNDI

FACULTE DES SCIENCES

CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LAC DOGODOGO DE LA PROVINCE CIBITOKE

Mémoire présenté et défendu publiquement en vue de l'obtention du Diplôme de Master en Sciences Chimiques

Option : Contrôle et Analyse Chimique

Par

DUSABE Staric

<u>Sous la direction de</u> :

Dr BUHUNGU Simon

Bujumbura, avril 2023

MEMBRES DU JURY

Prof. NAHIMANA David : Président

Dr. NIYOYITUNGIYE Lambert : Secrétaire

Dr. BUHUNGU Simon : Directeur

Prof. SIBOMANA Claver : Membre

DEDICACES

A mes parents,

A mon épouse,

A mes enfants,

A mes frères et sœurs,

A mes cousins et cousines,

A mes amis et à tous ceux qui œuvrent pour la promotion de la science,

Je dédie ce mémoire.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire de fin d'étude du cycle de Master est l'aboutissement d'une longue et dure préparation.

J'aimerais dans un premier temps remercier sincèrement Dr. BUHUNGU Simon pour avoir accepté de consacrer son temps à l'encadrement de ce mémoire malgré ses multiples occupations. Il a guidé et orienté mes premiers pas et n'a ménagé aucun effort pour la réussite du présent travail.

Mes sincères remerciements s'adressent également à tous les éducateurs pour avoir contribué à ma formation, du primaire à l'Université en particulier ceux de la Faculté des Sciences pour m'avoir intégré dans le monde scientifique.

Je remercie également ma famille pour avoir accepté de me soutenir moralement et financièrement afin d'aboutir à la réalisation de ce travail noble. Enfin, un grand et sincère remerciement à tous ceux qui de près ou de loin ont participé à l'aboutissement de ce travail, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

RESUME

Une étude sur le lac Dogodogo a été menée (de mars à août 2022). L'objectif était d'évaluer la qualité physico-chimique de ses eaux en vue de la protection de cette ressource halieutique, source de protéines pour la population environnante.

Pour mener cette étude, six (06) sites ont été identifiés. L'échantillonnage a été fait deux fois par mois entre 10heures et 12h00. Les paramètres comme la température, le pH, la CE, les TDS ont été mesurés in situ à l'aide d'un appareil multiparamètre utilisant plusieurs sondes spécifiques. L'oxygène dissous (OD), les ammoniums (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), les phosphates (PO_4^{3-}), la DCO et la DBO_5 ont été analysés selon les méthodes APHA et AFNOR au laboratoire de Chimie et d'Analyse Environnementale de l'Université du Burundi. Les résultats ont montré que les paramètres étudiés varient dans le temps et dans l'espace. Les valeurs de la conductivité électrique ont varié de 270 à 288 µS/cm avec une moyenne globale de 276,80±96,76 µS/cm. Ces valeurs sont aussi en forte corrélation avec celles des solides totaux dissous (TDS) qui sont de 147,17±522,11 mg/l. L'analyse spatio-temporelle de ces paramètres montre une évolution de la pollution liée à une augmentation des teneurs en DBO_5 et en DCO. Les nitrites (NO_2^-) ont une valeur moyenne de 0,24±0,20mg/l. Les ammoniums (NH_4^+) se sont révélés avec une moyenne de 0,49±0,20mg/l et se montrent plus ou moins élevés pendant la période d'étude comparativement aux phosphates. La corrélation entre les différents paramètres et les sites d'étude selon le degré de contamination a été réalisée par l'analyse en composantes principales et a permis de dégager que certains sites ont des mêmes conditions environnementales. La connaissance de ces conditions abiotiques a permis d'apprécier l'équilibre écologique de cet écosystème aquatique, combien important à la vie quotidienne de la population grâce à la pisciculture. L'indice de pollution organique (IPO) a montré que les eaux du lac Dogodogo sont dans la classe de «pollution organique forte». Globalement, la dégradation du lac n'est pas alarmante seulement nécessite la surveillance de ces paramètres de pollution pour une bonne gestion de cette ressource en eau.

Mots clés : Dogodogo, Ecosystème, Paramètres Physico-chimiques, IPO.

ABSTRACT

A study on Lake Dogodogo was carried out (from March to August 2022). The objective was to evaluate the physicochemical quality of its waters with a view to protecting this fishery resource, a source of protein for the surrounding population.

To carry out this study, six (06) sites were identified. Sampling was done twice a month between 10 a.m. and 12 p.m. Parameters such as temperature, pH, EC, TDS were measured *in situ* using a multiparameter device using several specific probes. Dissolved oxygen (DO), ammoniums (NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), phosphates (PO_4^{3-}), COD and BOD_5 were analyzed according to the APHA and AFNOR methods at Chemistry and Environmental Analysis laboratory of the University of Burundi. The results showed that the parameters studied vary in time and space. The electrical conductivity values ranged from 270 to 288 µS/cm with an overall average of 276.80±96.76 µS/cm. These values are also in strong correlation with those of total dissolved solids (TDS) which are 147.17±522.11 mg/l. The spatio-temporal analysis of these parameters shows an evolution of pollution linked to an increase in BOD_5 and COD contents. Nitrites (NO_2^-) have an average value of 0.24±0.20mg/l. Ammoniums (NH_4^+) were found to have an average of 0.49±0.20 mg/l and were more elevated during the study period than phosphates. The correlation between the different parameters and the study sites according to the degree of contamination was carried out by principal component analysis and made it possible to identify that certain sites have the same environmental conditions. Knowledge of these abiotic conditions made it possible to appreciate the ecological balance of this aquatic ecosystem, which is so important to the daily life of the population thanks to fish farming. The Organic Pollution Index (IPO) showed that the waters of Lake Dogodogo are in the "strong organic pollution" class. Overall, the degradation of the lake is not alarming but requires monitoring of these pollution parameters for good management of this water resource.

Keywords: Dogodogo, Ecosystem, Physico-chemical parameters, IPO.

TABLE DES MATIERES

MEMBRES DU JURY i
DEDICACES ii
REMERCIEMENTS iii
RESUME iv
ABSTRACT v
TABLE DES MATIERES vi
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS ix
LISTE DES FIGURES x
LISTE DES TABLEAUX xi
AVANT-PROPOS xii
INTRODUCTION GENERALE 1
CHAPITRE I. GENERALITES SUR LES EAUX NATURELLES 3
I.1. Ressources hydriques 3
I.1.1. Eaux de surface 3
I.1.2. Eaux de source 3
I.1.3. Eaux souterraines 3
I.1.4. Eau minérale 4
I.2. Composition de l'eau 4
I.2.1. Matières minérales dissoutes 4
I.2.2. Matières solides en suspension 4
I.2.3. Matières en émulsion 4
I.2.4. Matières colloïdales 4
I.2.5. Matières organiques dissoutes 5
I.3. Paramètres physico-chimiques 5
I.3.1. Température 5
I.3.2. Potentiel hydrogène pH 5

I.3.3. La conductivité électrique 6
I.3.4. Oxygène dissous (OD) 6
I.3.5. Taux de sels dissous 7
I.3.6. Matières en suspension (MES) 7
I.3.7. Ions ammoniums (NH_4^+) 7
I.3.8. Nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-) 8
I.3.8.1. Nitrates (NO_3^-) 8
I.3.8.2. Nitrites (NO_2^-) 9
I.3.9. Phosphates (PO_4^-) 9
I.3.10. Demande chimique en oxygène (DCO) 10
I.3.11. Demande biochimique en oxygène (DBO_5) 10
I.3.12. Carbone organique total (COT) 10
CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES 11
II.1. Description du milieu d'étude 11
II.2. Localisation des stations d'échantillonnage 11
II.3. Echantillonnage 12
II. 4. Méthodologie d'analyse 13
II. 4.1. Matériel et techniques de mesure *in-situ* 13
II. 4.2. Matériel et technique d'analyse des paramètres chimiques 13
II.4.2.1. Détermination de l'oxygène dissous 13
II.4.2.2. Phosphates 16
II.4.2.3. Nitrates 18
II.4.2.4. Nitrites 21
II.4.2.5. Dosage des ammoniums par méthode de Nessler 22
II.4.2.6. Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) 23
II.4.2.7. Mesure de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) 26
II. 5. Traitement et analyse des données 27

II.5.1. Détermination de l'Indice de Pollution Organique 27

II.5.2. Analyse statistique 28

CHAPITRE III. PRESENTATION ET DISCUSSION DES RESULTATS 29

III.1. Présentation des résultats 29

III. 2. Variation des paramètres physico-chimiques dans le lac Dogodogo 31

III. 2. Variation spatio-temporelle de la pollution organique 34

III. 3. Discussion des résultats 34

CONCLUSION ET RECOMMENDATIONS 38

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 39

ANNEXES 45

Annexe 1 : Résultats des paramètres physicochimiques 46

Annexe 2: Les courbes d'étalonnage 50

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ANOVA : Analyse de la Variance

IPO : Indice de Pollution Organique

UV-Visible : Ultra Violet visible

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Localisation du lac Dogodogo et des stations d'échantillonnage 12
Figure 2: similitude entre les sites d'échantillonnage 31
Figure 3: Corrélation entre les variables physico-chimiques 32
Figure 4: Diagramme de double projection montrant les relations entre les sites d'échantillonnage et l'intensité des paramètres..... 33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 **:** Classification des eaux selon leur pH (Degremont, 2005) 6
Tableau 2 : Qualité de l'eau en fonction de la conductivité électrique (Nalco, 1983) 6
Tableau 3 : Valeurs seuils de classification de l'état trophique des plans d'eau 9
Tableau 4 **:** Préparation de la courbe d'étalonnage (Annexe2, Figure4) 18
Tableau 5 : Préparation de la courbe d'étalonnage des Nitrates (Annexe2, Figure2) 19
Tableau 6 **:** Préparation de la courbe d'étalonnage Nitrites (Annexe2, Figure1)**.** 22
Tableau 7*:* Réactifs à considérer pour le dosage des nitrites 22
Tableau 8: Facteur de conversion de la DBO_5 en fonction de volume de prise d'essai 26
Tableau 9: Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001). 27
Tableau 10 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques 29
Tableau 11 : Variation temporelle des paramètres physico-chimiques 30
Tableau12 : Variation spatio-temporelle de l'IPO 34

AVANT-PROPOS

La présente étude a été effectuée dans le cadre du mémoire de fin d'étude du cycle de Master en Sciences Chimiques, option Contrôle et Analyse Chimique. Il s'agit de la caractérisation physicochimique des eaux du lac Dogodogo de la Commune Rugombo, en Province de Cibitoke.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux du lac Dogodogo afin de contribuer à la gestion durable des ressources en eau. Pour y arriver, douze paramètres physico-chimiques ont fait objet de notre étude**.**

Les analyses physico-chimiques montrent que l'eau est basique. Les valeurs de la conductivité électrique indiquent que les eaux du lac Dogodogo sont minéralisées et les valeurs d'oxygène dissous classent ces eaux dans la gamme des eaux favorables aux organismes aquatiques.

Concernant les nutriments, les valeurs trouvées pour les ammoniums et les nitrites sont élevées et pourraient causer des risques de toxicité pour les organismes aquatiques. Les nitrates sont en faible quantité tandis que les phosphates sont presque inexistants. L'évaluation de la pollution organique indique que les eaux du lac Dogodogo présentent une forte pollution organique, ce qui pourrait être à la cause de la mortalité des poissons observée entre le mois de mars et juin 2022 ayant influencé la décision de l'autorité compétente d'y suspendre momentanément la pêche.

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est un élément essentiel au fonctionnement de tout écosystème, mais aussi pour les activités humaines quotidiennes (agriculture, industrie, usage domestique, loisirs etc). Les eaux servant à l'alimentation humaine proviennent d'eaux souterraines, d'eaux douces et de surface ou dans certains cas, par adoucissement des eaux de mer (Joffin et Joffin, 1999). Elle est une ressource indispensable à la vie d'où elle mérite une attention toute particulière, vu qu'elle est très altérée et menacée par les activités anthropiques (Makhoukh et al., 2011).

En effet, la croissance démographique accompagnée d'une urbanisation galopante cause de nombreuses perturbations pour les milieux naturels (MC Kinney, 2002). L'industrialisation, l'utilisation non rationnelle des engrais et pesticides et le manque de sensibilisation de la population envers la protection de l'environnement, conduisent autant à un déséquilibre de l'écosystème. Cela génère des éléments polluants qui peuvent affecter la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques récepteurs (Mullis et al., 1997), mais aussi altère les usages de l'eau (captage de l'eau, baignade, etc.) (Burton et Pitt, 2001). Les sources de pollution peuvent être à l'origine d'une détérioration de la qualité des eaux quand la protection du milieu récepteur n'est pas garantie**.** Il s'y ajoute les eaux résiduaires des agglomérations enrichies en matières organiques (Medhat et Zarrag, 2010 ; Mambou Ngueyep et al., 2021).

En milieu rural, ces eaux sont soumises à une pollution d'origine agricole due aux pesticides, engrais et résidus d'élevage (Fofana et al., 2019). Il en résulte une diminution de la biodiversité ainsi qu'une disparition des plans d'eau (Fofana et al., 2019). Ces modifications affectent significativement des réseaux trophiques (Lacroix et Danger, 2008)**.** Au cours de ces dernières années, des méthodes optiques (spectroscopie UV-visible, fluorescence) ont été proposées pour aider à mieux comprendre la composition de la fraction dissoute de certaines matières et la relier à la qualité des masses d'eau et aux pressions qui s'y appliquent (Assad, 2014).

La pollution représente un sérieux problème pour l'environnement à cause des rejets déversés dans les rivières. Les eaux usées domestiques non épurées, les déchets ménagers, liquides et / ou solides représentent la principale source de pollution organique des eaux. Ils engendrent une dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines (Mullis et al., 1997). Les activités agricoles et les charges en matières organiques et en substances dissoutes des effluents domestiques contribuent à la modification de la composition des eaux des milieux aquatiques (Cote et al., *2002*). Ainsi, le Burundi a adopté dans ses engagements à travers le code de l'eau, la mise en place d'une législation en faveur de l'environnement et de la biodiversité en général

et de la limitation de la pollution des eaux, en particulier celles du lac Tanganyika (Burundi Nature Action, 2014). Le Burundi dispose de nombreux lacs qui subissent des pressions anthropiques. Le lac Dogodogo étant l'un des écosystèmes aquatiques du Burundi situé au nord-ouest du pays en province de Cibitoke qui est peu profond et bordé principalement de la culture du riz, du maïs et du manioc et, à notre connaissance, peu d'études ont été menées sur la physico-chimie de ses eaux. Elles reçoivent différents types de fertilisants agricoles issus de l'amendement des sols de cultures et des pesticides utilisés pour lutter contre les espèces nuisibles aux plantes (Bigumandondera et al., 2021). Ces substances déversées dans le lac, changent la composition physico-chimique de l'eau et ont un impact sur la biodiversité du lac. En plus, elle peut influencer d'une manière ou d'une autre son exploitation par potabilisation au service de la population environnante (OMS, 2004).

L'objectif global de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux du lac Dogodogo en vue de la protection de cette ressource halieutique, source de protéines pour la population environnante.
Objectifs spécifiques :

- Evaluer la qualité physico-chimique des eaux du lac,
- Déterminer la variation des paramètres physico-chimiques au niveau des sites d'échantillonnage,
- Evaluer la charge organique en utilisant un indice de pollution organique

Ce travail est subdivisé en trois chapitres, le premier est consacré aux généralités sur les eaux naturelles ; le deuxième expose l'ensemble de démarches expérimentales et la méthodologie utilisée pour atteindre les objectifs fixés. En fin, le troisième chapitre présente les résultats obtenus et se termine par une brève conclusion et perspectives.

CHAPITRE I. GENERALITES SUR LES EAUX NATURELLES

I.1. Ressources hydriques

I.1.1. Eaux de surface

Ce type d'eaux englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrage). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Elles sont le siège d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur (Salghi, 2000 ; Abda, 2014). Les pollutions des eaux peuvent être d'origine urbaine, industrielle et agricole (Kettab, 1992; Abda, 2014).

La qualité des eaux de surface dans les pays industrialisés a été améliorée en ce qui concerne certains polluants au cours des vingt dernières années. Néanmoins, la contamination par les nouveaux produits chimiques est désormais un problème sérieux (Assad, 2014). Ces eaux sont très sensibles à la pollution minérale et organique par les nitrates et les pesticides d'origine agricole (Cardot, 1999).

I.1.2. Eaux de source

Ce sont des eaux naturelles potables contrairement aux eaux minérales. Elles doivent répondre aux critères de potabilité et les seuls traitements pouvant être appliqués sont l'aération, la décantation et la filtration (Monod, 1989 ; Cardot, 1999 ; Abda, 2014).

I.1.3. Eaux souterraines

On entend par « eau souterraine » l'eau qui se trouve sous le niveau du sol et qui remplit soit les fractures du socle rocheux, soit les pores présents dans les milieux granulaires tels les sables et les graviers. Contrairement à l'eau de surface, l'eau souterraine n'est pas canalisée comme un ruisseau ou une rivière, mais elle circule en profondeur dans les formations géologiques qui constituent l'espace souterrain. L'eau souterraine est une composante importante du cycle hydrologique ; elle provient des précipitations et s'infiltre dans le sol, circule verticalement jusqu'à la zone de saturation (nappe phréatique) et se déplace vers la zone naturelle de résurgence (les cours d'eau) située en aval (Ferland, 2013).

La nature du terrain sous lequel se trouvent ces eaux est un déterminant de leurs compositions chimiques. Cependant, elles sont appelées aussi les eaux propres car ils répondent en générale

aux normes de potabilité. Pourtant ces eaux sont moins sensibles aux pollutions accidentelles, elles perdent totalement leur pureté originale dans le cas de contamination par des polluants (Salghi, 2000; Abda, 2014). Ces eaux sont d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique, mais qu'elles sont pauvres en oxygène et exemptes de matières organiques sauf en cas de pollution (Cardot, 1999)

I.1.4. Eau minérale

Ce sont des eaux profondes, naturelles qui possèdent des propriétés thérapeutiques reconnues (Cardot, 1999). L'embouteillage de ces eaux est assuré après parfois une étape de traitement pour éliminer ou diminuer la concentration de certains éléments qui sont en concentration supérieure à la concentration autorisée pour une eau potable (Monod, 1989 ; Abda, 2014).

I.2. Composition de l'eau

Les substances présentes dans l'eau peuvent être classées, selon :
– Leur nature : organique, minérale, gazeuse
– Leur forme et leur origine.

I.2.1. Matières minérales dissoutes

Comme le stipule Rejsek (2002), les matières minérales dissoutes proviennent généralement de la dissolution des roches par l'eau lors de son cheminement dans la nature. Toutefois, la présence de certains éléments sous forme ionique peut provenir de l'activité humaine.

I.2.2. Matières solides en suspension

Visibles à l'œil nu, les matières solides en suspension nuisent à la limpidité de l'eau. Elles demeurent en suspension tant que l'eau est en mouvement. Lorsque la vitesse d'écoulement de l'eau diminue et tend vers zéro, les matières solides sédimentent pour former des dépôts (au fond des réservoirs et sur la génératrice inférieure des canalisations (Makhoukh, 2011).

I.2.3. Matières en émulsion

Ce sont des matières insolubles qui, réparties uniformément dans l'eau, lui confèrent un aspect laiteux. Les émulsions sont plus ou moins stables (Rejsek, 2002).

I.2.4. Matières colloïdales

Sont de très fines particules d'origine minérale ou organique. Elles sont invisibles à l'œil nu et dotées à leur surface de charges électriques partielles qui se repoussent mutuellement. Elles

créent ainsi un mouvement permanent qui les maintient en suspension même si le liquide est au repos. En l'absence d'une neutralisation de ces charges, elles ne décantent pas et ne peuvent être retenues que par des filtres très fins (membranes) (Rejsek, 2002).

I.2.5. Matières organiques dissoutes

Proviennent de la dissolution par l'eau de pluie des végétaux et animaux décomposés, des rejets urbains, industriels et agricoles (épandage des lisiers, pesticides, fongicides, herbicides, etc.). Ces matières sont très souvent à l'origine de couleurs, d'odeurs ou de saveurs désagréables. Elles peuvent aussi présenter une certaine toxicité (Rejsek, 2002).

I.3. Paramètres physico-chimiques

I.3.1. Température

Il est très important de connaitre la température de l'eau avec une bonne précision. En effet celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique. Elle joue aussi un rôle important dans la détermination du pH. La température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air et leur origine (W.H.O, 1987 ; Leclerc, 1996).

La température de l'eau est un facteur écologique qui entraine d'importantes répercutions écologiques (Leynaud, 1968). La température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons (Potelon et Zysman, 1998 ; Savary, 2003).

I.3.2. Potentiel hydrogène pH

Le potentiel hydrogène plus connu sous le nom du pH est la valeur qui détermine si une substance est acide, neutre ou basique. Il est calculé à partir du nombre d'ions d'hydrogène présents. Le pH d'une solution aqueuse varie de 0 à 14, un pH de 7 signifie que la solution est neutre. Un pH inférieur à 7 indique que la solution est acide, un pH supérieur à 7 indique que la solution est basique. Une solution est neutre lorsqu'il y'a autant d'ions H_3O^+ que d'ions OH^- (Rodier, 1996).

Comme il indique la concentration des protons H^+ contenu dans l'eau, il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (El Blidi et al., 2003). D'après plusieurs auteurs (Savary, 2003 ; Potelon et Zysman, 1998), en région bruxelloise, on admet

généralement qu'un pH naturel situé entre 6,5 et 8,5 caractérise des eaux où la vie se développe de manière optimale.

Tableau 1 **:** Classification des eaux selon leur pH (Degremont, 2005)

pH	Classe	Remarque
< 5	Acidité forte	Présence d'acides minéraux ou organiques
7 < pH < 8	Neutralité approchée	Majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	-	Majorité des eaux souterraines
pH ≥ 8	Alcalinité forte	Evaporation intense

I.3.3. La conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1cm (Rodier, 2005).

L'eau pure est peu conductrice du courant électrique car elle ne contient que très peu de particules chargées électriquement, susceptibles de se déplacer dans un champ électrique. L'unité de la conductivité est le micro-siemens par centimètre (µS/cm). La conductivité traduit la minéralisation globale de l'eau. Sa valeur varie en fonction de la température (Rodier, 1996 ; Potelon et Zysman, 1998 ; Savary, 2003). La conductivité est liée à la présence d'ions en solution. Elle augmente avec la température et la concentration en sels dissous.

Tableau 2 : Qualité de l'eau en fonction de la conductivité électrique (Nalco, 1983)

Conductivité électrique (exprimé en µS/cm)	Qualité d'eau
50 à 400	Excellente
400 à 750	De bonne qualité
750 à 1500	Médiocre
> à1500	Minéralisation excessive

I.3.4. Oxygène dissous (OD)

Il s'agit de la concentration du dioxygène dans l'eau participant à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique (Ghazali et Zaid , 2013).

La teneur en oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau. Les eaux superficielles peuvent en contenir des quantités relativement importantes,

proches de la saturation. Par contre, les eaux profondes n'en contiennent que quelques milligrammes par litre. L'eau saturée d'air à 20 °C et sous pression atmosphérique de 760 mm de Hg contient 9.08 mg/l d'oxygène, il est mesuré avec un oxymètre (Rodier, 2005)

Plus la concentration en oxygène dissous est proche de la saturation, plus l'aptitude de la rivière à absorber la pollution est grande : une valeur inférieure à 1 mg d'O_2 par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments.

Une valeur de 1 à 2 mg d'O_2 par litre indique une rivière fortement polluée mais de manière réversible ; une teneur de 4 à 6 mg d'O_2 par litre caractérise une eau de bonne qualité ; des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une eutrophisation du milieu se traduisant par une activité photosynthétique intense. Les espèces de poissons sensibles peuvent être perturbées par une teneur en oxygène inférieure à 4 mg/l (DE Villers et al., 2005).

I.3.5. Taux de sels dissous

La quantité des sels minéraux dissous influence la conductivité. La mesure des TDS permet de déterminer la quantité totale de sels minéraux dissous dans l'eau (Rodier, 1996).

I.3.6. Matières en suspension (MES)

Elles représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenues par un filtre. Les matières en suspension, qui comportent des matières organiques et minérales, constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution de l'eau (Satin et Selmi, 1999). La présence des matières en suspension augmente la turbidité de l'eau et diminue sa transparence (Rodier, 2005). Une eau potable ne doit pas contenir de matières en suspension et décantables. Pour une eau qui contient des suspensions à des teneurs de quelques milligrammes par litre, ne pose pas de problèmes majeurs (Degremont, 2005)**.**
La mesure de MES permet d'apprécier la charge solide en suspension d'une eau naturelle ou résiduaire (Rejsek, 2002).

I.3.7. Ions ammoniums (NH_4^+)

Les ions ammoniums représentent la forme ionisée de l'azote ammoniacal. Sa présence dans les eaux profondes résulte le plus souvent de la décomposition anaérobie des matières

organiques azotées. On les trouve souvent à des teneurs variant entre 0.1 et 0.2 mg/l. Il n'a pas d'effet appréciable sur la santé des consommateurs, mais sa présence dans l'eau est un indicateur de pollution. L'ammonium doit être éliminé dans les eaux de consommation car c'est un aliment qui peut permettre à certaines bactéries de proliférer dans les réseaux de distribution (Tremblay, 1995 ; Mouly et Al, 2008).

Dans l'eau, l'azote réduit se retrouve sous deux formes : la forme ammoniacale (NH_4^+) et la forme non dissociée communément appelé ammoniac (NH_3). Ces deux formes traduisent un équilibre acido-basique, que l'on peut représenter par le domaine de prédominance des espèces (Gaujous, 1995)

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Il existe en faible proportion inférieur à 0,1mg/l dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eaux par les effluents urbains. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman et al., 1996)

I.3.8. Nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-)

Les nitrites et les nitrates constituent la forme la plus abondante d'azote dans l'eau, bien que naturellement présents en faible quantité dans les eaux de surface, des concentrations trop élevées de nitrites-nitrates peuvent être toxique pour la faune aquatique et provoque une maladie infantile. Chez les mammifères, la consommation d'eau chargée de nitrites perturbe la fixation de l'oxygène par l'hémoglobine du sang. D'où la méthémoglobinémie ou la « maladie bleue du nourrisson ».

La présence des nitrites est due à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates, présent dans l'eau. Ils ne présentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydé en nitrates par des bactéries du genre *Nitrobacter* (Tremblay, 1995 ; Mouly et Al, 2008).

I.3.8.1. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates sont des éléments minéraux nutritifs tant pour les organismes autotrophes terrestres qu'aquatiques (Ramade, 1998). Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique. Ils sont abondamment répandus dans le sol, dans la plupart des eaux et dans les plantes ou ils sont nécessaires à la synthèse des végétaux, solubles dans l'eau. Ils se retrouvent naturellement en faible concentration dans les eaux souterraines. Sans apport artificiel, les eaux

de surface ne contiennent pas plus de 10mg/l de nitrates (Potelon et Zysman, 1998 ; Savary, 2003).

Les nitrates contenus dans l'eau peuvent provenir des engrais non consommés par les végétaux et solubilisés par les eaux superficielles (précipitations, arrosages) ou de la minéralisation des substances organiques azotées (engrais organiques, eaux usées, déjections animales divers) (Savary, 2003).

I.3.8.2. Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites sont des molécules intermédiaires qui apparaissent dans les sédiments et les eaux par dénitrification sous l'action de bactéries telles les *pseudomonas denitrificans* par la réduction de l'ion nitrate (Ramande, 2000).

Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composées azotées. Ils présentent un stade intermédiaire d'oxydation ou de réduction de l'azote entre l'ammoniaque et les nitrates. Leur présence est due, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates (Rejsk, 2002).

I.3.9. Phosphates (PO_4^-)

Les phosphates font parties des anions facilement fixés par le sol, leurs présences dans les eaux naturelles, sont liées à la nature des terrains traversés ou à la décomposition de la matière organique, il en résulte une véritable dégradation qui peut devenir irréversible (Hakmi, 2006 ; Ladjel, 2009).

Les nuisances environnementales occasionnées par le phosphore, notamment dans les milieux aquatiques, renforcent l'intérêt porté à cet élément depuis plusieurs décennies. On le considère comme le principal responsable du processus d'eutrophisation (Nemery, 2018).

Il est susceptible de favoriser leurs multiplications dans les réservoirs, les canalisations de grand diamètre et les eaux des lacs où il contribue à l'eutrophisation. On entend par le terme eutrophisation la conséquence d'une hyperfertilisation des eaux en éléments nutritifs (phosphore et azote) (Vollenweider, 1968 ; Vilain, 1989 ; Ladjel, 2009). Le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues (Richard, 1996 ; Ladjel, 2009).

Dès les années 1960, de nombreux cas d'eutrophisation sont rapportés dans le monde. Dans un premier temps, les études ont été menées sur les milieux lacustres (lacs et barrages réservoirs) où les perturbations sont les plus fortes (Nemery, 2018)

Tableau 3 : Valeurs seuils de classification de l'état trophique des plans d'eau

Statut trophique	Phosphore total (µg/l)	Transparence (m)
Ultra-oligotrophe	< 5	> 6
Oligotrophe	5 – 10	> 3
Mésotrophe	10 – 30	3 – 1,5
Eutrophe	30 – 100	1,5 – 0,7
Hypereutrophe	> 100	< 0,7

I.3.10. Demande chimique en oxygène (DCO)

C'est la quantité d'oxygène exprimée en mg/l consommée par les matières existantes dans l'eau (dégradable ou non), et oxydable en présence d'oxydants puissants tel que le bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) sans l'intervention des micro-organismes (Rodier, 2005).

I.3.11. Demande biochimique en oxygène (DBO_5)

On appelle DBO_5 d'une eau la quantité d'oxygène exprimée en mg/l, consommée pendant 5 jours à une température de 20 °C ; nécessaire pour décomposer des matières organiques biodégradables présentes dans l'eau. La valeur obtenue représente environ 80% de la pollution biodégradable totale (Rodier et al., 2009).

I.3.12. Carbone organique total (COT)

Correspond à une mesure globale de la matière organique, particulaire et dissoute, présente dans l'eau. Les eaux souterraines, en subissant une autoépuration chimique et biologique, sont généralement pauvres en COT (environ 0,5 mg/l). Cependant, les eaux superficielles présentent des valeurs comprises entre 2 et 12 mg/l, la référence de qualité est de 2 mg/l (Metahri, 2014).

CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES

II.1. Description du milieu d'étude

Le lac Dogodogo est situé au Nord-ouest du Burundi en Province de Cibitoke, dans la plaine de l'Imbo. Il se situe entre 2° 50' 23,00" de latitude Sud et 29° 05' 52,00" de longitude Est et à 910 m d'altitude. C'est un lac de retenue récent situé à 67 km de Bujumbura et à 4 km au sud du chef-lieu de la commune Rugombo, en bordure de la RN5, sur l'à droite. C'est une région la plus occidentale et la plus basse en altitude au Burundi (Allison et al., 2000).

Le lac Dogodogo occupe une superficie de 80 hectares (INECN, 2013). Il s'agit en fait d'un grand étang dont les zones humides environnantes sont marécageuses et couvrent près de 450 ha. Son sol est argilo-sablonneux. Il est marqué par une végétation aquatique formée de nénuphars et de nymphéas. Il dispose d'une flore algale remarquable et quelques espèces de poissons. Les bords du lac sont envahis par des *Phragmites mauritianus* et *Typha domingensis* et d'herbes hautes qui flottent sur ses eaux. Sa biodiversité comprend également des oiseaux aquatiques comme les canards

II.2. Localisation des stations d'échantillonnage

Pour bien mener l'étude, six stations ont été choisies en raison de leurs caractéristiques (Figure. 1). Quatre stations (S1, S2, S3 et S4) ont étés choisies dans la zone littorale et deux autres (S5 et S6) dans la zone pélagique.

La première station S1 de coordonnées (S 2,84191° ; E 29,09506° ; altitude : 912 m) est localisée avant la sortie des eaux du lac dans le canal d'évacuation vers la rivière Rusizi. Elle est choisie pour rendre compte de l'état du lac à la sortie des eaux. La deuxième station S2 de coordonnées (S 2,84312° ; E 29,09919° ; altitude : 913 m) est située à droite de la station S1. Elle est localisée au voisinage des champs de riz. Elle a été choisie pour rendre compte de l'impact des eaux d'irrigation.

Les stations S3 et S4 respectivement de coordonnées (S 2,83797° ; E 29,09956° ; altitude : 914 m) et (S 2,83543° ; E 29,09529° ; altitude : 910 m) sont localisées à quelques mètres après l'entrée des eaux des canaux en provenance d'irrigation des champs de riz. La station S4 se trouve à gauche de la station S3. Elle a été choisie à proximité de la zone de débarquement des petits bateaux de pêche. Les stations S3 et S4 ont été choisies pour évaluer l'influence des apports des eaux en éléments nutritifs. La station S5 de coordonnées (S 2,83949° ; E 29,09763°

; altitude : 913 m) et S6 de coordonnées (2,83689° ; E 29,09626° ; altitude : 912m) sont localisées au milieu du lac, dans la zone pélagique. Ces deux stations sont choisies pour se rendre compte de la répartition en matière de la concentration en nutriments responsables d'une pollution.

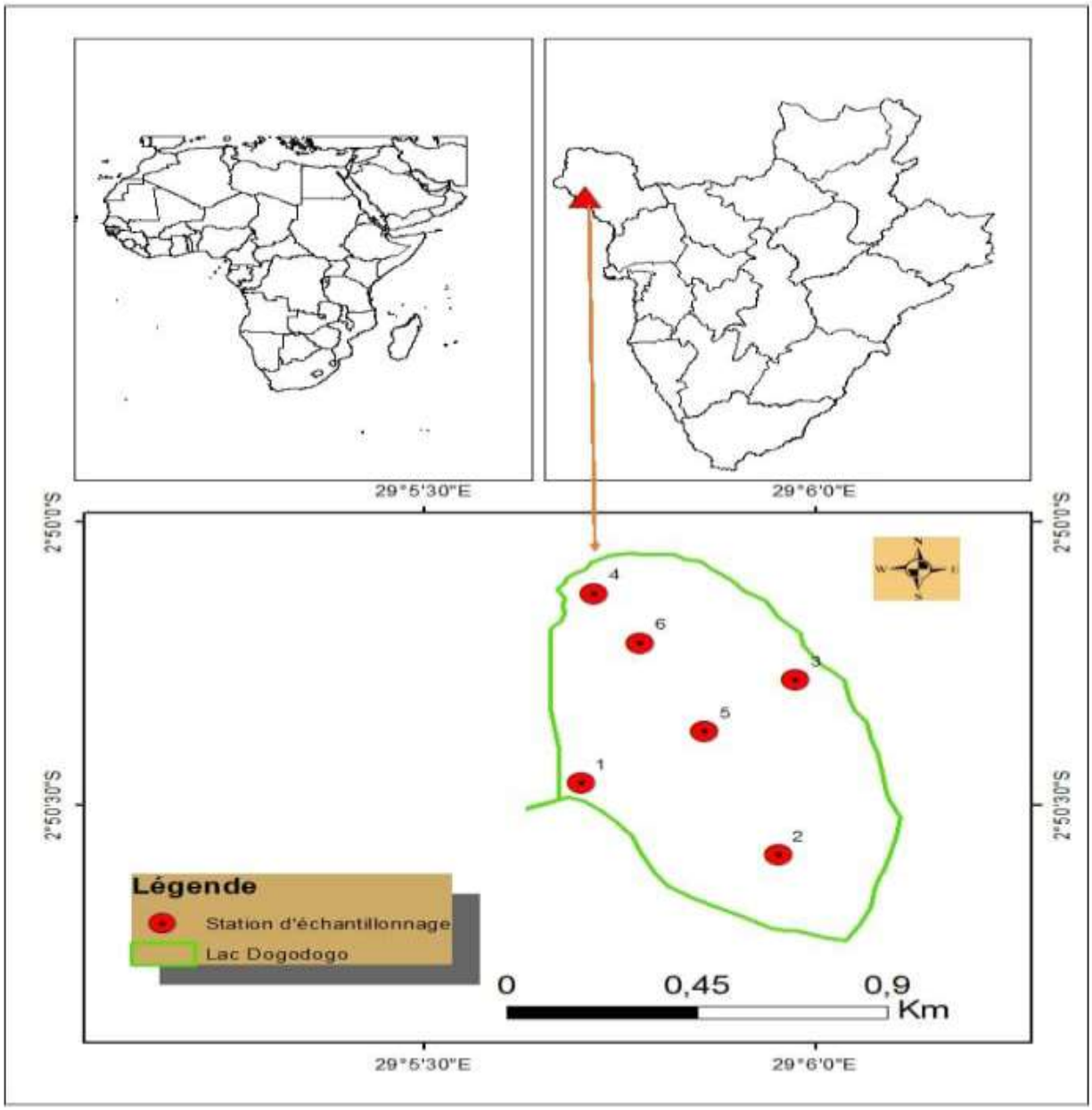


Figure 1 : Localisation du lac Dogodogo et des stations d'échantillonnage

II.3. Echantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé deux fois par mois sur une période de quatre mois, du 23 mars 2022 jusqu'au 09 août 2022. L'échantillonnage se faisait chaque fois entre 8 heures et 11 heures

du matin. Les prélèvements ont été faits verticalement à l'aide une bouteille de 1.5 l sur tous les six sites d'échantillonnage. Les échantillons prélevés ont été immédiatement conservés dans des sachets plastiques noirs pour être transportés afin d'éviter des éventuelles réactions avant d'arriver au Laboratoire, puis mis au réfrigérateur (4°C) pour l'analyse des paramètres physico-chimiques non mesurés *in-situ*. Les prélèvements se sont faits 8 fois pendant toute la période d'échantillonnage soit 48 échantillons.

Ces bouteilles ont été rincées 3 fois avec l'eau du lac à prélever, puis remplies totalement pour éviter la présence des bulles d'air. La mesure des paramètres *in situ* a concerné le pH, la température, la transparence, la conductivité électrique, les Solides Totaux Dissous (TDS). Les paramètres tels que l'oxygène dissous, les ammoniums, les nitrates, les nitrites, les phosphates, la DCO et la DBO_5 ont été analysés au laboratoire de chimie et d'Analyses Environnementales (LCAE)

II. 4. Méthodologie d'analyse

II. 4.1. Matériel et techniques de mesure *in-situ*

La transparence a été mesurée en utilisant le disque de Secchi attaché à une corde. La profondeur exacte à laquelle le disque de Secchi disparaît de la vue est mesurée par un décamètre gradué en centimètre. Trois mesures sont relevées et leur moyenne est considérée. La température, le pH, la conductivité électrique et les Solides Totaux Dissous (TDS) ont été mesurés aussi *in-situ* à l'aide d'un appareil multi paramètre electrochemical analyser de marque Consort C6010, muni d'électrodes spécifiques pour chaque paramètre. Ces électrodes étaient plongées directement dans l'eau et les valeurs sont immédiatement relevées sur l'écran électronique de l'appareil après stabilisation et sont notées dans un carnet.

II. 4.2. Matériel et technique d'analyse des paramètres chimiques

II.4.2.1. Détermination de l'oxygène dissous

a) Principe

Réaction de l'oxygène dissous de l'échantillon sur de l'hydroxyde de manganèse (II) fraichement précipité (formé par l'addition de l'hydroxyde de sodium au sulfate de manganèse (II)). On acidifie légèrement le mélange et on fait le dosage de la quantité d'iode libérée par titrage au thiosulfate de sodium.

b) Réactifs

- solution de sulfate manganeux
- 91g de $MnSO_4.1H_2O$
- eau distillée jusqu'à 250ml

- Solution A *:*
- hydroxyde de sodium (NaOH) : 87,5 g
- iodure de sodium (NaI) : 37,5 g
- eau distillée jusqu'à 250 ml

- Solution B *:*
- azoture de sodium (NaN_3) (dangereux à manipuler) : 2,5 g
- eau distillée 10 ml

- Réactif spécial

Ajouter la solution B dans 237,5 ml de la solution A, en agitant constamment. Conserver le réactif en flacon de verre teinté.

- empoi d'amidon

Préparer dans un bécher une émulsion de 6 g d'amidon soluble. La verser dans 1 litre d'eau bouillante. Maintenir l'ébullition quelques minutes. Laisser reposer 12 heures. Utiliser le surnageant. Cette solution se conserve mieux si on ajoute 1,25 g d'acide salicylique par litre ou quelques gouttes de toluène.

- **So**lution mère de thiosulfate de sodium, 0,125 M (0,125N).

- thiosulfate de sodium $Na_2S_2O_3,5H_2O$: 31,025g
- eau distillée : 1litre
- alcool isoamylique pour conservation 5 ml

- Solution fille de thiosulfate de sodium 0,0125 M (0,0125N)

- 100ml de solution mère de thiosulfate 0,125M
- Eau distillée jusqu'à 1 litre

- Solution mère de bi-iodate de potassium 0,008333 M

- bi-iodate acide de potassium 0,325 g
- eau distillée jusqu'à 1 000 ml

- solution fille de bi-iodate de potassium 0,002083M

- diluer 100 ml de la solution mère de bi-iodate de potassium 0,008333 M à 400 ml avec de l'eau distillée.

2. Préparation de la solution de thiosulfate de sodium 0,0125 N.

1,806g d'iodure de sodium, 100 à 150 ml d'eau distillée 10 ml d'acide sulfurique à 10 % 40 ml de solution fille de bi-iodate de potassium 0,002083M (0,025 *N)* eau distillée 200 ml Titrer l'iode libéré au moyen de la solution de thiosulfate de sodium 0,0125 *N* en ajoutant, lorsque la couleur paille très claire apparaît, la solution 2ml d'amidon.
On doit avoir N1.V1=N2.V2 c'est-à-dire 0,025*40=N thiosulfate x V thiosulfate ajouté

Avec N= normalité

c) Appareillage

- matériel courant du laboratoire (pipette, bécher).
- flacon en verre de 250 ml de capacité, muni d'un bouchon rodé.

d) Mode opératoire

- remplir le flacon jusqu'à débordement en évitant toute modification de la concentration en oxygène dissous.
- après l'élimination des éventuelles bulles d'air adhérant aux parois, fixer immédiatement l'oxygène dissous.
- introduire très près du fond 1 ml de la solution de sulfate de manganèse (II), après 1 ml de réactif spécial.
- remettre le bouchon avec précaution en évitant l'inclusion d'air dans le flacon.
- retourne plusieurs fois le flacon pour homogénéiser son contenu.
- laisser reposer.
- mélanger le temps nécessaire pour obtenir100 ml de phase limpide.
- en cas d'un échantillon riche en chlorures, il est nécessaire d'agiter au moins 10 minutes.
- introduire lentement 2 ml de l'acide sulfurique concentré en le faisant couler sur les parois.
- boucher le flacon, puis agiter pour dissoudre tout le précipité et jusqu'à ce que l'iode soit bien réparti.
- effectuer le dosage sur une partie aliquote ou sur la totalité de l'échantillon suivant la teneur supposée en oxygène dissous, soit *V*.
- titrer au moyen de la solution de thiosulfate de sodium 0,0125 *N* jusqu'à l'obtention d'une coloration jaune paille claire.

Ajouter alors 2 ml de solution d'amidon Calcul à effectuer :

La réaction globale est:

$½\ O_2 + Mn(OH)_2 + 2NaI + 2S_2O_3^{2-} + 2H_2SO_4 \rightarrow 2I^- + S_4O_6^{2-} + MnSO_4 + Na_2SO_4 + 3H_2O$

- d'une coloration jaune paille claire.
- ajouter alors 2 ml de solution d'amidon et poursuivre le dosage jusqu'à disparition de la coloration bleue.

Soit *x* le volume de solution de thiosulfate de sodium 0,0125 *N* employé.

Thiosulfate

- et poursuivre le dosage jusqu'à disparition de la coloration bleue.

Soit *x* le volume de solution de thiosulfate de sodium 0,0125 *N* employé.

Réactions : $I_2 + 2NaS_2O_3 \rightarrow 2NaI + NaS_4O_6$

Calcul à effectuer :

La réaction globale est :

$½\ O_2 + Mn(OH)_2 + 2NaI + 2S_2O_3^{2-} + 2H_2SO_4 \rightleftharpoons 2I^- + S4O_6^{2-} + MnSO_4 + Na_2SO_4 + 3H_2O$

Donc, pour 1 mole de thiosulfate, on titre ¼ de mole d'O_2, soit 8000 mg. La teneur en oxygène dissous exprimée en milligrammes d'oxygène par litre, est donnée par l'expression

$$\frac{8\,000 \text{ x } x \text{ x t x V1}}{V\ (V1 - 2)}$$

x = Nombre de millilitres de solution de thiosulfate de sodium utilisés.

t= Normalité exacte de la solution de thiosulfate de sodium utilisée.

V= Volume de la partie aliquote prélevée pour le dosage.

*V*1= Volume prélevé qui correspond au volume du flacon.

(*V*1 – 2) = Volume corrigé, tenant compte de l'addition des deux premiers réactifs. En l'absence de perte d'eau, négliger cette correction

II.4.2.2. Phosphates

Le dosage des phosphates se fait selon les normes ISO 6878/1 / ISO 5667

a) Principe

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique. Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates, le

développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

b) Matériel

Balance analytique à 0,1 g et à 0,0001 g près.

- spectromètre doit convenir pour la mesure de l'absorbance dans les régions du spectre visible et proches de l'infrarouge. La longueur d'onde la plus sensible est 880nm, mais si une perte de sensibilité peut être admise l'absorbance peut être mesurée à 700 nm.

c) Réactifs

– Solution d'acide sulfurique (*d* = 1,84) à 15 % environ en volume.

– Solution de molybdate d'ammonium à 40 g/l.

- molybdate d'ammonium tétrahydraté 20 g
- eau déionisée *q.s.p.* 500 ml

Filtrer si nécessaire, à conserver en flacon de polyéthylène à 4 °C.

– Solution d'acide ascorbique à 20 g/l :

- acide ascorbique 2 g
- eau déionisée *q.s.p.* 100 ml

À préparer chaque jour.

– Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium à 2,8 g/l :

- tartrate double d'antimoine et de potassium 0,28 g
- eau déionisée *q.s.p.* 100 ml

– Réactif combiné :

- solution d'acide sulfurique 50 ml
- solution de tartrate double d'antimoine et de potassium 5 ml
- solution de molybdate d'ammonium 15 ml
- eau déionisée *q.s.p.* 100 ml

Conserver le réactif au réfrigérateur à 4 °C.

– Solution mère étalon à 50 mg/l de phosphore :

- dihydrogénophosphate de potassium desséché au préalable à l'étuve à 100 °C 219,7 mg
- eau distillée 100 ml,
- acidifier la solution par 1 ml d'acide sulfurique à 15 % avant d'ajuster le volume.

– Solution fille étalon à 1 mg/l de phosphore.

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau distillée au moment de l'emploi.

d) Mode opératoire

- Etablissement de la courbe d'étalonnage

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml

Tableau 4 **:** Préparation de la courbe d'étalonnage (Annexe2, Figure4)

N° des Fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution étalon de phosphate à 1mg/l (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	20	19	15	10	5	0
Correspondance en mg/l d'orthophosphates	0,00	0,001	0,005	0,010	0,015	0,02

Après un temps compris entre 10 à 30 min, mesurer l'absorption à 800 nm.

- Dosage

Introduire dans chaque fiole 1 ml de solution d'acide ascorbique, agiter, puis ajouter 4 ml de réactif molybdique, mélanger soigneusement, compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectromètre à la longueur d'onde de 700 nm à l'aide d'une cuve de 1 cm. Construire une courbe d'étalonnage (Annexe 2 : Figure 4)

II.4.2.3. Nitrates

Le dosage des nitrates se fait selon la norme Afnor T90-012

a) Principe

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

b) Matériel

- capsules de 100 ml ;
- pipettes 10ml, 5ml;
- étuve pour séchage ;

Spectrophotomètre UV-Visible.

c) Réactifs

– Solution de salicylate de sodium à 10 g/l à renouveler toutes les 24 heures.

– Acide sulfurique concentré (*d* = 1,84).

– Solution d'hydroxyde de sodium :

- hydroxyde de sodium 200 g
- sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique 50 g
- eau distillée 1litre

Dissoudre avec précaution l'hydroxyde de sodium dans 800 ml d'eau distillée ; ajouter le sel sodique EDTA. Après dissolution et refroidissement, transvaser la solution dans une fiole jaugée, ajuster le volume à 1 litre. Conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène.

– Solution d'azoture de sodium :

- azoture de sodium 50 mg
- eau distillée *q.s.p.* 100 ml

– Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/l :

- nitrate de potassium anhydre 722 mg
- eau distillée *q.s.p.* 1 000 ml

À renouveler tous les deux mois.

– Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/l.

Ramener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau distillée.

d. Mode opératoire

- Etablissement de la courbe d'étalonnage

Le tableau ci-dessous présente les étapes de préparation de la gamme d'étalonnage

Tableau 5 : Préparation de la courbe d'étalonnage des Nitrates (Annexe2, Figure2)

N° des capsules	T	I	II	III	IV	V
Solution étalon d'azote nitrique 5mg/l (ml)	0	1	2	3	5	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	7	5	0
Correspondance en mg/l d'azote nitrique	0	0,5	1	1,5	2,5	5
Solution d'azoture de sodium (ml)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Acide acétique (ml)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Attendre 5 minutes puis évaporer à sec dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer. Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré en ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau distillée puis 10 ml de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm. (Annexe 2: Figure 2)

Dosage

- introduire 10ml d'eau à analyser dans une capsule (pour des teneurs en azote nitrique supérieures à 10 mg/l, opérer une dilution)
- A
- ajouter 3 gouttes de la solution d'hydroxyde de Sodium à 30%.
- ajouter 1 ml de solution de Salicylate de sodium à 0,5 %.
- evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88°C.
- prendre le résidu avec 2 ml d'acide sulfurique concentré.
- laisser reposer 10 minutes et ajouter 15 ml d'eau distillée.
- ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium.
- faire la lecture au spectromètre UV-Visible à la longueur d'onde de 415 nm.
- se reporter à la courbe d'étalonnage (Annexe 2 : Figure 2).

  ➢ Expression des résultats

  Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau.

  Pour obtenir la teneur en nitrate (NO^{3-}), multiplier ce résultat par 4,43.

II.4.2.4. Nitrites

Le dosage des nitrites se fait selon les normes ISO 6777 NA 1657/ISO 5667.

a) Principe

On réalise la diazotation de la sulfanilamide par NO_2^- en milieu acide et en présence de la Naphtyléthylène diamine. Il se produit alors une réaction de copulation conduisant à la formation d'un complexe coloré pourpre permettant un dosage colorimétrique.

La lecture des densités optiques est effectuée pour $\lambda = 543$ nm

b. Réactifs

- solution de sulfanilamide à 1% dans HCl 10% ;
- solution de di chlorhydrate de N-1 naphtyléthylène diamine à 0,1% ;
- solution mère étalon de nitrites à 100 mg/l.

c. Matériel

- fioles jaugées de 100 ml ;
- fioles jaugées de 50 ml ;
- pipettes jaugées de 10 ml ;
- burette de 50 ml, pince et statif ;
- pipette graduée de 10 ml ;

d. Mode opératoire

- Préparation d'une solution fille à 10 mg/l de nitrites

- prélever 10 ml à l'aide d'une pipette jaugée de la solution mère à 100 mg/l ;
- introduire ces 10 ml dans une fiole jaugée de 100 ;
- compléter à 100 ml avec de l'eau distillée ;
- boucher la fiole et bien mélanger ;
- vérifier qu'on a ainsi réalisé une solution fille F1 à 10 mg/l de nitrites ;
- rincer la pipette d'abord avec de l'eau distillée puis avec la solution précédente ;
- introduire 10 ml de F1 dans une seconde fiole jaugée de 100 ml ;
- compléter à 100 ml avec de l'eau distillée ;
- boucher la fiole et bien mélanger ;
- vérifier qu'on a ainsi réalisé une solution fille F2 à 5 mg/l de nitrites.

- Préparation de la gamme étalon

Introduire dans une série de fioles jaugées de 50 ml, les solutions suivantes

Tableau 6 **:** Préparation de la courbe d'étalonnage Nitrites (Annexe2, Figure1)**.**

N° des fioles	T	I	II	III	IV	V
Solution F2	0	1	2,5	5	7,5	10
Eau distillée (ml)	Compléter à 50ml					
Correspondance en mg/l de nitrites	0	0,02	0,05	0,1	0,15	0,2

Développement de la coloration

- reprendre les fioles T, 1, 2, 3, 4, 5
- introduire l'échantillon dans une fiole de 50 ml, jusqu'au trait de jauge. Soit E cette fiole.
- ajouter à chacune des fioles en respectant le protocole suivant :

Tableau 7*:* Réactifs à considérer pour le dosage des nitrites

N° des fioles	T	I	II	III	IV	V
Sulfanilamide	1ml					
	Agiter vigoureusement et attendre 5min					
N-1 naphtyléthylène diamine	1ml					
	Bien mélanger et attendre 10min					

- *Mesure*
- afficher 543 nm sur le spectrophotomètre;
- remplir la cuve avec le contenu de la fiole T ;
- *Résultats*
- tracer la courbe d'étalonnage (Annexe 2 : Figure1)
- reporter sur la courbe d'étalonnage la densité optique de l'échantillon
- déduire la concentration en nitrites.

II.4.2.5. Dosage des ammoniums par méthode de Nessler

Le dosage d'ammonium se fait selon les normes ISO 7150/1 / ISO 5667

a) Matériel

- verrerie (fioles et pipettes).
- spectrophotomètre UV/VIS.

b) Mode opératoire

- introduire 50ml d'eau dans une fiole de 50ml
- ajouter 2 gouttes de tartrate double de potassium
- ajouter 1ml de Nessler et homogénéiser et attendre 20 à 30 min
- effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 425 nm, et se reporter à la courbe d'étalonnage (Annexe. 2 : Figure3).

c) Etablissement de la courbe d'étalonnage

- préparer une série de fioles de 50ml contenant les volumes suivants de solution étalon d'azote ammoniacal diluée à 50 ml avec de l'eau distillée : 0, 1, 3, 5, 8, et 10ml. Mélanger, ajouter 1ml de Nessler et homogénéiser. Après 20 à 30 minutes utiliser le spectrophotomètre pour le lecteur d'absorbance à une longueur d'onde de 425nm. Construire la courbe d'étalonnage (Annexe 2: Figure 3).
- longueur d'onde de 425 nm et se reporter à la courbe d'étalonnage (Annexe2, figure 3).

II.4.2.6. Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)

a) Principe et théorie

La Matière Organique (MO) contenue dans l'eau est traité par oxydation au $K_2Cr_2O_7$ en présence de H_2SO_4 concentré et par chauffage à reflux pendant 2h. On ajoute Ag_2SO_4 jouant le rôle de catalyseur et Hg_2SO_4 qui a comme rôle de complexant des chlorures. Pour le présent travail, la méthode à bas niveau a été utilisée car les concentrations sont inférieures à 80mg/l

b) Préparation des réactifs et étalons

- acide sulfurique, H_2SO_4
- bichromate de potassium, $K_2Cr_2O_7$
- sulfate mercurique, $HgSO_4$
- sulfate d'argent, Ag_2SO_4
- biphthalate de potassium, $KHC_8H_4O_4$

✓ Préparation de solution de digestion pour la méthode à haut niveau :

Peser exactement environ 10,20 g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement séché à 105 °C pendant 2 heures, et dissoudre dans environ 500 ml d'eau. Ajouter doucement 167 ml de H_2SO_4 et 33,30 g de $HgSO_4$. Agiter jusqu'à dissolution complète, laisser refroidir et compléter à 1 000 ml avec de l'eau.

- ✓ Préparation de solution de digestion pour la méthode à bas niveau :

Dans une fiole jaugée de 1 000 ml, verser 100 ml de la solution de digestion (cf. cas de la méthode à haut niveau) dans 800 ml d'eau et compléter à 1 000 ml avec de l'eau.

- ✓ Préparation de réactif acide :

Pour ce réactif, il s'agit d'ajouter de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) dans les proportions de 5,50 g d'Ag_2SO_4 par kg d'acide sulfurique. Par exemple, pour une bouteille d'acide sulfurique contenant 2,5 litres (dont le poids équivalent est 4,6 kg d'acide sulfurique car d = 1.86), 25,23 g deAg_2SO_4 sont ajoutés. Laisser reposer 1 à 2 jours pour que l'Ag_2SO_4 soit complètement dissous. Tenir à bien homogénéiser avant la première utilisation, pour s'assurer que la concentration de sulfate d'argent est la même dans toute la bouteille. La solution doit être conservée à l'obscurité.

- ✓ Préparation de solution d'acide sulfurique 9 N :

Diluer 250 ml de H_2SO_4 concentré dans environ 600 ml d'eau. Laisser refroidir et compléter à 1 000 ml avec de l'eau.

- ✓ Préparation de solution mère de 10 000 mg/l O_2

Sécher le biphthalate de potassium au four à 120 °C pendant 2 heures et laisser refroidir au dessiccateur.

Peser exactement environ 2,125 g de biphthalate de potassium séché et le dissoudre dans environ 200 ml d'eau. Compléter à 250 ml avec de l'eau. Cette solution se conserve 2 ans à environ 4 °C.

- ✓ Préparation de solution intermédiaire de 1 000 mg/l O_2

Dans une fiole jaugée de 100 ml, introduire, à l'aide d'une pipette, 10 ml de la solution étalon de 10 000 mg/l O2 dans environ 80 ml d'eau. Ajouter 0,5 ml d'acide sulfurique 9 N et compléter au trait de jauge avec de l'eau. Cette solution se conserve 6 mois à la température ambiante.

- ✓ Préparation des solutions étalons de 0, 100, 300,500 et 800 mg/l O_2

Dans six fioles jaugées de 100 ml, introduire à l'aide de pipettes respectivement 0, 1, 3,5 et 8 ml de la solution mère de 10 000 mg/l O_2 dans environ 80 ml d'eau. Ajouter 0,5 ml de H_2SO_4 9

N et compléter au trait de jauge avec de l'eau. Ces solutions se conservent 6 mois à température ambiante.

- ✓ Préparation des solutions étalons de 0, 10, 30, 70 et 100 mg/l O_2

Dans cinq fioles jaugées de 100 ml, introduire à l'aide de pipettes respectivement 0, 1, 3, 7 et 10 ml de la solution intermédiaire de 1 000 mg/l O_2 dans environ 80 ml d'eau, ajouter 0,5 ml de la solution d'acide sulfurique 9 N et compléter au trait de jauge avec de l'eau. Ces solutions se conservent 6 mois à la température ambiante.

c) Mode opératoire

- ➢ Etape de digestion

−Homogénéiser l'échantillon.

−Prélever à l'aide d'une pipette 2,5 ml d'échantillon et l'introduire dans un tube de DCO.

−Ajouter lentement 1,5 ml de la solution de digestion à l'aide d'une pipette automatique dans chaque tube de DCO. Utiliser d'abord la solution de digestion pour la méthode à haut niveau. Si la concentration obtenue pour un échantillon est inférieure à 80 mg/l O_2, refaire la digestion en utilisant la méthode à bas niveau.

−Ajouter lentement 3,5 ml du réactif acide à l'aide d'une pipette automatique dans chaque tube de DCO et assurez-vous que le bouchon est bien fermé. Mélanger le milieu réactionnel par agitateur au vortex. Lors du mélange, le tube chauffe car la chaleur se dégage.

−Porter à reflux dans le Minéralisateur en chauffant à une température de 150°C ± 2°C pendant une période de 2 heures.

−Laisser refroidir à la température ambiante.

−Agiter le tube par inversion avant le dosage. Si l'échantillon contenu dans l'éprouvette est trouble, centrifuger pendant 15 minutes à une vitesse d'environ 1800 tr/min.

- ➢ Lecture au spectromètre UV Visible

Avec l'usage d'un spectromètre UV Visible pour une telle analyse, il faut absolument faire une courbe d'étalonnage (Annexe 2, Figure 5) en partant des concentrations connues d'un composé et en mesurant les absorbances correspondantes. Cette courbe d'étalonnage aide alors à trouver un facteur de conversion lorsqu'on dose un échantillon dont la concentration est inconnue.

Il faut toutefois noter que l'étalonnage de l'appareil (le spectrophotomètre) se fait chaque jour d'utilisation. Pour le cas de la méthode à haut niveau, la mesure se fait à une longueur d'onde de 600 nm.

Pour la présente étude, la méthode à bas niveau a été utilisée et la mesure se fait à une longueur d'onde de 420 nm.

II.4.2.7. Mesure de la demande biochimique en oxygène (DBO_5)

a) Principe de la méthode manométrique

Pour cette méthode manométrique recourant à l'usage de l'incubateur DBO et systèmes OxiTop®, une quantité d'eau est introduite dans une bouteille OxiTop. Cette quantité n'est pas pris au hasard mais en fonction de la DBO_5 estimée, elle-même calculée sur base de la valeur de DCO. En d'autres termes, on ne peut pas mesurer la DBO_5 avant la DCO. Le tableau ci-après montre ce système OxiTop et les volumes à introduire en fonction de la DBO_5 estimée, elle-même calculée sur base de la DCO.

Tel que la figure l'illustre, la bouteille OxiTop est reliée et fermée avec un bouchon muni d'un capteur de pression (OxiTop). Le volume est donc choisi en fonction de la gamme de mesures souhaitée. Par cette méthode, on suit en fonction du temps, la consommation d'oxygène, qui se traduit par une diminution de la pression d'air. Si la mesure dure cinq jours, c'est de la DBO_5 qui est concerné. Comme la mesure consiste en la mesure de la variation de pression dans la bouteille, selon le volume choisi, il y a un facteur de conversion qui est utilisé pour trouver la DBO_5 correspondante. Ce facteur est celui qui se trouve dans le tableau ci-après comprenant le volume d'échantillon à engager en fonction de DBO_5 estimée. Comme l'oxydation des matières organiques (matières carbonées) provoque la libération de CO_2, ce dernier est piégé par du NaOH qui est introduit dans un petit capuchon qui fait partie intégrante du bouchon du système OxiTop®. Il s'en suit une dépression dont la mesure peut être lue directement en mg/l.

Tableau 8: Facteur de conversion de la DBO_5 en fonction de volume de prise d'essai

Portée de mesure	Quantité en ml	Facteur
0 – 40	432	1
0 – 80	365	2
0 – 200	250	5
0 – 400	164	10
0 – 800	97	20
0 – 2000	43.5	50
0 - 4000	22.7	100

b) Mode opératoire

Introduire le volume correspondant à la valeur de DBO_5 attendue (tableau 8) dans la bouteille OxiTop. Introduire dans celle-ci, un barreau magnétique dans chacune des bouteilles OxiToP. Introduire ensuite 2 pastilles d'hydroxyde de sodium dans chaque capuchon (noir). Fermer hermétiquement avec la tête d'OxiTop (bouchon muni d'un capteur de pression). Placer toutes ces bouteilles OxiTop bien fermées dans l'incubateur qui est un système sous une agitation constante et à 20 °C. Relever les valeurs au bout de 5 jours. Le tableau ci-dessus rappelle les valeurs de facteur de conversion en fonction du volume introduit dans la bouteille OxiTop et la DBO_5 attendue.

II. 5. Traitement et analyse des données

II.5.1. Détermination de l'Indice de Pollution Organique

L'indice de pollution organique (IPO) de Leclercq (2001) a été également utilisé pour évaluer la charge organique dans le Lac. Donc, le principe de l'IPO est de répartir les valeurs des éléments polluants en 05 classes (Tableau 9). Cet indice s'obtient au moyen des valeurs des ammoniums, nitrites, DBO_5 et des phosphates. Le principe du calcul est de répartir les valeurs des quatre éléments polluants en cinq classes et de déterminer, à partir des valeurs obtenues dans l'étude, le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre en se servant des données moyennes du tableau 9. L'indice de pollution organique final est la moyenne des classes de pollution pour l'ensemble des paramètres (Tableau 9).

Tableau 9: Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001).

Paramètres Classes	DBO_5 mgO_2/l	Ammonium mg/l	Nitrites µg/l	Orthophosphates µg/l
5	<2	<0.1	<5	<15
4	2.1 – 5	0.1 – 0.9	6 – 10	16 – 75
3	5.1 – 10	1.0 – 2.4	11 – 50	76 – 250
2	10.1 – 15	2.5 – 6.0	50 – 150	251 – 900
1	>15	>6.0	>150	>900

IPO = moyenne des numéros de classes des 4 paramètres :

- 5.0 – 4.6 : Pollution organique nulle
- 4.5 – 4.0 : Pollution organique faible
- 3.9 – 3.0 : Pollution organique modérée
- 2.9 – 2.0 : Pollution organique forte
- 1.9 – 1.0 : Pollution organique très forte

Exemple de calcul :

Si l'analyse a donné les résultats suivants :

Ammonium : 0,61mg/l ce qui correspond à la classe 4

DBO_5 : 66 mg-O_2/l ce qui correspond à la classe 1

Nitrites : 703,8µg/l ce qui correspond à la classe 1

Orthophosphates : 5,6µg/l ce qui correspond à la classe 5

IPO = (4 + 1 + 1 + 5) : 4 = 2,75 : pollution organique forte

II.5.2. Analyse statistique

Les moyennes des différents paramètres physico-chimiques entre les différentes stations et entre les dates ont été traitées à l'aide du logiciel SPSS. C'est dans le but d'établir une relation entre les paramètres physico-chimiques des différentes stations mais aussi pour mieux évaluer la relation entre les stations et les paramètres physicochimiques sur la qualité des eaux du lac Dogodogo, qu'une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été appliquée à l'ensemble des paramètres abiotiques. Ce tutoriel nous a aidé à configurer et interpréter une Analyse en Composantes Principales dans **Excel** avec le logiciel XLSTAT.

Le but est ici d'analyser les corrélations entre les variables et d'identifier des états se différenciant fortement des autres.

CHAPITRE III. PRESENTATION ET DISCUSSION DES RESULTATS

III.1. Présentation des résultats

La température enregistrée au niveau du lac Dogodogo varie entre 24,8°C et 27,9°C. La valeur de la moyenne apparait plus ou moins élevée au niveau de la station 4 (26,7°C) par rapport aux autres stations. Elle est de 27,9°C au mois de mai et moins élevée au mois de juillet (24,8). Le potentiel en hydrogène (pH) présente des valeurs comprises entre 7,5 et 8,4. Il ne présente pas de valeurs significativement élevées au niveau des différentes stations (situé autour de 7,7). Les valeurs élevées sont plutôt obtenues pendant la saison sèche et sont autour de 8,2 (au mois de juillet et août).

Les concentrations en oxygène dissous trouvées sont comprises entre 1,7mg/l et 6,5mg/l. Les valeurs élevées ont été enregistrées au mois de mai (6,5mg/l) et surtout pour la station 2 (5,2mg/l). La conductivité électrique (CE) varie entre 188,2µS et 412,6µS. Elle est beaucoup plus élevée au mois d'août (412,6µS) et sans variation beaucoup plus remarquable pour les différentes stations (autour de 276µS). Le mois de mars présente une valeur moins élevée, soit 188 µS. Les solides totaux dissous (TDS) présentent des valeurs comprises entre 101mg/l et 223mg/l et se sont montrés en grande quantité au mois d'août (223 mg/l). Ils sont moins élevés au mois de mars (101 mg/l) et presque contant au niveau de toutes les stations.

Tableau 10 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques

Paramètres	St1	St2	St3	St4	St5	St6	Moyenne	p<0,05
T°	25,98±0,62	25,94±1,07	26,24±0,85	26,76±1,80	26,17±1,05	26,13±1,28	26,23±1,14	NS
pH	7,66±0,51	7,81±0,46	7,92±0,47	7,78±0,50	7,86±0,58	7,90±0,43	7,82±0,47	NS
Ox.dis.(mgO_2/l)	4,49±1,70	5,24±2,46	5,07±1,54	5,06±2,25	4,87±1,89	5,18±1,19	4,98±1,80	NS
C.E (µS/cm)	279,34±105,76	288,58±87,67	274,09±106,06	274,62±104,58	271,27±103,64	272,92±104,06	276,80±96,76	NS
TDS (mg/l)	143,65±57,83	152,47±46,74	146,41±57,08	146,81±56,89	147,94±54,19	145,72±56,78	147,17±52,11	NS
Trans. (cm)	62,84±11,80	91,35±12,03	62,00±14,70	75,01±18,46	65,49±13,11	64,76±18,22	70,57±17,53	S
NH_4^+ (mg/l)	0,52±0,22	0,47±0,22	0,59±0,28	0,43±0,14	0,38±0,8	0,54±0,15	0,49±0,20	NS
NO_2^- (mg/l)	0,17±0,06	0,16±0,07	0,32±0,25	0,24±0,19	0,25±0,21	0,24±0,24	0,24±0,20	NS
NO_3^- (mg/l)	0,13±0,13	0,22±0,32	0,09±0,09	0,08±0,09	0,1±0,11	0,14±0,17	0,13±0,25	NS
PO_4^{3-} (mg/l)	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	0,0013±0,0035	NS
DCO (mgO_2/l)	60,27±38,33	59,26±42,83	48,59±39,89	74,87±41,61	58,76±35,57	90,15±96,65	65,32±52,46	NS
DBO_5 (mgO_2/l)	40,16±3,8	39,36±1,41	30,82±1,81	51,84±1,16	38,75±2,12	64,08±3,23	44,17±11,17	S

NS : non significatif à (p<0,05) ; S : significatif à p<(0,05)

Les valeurs enregistrées pour la transparence sont relativement élevées au mois de juillet (84,9cm) et surtout au niveau de la station 2 (91,3cm). Des basses valeurs ont été remarquées au niveau de la station 3 (62cm) et au mois de mai avec 51cm. Les ions ammonium (NH_4^+) se sont remarqués au niveau de la station 3 avec 0.59mg/l et surtout au mois de mai avec 0,67mg/l. Ils sont moins abondants au mois de mars (0,26mg/l et 0,38mg/l). Quant aux nitrites, on constate que leur présence n'est pas beaucoup plus exprimée au niveau de cet écosystème avec 0,32mg/l pour la station 3 et 0,70mg/l au mois de mars comme valeurs élevées. De basses valeurs sont enregistrées au niveau de la station 1 (0,17mg/l) et de 0,1mg/l au mois d'août. Les nitrates sont, quant à eux, présents en grande quantité avec 0,32mg/l au mois de mars et de 0,22mg/l au niveau de la station 2. Ils sont de l'ordre d'environ 0,08mg/l pour la station 4 et de 0,00mg/l pendant la saison sèche comme valeurs moins élevées.

Les phosphates se présentent sous forme de traces. Ils sont apparus pendant la période des pluies sous de petites concentrations d'ordre d'un millième près de milligramme (environ 1 ppm). La valeur de la demande chimique en oxygène (DCO) est de l'ordre de plus de 100mg/l pendant la période de pluie surtout pour les stations 4 et 6 par rapport aux autres stations, et est plus ou moins constante (de plus ou moins 30mg/l) pendant la période d'été surtout au mois de juillet. Les résultats pour la demande biochimique en oxygène (DBO_5) montrent des valeurs plus ou moins élevées pour la station 6 (soit 64mg/l) et sans variation significative au cours de toute la période d'échantillonnage. Les variations moyennes des paramètres physico-chimiques pour différentes périodes d'échantillonnage sont reprises dans le tableau 11.

Tableau 11 : Variation temporelle des paramètres physico-chimiques

Paramètres	23/3/2022	14/4/2022	05/5/2022	25/5/2022	14/6/2022	05/7/2022	21/7/2022	09/8/2022	Moyenne	p<0,05
T°	26,57±0,24	26,35±0,29	27,92±1,55	27,23±0,69	25,87±0,57	24,88±0,23	25,82±0,29	25,18±0,35	26,23±1,14	S
pH	7,73±0,19	7,50±0,26	7,80±0,20	7,74±0,14	7,04±0,23	8,29±0,19	8,18±0,12	8,45±0,18	7,84±0,47	S
Ox.dis.(mgO_2/l)	1,71±1,06	6,37±0,91	6,50±0,52	6,55±0,53	3,37±0,56	5,26±1,43	5,50±0,64	4,62±0,81	4,98±1,80	S
C.E (µS/cm)	190,50±13,75	188,26±11,89	192,99±13,6	192,90±15,24	264,50±9,01	368,97±10,19	403,65±2,71	412,67±2,48	276,80±96,76	S
TDS (mg/l)	101,45±6,25	101,87±8,18	101,8±6,67	102,55±6,96	135,83±6,91	195,97±4,71	214,80±1,17	223,07±4,09	147,17 ±52,11	S
Trans.(cm)	71,38±12,11	73,12±12,44	50,63±17,59	51,45±17,48	82,50±10,41	84,07±11,22	84,91±11,05	66,54±5,92	70,57±17,53	S
NH_4^+ (mg/l)	0,26±0,20	0,65±0,20	0,66±0,2	0,67±0,2	0,41±0,05	0,37±0,06	0,43±0,06	0,46±0,05	0,49±0,2	S
NO_3^- (mg/l)	0,32±0,29	0,11±0,07	0,20±0,09	0,2±0,08	0,00±0,00	0,04±0,08	0,00±0,00	0,02±0,04	0,11±0,16	S
NO_2^- (mg/l)	0,70±0,11	0,21±0,11	0,22±0,11	0,22±0,11	0,16±0,06	0,16±0,6	0,1±0,01	0,17±0,17	0,24±0,2	S
PO_4^{3-} (mg/l)	0,007±0,002	0,00±0,000	0,00±0,000	0,00±0,00	0,00±0,00	0,001±0,002	0,00±0,00	0,00±0,00	0,001±0,002	S
DCO (mgO_2/l)	170,10±69,4	75,75±25,66	76,27±22,19	75,53±21,91	32,69±3,39	32,06±5,29	29,14±9,07	31,00±9,34	65,32±52,46	S
DBO_5 (mgO_2/l)	45,00±12,18	45,44±8,07	45,00±11,92	41,44±12,02	45,05±12,42	44,6±12,4	44,00±13,68	45,00±11,08	44,44±10,97	NS

NS : non significatif à (p<0,05) ; S : significatif à p<(0,05)

III. 2. Variation des paramètres physico-chimiques dans le lac Dogodogo

Dans le but d'établir une relation entre les paramètres physico-chimiques et les sites d'échantillonnage, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été appliquée sur l'ensemble des paramètres. Le cercle des corrélations (Figure 2) correspond à une projection des variables initiales sur un plan à deux dimensions constitué par le premier facteur et le troisième facteur (F1 et F3).

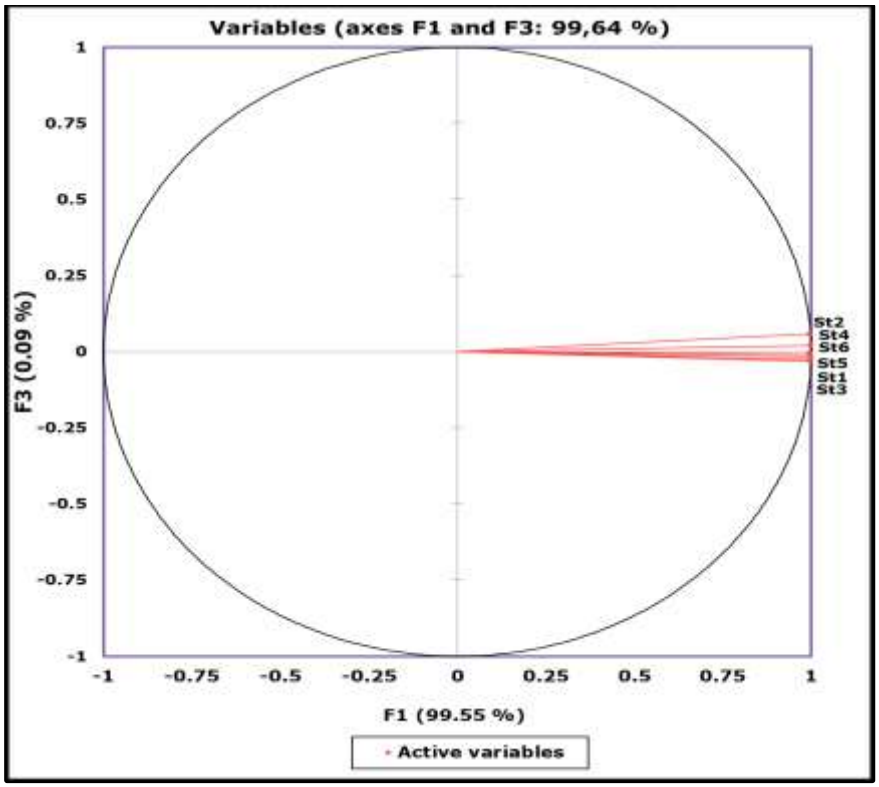


Figure 2: similitude entre les sites d'échantillonnage

Les résultats ont montré que ces deux axes factoriels ont permis d'expliquer respectivement 99.55% et 0.09% de la variabilité totale et fournissent une information suffisante, soit 99.64%. Pour éviter une mauvaise interprétation des graphiques, un affichage sur ces axes 1 et 3 est donc recommandé. Comme les sites sont loin du centre du graphique et qu'elles sont proches les unes par rapport aux autres. Les sites 2 et 4 présentent presque les mêmes conditions environnementales, tandis que les conditions environnementales qui règnent sur les sites 1,3,5 et 6 semblent également être les mêmes.

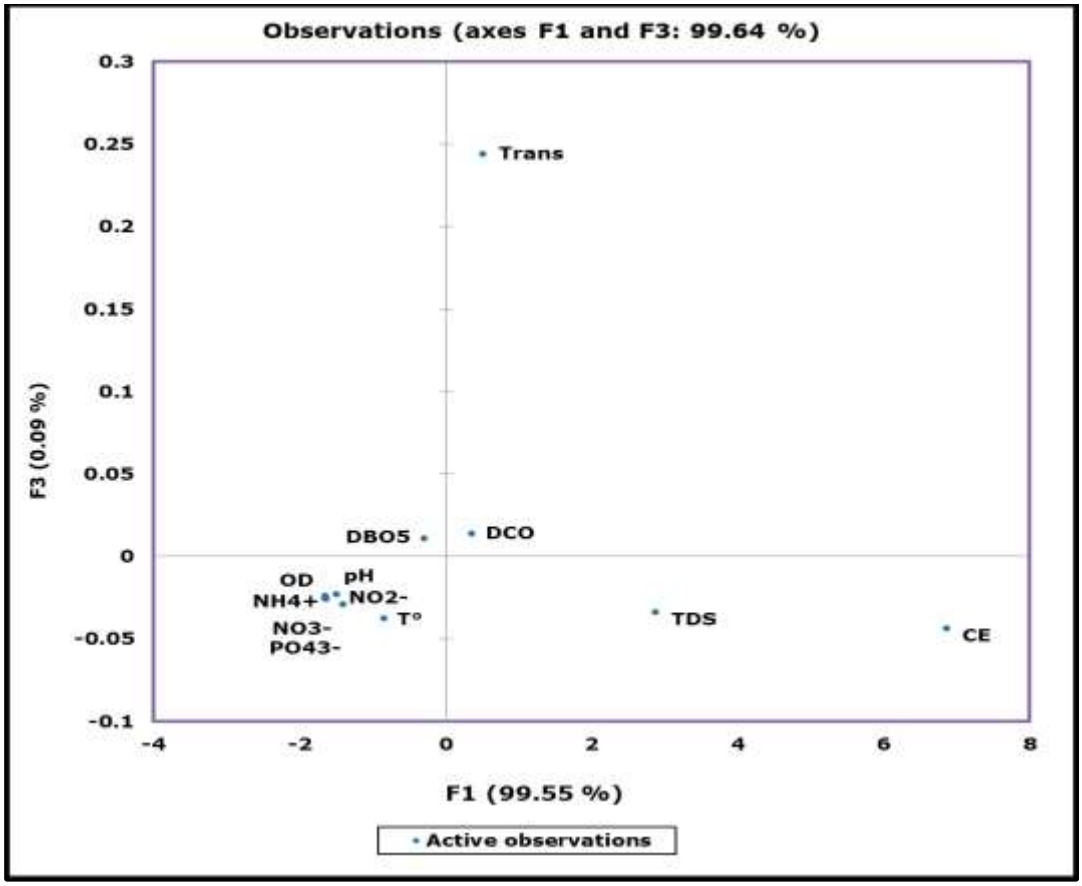


Figure 3: Corrélation entre les variables physico-chimiques

La figure 3 représente le cercle de corrélation entre les variables physico-chimiques en supposant la distance qui se trouve entre l'origine des axes (F1XF3) et la localisation de chacun des paramètres physico-chimiques, on voit que les paramètres peuvent former les angles aigues ($\alpha<90°$) signifiant que ces paramètres sont positivement corrélés(le cas de TDS et CE, DCO et Transparence, …), les angles droits ($\alpha = 90°$) signifiant une absence de corrélation entre les variables (cas du DBO5 et Température) et les angles obtus($90°<\alpha<180°$) signifiant une corrélation négative entre les variables (le cas de la DBO5 et les TDS, l'OD et la Trensparence,…). Plus l'angle formé entre deux variable est petit, plus la corrélation entre ces variables est forte.

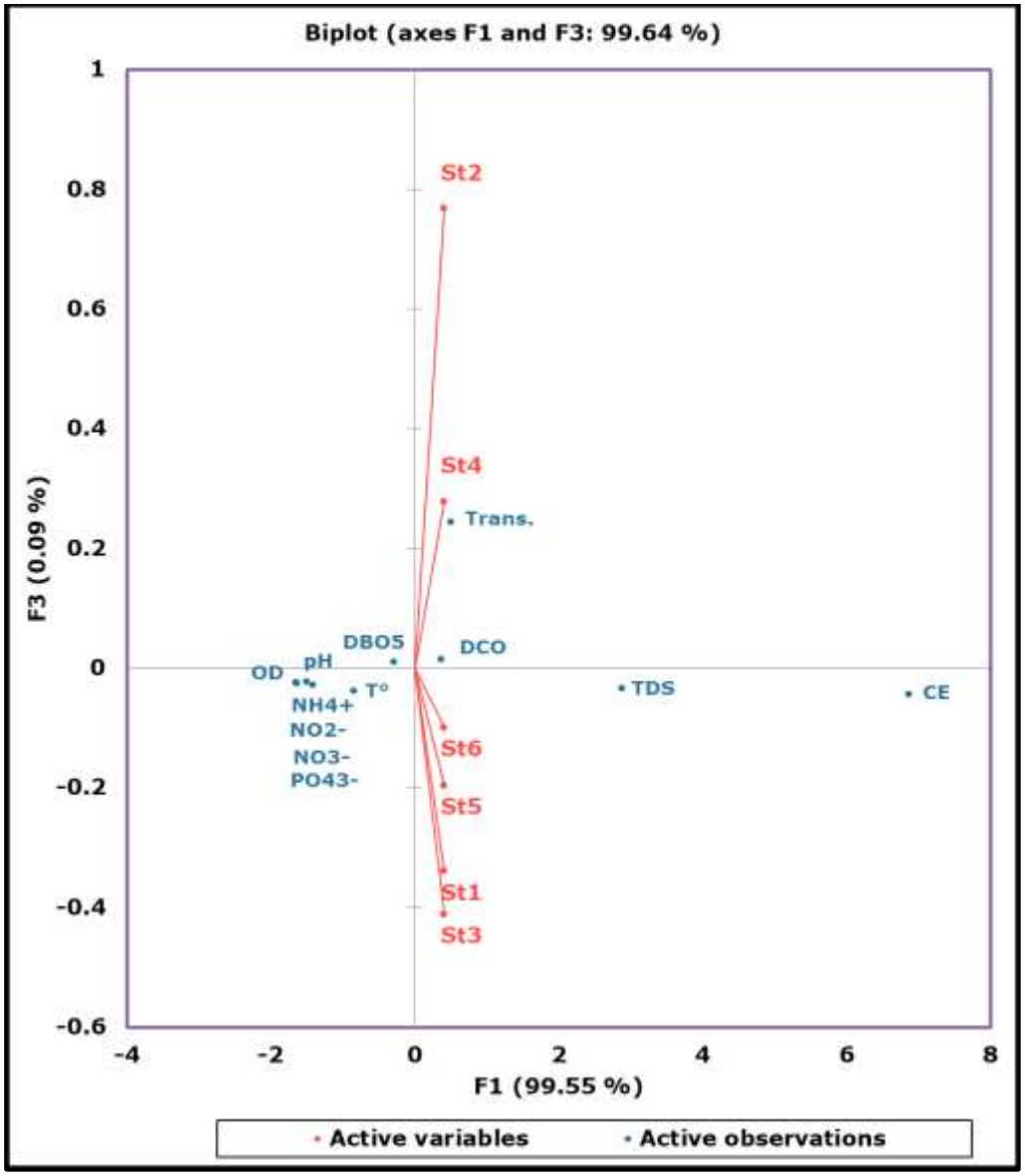


Figure 4: Diagramme de double projection montrant les relations entre les sites d'échantillonnage et l'intensité des paramètres.

La figure 4 montre les relations entre les variables physico-chimique et comment les stations d'échantillonnages sont décrites par ces derniers. Plus une variable est proche d'un de station, plus la concentration de cette variable est très élevé dans cette station. Par exemple la plus grande valeur de la transparence est enregistrée dans la station 2 tandis que sa valeur minimale est enregistrée dans la station 3.

III. 2. Variation spatio-temporelle de la pollution organique

L'analyse du tableau 12 montre que l'Indice de Pollution Organique (IPO) calculé a varié aussi bien dans l'espace que dans le temps. La plus grande valeur de l'IPO a été relevée le 05 et 21 juillet au niveau de toutes les stations. La valeur reste aussi élevée au niveau de la station 2 pendant presque toute la période d'analyse sauf le 23 mars.

Tableau12 : Variation spatio-temporelle de l'IPO

	23/3/22	14/4/22	5/5/22	25/5/22	14/6/22	5/7/22	21/7/22	9/8/22	Moy.	E-T
St1	2,75	2,75	2,75	2,75	2,69	3	3	3	2,84	0,13
St2	2,75	3	3	3	3	3	3	3	2,97	0,08
St3	2,75	2,75	2,75	2,75	2,75	3	3	2,75	2,81	0,11
St4	3	2,75	2,75	2,75	2,75	3	3	2,75	2,84	0,12
St5	2,75	2,75	2,75	2,75	3	3	3	2,75	2,84	0,12
St6	2,75	3	3	3	2,75	2,75	3	3	2,91	0,12

Moy. : Moyenne, E-T : Ecart type

Les valeurs moyennes calculées de l'IPO des eaux du lac Dogodogo varient de 2.81 à 2.97 enregistré respectivement à la tation3 et la station 2. Il montre que ces eaux appartiennent à une même classe de pollution. Il s'agit d'une pollution organique forte situé dans l'intervalle de 2 – 2,9 (tableau 9) ; ce qui implique l'enrichissement de ce milieu aquatique en matière organique.

III. 3. Discussion des résultats

La qualité des eaux du lac Dogodogo est évaluée en fonction des paramètres physico-chimiques étudiés. Les paramètres qui ont fait objet de notre étude présentent des valeurs relativement stables sauf la transparence et la DBO_5 qui ont significativement variées au niveau des différentes stations. La variation temporelle a été significative pour tous les paramètres physico-chimiques étudiés sauf la DBO_5. Ce qui a été dû aux activités anthropiques exercées pendant la saison pluvieuse qui modifient la composition chimique des eaux.

La température évolue en fonction des saisons dans cette étude. Des résultats similaires ont été montrés sur la rivière Kinyankonge par Buhungu et al. (2018). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous. De même, elle influe les réactions chimiques et biochimiques ainsi que le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau, particulièrement les microorganismes (*W.H.O,* 1987 ; Kadlec et Reddy, 2001 et la FAO, 2006). La température des eaux du lac Dogodogo est moyenne et n'a pas affiché une nette variation au cours de la période d'étude. Cette valeur s'avère normale du

fait qu'on n'assiste pas à une grande variation pendant toute la campagne d'étude. Ce qui s'explique par l'emplacement du lac dans la zone chaude. La qualité et le processus biologiques d'un milieu aquatique, selon Kadlec et Reddy (2001), sont aussi influencés par la température qui y règne. Les valeurs comprises entre 25 et 30°C sont favorables à la vie de la faune aquatique selon les études faites par la FAO en 2006. Les valeurs enregistrées lors de la présente étude se retrouvent dans cet intervalle.

Dans cette étude, les eaux ont un potentiel en hydrogène de nature basique. Les valeurs spatio-temporelles enregistrées augmentent de la saison pluvieuse à la saison sèche. Ceci est dû à la dilution des gaz acides par les pluies qui rabaissent le pH des eaux du lac. D'autre part, les valeurs sont restées constantes au niveau des stations parce qu'elles sont très rapprochées. Le caractère basique des eaux de surface en saison sèche résulterait de l'évaporation des eaux du lac qui entraine la concentration en sels dissous comme le stipule Kouassi et Adingra (2005). Ces valeurs sont dans les normes et caractérisent les eaux où la vie se développe de manière optimale. Elles sont aussi dans les lignes directives fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) sont 6,5< pH< 9,5. Ce qui permet de conclure que les valeurs obtenues sont dans les limites tolérables.

La solubilité de l'oxygène baisse avec l'augmentation de la température. Cela pourrait constituer la raison pour laquelle dans la plupart des sites du lac, l'oxygène dissous est faible surtout pendant la saison sèche par rapport à la période pluvieuse. Il est utilisé lors de la respiration et pendant la dégradation de la matière organique. Comme l'ont montré Buhungu et al. (2018) dans la rivière Kinyankonge, la présence de matières organiques oxydables entraîne une diminution de la concentration en oxygène dissous en raison de l'épuisement de l'oxygène par décomposition aérobie des déchets organiques par des microorganismes. Généralement, l'influence climatique pourrait aussi expliquer les valeurs un peu plus élevées pour la période pluvieuse par rapport à la période sèche (De Villers et al., 2005).

La conductivité électrique (CE) ne varie pas sensiblement au niveau des différentes stations. Des valeurs élevées ont été enregistrées au mois de juin, juillet et août 2022. La conductivité traduit le degré de minéralisation globale et renseigne sur le taux de salinité. Les basses valeurs observées pendant la saison des pluies s'expliquent par la dilution des eaux du lac avec l'apport des eaux de pluie (N'diaye et al., 2014). Les résultats de l'étude montrent que la conductivité diminue, généralement, pendant la saison des pluies et augmente pendant la saison sèche.

Les TDS, selon Kambiré et al. (2014) sont équivalents à la minéralisation totale au niveau du lac. La conductivité et les TDS sont positivement corrélés. Donc, on remarque que la

conductivité électrique augmente avec l'augmentation des Solides Totaux dissous. Ces résultats concordent avec ceux trouvés dans l'étude de la rivière Kinyankonge par Buhungu et al. (2018). Les TDS pour toutes les stations d'étude ont été trouvés conformément à la plage standard (<500 mg.L-1) adapté à la pisciculture définie par l'Agence américaine de protection de l'environnement (Charkhabi et Sakizadeh, 2006). La transparence a été faible au niveau de la plupart des stations échantillonnées. Ce qui renseigne sur la présence des composés colloïdaux (argiles, débris de roche, micro-organismes), à la dégradation des végétaux mais aussi pollutions qui troublent l'eau. Ce qui augmente la turbidité de l'eau du lac et défavorise la photosynthèse. Ce résultat dénote aussi d'une situation de chargement de l'eau de matières en suspension qui diminuent considérablement la transparence de l'eau (Matinkpon et al., 2020). Une eau claire permet à la lumière de pénétrer davantage et favorise ainsi la photosynthèse (Buhungu et al., 2018). D'autres part, la transparence augmente avec la diminution de la pluie et la station 2 avec la station 4 présentent des valeurs plus ou moins élevées par rapport aux autres pour le lac Dogodogo. Les ions ammoniums sont faibles en saison sèche qu'en saison pluvieuse. Les activités qui sont à l'origine de ces ions sont réduites. Ils sont d'origines naturelles par dégradation de la matière organique. D'après Tremblay (1995) et Mouly et al. (2008), la présence des ions ammoniums dans les eaux résulte souvent de la décomposition anaérobique de la matière organique azotée variant entre 0.1 et 0.2 mg/l. Dans les eaux naturelles, selon Chapman et al. (1996), il existe en faible proportion (< à 0.1mg/l). D'après Rodier (2005), l'azote ammoniacal des eaux superficielles trouve l'origine aussi dans la matière végétale se trouvant dans l'eau mais aussi la matière animale. L'ammonium enregistré dans le lac Dogodogo peut trouver l'origine dans la décomposition de la matière végétale mais aussi d'autres matières organiques diverses. Les valeurs enregistrées dépassent légèrement les normes. Le milieu étant piscicole, les poissons sont aussi alimentés en farine et autres restes des aliments organiques ; ce qui expliquerait les teneurs relativement élevées obtenues. La décomposition des végétaux aquatiques naturellement présents dans ce milieu serait aussi origine de ces ions.

La concentration des nitrates dans le lac Dogodogo est très faible. Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Leur concentration dans les eaux naturelles est comprise entre 1 et 10 mg/l. Ils sont facilement absorbés par les végétaux aquatiques. Ce qui explique leur présence en faible concentration durant toute la période d'étude. Cependant, leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles (UNEP/MAP/MEDPOL, 2004). Les nitrates peuvent jouer en période de faible oxygénation, le rôle de donneur d'oxygène, pour éviter le

manque d'oxygène aux microorganismes aquatiques Makhoukh et al. (2011). On peut conclure que les teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux du lac sont inférieures à la teneur suggérée par les normes internationales (50 mg/l). Ce qui indique que les eaux étudiées ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les nitrates.

En ce qui concerne les concentrations en nitrites, les eaux étudiées ont une valeur considérée comme létale. Les nitrites sont surtout nuisibles pour les jeunes poissons. Ils proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence de l'action dénitrifiante des bactéries (Dib, 2009). Une eau qui renferme des nitrites est considérée comme suspecte car il lui est souvent associé à une détérioration de la qualité microbiologique (Rodier, 2005).

Cette étude a révélé que la concentration en phosphates est largement conforme à la théorie de Stone et Thomforde (2004) qui stipule qu'une teneur en phosphate $\leq$ 0,06 mg.L-1 convient à la pisciculture. Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol et leur présence dans les eaux naturelles est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique (Beaudry, 1984).

La norme admissible pour la DCO étant de 20 mg/l, on note une valeur de 90.15mg/l à la station 6 et de 170,1 au mois de mars. Ces valeurs élevées pourraient correspondre à une forte teneur de matières organiques oxydables présentes dans le lac. Un tel résultat a été enregistré par Dovonou et al. (2011) sur le lac Nokoué. Ce qui augmente la demande chimique en oxygène et sollicite beaucoup d'oxygène pour se décomposer.

Quant à la DBO_5, elle vient confirmer les teneurs en DCO enregistrées. Elle présente ainsi des valeurs souvent supérieures à 30 mg/l. Ceci pourrait être dû à la décomposition des macrophytes ou d'autres matières organiques apportées par les pêcheurs dans le lac lors de la nutrition des poissons. La décomposition de tous ces végétaux occasionne une importante consommation d'oxygène dissous, et par la suite, une désoxygénation du milieu. D'où une menace à l'endroit des espèces aquatiques. Des études sur le lac Azili ont montré des résultats similaires (Dovonou et al., 2022).

CONCLUSION ET RECOMMENDATIONS

Ce travail de recherche constitue une première contribution à la compréhension des variations physico-chimiques des eaux du lac Dogodogo. Les teneurs observées pour la plupart des paramètres physico-chimiques étudiés ne dépassent pas les normes internationales respectives, relative à la qualité des eaux superficielles. L'indice de pollution organique a révélé que ces eaux sont de forte pollution organique. Ce qui est un enrichissement en matières organiques. On peut signaler que lac subit une faible dégradation à la vue des valeurs des paramètres physico-chimiques trouvées. D'où une vigilance et une attention particulière à l'endroit du lac s'avèrent nécessaires pour éviter le pire dans les années à venir.

Pour une gestion durable de cet écosystème aquatique, d'autres paramètres physico-chimiques (métaux lourds, les sulfates, les chlorures, …) pourraient ultérieurement faire objet d'étude aux futurs chercheurs. Comme le niveau de contamination s'annonce, il faut prendre des mesures visant à protéger cet écosystème.

Tenant compte de multiples services écosystémiques de cet écosystème lacustre, il est recommandé :

- ✓ A la population riveraine d'envisager des pratiques de protéger la biodiversité du lac et de gestion durable de cette ressource naturelle.
- ✓ Aux gestionnaires des aires protégées et à l'administration locale de règlementer toutes les activités faites aux environs du lac.
- ✓ Au pouvoir public, d'organiser des séances de formation et d'information à l'endroit de toutes les parties prenantes (population, gestionnaires des aires protégées et administration locale) sur la politique de la gestion de ce genre de domaines d'importance capitale.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Abda A. (2014). Traitement des eaux de surface et les risques génotoxiques des sous-produits de chloration, thème de doctorat. Université de Guelma.
2. Agrigon A. (2000). Annuaires de la qualité des eaux et des sédiments, DUNOD 206p.
3. Allison E.H., Paley R.G.T., Ntakimazi G., Cowan V.J. et West K. (2000). Evaluation et conservation de Biodiversité dans le lac Tanganyika: Rapport technique final de BIOSS. Lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du lac Tanganyika. *Institute of Freshwater Ecology* RAF/92/G32).
4. Assaad A. (2014). Pollution anthropique de cours d'eau: caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux (Doctoral dissertation, Université de Lorraine).
5. Bigumandondera, P., Ndikuryayo, F., et Nineza C., (2021). Pollution en ville de Bujumbura: ampleur, impacts préjudiciables et pistes de remédiation. *Bulletin Scientifique sur l'Environnement et la Biodiversité.*4 :35-47
6. Buhungu S., Montchowui E., Barankanira E., Sibomana C., Ntakimazi G. et Bonou C.A. (2018). Caractérisation spatio-temporelle de la qualité de l'eau de la rivière Kinyankonge , affluent du Lac Tanganyika , Burundi
7. Buhungu S., Montchowui E., Sibomana C., Barankanira E., Ntakimazi G. et Bonou C.A. (2019). Diversité et abondance zooplanctonique de la rivière Kinyankonge (Bujumbura, Burundi) en relation avec les variables environnementales. *Annales des sciences agronomiques* 23(1) : 1-20.
8. Burton G.A.JR. et Pitt R.E. (2001). Stormwater effects handbook, a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. CRC/ Lewis Publishers, 875p.
9. Burundi Nature Action (2014). Stratégie pour la limitation de la pollution du lac Tanganyika. Critical ecosystem partnership fund, Bujumbura, Burundi, 40 p.
10. Cardot c. (1999). Génie de l'environnement : Les traitements de l'eau, procédés physico-chimiques et biologiques ; cours et problèmes résolus, 247p.
11. Cardot C. (1999). Génie de l'environnement, des traitements de l'eau : procédés physicochimiques et bactériologiques. Edition Ellipses, P247
12. Chapman Kimstch 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.bE and FN Spon, London, 59-126p.

13. Cote R., Bussieres D. et Desgagnes P. (2002). Distribution spatio-temporelle du phytoplancton et du zooplancton dans le lac Saint-Jean (Québec), un réservoir hydroélectrique. *Revue de sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15 (3), 597–614.
14. De Villers, Juliette, Squilbin, Marianne, Yourassowsky et Catherine (2005). Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles".
15. Degremont G. (2005). Mémento technique de l'eau, Tome 1, 10ème édition : Tec et doc. *Dunod* Paris 1130p.
16. Dib I. (2009). L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la Plaine de Godaine, Ain yaghout, mémoire de magistère, université Hadj lakhdar, Batna.
17. Dovonou F, Aïna M, Boukari M et Alassane A. (2011). Pollution physico-chimique et bactériologique d'un écosystème aquatique et ses risques écotoxicologiques : cas du lac Nokoue au Sud Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci*., **5**(4): 1590-1602. DOI:http://dx.doi.org/10.4314/IJBCS.v5i4.23.
18. Dovonou F. E., Alladassivo E. M., Koukpo J. M., Sintondji L. et Yalo N. (2022). Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau du lac Azili dans la commune de Zangnanado au centre du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *16*(2): 867–877. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v16i2.28 XE "Table de matiere"
19. EL Blidi S. et Fekhaoui M. (2003). Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc). *Bull. Inst. Sci., 25: 57-65.*
20. FAO. (2006). State of World Aquaculture, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries Technical Rome
21. Ferland J. L. (2013). Guide technique de captage d'eau souterraine pour des résidences isolées.CNRS. Paris, France.
22. Fofana, N. M., Etile, R. N. et Gooe Bi. G. (2019). Répartition saisonnière du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementale dans le lac Kaby (Bongouanou, Cote d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 140: 14256 – 14267.
23. Gaujous D. (1995). La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire. Ed. Technique et documentation, Lavoisier, Paris.16, 220p.

24. Ghazali D. et Zaid A. (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknes-Maroc), Larhyss Journal.

25. Hakmi A. (2006). Traitement de l'eau de source Bousfer Oran. Mémoire de licence traitement des eaux, Université des Sciences et de la Technologie Oran, 48 p.

26. INECN (2013). Plan régional de mise en œuvre de la Stratégie Nationale et Plan d'Action sur la Biodiversité dans la plaine de l'Imbo. Bujumbura, Burundi.

27. Joffin C. et Joffin J.N. (1999). Microbiologie alimentaire, 5ème édition Aquitaine. Collection BiologieTechnique, p : 211

28. Kadlec R. et Reddy K. (2001). Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, 73: 543–557.

29. Kettab A. (1992). Traitement des eaux (eaux potables). Ed. Office des publications universitaire.

30. Kouassi A.M. et Adingra A.A. (2005). Surveillance hydrologique des eaux de la lagune Ebrié au niveau d'Abidjan, Fiches techniques et documents de vulgarisation, Abidjan, CRO, 1-18

31. Lacroix G. et Danger M. (2008). Des réseaux trophiques au fonctionnement des écosystèmes lacustres : vers une intégration de l'hétérogénéité et de la complexité. *Revue des Sciences de l'Eau* : 45-62.

32. Ladjel S. (2009). Contrôle des paramètres physico-chimiques et bactériologiques d'une eau de consommation. Les cahiers techniques du stage T 7. Centre de formation en métiers de l'eau, Tizi Ouzou, 101 p.

33. 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 Wallonn humides dans le cadre de l'année Mondiale des zones humides, Jambes, Régions Wallonne, DGRNE. pp. 67-82.

34. Leynaud G. (1968). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture, 224-881p.

35. Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A. et Van Clooster M. (2011). Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (9).

36. Mambou Ngueyep L. L., Takougang Kingni S., Ayiwouo Ngounouno M. et Ndi A. A. (2021). The impact of gold mining exploitation on the physicochemical quality of water: case of Batouri (Cameroon). *International Journal of Energy and Water Resources*, *5*(2): 159–173.

37. Matinkpon T., Houelome A., Adandedjan D. et Hyppolite A. (2020). Caractérisation physico-chimique du lac Ahémé et ses chenaux au Sud-Ouest du Bénin Résumé. September.

38. Mc Kinney M.L. (2002). Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52: 883-890.

39. Medhat I. et Zarrag A. (2010). Mechanism of Pollution Control for Aquatic Plant Water Hyacinth. *The Open Spectroscopy Journal, 10* :10–15.

40. Merceron M. (1999). Pollution diffuses du bassin versant au littoral, Ed Ifreme, 350 p.

41. Merzoug S.E. (2009). Etude de la qualité microbiologique et physico-chimique de l'eau de l'écosystème lacustre Garaet Hadj-Taher (Benazzouz, Wilaya de Skikda), Mémoire de master, université de Guelma pp : 51, 68.

42. Metahri M.S. (2014). Qualité des eaux usées, Cours pédagogique de 2éme année master traitement et valorisation des ressources hydriques, Département des sciences agronomiques, facultés des sciences biologiques et agronomiques, Université Mouloud MAMMERI de Tizi-Ouzou, Algérie.

43. Mint K.; Mohamed Salem, N'diaye A D., Mosao Kankou et Tine A. (2011). Evaluation de la qualité de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal. Science Lib, 3 :110706, p.12.

44. Monod I. (1989). Mémento technique de l'eau Tome I 9éme édition du cinquantenaire, p1200.

45. Mouly D., Joulin E., Roosin C., Beauudeau P., Zeghnoun A., Olszewski-Ortar A. et Munoz J. F. (2008). Rapport d'étude, Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France – Campagne d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trialomethanes, saint-Maurice (Fra). Institut de veille sanitaire.

46. Mullis R. M., Revitt D.M. et Shutes R.B.E (1997)**.** The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. Water Sci. Technol., 36:195-199p.

47. N'diaye A. D., Salem K. M. M., Kory M. B. El, Kankou M. O. S. A. O. et Baudu M. (2014). Contribution to Space and temporal Study of the physicochemical quality of water from the Senegal River right bank. *Jmescn*, *5*(1), 320–329.

48. Nalco (1983). Manuel de l'eau, Edition Tec- Doc – Lavoisier, Paris.

49. Nemery Julien (2018), Phosphore et eutrophisation, Encyclopédie de l'Environnement. Consulté le 4 avril 2023 [en ligne ISSN 2555-0950] url : https://www.encyclopedie-environnement.org/eau/phosphore-et-eutrophisation/.

50. OMS. (2004). Directives de qualité pour l'eau de boisson de boissons (éd .3eme), Vol.1 Directives. Ed. Organisation Mondiale de la santé, Genève.

51. Potelon J.L. et Zysman K. (1998). Le guidedes analyses de l'eau potable, la lettre du cadre territorial, ISBN 2-84074-152-0,516-517p.

52. Ramande F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau Ediscience international, Paris, ISBN 2-84074-152-0, 516-517p.

53. Ramande F. (2000). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de science de l'environnement, 2e édition, DUNOD, Paris, 651p.

54. Rejsek F. (2002). Analyse des eaux : aspects réglementaires et techniques CRDP(le centre régionale des documentations pédagogiques) d'Aquitaine. Bordeaux, France.

55. Revitt D.M. et Shutes R.B.E. (1997). The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. Water Science Technology, 36 : 195-199p.

56. Richard C. (1996). Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Ed. Edition

57. Rodier J. (1996). Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires. 8éme édition.

58. Rodier J. (2005). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8è éd., Dunod, Paris, ISBN 2-100496360, 66-67, 968-1078p.

59. Rodier J., B. Legube et N. Merlet (2009). L'analyse de l'eau, 9eme édition, Edition Dunod.

60. Rodier J., Legube B. et Merlet N. (2009). L'analyse de l'eau, 9eme édition, Edition Dunod.

61. Salghi R. (2000). Différents filières de traitement des eaux. Thèse d'habilitation.

62. Satin M. et Selmi B. (1999). Guide technique de l'assainissement, 2eme édition, Edition Moniteur.

63. Savary P. (2003). Guide de l'analyse de la qualité de l'eau, Ed Tchni. Cites, ISBN 2-84866-012-0. *Scientifiques et Médicales Elservier, Paris,* 115 p.

64. Stone N. M. and Thomforde H. K. (2004). "Understanding Your Fish Pond Water Analysis Report". Cooperative Extension Program, University of Arkansas at Pine Bluff Aquaculture.

65. Tremblay L. (1995). La production des trialomethanes dans les systèmes de distribution d'eau potable au Québec. Université ibn zohr p 22.

66. UNEP/MAP/MEDPOL. (2004). Guidelines on environmental inspection systems for mediterranean region. MAP technical reports series N° 149.

67. Villain M. (1989). La production végétale. Vol 2 : la maitrise de technique de la production. ED. Lavoisier (ed.J. Baillière). Paris- France.

68. Vollenweider, R.A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. *O.C.D.E.* Paris, Technical Report, DA 5/SCI/68.27, *250 p*

69. W.H.O (OMS) (1987). Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global environment Monitoring system, WHO, UNEP.

ANNEXES

Annexe 1 : Résultats des paramètres physicochimiques

Tableau 1 : Résultats de température en °C

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	26.5	26.76	26.6	26.62	26.8	26.13
le 14/4/2022	26.5	26.6	26.16	26.04	26.08	26.7
le 05/5/2022	26.1	27.2	27.63	30.73	27.6	28.26
le 25/5/2022	26.12	26.9	27.03	27.73	27.6	28
le14/6/2022	26.3	25.5	26.2	26.6	25.4	25.2
le 05/7/2022	25	24.46	25	25.05	24.8	25
le 21/7/2022	26.3	25.56	25.93	25.93	25.6	25.6
le 09/8/2022	25	24.56	25.4	25.4	25.5	25.2

Tableau 2 : Résultats de pH

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	7.401	7.72	7.93	7.723	7.696	7.9
le 14/4/2022	7.3	7.26	7.53	7.601	7.96	7.38
le 05/5/2022	7.426	7.903	7.97	7.826	7.736	7.963
le 25/5/2022	7.61	7.603	7.93	7.81	7.626	7.863
le14/6/2022	6.88	7.27	7	7.22	6.69	7.2
le 05/7/2022	8.07	8.626	8.356	8.166	8.29	8.236
le 21/7/2022	8.22	7.95	8.236	8.276	8.256	8.146
le 09/8/2022	8.36	8.16	8.386	8.653	8.61	8.5

Tableau 3 : Résultats de C.E en µS/Cm

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	188.2	218.1	183.21	187.12	181.36	185.02
le 14/4/2022	185.2	212.01	179.23	183.12	186.36	183.62
le 05/5/2022	188.53	220.6	185.4	187.96	189.2	186.26
le 25/5/2022	189.53	223.6	188.42	186.6	182.21	187.06
le14/6/2022	280	261	268	265	254	259
le 05/7/2022	387.3	356.3	364.5	368.5	367.6	369.6
le 21/7/2022	403	405	408	404	400.3	401.6
le 09/8/2022	413	412	416	414.7	409.1	411.2

Tableau 4 : Résultats des solides totaux dissous en mg/l

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	97.86	114.1	98.3	98.91	100.3	99.26
le 14/4/2022	93.56	115.21	99.3	97.61	108.3	97.22
le 05/5/2022	98.63	115.3	98.26	99.53	100.5	98.56
le 25/5/2022	98.62	115.26	97.23	99.83	106.02	98.36
le14/6/2022	123	138	142	141	134	137
le 05/7/2022	204.3	190.3	193	195.6	196.3	196.3
le 21/7/2022	214.6	214.3	217	215	213.6	214.3
le 09/8/2022	218.6	217.3	226.2	227	224.5	224.8

Tableau 5 : Oxygène dissous en mg O2/l

	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	0.8064516	0.6451613	2.1370968	2.1370968	1.0685484	3.4274194
le 14/4/2022	5.0403226	7.0564516	6.3508065	7.6612903	6.0483871	6.0483871
le 05/5/2022	6.0483871	7.2580645	6.25	7.0564516	6.3508065	6.0483871
le 25/5/2022	6.0483871	7.0564516	6.1491935	7.358871	6.3508065	6.3508065
le14/6/2022	3.5282258	4.1834677	3.5282258	2.5201613	3.0241935	3.4274194
le 05/7/2022	5.0403226	7.358871	6.0483871	3.0241935	5.0403226	5.0403226
le 21/7/2022	4.3346774	5.3427419	5.5443548	5.6955645	6.0483871	6.0483871
le 09/8/2022	5.0403226	3.0241935	4.5362903	5.0403226	5.0403226	5.0403226

Tableau 6 : Résultats de nitrites en mg/l

	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	0.5925926	0.6156208	0.8957974	0.6885435	0.7211668	0.7038956
le 14/4/2022	0.3200921	0.084053	0.3143351	0.197275	0.2874688	0.0763769
le 05/5/2022	0.3258492	0.08981	0.3239301	0.2087891	0.2913069	0.0782959
le 25/5/2022	0.3220111	0.091729	0.3296872	0.2107081	0.2932259	0.0744579
le14/6/2022	0.1531376	0.0994051	0.2452504	0.2126271	0.087891	0.197275
le 05/7/2022	0.1492996	0.0974861	0.2471694	0.2049511	0.0936481	0.195356
le 21/7/2022	0.1032431	0.0821339	0.1128382	0.0974861	0.1109192	0.0821339
le 09/8/2022	0.1128382	0.1013241	0.08981	0.1128382	0.08981	0.5215889

Tableau 7 : Résultats de la transparence en cm

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	65.3	93.5	58.5	75.3	67.83	67.83
le 14/4/2022	67.3	95.6	60.15	78.3	68.33	69.03
le 05/5/2022	46.6	85	40.6	49	47.3	35.3
le 25/5/2022	46.07	86.02	42.6	48.9	48.1	37.03
le14/6/2022	74	99	75	92	77	78
le 05/7/2022	73.1	102.3	77	93.2	79.8	79
le 21/7/2022	74.2	102.8	78.3	94.1	80.23	79.86
le 09/8/2022	56.16	66.6	63.86	69.3	71.3	72

Tableau 8 : Résultats d'ammoniums en mg/l

	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	0.1184072	0.1236814	0.376846	0.0841245	0.2291667	0.6115506
le 14/4/2022	0.7376055	0.6880274	0.9306435	0.4744198	0.3689346	0.7091245
le 05/5/2022	0.7534283	0.7143987	0.9332806	0.4796941	0.3953059	0.7117616
le 25/5/2022	0.7587025	0.74077	0.9385549	0.4796941	0.4005802	0.7012131
le14/6/2022	0.4111287	0.3742089	0.3873945	0.5060654	0.3900316	0.4137658
le 05/7/2022	0.4190401	0.3742089	0.3059072	0.4219409	0.3059072	0.4216772
le 21/7/2022	0.4876055	0.4084916	0.4137658	0.5113397	0.4454114	0.3425633
le 09/8/2022	0.5007911	0.3742089	0.477057	0.4928797	0.4691456	0.4612342

Tableau 9 : Résultats des nitrates en mg/l

	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	0.147897	0.0851224	0.162963	0.1792844	0.2257376	0.3249215
le 14/4/2022	0.1667294	0.0537351	0.2156937	0.0575016	0.0775895	0.0876334
le 05/5/2022	0.1516635	0.0976773	0.1692404	0.1918393	0.237037	0.3450094
le 25/5/2022	0.1491525	0.1001883	0.1667294	0.1880728	0.2382925	0.3412429
le14/6/2022	0	0	0	0	0	0
le 05/7/2022	0.0349027	0.1905838	0	0	0	0
le 21/7/2022	0	0	0	0	0	0
le 09/8/2022	0	0	0.0210923	0.0060264	0	0

Tableau 10 : Résultats des phosphates en mg/l

	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	0.0062094	0.0054035	0.0093303	0.0062606	0.0059958	0.0056228
le 14/4/2022	0.0001213	8.144E-05	0.0001726	0.0001242	0.0010724	1.709E-06
le 05/5/2022	0.0001555	8.429E-05	0.0001754	0.0001298	0.0010752	0
le 25/5/2022	0.0001697	8.998E-05	0.0001697	0.0001327	0.0011037	1.709E-06
le14/6/2022	0	0	0	0	0	0
le 05/7/2022	0	0	0	0	0	0.0050846
le 21/7/2022	0	0	0	0	0	0
le 09/8/2022	0	0	0	0	0	0

Tableau 11 : Résultats de DCO en mg d'O_2/l

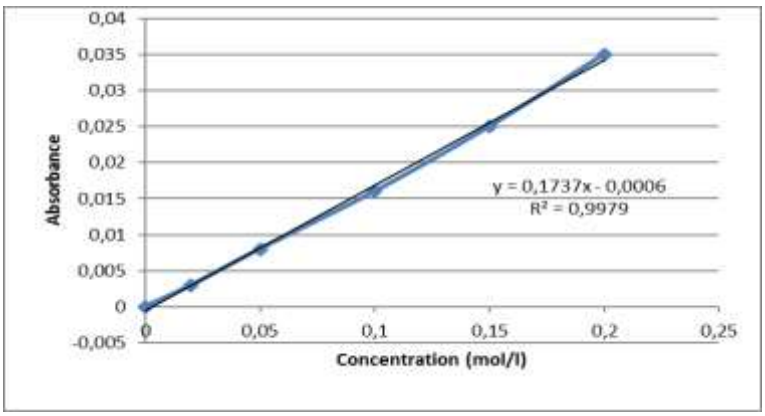
	sit1	**Sit2**	**Sit3**	**Sit4**	**Sit5**	**Sit6**
le23/03/2022	140.2	160.03	145.02	135.11	130.23	310.21
le 14/4/2022	72.02	56.11	44.01	108.24	70.12	104.01
le 05/5/2022	74.06	60.13	45.21	105.07	72.13	101.03
le 25/5/2022	70.51	63.05	44.1	102.21	75.02	98.3
le14/6/2022	29.02	32.61	30.06	35.02	31.3	38.14
le 05/7/2022	26.08	29.03	28.12	36.01	33.1	40
le 21/7/2022	30	38.01	24.2	38.03	30.1	14.23
le 09/8/2022	40.24	35.1	28.04	39.3	28.06	15.26

Tableau 12 : Résultats de DBO5 en mg d'O_2/l

	sit1	**sit2**	**sit3**	**sit4**	**sit5**	**sit6**
le23/03/2022	42	38	32	52	40	66
le 14/4/2022	42	40	30	52	38	58
le 05/5/2022	42	42	32	54	36	64
le 25/5/2022	31	38	30	52	37	60
le14/6/2022	40	40	30	52	42	66
le 05/7/2022	42	38	30	50	40	66
le 21/7/2022	40	40	28	50	38	68
le 09/8/2022	42	38	34	52	40	64

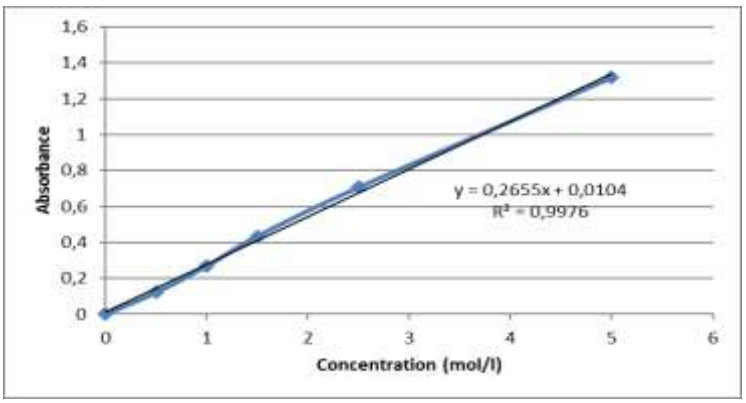
Annexe 2: Les courbes d'étalonnage

Figure 1 : Courbe d'étalonnage des nitrites



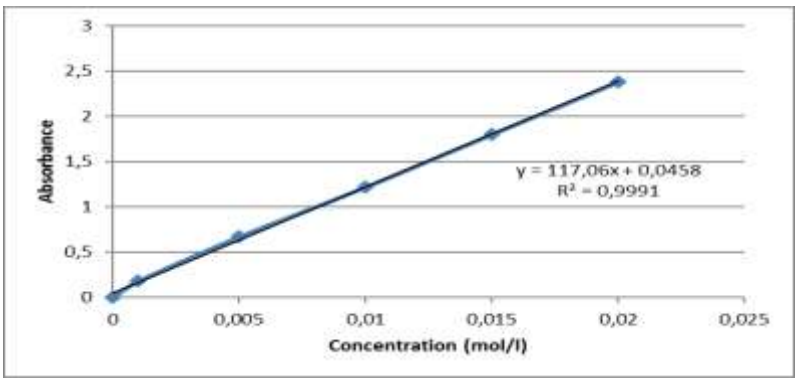
x	y
0	0
0.02	0.003
0.05	0.008
0.1	0.016
0.15	0.025
0.2	0.035

Figure 2 : Courbe d'étalonnage pour les nitrates



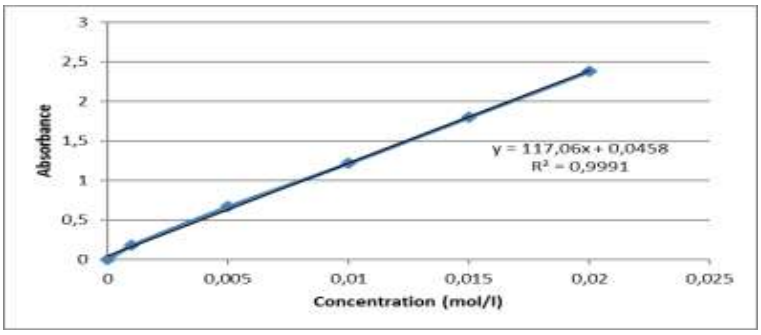
x	y
0	0
0.5	0.122
1	0.269
1.5	0.435
2.5	0.707
5	1.317

Figure 3 : Courbe d'étalonnage d'azote ammoniacal ($NH4^{+}$)



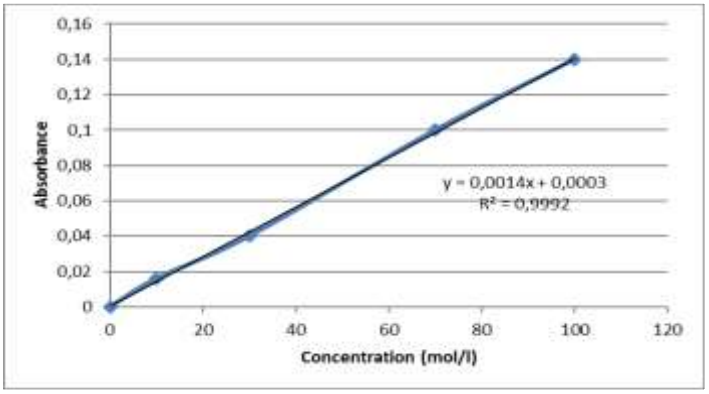
x	y
0	0.001
1	0.1
3	0.366
5	0.633
8	1.0001
10	1.252

Figure 4 : Courbe d'étalonnage pour les phosphates



x	y
0	0
0.001	0.18
0.005	0.67
0.01	1.218
0.015	1.8
0.02	2.377

Figure 5 : Courbe d'étalonnage pour la DCO



x	y
0	0
10	0.016
30	0.04
70	0.1
100	0.14



Figure 6 : Les végétaux aquatiques du lac Dogodogo (les nénuphars et les nymphéas)