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

Evaluation de l’influence de la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi sur l’abondance et la diversité du zooplancton du lac Tanganyika, province Rumonge au Burundi

Nsengiyumva, Emile; Sous la direction de : Directeur : Dr. Pierre Ntakiyiruta; Co-directeur : Dr. Norbert Manirakiza

2025-03
UB, FS
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/2107

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

UNIVERSITE DU BURUNDI

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE CHIMIE

EVALUATION DE L'INFLUENCE DE LA CHARGE POLLUANTE APPORTEE PAR LA RIVIERE RUZIBAZI SUR L'ABONDANCE ET LA DIVERSITE DU ZOOPLANCTON DU LAC TANGANYIKA, PROVINCE RUMONGE AU BURUNDI.

Par :

NSENGIYUMVA Emile

Mémoire présenté et défendu publiquement en vue de l'obtention du diplôme de master en sciences chimiques.

Spécialité : **C**ontrôle et **A**nalyses **C**himiques

Sous la direction de :

Directeur : **Dr. Pierre NTAKIYIRUTA**

Co-directeur : **Dr. Norbert MANIRAKIZA**

Bujumbura, Mars 2025

Evaluation de l'influence de la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi sur l'abondance et la diversité du zooplancton du lac Tanganyika, province Rumonge au Burundi.

LES MEMBRES DU JURY

Président : Pr. Pierre Claver MPAWENAYO

Secrétaire : Dr. Daniel RUCAKUMUGUFI

Directeur : Dr. Pierre NTAKIYIRUTA

Co-directeur : Dr. Norbert MANIRAKIZA

DEDICACE

A mes parents,

A mon épouse,

A mon fils,

A mes frères et sœurs,

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 marque l'aboutissement d'une préparation longue et exigeante. Dans un premier temps, je tiens à exprimer mes sincères gratitudes au Dr. Pierre NTAKIYIRUTA et Dr. Norbert MANIRAKIZA qui ont acceptés de consacrer de leur temps précieux à l'encadrement de ce travail, malgré leurs nombreuses obligations. Leurs conseils avisés ont été déterminants dans la réalisation du présent travail. Je remercie sincèrement l'Université du Burundi, à travers sa Direction de la Recherche et des Innovations, pour avoir accepté de financer nos travaux de recherches, dont l'échantillonnage sur terrain et les analyses effectuées au laboratoire en dehors et à l'Université du Burundi. Leur soutien financier et logistique a été essentiel à la réussite de ce travail. Je tiens également à exprimer ma gratitude à toute l'équipe impliquée, dont les efforts collectifs ont permis le bon déroulement de cette activité, de l'organisation des échantillonnages à la gestion des différentes étapes de la recherche. Leur collaboration a été indispensable pour surmonter les défis rencontrés et garantir le succès de cette étude.

Je tiens ensuite à remercier le Prof. Vestine NTAKARUTIMANA, Responsable de Master en Sciences Chimiques (CAC), pour ses précieuses contributions, tant sur le plan administratif que technique, ainsi que pour les conseils avisés qu'il nous a fournis. Je vais aussi transmettre mes vifs remerciements aux membres du jury qui ont accepté de faire partie de l'équipe évaluant de ce travail.

Je remercie encore tous les enseignants qui ont contribué à ma formation, du primaire à l'Université, et tout particulièrement ceux de la Faculté des Sciences, qui m'ont permis de découvrir et de m'intégrer dans le monde scientifique.

Je suis profondément reconnaissant envers ma famille, pour son soutien constant, tant moral que financier, qui a été essentiel dans l'accomplissement de ce travail. Enfin, un grand merci à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à l'achèvement de ce mémoire. Que chacun trouve ici l'expression de ma gratitude la plus sincère.

Evaluation de l'influence de la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi sur l'abondance et la diversité du zooplancton du lac Tanganyika, province Rumonge au Burundi.

RESUME

Malgré sa riche biodiversité, le Lac Tanganyika subit continuellement une dégradation, dont l'une des principales causes est la pollution. Cette pollution représente une menace périlleuse contre certaines espèces. Il s'agit notamment de la pollution physique due à l'érosion des bassins versant, de la pollution chimique due aux eaux usées, résiduaires et aux produits chimiques en provenance des industries. Cette étude évalue l'influence de la charge polluante de la rivière Ruzibazi, un de ses affluents, sur l'abondance du zooplancton qui sont considérés comme un des indicateurs de pollution. Cette étude a été réalisée en deux saisons (saison sèche et saison des pluies) en raison de deux campagnes pour chaque saison. Les échantillons ont été prélevés en amont et à l'embouchure de cette rivière. Certains paramètres comme le pH, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, les TDS, la température ont été mesurés sur terrain. D'autres paramètres comme les phosphates, les différentes formes d'azotes, les matières organiques, les métaux, l'abondance et la diversité des zooplanctons ont été analysés au laboratoire à l'aide des méthodes standards. Dans le but de calculer la charge polluante, la mesure du débit de cette Rivière a été également effectuée. Les résultats de cette étude montrent que la concentration en fer total dépasse la norme Burundaise, atteignant 4,183 mg/l contre une limite de 1 mg/l, tandis que le manganèse et le nickel restent conformes. Les flux de nutriments et de métaux lourds s'intensifient en saison des pluies sous l'effet du ruissellement, avec une augmentation significative du manganèse (80,25 kg/j), fer (3926,1 kg/j) et du nickel (27,06 kg/j). Les rejets de DBO5 (5132,2 kg/j), MES (3593 kg/j), huiles et graisses (641,05 kg/j) et TDS (15 853,7 kg/j) sont également plus élevés durant cette période. La communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes, rotifères, ostracodes et cladocères. L'abondance maximale est observée en juin et août, avec une diminution en décembre. *Mesocyclops leuckarti* et les *nauplii* sont présents toute l'année, tandis que les rotifères, principalement *Lecane luna* et *Scaridium sp* atteignent un pic en août. L'indice de diversité de Shannon varie entre 1,66 et 2,46 bits/ind, indiquant une diversité maximale au début de décembre. L'indice d'équitabilité de Piélou oscille entre 0,64 et 0,87, traduisant une répartition inégale des espèces selon les saisons. Ces fluctuations témoignent de l'influence des variations saisonnières sur la structure et la dynamique du zooplancton.

Mots clés : Rivière Ruzibazi, qualité de l'eau, eau de surface, zooplancton, débit, charges polluantes.

Evaluation de l'influence de la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi sur l'abondance et la diversité du zooplancton du lac Tanganyika, province Rumonge au Burundi.

ABSTRACT

Despite its rich biodiversity, Lake Tanganyika is continually undergoing degradation, one of the main causes of which is pollution. This pollution poses a perilous threat to certain species. These include physical pollution due to watershed erosion, chemical pollution due to wastewater, wastewater and chemicals from industries. This study assesses the influence of the pollutant load of the Ruzibazi River, one of its tributaries, on the abundance of zooplankton, which are considered as one of the indicators of pollution. This study was carried out in two seasons (dry season and rainy season) due to two campaigns for each season. Samples were taken upstream and at the mouth of this river. Some parameters such as pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, TDS, temperature were measured in the field. Other parameters such as phosphates, different forms of nitrogen, organic matter, metals, abundance and diversity of zooplankton were analyzed in the laboratory using standard methods. In order to calculate the pollutant load, the flow rate of this River was also measured. The results of this study show that the concentration of total iron exceeds Burundian standard, reaching 4.183 mg/l against a limit of 1 mg/l, while manganese and nickel remain compliant. Turbidity increases considerably during the rainy season (102.925 ± 75.82 NTU against a threshold of 30 NTU), and fecal contamination remains high throughout the year, with levels of total coliforms, E. coli and Salmonella exceeding Burundian standards. Nutrient and heavy metal fluxes increase during the rainy season due to runoff, with significant increases in manganese (80.25 kg/d), iron (3926.1 kg/d), and nickel (27.06 kg/d). Discharges of BOD5 (5132.2 kg/d), suspended solids (3593 kg/d), oils and greases (641.05 kg/d), and TDS (15,853.7 kg/d) are also higher during this period. The zoopl ankton community is dominated by copepods, rotifers, ostracods, and cladocerans. Maximum abundance is observed in June and August, with a decrease in December. *Mesocyclops leuckarti* and *nauplii* are present year-round, while rotifers, mainly *Lecane luna* and *Scaridium sp,* peak in August. The Shannon diversity index ranges between 1.66 and 2.46 bits/ind, indicating maximum diversity in early December. The Piélou evenness index ranges between 0.64 and 0.87, reflecting an uneven distribution of species across seasons. These fluctuations demonstrate the influence of seasonal variations on zooplankton structure and dynamics.

Keywords: Ruzibazi River, water quality, surface water, zooplankton, flow, pollutants load.

TABLE DES MATIERES

LES MEMBRES DU JURY i

DEDICACE 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 : QUELQUES GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE 4

I.1. Définition des eaux de surface 4

I.2. Définition de la charge polluante 4

I.3. Cycle de l'eau et rôle des eaux de surface 4

I.4. Importance des eaux de surface pour l'écosystème 5

I.5. Qualité et contamination des eaux de surface 6

I. 6. Gestion et protection des eaux de surface 6

I.7. Généralités sur les paramètres suivis dans cette étude 7

I.7.1. Paramètres généraux 7

I.7.1.1. pH 7

I.7.1.2 Température 7

I.7.1.3. Conductivité électrique 7

I.7.1.4. Solides Totaux Dissous (TDS) 8

I.7.1.5. Oxygène dissous et pourcentage en oxygène dissous 8

I. 7.1.6. Débit 8

I. 7.1.7. Matières en suspension (MES) 9

I. 7.1.8. Turbidité 9
I. 7.2. Paramètres spécifiques 9
I. 7.2.1. DBO5 9
I.7.2.2. Phosphore total 10
I.7.2.3. Azote total 10
I.7.2.4. Fer total 11
I.7.2.5. Manganèse 11
I.7.2.6. Chrome VI 11
I.7.2.7. Huiles et graisses 11
I.7.2.8. Nickel 12
I.7.3. Paramètres microbiologiques 12
I.7.3.1. Coliformes totaux 12
I.7.3.2. Escherichia coli 12
I.7.3.3. Salmonella 13
I.7.4. Zooplancton 13
CHAPITRE II. MATERIELS ET METHODES 15
II.1. Description de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage 15
II.2. Echantillonnage 17
II. 3. Mesures et analyses des paramètres physico-chimiques 18
II. 3. 1. Limites 18
II. 3. 2. Mesures in-situ 18
II. 3. 3. Matériel et méthodes d'analyse au laboratoire 19
II.4. Analyse microbiologique 21
II.5. Observation, identification et dénombrement des zooplanctons 22
II.6. Analyse statistique 23
CHAPITRE III. PRESENTATION ET DISCUSSION DES RESULTATS 24
III. 0. Introduction 24
III. 1. Variation spatiale de la concentration des paramètres mesurés in situ 24
III. 2. Variation spatiale de la concentration des nutriments 25

III. 3. Variation spatiale de la concentration des métaux lourds 25
III. 4. Variation spatiale de la concentration en DBO5, HG, MES, TDS et Turbidité 26
III. 5. Variation spatiale des paramètres microbiologiques 27
III. 6. Débit 27
III. 7. Variation de la concentration des paramètres mesurés in situ en fonctions des saisons 28
III. 8. Variations de la concentration des nutriments en fonction des saisons 30
III. 9. Variations de la concentration des métaux lourds en fonctions des saisons 31
III. 10. Variations de la concentration de DBO5, HG, MES, Turbidité en fonction des saisons 33
III. 11. Paramètres microbiologiques 34
III. 12. Charges polluantes 35
III. 12. 1. Flux polluants en nutriments 35
III. 12. 2. Calcul des flux polluants des métaux lourds 37
III. 12. 3. Flux polluants en : DBO5, HG, MES, TDS 39
III. 13. Influence de la charge polluante sur l'abondance et la diversité du zooplancton 45
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 47
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 50
ANNEXES 59

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

C T	: Coliformes Totaux
CE	: Conductivité électrique
DBO5	: Demande Biochimique en Oxygène
H´	: Indices de diversité de Shannon-Weaver
HG	: Huile et Graisse
Ind	: Individu
J'	: Indice d'équitabilité de Piélou
MES	: Matières en suspension
NTU	: Nephelometric Turbidity Unity
OD	: Oxygène Dissous
ODD	: Objectifs de Développement Durable
pH	: Potentiel d'Hydrogène
Pv	: P- value
S.U	: Société Unipersonnelle
SO (%)	: Pourcentage de Saturation en Oxygène Dissous
SP	: Saison Pluvieuse
SS	: Saison Sèche
Turb	: Turbidité
UB	: Université du Burundi
UFC	: Unité formant colonie

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma du cycle de l'eau (Bosilovich et al., 2021).....5
Figure 2 : Carte de la zone d'étude montrant deux sites d'échantillonnage.....16
Figure 3 : Illustration des sites d'échantillonnages (A)= site 1 et (B)= site 2.....16
Figure 4 : Filet d'échantillonnage (A), Flacon de transport des échantillons (B) et Microscope de dénombrement (C) du zooplancton.....17
Figure 5 : Variation des paramètres mesurés in situ en fonction des sites d'échantillonnage 24
Figure 6 : Variation de la concentration des nutriments en fonction des sites d'échantillonnage 25
Figure 7 : Variation de la concentration des métaux lourds en fonction des sites d'échantillonnage 25
Figure 8 : Variation spatiale de la concentration en DBO5, HG, MES, TDS et Turbidité 26
Figure 9 : Variation spatiale de la concentration des paramètres microbiologiques.....27
Figure 10 : Variation de la concentration des paramètres mesurés in situ en fonction des saisons 28
Figure 11 : Variations de la concentration des nutriments en fonction des saisons.....30
Figure 12 : Variations de la concentration des paramètres microbiologiques en fonction des saisons 34
Figure 13 : Comparaison des charges polluantes en nutriments en fonction des saisons 35
Figure 14 : Variation des charges polluantes des métaux lourds en fonction des saisons 37
Figure 15 : Comparaison des flux polluants en DBO5, H G, MES, TDS en fonctions des saisons 39
Figure 16 : Variation temporelle des groupes du zooplancton.....43
Figure 17 : Variations temporelle des indices de Shannon Weaver et de Piélou.....44

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Coordonnées géographiques des sites d'échantillonnage 15
Tableau 2 : Paramètres et Matériels de mesure sur terrain 18
Tableau 3 : Résumé de la méthodologie utilisée, le matériel et références d'analyse au laboratoire.....20
Tableau 4 : Analyses des paramètres microbiologiques et méthodologie suivie.....21
Tableau 5 : Matrice de corrélation entre les paramètres in situ pendant la saison sèche.....29
Tableau 6 : Matrice de corrélation entre les paramètres in situ pendant la saison pluvieuse 30
Tableau 7 : Variations de la concentration des métaux lourds en fonctions des saisons.....31
Tableau 8 *:* Valeurs moyennes, minimales et maximales de DBO5, Huile et graisse, MES, et Turbidité en fonction des saisons 33
Tableau 9 : Matrice de corrélation des flux polluants en nutriments.....36
Tableau 10 : Matrice de corrélation des flux polluants en métaux lourds dans la rivière Ruzibazi 38
Tableau 11 : Matrice de corrélation des flux polluants de DBO5, HG, MES, TDS dans la rivière Ruzibazi.....40
Tableau 12 : Evolution des abondances relatives (%) des principaux groupes du zooplancton41
Tableau 13 : Densités (Ind. /l) des espèces zooplanctoniques par période d'échantillonnage ...42

AVANT-PROPOS

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de l'obtention du diplôme de Master en Sciences Chimiques, spécialité Contrôle et Analyses Chimiques. Il porte sur l'évaluation de la qualité des eaux de surface de la rivière Ruzibazi avant son débouché dans le lac Tanganyika, ainsi que sur l'étude de l'influence de la charge polluante sur l'abondance du zooplancton, utilisé comme indicateur de pollution. L'étude a été menée au cours de deux saisons (la saison sèche et la saison des pluies), à travers deux campagnes d'échantillonnage pour chacune d'elles.

Cette étude vise à contribuer à la gestion durable des ressources en eaux de surface en évaluant les charges polluantes transportées par la rivière Ruzibazi vers le lac Tanganyika. Elle analyse l'impact de ces apports sur la diversité et l'abondance du zooplancton au niveau de l'embouchure. Par ailleurs, elle procède à une classification de la qualité des eaux de la rivière Ruzibazi à l'aide de grilles d'évaluation standardisées, dans le but d'établir un diagnostic écologique fiable.

Evaluation de l'influence de la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi sur l'abondance et la diversité du zooplancton du lac Tanganyika, province Rumonge au Burundi.

INTRODUCTION GENERALE

Les écosystèmes aquatiques sont essentiels pour le maintien de la biodiversité et le développement socio-économique des populations riveraines (Lévêque, 1996). Parmi eux, les lacs constituent des réservoirs d'eau douce vitaux, jouant un rôle central dans la régulation climatique, la pêche, et l'approvisionnement en eau potable (Baulaz *et al*., 2021).

Le lac Tanganyika, l'un des plus grands lacs d'Afrique et le deuxième plus profond du monde, est une ressource vitale pour les pays riverains qui sont le Burundi, la Tanzanie, la RDC et la Zambie (Phiri *et al.*, 2023 ; Bergonzini *et al*., 2015). Il constitue une source essentielle d'eau potable, de pêche et de transport pour des millions de personnes (West, 2001).

Ce lac abrite une biodiversité exceptionnelle, avec plus de 500 espèces endémiques essentielles à l'équilibre écologique (Serrat Capdevila *et al.*, 2018). Cependant, il fait face à de multiples pressions environnementales, surtout la pollution issue des rivières voisines, l'érosion des sols, l'exploitation non durable des ressources et les effets des changements climatiques (Niyonkuru *et al.*, 2015 ; Nkurunziza, 1998). Principalement, ces menaces sont attribuées à la croissance rapide de la population mondiale, à l'urbanisation accélérée, à l'industrialisation et à l'intensification des activités agricoles (Lançon *et al.*, 2014).

Cette pollution peut avoir des conséquences majeures sur l'écosystème aquatique, en affectant la faune et la flore et en perturbant l'équilibre écologique (FAO, 2017). Elle impacte également la santé humaine et la qualité de l'eau potable (Landos *et al*., 2021).

En plus des préoccupations environnementales liées à la pollution, l'analyse du zooplancton est cruciale pour apprécier l'état écologique d'un écosystème (Ouattara *et al.*, 2009). En tant qu'élément fondamental de la chaîne alimentaire, sa richesse spécifique et son abondance reflètent la qualité de l'eau. Tout changement important dans sa composition peut donc témoigner des effets des polluants sur l'équilibre du milieu lacustre (Mollo & Noury, 2013).

Le lac Tanganyika est un écosystème fragile qui subit d'importantes pressions humaines, notamment en raison des rivières affluentes (Buhungu *et al.*, 2019 ; Ndayishimiye et al., 2023 ; Ntakiyiruta *et al.*, 2021).

Ces affluents transportent une charge polluante affectant la qualité de l'eau et la biodiversité aquatique, en particulier le zooplancton, une source essentielle de nourriture pour les alevins de poissons (Pagano, 2009). Cette dégradation des conditions écologiques entraîne une baisse des captures de poissons, ce qui impacte directement les pêcheurs et leurs revenus(Nzigidahera *et al.*, 2011 ; GNF, 2017). De plus, les zones de reproduction des poissons, les frayères, sont également menacées par des sédiments qui s'y dépose par suite de l'érosion, ce qui diminue la production de poissons (FAO, 2017). La population locale souffre alors de la malnutrition et la situation qui compromet à la réalisation des Objectifs de Développement Durable (ODD) 1, 2 et 14, qui visent à éliminer la faim et la pauvreté tout en préservant la vie aquatique (UNICEF, 2015). Bien que des études ont été menées sur la pollution des affluents dans la partie Nord-Est du lac par (Buhungu *et al.*, 2019 ; Ndayishimiye *et al*., 2023 ; Ntakiyiruta *et al.*, 2021), aucune recherche n'a été effectuée sur la pollution physico-chimiques et microbiologiques des eaux du lac Tanganyika causées par les rivières de la région Sud du Burundi, en particulier dans la province de Rumonge.

Ainsi, la rivière Ruzibazi joue un rôle clé en alimentant le lac Tanganyika. La connaissance de son niveau de pollution reflète la sensibilisation des populations et des autorités aux menaces pesant sur la biodiversité du lac.

C'est dans ce contexte que cette étude qui a pour but d'évaluer l'influence de la charge polluante sur l'abondance et la diversité des zooplanctons du Lac Tanganyika a été menée.

L'Objectif global de cette étude est d'évaluer la charge polluante apportée par la rivière Ruzibazi au lac Tanganyika pour identifier les principaux polluants qui menacent les eaux du lac Tanganyika ainsi que l'abondance et la diversité zooplanctoniques à l'embouchure de cette rivière.

Les objectifs spécifiques

1. Déterminer la qualité physico-chimique et microbiologiques de l'eau de la rivière Ruzibazi.
2. Déterminer l'abondance et la diversité de zooplancton à l'embouchure de la rivière Ruzibazi.

3. Estimer, en tenant compte des variations saisonnières, la quantité de nutriments, des métaux lourds ainsi que d'autres composés tels que la DBO_5, HG, les MES et les TDS affectant le lac Tanganyika à partir de la rivière Ruzibazi.
4. Evaluer l'impact de la charge polluante sur l'abondance et la diversité des zooplanctons.

Les hypothèses

- Les eaux de la rivière Ruzibazi qui se déversent dans le lac Tanganyika seraient contaminées sur le plan physico-chimique et microbiologique.
- La pollution pourrait réduire la diversité du zooplancton, favorisant les espèces tolérantes et opportunistes, et perturbant l'équilibre écologique.
- La rivière Ruzibazi contribuerait de manière importante à la pollution du lac Tanganyika.

CHAPITRE I : QUELQUES GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE

I.1. Définition des eaux de surface

Les eaux de surface désignent l'ensemble des eaux présentes à la surface de la Terre, notamment dans les rivières, les lacs, les fleuves, les marais et les réservoirs artificiels. Elles constituent une ressource essentielle pour la vie, l'agriculture, l'industrie et la production d'énergie (David *et al.*, 2020).

Les eaux de surface comprennent trois principaux types **:** rivières, lacs et réservoirs**.** Les rivières et fleuves sont des cours d'eau en mouvement qui drainent l'eau vers les océans, les lacs ou d'autres bassins, jouant un rôle clé dans l'irrigation et l'approvisionnement en eau potable. Les lacs**,** naturels ou artificiels, sont des plans d'eau stagnante qui servent de réservoirs d'eau douce et abritent une biodiversité variée (Kusi *et al*., 2022). Enfin, les réservoirs sont des plans d'eau artificiels créés par l'homme pour stocker l'eau, réguler les crues et produire de l'énergie. La gestion durable de ces ressources est essentielle pour préserver leur disponibilité et leur qualité (Papa & Frappart, 2021).

I.2. Définition de la charge polluante

La charge polluante correspond à la quantité de substance transportée par une rivière en un point spécifique, tel qu'une station de surveillance ou un exutoire de bassin versant, sur une période déterminée (par jour, par an, etc.). Elle est généralement exprimée en masse par unité de temps (kg/jour) ou en concentration (mg/l) (Bello *et al*., 2024). Elle permet d'évaluer l'impact environnemental des activités industrielles, agricoles ou domestiques sur les milieux naturels. Les charges polluantes regroupent les matières organiques biodégradables (DCO, DBO5), les nutriments responsables de l'eutrophisation (azote, phosphore), les matières en suspension (MES), les substances toxiques (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides) et les micro-organismes pathogènes. Leur mesure est cruciale pour respecter les normes environnementales et limiter l'impact des rejets sur les écosystèmes (Abdel-Fatah, 2023).

I.3. Cycle de l'eau et rôle des eaux de surface

Le cycle de l'eau ou cycle hydrologique (figure 1) est un processus continu de mouvement de l'eau.

Les eaux de surface (rivières, lacs, zones humides) jouent un rôle clé en fournissant l'eau qui s'évapore pour former les précipitations, permettant ainsi le renouvellement de ces ressources et assurant le lien entre l'atmosphère et le sol (Bosilovich *et al*., 2021).

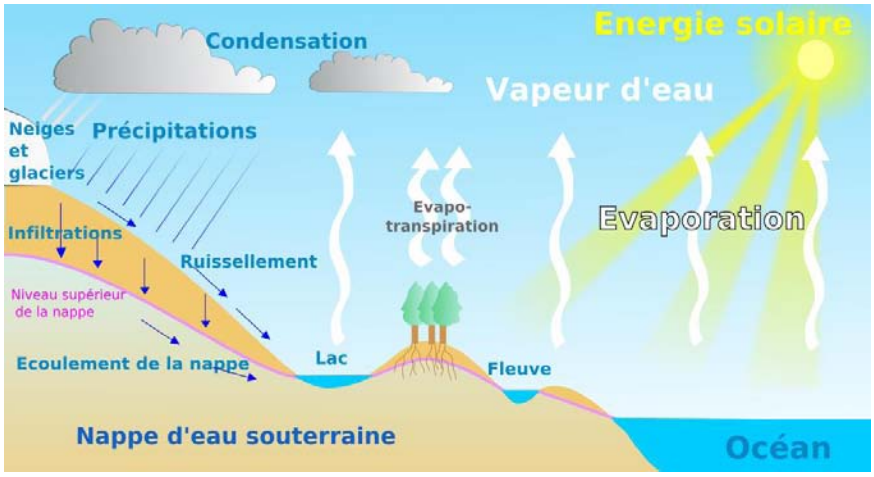


Figure 1 : Schéma du cycle de l'eau *(Bosilovich* et al.*, 2021)*

Les eaux de surface sont essentielles pour la nature et les activités humaines (Kılıç, 2020). Elles servent à l'approvisionnement en eau, aident à réguler le climat, transportent et nettoient certains polluants, et abritent de nombreuses espèces vivantes. Elles soutiennent aussi des secteurs comme la pêche et le tourisme (Kusi *et al*., 2022). Cependant, leur pollution ou leur utilisation excessive peut déséquilibrer l'environnement et perturber le cycle de l'eau (Bosilovich *et al*., 2021).

I.4. Importance des eaux de surface pour l'écosystème

Les eaux de surface jouent un rôle crucial dans l'équilibre des écosystèmes. Elles abritent une grande biodiversité et servent de zones de reproduction pour de nombreuses espèces *(Kumar et al.*, 2023). En régulant l'humidité et la température, elles influencent le climat local et participent au cycle de l'eau. Leur fonction épuratrice permet la filtration des polluants et réduit les risques d'inondation et d'érosion (Marsalek *et al*., 2014). En plus de leur importance écologique, elles sont essentielles aux activités humaines, telles que l'agriculture, l'industrie et les loisirs. Ainsi, leur préservation est indispensable à la fois pour la nature et pour les sociétés humaines (*Syeed et al.*, 2023).

I.5. Qualité et contamination des eaux de surface

La qualité des eaux de surface est influencée par des facteurs naturels et anthropiques, et leur contamination représente un enjeu majeur pour la santé humaine et environnementale (Khatri & Tyagi, 2015).

La qualité des eaux de surface est évaluée à travers une série de paramètres physiques, chimiques et microbiologiques.

Ces indicateurs permettent de déterminer l'aptitude de l'eau à divers usages, tels que la consommation humaine, les activités agricoles et industrielles, ainsi que le maintien de l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Shrikant *et al.*, 2019).

L'érosion des sols favorise le transfert de sédiments et de nutriments, tandis que l'altération des roches libère des métaux lourds. Par ailleurs, la décomposition de la matière organique engendre la libération de substances chimiques, compromettant l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Angon *et al.*, 2024).

La contamination des eaux de surface a de graves impacts environnementaux et sanitaires. Elle favorise l'eutrophisation, perturbe les écosystèmes aquatiques et entraîne la bioaccumulation de polluants toxiques (Angon *et al*., 2024). Sur la santé humaine, elle augmente le risque de maladies hydriques (choléra, dysenterie) et d'effets toxiques liés aux métaux lourds et pesticides, tout en exposant à des perturbateurs endocriniens affectant le développement et la reproduction (Shetty *et al*., 2023).

I. 6. Gestion et protection des eaux de surface

La gestion et la protection des eaux de surface sont essentielles pour préserver l'environnement, la santé publique et la durabilité des écosystèmes. Ces ressources sont vitales pour des secteurs comme l'agriculture, l'approvisionnement en eau potable, l'industrie, la production d'énergie et les loisirs (Ejiohuo *et al.*, 2025). Cependant, elles sont menacées par la pollution, la surexploitation et les changements climatiques. Les principaux polluants sont les nitrates, phosphates, métaux lourds, produits chimiques et déchets plastiques. Pour y remédier, des stratégies incluent l'établissement de normes de qualité de l'eau, le contrôle des rejets via des stations d'épuration et des zones tampons, et la gestion des bassins versants pour limiter l'érosion et la pollution (Angon *et al.*, 2024).

Elles comprennent également la surveillance de la qualité de l'eau pour détecter les polluants, la gestion des bassins versants en tenant compte des facteurs géographiques, écologiques et socio-économiques, et la préservation des écosystèmes aquatiques pour maintenir la biodiversité et garantir une utilisation durable des ressources en eau (Brandt *et al.*, 2017).

I.7. Généralités sur les paramètres suivis dans cette étude

I.7.1. Paramètres généraux

I.7.1.1. pH

Le pH, qui mesure la concentration en ions hydrogène, détermine l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. Une solution est neutre à pH 7, acide en dessous et basique au-dessus (Brandt *et al.*, 2017). Il influence l'équilibre chimique de nombreux composés et joue un rôle clé dans la croissance des organismes aquatiques, idéale entre un pH de 5 et 9. Dans les eaux de surface, il dépend de l'équilibre entre le CO_2 libre et les bicarbonates. Sa mesure sur le terrain, par un pH-mètre ou méthode colorimétrique, est essentielle (Grondin, 1982).

I.7.1.2 Température

La température de l'eau des rivières joue un rôle clé dans les écosystèmes aquatiques et les activités socio-économiques. Elle influence la répartition des espèces, leur métabolisme, la chaîne alimentaire et les processus écologiques tels que la production primaire, la rétention des nutriments et la saturation en oxygène dissous (Beaufort et *al.*, 2015). Sa mesure sur le terrain est essentielle, car elle s'ajuste rapidement à la température ambiante (Hébert & Légaré, 2000).

I.7.1.3. Conductivité électrique

La conductivité est la capacité de l'eau à conduire de l'électricité influencée par la concentration en ions et la température, reflète sa minéralisation (Hébert & Légaré, 2000). Cet indicateur permet de détecter les variations dans la composition de l'eau, notamment sa teneur en minéraux. Plus la concentration en solides dissous est élevée, plus la conductivité augmente. Ainsi, cette mesure offre un moyen rapide d'évaluer le niveau de minéralisation de l'eau, c'est-à-dire la quantité de substances dissoutes sous forme ionisée (Brandt *et al.*, 2017). Elle est exprimée en µS/cm.

I.7.1.4. Solides Totaux Dissous (TDS)

Les solides totaux dissous sont des composés inorganiques et organiques présents dans l'eau, incluant les sels et les métaux lourds.

Certains sont essentiels à la vie, mais en excès, ils peuvent être nocifs. Ils contribuent à la turbidité et aux sédiments de l'eau potable et, s'ils ne sont pas filtrés, peuvent entraîner des problèmes de santé (Santé Canada, 1991).

I.7.1.5. Oxygène dissous et pourcentage en oxygène dissous

L'oxygène dissous correspond à la quantité d'oxygène gazeux présente dans l'eau au moment du prélèvement, en fonction de la température et de la pression atmosphérique (Rodier *et al*., 2009). Ce paramètre est essentiel pour évaluer la qualité de l'eau. Car, il est indispensable à la survie des organismes aquatiques et joue un rôle clé dans la décomposition des polluants biodégradables, favorisant ainsi l'autoépuration des milieux aquatiques.

Lorsque la température de l'eau augmente, la quantité d'oxygène qu'elle peut contenir diminue, entraînant une baisse de la concentration en oxygène à saturation. Toutefois, ce phénomène peut être atténué par un apport supplémentaire en oxygène, notamment grâce à la photosynthèse (De Villers *et al*., 2005).

La saturation en oxygène dissous (%) indique la proportion d'oxygène présente dans l'eau par rapport à la quantité maximale qu'elle peut contenir dans des conditions spécifiques. Un écart à 100 % reflète le déséquilibre entre production et consommation d'oxygène, souvent lié à l'eutrophisation du milieu (apports en nutriments ou matière organique) (Larance *et al.*, 2025).

I. 7.1.6. Débit

Le débit est la quantité d'eau qui s'écoule dans le cours d'eau ou dans un effluent par unité de temps. Il est exprimé en m^3 /sec. Les débits des cours d'eaux présentent d'importantes fluctuations saisonnières, dont les conséquences sur l'environnement sont multiples. En période de sécheresse, les débits d'étiage s'accompagnent généralement d'une concentration de la pollution qui, conjuguée avec une augmentation de la température de l'eau, a des conséquences dommageables pour la faune et la flore aquatique.

Les débits importants qui résultent de précipitations intenses ou de longue durée sont quant à eux, susceptibles de provoquer des crues et, dans certains cas, des inondations (Rodier *et al.*, 2009).

I. 7.1.7. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension représentent l'ensemble des solides insolubles présents dans un échantillon liquide. Elles peuvent être formées de substances minérales (comme les argiles, limons et sables) ou de substances organiques (Dramais *et al.*, 2018).

Elles sont retenues sur une membrane filtrante ayant une porosité nominale de 1,5 µm, après séchage à 105 °C (CEAEQ, 2015).

Il s'agit de particules solides extrêmement petites, généralement visibles à l'œil nu, qui ne sont ni dissoutes ni à l'état colloïdal. Ces particules affectent la turbidité de l'eau, réduisant la pénétration de la lumière, diminuant la quantité d'oxygène dissous et entravant le développement de la vie aquatique. Leur présence est liée à la turbidité, et leur mesure fournit une première estimation de la quantité de matières colloïdales d'origine minérale ou organique (Décamps & Casanova-batut, 2009).

I. 7.1.8. Turbidité

La turbidité mesure la clarté de l'eau, influencée par des substances en suspension ou dissoutes. Plus leur concentration est élevée, plus l'eau est trouble. Techniquement, elle reflète la diffusion et l'absorption de la lumière par ces particules. Une turbidité élevée peut favoriser la présence de virus, parasites et bactéries en s'y fixant (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2002).

I. 7.2. Paramètres spécifiques

I. 7.2.1. DBO5

La demande biochimique en oxygène (DBO5) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour décomposer la matière organique présente dans l'eau. Elle est un indicateur clé de la pollution organique (Bendicho & Lavilla, 2017).

La DBO5 élevée réduit l'oxygène dissous et impacte la vie aquatique, tandis que la DBO5 faible indique une eau plus propre et une moindre dégradation biologique (Maddah, 2022).

La DBO5 est généralement mesurée sur 5 jours en le maintenant scellé à une température constante, généralement de 20 °C, pour analyser la qualité de l'eau et son degré de contamination organique (Bendicho & Lavilla, 2017). D'où on l'appelle souvent DBO5.

I.7.2.2. Phosphore total

Le phosphore total est un élément naturel essentiel à la croissance des cultures, des plantes et des algues (Blais & Patoine, 2002). Il est crucial pour la croissance des organismes aquatiques jouant un rôle clé dans la production primaire et la formation de molécules comme l'ATP, l'ADP et les acides nucléiques (Badamasi *et al.*, 2019). Le phosphore total existe sous différentes formes chimiques.

- Le phosphore particulaire, associé aux matières en suspension, comprend le phosphore organique (matière vivante ou en décomposition) et le phosphore inorganique (phosphates insolubles fixés sur des particules minérales).

- Le phosphore soluble comprend les polyphosphates, le phosphore colloïdal et les orthophosphates (PO_4^{3-}), ces derniers étant les principaux nutriments des écosystèmes aquatiques. À des concentrations élevées (≥ 0,2 mg/L), ils favorisent l'eutrophisation. Ce phénomène prive aux poissons et à la faune aquatique l'oxygène, causant la mort des poissons et d'autres organismes aquatiques, à une mauvaise qualité de l'eau, et à des problèmes de santé publique si l'eau est utilisée pour l'alimentation ou la récréation.

- Le phosphore total dissous est majoritairement composé de 90 % de phosphore particulaire et 10 % de phosphore soluble**.** La contamination des eaux de surface et souterraines provient principalement des rejets industriels et domestiques**,** ainsi que du lessivage des terres agricoles traitées avec des engrais phosphatés et pesticides (Rodier *et al*., 2009)**.**

I.7.2.3. Azote total

Le nitrate est l'étape finale de l'oxydation de l'ammoniac et de la minéralisation de l'azote à partir de la matière organique.

La majeure partie de cette oxydation dans le sol et l'eau est obtenue par des bactéries nitrifiantes et ne peut se produire que dans un environnement bien oxygéné (Nikolenko *et al*., 2018).

Le nitrite est l'état d'oxydation intermédiaire entre l'ammoniac et le nitrate et peut être formé par la réduction des nitrates dans des conditions où il y a un déficit d'oxygène. Les eaux de surface, à moins d'être gravement polluées par des effluents d'eaux usées, contiennent rarement plus de 0,l mg/l de nitrite sous forme d'azote (Brandt *et al.*, 2017).

I.7.2.4. Fer total

Le fer peut se retrouver dans l'eau sous diverses formes. Dans les conditions normales, c'est-à-dire pour un pH compris entre 4,5 et 9, le fer soluble présent est généralement à l'état ferreux. Si le milieu est réducteur comme dans beaucoup d'eaux souterraines, le fer ferreux peut atteindre des teneurs élevées (Rodier *et al.*, 2009).

I.7.2.5. Manganèse

Le manganèse se retrouve principalement dans les eaux souterraines, où il provient principalement de la dissolution des roches, des rejets industriels et des eaux usées. La concentration de cet élément peut également varier en fonction des saisons, de la profondeur ainsi que de la géologie de la région (Rodier *et al.*, 2009).

I.7.2.6. Chrome VI

Le chrome est présent dans l'environnement aquatique sous deux formes principales : le chrome trivalent (chrome III ou Cr^{3+}), présent naturellement, et le chrome hexavalent (chrome VI ou Cr^{6+}), également présent naturellement en raison de l'érosion des dépôts de chrome, mais plus fréquemment à la suite de pollutions industrielles. Le chrome peut également être présent dans l'eau potable sous forme de produit de corrosion des robinets chromés. Les sels de chrome VI ont tendance à être plus solubles que ceux de chrome III et sont également plus nocifs pour la santé humaine. En raison des incertitudes liées à la toxicologie, l'OMS dispose actuellement d'une valeur indicative provisoire pour le chrome total (Brandt *et al.*, 2017).

I.7.2.7. Huiles et graisses

Les huiles et les graisses totales représentent la somme des huiles et des graisses animales, végétales et minérales. Elles proviennent principalement des activités domestiques ainsi que des rejets industriels (Masifwa *et al.*, 2022). Les composés d'huile et de graisse sont des substances telles que les hydrocarbures, les huiles végétales, les graisses animales, les cires, les savons et les graisses (Borén, 2018).

Les marées noires représentent une grave menace pour les écosystèmes marins, car elles appauvrissent l'eau en oxygène, provoquant la mort de nombreuses espèces marines. Le pétrole qui s'échoue sur les côtes emprisonne les oiseaux et autres organismes aquatiques, les exposant au risque d'asphyxie ou d'empoisonnement (Kuzhaeva & Berlinskii, 2018).

I.7.2.8. Nickel

Le nickel est un métal lourd naturellement présent dans l'environnement, mais il peut également être introduit dans les eaux par des activités humaines.

Lorsqu'il est présent dans les rivières, il peut poser des problèmes écologiques et sanitaires (El-Naggar *et al.*, 2021). Il est donc crucial d'analyser la concentration de nickel dans les eaux de surface, notamment les rivières, pour évaluer leur qualité.

I.7.3. Paramètres microbiologiques

I.7.3.1. Coliformes totaux

Les coliformes totaux désignent un ensemble de bactéries que l'on trouve couramment dans l'environnement, telles que dans l'eau, le sol, ou la végétation, ainsi que dans les intestins des mammifères, y compris les humains. Bien que ces bactéries ne provoquent généralement pas de maladies, leur présence peut indiquer qu'une source d'eau est susceptible d'être contaminée par des micro-organismes plus dangereux (QUÉBEC, 2015).Ces bactéries proviennent des matières fécales produites par les humains et les animaux à sang chaud.

I.7.3.2. Escherichia coli

E. coli est une bactérie faisant partie du groupe des coliformes totaux. Elle se retrouve systématiquement dans les selles des animaux à sang chaud, mais contrairement aux autres coliformes totaux (QUÉBEC, 2015), elle n'est pas naturellement présente dans l'environnement et ne se développe pas dans le biofilm des systèmes de distribution d'eau. Ainsi, Sa présence dans un échantillon d'eau est un bon indicateur d'une récente contamination d'origine fécale et sa présence dans l'eau suggère la possibilité de présence de micro-organismes pathogènes intestinaux (Santé Canada, 1991).

Cependant certaines souches sont pathogènes pour l'homme, à l'exemple d'Escherichia coli entérohémorragiques ou EHEC. La principale pathologie causée par les EHEC chez l'homme est la colite hémorragique.

En plus de cette maladie, les EHEC peuvent entraîner des diarrhées, le syndrome hémolytique et urémique (SHU), qui touche principalement les jeunes enfants, ou encore la micro-angiopathie thrombotique (MAT) chez les adultes (Salifou *et al.,* 2013).

I.7.3.3. Salmonella

Les bactéries du genre Salmonella font partie à la famille des *Enterobacteriaceae*. Ce Genre comprend de petits bacilles Gram négatif, généralement mobiles grâce à des cils péritriches. Ces bactéries ont un diamètre variant entre 0,7 et 1,5 µm, et une longueur allant de 2 à 5 µm. Elles sont mésophiles, ce qui signifie qu'elles se développent à des températures allant de 5,2 °C à 47 °C, avec une température idéale variant entre 35 et 37 °C.

Elles se développent également dans une plage de pH allant de 4,5 à 9 et nécessitent une activité de l'eau supérieure à 0,93 pour leur croissance (Salifou *et al.*, 2013).

I.7.4. Zooplancton

Le zooplancton et le phytoplancton forment la communauté planctonique, essentielle aux réseaux trophiques marins (Mollo & Noury, 2013). Le zooplancton, composé d'organismes unicellulaires ou pluricellulaires, se nourrit de matière organique. Sa densité légèrement supérieure à celle de l'eau l'oblige à développer des adaptations, comme des formes aplaties ou des flotteurs, pour éviter de couler (Laguerre & Hélène, 2013).Les communautés zooplanctoniques sont influencées par les processus physiques de la colonne d'eau et servent d'indicateurs des variations climatiques (Lavorel *et al.*, 2017). Certaines espèces, comme les rotifères, signalent les zones pauvres en oxygène, tandis que les cladocères, dont les daphnies, sont sensibles à la pollution organique et aux variations de température (Benedetti, 2018).

Les principaux groupes des zooplanctons des eaux douces sont : les rotifères, les copépodes, les cladocères et les Ostracodes (Monney *et al.*, 2016)**.**

- **Rotifères**

Les Rotifères sont des Métazoaires dont la taille est le plus fréquemment comprise entre 100 et 600 µet atteint au plus 1mm. L'un des caractères propres aux Rotifères est l'existence d'une structure ciliaire localisée à la partie antérieure du corps et appareil rotateur, d'importance extrêmement variable selon les genres, se compose le plus souvent d'une plaque buccale et d'une ceinture circumapicale. Il sert à la locomotion et /ou à la récolte de nourriture.

❖ Copépodes

Malgré leur petite taille, variant suivant les espèces entre 0,3 et 8 mm, les Copépodes n'en sont pas moins des crustacés à l'allure de petites crevettes. Leur corps est fusiforme et constitué de trois parties plus ou moins distinctes :

Une partie antérieure constituée de 6 segments soudés qui constituent un Céphalopode. Les appendices de cet ensemble sont transformés en organes natatoires préhensiles ou masticateurs. Une partie médiane ou thorax, fondamentalement constituée de 5 segments tous porteurs d'une paire d'appendices natatoires ou préhensiles. Le premier de ces segments est souvent soudé au Céphalopode ; on appelle alors celui-ci céphalothorax (*Cyclopoides*, par exemple).

Une partie postérieure ou abdomen, composée de deux segments le plus souvent soudés en un segment génital, de deux autres segments dépourvus d'appendices et un segment anal sur lequel est inséré postérieurement les deux branches du telson constituant une furca agrémentée de soies caractéristiques.

❖ Cladocères

Les Cladocères présentent les caractères morphologiques suivants :

On distingue la tête et le corps, parfois séparés par un sinus cervical bien marqué. Le corps est enveloppé par une carapace chitineuse bivalve transparente. Il comprend une région thoracique portant 5 à 6 paires d'appendices et un abdomen très court prolongé par un post-abdomen où débouche l'anus. La carapace est très généralement bien développée, englobant entièrement le corps de l'animal (Calyptomères) ou, dans quelques cas, seulement la cavité incubatrice dorsale (Gymnomères : *Leptodoridae, Polyphemidae*).

❖ Ostracodes

Les ostracodes sont de petits crustacés dotés d'une carapace calcaire, présents dans divers milieux aquatiques. Ils jouent un rôle important dans la décomposition organique et servent de bioindicateurs de la qualité de l'eau. Leur taille varie généralement entre **0,2 et 5 mm**, bien que certaines espèces puissent être plus grandes. Ils peuvent être benthiques ou planctoniques, vivant dans divers milieux aquatiques, notamment les eaux douces, saumâtres et marines, et même dans des environnements extrêmes.

CHAPITRE II. MATERIELS ET METHODES

II.1. Description de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage

❖ Description de la zone d'étude

La rivière Ruzibazi prend sa source à l'Est de Mukike, à la frontière des provinces de Bujumbura Rural et Bururi. Elle s'écoule en direction sud-sud-est le long de cette frontière, puis définit une courte section entre Rumonge et Bururi avant de tourner vers l'ouest pour se jeter dans le lac Tanganyika, au sud de Magara.

Pour bien mener notre l'étude, deux sites d'échantillonnage ont été choisis, en raison de leurs accessibilités ainsi que le rôle à jouer dans l'apport des charges polluantes dans le lac Tanganyika.

Le Tableau 1 présente les coordonnées géographiques de ces deux sites d'échantillonnages pris sur terrain. Ces coordonnées ont été utilisées pour représenter les deux points d'échantillonnages sur la carte (Figure 2**)**.

Tableau 1 : Coordonnées géographiques des sites d'échantillonnage

Sites	**Longitude (°)**	**Latitude (°)**	**Altitude (m)**
S1	29,364662	-3,723075	1205
S2	29,313063	-3,731560	785,7
Distance entre S1 et S2			**5 ,727489 Km**

- **Présentation des sites d'échantillonnages**

La Figure 3 A illustre le site 1, situé sur la colline Muhuzu, à proximité du point de captage des eaux du barrage hydroélectrique de Ruzibazi. L'échantillon y a été prélevé dans les eaux courantes avant qu'elles ne se déversent dans le lac artificiel du barrage. Ce site est influencé par des eaux usées provenant des champs agricoles.

La Figure 3B représente le site 2, situé sur la colline Rutumo, à l'embouchure de la rivière Ruzibazi avant son déversement dans le lac Tanganyika. Ce site subit d'importantes pressions hydriques tout au long de l'année, avec des eaux qui se jettent dans le lac avant d'alimenter les turbines du barrage hydroélectrique de Ruzibazi. Il reçoit également des eaux usées issues des exploitations agricoles et des plantations de palmiers à huile.

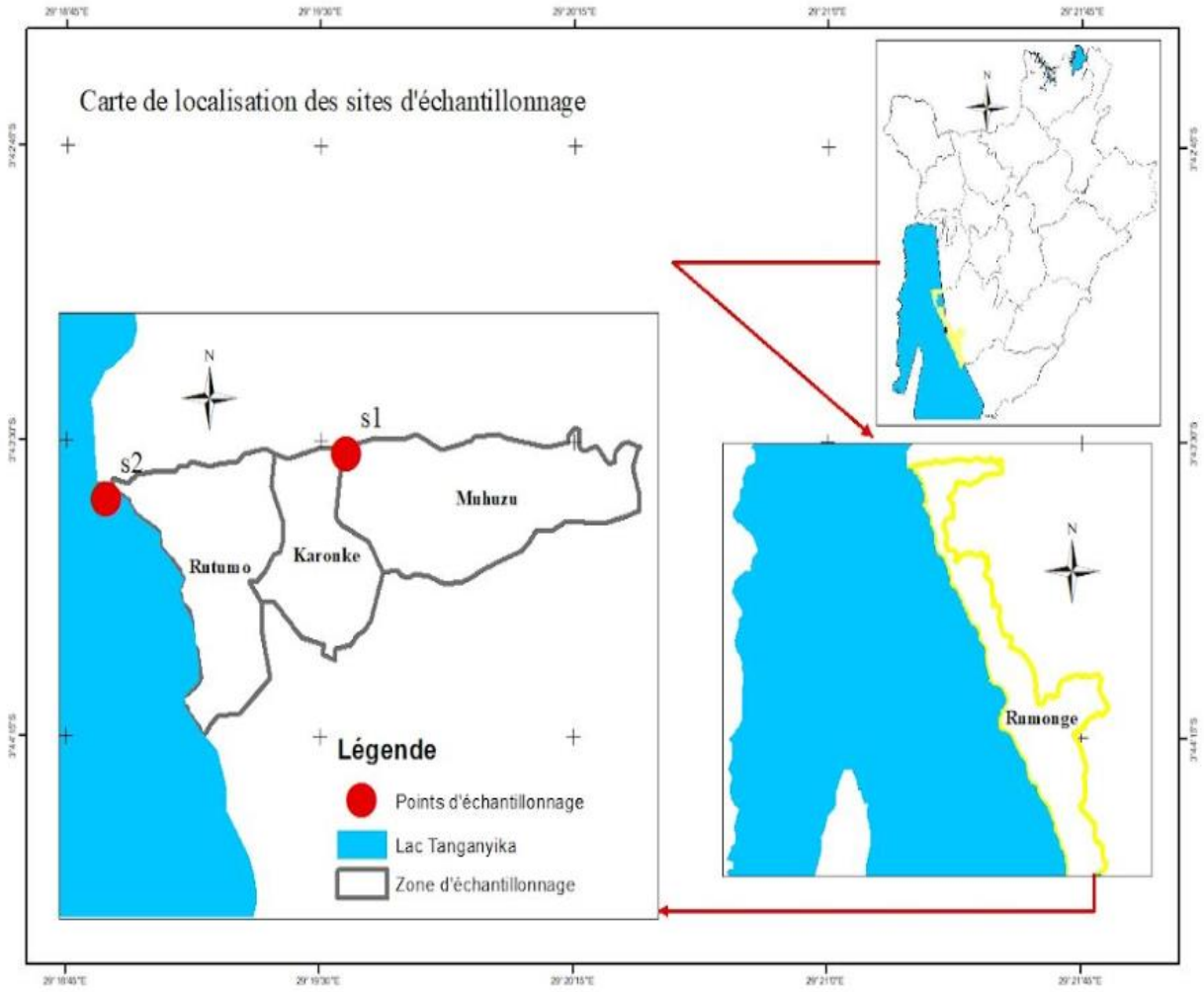


Figure 2 : Carte de la zone d'étude montrant deux sites d'échantillonnage



Figure 3 : Illustration des sites d'échantillonnages (A)= site 1 et (B)= site 2

II.2. Echantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé 4 fois en raison de 2 fois par saison c'est-à-dire les mois de juin et août 2024 pour la saison sèche ainsi qu'en début et fin du mois de décembre 2024 pour la saison pluvieuse. Certains paramètres comme le pH, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, les TDS, la température ont été mesurés sur terrain. Les échantillons d'eau destinés à l'analyse des paramètres chimiques et microbiologiques ont été recueillis dans des flacons en polyéthylène. Ces flacons sont préalablement nettoyés et rincés avec l'eau échantillonnée avant le remplissage et conservés dans des bacs contenant de glace et puis transportés au laboratoire de chimie analytique (C_4) et sont conservés dans un réfrigérateur réglé à 4 °C avant de réaliser les analyses physico-chimiques et microbiologiques.

Les échantillons d'eau destines à l'analyse du zooplancton ont été prélevés au site S2, (à l'embouchure de la rivière Ruzibazi) à l'aide d'un filet à plancton (figure 3 A) de 50 µm de maille, d'un diamètre de 26 cm et d'une profondeur de 50cm. Ces échantillons ont été collectés de manière verticale sur toute la colonne d'eau. Pour chaque échantillonnage, deux points distincts ont été échantillonnés pour obtenir un échantillon composite. Le concentré de zooplancton a été recueilli dans un bocal (Figure 3 B**)** et immédiatement fixé dans une solution de formol à 5 % selon la méthode utilisée par (Buhungu *et al.,* 2019).



Figure 4 : Filet d'échantillonnage (A), Flacon de transport des échantillons (B) et Microscope de dénombrement (C) du zooplancton

II. 3. Mesures et analyses des paramètres physico-chimiques

II. 3. 1. Limites

Cette étude vise à évaluer la qualité des eaux de la rivière Ruzibazi avant leur déversement dans le lac Tanganyika. L'évaluation repose sur plusieurs paramètres mesurés sur terrain, notamment le pH, la température, la conductivité électrique, les solides totaux dissous (TDS), l'oxygène dissous et son taux de saturation. Elle inclut également l'analyse des nutriments, des métaux lourds (Cr VI, Mn, fer total et nickel), ainsi que d'autres paramètres tels que DBO5, HG et les matières en suspension (MES). De plus, des analyses microbiologiques ont été réalisées pour détecter la présence d'Escherichia-coli, de coliformes totaux et de salmonella.

II. 3. 2. Mesures in-situ

Tableau 2 : Paramètres et Matériels de mesure sur terrain

Paramètres	Matériels utilisés
pH	Un appareil multi paramètre de marque Consort C 6010, muni d'électrodes spécifiques
T (°C)	
TDS (mg/L)	
C E (µs/cm)	
OD (mg/l)	Un oxymètre VWR MU 6100H
SO (%)	

- **Calcul du Débit**

Le calcul du débit a été réalisé par une mesure directe, basée sur trois paramètres : la largeur, la profondeur moyenne et la vitesse du courant d'eau. La méthode principale utilisée pour mesurer la vitesse du courant d'eau repose sur l'utilisation d'un flotteur, comme décrit par (OMS, 2001).

La méthode du flotteur permet d'estimer la vitesse du courant d'eau en faisant dériver un flotteur sur l'eau.

On mesure le temps qu'il met à parcourir une distance donnée. Pour ce faire, on se place à une distance connue en amont d'un repère visible. L'observateur lance le flotteur en amont, démarre un chronomètre lorsqu'il passe devant lui, et l'arrête lorsqu'il atteint le repère en aval. Nous avons réalisé trois mesures successives pour plus de précision.

On calcule d'abord la vitesse moyenne du courant en surface (Vmax), en mètres par seconde (m/s). Si on a fait trois mesures successives, le calcul est le suivant

Vmax (m/s) $= \frac{d}{t}$ Avec d : distance et t : temps mis par le flotteur

En fin le débit (Q en m^3/s) est calculé en multipliant la vitesse moyenne (V_m/s) par la largeur (L) et par la profondeur moyenne (P_m) :

$$Q = V_{max} \times L \times P_m \times \frac{2}{3}$$

Avec V_{max} = vitesse maximale de l'eau de surface

L = largeur utile (coulante)

P_m = profondeur moyenne

$\frac{2}{3}$ = facteur de correction

La connaissance du débit a été utile pour calculer la charge polluante selon la relation suivante :

$$F(\frac{Kg}{J}) = Q \times C$$ (Rodier *et al.*, 2009)

Avec F : Flux en kg/j

Q : Débit en l/j

C : Concentration en kg/l

II. 3. 3. Matériel et méthodes d'analyse au laboratoire

Les paramètres tels que, ammoniums, nitrates, nitrites, phosphates et DBO5 ont été analysés au laboratoire de chimie analytique. Enfin, les paramètres tels que fer total, manganèse, phosphore total, azote total ainsi que coliformes totaux, *Escherichia coli*, *Salmonella*, turbidité, huiles et graisses ont été analysés au laboratoire d'analyse des eaux africaines S.U., situé à MUTANGA Nord, Av Buyogoma, P4367/C.

Le tableau 2 ci-dessous présente les différents paramètres analysés au laboratoire, la méthode employée pour leur analyse, l'appareil utilisé et la référence associée à la méthode.

Tableau 3 : Résumé de la méthodologie utilisée, le matériel et références d'analyse au laboratoire

Paramètres	Méthodes	Appareils de mesure	Normes et Références
Cr (VI)	Photométrie (HACH 8023)	Spectrophotomètre Hach DR2800	(HACH Company, 2013)
DBO5	Manométrie	Bouteilles munies de têtes OxiTop	NF EN 1899-2 en mai 1998 (Rodier *et al.*, 2009)
Fer tot	Photométrie (HACH 8008)	Spectrophotomètre Hach DR2800	(HACH Company, 2013)
MES	Filtration sur une membrane en fibre	Etuve séchant	AFNOR, NF T90-105 (Rodier et al., 2009)
Mn	Photométrie (HACH 8149)	Spectrophotomètre Hach DR2800	(Hach Company, 2017)
N total	Photométrie (HACH	Spectrophotomètre Hach DR2800	(Hach Company, 2017)
$\mathbf{NH_4^+}$	Photométrie	Spectrophotomètre JENWAY 6705/Vis	(Rodier et al., 2009)
Ni	Photométrie (HACH 8150)	Spectrophotomètre Hach DR2800	(HACH Company, 2013)
$\mathbf{NO_2^-}$	Photométrie	Spectrophotomètre JENWAY 6705/Vis	NFT EN 26777 du mai 1993 (classement T90-013) (Rodier et al., 2009)
$\mathbf{NO_3^-}$	Photométrie	Spectrophotomètre JENWAY 6705/Vis	ISO 7890-3 du décembre 1998 (Rodier et al., 2009)
P total	Photométrie (HACH 8190)	Spectrophotomètre Hach DR2800	NF EN ISO 6878, (avril 2005) et AFNOR NF T 90 023) (Hach Company, 2017)
$\mathbf{PO_4^{3-}}$	Photométrie	Spectrophotomètre JENWAY 6705/Vis	NF EN ISO 6878, (avril 2005) et AFNOR NF T 90 023 (Rodier et al., 2009)
Turbidité	Néphélométrie	Néphélomètre 2100AN	ISO 7027-1:2016 révisée et confirmée pour la dernière fois en 2021 (HACH Company, 2013)

II.4. Analyse microbiologique

Le tableau 3 présente les paramètres microbiologiques analysés ainsi que la méthodologie utilisée pour chaque paramètre.

Tableau 4 : Analyses des paramètres microbiologiques et méthodologie suivie

Caractéristiques				**Méthodes et références**
Paramètres	**Milieu de culture**	**Temps d'incubation**	**Température °C**	
C.T	m-coli bleu	24h	36,5	Filtration sur membrane ISO 9308-1
E. coli	m-coli bleu	24h	44	Filtration sur membrane ISO 9308-1
Salm.	SS agar	24h	36,5	Filtration sur membrane ISO 7704

Légende :

- **m-coli bleu** : Milieu Chromogène pour la Détection des Coliformes Totaux et d'Escherichia coli Bleu
- **SS agar** : milieu de culture sélectif utilisé principalement pour l'isolement et la différenciation des bactéries du genre *Salmonella* et *Shigella.*

❖ **Dénombrement des Escherichia coli, des bactéries coliformes et des Salmonella**

La méthode de filtration sur membrane constitue un moyen rapide et simple pour estimer la population bactérienne présente dans l'eau. Dans un premier temps, un volume de 100 ml de l'échantillon a été filtré à travers une membrane filtrante dont les pores ont un diamètre suffisamment petit de 0,45 microns pour retenir les bactéries. Le filtre est ensuite déposé sur un disque absorbant ou dans une boite de pétrie saturé avec milieu de culture sélectif. La boîte de Pétri contenant le filtre et milieu de culture est incubé à l'envers pendant 24 h. Après l'incubation, les colonies qui se sont développées ont été identifiés et comptés à l'aide d'une loupe grossissante et éclairée ; cette méthode est particulièrement utile pour les eaux de surface car elle permet d'analyser un grand d'échantillon en un peu de temps (Tableau 3).

II.5. Observation, identification et dénombrement des zooplanctons

L'Observation, identification et le dénombrement ont été réalisés au Laboratoire de limnologie de la faculté des sciences au moyen d'un microscope optique de marque N-120/N-120A de Ht-0205 motic (Figure 3 C) à l'aide de clés et ouvrages d'identification**.**

Au laboratoire, chaque échantillon de zooplancton a été concentré à un volume de 100 ml. Les individus de chaque espèce identifiée ont été dénombrés à l'aide d'une cellule de dénombrement de type Burker Turk. Cette opération d'identification des espèces a été basée sur les caractères morphologiques spécifiques observables à l'aide de différentes clés de détermination (Pourriot, 1980) ; Dussart B.H., 1982). Par la suite, une extrapolation a été effectuée en utilisant le volume total de l'échantillon et le volume d'eau filtré, afin de déterminer la densité des espèces en termes d'individus par litre d'eau de la rivière. La densité a été calculée à l'aide de la formule utilisée par (Djego et al., 2012) et confirmée aussi par (Buhungu et al., 2018).

$$D = \frac{1000 * (ni * (\frac{100}{DT}))}{V}$$

Où D est la densité (exprimée en individus par litre), ni le nombre d'individus dénombrés pour l'espèce i, TD : taux de dépouillement l'échantillon ne correspondant à ni et V le volume d'eau de rivière filtré (en ml).

Nous avons calculé différents indices afin d'évaluer la diversité des espèces qui composent les peuplements dans un milieu.

L'indice de Shannon-Weaver est un indice qui rend compte de la diversité des espèces qui composent les peuplements dans un milieu. Il établit le lien entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus d'un même écosystème ou d'une même communauté. Il a été calculé en utilisant la formule : $H' = - \sum \left[\left(\frac{ni}{N}\right) \log_2 \left(\frac{ni}{N}\right) \right]$ (Djego *et al.*, 2012)

Où H' est la diversité spécifique, en bits/individu, $\sum$ la somme des résultats obtenus pour chacune des espèces présentes, ni l'effectif de l'espèce i, N le nombre total d'individus de toutes les espèces et $\log_2$ le logarithme de base 2.

➢ **L'indice d'équitabilité (J)** correspond au rapport de la diversité spécifique calculé (H′) et la diversité maximale (H' max) pouvant être obtenue avec le même nombre de taxons (Madhuri *et al.*, 2023) . Le calcul de cet indice a été réalisé selon Pielou, (1966) et suivant cette formule :

$J = \frac{H'}{log_2 H'}$ Avec H' : l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver

log S=H alors que S est le nombre des espèces de l'échantillon.

II.6. Analyse statistique

Les valeurs moyennes, maximales et minimales des paramètres physico-chimiques et microbiologiques, ainsi que les analyses de corrélation de Pearson entre certains d'entre eux, ont été déterminées à l'aide du logiciel SPSS 25 et Microsoft Excel.

CHAPITRE III. PRESENTATION ET DISCUSSION DES RESULTATS

III. 0. Introduction

Les résultats obtenus lors des analyses physico-chimiques ont été extrapolés en prenant en compte les variations saisonnières, afin d'estimer les flux de polluants, notamment les nutriments, les métaux lourds, ainsi que d'autres paramètres tels que la DBO_5, HG, MES et TDS. Pour ce faire, les calculs ont été effectués en utilisant les débits minimaux observés durant la saison sèche et les débits maximaux enregistrés pendant la saison des pluies.

Les résultats de ces analyses ont été présentés de manière structurée et logique, permettant ainsi d'offrir une vue d'ensemble claire de la qualité de l'eau et d'illustrer les relations entre les différents paramètres.

III. 1. Variation spatiale de la concentration des paramètres mesurés in situ

La figure 5 présente les variations spatiales des valeurs moyennes des paramètres mesurés in situ. Les résultats montrent que le pH augmente en aval de la rivière (S2), sous l'influence des eaux du lac Tanganyika, tandis que la température reste stable. La conductivité diminue significativement, suggérant une dilution des ions dissous. L'oxygène dissous et la saturation en oxygène augmentent légèrement en S2, ce qui indique un meilleur mélange avec les eaux du lac et une réaération accrue.

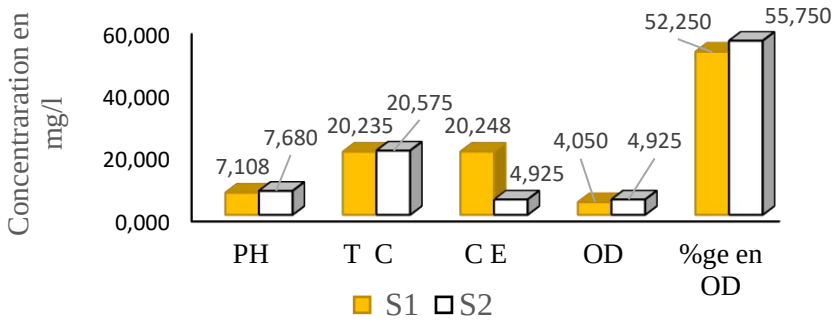


Figure 5 : Variation des paramètres mesurés in situ en fonction des sites d'échantillonnage

III. 2. Variation spatiale de la concentration *des* nutriments

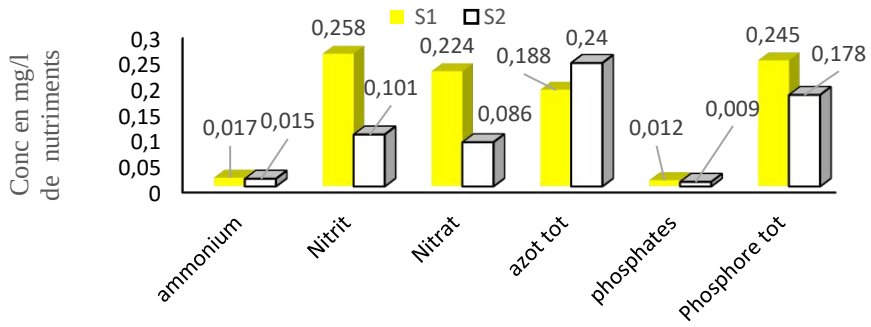


Figure 6 : Variation de la concentration des nutriments en fonction des sites d'échantillonnage

La figure 6 présente les variations spatiales des concentrations en nutriments (ammonium, nitrites, nitrates, azote total, phosphates et phosphore total) dans la rivière Ruzibazi. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre le site amont (S1) et le site aval (S2), situé près de l'embouchure du lac Tanganyika. Bien que des tendances puissent être observées, telles qu'une diminution des concentrations de nitrites (de 0,258 ± 0,143 à 0,101 ± 0,068 mg/l) et de nitrates (de 0,224 ± 0,082 à 0,086 ± 0,056 mg/l) en aval, aucune différence significative n'est constatée. Cela suggère que l'impact du lac Tanganyika sur la qualité de l'eau de la rivière, en termes de nutriments, demeure limité. Les variations observées peuvent être attribuées à des facteurs naturels ou à des apports constants tout au long du cours de la rivière, sans influence majeure de la zone lacustre.

III. 3. Variation spatiale de la concentration des métaux lourds

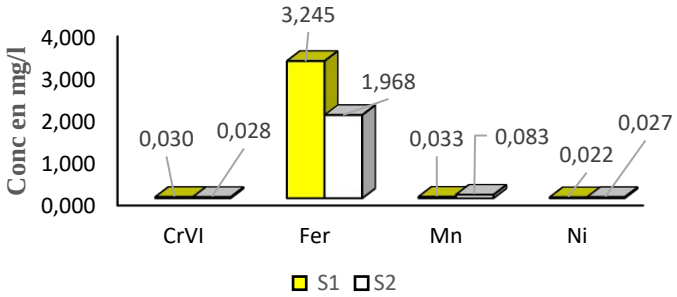


Figure 7 : Variation de la concentration des métaux lourds en fonction des sites d'échantillonnage

La figure 7 montres des valeurs de concentration des métaux lourds qui varient selon les sites dont la concentration est plus élevée en amont (S1) qu'en aval (S2).

Les résultats montrent que la concentration en fer est plus élevée en amont (S1) avec 3,245 ± 4,105 mg/l qu'en aval (S2) avec 1,968 ± 2,193 mg/l. Cependant, cette différence n'est pas statistiquement significative ($p > 0,05$).

La légère diminution observée en aval est probablement due à la dilution par les eaux du lac Tanganyika et à la sédimentation des particules, comme l'ont également rapporté par (Bhuiyan et al., 2022). Ainsi, le manganèse augmente de l'amont vers en aval, suggérant une possible influence du lac par dissolution des sédiments ou mélange des eaux. Le chrome hexavalent et le nickel ne présentent pas de variations significatives entre les deux sites, indiquant une faible influence du lac sur ces métaux.

III. 4. Variation spatiale de la concentration en DBO5, HG, MES, TDS et Turbidité

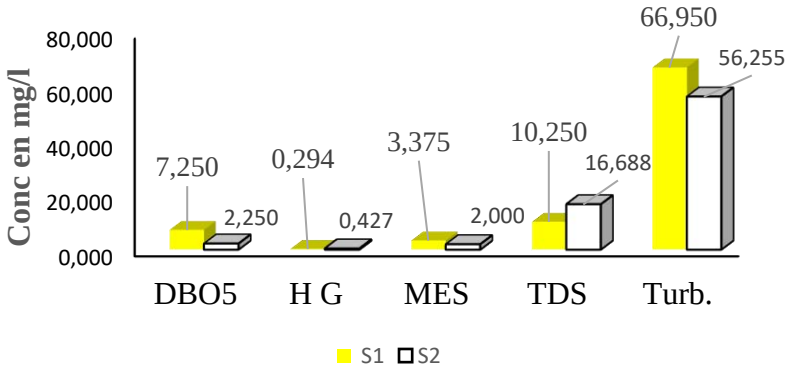


Figure 8 : Variation spatiale de la concentration en DBO5, HG, MES, TDS et Turbidité

Les résultats de la figure 8 montrent que la turbidité et les MES sont plus élevées en S1 (amont), tandis que les TDS et l'huile et les graisses sont plus élevés en S2 (aval). Cependant, les deux sites présentent une grande variabilité dans les mesures, avec des écarts-types plus importants à l'embouchure du lac, notamment pour l'huile et les graisses. Enfin, la DBO5 est plus élevée en S1 (7,250) qu'en S2 (2,250), ce qui suggère une plus grande quantité de matière organique dégradable en amont de la rivière.

III. 5. Variation spatiale des paramètres microbiologiques

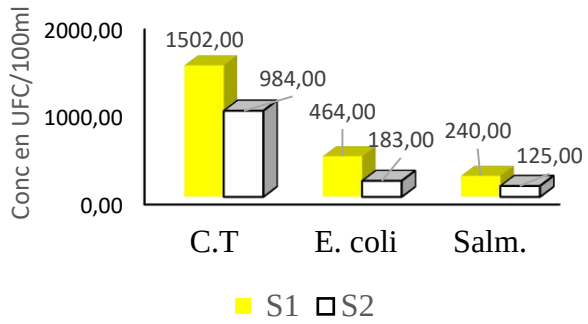


Figure 9 : Variation spatiale de la concentration des paramètres microbiologiques

La figure 9 montre des valeurs des paramètres microbiologiques dont les concentrations sont plus élevées en S1 pour les coliformes totaux, *E. coli*, et *Salmonella*, mais avec des écarts-types élevés, ce qui indique une grande variabilité dans les mesures. À l'inverse, S2 affiche des concentrations plus faibles, accompagnées d'écarts-types plus réduits, suggérant des résultats plus stables dans cette condition. La présence significative de ces bactéries sur tous les sites nécessite des recherches pour identifier leur origine, probablement fécale comme l''ont également rapporte (Ercumen et al., 2017)). Il est crucial de repérer les sources de contamination (eaux usées, agriculture, animaux) et de mettre en place des mesures préventives pour protéger la santé publique car ces valeurs dépassent largement la norme burundaise (Gouvernement du burundi, 2014).

III. 6. Débit

Le tableau 9 en annexe présente les valeurs utilisées pour estimer le débit des eaux de la rivière Ruzibazi durant la saison sèche et la saison pluvieuse. Un débit de 10,8 m^3/sec a été observé en saison pluvieuse et de 7,2 m^3/sec en saison sèche.

En saison pluvieuse, les précipitations augmentent le débit, tandis qu'en saison sèche, il diminue en raison de la réduction des pluies comme l'ont également observé aussi par (Dralle et al., 2015). Le débit atteint 933,12 millions de litres par jour (933,12 $.10^6$l/j) en saison pluvieuse et 622,08 millions de litres par jour (622,08 $.10^6$l/j) en saison sèche. Ces débits sont plus élevés par rapport à ceux d'autres chercheurs, comme sur la rivière Ntahangwa et sur la rivière Muha (Ntakiyiruta et al., 2021) ; (Ndayishimiye et al., 2023). Ces débits importants ont une grande influence sur la quantité des polluants qui se déversent dans le lac Tanganyika.

La pente des montagnes traversées par cette rivière favorise cette vitesse accrue d'écoulement comme l'a rapporté par ŞEN *et al.*, (2007) dans son article.

III. 7. Variation de la concentration des paramètres mesurés in situ en fonctions des saisons

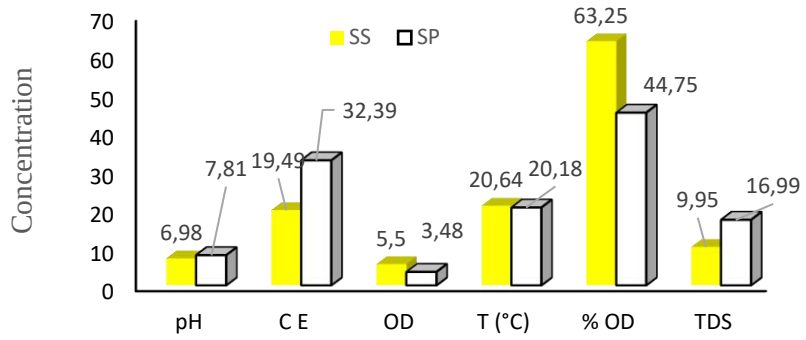


Figure 10 : Variation de la concentration des paramètres mesurés in situ en fonction des saisons

La figure 10 présente des résultats des paramètres mesurés sur terrain pendant les saisons sèche et pluvieuse. Les valeurs moyennes de ces paramètres montrent que, à l'exception de l'oxygène dissous (OD), qui est classé comme de qualité moyenne (entre 3 et 5 mg/l) pendant la saison pluvieuse et de bonne qualité (entre 5 et 7 mg/l) pendant la saison sèche par (Bliefert & Perraud, 2001), tous les autres paramètres se situent dans les plages de qualité excellente (Degrémont, 1989). De plus, bien que le pH, la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous (OD), le pourcentage de saturation en OD, la température et les solides dissous totaux (TDS) varient selon les saisons, ces différences ne sont pas statistiquement significatives, car leurs p-values sont supérieures à 0,05 (tableau 5 en annexe). Cela suggère que la qualité de l'eau de cette rivière reste stable et bonne tout au long de l'année.

Tableau 5 : Matrice de corrélation entre les paramètres in situ pendant la saison sèche

	pH	T	C E	OD	% OD	TDS
pH	1					
T	-0,37	1				
C E	0,9	0,078	1			
OD	-0,7	0,423	-0,536	1		
% OD	-0,8	0,47	-0,615	0,989*	1	
TDS	0,93	-0,01	0,995**	-0,551	-0,638	1
**. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).						
*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).						

Le tableau 5 présente une corrélation significative entre certains paramètres mesurés sur site de la rivière Ruzibazi pendant la saison sèche. Il est observé que la présence de la conductivité électrique (C E) est positivement corrélée à celle des solides dissous totaux (TDS) ($p < 0,05$). De même, la concentration en oxygène dissous (OD) est positivement liée au pourcentage de saturation en oxygène dissous (% OD) ($p < 0,01$). Autrement dit, la corrélation entre la conductivité électrique (C E) et les solides dissous totaux (TDS) s'explique par le fait que les TDS, composés principalement de sels et d'ions dissous, augmentent la capacité de l'eau à conduire l'électricité. Une concentration plus élevée de TDS entraîne plus d'ions dissous, ce qui améliore la conductivité, expliquant ainsi la corrélation positive entre ces deux paramètres (Chapra *et al.*, 2021).

La corrélation entre la concentration en oxygène dissous (OD) et le pourcentage de saturation en oxygène dissous (% OD) s'explique par le fait que ces deux paramètres mesurent la même variable sous des aspects différents. La concentration en OD représente la quantité absolue d'oxygène dans l'eau, tandis que le pourcentage de saturation compare cette concentration à la capacité maximale d'oxygène dissous, influencée par la température, la pression et la salinité (Chapra *et al.*, 2021).

Tableau 6 : Matrice de corrélation entre les paramètres in situ pendant la saison pluvieuse

	pH	T	C E	OD	% OD	TDS
pH	1					
T	0,792	1				
C E	0,882	0,68	1			
OD	-0,72	-0,15	-0,67	1		
% OD	-0,47	0,13	-0,581	0,925	1	
TDS	0,878	0,67	1,000**	-0,682	-0,6	1

**. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Le tableau 6 présente une corrélation significative entre certains paramètres mesurés sur site dans la rivière Ruzibazi pendant la saison pluvieuse. Il est observé que la présence de la conductivité électrique (C E) est positivement corrélée à celle des solides dissous totaux (TDS) ($p < 0,01$).

La corrélation positive entre la conductivité électrique (C E) et les solides dissous totaux (TDS) s'explique par le fait que les deux paramètres sont liés à la présence d'ions dissous dans l'eau. Les TDS, qui incluent des sels, des métaux et d'autres composés, se dissocient en ions, augmentant ainsi la conductivité de l'eau (Nunes *et al.*, 2022). Plus la concentration de TDS est élevée, plus il y a d'ions pour conduire l'électricité, ce qui entraîne une augmentation de la C E.

III. 8. Variations de la concentration des nutriments en fonction des saisons

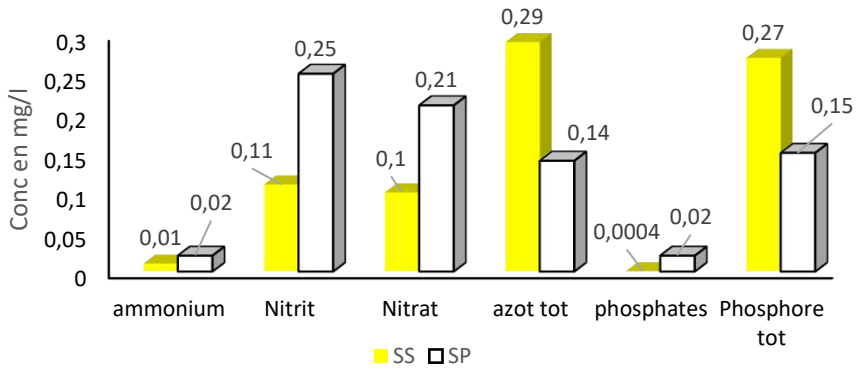


Figure 11 : Variations de la concentration des nutriments en fonction des saisons

Les résultats de la figure 11 indiquent une légère variation saisonnière des concentrations en nutriments. L'ammonium reste faible en saison sèche (0,01 ± 0,003 mg/l) mais augmente légèrement en saison pluvieuse (0,02 ± 0,01 mg/l).

Les nitrites et les nitrates connaissent une augmentation significative, atteignant respectivement 0,11 ± 0,12 mg/l et 0,25 ± 0,12 mg/l en saison sèche, contre 0,10 ± 0,07 mg/l et 0,21 ± 0,10 mg/l en saison pluvieuse, bien que la différence pour les nitrates soit moins marquée.

L'azote total diminue en saison pluvieuse, passant de 0,29 ± 0,07 mg/l à 0,14 ± 0,07 mg/l. La concentration en phosphates reste faible, avec une légère augmentation en saison pluvieuse **(**0,02 ± 0,02 mg/l) par rapport à la saison sèche **(**0,0004 ± 0,00 mg/l**).** Le phosphore total diminue également en période de pluie, passant de 0,27 ± 0,08 mg/l en saison sèche à 0,15 ± 0,09 mg/l. Ces variations sont probablement dues au ruissellement des eaux de pluie, qui entraîne des nutriments et des polluants vers les cours d'eau (Galloway *et al.*, 2003). Toutefois, les concentrations obtenues respectent les normes de rejet des eaux usées établies par le (Gouvernement du burundi, 2014) sauf les nitrites pendant la saison pluvieuse.

III. 9. Variations de la concentration des métaux lourds en fonctions des saisons

Tableau 7 : Variations de la concentration des métaux lourds en fonctions des saisons

	Saison sèche			Saison pluvieuse				
Param	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Normes Bdi	(OMS, 2012)
CrVI (mg/l)	0,021	0,039	0,028± 0,01	0,003	0,048	0,029 ± 0,02	0,05	0,032
Fer $_{total}$ (mg/l)	0,48	1,33	1,005 ± 0,37	1	9,4	4,183 ± 4,00	1	1
Mn (mg/l)	0,02	0,04	0,030 ± 0,01	0,034	0,16	0,086 ± 0,06	< 1	0,05
Ni (mg/l)	0,015	0,03	0,020 ± 0,01	0,011	0,052	0,029± 0,02	0,5	0,07

Les résultats du tableau 7 indiquent que les concentrations moyennes en métaux lourds varient selon les saisons, avec une légère hausse en saison des pluies, à l'exception du fer total, qui connaît une augmentation marquée. Sa concentration moyenne passe de 1,005 ± 0,37 mg/l en saison sèche à 4,183 ± 4,00 mg/l en saison pluvieuse, dépassant les normes de rejet des eaux usées fixées par (Gouvernement du burundi, 2014) et (OMS, 2012).

Cette augmentation du fer total en période de pluie est attribuée à la perturbation des sédiments et à l'érosion des sols (Zogo *et al*., 2009).

Les résultats du manganèse ont montré une variation de 0,030 ± 0,01 mg/l pendant la saison sèche et de 0,086 ± 0,06 mg/l pendant la saison pluvieuse, avec des concentrations plus élevées durant la saison pluvieuse par rapport à la saison sèche. Ces valeurs sont inférieures à celles rapportées par (Bhuiyan et al., 2022)) pour les rivières Turag et Balu mais reste dans les plages de normes de la gestion de la qualité des eaux de surface qui les fixent à une valeur de 0,05 par Gouv du burundi, (2014).

Les concentrations de nickel augmentent légèrement entre la saison sèche (0,020 ± 0,01 mg/L) et la saison des pluies (0,029 ± 0,02 mg/l). Elles dépassent celles observées dans la rivière Burigana pendant la saison sèche (Nargis *et al*., 2021), mais restent inférieures aux niveaux observés pendant la saison pluvieuse de la même rivière. Cette variation a été influencée par le ruissellement saisonnier ainsi que les apports anthropiques. Ainsi ces valeurs sont inférieures aux normes de rejet des eaux fixées par le Gouv du burundi, (2014) à 0,5 mg/l.

Le chrome hexavalent est un polluant toxique et cancérigène dont la concentration dans l'eau doit être rigoureusement surveillée. Les concentrations moyennes de Cr(VI) mesurées varient de 0,028 ± 0,01 mg/l en saison sèche à 0,029 ± 0,02 mg/l en saison des pluies, restant ainsi en deçà de la limite de 0,05 mg/l fixée par l'OMS, comme le suggèrent (BOULVERT *et al*., 2020).

III. 10. Variations de la concentration de DBO5, HG, MES, Turbidité en fonction des saisons

Tableau 8 *:* Valeurs moyennes, minimales et maximales de DBO5, Huile et graisse, MES, et Turbidité en fonction des saisons

	Saison sèche			Saison pluvieuse			Normes Bdi	(OMS, 2012)
Paramètres	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	(Gouv Bndi, 2014).	(OMS, 2012)
DBO5 (mg/l)	1	7	4,000 ± 2,94	3	8	5,500 ± 2,89	30	6
HG (mg/l)	0,02	0,068	0,034 ± 0,02	0,12	1,5	0,687 ±0,67	5	5
MES (mg/l)	1	2	1,525 ± 0,55	2,9	5,3	3,850 ± 1,13	≤ 25	30
Turb. (NTU)	13,1	28,2	20,280 ± 7,31	34,9	180	102,925 ± 75,82	30	5,0

Les résultats consignés dans le tableau 8 présentent les valeurs moyennes, minimales, maximales et écart types de la DBO5, des huiles et graisses, de MES et de la turbidité en saison sèche et pluvieuse. Il est observé que ces valeurs ont tendance à augmenter pendant la saison des pluies. En effet, les valeurs de la DBO5 passent de 4,00 ± 2,94 mg/l en saison sèche à 5,50 ± 2,89 mg/l en saison des pluies. Mais ces valeurs sont inférieures aux valeurs de normes de rejet de 30 mg d'O_2/l fixées par (Gouvernement du burundi, 2014).

Les valeurs de la turbidité sont plus élevées durant la saison des pluies, avec une moyenne de 102,93 ± 75,82 NTU, contre 20,28 ± 7,31 NTU en saison sèche. Il en est de même pour les concentrations en huiles et graisses, qui suivent une tendance similaire 0,034 ± 0,02 mg/l en saison sèche contre 0,687 ±0,67 mg/l en saison pluvieuse.

Ces valeurs moyennes respectent les normes de rejets établies par le Gouvernement du Burundi, à l'exception de la turbidité, qui dépasse les seuils réglementaires fixés par (Gouvernement du burundi, 2014).

Les concentrations en matières en suspension (MES) sont plus faibles en saison sèche (1,525 ± 0,55 mg/l) qu'en saison des pluies (3,850 ± 1,13 mg/L).

Cette augmentation résulte du ruissellement et de l'érosion des sols ((Rodríguez et al., 2021)). Les niveaux les plus faibles observés en saison sèche indiquent une eau relativement claire. Ces résultats sont cohérents avec les observations généralement rapportées par Ntakiyiruta *et al.*, (2021)., qui indiquent une augmentation des matières en suspension et la DBO5 en période de fortes pluies.

III. 11. Paramètres microbiologiques

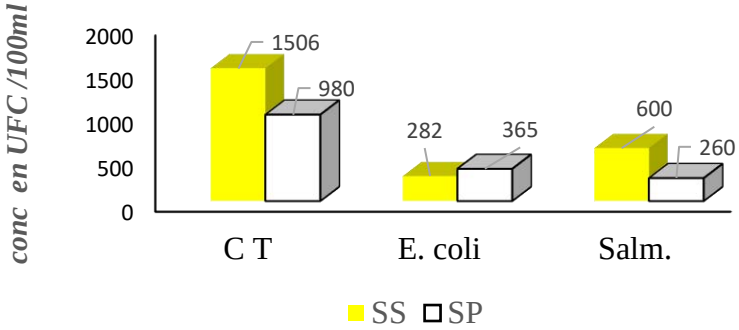


Figure 12 : Variations de la concentration des paramètres microbiologiques en fonction des saisons

La figure 12 présente les concentrations en coliformes totaux, *E. coli*, et *Salmonella* dans l'eau en saison sèche et en saison des pluies, en comparaison avec les normes burundaises (Gouvernement du burundi, 2014). En saison sèche, les coliformes totaux sont à 1506 ± 738,47 UFC/100 ml, dépassant la norme de 1000 UFC/100 ml, tandis qu'en saison des pluies, ils sont proches de cette limite (980 ± 444,82 UFC/100 ml). Les concentrations d'*E. coli* varient de 282 ± 180,95 UFC/100 ml en saison sèche à 365 ± 274,41 UFC/100 ml en saison des pluies, restant bien au-dessus de la norme burundaise qui exige une absence totale de cette bactérie. La présence d'*E. coli* indique une contamination fécale et un risque de propagation d'agents pathogènes (Ercumen *et al.*, 2017). Les concentrations de *Salmonella* varient de 600 ± 738,47 UFC/100 ml en saison sèche à 260 ± 444,82 UFC/100 ml en saison des pluies, avec des niveaux plus élevés en saison sèche et une forte variabilité des concentrations. Ces valeurs sont également supérieures aux limites burundaises. La présence de *Salmonella* peut entraîner la salmonellose, une infection bactérienne causant des symptômes tels que diarrhée et fièvre(Andino & Hanning, 2015).

III. 12. Charges polluantes

La pollution du lac provient des apports de matières en provenance des affluents naturels et des déversements directs des eaux usées de la rivière. Nous avons estimé ces apports en termes de charge en kg/J en multipliant les débits spécifiques mesurés chaque saison par les moyennes des paramètres physico-chimiques des eaux. Afin de présenter ces flux polluants, nous les avons classés selon leur charge en nutriments, en métaux lourds, ainsi que d'autres composés tels que DBO_5, HG, MES et TDS, qui affectent le lac Tanganyika à partir de la rivière Ruzibazi.

III. 12. 1. Flux polluants en nutriments

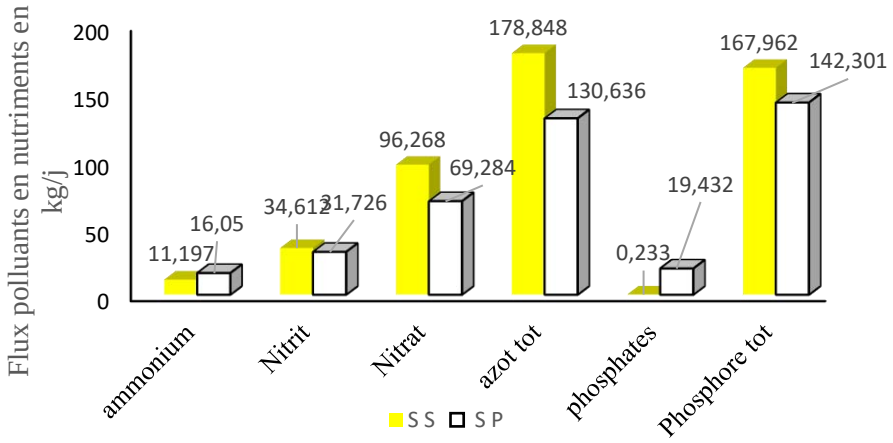


Figure 13 : Comparaison des charges polluantes en nutriments en fonction des saisons

La figure 13 présente l'estimation des flux de nutriments, exprimés en kg/j, apportés par les eaux de la rivière Ruzibazi au lac Tanganyika, respectivement pendant la saison sèche et la saison pluvieuse. Les résultats montrent des valeurs plus élevées pendant la saison sèche pour l'azote total (180,4 kg/j), le phosphore total (168 kg/j) et les nitrates (96,422 kg/j), par rapport à d'autres nutriments tels que l'ammonium (11,197 kg/j), les nitrites (34,612 kg/j) et les phosphates (0,249 kg/j).

Pendant la saison pluvieuse, la quantité de nutriments est plus élevée en phosphore total (142,301 kg/j), azote total (130,636 kg/j) et nitrates (69,284 kg/j), tandis que les concentrations les plus faibles sont observées pour l'ammonium (16,05 kg/j), les nitrites (34,612 kg/j) et les phosphates (0,249 kg/j) à cause des eaux de ruissellement.

La comparaison des charges en nutriments selon la saison sèche et pluvieuse dans la rivière Ruzibazi montre des variations importantes. Les phosphates et l'ammonium sont plus élevés en saison des pluies en raison du ruissellement des eaux chargées en polluants, ça a été également observé par Kato *et al.*, (2009), tandis que le phosphore total et l'azote total sont plus élevés en saison sèche, probablement à cause de la concentration des polluants dans un faible volume d'eau. Les nitrites et nitrates diminuent a causé pluvieuse en raison de la dilution. Ces variations influencent l'eutrophisation du lac Tanganyika, favorisant la prolifération des algues et réduisant l'oxygène dissous, ce qui menace la biodiversité aquatique (Yang *et al.*, 2008).

Tableau 9 : Matrice de corrélation des flux polluants en nutriments

	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	N_{Tot}	PO_4^{3-}	P_{Tot}
NH_4^+	1					
NO_2^-	0,505	1				
NO_3^-	0,609	,936**	1			
N_{Tot}	,741*	-0,53	-0,69	1		
PO_4^{3-}	-0,235	0,519	0,41	0,147	1	
P_{Tot}	-0,362	0,32	0,15	0,136	0,156	1

* La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).
** La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Le tableau 9 montre des résultats de corrélations parfaites (±1,000) entre les différents paramètres azotés (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, Ntot) et phosphorés (PO_4^{3-}, Ptot), avec une significativité élevée ($p < 0,01$), excluant le hasard.

NH_4^+ – N total (0,741*) **:** Corrélation forte et significative**.** Intuitif **:** l'ammonium contribue à l'azote total. (Barnard & Leadley, 2005). Le lien très fort entre NO_2^- et NO_3^- reflète probablement un processus biologique ou chimique commun (ex. : nitrification). Les formes de phosphore ne montrent pas de relation forte ou significative avec les composés d'azote. NO_2^- – NO_3^- (0,936**) : Corrélation est très forte et significative : liée à la nitrification (Nikolenko *et al*., 2018). NO_2^- et NO_3^- avec N total : Corrélations négatives modérées à fortes, mais non significatives. Peut refléter une perte d'azote dans d'autres formes. Phosphore (PO_4^{3-} vs P total) : Corrélation faible (0,156), non significative → les formes minérales ne dominent pas le phosphore total (Savic *et al.*, 2022).

III. 12. 2. Calcul des flux polluants des métaux lourds

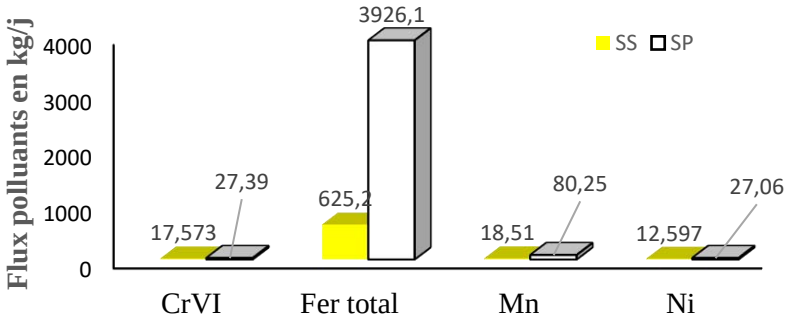


Figure 14 : Variation des charges polluantes des métaux lourds en fonction des saisons

La figure 14 montre l'estimation des apports en métaux lourds, exprimés en kg/j, provenant des eaux de la rivière Ruzibazi vers le lac Tanganyika, durant la saison sèche et la saison pluvieuse. Les résultats montrent des valeurs plus élevées de fer total, avec 625,2 kg/j en saison sèche et 3926,1 kg/j en saison pluvieuse.

Les variations saisonnières du fer total, plus élevées en saison pluvieuse, sont liées au ruissellement accru, à l'érosion des sols et au lessivage des terres agricoles et urbaines. Une concentration élevée de fer total peut altérer la qualité de l'eau, perturber les écosystèmes aquatiques, affecter les zooplanctons et nuire à la santé humaine en favorisant la formation de sulfure de fer (Viana *et al.*, 2021).

Les rejets de chrome hexavalent dans le lac Tanganyika par la rivière Ruzibazi sont de 17,57 kg/j en saison sèche et de 27,38 kg/j en saison pluvieuse, l'augmentation pendant la saison pluvieuse étant due entre autres au ruissellement accru qui transporte davantage de contaminants, y compris le chrome, dans les cours d'eau. Ces quantités sont préoccupantes et plus élevées que ceux de la rivière Ntahangwa (Ndayishimiye *et al*., 2023). Ces valeurs élevées en chrome peuvent entraîner des risques pour la santé, tels que des irritations et des troubles respiratoires (Santé Canada, 2016).Le flux polluant en manganèse est de 18,51 kg/j en saison sèche et de 80,25 kg/j en saison pluvieuse, avec des valeurs plus élevées notamment en saison pluvieuse.

Cette augmentation notable pendant la saison des pluies peut être expliquée par le ruissellement des eaux de pluie, qui entraîne davantage de manganèse dissous dans les cours d'eau.

Ce flux du manganèse est plus élevé par rapport à celui qui a été rapporté par (Ndayishimiye et al., 2023) de 0,697 kg/j sur la rivière Ntahangwa.

Les rejets de tel quantité de manganèse dans un lac peuvent être toxiques pour les poissons et invertébrés, affectant leur respiration et développement (Barnard & Leadley, 2005). Ils altèrent également la qualité de l'eau, la rendant trouble et impropre à la consommation. L'excès de manganèse peut avoir un effet toxique et perturbe les chaînes alimentaires aquatiques entraînant des dépôts métalliques dans les sédiments, modifiant ainsi l'habitat aquatique. Cela perturbe la biodiversité et l'équilibre écologique du lac (Niemiec & Barbara, 2015).

Le flux polluant en nickel est de 12,597 kg/j en saison sèche et de 27,06 kg/j en saison pluvieuse. Ces valeurs de concentrations en nickel sont plus élevées durant la saison des pluies, comme nous l'avons également observé pour d'autres métaux. De telles valeurs de nickel peuvent perturber le métabolisme des espèces zooplanctoniques, inhiber leur croissance et affecter leur reproduction, ce qui conduit à une diminution de leur population (Mohammed *et al.*, 2010).

La comparaison des flux polluants des métaux lourds, notamment le chrome hexavalent, le fer total, le manganèse et le nickel. Cette comparaison montre que les concentrations de ces métaux ont tendance à augmenter de manière significative pendant la saison pluvieuse.

Tableau 10 : Matrice de corrélation des flux polluants en métaux lourds dans la rivière Ruzibazi

	CrVI	Fer	Mn	Ni
CrVI	1			
Fer	-0,407	1		
Mn	0,435	0,258	1	
Ni	-0,354	,834*	0,531	1

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

Le tableau 10 met en évidence une corrélation positivement significative ($p < 0,05$) entre la présence des métaux lourds (Cr (VI), fer total, manganèse et nickel) dans les eaux de la rivière Ruzibazi. La corrélation entre Fer et Ni ($r = 0,834$) est positivement signifie. C a d que ces deux éléments évoluent ensemble. Le lien fort et significatif entre Fer et Ni indique une origine ou un comportement commun dans le milieu étudié (e.g. pollution métallique industrielle).

Cette relation suggère une origine commune des polluants probablement due à la composition géologique (Niemiec & Barbara, 2015). Les autres relations, bien que modérées, ne sont pas statistiquement significatives.

III. 12. 3. Flux polluants en : DBO5, HG, MES, TDS

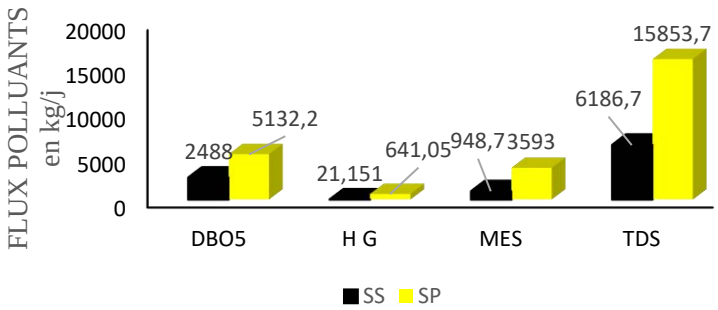


Figure 15 : Comparaison des flux polluants en DBO5, H G, MES, TDS en fonctions des saisons

La figure 15 présente l'estimation des flux de charges en DBO5, HG, MES et TDS, exprimés en kg/j, apportés par les eaux de la rivière Ruzibazi au lac Tanganyika, respectivement pendant la saison sèche et la saison pluvieuse.

Le flux polluant en DBO5 est de 2288 kg/j en saison sèche et de 5132,2 kg/j en saison pluvieuse, ce qui indique une charge polluante plus élevée pendant la saison pluvieuse par rapport à la saison sèche. Ces valeurs de DBO5 sont plus élevées comparées à celles observées par (Ndayishimiye et al., 2023)sur la rivière Ntahangwa (61,2 kg/j en août et 275,9 kg/j en mars) et sur la rivière Kanyosha (611,2 kg/j en novembre et 75,8 kg/j en mars).

Le flux polluant en huiles et graisses, en matières en suspension et en solides dissous totaux (TDS) est plus élevé en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Les huiles et graisses sont de 21,151 kg/j en saison sèche à 641,05 kg/j en saison pluvieuse, les matières en suspension sont de 948,7 kg/j à 3593 kg/j, et les TDS augmentent de 6186,7 kg/j à 15853,7 kg/j. Ces augmentations sont principalement liées au ruissellement des eaux de pluie, qui transporte des valeurs enlevées pendant la saison pluvieuse de polluants provenant des sols et des zones urbaines ou agricoles (Banerjee *et al.*, 2019).

La comparaison des charges polluantes de DBO5, H G, MES, TDS apportées par la rivière Ruzibazi en saison sèche et pluvieuse montrent que ces charges sont très élevées pendant la saison des pluies par rapport à la saison sèche. Alors cette variation est principalement attribuée à l'intensification du ruissellement, qui emporte davantage de contaminants vers le collecteur d'eau. Les charges polluantes élevées en DBO5, huiles et graisses, matières en suspension (MES) et solides dissous totaux (TDS) peuvent avoir des effets négatifs majeurs sur la biodiversité aquatique. Elles entraînent une dégradation de la qualité de l'eau, avec une baisse de la concentration en oxygène dissous, créant des conditions nuisibles pour les zooplanctons(Banerjee *et al*., 2019). De plus, la turbidité accrue due aux MES et TDS réduit la disponible de la lumière nécessaire pour la photosynthèse des phytoplanctons, perturbant ainsi la chaîne alimentaire(Nunes *et al*., 2022).

Tableau 11 : Matrice de corrélation des flux polluants de DBO5, HG, MES, TDS dans la rivière Ruzibazi

	DBO5	H G	MES	TDS
DBO5	1			
H G	0,221	1		
MES	,832*	0,405	1	
TDS	-0,043	0,53	0,364	1

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

Le tableau 11 montre une corrélation positive (1,000) entre la DBO5, les HG, les MES et les TDS, avec une significativité élevée ($p < 0,01$), indiquant que cette relation n'est pas due au hasard. Cette forte dépendance entre les paramètres suggère une origine commune de la pollution, probablement liée à des activités urbaines. Elle reflète également des interactions physico-chimiques dans l'eau, où l'augmentation des MES peut entraîner une hausse des TDS et de la DBO5.

III. 13. Zooplancton

Tableau 12 : Evolution des abondances relatives (%) des principaux groupes du zooplancton

Groupes		16-juin	14 août	05-déc	31-déc
Copépodes	Nbre d'espèce	3	2	4	2
	%	10	6,6	13,3	6,6
Rotifères	Nbre d'espèce	2	5	2	7
	%	6,6	16,6	6,6	23,3
Ostracodes	Nbre d'espèce	1	1	0	0
	%	3,3	3,3	-	-
Cladocères	Nbre d'espèce	-	-	1	-
	%	0	0	3,3	0

Le tableau 12 ci-dessous montre l'évolution des abondances relatives (%) des principaux groupes de zooplancton (copépodes, rotifères, ostracodes et cladocères) à différentes dates d'échantillonnage (16 juin, 14 août, 5 décembre et 31 décembre).

Les copépodes sont abondants en décembre (13,3 %) et moins abondants en juin avec (10 %) et en août (avec 6,6 %), en raison des variations de température, de nutriments et de prédation. Les rotifères affichent une forte abondance le 31 décembre (23,3 %), suggérant des conditions favorables à leur développement, tandis que leur présence est stable mais faible en juin et le 5 décembre (6,6 %) et plus marquée en août (16,6 %), témoignant de leur tolérance aux changements environnementaux et de leur capacité de reproduction rapide. Les Ostracodes, quant à eux, sont peu présents (3,3 % en juin et août) et totalement absents en décembre, ce qui pourrait indiquer des conditions défavorables à leur survie.

De même, les cladocères sont absents en juin et décembre, n'apparaissant qu'en août (3,3 %), ce qui suggère leur sensibilité aux variations saisonnières et leur besoin de conditions spécifiques pour se développer. Ainsi, les rotifères dominent en décembre, tandis que les copépodes, bien que présents toute l'année, montrent des fluctuations d'abondance. Les ostracodes et cladocères apparaissent comme les plus sensibles aux changements environnementaux.

Tableau 13 : Densités (Ind. /l) des espèces zooplanctoniques par période d'échantillonnage

Groupe	Famille	Espèce	16-juin	14 août	05 déc.	31 déc.
Copépodes	*Cyclopidae*	*Nauplii de copépodes*	8,03	10,74	1,06	2,73
	Cyclopidae	*Mesocyclops leuckarti*	19,86	0,3	0,45	4,15
	Cyclopidae	*Epischura lacustris*	-	-	0,15	-
	Cyclopidae	*Diacyclops thomasi*	-	-	0,15	-
	Diaptomidae	*Tropodiaptomus*	1,39	-	-	-
Rotifères	*Synchaetidae*	*Polyarthra vulgaris*	-	1,28	-	0,47
	Philodinidae	*Rotaria sp*	-	0,3		0,38
	Brachionidae	*Anuraeopsis fissa*	-	0,79	-	-
	Brachionidae	*Keratella tecta*	-	-	-	0,09
	Brachionidae	*Keratella quadrata*	-	-	0,68	0,09
	Brachionidae	*Brachionus calyciflorus*	-	-	0,53	-
	Lecanidae	*Brachionus angularis*	-	-	-	0,38
	Lecanidae	*Lecane luna*	-	4,49	-	0,19
	Lecanidae	*Lecane bulla*	-	-	-	0,19
	Scaridiidae	*Scaridium sp*	0,68	4,52	-	-
	Scaridiidae	*Scaridium longicaudum*	1,21	-	-	-
Ostracodes	*Trichoceridae*	*Trichocerca simili*		1,21	-	-
		Ostracodes sp	1,92	-	-	-
Cladocère	*Daphniidae*	*Daphnia pulex*		-	0,15	-
Total			33,09	23,63	3,17	8,67

Les résultats présentés dans le tableau 13 montrent que la communauté zooplanctonique récoltée au cours des quatre périodes d'échantillonnage est répartie en quatre groupes principaux : les copépodes (avec les familles de *cyclopidae* et *Diaptomidae*), les rotifères (avec les familles *Synchaetidae, Philodinidae, Brachionidae, Scaridiidae* et *Lecanidae*), les ostracodes (avec la famille de *Trichoceridae)* et les Cladocères (avec la famille de *Daphniidae*).

L'abondance totale du zooplancton est plus élevée en juin avec 33,09 ind /l, suivie d'août avec 23,63 ind/l. Elle diminue fortement en décembre, avec des valeurs variantes entre 3,17 ind/l et 8,67 ind/l. Cela montre que l'espèce zooplanctonique a connu une forte production en saison sèche en raison de conditions qui sont plus favorables par rapport à la saison pluvieuse.

Le groupe des copépodes, dominé par l'espèce *Mesocyclops leuckarti* (19,86 ind/l) en juin, ainsi que par les nauplii de copépodes en juin (8,03 ind/l) et en août (10,74 ind/l, restent présents aussi en décembre. Cette persistance suggère une reproduction continue ou un cycle de vie adapté, faisant d'elles des espèces clés du zooplancton. Leur présence toute l'année témoigne leur grande tolérance aux variations environnementales(Etilé* *et al*., 2020).

L'abondance des rotifères est maximale en août, avec des espèces comme *Lecane luna* (4,49 ind/l) et *Scaridium sp.* (4,52 ind/l), qui dominent en termes d'abondance, Elle a diminué en décembre, avec seulement quelques espèces comme *Keratella quadrata*, *Keratella tecta*, *Brachionus calyciflorus* et *Brachionus angularis*, ainsi que *Polyarthra vulgaris* qui persistent mais en faibles densités. Cette faible abondance peut être attribuée aux conditions hivernales moins favorables, notamment les températures plus basses et une réduction probable de la disponibilité en nourriture, limitant ainsi la croissance et la reproduction des rotifères.

En juin, peu d'espèces de rotifères sont présentes, à l'exception de *Scaridium longicaudum* (1,21 ind/l) et *Scaridium sp.* (0,68 Ind/ l).

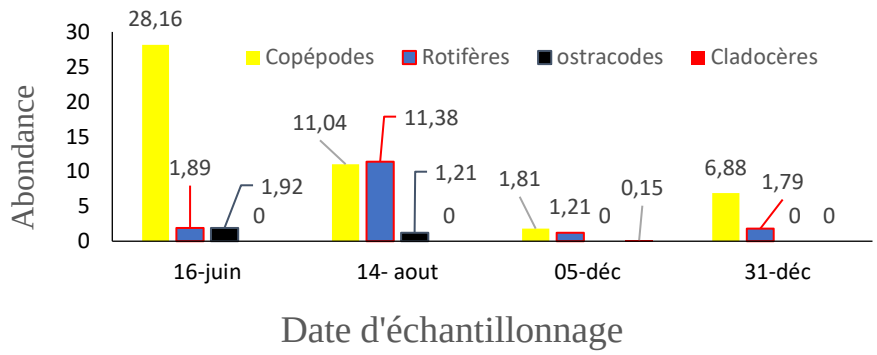


Figure 16 : Variation temporelle des groupes du zooplancton

La figure 16 montre des variations temporelles où les copépodes sont présents une forte abondance en juin (28,16 Ind/l), suivie d'une diminution en août (11,04 Ind/l) et en décembre (6,88 Ind/l), révélant des conditions écologiques changeantes. Les rotifères montrent une faible présence en juin (1,89 Ind/l), mais connaissent une forte augmentation en août (11,38 Ind/l) avant de redescendre en décembre (1,79), ce qui indique des conditions estivales favorables.

Les ostracodes affichent des valeurs très faibles, avec 1,92 Ind/l en juin et une absence en décembre, suggérant une sensibilité aux variations environnementales. Enfin, les cladocères sont absents en juin et en août, mais réapparaissent en décembre avec une faible valeur (0,15), ce qui pourrait indiquer un cycle de vie spécifique.

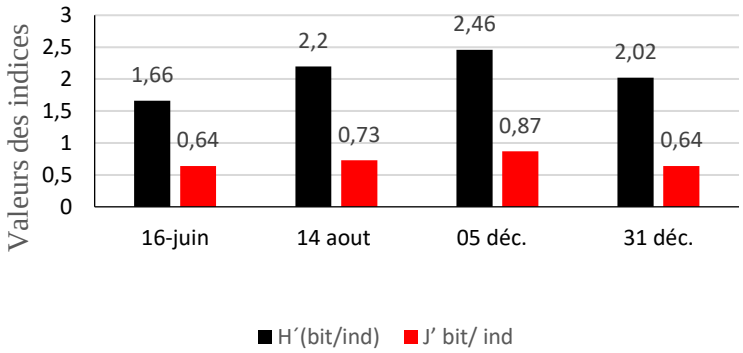


Figure 17 : Variations temporelle des indices de Shannon Weaver et de Piélou

La figure 17 présente les indices de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Piélou (J') obtenus lors de l'analyse de nos échantillons.

Les indices de diversité de Shannon (H') et équitabilité de Piélou (J') pour les espèces zooplanctoniques permet d'analyser la structure de la communauté en fonction de la richesse spécifique et de la répartition des individus entre les différentes espèces (Djego *et al*., 2012).

L'indice de diversité de Shannon (H') varie entre 1,66 bits/ind et 2,46 bits/ind au cours de notre échantillonnage, révélant des variations dans la diversité zooplanctonique. La valeur la plus basse, 1,66 bits/ind, est enregistrée en juin, ce qui suggère une communauté peu diversifiée et dominée par quelques espèces (Djego *et al*., 2012). La diversité a atteint son maximum de 2,46 bits/ind le 5 décembre, montrant une répartition plus équilibrée des espèces. En août (2,2 bits/ind) et fin décembre (2,02 bit/ind), la diversité est intermédiaire, traduisant des variations saisonnières dans la composition spécifique du zooplancton.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver peut également servir à évaluer la pollution de l'eau d'une rivière. D'après(Simboura & Zenetos, 2002), un indice compris entre 1,5 et 3 indique un état écologique médiocre, classant l'eau parmi les milieux fortement pollués. Un indice supérieur à 3 correspond à des eaux modérément polluées, favorisant ainsi le développement et la diversité du zooplancton. Selon ces mêmes auteurs, tous les indices de diversité de Shannon-Weaver observés au cours de notre étude indiquent une forte pollution.

Cela peut être attribué aux effets des grandes quantités de nutriments et de métaux lourds qui s'y déposent quotidiennement comme l'ont également rapporte par (Imam & Balarabe, 2013).

L'indice d'équitabilité de Piélou (J') varie entre 0,64 bit/ind et 0,87 bit/ind, reflétant des différences dans la répartition des individus entre les espèces. La valeur la plus basse de 0,64 bits/ind enregistrée en juin et fin décembre indique une forte domination de certaines espèces, entraînant une distribution inégale des individus (Djego *et al*., 2012). L'indice d'équitabilité a atteint son maximum début décembre avec 0,87 bit/ind, traduisant une répartition plus équilibrée des individus entre les espèces, en concordance avec la plus grande diversité observée (H' = 2,46 bits/ind). En août, l'indice d'équitabilité de 0,73 bit/ind, montre une répartition des individus plus équilibrée qu'en juin, où certaines espèces dominaient (Djego *et al*., 2012).

Les variations saisonnières de l'abondance et de la composition des zooplanctons dans le lac Tanganyika révèlent des impacts significatifs des polluants sur la biodiversité aquatique (Guy *et al*., 2005). Les espèces tolérantes à la pollution comme certains rotifères (*Brachionus, Keratella, Polyarthra*) et copépodes (*Mesocyclops*) prospèrent dans des environnements eutrophes, souvent associés à des apports excessifs de nutriments provenant de l'agriculture et des eaux usées comme l'ont été rapportés par (Pourriot & Francez, 1986). Leur présence élevée, surtout en décembre, indique une pollution organique marquée.

En revanche, la présence des espèces sensibles à la pollution, telles que *Tropodiaptomus* en août et *Daphnia pulex* le 5 décembre, sont caractéristiques d'eaux propres et bien oxygénées (Albuquerque et al., 2023).

III. 13. Influence de la charge polluante sur l'abondance et la diversité du zooplancton

Une concentration élevée de nutriments, en particulier d'azote total et de phosphore total, favorise une croissance excessive des copépodes, pouvant entraîner des proliférations déséquilibrées (Li et al., 2022). La rivière Ruzibazi recevant continuellement des apports en nutriments, crée ainsi des conditions favorables au développement des copépodes mais inhibant les espèces qui sont sensibles l'abondance des nutriments (Buhungu *et al.*, 2019) . Chez les rotifères, une forte charge en nutriments augmente leur abondance et favorise certaines espèces plus tolérantes, comme l'ont rapporté par Buhungu *et al.*, (2019).

Selon (Nevalainen & Luoto, 2017), une concentration élevée en nutriments influence négativement la diversité et l'abondance des cladocères l'action similaire .

Les copépodes et les rotifères sont particulièrement sensibles à ces polluants, tandis que les ostracodes ont la capacité de les accumuler, et les cladocères subissent une réduction de leur diversité, comme l'ont rapporté (Wong e*t al.,* 2009).

L'augmentation de la DBO_5 entraîne une consommation excessive de l'oxygène dissous, provoquant une hypoxie nuisible aux zooplanctons et affecte les espèces sensibles à l'hypoxie, réduisant notamment les populations de cladocères (Wong e*t al.,* 2009). De plus, la présence d'huiles et de graisses en plus d'être toxiques, agissent comme des agents asphyxiants, perturbant leur métabolisme. Ils altèrent aussi la survie des copépodes et des rotifères. Enfin, les TDS influencent la distribution des copépodes et rotifères, affectent la reproduction des cladocères et s'accumulent chez les ostracodes (Imam & Balarabe, 2013).

La quantité élevée de nickel perturbe le métabolisme des espèces zooplanctoniques, inhiber leur croissance et affecter leur reproduction, ce qui conduit à une diminution de leur population (Mohammed *et al.*, 2010). La turbidité accrue due aux MES et TDS réduit la lumière disponible pour la photosynthèse des phytoplanctons, perturbant ainsi la chaîne alimentaire (Nunes *et al.*, 2022).

La variation de l'abondance et de la diversité du zooplancton observée lors de l'analyse est liée aux fluctuations physicochimiques de l'environnement. Cela souligne la nécessité pour le gouvernement de créer une agence de gestion des bassins versants afin de limiter cette menace et préserver l'équilibre de l'écosystème aquatique.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'influence de la charge polluante sur l'abondance de la communauté zooplanctonique du lac en tenant compte des flux polluants en provenance de la rivière Ruzibazi. L'échantillonnage a été effectué sur deux sites pendant la saison sèche et la saison pluvieuse.

La rivière représente une qualité d'eau globalement excellente pour tous les paramètres mesurés sur terrain, à l'exception de l'oxygène dissous (OD), qui est moyen en saison pluvieuse et bon en saison sèche selon le critère d'appréciation de la qualité des eaux de surface. Bien que ces paramètres varient selon les saisons, leurs variations ne sont pas statistiquement significatives, ce qui témoigne d'une stabilité de la qualité de l'eau tout au long de l'année.

Les concentrations en nutriments varient selon les saisons : l'ammonium, les nitrites et les nitrates augmentent en saison pluvieuse, tandis que l'azote total et le phosphore total diminuent. Les phosphates restent faibles avec une légère hausse.

Les concentrations en métaux lourds augmentent en saison des pluies Sans dépasser les normes de rejet sauf le fer total qui a connu un dépassement des normes (4,183 mg/l contre 1 mg/l autorisé). De plus, la DBO5, les MES, les huiles et graisses ainsi que la turbidité s'élèvent en période pluvieuse en raison du ruissellement et de l'érosion des sols, seule la turbidité dépasse les seuils réglementaires. Les concentrations en coliformes totaux, E. coli et Salmonella dépassent les normes burundaises, indiquant une contamination d'origine fécale et un risque sanitaire.

Les valeurs de la quantité des nutriments envoyés vers le lac par jour ont montré des teneurs plus élevées surtout pour l'azote total 180,4 kg/j contre 130,636 kg/j et phosphore total 168 kg/j contre 142,301 kg/j respectivement saison sèche et pluvieuse.

Le flux de métaux lourds s'intensifie en saison des pluies sous l'effet du ruissellement, avec une augmentation significative du manganèse (80,25 kg/j contre 18,51 kg/j), fer (3926,1 kg/j contre 625,2 kg/j) et du nickel (27,06 kg/j contre 12,597 kg/j). Les rejets de DBO5 (5132,2 kg/j), MES (3593 kg/j), huiles et graisses (641,05 kg/j) et TDS (15 853,7 kg/j) sont également plus élevés durant cette période, dépassant les niveaux observés dans d'autres rivières.

Ces valeurs montrent qu'en cas de la non autoépuration de la rivière Ruzibazi pourraient être source de menace sérieuse envers les écosystèmes de la partie sud du lac Tanganyika.

L'étude sur les zooplanctons a montré des variations saisonnières marquées dans l'abondance et la composition des zooplanctons dans le lac avec des changements liés aux conditions environnementales.

Les copépodes sont les plus abondants en juin (28,16 Ind/l), avec une forte persistance tout au long de l'année, indiquant une tolérance aux variations écologiques. Les rotifères, quant à eux, connaissent une abondance élevée en août (11,38 Ind/l), suggérant des conditions favorables à leur développement durant la période de la saison sèche. Les ostracodes et les cladocères, par contre, sont plus sensibles aux changements environnementaux, leur présence étant limitée à certaines périodes.

L'indice de diversité est plus faible en juin et augmente en décembre, ce qui suggère une meilleure répartition des espèces en période de conditions plus favorables.

Les analyses de pollution indiquent que l'écosystème est moyennement pollué, notamment par des apports excessifs de nutriments, favorisant les espèces tolérantes à la pollution (rotifères et copépodes). En revanche, la présence d'espèces sensibles à la pollution, comme *Tropodiaptomus* et *Daphnia pulex*, suggère la présence d'eaux propres et oxygénées à certains moments.

Au terme de ce travail, nous émettons les perspectives suivantes :

Aux chercheurs :

- Faire d'autres études similaires à celle-ci, surtout celles liées à la santé environnementale et celles liées la vie ou à la biologie aquatique.
- Faire d'autres études similaires sur les autres affluents du lac Tanganyika surtout au sud du Burundi afin d'avoir une idée globale sur les menaces du lac.

Au Ministère de l'Environnement :

- Préserver la croissance naturelle de la végétation en bordure des cours d'eau afin de limiter l'érosion et réduire le dépôt de sédiments transportés par les crues.
- Mettre en place des stations de traitement des eaux pour diminuer le rejet de substances chimiques dans l'environnement.
- Informer et éduquer les populations sur les bonnes pratiques d'hygiène et d'assainissement.

A l'université du Burundi :

- Equiper les laboratoires en équipements et en produits chimiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdel-Fatah, M. A. (2023). Integrated Management of Industrial Wastewater in the Food Sector. *Sustainability (Switzerland)*, *15*(23). https://doi.org/10.3390/su152316193

Andino, A., & Hanning, I. (2015). Salmonella enterica: Survival, colonization, and virulence differences among serovars. *Scientific World Journal*, *2015*(Table 3). https://doi.org/10.1155/2015/520179

Angon, P. B., Islam, M. S., KC, S., Das, A., Anjum, N., Poudel, A., & Suchi, S. A. (2024). Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. *Heliyon*, *10*(7), e28357. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357

Badamasi, H., Nasir, M., Ibrahim, A., & Aliyu, I. (2019). Impacts of Phosphates on Water Quality and Aquatic Life. *Journal of Water Resource and Protection*, *03*(12), 856–860.

Banerjee, A., Chakrabarty, M., Rakshit, N., Bhowmick, A. R., & Ray, S. (2019). Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. *Ecological Indicators*, *100*(March), 99–117. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.051

Barnard, R., & Leadley, P. W. (2005). *Global change , nitrification , and denitrification : A review*. *19*, 1–13. https://doi.org/10.1029/2004GB002282

Baulaz, Y., Dorioz, J.-M., & Peyrache-Gadeau, V. (2021). Exploration fonctionnelle du territoire des grands lacs alpins par le prisme des services écosystémiques. *Collection EDYTEM. Cahiers de Géographie*, *21*(1), 103–126. https://doi.org/10.3406/edyte.2021.1450

Beaufort, A., Moatar, F., & Curie, F. (2015). *Température des cours d'eau : analyse des données et modélisation : application au bassin de la Loire.* 66.

Bello, N., Jamil, N. R., Looi, L. J., & Ng, K. Y. (2024). Pollutant load estimation and load reduction target (LRT) projection for total maximum daily load (TMD) allocation on tropical rivers. *Environmental and Sustainability Indicators*, *22*(June 2023), 100363. https://doi.org/10.1016/j.indic.2024.100363

Bendicho, C., & Lavilla, I. (2017). Water Analysis | Sewage. *Encyclopedia of Analytical Science*, *August*, 371–381. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.11519-7

Benedetti, F. (2018). *Impacts du changement climatique sur la diversité fonctionnelle du zooplancton , le cas des copépodes planctoniques de mer Méditerranée . To cite this version : HAL Id : tel-01814326 par FABIO BENEDETTI.*

Bergonzini, L., Williamson, D., & Albergel, J. (2015). Planche 2. L'hydrologie et la limnologie autour du lac Tanganyika. *Atlas Des Pays Du Nord-Tanganyika*, 24–27.

Bhuiyan, N. Z., Hossain, M. B., Ali, M. M., Habib, A., Bhuyan, M. S., & Arai, T. (2022). Seasonal variation of trace elements in water and sediment of the Turag and Balu Rivers, Bangladesh. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, *26*(3), 513–540.

Blais, S., & Patoine, M. (2002). *Le phosphore en milieu aquatique dans les agroécosystèmes*. 19.

Bliefert, C., & Perraud, R. (2001). *Chimie de l'environnement : Air, eau, sols, déchets. De Boeck Université.*

Borén, J. K. (2018). Industrial Effluents. *Environmental Health in the 21st Century: From Air Pollution to Zoonotic Diseases: Volume 1-2, 1–2*(1993), 318–320. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68182-0_3

Bosilovich, M., States, U., & France, O. B. (2021). *Water Cycle Changes*. https://doi.org/10.1017/9781009157896.010.1055

BOULVERT, E., Guerin, S., Velly, N., & Ramel, M. (2020). *expositions au chrome hexavalent Synthèse des données disponibles : sources , émissions , exposition et toxicité pour l ' homme*. 80.

Brandt, M. J., Johnson, K. M., Elphinston, A. J., & Ratnayaka, D. D. (2017). Chemistry, Microbiology and Biology of Water. In *Twort's Water Supply* (Vol. 0). https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100025-0.00007-7

Buhungu, S., Montchowui, E., Barankanira, E., Sibomana, C., Ntakimazi, G., & Bonou, C. A. (2018). Caractérisation spatio-temporelle de la qualité de l'eau de la rivière Kinyankonge, affluent du Lac Tanganyika, Burundi. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *12*(1), 576. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.44

Buhungu, S., Montchowui, E., Sibomana, C., Ntakimazi, G., & Bonou, C. A. (2019). *Diversité Et Abondance Zooplanctonique De La Rivière Kinyankonge (Bujumbura, Burundi) En Relation Avec Les Variables Environnementales*. *23*(1), 1–20.

CEAEQ. (2015). *Détermination des solides en suspension totaux et volatils : méthode gravimétrique, MA. 115 – S.S. 1.2, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec*. *08*(révision 3), 1–11.

Chapra, S. C., Camacho, L. A., & McBride, G. B. (2021). *Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World ' s Rivers : Modeling Analysis*.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2002). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — matières particulaires totales, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil.*

David, F., Diop, K., Sanchez, A., Achouline, Naulet, F., & Saskia. (2020). *Guide pratique DES eaux de surface en afrique de l ' ouest Solutions techniques adaptées*.

De Villers, J., Squilbin, M., & Yourassowsky, C. (2005). *qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général, Les données de l'IBGE : "L'eau à Bruxelles."* 16.

Décamps, & Casanova-batut. (2009). Les matieres en suspension et la turbidite de l ' eau Suspended Materials and Turbidity of the River Lot . Les riverains de la partie inférieure du Lot rapportent que voici une trentaine d ' année , une pièce de monnaie jetée dans l ' eau était encore vis. *Annales de Limnologie*, *14*, 59–84.

Degrémont. (1989). *Mémento technique de l'eau. Tome 1 (9e éd). Degrémont. http://biblio-fssm.uca.ma/index.php?lvl=notice_display&id=665*.

Djego, J., Gibigaye, M., Tente, B., & Sinsin, B. (2012). Analyses écologique et structurale de la forêt communautaire de Kaodji au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *6*(2), 705–713. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i2.14

Dralle, D. N., Karst, N. J., & Thompson, S. E. (2015). Dry season streamflow persistence in seasonal climates. *Water Resources Research RESEARCH*, 90–107. https://doi.org/10.1002/2015WR017752.Received

Dramais, G., Camenen, B., & Le Coz, J. (2018). Methods comparison for river suspended sediment measurements containing sand. *Houille Blanche*, *2018-Janua*(5–6), 96–105. https://doi.org/10.1051/lhb/2018056

Dussart B.H. (1982). *Faune de Madagascar: Crustacés : copépodes des eaux intérieures*. *58*, 1–148.

Ejiohuo, O., Onyeaka, H., Akinsemolu, A., Nwabor, O. F., Siyanbola, K. F., Tamasiga, P., & Al-Sharify, Z. T. (2025). Ensuring water purity: Mitigating environmental risks and safeguarding human health. *Water Biology and Security*, *December*, 100341. https://doi.org/10.1016/j.watbs.2024.100341

El-Naggar, A., Ahmed, N., Mosa, A., Niazi, N. K., Yousaf, B., Sharma, A., Sarkar, B., Cai, Y., & Chang, S. X. (2021). Nickel in soil and water: Sources, biogeochemistry, and remediation using biochar. *Journal of Hazardous Materials*, *419*(May), 126421. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126421

Ercumen, A., Pickering, A. J., Kwong, L. H., Arnold, B. F., Parvez, S. M., Alam, M., Sen, D., Islam, S., Kullmann, C., Chase, C., Ahmed, R., Unicomb, L., Luby, S. P., & Colford, J. M. (2017). Animal Feces Contribute to Domestic Fecal Contamination: Evidence from E. coli Measured in Water, Hands, Food, Flies, and Soil in Bangladesh. *Environmental Science and Technology*, *51*(15), 8725–8734. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01710

Etilé*, R. N., Kamelan, M. T., Bedia, T. A., Aka, M. N., Bi, G. G., Kouamelan, P. E., & N'douba, V. (2020). Variations spatio-temporelles de l'abondance des nauplii de copépodes dans les lagunes côtières tropicales en relation avec les variables environnementales : cas des lagunes de la Côte d'Ivoire. *Tropicultura*, *38*(3–4), 1–20. https://doi.org/10.25518/2295-8010.1601

FAO. (2017). *Dix-septieme session du comité des pêches continentales dix-septieme session:La Situation des pêches continentales et de l'aquaculture en afrique*. 1–13.

Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. A. N. W., Sybil, P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., Cosby, B. J., Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. A. N. W., & Sybil, P. (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, *53*(4), 341–356. https://doi.org/: http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2

GNF. (2017). *Le Lac Tanganyika , un lac de superlatifs , est le " Lac le plus menacé de l ' année 2017 "*. 1–2.

Gouvernement du burundi. (2014). *Normes de rejet des eaux usees Burundi.pdf* (p. 36).

Grondin, J. L. (1982). *Paramètres physico-chimiques des eaux : Mesures in situ (Issue 4). https://www.researchgate.net/publication/346405786_Methodes_physico-chimiques_usuelles_d'analyse_des_eauxParamètres physico-chimiques des eaux : Mesures in situ*. *4*, 55.

Guy, J., Tchapgnouo, N., Njine, T., Hubert, S., Togouet, Z., Félix, C., Bilong, B., Alongmo, R. K., M, D. E., Raoul, P., & Kayo, T. (2005). *Polymorphisme des rotiferes brachionidae de trois plans d'eau de yaounde : le lac municipal, l'etang de melen et l'etang d'efoulan*.

Hach Company. (2017). Phosphorus, Total, Test 'N Tube (0.06 to 3.5 mg/L PO4 3– ; 0.02 to 1.10 mg/L P) PhosVer 3 TNT Method. Method 8190. DOC 316.53.01121. *Hach Water Analysis Handbook*, 1–8.

HACH Company. (2013). Turbidimetry 2100 Series Features and Benefits. *Hach Water Analysis Handbook*, *584*(C), 1–4.

Hébert, S., & Légaré, S. (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. *Ministère de l'Environnement Gouvernement Du Québec*, 1–48.

Imam, T., & Balarabe, M. (2013). Impact of physicochemical factors on zooplankton species richness and abundance in Bompai-Jakara catchment basin, Kano State, Northern Nigeria. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, *5*(2), 34–40. https://doi.org/10.4314/bajopas.v5i2.6

Kato, T., Kuroda, H., & Nakasone, H. (2009). Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. *Journal of Hydrology*, *368*(1–4), 79–87. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.028

Khatri, N., & Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, *8*(1), 23–39. https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716

Kılıç, Z. (2020). The importance of water and conscious use of water. *International Journal of Hydrology*, *4*(5), 239–241. https://doi.org/10.15406/ijh.2020.04.00250

Kumar, R., Singh, C. K., Kamesh, Misra, S., Singh, B. P., Bhardwaj, A. K., & Chandra, K. K. (2023). Water biodiversity: ecosystem services, threats, and conservation. In *Biodiversity and Bioeconomy: Status Quo, Challenges, and Opportunities* (Issue January). https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95482-2.00016-X

Kusi, J., Ojewole, C. O., Ojewole, A. E., & Nwi-Mozu, I. (2022). Antimicrobial Resistance Development Pathways in Surface Waters and Public Health Implications. *Antibiotics*, *11*(6), 1–22. https://doi.org/10.3390/antibiotics11060821

Kuzhaeva, A., & Berlinskii, I. (2018). Effects of oil pollution on the environment. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, *18*(5.1), 313–320. https://doi.org/10.5593/sgem2018/5.1/S20.041

Laguerre, & Hélène. (2013). *Biologie du plancton ,Enseignement agricole, Formation grandeur nature*. *2*, 1–18.

Lançon, F., Mora, O., & Aubert, F. (2014). L ' extension urbaine à travers le monde : enjeux pour les villes et les campagnes. *Open Hal.Science*, *15*(hal-02517021), 83–100.

Landos, M., Smith, M. L., & Immig, J. (2021). *Polluants aquatiques dans les océans et les pêcheries*.

Larance, S., Wang, J., Delavar, M. A., & Fahs, M. (2025). Assessing Water Temperature and Dissolved Oxygen and Their Potential Effects on Aquatic Ecosystem Using a SARIMA Model. *Environments - MDPI*, *12*(1). https://doi.org/10.3390/environments12010025

Lavorel, S., Lebreton, J.-D., & Le Maho, Y. (2017). Les mécanismes d'adaptation de la biodiversité aux changements climatiques et leurs limites. *Rapport de l'Académie Des Sciences, 157 P., June*, 157.

Lévêque, C. (1996). *Les fondamentaux écosystème aquatiques*.

Li, M., Li, Y., Zhang, Y., Xu, Q., Iqbal, M. S., Xi, Y., & Xiang, X. (2022). The significance of phosphorus in algae growth and the subsequent ecological response of consumers. *Journal of Freshwater Ecology*, *37*(1), 57–69. https://doi.org/10.1080/02705060.2021.2014365

Maddah, H. A. (2022). Predicting Optimum Dilution Factors for BOD Sampling and Desired Dissolved Oxygen for Controlling Organic Contamination in Various Wastewaters. *International Journal of Chemical Engineering*, *2022*. https://doi.org/10.1155/2022/8637064

Madhuri, Bhardwaj, Rashmi Tiwari, Ved Prakash Bhardwaj, & Bhardwaj, S. (2023). A Short Review on Various Biodiversity Indices. *International Journal of Advanced Research in Science, Communication and Technology*, 385–389. https://doi.org/10.48175/ijarsct-13153

Marsalek, J., Jiménez-Cisneros, B. E., Malmquist, P.-A., Karamouz, M., & Chocat, J. G. and B. (2014). Urban Water Cycle Processes and Interactions. In *Urban Water Cycle Processes and Interactions* (Issue January). https://doi.org/10.1201/9781482288544

Masifwa, W., Fred, Matuha, M., Magezi, G., Nabwire, R., & Amondito, B. (2022). Potential Impacts of Oil and Grease on Algae, Invertebrates and Fish in the Bujagali Hydropower Project Area. *Uganda Journal of Agricultural Sciences*, *20*(2), 23–35. https://doi.org/10.4314/ujas.v20i2.3

Mohammed, E. H., Wang, G., & Jiang, J. (2010). The effects of nickel on the reproductive ability of three different marine copepods. *Ecotoxicology*, *19*(5), 911–916. https://doi.org/10.1007/s10646-010-0471-6

Mollo, P., & Noury, A. (2013). *Le manuel du plancton*.

Monney, I. A., Ouattara, I. N., Etilé, R. N., Aka, M. N., Bamba, M., & Koné, T. (2016). Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *Journal of Applied Biosciences*, *98*(0), 9344. https://doi.org/10.4314/jab.v98i1.10

Nargis, A., Habib, A., Harun-Or-Rashid, Harun, H. B., Islam Sarker, M. S., Jin, R., Liu, G., Liu, W., Al-Razee, A. N. M., Chen, K., & Cai, M. (2021). Status of multielement in water of the river Buriganga, Bangladesh: Aquatic chemistry of metal ions in polluted river water. *Emerging Contaminants*, *7*(2021), 99–115. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.03.001

Ndayishimiye, J., Ntakimazi, G., Nsavyimana, G., Sibomana, C., Mpawenayo, B., Ndayikeza, L., M, V. M. P., Triest, L., & L, J. D. B. (2023). La dégradation du littoral du lac Tanganyika au Burundi : approche multidisciplinaire. *Lirias.Kuleuven.Be*.

Nevalainen, L., & Luoto, T. P. (2017). Relationship between cladoceran (Crustacea) functional diversity and lake trophic gradients. *Functional Ecology*, *31*(2), 488–498. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12737

Niemiec, M., & Barbara, W.-K. (2015). Accumulation of manganese in selected links of food chains in aquatic ecosystems. *Journal of Elementology*, *20*(4), 945–956. https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.1.808

Nikolenko, O., Jurado, A., Borges, A. V., Knöller, K., & Brouyère, S. (2018). Isotopic composition of nitrogen species in groundwater under agricultural areas: A review. *Science of the Total Environment*, *621*, 1415–1432. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.086

Niyonkuru, C., Isumbisho, P., & Moreau, J. (2015). Growth, Mortality Rates and Exploitation of Cichlids in Anthropological Coastal Zone in the North of Lake Tanganyika. *Journal of Agriculture and Life Sciences*, *2*(1), 2375–4222.

Nkurunziza, F. (1998). *Lutte Contre la Pollution et Autres Mesures pour Proteger la Biodiversité du Lac Tanganyika Analyse Diagnostique Nationale-Burundi*. 1–11.

Ntakiyiruta, P., Nahimana, D., & Ntakimazi, G. (2021). *Contribution à l ' estimation quantitative des nutriments apportés par la rivi ère Ntahangwa au lac Tanganyika Résumé*. *February*.

Nunes, P., Roland, F., Amado, A. M., & Resende, S. (2022). *Responses of Phytoplanktonic Chlorophyll-a Composition to Inorganic Turbidity Caused by Mine Tailings*. *9*(April), 1–16. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.605838

Nzigidahera Benoît, FOFO Alphonse, K. A., & Jean, M. O. et M. (2011). *Reserve naturelle du nord du lac tanganyika : Etude d ' identification. Document élaboré dans le cadre du projet.Sous le financement de la: Région Pays de la Loire (France)*.

OMS. (2001). Techniques de mesure de debit. *programmti de lutte contre i,'onchocercose Service Hydrologie*, *Août*.

OMS. (2012). L'Utilisation Sans Risque Des Eaux Usées, Des Excreta Et Des Eaux Ménagères Considérations D'Ordre Politique Et Réglementaire. *Organisation Mondiale de La Sante*, *I*(978 92 4 254682 8), 1–128.

Ouattara, I., Ouattara, A., Kone, T., N'Douba, V., & Gourene, G. (2009). Distribution Du Zooplancton Le Long De Deux Petits Bassins Côtiers Ouest Africains (Bia Et Agnebi ; Côte D\'Ivoire). *Agronomie Africaine*, *19*(2), 197–210. https://doi.org/10.4314/aga.v19i2.1715

Pagano, M. (2009). - *Clipperton, environnement etbiodiversité d'un microcosme océaniqueAcanthocyclops robusius* (P. N. ; 68) (ed.); MNHN ; IRD).

Papa, F., & Frappart, F. (2021). Surface water storage in rivers and wetlands derived from satellite observations: A review of current advances and future opportunities for hydrological sciences. *Remote Sensing*, *13*(20). https://doi.org/10.3390/rs13204162

Phiri, H., Mushagalusa, D., Katongo, C., Sibomana, C., Ajode, M. Z., Muderhwa, N., Smith, S., Ntakimazi, G., De Keyzer, E. L. R., Nahimana, D., Mulungula, P. M., Haambiya, L. H., Isumbisho, P. M., Limbu, P., Kimirei, I. A., Marwa, N. B., Mlingi, R. J., & Mangaza, A. M. (2023). Lake tanganyika: status, challenges, and opportunities for research collaborations. *Journal of Great Lakes Research*, *49*(6), 102223. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.07.009

PIELOU, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, *13*(C), 131–144. https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0

Pourriot, R. (1980). Rotifères. *Flore et Faune Aquatique de l'Afrique Sahélosoudanienne Tome*, 219–244.

Pourriot, R., & Francez, A.-J. (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises.- 8 : Rotifères. *Bulletin Mensuel de La Société Linnéenne de Lyon*, *55*(5), 148–176. https://doi.org/10.3406/linly.1986.10760

QUÉBEC, C. D. E. A. E. DU. (2015). *Centre d'expertise en analyse environnementale du québec, RechercheRecherche et dénombrement simultanés des coliformes totaux et d'Escherichia coli dans l'eau potable avec le milieu de culture MI : méthode par filtration sur membrane, MA. 700 – Ecctmi 1.0*. *10*(révision 3), 1–19.

Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & -, C. (2009). *L'analyse de l'eau* (p. 1579). 9e édition Entièrement mise à jour. https://doi.org/ISBN 978-2-10-054179-9

Rodríguez, M. G., Galaviz-Villa, I., Partida-Sedas, S., Sosa-Villalobos, C. A., de Bernal-Ramírez, R. G., Alcántara-Méndez, V., & García-Saldaña, A. (2021). Water erosion, its relationship to total suspended solids and water quality in the lower basin of the Usumacinta River, Tabasco, Mexico. *Nature Environment and Pollution Technology*, *20*(3), 1097–1106. https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.V20I03.017

Salifou, C., Boko, K., Ahounou, G., Tougan, P., Kassa, S., Houaga, I., Farougou, S., Mensah, G., Clinquart, A., & Youssao, A. (2013). Diversité de la microflore initiale de la viande et sécurité sanitaire des consommateurs. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *7*(3), 1351. https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i3.41

Santé Canada. (1991). *Les matières dissoutes totales (MDT)*.

Santé Canada. (2016). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document Le chrome. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (N° de catalo*.

Savic, R., Stajic, M., Blagojević, B., Bezdan, A., Vranesevic, M., Jokanović, V. N., Baumgertel, A., Kovačić, M. B., Horvatinec, J., & Ondrasek, G. (2022). Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Their Ratios as Indicators of Water Quality and Eutrophication of the Hydro-System Danube–Tisza–Danube. *Agriculture (Switzerland)*, *12*(7). https://doi.org/10.3390/agriculture12070935

ŞEN, B., ALP, M. A. T. K. Ö. C., Tahir, M., & SÖNMEZ, İ. T. F. (2007). *Pollution and Siltation Effects of the Running Waters on Lake Hazar and Restoration Practice to Minimize These Threats*. *March*.

Serrat Capdevila, A., Lajaunie, M. L., Bonzanigo, L., Figueira, P., & Bench, R. (2018). Port Access in the Lake TanganyikaAccès aux ports du Lac Tanganyika : principaux défis et recommandations. *Port Access in the Lake TanganyikaAccès Aux Ports Du Lac Tanganyika : Principaux Défis et Recommandations*. https://doi.org/10.1596/29330

Shetty, S. S., D, D., S, H., Sonkusare, S., Naik, P. B., Kumari N, S., & Madhyastha, H. (2023). Environmental pollutants and their effects on human health. *Heliyon*, *9*(9), e19496. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19496

Shrikant, M., Vasant, W., Dipak, P., A., J. J., & Akash, S. (2019). Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water. *Ecological Indicators*, *101*(August 2018), 348–354. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.034

Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, *3*(2), 77–111. https://doi.org/10.12681/mms.249

Syeed, M. M. M., Hossain, M. S., Karim, M. R., Uddin, M. F., Hasan, M., & Khan, R. H. (2023). Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: A critical review. *Environmental and Sustainability Indicators*, *18*(March), 100247. https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100247

UNICEF. (2015). Les Objectifs de développement durable. In *ODD* (pp. 1–8).

Viana, L. F., Crispim1, ; Bruno do Amaral, ;, Sposito1, J. C. V., Melo1, ; Milena Perez de, ;, Francisco1, L. F. V., ; Valter Aragão do Nascimento2 Alexeia Barufatti1*, & 1Faculdade. (2021). High iron content in river waters: environmental risks for aquatic biota and human health. *Revista Ambiente e Agua*, *9*(3), 445–458. https://doi.org/10.4136/1980-993X

West, K. (2001). *Lake Tanganyika Biodiversity Project*. 155.

Wong, L. C., Kwok, K. W. H., Leung, K. M. Y., & Wong, C. K. (2009). Relative sensitivity distribution of freshwater planktonic crustaceans to trace metals. *Human and Ecological Risk Assessment*, *15*(6), 1335–1345. https://doi.org/10.1080/10807030903307115

Yang, X. E., Wu, X., Hao, H. L., & He, Z. L. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University: Science B*, *9*(3), 197–209. https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626

Zogo, D., Soclo, H. H., Bawa, M., & Gbaguidi, M. (2009). Distribution Des Residus De Fer Et De Manganese Le Long De La Colonne D ' Une Retenue D ' Eau En Cours D ' Eutrophisation : Cas Du Barrage De L ' Okpara a Parakou Au Benin. *JOURNÉE D'ÉTUDE DU CEBEDEAU*.

ANNEXES

Annexe 1 :

Tableau 1 : Mesures des paramètres physico-chimiques selon la date et sites d'échantillonnage

Date d'échant	20/06/2024		14/08/2024		5/12/2024		31/12/2024	
Param / sites	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
pH	6,72	6,38	7,26	7,56	7,15	8,48	7,30	8,3
T (°C)	20,04	21,3	21,6	19,6	19,3	20,3	20	21,1
C E (µs/cm)	5,23	5,03	36,8	30,9	8,96	53,3	30	37,3
OD (mg/l)	4,3	8,6	4,4	4,7	3,6	2,8	3,9	3,6
%ge en OD	58	82	57	56	46	35	48	50
CrVI (mg /L)	0,03	0,021	0,039	0,023	0,0034	0,03	0,05	0,036
DBO5 mgO_2/l	6	2	7	1	8	3	8	3
Débits m^3/s	-	7,2	-		-	10,8	-	10
Fer (mg /L)	1,15	0,48	1,33	1,06	9,4	5,23	1,1	1,1
H G (mg/l)	0,02	0,02	0,068	0,028	0,968	1,5	0,12	0,16
MES (mg /l)	2	1,1	2	1	4,2	2,9	5,3	3
Mn (mg /L)	0,021	0,02	0,038	0,04	0,034	0,16	0,04	0,11
Ni (mg /L)	0,015	0,015	0,021	0,03	0,04	0,05	0,01	0,011
NH^{4+} (mg/l)	0,014	0,01	0,019	0,015	0,0079	0,01	0,03	0,027
NO^{2-} (mg/l)	0,05	0,006	0,275	0,097	0,34	0,15	0,37	0,153
NO^{3-} (mg/l)	0,155	0,035	0,158	0,051	0,264	0,1	0,32	0,16
N_{total}	0,27	0,25	0,24	0,39	0,15	0,23	0,09	0,09
PO_4^{3-} (mg/l)	0,0004	0,0001	0,0008	0,0002	0,042	0,04	0,01	3E-04
P_{total} (mg/l)	0,21	0,19	0,36	0,32	0,28	0,09	0,13	0,11
TDS (mg/l)	3,13	2,65	17,5	16,5	4,67	28,3	15,7	19,3
Turb. NTU	24,7	13,1	28,2	15,12	180	156	34,9	40,8

Annexe 2 :

Tableau 2 : Mesures de l'analyse microbiologique selon la date et sites d'échantillonnage

		20/06/2024		14/8/2024		5/12/2024		31/12/2024	
	Sites	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
1.	C.T (UFC/100ml)	1368	1256	2560	840	640	560	1440	1280
2.	E. coli (UFC/100ml)	176	112	520	320	440	120	720	180
3.	Salm. (UFC/100ml)	0	0	960	240	0	0	0	260

Annexe 3 : Criteres d'appreciation de la qualite de l'eau

Tableau 3 : Classement des eaux de surface stagnantes et courantes d'après leur qualité (Bliefert & Perraud, 2001)

Classe de qualité	Taux de saturation en O2 (%)	O_2 dissous en mg/l	DBO5 (mg/)	Qualité de l'eau
1A	≥ 90	≥ 7	≥ 3	Excellente
1B	70…90	5 …7	3…5	Bonne
2	50……70	3…5	5…10	Moyenne
3	< 50	< 3	10…25	Médiocre
4	-	-	> 25	Hors classe

Tableau 4 : Critères d'appréciation globale de la qualité d'eau des rivières (Degrémont, 1989) (Bliefert & Perraud, 2001)

Classe de qualité	Conductivité (µS/cm)	Température	pH	MES (mg/l)	Oxygène dissous (mg/l)	NH_4^+ (mg /l)	NO3- (mg/l)
1A	≤ 400	≤ 20	6,5 -8,5	≤ 30	>7	≤ 0,1	-
1B	400 – 7500	20 - 22	6,5-8,5	≤ 30	5 - 7	0,1- 0,5	-
2	750 – 1500	22 - 25	6 - 9	≤ 30	3 - 5	0,5 - 2	< 44
3	1500 - 3000	25 - 30	5,5 -9,5	30 - 70	1- 3	2 -8	44-100
HC	> 3000	> 30	> 9,5	> 70	< 1	> 8	> 100

Classe 1 A : bonne qualité absence de pollution, **Classe 1 B** : qualité bonne- pollution modérée,

Classe 2 : qualité moyenne-pollution nette **Classe 3** : qualité médiocre- pollution importante

Classe 4 ou HC : qualité hors classe- pollution excessive.

Annexe 5 :

Tableau 5 : Exemple de Mesure du débit pendant la saison sèche et pluvieuse

	Temps T (s)				Dist (m)	Vitesse (m/s)	Profondeur (m)				Largeur utile (m)			Débit (m3/s)
	T1	T2	T3	MOY			P1	P2	P3	MOY	L1	L2	MOY	
SS	20,5	14,75	13,73	16,31	35	2,146	0,9	0,7	0,68	0,76	6	7,3	6,65	7,2
SP	13,8	12,79	12,09	12,897	35	2,714	0,92	0,89	0,89	0,9	7,37	7.37	7,37	10,8

Annexe 6 :

Tableau 6 : Valeurs moyennes, minimales et maximales des paramètres in situ en saison sèche et en saison des pluies

	Saison sèche			Saison pluvieuse			P value
Paramètres	Min	Max	Moy	Min	Max	Moyenne	
Ph	6,38	7,56	6,98±0,530	7,15	8,48	7,81 ± 0,679	0,193
C E (µs/cm)	5,03	36,80	19,49±16,76	8,96	53,30	32,39 ± 18,40	0,277
OD (mg/l)	4,3	8,6	5,50 ± 2,07	2,8	3,9	3,48 ±0,47	0,801
T (°C)	19,60	21,60	20,64±0,97	19,30	21,10	20,18 ± 0,75	0,065
% OD	56	82	63,25± 12,53	35	50	44,75 ± 6,70	0,262
TDS (mg/l)	3	18	9,95± 8,16	5	28.3	16,99 ± 9,78	0,935

Annexe 7 :

Tableau 5 : Variation spatiale des nutriments

	Saison sèche			**Saison pluvieuse**			**Normes Burundi**	**(OMS, 2012)**
Paramètres	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy		
NH_4^+ (mg/l)	0,01	0,019	0,01 ± 0,003	0,01	0,03	0,02 ± 0,01	0,1	0,1
NO_2^- (mg/l)	0,01	0,28	0,11 ± 0,12	0,15	0,37	0,25 ± 0,12	0,2	1,0
NO_3^- (mg/l)	0,04	0,16	0,10 ± 0,07	0,1	0,32	0,21 ± 0,10	10	10
N_{total} (mg/l)	0,24	0,39	0,29 ± 0,07	0,09	0,23	0,14 ± 0,07	12	12
PO_4^{3-} (mg/l)	0,0001	0,0008	0,0004 ± 0,00	0,0003	0,04	0,02 ± 0,02	3	3
P_{total} (mg/l)	0,19	0,36	0,27 ± 0,08	0,09	0,28	0,15 ± 0,09	12	0,03

Annexe 8 :

Tableau 6 : Valeurs moyennes, minimales et maximales des analyses microbiologiques pendant la saison sèche et pluvieuse

Paramètres	**Saison Sèche**			**Saison Pluvieuse**			**Normes burundais**	**(OMS, 2012)**
(UFC/100 ml)	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy		
C T	840	2560	1506 ± 738,470	560	1440	980 ± 444,822	≤1000	1000
E. coli	112	520	282 ±180,946	120	720	365± 274,408	0	0
Salm.	240	960	600 ± 509,117	260	260	260	0	0

ANNEXE 9 :

Tableau 9 : Abondance des espèces zooplanctoniques observées dans 100 ml selon la date d'échantillonnage

Groupe	Famille	Espèce	16-juin	14 août	05 déc.	31 déc.
Copépodes	*Cyclopidae*	*Nauplii de copépodes*	213	285	14	72
	Cyclopidae	*Mesocyclops leuckarti*	527	8	6	110
	Cyclopidae	*Epischura lacustris*	-		4	
	Cyclopidae	*Diacyclops thomasi*	-		2	
	Diaptomidae	*Tropodiaptomus*	37			
Rotifères	*Synchaetidae*	*Polyarthra vulgaris*		34		12
	Philodinidae	*Rotaria sp*		8		10
	Brachionidae	*Anuraeopsis fissa*		21		
	Brachionidae	*Keratella tecta*				2
	Brachionidae	*Keratella quadrata*				2
	Brachionidae	*Brachionus calyciflorus*			9	
	Lecanidae	*Brachionus angularis*			7	10
	Lecanidae	*Lecane luna*				5
	Lecanidae	*Lecane bulla*				5
		Scaridium longicaudum		120		
	Scaridiidae	*Scaridium sp*	18	119		
Ostracodes	*Trichoceridae*	*Trichocerca simili*	32			
		Ostracodes sp				
Cladocère	*Daphniidae*	*Daphnia pulex*			2	
		Cladocère sp	51	32		
Total			878	627	42	228