

## **Caractérisation physicochimique de 4 étangs piscicoles et analyse de la distribution temporelle de leurs macroinvertébrés benthiques dans la région du Centre (Cameroun)**

*Ngo-Nseh Sidonie Chantal*

*Nzombi Azonfack Yannick*

*Ndo Stevie*

Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, Faculté des sciences,  
Université de Yaoundé, Yaoundé, Cameroun

*Tangem Lucas Leku*

Ministère de l'Elevages, des Pêches et des Industries Animales Yaoundé,  
Cameroun

*Dakwen Jeannette Prudence*

Ministère de l'Education de Base, Yaoundé, Cameroun

*Ajeagah Gideon Aghaindum*

Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, Faculté des sciences,  
Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun

[Doi:10.19044/esj.2025.v21n24p145](https://doi.org/10.19044/esj.2025.v21n24p145)

Submitted: 27 April 2025  
Accepted: 04 August 2025  
Published: 31 August 2025

Copyright 2025 Author(s)  
Under Creative Commons CC-BY 4.0  
OPEN ACCESS

### *Cite As:*

Ngo-Nseh, S.C., Nzombi, A.Y., Ndo, S., Tangem, L.L., Dakwen, J.P. & Ajeagah, G.A. (2025). *Caractérisation physicochimique de 4 étangs piscicoles et analyse de la distribution temporelle de leurs macroinvertébrés benthiques dans la région du Centre (Cameroun)*. European Scientific Journal, ESJ, 21 (24), 145.

<https://doi.org/10.19044/esj.2025.v21n24p145>

### **Résumé**

Cette étude a été menée, durant la période de janvier 2023 à janvier 2024, dans quatre étangs piscicoles dans la région du Centre avec pour objectif principal d'évaluer la diversité des macroinvertébrés benthiques en relation avec la qualité physicochimique de 4 étangs piscicoles. Les échantillonnages de macroinvertébrés benthiques ont été faits suivant l'approche multihabitat, en utilisant un filet troubleau de forme carrée de 30 cm de côté et 400 µm d'ouverture de maille. Les organismes ainsi récoltés, ont été fixés dans du formol 10% contenu dans des piluliers en verre. Au laboratoire, les spécimens ont été lavés à l'eau courante, puis conservés dans de l'alcool à 70°, avant les

opérations d'identification et de comptage. Les analyses physicochimiques ont montré, que les eaux ont été faiblement oxygénées ( $O_2 = 31,72 \pm 19,75\%$ ), faiblement minéralisées ( $120,08 \pm 28,61 \mu\text{S/cm}$ ) et avec un pH légèrement basique ( $\text{pH} = 7,37 \pm 0,40\text{UC}$ ). Ces valeurs faibles sont révélatrices d'une pollution organique dans ces milieux aquatiques. Ces valeurs permettent de dire que ces eaux sont plutôt dans la gamme des eaux de mauvaise qualité et susceptibles de provoquer le stress et les pertes potentielles des organismes aquatiques. Au cours de cette étude, l'analyse faunistique a permis d'inventorier 9140 individus ont été récoltés appartenant à 3 embranchements (Mollusques, Annélides et Arthropodes), 3 classes (Gastéropodes, Insectes et Achètes), 8 ordres et 32 familles. L'embranchement des mollusques correspond à 7344 individus soit 80,35% d'abondance relative suivis des arthropodes à 1795 individus soit 19,63 % d'abondance relative et enfin des annélides à 1 individu soit 0,01%. L'embranchement des Mollusques a été dominant avec une abondance relative de 80,35%. La dominance de cet embranchement montre qu'ils ont polluorésistants et les étangs sont impactés par la pollution organique. Les valeurs élevées des indices de diversité de Shannon et Weaver (3,25 bits/ind.) et d'Equitabilité de Piélou (0,60) sur le temporel, ont montré un équilibre écologique dans l'étang piscicole MBK1, témoignant de la bonne santé écologique de cet étang piscicole. Par contre les valeurs basses de ces indices de diversité de Shannon et Weaver (0,37bit/ind.) et d'Equitabilité de Piélou (0,44) sur le plan temporel, a montré un déséquilibre dans l'étang piscicole YDE1, favorisant le développement d'une seule famille qui est la famille des Thiaridae. L'analyse des valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) a montré que les eaux des étangs piscicoles étudiés sont sujettes à des fortes pollutions toutefois serait de mauvaise qualité biologique.

---

**Mots-clés:** Macroinvertébrés benthiques, Etangs piscicole, physicochimique, Région Centre

---

## **Physicochemical characterization of 4 fish farming ponds and analysis of the temporal distribution of their benthic macroinvertebrates in the Central region (Cameroon)**

*Ngo-Nseh Sidonie Chantal*

*Nzombi Azonfack Yannick*

*Ndo Stevie*

Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, Faculté des sciences,  
Université de Yaoundé, Yaoundé, Cameroun

*Tangem Lucas Leku*

Ministère de l'Elevages, des Pêches et des Industries Animales Yaoundé,  
Cameroun

*Dakwen Jeannette Prudence*

Ministère de l'Education de Base, Yaoundé, Cameroun

*Ajeegah Gideon Aghaindum*

Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, Faculté des sciences,  
Université de Yaoundé I, Yaoundé, Cameroun

---

### **Abstract**

This study was conducted from January 2023 to January 2024 in four fishponds in the Centre region, with the main objective of evaluating the diversity of benthic macroinvertebrates in relation to the physicochemical quality of these fishponds. Sampling of benthic macroinvertebrates followed a multi-habitat approach, using a square kick net measuring 30 cm on each side with a 400 µm mesh opening. The collected organisms were fixed in 10% formalin contained in glass vials. In the laboratory, specimens were washed with running water, then preserved in 70% alcohol before identification and counting operations. Physicochemical analyses showed that the waters were low in oxygen ( $O_2 = 31.72 \pm 19.75\%$ ), weakly mineralized ( $120.08 \pm 28.61 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), and had a slightly basic pH ( $\text{pH} = 7.37 \pm 0.40 \text{ UC}$ ). These low values are indicative of organic pollution in these aquatic environments. These values suggest that these waters are generally of poor quality and are likely to cause stress and potential losses for aquatic organisms. During this study, faunal analysis allowed for the inventory of 9140 individuals belonging to 3 phyla (Mollusca, Annelida, and Arthropoda), 3 classes (Gastropoda, Insecta, and Achates), 8 orders, and 32 families. The Mollusca phylum accounted for 7344 individuals, representing 80.35% relative abundance, followed by Arthropoda with 1795 individuals, or 19.63% relative abundance, and finally Annelida with 1 individual, or 0.01% relative abundance. The Mollusca phylum was dominant with a relative abundance of 80.35%. The dominance of this phylum

indicates their pollution resistance and that the ponds are impacted by organic pollution. High values of the Shannon and Weaver diversity index (3.25 bits/ind.) and Pielou's Evenness (0.60) over time showed ecological balance in the MBK1 fishpond, indicating the good ecological health of this fishpond. Conversely, low values of these diversity indices Shannon and Weaver (0.37 bits/ind.) and Pielou's Evenness (0.44) over time showed an imbalance in the YDE1 fishpond, favoring the development of a single family, the Thiaridae family. Analysis of the Organic Pollution Index (OPI) values showed that the waters of the studied fishponds are subject to high pollution, suggesting poor biological quality.

---

**Keywords:** Benthic macroinvertebrates, fish ponds, physicochemical, Centre Region

## Introduction

Dans plusieurs communautés, en particulier dans les pays en développement, le poisson contribue à la subsistance et aux stratégies de lutte contre la pauvreté (FAO, 2009). De par sa composition en nutriments, il joue un rôle déterminant dans la fourniture de protéines animales, surtout dans les pays menacés de nos jours par la crise alimentaire. Selon FAO (2020), en 2018 par exemple, le monde a consommé environ 156 millions de tonnes de poisson et les prévisions pour les années à venir indiquent que la demande serait en hausse. La consommation humaine de poisson a atteint au cours de la même année un niveau record avec près de 20,5 kg de poissons consommés par personne, représentant ainsi près de 15% de l'apport moyen de protéines animales (FAO, 2011). Cependant, les propriétés physicochimiques de l'eau pourraient être influencées la pratique de la pisciculture (Mustapha, 2017). Au-delà de combler le manque porté sur la qualité de l'eau des étangs piscicoles, cette étude vise également à sensibiliser les pisciculteurs aux paramètres vitaux de la qualité de l'eau qui nécessitent une surveillance constante en raison de leur impact sur la santé des poissons. Ainsi l'évaluation et le suivi de la qualité des eaux sont réalisés généralement à partir de la méthode physicochimique. Cette méthode est réalisée à partir d'une série de mesures de paramètres physiques et chimiques que l'on compare par la suite à des normes ou critères de qualité éprouvés. Cette approche, bien qu'utile souffre d'un certain nombre d'insuffisances (Ohio EPA, 1987). En effet, l'évaluation de la qualité de l'eau basée sur la mesure de la concentration de polluants ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé d'un écosystème. Cette méthode analytique bien qu'onéreuse, ne renseigne pas suffisamment sur la qualité de l'écosystème et n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection. Elle renseigne encore moins sur les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents

polluants sur les organismes vivants. Ainsi, l'évaluation et la surveillance de la qualité des eaux se basent sur l'utilisation d'indices biotiques mis en place à partir des organismes aquatiques vivants tels que les poissons, les diatomées, les algues et les macroinvertébrés aquatiques, alors ces derniers étant considérés comme les meilleurs bioindicateurs de la qualité de l'eau (Camara, 2013). Les macroinvertébrés aquatiques sont de bons indicateurs biologiques en raison de leur cycle de vie relativement long, leur sédentarité, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de leur habitat (Moisan & Pelletier, 2008). Enfin, leurs structures reflètent particulièrement bien l'état et l'intégrité écologique des milieux aquatiques, car ils réagissent très vite aux changements survenant dans leur environnement. En effet, les macroinvertébrés intègrent les effets cumulatifs et synergiques des perturbations physiques, biologiques et chimiques des écosystèmes aquatiques. Ils permettent aussi d'évaluer les répercussions réelles de la pollution et de l'altération des habitats aquatiques. L'intégrité écologique d'un milieu aquatique est dégradée lorsque les communautés d'organismes qui y vivent ne sont pas équilibrées et bien intégrées (Karr *et al.*, 1986). De ce fait, les macroinvertébrés aquatiques deviennent les juges de l'état écologique et de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Roche *et al.*, 2005).

Au Cameroun, certaines études ont été menées sur la biodiversité du zooplancton en pisciculture, il s'agit des travaux de Dakwen (2020) sur la pisciculture dans la Région du Centre Cameroun et de ceux de Zango (2017) des étangs dans la Région de l'Ouest Cameroun et d'autres ce sont appesantis sur l'optimisation biotechnique et l'alimentation en pisciculture, il s'agit des travaux d' Efole Ewoukem (2011) sur de la pisciculture en étang dans les régions de l'Ouest et du Centre; de ceux de Konan *et al.* (2017) ; de Tiogue (2012) ; de Pouomogne (1994) et d'Edwards (1993) sur les étangs à l'Ouest Cameroun. Toutefois, la biodiversité des macroinvertébrés benthiques des étangs piscicoles reste peu connue d'où l'intérêt de cette étude qui a pour objectif principal d'évaluer la diversité des macroinvertébrés benthiques en relation avec la qualité physicochimique de 4 étangs piscicoles dans la région du Centre. Il s'agit plus spécifiquement de déterminer les paramètres physicochimiques dans les étangs piscicoles et d'inventorier les différents taxa de macroinvertébrés benthiques qui colonisent ces étangs piscicoles et enfin de montrer s'il existe des corrélations entre les variables physico-chimiques et biologiques.

## Matériel et méthodes

### Cadre géographique d'étude

La Mefou-et-Akono et le Mfoundi sont deux sur dix départements que compte la Région du Centre Cameroun où se sont déroulés les échantillonnages.

L'étude s'est effectuée de janvier 2023 à janvier 2024. La région du Centre s'étend sur une superficie de 68 926 km<sup>2</sup> avec pour coordonnées géographiques 4°45'0''N et 12°0'0''E. Elle est limitée au Nord par la région de l'Adamaoua, à l'Ouest par les régions du Littoral et de l'Ouest, au Sud par la région du Sud et à l'Est par la région de l'Est (Figure1). Dans la région du Centre, le climat est équatorial de type guinéen forestier à quatre saisons donc deux saisons de pluies (la première de mi-mars à mi-juin et la seconde de mi-août à mi-novembre) alternant avec deux saisons sèches réparties ainsi qu'il suit (la première grande allant de mi-novembre à mi-mars et la seconde petite allant de mi-juin à mi-août) (Lebel & Pontié, 2011). La pluviométrie dans cette région varie entre 1500 et 1700 mm par an avec une température moyenne de 24°C (minimum 19°C et maximum 35°C).

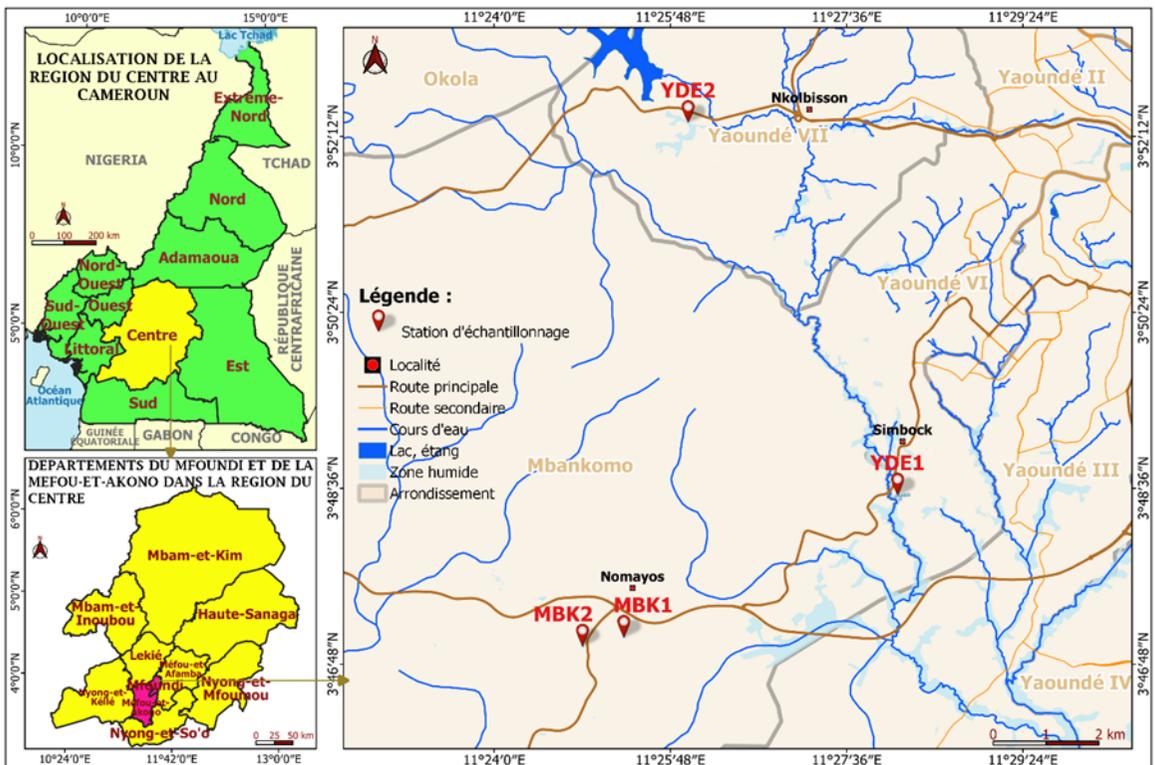


Figure 1. Carte de la zone d'étude et localisation des stations d'échantillonnages

## **Analyse des Paramètres Physicochimiques et Biologiques**

Les paramètres physicochimiques ont été mesurés à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les recommandations de (APHA, 1998 ; Rodier et *al.*, 2009). La température, la transparence, la teneur en oxygène dissous et la conductivité électrique ont été mesurées *in situ* respectivement au moyen d'un thermomètre, d'un disque de Secchi de diamètre 30 cm et d'un multimètre de marque HANNA HI 98130. Les échantillons d'eau, pour certaines analyses physicochimiques comme les ions orthophosphates et les formes d'azote ont été prélevés sur le terrain, au niveau du moins à 15 cm de profondeur, à l'aide des flacons en polyéthylène à double fermeture hermétique de 1000mL sans faire de bulles, remplis à ras bord, puis conservés dans une glacière contenant des carboglaces puis amenés au laboratoire. Au laboratoire, ont été mesurés au spectrophotomètre de marque WAHTECH.

Les prélèvements, les analyses des paramètres physicochimiques et la biologie ont été effectués suivant une fréquence mensuelle

La charge organique des eaux a été appréciée grâce à la mesure de l'Indice de Pollution Organique (IPO) (Leclercq, 2001).

Les macroinvertébrés benthiques ont été prélevés à l'aide d'un filet troubleau de forme carrée de 30 cm de côté et 400 µm d'ouverture de maille et 0,5 m de profondeur. Pour chaque étang d'étude, une vingtaine de traits d'épuisette a été effectuée aux différents microhabitats et les organismes ont été récoltés, triés et fixés au formol à 10%. Au laboratoire, les spécimens ont été lavés à l'eau coulante puis conservés dans de l'alcool 70° avant d'être identifiés et dénombrés. La totalité des macroinvertébrés benthiques ont été déterminés à la loupe binoculaire de marque Wild M5 jusqu'au rang du genre ou de l'espèce, à l'aide des clés d'identification de (Levêque et *al.*, 2005 ; Tachet et *al.*, 2006). Les données obtenues ont été analysées à l'aide des indices.

## **Présentation du site d'étude**

Les quatre étangs piscicoles étudiés ont été choisis en fonction de l'accessibilité et de la gestion des étangs piscicoles. Ces étangs piscicoles trouvent dans les départements de Mfoundi et de la Mefou-et-Akono. Les quatre codes (YDE1, YDE2 MBK1 et MBK2) ont été attribués aux étangs piscicoles étudiés.

### **Etang piscicole Yaoundé 1 (YDE 1)**

L'étang Yaoundé 1 appartient au complexe touristique et avicole d'Etôk Kôss. Le complexe touristique est situé au quartier Simbock dans le département du Mfoundi. Il a pour coordonnées géographiques 03°48'31,9''N et 011°28'07,1''E et d'altitude 683 m. Ce complexe touristique compte dix étangs piscicoles et une ferme avicole d'une capacité de 3000 poulets. Ces

étangs ont été abandonnés depuis 2020 pendant la période du COVID-19. L'étang piscicole Yaoundé 1 a été choisi, à cause de l'accès facile à la route et la présence des microhabitats (herbier, les macrophytes et les cailloux fins), Cet étang subit des pollutions, des activités manuelles qui sont menées au sein du campus de l'Institut Saint Jean. L'étang Yaoundé 1 est alimenté directement par le fleuve Mefou. Cet étang piscicole contient des poissons comme : les tilapias (*Oreochromis niloticus*), les silures (*Clarias gariepinus*) et les kangas (*Heterotis niloticus*) mais ces poissons ne reçoivent pas d'aliments. Les eaux de cet étang ont été diluées par les eaux du fleuve de la Mefou et également par les eaux de ruissèlement à cause de la détérioration des digues et du moine. L'étang Yaoundé 1 a une superficie de 2000 m<sup>2</sup> avec une profondeur moyenne de 49, 29 ±14,52 cm, son eau a un aspect boueux, avec un fond chargé d'alluvions et de cailloux fins. Les digues ont été toutes couvertes de Cyperaceae. Cet étang est situé à l'entrée principale du complexe, il est limité au nord par les locaux du complexe au sud par le port sur la Mefou, à l'est par le carrefour Ebanda et à l'ouest par le campus de l'Institut Saint Jean.

### **Etang piscicole Yaoundé 2 (YDE 2)**

L'étang piscicole Yaoundé 2 appartient à la ferme aquacole Fias qui a été créé en 2017. Cette ferme aquacole est localisée dans le quartier Minkoameyos dans le département du Mfoundi et avec pour coordonnées géographiques 03°52'20,8''N et 011°25'58,8''E et d'altitude 714 m. Cette ferme compte sept étangs piscicoles, quatre bacs ayant des volumes de 1000 L pour l'élevage de poissons hors sol, un étang d'alevinage et deux bassins d'écloserie. L'étang Yaoundé 2 a été choisi à cause de la cage du chien qui a été construite au-dessus, la présence des microhabitats (l'herbier et la vase) et il a subi une bonne attention particulière vis-à-vis du pisciculteur. Il a été le seul étang qui contient des poissons comme : Les tilapias (*Oreochromis niloticus*), les silures (*Clarias gariepinus*) et les tilapias rouge (Souche Red florida). Ces poissons ont été nourris par moment par les aliments importés. Cet étang a une superficie de 120m<sup>2</sup>, avec une profondeur moyenne de 45,40±22,30 cm et il est alimenté en eau en saison sèche pour les eaux d'un puit amélioré et en saison des pluies par les eaux de pluie. Les digues de cet étang n'ont pas d'herbes mais les pentes intérieures des digues ont des herbiers tels que : *Ludwigia erecta*, *Aneilema umbrosum*, *paspalum orbiculare*.

### **Etang piscicole Mbankomo 1 (MBK 1)**

L'étang Mbankomo 1 appartient à la ferme d'un particulier qui contient trois étangs piscicoles. Cette ferme a été créée pour une activité secondaire et est située derrière la base vie de Arab Contractor au quartier Nomayos dans le département de la Mefou-et-Akono avec pour coordonnées géographiques 03°47'04,8''N et 011°25'19,4''E et d'altitude 699 m. Cet étang est situé entre

deux collines donc dans une vallée et est alimenté en eau par la source hélocrène avec la présence de microhabitats (herbier, macrophytes et vase). Le sol est marécageux et les faibles activités agricoles sont pratiquées autour de cette ferme. Les silures (*Clarias gariepinus*) ont été élevés dans cet étang et ont été nourris par les employés d'une manière non contrôlée à la lisière de porc et à la fiente de poulets. Les eaux de cet étang n'ont été pas diluées. La superficie de cet étang a été de 298 m<sup>2</sup> avec une profondeur moyenne de 39,75±11,97cm. La surface de cet étang a été parsemée de *Eleocharis acutangula* et les digues et les pentes des digues ont été couvertes de *Ludwigia erecta* et quelques pieds de canne à sucre (*Saccharum officinarum*).

### **Etang piscicole Mbankomo 2 (MBK 2)**

L'étang Mbankomo 2 appartient à la ferme d'un particulier qui contient six étangs piscicoles. Cette ferme a été créée pour une activité secondaire et est situé au quartier Nomayos, en face de la chefferie de 3<sup>e</sup> degré de cette localité. Cette ferme est séparée de la chefferie par la route qui va à Ngoumou dans le département de la Mefou-et Akono. Il a pour coordonnées géographiques 03°46'59,4''N et 011°24'54,1''E et d'altitude 705 m. Cet étang a été choisi par ce qu'il a été empoissonné deux mois avant le début de nos échantillonnages et de la présence des microhabitats (herbier, macrophytes, vase et la litière). Les silures (*Clarias gariepinus*) qui ont été élevés dans cet étang, ont été nourris d'une manière non contrôlée à la lisière de porc et à la fiente de poulets. Le sol de cet étang est marécageux et les eaux entraînent dans cet étang moins en saisons sèches à cause de la détérioration du dispositif piscicole. La superficie de cet étang a été de 125 m<sup>2</sup> avec une profondeur moyenne de 39,75±11,97cm. La surface de cet étang a été couverte de *Nymphaea lotus* et les digues et les pentes des digues ont été couvertes de *Ludwigia erecta* et quelques pieds de canne à sucre (*Saccharum officinarum*).

### **Analyse et traitement des données**

Le traitement des données de la physicochimie, de la biologie, de l'Indice de Pollution Organique (IPO) et les indices de diversité biologique de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piéluou a été effectué à l'aide du logiciel tableur Excel. Les tests d'ANOVA, de F Welch et de Tukey ont été calculés à l'aide du logiciel Past 4.03. L'Analyse en Composante Principale (ACP) et l'Analyse de Classification Hiérarchique ont été effectuées à l'aide du logiciel R 3.5.1.

## Résultats

### Paramètres physicochimiques

#### Température

La valeur maximale de la température (32,5 °C) a été enregistrée au mois de Mai dans l'étang piscicole MBK 2 et la valeur minimale (23°C) dans l'étang piscicole YDE 2 au mois d'Août, pour une moyenne de  $26,81 \pm 1,86$  °C (Figure 2). Sur le plan temporel, le test F Welch montre une différence significative d'un mois à l'autre  $p=0,3732$  et le test de Tukey montre la différence entre le mois de mai et d'août ( $p= 0,04758$ ).

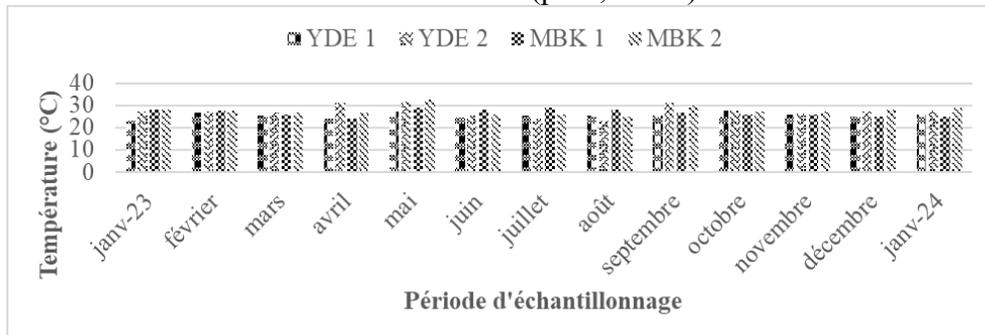


Figure 2 : Variation spatio-temporelle de la température durant la période d'étude

#### Transparence (cm)

La profondeur de disparition du disque de Secchi a varié entre 5,5 cm dans l'étang piscicole YDE 1 au mois d'avril et 54 cm dans l'étang piscicole YDE2 au mois de janvier 2024 avec une moyenne de  $21,52 \pm 9,59$  cm (Figure 3). Sur le plan temporel, le test F Welch a montré une différence non significative d'un mois à l'autre  $p=0,2907$ .

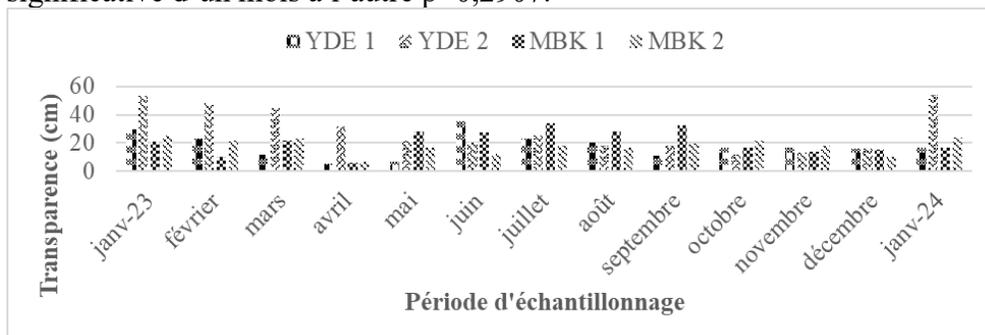
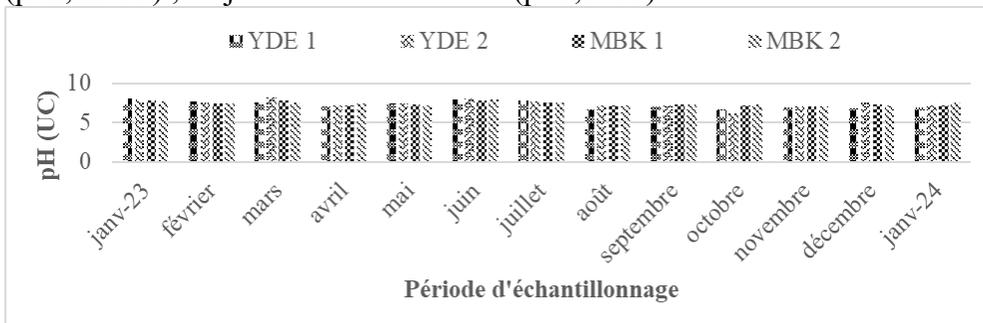


Figure 3 : Variation spatio-temporelle de la transparence durant la période d'étude

#### pH (UC)

Le potentiel d'Hydrogène a varié d'un étang piscicole à l'autre. La valeur maximale (8,24 UC) a été enregistrée au mois de mars dans l'étang piscicole YDE2 et la valeur minimale (6,13 UC) au mois d'octobre dans le même étang piscicole avec une moyenne de  $7,37 \pm 0,40$  UC (Figure 4). Sur le

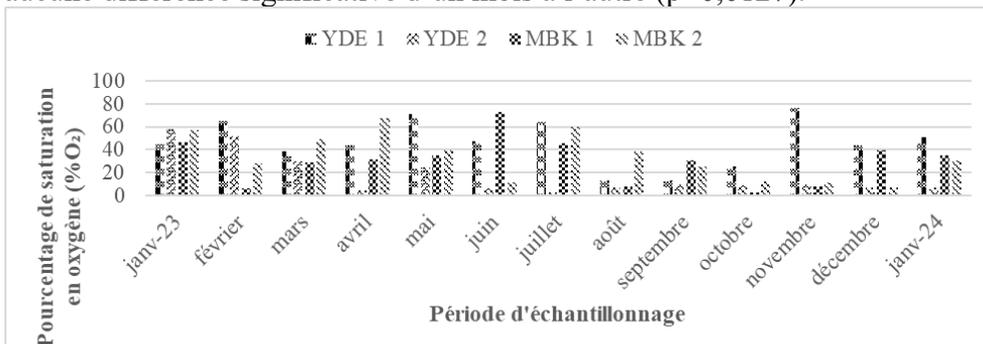
plan temporel, le test F Welch a montré des différences significatives d'un mois à l'autre  $p < 0,05$  et le test de Tukey a montré des différences entre le mois de janvier 2023 et d'avril ( $p = 0,01863$ ); de janvier 2023 et d'août ( $p = 0,001639$ ); de janvier 2023 et de septembre ( $p = 0,00617$ ); de janvier 2023 et d'octobre; de janvier 2023 et de novembre ( $p = 0,001269$ ); de janvier 2023 et de décembre ( $p = 0,02615$ ); de janvier 2023 et de janvier 2024 ( $p = 0,01726$ ); de février et d'octobre ( $p = 0,01218$ ); de mars et d'avril ( $p = 0,04198$ ); de mars et d'août ( $p = 0,004113$ ); de mars et de septembre ( $p = 0,02251$ ); de mars et d'octobre; de mars et de novembre ( $p = 0,003209$ ); de mars et de janvier 2024 ( $p = 0,03908$ ); d'avril et de juin ( $p = 0,009243$ ); de juin et d'août ( $p = 0,0007582$ ); de juin et de septembre ( $p = 0,004652$ ); de juin et d'octobre ( $p = 0,005$ ); de juin et de novembre ( $p = 0,0005847$ ); de juin et de décembre ( $p = 0,01317$ ); de juin et de janvier 2024 ( $p = 0,005535$ ); de juillet et d'octobre ( $p = 0,00157$ ); de juillet et de novembre ( $p = 0,0435$ ).



**Figure 4 :** Variation spatio-temporelle du pH durant la période d'étude

### Pourcentage en saturation en oxygène (%O<sub>2</sub>)

Le pourcentage en saturation en oxygène a varié d'un étang piscicole à l'autre. La valeur maximale (76,4 %) a été enregistrée au mois de novembre dans l'étang piscicole YDE1 et la valeur minimale (2,3 %) a été enregistrée au mois de juillet dans l'étang piscicole YDE 2 avec une moyenne de  $31,72 \pm 19,75\%$  (Figure 5). Sur le plan temporel, le test F Welch n'a montré aucune différence significative d'un mois à l'autre ( $p = 0,0127$ ).



**Figure 5 :** Variation spatio-temporelle du pourcentage de saturation en oxygène durant la période d'étude

### Nitrite (mg/L)

Le nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) a varié d'un étang piscicole à l'autre. La valeur maximale (0,5mg/L) a été enregistrée dans les étangs piscicoles MBK1 et YDE2 aux mois de février et d'avril respectivement. La valeur minimale (0mg/L) a été enregistrée au mois de septembre dans les étangs piscicoles YDE2 et MBK1 avec une moyenne de  $0,075 \pm 0,092$  (Figure 6). Sur le plan temporel, le test F Welch n'a montré aucune différence significative  $p=0,3113$ .

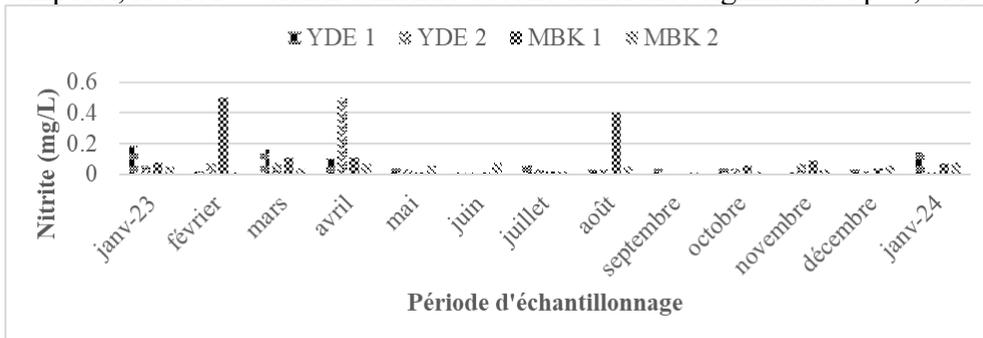


Figure 6 : Variation spatio-temporelle du nitrite durant la période d'étude

### Nitrate (mg/L)

Concernant les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), la teneur maximale a été de 7,6 mg/L et obtenue dans l'étang piscicole YDE2 au mois de juin et la plus faible teneur a été de 0 mg/L, valeur obtenue dans les étangs piscicoles YDE1 et MBK1 au mois de janvier 2023 et dans l'étang piscicole MBK1 au mois de février, pour une moyenne s'organisant autour de  $1,69 \pm 2,0$  mg/L (Figure 7). En ce qui concerne les nitrates, sur le plan temporel, le test F Welch a montré des différences significatives ( $p < 0,05$ ) et le test de Tukey a montré des différences entre le mois de janvier 2023 et de juin ; de février et de juin ; de mars et de juin ; d'avril et de juin ; de mai et de juin ; de juin et de juillet ; de juin et d'août ; de juin et de septembre ; de juin et de décembre ; de juin et de janvier 2024 ( $p < 0,05$ ).

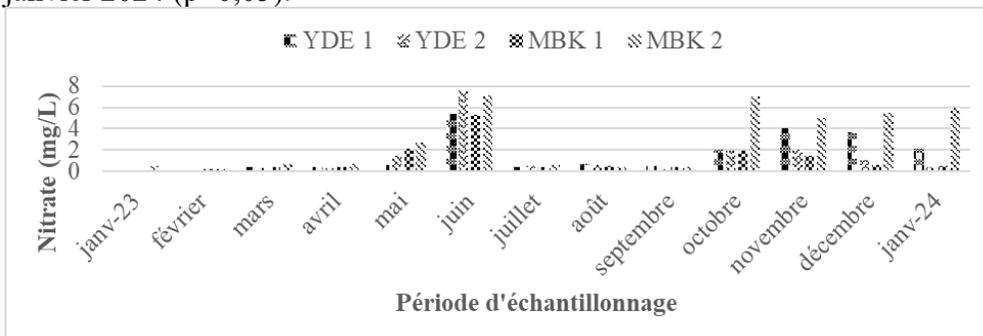


Figure 7 : Variation spatio-temporelle du nitrate durant la période d'étude

### Ammonium(mg/L)

Pour les teneurs en azote ammoniacal, elles ont fluctué de 3,94 mg/L dans l'étang piscicole YDE2 au mois de septembre à 0 mg/L) dans le même étang piscicole au mois de janvier 2023 avec une moyenne de  $0,74 \pm 0,72$  mg/L (Figure 8). Le test F Welch n'a montré aucune différence significative sur le plan temporel ( $p > 0,05$ ).

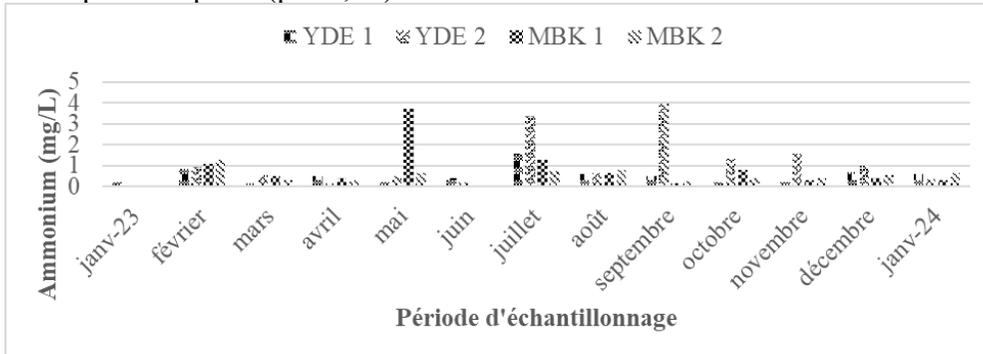


Figure 8 : Variation spatio-temporelle de l'ammonium durant la période d'étude

### Orthophosphate(mg/L)

Les teneurs en orthophosphate enregistrées ont oscillé entre 2,87 mg/L dans l'étang piscicole YDE1 au mois de juillet et 0,01 mg/L dans le même étang piscicole YDE1 au mois d'août avec une moyenne de  $1,19 \pm 0,94$  mg/L (Figure 9). D'après le test F Welch n'a montré aucune différence significative sur le plan temporel ( $p > 0,05$ ).

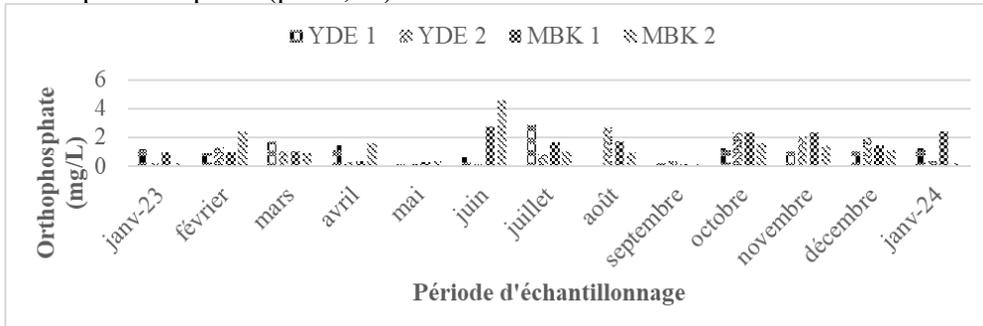
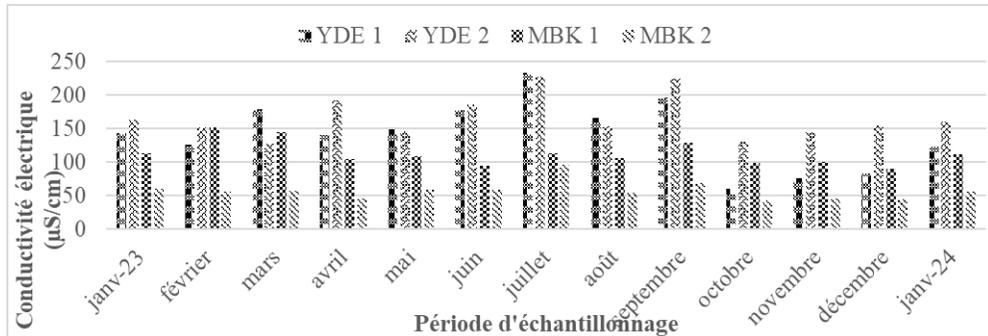


Figure 9 : Variation spatio-temporelle de l'orthophosphate durant la période d'étude

### Conductivité électrique ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

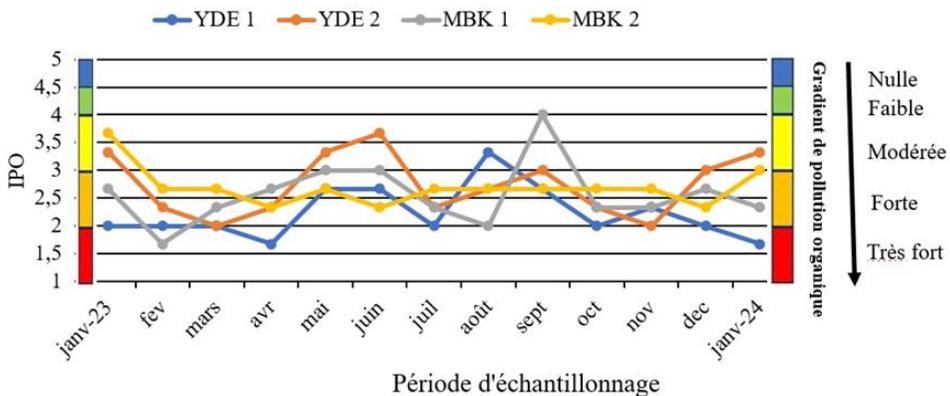
S'agissant de la minéralisation des eaux, les valeurs extrêmes de la conductivité électrique ont été enregistrées au mois de juillet et se sont échelonnées de 234  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans l'étang piscicole YDE1 à 43  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans l'étang piscicole MBK2 au mois d'octobre avec une moyenne de  $120,08 \pm 28,61$   $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Figure 10). Le test F Welch n'a montré aucune différence significative d'un mois à l'autre sur le plan temporel ( $p > 0,05$ ).



**Figure 10 :** Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique durant la période d'étude

### Indice de Pollution Organique (IPO) de Leclercq

L'Indice de Pollution Organique (IPO) dans les étangs piscicoles étudiés oscille entre 1,67 et 4 avec une moyenne de  $2,55 \pm 0,10$ . Le test F Welch n'a montré aucune différence significative d'un mois à l'autre sur le plan temporel ( $p > 0,05$ ). La moyenne a été faible pendant la période d'étude et une pollution organique forte des eaux tout en indiquant un degré d'altération élevé des eaux dans les étangs étudiés. (Figure11).

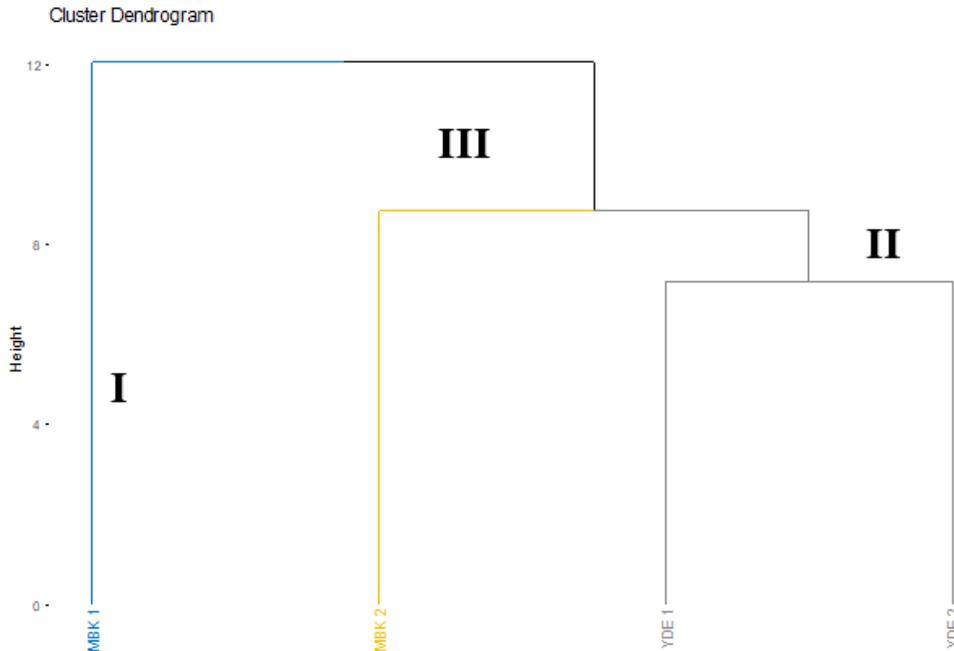


**Figure 11 :** Variation spatio-temporelle de l'IPO pendant la période d'étude

### Analyse de Classification Hiérarchique (ACH)

La hiérarchisation des étangs piscicoles étudiés sur la base des variables biologiques a défini trois groupes distincts sur la base de leurs similarités. Le groupe I a été composé de l'étang piscicole MBK1 et qui s'est caractérisé par les familles Bulinidae, Chironomidae, Belostomatidae, Notonectidae, Elmidae, Hydraenidae, Pleidae, Aspidytidae, Gerridae et Athericidae. Le groupe II a été composé des étangs piscicoles YDE1 et YDE2 lesquelles ont été définis par les familles Aeshnidae, Nepidae, Gomphidae, Physidae, Gyrinidae, Glossiphonidae, Littorinidae, Baetidae et Lestidae. Enfin

le groupe III a été constitué de l'étang piscicole MBK2 qui a été caractérisé par les familles Hydrophilidae, Corixidae, Libellulidae, Synlestidae, Pomatiopsidae, Platycnemididae, Corduliidae, Naucoridae et Coenagrionidae (Figure 12).



**Figure 12 :** Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) des étangs piscicoles étudiés réalisée à partir des taxons de MIB récoltés dans les différents étangs piscicoles pendant la période d'étude

### Analyse en Composante principale (ACP)

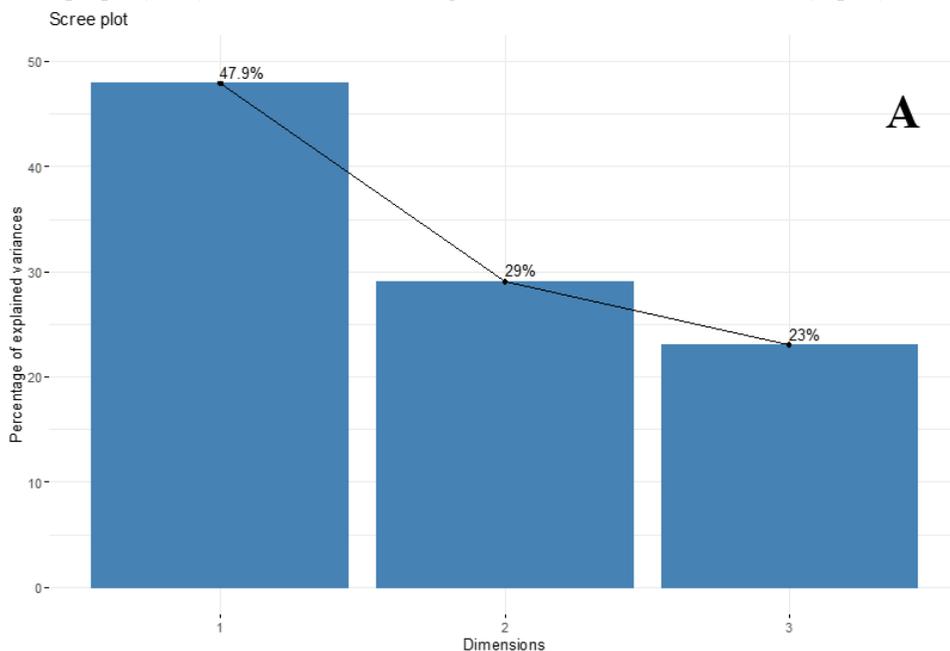
L'Analyse en Composante Principale (ACP) a été réalisée à partir des taxons constants, réguliers et omniprésents. La présente une carte factorielle dont les informations ont été présentées sur les deux premières dimensions (76,9%). La dimension 1 regroupe 47,9% des informations globales tandis que la dimension 2 elle a regroupé 29 % des informations totales (Figure 13A).

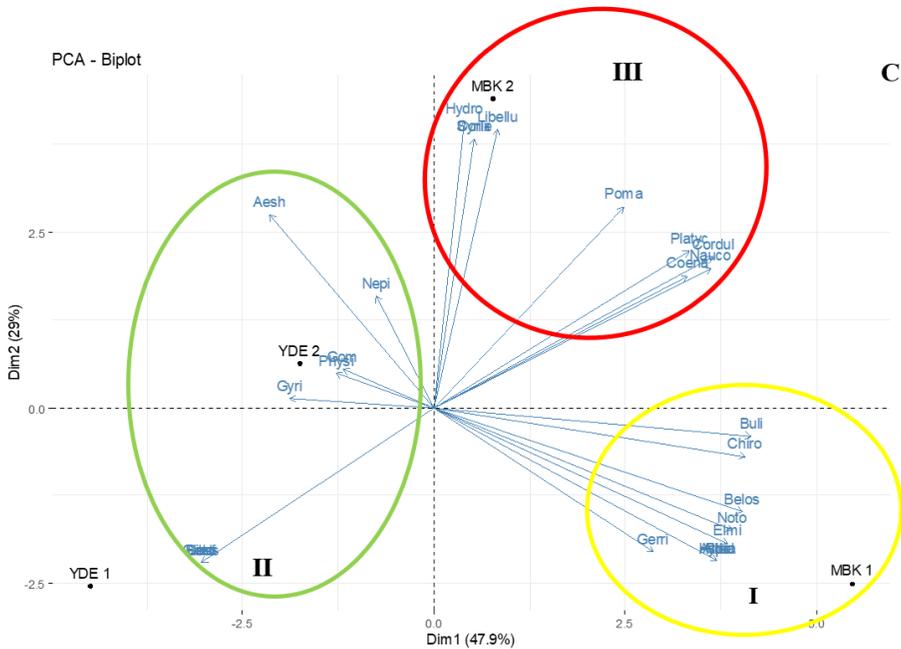
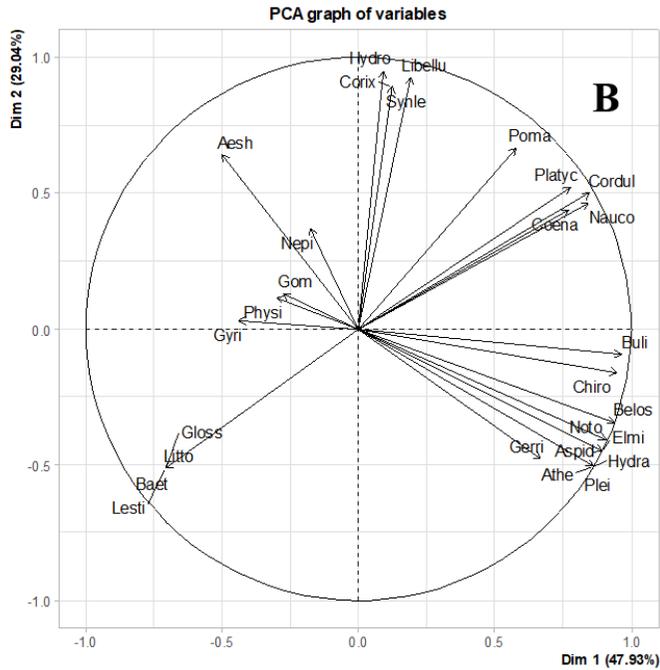
Cette analyse a permis de regrouper les différents étangs piscicoles en trois grands groupes (I, II et III) (Figure 13B). Le groupe I est situé dans la partie négative de la dimension 1 et la partie positive de la dimension 2, se compose des familles Bulinidae, Chironomidae, Belostomatidae, Notonectidae, Elmidae, Hydraenidae, Aspidytidae, Gerridae et Athericidae. Le groupe II est situé dans les parties négatives des dimensions 1 et 2, se compose des familles Aeshnidae, Nepidae, Gomphidae, Physidae, Gyrinidae, Glossiphonidae, Littorinidae, Baetidae et Lestidae. Le groupe III lui est situé dans les parties positives des dimensions 1 et 2 et comporte les familles

Hydrophilidae, Corixidae, Libellulidae, Synlestidae, Pomatiopsidae, Platycnemididae, Corduliidae, Naucoridae et Coenagrionidae (Figure 13B).

Les poids factoriels des variables biologiques prises en compte dans l'assemblage défini par l'ACP nous a révélé que plus de la moitié des organismes sont corrélés aux deux premières dimensions (1 et 2). Ainsi, le groupe I constitué de l'étang piscicole MBK1 s'est caractérisé par les organismes corrélés négativement sur la dimension 1 et positivement sur la dimension 2. Les organismes qui définissent ce groupe sont les suivants : Bulinidae, Chironomidae, Belostomatidae, Notonectidae, Elmidae, Hydraenidae, Aspidytidae, Gerridae et Athericidae (Figure 13C). Le groupe II constitué des étangs piscicoles YDE1 et YDE2 regroupe des organismes corrélés négativement sur les dimensions 1 et 2. Les organismes caractéristiques de ce groupe sont : les familles Aeshnidae, Nepidae, Gomphidae, Physidae, Gyrinidae, Glossiphonidae, Littorinidae, Baetidae et Lestidae. Le groupe III quant à lui étant constitué de l'étang piscicole MBK2 regroupe des organismes qui sont corrélés positivement sur les deux dimensions (1 et 2). Les organismes qui s'épanouissent dans les conditions qu'offrent l'étang piscicole de ce groupe III sont les familles Hydrophilidae, Corixidae, Libellulidae, Synlestidae, Pomatiopsidae, Platycnemididae, Corduliidae, Naucoridae et Coenagrionidae (Figure 13C).

**Figure 13** : Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée à partir des variables biologiques des étangs piscicoles durant la période d'étude : A (Histogramme des valeurs propres), B (Corrélation entre les organismes et les axes factoriels, C (Biplot).



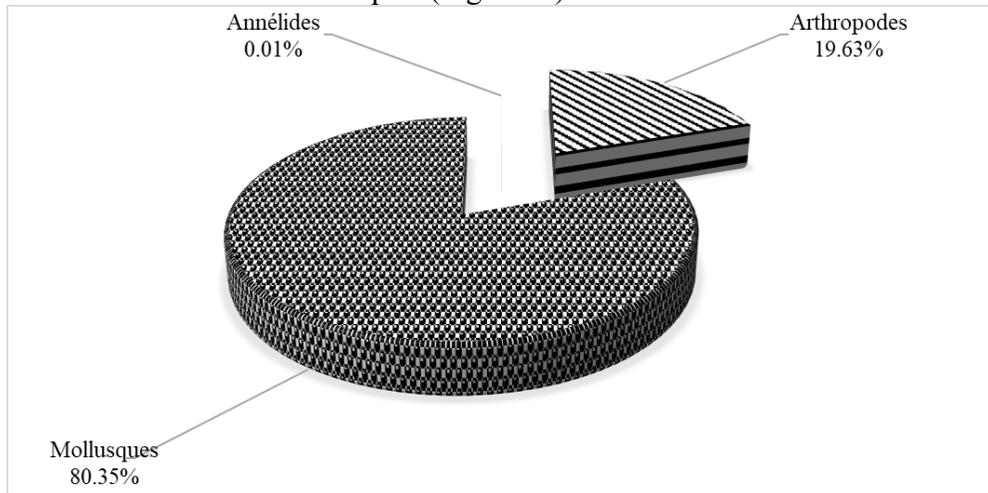


Hydro = Hydrophilidae ; Libellu = Libellulidae ; Corix = Corixidae ; Synle = Synlestidae;  
 Poma= Pomatiopsidae; Platyc = Platynemididae ; Cordul=Corduliidae; Nauco = Naucoridae;  
 Coena = Coenagrionidae; Buli = Bulinidae ; Chiro = Chironomidae ; Belos= Belostomatidae;  
 Noto = Notonectidae; Elmi = Elmidae; Aspid = Aspidytidae; Hydra = Hydraenidae ; Plei =  
 Pleidae ; Athe= Athericidae; Gerri = Gerridae; Aesh = Aeshnidae ; Nepi= Nepidae ; Gom =  
 Gomphidae; Physi = Physidae; Gyri = Gyrimidae ; Gloss = Glossiphonidae ; Litto =  
 Littorinidae ; Baet = Baetidae ; Lesti= Lestidae.

### **Richesse taxonomique et abondance des macroinvertébrés benthiques**

Au cours de cette étude, 9140 individus ont été récoltés appartenant à 3 embranchements (Arthropodes Mollusques et Annélides), 3 classes, 8 ordres et 32 familles.

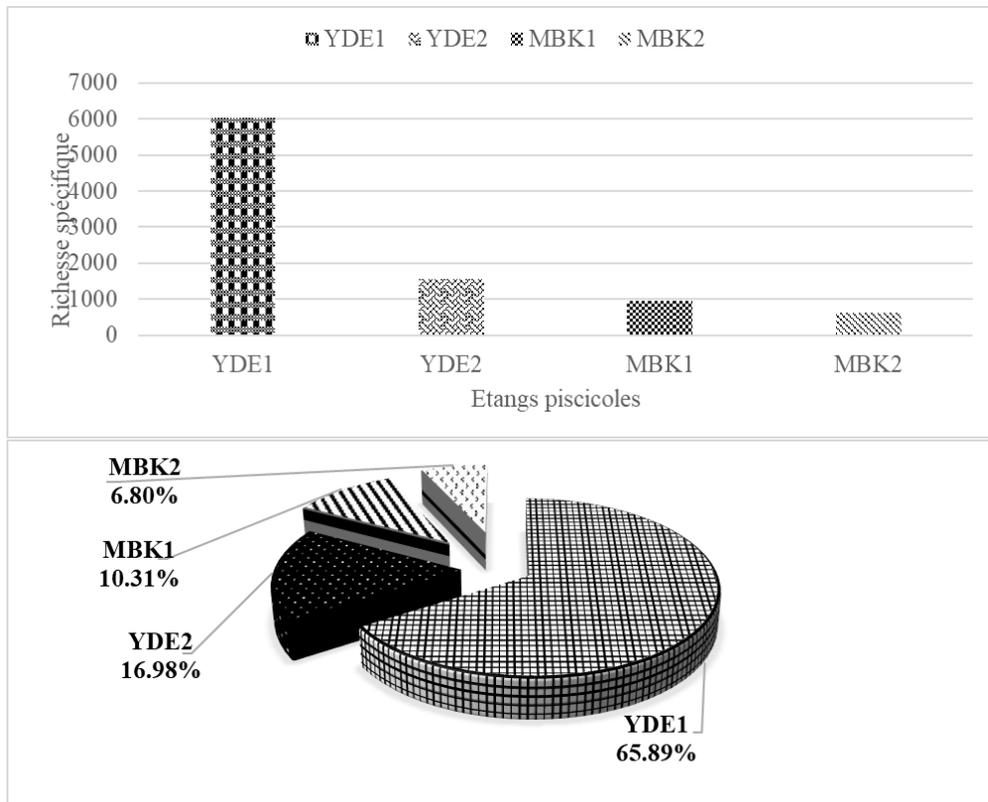
L'embranchement des mollusques correspond 7344 individus soit 80,35 % d'abondance relative puis celui des arthropodes 1795 individus soit 19,63 % d'abondance relative et celui des Annélides l'individu soit 0,01% d'abondance relative. Du point de vue global des données biologiques enregistrées au cours de cette étude, il a été constaté une dominance de l'embranchement de mollusques (Figure14).



**Figure 14** : Abondances relatives des embranchements durant les périodes d'étude

### **Richesse spécifique totale des macroinvertébrés benthiques dans les étangs piscicoles phytoplanctoniques**

L'étang Yaoundé1a donné la plus grande richesse spécifique au cours de la période d'étude avec 6023 espèces obtenues représentant 65,89 % de la richesse spécifique totale (Figure 15). Il est suivi de l'étang Yaoundé2 avec 1552 espèces (16,98%), l'étang Mbankomo1 avec 943 espèces (10,31%) et l'étang Mbankomo2 avec la plus faible richesse spécifique de 622 espèces représentant 6,80% de la richesse spécifique totale des étangs prospectés (Figure 15).

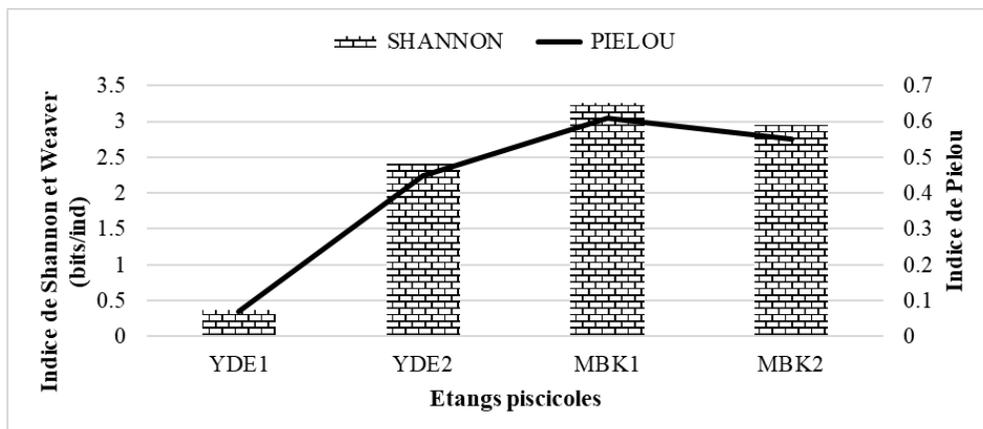


**Figure 15 :** Richesse spécifique totale des macroinvertébrés des différents étangs étudiés

### Indice de diversité de Shannon et Weaver et l'équitabilité de Piélou

Les valeurs de l'indice de Shannon & Weaver varient de 0,37bit/ind dans l'étang piscicole YDE1 à 3,25 bits/ind dans l'étang piscicole MBK1 avec une moyenne de  $2,24 \pm 1,29$  bits/ind. Le test F Welch n'a montré aucune différence significative d'un mois à l'autre sur le plan temporel ( $p = 0,5887$ ) (Figure 16).

L'équitabilité J de Piélou présente des valeurs qui varient de 0,44 dans l'étang piscicole YDE1 à 0,60 dans l'étang piscicole MBK1. Ces valeurs oscillent autour d'une moyenne de  $0,41 \pm 0,24$ . Le test F Welch n'a montré aucune différence significative d'un mois à l'autre sur le plan temporel ( $p = 0,58$ ) (Figure 16).



**Figure 16 :** Variation de l'indice de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piélou pendant la période d'étude

### Corrélations entre les différents paramètres physicochimiques et des macroinvertébrés pendant la période d'étude

Le test de corrélation « r » au rang de Pearson a révélé 24 corrélations significatives entre certains paramètres physicochimiques et les macroinvertébrés. Il s'agit notamment de la température qui est corrélée positivement et significativement avec les familles de Nepidae ( $r = 0,276$ ;  $p = 0,046$ ), de Physidae ( $r=0,438$ ;  $p=0,001$ ) et de Platycnemididae ( $r = 0,295$ ;  $p = 0,034$ ). La corrélation a été significative et négative entre la température et les familles de Planorbidae ( $r = -0,326$ ;  $p = 0,018$ ) et de Thiaridae ( $r = -0,287$ ;  $p = 0,039$ ). Le pourcentage de saturation en oxygène a été significativement et positivement corrélé avec les familles de Planorbidae ( $r = 0,387$ ;  $p = 0,005$ ) et de Thiaridae ( $r=0,344$  ;  $p=0,013$ ). De même, le pourcentage de saturation en oxygène a été corrélé significativement et négativement entre les familles de Nepidae ( $r = 0,311$ ;  $p = 0,025$ ), de Lymnaeidae ( $r=0,313$ ;  $p=0,024$ ) et de Gerridae ( $r=0,313$ ;  $p=0,024$ ). La corrélation a été significative et positive entre le nitrite avec les familles de Notonectidae ( $r = 0,478$ ;  $p = 0$ ), de Lymnaeidae ( $r = 0,458$ ;  $p=0,001$ ), de Elmidae ( $r = 0,548$ ;  $p = 0$ ) et de Pleidae ( $r = 0,565$ ;  $p = 0$ ). Le nitrate a été significativement et positivement corrélée avec la famille de Libellulidae ( $r = 0,374$ ;  $p=0,006$ ). De même, l'orthophosphate a été corrélé de façon significative et positive avec la famille de Libellulidae ( $r = 0,391$ ;  $p=0,004$ ) et l'orthophosphate a été corrélé également significativement et négativement avec les familles de Aeshnidae ( $r = -0,290$ ;  $p = 0,037$ ). La conductivité électrique a été corrélé positivement et négativement avec les familles des Lymnaeidae ( $r = 0,341$ ;  $p = 0,014$ ), de Planorbidae ( $r=0,355$ ;  $p=0,010$ ), puis la conductivité électrique a été significativement et négativement corrélée avec les familles de Libellulidae ( $r = -0,432$ ;  $p = 0,001$ ) et d'Hydrophilidae ( $r = -0,395$ ;  $p=0,004$ ). Enfin La transparence a été corrélé

positivement et négativement avec la famille de Gomphidae ( $r = 0,407$ ;  $p=0,003$ ) (Tableau 1).

**Tableau 1:** Valeurs de coefficients de corrélation de Pearson entre les paramètres physicochimiques et les familles des macroinvertébrés benthiques

Physicochimiques Biologiques	TEM	pH	P S O	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	CE	Trans.
Libellulidae	-,034	,083	-,131	-,129	<b>,374**</b>	<b>,391**</b>	-,162	<b>-,432**</b>	-,185
Nepidae	<b>,276*</b>	-,005	<b>-,311*</b>	-,002	,246	-,185	-,090	,122	-,011
Notonectidae	,006	,079	-,174	<b>,478**</b>	-,180	,045	,099	,038	-,160
Lymnaeidae	,250	,113	<b>-,313*</b>	<b>,458**</b>	-,033	-,194	-,035	<b>,341*</b>	,142
Elmidae	,048	,042	-,119	<b>,549**</b>	-,090	-,032	,039	,076	-,100
Aeshnidae	,069	,129	,082	-,115	,196	<b>-,290*</b>	-,181	,020	-,033
Planorbidae	<b>-,326*</b>	,091	<b>,387**</b>	,029	-,220	,031	-,034	<b>,355**</b>	,105
Thiaridae	<b>-,287*</b>	,054	<b>,344*</b>	-,128	-,016	-,130	-,078	,273	,019
Physidae	<b>,438**</b>	,043	-,159	<b>,312*</b>	-,055	-,226	-,103	,203	,139
Platycnemididae	<b>,295*</b>	,055	-,238	-,054	,158	,204	,182	-,112	,007
Gomphidae	,020	,097	,172	-,020	-,107	-,143	-,121	,118	<b>,407**</b>
Gerridae	-,012	,038	<b>-,313*</b>	,235	-,085	,241	,123	,102	,003
Hydrophilidae	,131	,022	-,205	-,159	<b>,377**</b>	,005	-,076	<b>-,395**</b>	-,097
Pleidae	,040	,024	-,165	<b>,565**</b>	-,096	-,037	,065	,086	-,143

TEM = Température ; PSO = Pourcentage de Saturation en Oxygène ; CE = Conductivité électrique ; pH = potentiel d'Hydrogène ; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = Phosphates ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = Ammonium ; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = Nitrates ; IPO = Indice de pollution Organique ; Trans. = Transparence ; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = Nitrites. \* Corrélation significative à 0.01, \*\*Corrélation significative à 0.05

## Discussion

### Caractéristiques physicochimiques

Pour cette étude, la qualité de l'eau des étangs piscicoles sur le plan physicochimique est un facteur d'importance majeur dans la croissance des poissons. Au cours de cette étude, la température moyenne de l'eau a oscillé autour de  $26,81 \pm 1,86$  °C et semblable à celle obtenue par Mogue (2021) dans les étangs de Bertoua qui a été de  $26,44 \pm 0,51$  °C. Les variations de température observées dans ces étangs étudiés seraient liées à la température ambiante. Ces valeurs sont restées dans la gamme de températures proposée par Malcom et al. (2000) qui affirment qu'une meilleure croissance des organismes aquatiques est optimale entre 24 et 28 °C.

La valeur moyenne du pH ( $7,37 \pm 0,16$ UC) enregistrée au cours de cette étude, a montré que les eaux des étangs ont été légèrement basiques. Mais les valeurs enregistrées de façon générale de pH sont restées dans les gammes de pH favorables à la vie aquacole (6,5-8UC) préconisées par le Ministère de l'Ecologie et du développement Durable (MEDD) & Agences de l'eau (2003). A ce propos, Dabbadie (1996) affirme que les pH basiques sont dus à la consommation du CO<sub>2</sub> en journée par les plantes. L'oxygène est un élément clé dans la pisciculture par ce qu'il favorise la croissance rapide et la santé des poissons, c'est un gaz vital. Le pourcentage de saturation en oxygène dissous

( $21,72 \pm 9,52\%$ ) dans les eaux des étangs piscicoles étudiés, est inférieur à celui préconisé par Schlumberger et Bouretz (2002) dans les eaux de pisciculture (50 à 62,5 %). Cette faible oxygénation des eaux de ces étangs étudiés résulterait de l'activité photosynthétique dans la nuit et à l'activité des bactéries aérobies qui consomment l'oxygène présent dans les eaux des étangs étudiés. A ce propos Rodier et *al.* (2009) souligne que, les teneurs inférieures à 80% sont dues à la présence des végétaux, du phénomène de la photosynthèse et de la présence des organismes et germes aérobies. La valeur moyenne ( $21,52 \pm 9,52\text{cm}$ ) de la transparence de l'eau obtenue dans les étangs piscicoles étudiés est inférieure à la valeur obtenue par Dakwen (2020) dans les étangs d'Ekoumou au Cameroun. Cette faible valeur de transparence des étangs est attribuée à l'action des vents et à la faible profondeur des étangs. En effet, les vents provoquent des turbulences qui couplés à la faible profondeur des étangs remettent constamment en suspension les particules sédimentaires (Cunha et *al.*, 2019).

Pour ce qui est des nitrites et nitrates, les valeurs moyennes de ces deux paramètres chimiques (respectivement  $0,075 \pm 0,06$  et  $1,69 \pm 0,59$  mg/L) sont inférieures à celles recommandées par Schlumberger (2002) donc 0,2mg/L pour le nitrite et 3 mg/L pour le nitrate. Ces paramètres confirment donc un faible enrichissement en matière organiques dans les étangs piscicoles étudiés. Ces valeurs sont faibles par rapport à celles obtenues par Dakwen (2020) dans les étangs d'Ekoumou au Cameroun.

La valeur moyenne en azote ammoniacal ( $0,72 \pm 0,60$  mg/L) enregistrée pendant la période d'étude a été inférieure à la valeur ( $1,03 \pm 1,179$ mg/L) obtenue par Nzombi (2021) dans les étangs d'Odza au Cameroun. Ceci se justifierait par une minéralisation incomplète de la matière organique disponible qui serait due à la faible valeur du milieu en oxygène. A ce propos Kemka (2000) signale d'ailleurs que les teneurs en azote ammoniacal sont fortement dépendantes du degré d'oxygénation de l'eau.

La valeur moyenne de l'orthophosphate ( $1,19 \pm 0,18$ mg/L) déterminée dans la présente étude a été supérieure à celles obtenues par Ntumba et *al.* (2016) dans les étangs piscicoles des vallées de Kimwenda à Kinshasa ( $0,31 \pm 0,19$ mg/L). La valeur forte d'orthophosphate obtenue résulterait de la décomposition des déchets et des excréments issus de poissons. A ce propos Ajeegah et *al.* (2013) stipule que la valeur élevée en orthophosphate dans un plan d'eau est due la conséquence d'un relargage à partir des sédiments du fond et est aussi liée à une pollution nutritionnelle résultant de l'apport de nutriments par les pisciculteurs. La valeur élevée en orthophosphate dans un plan d'eau est l'indicateur d'eutrophisation. Pour la valeur Moyenne de la conductivité électrique ( $120,08 \pm 16,20$ μS/cm) est incluse dans l'intervalle de conductivité propice pour la pisciculture qui vont de 150 à 450 μS/cm selon Mamadou (1998). Cette valeur est inférieure à la valeur ( $226 \pm 81,44$ μS/cm)

obtenue par Nzombi (2021) dans l'étang d'Odza à Yaoundé. Cette faible valeur de conductivité électrique pourrait se justifier par le faible niveau de pollution des eaux.

### **Caractéristiques biologiques**

La richesse taxonomique des macroinvertébrés enregistrée dans les différents étangs piscicoles étudiés a été constituée de 9140 individus avec 32 familles. Cette richesse taxonomique (32 familles) a été supérieure à celle obtenue par Nzombi (2021) dans l'étang d'Odza à Yaoundé et qui est de 18 familles. Cette richesse taxonomique a été relativement inférieure à celle obtenue par Kouamé *et al.* (2011) dans le lac de barrage hydroélectrique de Taabo et qui est de 40 familles, par Souleymane (2014) dans le bassin versant de la Volta au Burkina-Faso qui est de 33 familles par Yapo *et al.* (2012) dans des étangs piscicoles du sud de la Côte d'Ivoire dans la lagune de Porto-Novo 35 familles. La faible richesse obtenue pourrait liée à la difficulté d'échantillonnage du benthos dans les étangs dont les fonds ont été majoritaires recouvert de débris végétaux morts. La répartition des taxons sur l'ensemble des étangs piscicoles a montré la prédominance de l'embranchement des mollusques avec une abondance relative de 80,35 %, de celle des Arthropodes avec une abondance relative de 19,63 % et suivi de l'embranchement des Annélides avec pour abondance relative de 0,01 %. Ces résultats ont été semblables à ceux des travaux de Kouamé *et al.* (2018) dans la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire, Pateuk (2021) dans le lac carrière de Ngoa-Ekélé et Kouamé *et al.* (2011) dans le lac de barrage hydroélectrique de Taabo. La majeure partie des peuplements des macroinvertébrés benthiques récoltés dans ces plans d'eau appartient à l'embranchement des Mollusques. La dominance de l'embranchement des Mollusques pourrait être liée à l'augmentation du calcium dans les étangs et à l'enrichissement des étangs en matière organique et en nutriments. Selon Moisan et Pelletier (2008) la majeure partie des mollusques aquatiques sont très peu sensibles à la pollution de ce fait sont parmi les derniers à disparaître dans un environnement perturbé. Ce résultat a été contraire à ceux de Nzombi (2021) dans l'étang d'Odza à Yaoundé et de Souleymane (2014) dans le bassin versant de la Volta au Burkina-Faso où l'embranchement des Arthropodes a été dominant. L'embranchement des Arthropodes (19,63%) ont constitués en totalité des Hexapodes avec leur faible pourcentage ont montré effectivement que les eaux des étangs n'ont pas été de bonne qualité. A ce propos, Moisan et Pelletier (2008) ont montré que la majeure partie des Hexapodes aquatiques sont très sensibles à la pollution et/ou à la modification de l'habitat et sont de ce fait les premiers à disparaître dans un environnement perturbé. Ainsi, dans les étangs étudiés, les Hexapodes ont été en majeure partie constitués des Odonates, des Hétéroptères, les Coléoptères et les Diptères. D'après Dedieu (2011), les des

Hétéroptères et les Diptères sont des taxons tolérants à une perturbation. Un stress environnemental pourrait donc favoriser la réduction de certaines niches écologiques occupées par ces types d'organismes. Cependant, les Odonates (9,59%) qui sont des Hexapodes sont constitués en grande partie des Libellulidae qui possèdent une tolérance élevée à la pollution trouvés dans les étangs. La présence des familles de Libellulidae et d'Hydrophilidae a été corrélée positivement et fortement au nitrate. Par ailleurs, les Hétéroptères (8,08%) étant de bons nageurs, ils peuvent éviter les zones les plus dégradées et pratiquent également une respiration aérienne (Dedieu, 2011). La famille de Notonectidae a été corrélée positivement et fortement avec Le nitrite. Les Annélides (0,01%) présentes dans ces étangs ont apporté d'avantages des arguments, selon lesquelles nos milieux étaient véritablement pollués, car la matière organique est un facteur favorable à leur prolifération (Karim *et al.*, 2018).

Les valeurs élevées de l'indice de Shannon (3,25bits/ind) et de l'équitabilité de Piéluou (0,60) indiquent que les communautés de macroinvertébrés benthiques dans l'étang piscicole MBK1 sont diversifiées et équilibrées. A ce propos Dajoz (1985) affirme qu'un indice de diversité est d'autant plus élevé lorsque les conditions du milieu favorisent l'installation de nombreuses espèces. Par contre les faibles valeurs de l'indice de Shannon & Weaver (0,37 bit/ind) et de l'équitabilité de Piéluou (0,060) enregistrées dans l'étang piscicole YDE1 traduisent un peuplement de macroinvertébrés peu diversifié par rapport aux autres étangs. Cette faible diversité serait liée à la prédominance de la famille des thiaridae, qui a entraîné un déséquilibre du peuplement des macroinvertébrés benthiques. Selon Davies *et al.* (2010), les faibles valeurs d'indice de diversité traduisent une mauvaise organisation du peuplement, conséquence de la prolifération de quelques espèces dominantes au détriment d'autres espèces.

Les quantités élevées des matières organiques mises en évidence par la faible valeur moyenne, de l'Indice de Pollution Organique (IPO) de Leclercq ( $2,55 \pm 0,1$ ) traduit une forte pollution organique des étangs due à la faible minéralisation des matières organique. Les étangs étudiés sont de mauvaise qualité écologique. A ce propos Li *et al.* (2009) stipulent que les activités humaines engendrent une forte concentration de nutriments dans les milieux aquatiques.

## Conclusion

L'étude menée dans quatre étangs piscicoles de la région du Centre, précisément dans les départements du Mfoundi et Mefou-et-Akono, avait pour objectif général d'évaluer la distribution des macroinvertébrés benthiques en rapport avec la qualité la physicochimique de ces étangs. Sur le plan physicochimique, la température moyenne des eaux des étangs étudiés a révélé

y est essentiellement tributaire à la température ambiante. Le test d'Anova a montré que la température l a varié d'un mois à l'autre  $P= 0,3732$  et le test de Tukey a montré que la différence a été entre le mois de mai et d'août.

Les eaux des différents étangs ont présenté des valeurs de pH légèrement basiques. Ces valeurs de pH ont été situées dans l'intervalle favorable à la vie piscicole (6,5-8 UC). Le pourcentage de saturation en oxygène dans les eaux des étangs a été faible et a été en deçà de l'intervalle de pourcentage d'oxygène qui est propice à la pisciculture (50 à 80%). La faible valeur du pourcentage de saturation en oxygène dans les eaux des étangs pourrait provoquer le stress aux organismes aquatiques et même avoir un impact négatif sur leur croissance. La faible valeur de la conductivité des eaux a été en deçà de l'intervalle propice à la pisciculture (150 à 450  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Cette faible valeur de conductivité électrique pourrait se justifier par le faible niveau de pollution des eaux. Ces eaux sont dans un mauvais état écologique selon l'indice de pollution organique qui révèle un fort degré de pollution. Les résultats physicochimiques traduisent donc une mauvaise gestion des étangs mais qui serait néanmoins sous la menace l'encombrement des étangs par les nutriments.

Concernant la biologie, 9140 organismes de macroinvertébrés benthiques ont été récoltés. Le peuplement de macroinvertébrés benthiques dans les quatre étangs piscicoles a été constitué par les embranchements des Mollusques (80,63%), des Arthropodes (19,63%) et des Annélides (0,01%). La richesse spécifique identifiée a été réparti en 3 embranchements (Mollusques, Arthropodes et Annélides), 3 classes (Gastéropodes, Insectes et Bivalves), 8 ordres, et 32 familles. La faune macrobenthique est largement dominée par les Mollusques qui rassemblent près de 80,63% du peuplement global. La dominance des Mollusques traduit que les milieux ont été riches en matières organiques et de ce fait sont pollueurésistants. La structure du peuplement de macroinvertébrés benthiques récoltés dans les quatre cours d'eau durant toute la période d'étude est typique à celle des cours d'eau forestiers avec un peuplement très riche, diversifié et équitablement réparti. Les indices de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piéluou ( $H' > 3$  bits/ind., et  $J > 0,5$ ) ont montré des valeurs élevées dans l'étangs piscicole MBK1, ce qui traduit un très bon équilibre et une bonne similitude dans la composition et la structure du peuplement des macroinvertébrés benthiques, contrairement aux autres trois étangs piscicoles dont les valeurs plutôt faibles traduisent le déséquilibre et les dissimilitudes observés au sein de la macrofaune benthique.

Il serait essentiel pour les pisciculteurs, de créer un système de ventilation afin d'apporter l'oxygène les étangs et diminuer l'apport des nutriments aux poissons ainsi, afin d'éviter le stress et les pertes potentielles.

**Conflit d'intérêts :** Les auteurs n'ont signalé aucun conflit d'intérêts.

**Disponibilité des données :** Toutes les données sont incluses dans le contenu de l'article.

**Déclaration de financement :** Les auteurs n'ont obtenu aucun financement pour cette recherche.

### References:

1. Ajeegah, GA, Bikitbe, JF & Long, F. (2013). Qualité bioécologique d'un milieu lacustre hyper-eutrophisé en zone équatoriale (Afrique Centrale) : peuplement de protozoaires ciliés et macro invertébrés benthos-aquatiques. *Afrique SCIENCE* 09(2) 50 – 66
2. American Public Health Association (APHA) (1998). Standard method for examination of water and wastewater. American Public Health Association, 20th édition, Washington, DC, 1150 p.
3. Camara, IA. (2013). Composition, structure et déterminisme des macroinvertébrés de la rivière Banco (Parc National du Banco, Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 151 p.
4. Cunha, ME., Quental-Ferreira, H., Parejo, A., Gamito, S., Ribeiro, L., Moreira, M., Monteiro, I., Soares, F. & Pousão-Ferreira, P. (2019). Methodology for assessing the individual role of fish, oyster, phytoplankton and macroalgae in the ecology of integrated production in earthen ponds. *Methods X*, 512 (6): 2570-2576.
5. Dabbadié, L. (1996). Etude de la viabilité d'une pisciculture rurale à faible niveau d'intrant dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire : Approche du réseau trophique, Thèse de Doctorat de l'Université Paris 6, 207 p.
6. Dajoz, R. (1985). Précis d'écologie. Ecologie fondamentale et appliquée. 5ème édition, Gauthier Villard, Paris (France), 505 p.
7. Dakwen, JP. (2020). Biodiversité zooplanctonique et variabilité d'une pisciculture à faible niveau d'intrants dans le Département du Mfoundi (Région du Centre, Cameroun). Thèse de Doctorat/PhD Option Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I. (Cameroun). 183 p. + Annexes.
8. Davies, PJ., Wrigth, IA., Findlay, SJ., Jonasson, OJ. & Burgin, S. (2010). Impact of Urban development on aquatic macroinvertebrate in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology*, 44: 685-700.

9. Dedieu, N. (2011). Etudes de la biodiversité en macroinvertébrés des étangs urbains de l'île de Montréal, université de Montréal. Canada, 13p.
10. Edwards, P. (1993). Environmental issues in integrated agriculture-aquaculture and wastewater- fed fish culture systems. In: Pullin, RSV, Rosenthal, H., Maclean, JL, (Eds), Environment and aquaculture in developing countries. Manila, Philippines ICLARM Conference Proceedings ; 139-170.
11. Efolé Ewoukem, T. (2011). Optimisation biotechnique de la pisciculture en étang dans le cadre du développement durable des Exploitations Familiales Agricoles au Cameroun. Thèse de Doctorat.UMRs INRA-Agrocampus Ouest « Sol Agro et Hydrosystème et Spatialisation » et « Ecologie et Santé des Ecosystèmes » à Rennes (France)/ Ichtyologie et Hydrobiologie appliquée à la FASA de l'Université de Dschang (Cameroun). 164 p. +Annexes.
12. Food and Agriculture Organization (FAO) (2009). Premier rapport panorama du projet GCP/GLO/208/BMC. Country stat pour l'Afrique subsaharienne. Bénin. FAO/CIFA Tech. Pap., 4, pp 332-364.
13. Food and Agriculture Organization (FAO) (2011). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2010. Des défis à relever, un potentiel à réaliser.
14. Food and Agriculture Organization (FAO) (2020). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018 : La durabilité en action. Manuel technique. FAO Document technique sur les pêches.
15. Karim, A., Latifa, T., Fatima, ZH., Souad, E., Ahmed, Y & Mohammed, F. (2018). Diversité des macroinvertébrées aquatiques de la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah a la confluence avec les eaux de l'oued Grou et bio-évaluation de la qualité de ses eaux (région de Rabat, Maroc), 16 p.
16. Karr, JR., Fausch, KD., Angermeier, PL., Yant, PR & Schlosser, IJ. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5 : 28 p.
17. Kemka, N. (2000). Evaluation du degré de trophie du Lac Municipal de Yaoundé : Etude du milieu, Dynamique et structure du peuplement phytoplanctonique. Thèse Doctorat 3ème cycle, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun 178 p + Annexes.
18. Konan, SK, Ouattara, IN, Yao, LA & Gourene, Adepo, B. (2017). Hybridations des taxons *Oreochromis niloticus* (Linnée, 1758) aux taxons *Tilapia guineensis* (Bleeker, 1862) et *Sarotherodon melanotheron* (Rüppell, 1862) dans les étangs de la station aquacole de

- Layo (Côte d'Ivoire), *International Journal of Biological and chemical Sciences*, 11 (6) : 2901-2913.
19. Kouamé, MK., Dietoa, MY., Edia, EO., DaCosta, SK., Ouattara, A & Gourène, G. (2011). Macroinvertebrate communities associated with macrophyte habitats in a tropical man-made lake (Lake Taabo, Côte d'Ivoire). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2011) 400, 03. DOI: 10.1051/kmae/2010035
  20. Kouamé, PY., Benié, RDA., Siaka, B., Julie, KC., Nahoua, IO & Essetchi, PK. (2018). Impacts des exploitations piscicoles en cages flottantes sur la structure des macroinvertébrés benthiques de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 12(2): 769-780, April 2018. ISSN1997-342X(Online), ISSN1991-8631(Print)
  21. Lebel, A & Pontié, E. (2011). « Mbalmayo », Le Cameroun aujourd'hui. Paris : Editions du Jaguar.
  22. Leclercq, L. (2001). Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, 44 p.
  23. Levêque, C & Balian, EV. (2005). Conservation of freshwater Biodiversity: does the real world meet scientific dream. *Hydrobiologia*, 542 pp 25-26.
  24. Li, M., Xie, GQ., Dai, CR., Yu, LX., Li, FR., Yang, SP. (2009). A study of the relationship between the water body chlorophyll a and water quality factors of the off coast of Dianchi Lake. *Yunnan Geographic Environment Research*, 21(2), 102–106.
  25. Malcolm, C., Beveridge, H & McAndrew, BJ. (2000). *Tilapia: Biology and Exploitation*. Institute of aquaculture. University of Stirling : Scotland ; p. 185.
  26. Mamadou, E. (1998). Caractérisation zootechnique de *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758), *O. hornorum* (Trewavas, 1960) et de l'hybride issu du croisement de *O. niloticus* femelle × *O. hornorum* mâle. Mémoire de DEA, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, p. 41.
  27. Ministère de l'Ecologie et du développement (MEDD) & Agences de l'eau (2003). Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Rapport de Présentation SEQ-Eau (Version 2). France, p. 106.
  28. Mogue, KGJ. (2021). Etude comparée des communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques de quelques étangs à Bertoua (Est-Cameroun). Thèse de Doctorat/PhD Option Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I. (Cameroun). 183 p. + Annexes.
  29. Moisan, J & Pelletier, L. (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec-

- cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction de suivi de l'état de l'environnement Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (Version imprimée), 86p.
30. Mustapha M. (2017). Comparative assessment of the water quality of four types of aquaculture ponds under different culture systems.
  31. Ntumba, MJM, Mbadu, ZV & Kilolo, KV. (2016). Evaluation de la gestion des étangs piscicoles des vallées de Kimwenza dans la commune de Mont Ngafula / Kinshasa, R.D. Congo. Congo Sciences, 4 (2) : 124-134.
  32. Nzombi, AY. (2021). Qualité physico-chimique et dynamique des invertébrés dans l'étang d'Odza à Yaoundé. Mémoire de Master. Option Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I. (Cameroun). 50 p. + Annexes.
  33. Ohio, EPA. (1987). Inter office Communication Regarding ARMCO's Elimination of Blast Furnace Blowdown in Outfall 001. From Mike Zimmerman, Southwest District Office. To Bob Phelps and John Kirwin, Industrial Waste Water, Central Office. August 21, 1987.
  34. Pateuck, D D. (2021). Distribution des invertébrés dans le lac carrière de Ngoa-Ekélé : importance des variables abiotiques. Mémoire de Master. Option Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I. (Cameroun). 50 p. + Annexes.
  35. Pouomogne, V. (1994). L'Alimentation du Tilapia Oreochromis niloticus en étang. Evaluation du potentiel de quelques sous-produits agro-alimentaire et modalités d'apport des aliments. Thèse de Doctorat en Halieutique de l'ENSAR, Rennes (France), 160 p.
  36. Rodier, J., Legube, B & Merlet, N. (2009). Analyse de l'eau. 9e édition, Dunod, Paris ; 1526 p.
  37. Roche, PA, Billen, G., Bravard, JP, Decamps, H., Pennequin, D., Vindimian, E & Wasson JG. (2005). Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau. Comptes rendus Géoscience, 337 : 243-267.
  38. Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M & Usseglio-Polatera, P. (2006). Invertébrés d'eau douce-Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions, Paris, 587 p.
  39. Tiogue, C. (2012). Régime alimentaire, caractéristiques de croissance et de reproduction de la carpe africaine *Labeobarbus batesii* Boulenger, 1903 (Teleostei: cyprinidae) en milieu naturel dans la plaine inondable des Mbô au Cameroun, Thèse de doctorat Ph.D en biotechnologies et productions animales, Université de Dschang, 158 p.
  40. Schlumberger, O. (2002). Mémento de la pisciculture d'étang, 4e édition. CEMAGREF (Ed), Montpellier (France), 237 p.

41. Schlumberger, O. & Bouretz, N. (2002). Réseaux trophiques et production piscicole. *Revue Sciences Eaux*. 15 : 177 – 192.
42. Souleymane, S. , Jean, ATK & Philipe, C. (2014). Inventaire et distribution spatio-temporelle des macroinvertébrés indicateurs de trois plans d'eau du bassin de la Volta au Burkina Faso. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 8(3): 1005-1029, June 2014. ISSN1997-342X(Online), ISSN1991-8631(Print)
43. Yapo, ML., Atse, BC & Kouassi, P. (2012). Inventaire des insectes aquatiques des étangs piscicoles au Sud de Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*. 58, 4208-4222
44. Zango, P. (2017). Réponse du poisson-chat *Clarias jaensis* (Boulenger, 1909) à l'induction hormonale de la ponte, à l'alimentation des larves aux Zooplanctons et au grossissement en système semi-intensif. Thèse de Doctorat/PhD en Biotechnologie et productions animales. Université de Dschang (Cameroun), 126 p. + Annexes.