

Influence des rejets municipaux sur la qualité physico-chimique et biologique des écosystèmes aquatiques urbains: Cas de la rivière Massili (Burkina Faso, Afrique de l'Ouest)

[Influence of municipal discharges on the physico-chemical and biological quality of urban aquatic ecosystems: Case of the Massili River (Burkina Faso, West Africa)]

Kabore Idrissa¹, Bance Victor¹⁻², Zangre Tatiana Dora Rebecca¹, and Oueda Adama¹

¹Laboratoire de Biologie et Ecologie Animales (LBEA), UFR-SVT, Université Joseph KI-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03, Burkina Faso

²Filière Agro-Sylvo-Pastorale, Centre Universitaire Polytechnique de Manga, Université Norbert ZONGO, BP 376. N14. Koudougou, Burkina Faso

Copyright © 2023 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the ***Creative Commons Attribution License***, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: In West Africa, particularly in Burkina Faso, the urban freshwater bodies are amongst the most threatened exacerbating the urban environmental crises. Domestic and industrial discharges and fecal sludge are the main sources of urban water pollution. This systematic pollution, which deteriorates the physicochemical and biological condition of urban water ecosystems is a major concern for decision-makers and scientists. Thus, this study was undertaken to assess the effects of urban wastes on ecological status of physicochemical parameters et biological organisms. To do so, from September to October 2020, physicochemical and bacteriological parameters were analyzed using standard methods. Then, the macroinvertebrates were collected using hand net, and then identified in the laboratory. The results showed that the concentrations of physicochemical variables such as conductivity, COD, BOD5, nutrients and chlorides were high in downstream compared to those in upstream. The higher concentrations of total coliforms, *Escherichia coli* and *faecal streptococci* were reported in downstream. In regard of macroinvertebrates, the results revealed that taxonomic richness, the relative composition of polluo-sensitive taxa and the Shannon-Wiener index were very low in downstream. From our results, the urban freshwaters ecosystems are strongly impacted including waterborne diseases spreading, and for suitable management of these waterbodies and the well-being of riparian's population, it is crucial to strengthen the legislation on the discharge of domestic and industrial waste, and to promote appropriate systems for the waste treatment in our cities, and to train and raise public awareness of environmental citizenship where ecology meet society.

KEYWORDS: Pollution, Urban, freshwater, Physicochemical, Biology.

RESUME: En Afrique de l'Ouest, en particulier au Burkina Faso, les écosystèmes aquatiques urbaines sont de plus en plus menacés par les pressions anthropiques exacerbant ainsi les crises environnementales urbaines. Les rejets domestiques, industrielles et les boues de vidanges sont les principales sources de pollution des eaux urbaines. Cette pollution systématique qui affecte la qualité physico-chimique et biologiques des cours d'eau urbains est une préoccupation majeure pour les décideurs et les environnementalistes. Pour ce faire, nous avons conduit une étude sur le cours d'eau du Massili qui draine la ville de Ouagadougou afin d'évaluer l'impact des rejets domestiques sur la qualité physico-chimique et biologique. Ainsi, de septembre à octobre 2020, les variables physico-chimiques et bactériologiques ont été analysées suivant des méthodes standards. Ensuite, les macroinvertébrés ont été collectés à l'aide d'un filet troubleau puis identifiés au laboratoire. Les résultats obtenus montrent des concentrations très élevées des variables physico-chimiques enregistrés à l'amont. Les teneurs

en coliformes totaux, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux responsables de maladies hydriques étaient également très élevées à l'amont. Quant aux macroinvertébrés, les indices taxonomiques, de diversités et la composition relative des taxa polluo-sensibles étaient très faibles à l'aval qu'en l'amont traduisant le très mauvais état physico-chimique et biologique du cours d'eau. Pour une meilleure gestion des villes, et le bonheur des populations riveraines, il est crucial de renforcer la législation sur les rejets et domestiques et industrielles, de promouvoir des systèmes adaptés de traitement des eaux usées, former et sensibiliser les populations sur la citoyenneté environnementale.

MOTS-CLEFS: Pollution, Ville, Eaux douces, Physico-chimie, Biologie.

1 INTRODUCTION

Les activités anthropiques intensives sont les principaux facteurs qui déséquilibrent des écosystèmes aquatiques, au cours des dernières décennies. Dans les pays en voie de développement, les prises de conscience de l'importance de l'insalubrité environnementale, et urbaine sont d'actualité. L'urbanisation incontrôlée, accompagnée du faible niveau d'assainissement et l'absence de traitements adaptés des eaux usées et les rejets directs des boues de vidange dans le milieu naturel sont parmi les principales causes de pollution des eaux de surface dans les pays en voie de développement, en particulier les grandes zones urbaines ouest africaines [1, 2, 3, 4]. Selon des données de l'OMS, 2,4 milliards de personnes (soit la moitié de la population mondiale) n'ont pas accès aux infrastructures minimales d'assainissement [5] et cela contribue à accentuer la dégradation des eaux de surface, en particulier celles urbaines. Cependant ces masses d'eau urbaines jouent un rôle très important pour les communautés locales sur le plan socio-économique, scientifique, éducatif et récréatifs. Ces habitats aquatiques constituent également des refuges pour de nombreux organismes, malgré cela, ils restent très peu documentés.

Au Burkina Faso, le taux d'assainissement est estimé à 21,6% en 2018. Ainsi, beaucoup d'efforts restent à faire pour l'atteinte à l'horizon 2030 des Objectifs du Développement Durable (ODD) dont l'un des axes est de « Garantir l'accès de tous à l'eau potable et à l'assainissement et assurer une gestion durable des ressources en eau ». Avec le faible niveau d'assainissement, la ville de Ouagadougou, à l'instar des grandes villes africaines, est confrontée au problème de gestion des eaux usées d'origines diverses lié à la démographie croissante, à l'industrialisation, et aux mauvaises pratiques de maraicheries (utilisation abusives des engrais chimiques et de pesticides) [6, 7, 8]. Ceux-ci entraînent l'augmentation des nutriments, des déchets liquides, solides, domestiques et industriels modifiant considérablement l'environnement aquatique et indirectement ou directement affectent la santé des populations installées près des cours d'eaux ([9, 10, 11]. L'assainissement collectif est sous la responsabilité de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement ([12, 13], au Burkina Faso dont l'une de ses missions est de mettre en place des systèmes adaptés de traitement des eaux usées (domestiques, industrielles, hospitalières). Ainsi, dans les grands centres urbains comme Ouagadougou, des stations d'épuration des eaux usées ont été installées, mais depuis leur installation et après plusieurs années de fonctionnement, peu ou presque pas d'études ont été menées sur l'état de santé des masses du Massili qui drainent une partie de la ville de Ouagadougou, un des affluents du fleuve Nakanbé, un important cours d'eau du Burkina Faso. Les eaux rejetées par ces stations pourraient être de très mauvaises qualités physico-chimiques, et affecter les organismes aquatiques, en particulier les invertébrés benthiques qui jouent un rôle important dans les réseaux trophiques des écosystèmes aquatiques, dans la dynamique du fonctionnement du milieu aquatique car ils sont de plus en plus dans la surveillance environnementale [14, 15, 16]. D'où l'intérêt porté à cette étude sur les rivières urbaines qui a pour but de fournir des données et des informations scientifiques solides sur l'intégrité écologique de ces milieux récepteurs urbains en péril pour les prises de décision. Ce travail vise comme objectif principal d'évaluer l'impact des eaux rejetées sur l'intégrité physico-chimique et biologique des masses d'eau urbaines. Plus spécifiquement il s'agit de faire une caractérisation physicochimique, bactériologique et biologiques de la zone d'étude.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 SITES D'ÉTUDE

Le sous bassin hydrographique du Massili (Figure 2), avec une superficie de 4500 km² occupe la partie centrale du Burkina Faso, et draine toute la capitale Ouagadougou [17]. C'est un affluent du bassin du Nakanbé ([18] qui prend sa source au Nord du Burkina Faso où les précipitations annuelles ne dépassent pas 600 mm [19]. Le fleuve Nakanbé est l'un des importants cours d'eau du Burkina Faso car il draine plusieurs affluents sur lesquels sont construits de nombreux barrages [20]. C'est le cas du cours d'eau du Massili qui draine une partie de la ville de Ouagadougou, capitale de Burkina Faso, et reçoit toutes les eaux usées domestiques, industrielles, et les boues de vidanges de la municipalité. L'échantillonnage a concerné le bras de la rivières

Massili qui draine les zones d'habitations à forte concentration humaine et/ou de nombreuses activités y sont menées dans les environs tels que; les maraiche-cultures et la production de déchets résidentiels et industriel [21, 22]. Ainsi, trois points d'échantillonnage ont été sélectionnés sur ce bras (Figure 1): un point (S1) situé à 285 m d'altitude en amont, un deuxième point situé à 284 m d'altitude (S2) au niveau du point de rejet de la stations d'épuration et un troisième point (S3) situé à 281 m d'altitude plus en aval. Les variables physico-chimiques et bactériologiques ont été mesurées dans les trois sites d'échantillonnage (S1-S3), tandis que les macroinvertébrés ont été collectés en amont (S1) et aval (S3) et pour des raisons pratiques.

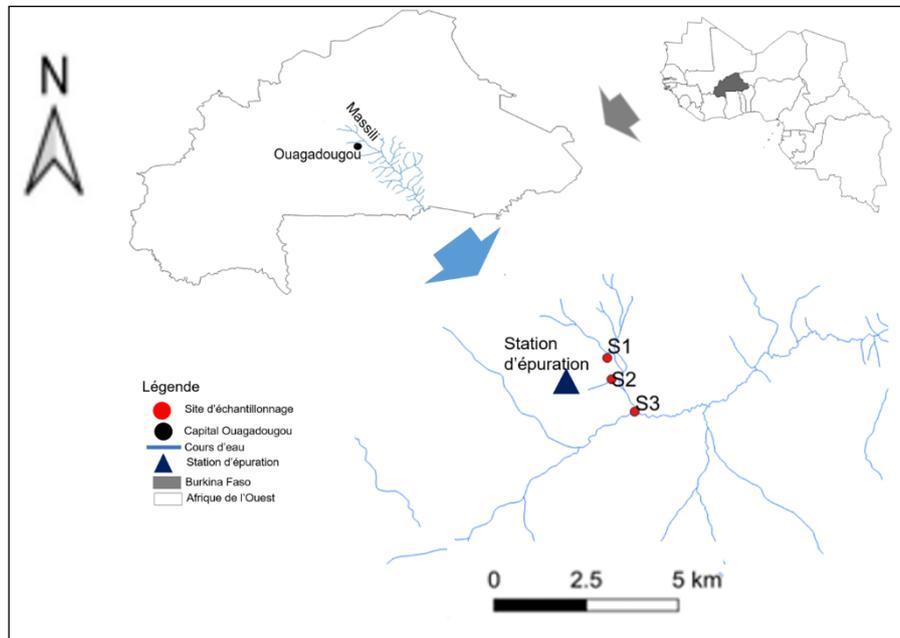


Fig. 1. Carte du Burkina Faso montrant les sites d'étude de la rivière Massili à Ouagadougou

2.2 COLLECTE DES DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTÉRIOLOGIQUES

Les variables physico-chimiques clés tels que: le pH, les solides totaux dissous (STD), la température, la conductivité de l'eau ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre portatif de marque Hanna. A la suite de ces mesures, des échantillons d'eau ont été prélevés en utilisant des bidons stériles (volume= 1,5l) pour l'analyse des paramètres chimiques et bactériologiques au laboratoire suivant le protocole décrit dans [23]. Avant le prélèvement, les flacons sont rincés trois fois avec l'eau du site. Ensuite, ils sont totalement immergés puis remplis, et le bouchon est fermé hermétiquement sous l'eau pour éviter des bulles d'air et faciliter le transport, puis l'échantillon d'eau est immédiatement recouvert de papier aluminium et conservé dans une glacière contenant des « ices boxes » puis transporté au laboratoire pour analyse. Au laboratoire, les analyses ont concerné les ions: nitrate, nitrite, ammonium, ortho-phosphate, les matières en suspension (MES); la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), les coliformes totaux, *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux. Les ions chlorures ont été déterminés par la méthode de titration, tandis que les ions: nitrate, nitrite, ammonium et phosphore ont été analysés par la méthode spectrophotométrie (UV) ionique. Les matières en suspension (MES) ont été déterminées par la méthode gravimétrie (sec à 105°C). La demande chimique en oxygène (DCO) est déterminée par la méthode au permanganate de potassium et la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO₅) suivant la méthode respirométrique. Les indicateurs de contamination fécale: coliformes totaux, *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux ont été mesurés à l'aide des méthodes normalisées de routine dont la technique de filtration sur membrane. Le milieu de culture utilisé est le milieu sélectif Chromocult ES agar pour les coliformes totaux et *Escherichia coli* et celui de Slanetz Bartley pour les Streptocoques fécaux. L'incubation a été faite d'une part à 37°C pour les coliformes totaux et les streptocoques fécaux, et d'autre part à 44°C pour *Escherichia coli*. Toutes les analyses ont été effectuées dans le Laboratoire national des analyses des eaux du Burkina Faso (LNAE, Burkina Faso) dans un délai de 48 heures après le prélèvement suivant les méthodes standard décrites par [23] avec une précision de 1% à 2%.

2.3 ECHANTILLONNAGE ET IDENTIFICATION DES MACROINVERTÉBRÉS

Les macroinvertébrés ont été prélevés à l'aide d'un filet troubleau (ouverture 25 x 25cm² et de 500 μ m de maille) suivant l'approche d'échantillonnage multi-habitats selon [24] et décrit dans [14]. Un échantillon est le composite de 20 unités d'échantillon repartis entre les micro-habitats disponibles proportionnellement à leur surface. Les échantillons sont ensuite conservés dans un bocal contenant de l'alcool (90%), étiquetés, puis transportés au laboratoire pour le tri et l'identification des organismes. Une fois au laboratoire, les échantillons ont été rincés abondamment avec l'eau de robinet à l'aide de tamis de 100 μ m de maille. Le contenu du tamis a été fractionné dans un bac à fond blanc et les organismes ont été triés à l'œil nu puis sous une loupe binoculaire de marque Motic. Les organismes triés ont été identifiés jusqu'au niveau famille sous la loupe binoculaire, à l'aide de clés d'identification et de manuels taxonomiques ([25, 26] puis dénombrés.

2.4 ANALYSES STATISTIQUES DES DONNÉES

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et bactériologiques ont été estimées puis comparées aux normes de déversement des eaux usées [27].

Pour l'analyse de la structure de communauté de macroinvertébrés, les indices de diversité (richesse taxonomique, indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), l'abondance des taxa de macroinvertébrés et l'indice d'équitabilité de Pielou (E) ont été utilisés suivant les équations 1 et 2.

$$H' = - \sum \left(\frac{n_i}{N} \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right) \right) \quad (1)$$

$$E = \frac{H'}{\log_2(S)} \quad (2)$$

Avec : *n_i* le nombre d'individus du taxa de rang *i*, *N* le nombre total d'individus et *S* le nombre total de taxa recensé.

L'impact des rejets sur les macroinvertébrés a été analysé en utilisant taxa proportions polluo-tolérants (% chironomids rouges) et des taxa polluo-sensibles (Ephéméroptères, Odonates %EO) due à l'absence totale de taxa très sensibles comme les Plécoptères et certains Trichoptères [14, 28] en utilisant respectivement les équations 3, 4.

$$\%redChironomids = \frac{\text{abondance des Chironomidae}}{\text{abondance totale}} \times 100 \quad (3)$$

$$\%EO = \frac{\text{abondance des taxa EOT}}{\text{abondance totale}} \times 100 \quad (4)$$

Les relations entre les variables physico-chimiques et les indices biologiques ont été établies en utilisant la corrélation de Spearman permettant de mettre en évidence l'influence des variables physico-chimiques sur les organismes biologiques au seuil de significativité de ($p < 0,01$ et $p < 0,05$, test de corrélations de Spearman).

3 RÉSULTATS

3.1 PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES

Le tableau 1 présente les résultats des variables physico-chimiques enregistrées dans les masses d'eau urbaines. Globalement, l'eau du site est alcaline car les valeurs moyennes du pH étaient nettement supérieures à 8 en amont qu'en aval. Les températures obtenues indiquaient que les masses d'eau étaient globalement chaude avec des valeurs moyennes ($> 27^\circ\text{C}$) dans les trois sites d'échantillonnage (S1-S3). Les valeurs moyennes de la conductivité montraient une forte minéralisation des masses d'eau dans les sites S2 (1588 $\mu\text{S/cm}$) et S3 (1921 $\mu\text{S/cm}$). Les STD étaient plus élevés en S3 (957,33 mg/l), suivi de S2 (792,00 mg/l) et de S1 (107,66 mg/l), tandis que les teneurs moyennes de MES étaient plus élevée à S1 (98 mg/l), suivi de S2 (76,33 mg/l) et de S3 (59,67 mg/l). La demande chimique en oxygène (DCO) étaient généralement très élevée en S3 (822 mg/l) suivi de S2 (419,67 mg/l) et de S1 (104,33 mg/l). Des variations des valeurs moyennes de la DBO₅ sont également observées dans les trois sites; S1 (20mg/l), S2 (130 mg/l) et S3 (77 mg/l) respectivement (Tableau 1). Les masses d'eau étaient également très chargées en nutriments. Les valeurs moyennes des nitrates étaient très élevées en S2 (234 mg/l) et S3 (245,77 mg/l). Ces mêmes tendances sont enregistrées avec les concentrations moyennes des masses d'eau urbaines en ortho-phosphate S2 (15,6mg/l) S3 (20,17 mg/l). Quant aux nitrites et ammonium, les teneurs moyennes présentaient le même profil mais avec une concentration moyenne plus élevée en S2 (0,92 mg/l) qu'en S3 (0,75mg/l) pour les nitrites; S2 (63,84 mg/l) et S3 (58,92 mg/l)

pour les concentrations moyennes en ammonium. Quant aux chlorures, les teneurs moyennes sont respectivement de 6,74 mg/l en amont, 25,32 mg/l en aval et 25,05 mg/l à l'exutoire (Tableau 1).

Tableau 1. Variations des variables physico-chimiques enregistrées dans les sites

Sites / Paramètres	S1	S2	S3	S1	S2	S3
	Min/Max			Moyennes		
pH	7,72/8,54	8,15/8,88	8,16/8,70	8,1	8,53	8,50
Température (°C)	26,39/28,50	28,3/31,63	27,60/31,60	27,46	30,01	29,00
Conductivité (µS/cm)	138,00/340,00	610,00/2345,00	1520,00/2392,00	217,33	1588,00	1921,33
TSD (mg/l)	68,00/168,00	300,00/1172,00	760,00/1187,00	107,66	792,00	957,33
Ammonium (mg/l)	1,10/4,52	55,43/80,33	51,68/68,82	3,14	63,84	58,92
Nitrate (mg/l)	65,30/128,10	80,20/497,20	85,30/531,90	96,16	233,63	245,76
Chlorure (mg/l)	2,84/14,00	20,51/28,10	18,92/35,50	6,74	25,05	25,32
Ortho (mg/l)	0,99/28,97	11,53/28,77	3,23/27,44	10,47	20,17	15,60
MES (mg/l)	29,00/191,00	59,00/109,00	56,00/66,00	98,00	76,33	59,66
DCO (mg/l)	-	444,00/1159,00	328,00/542,00	-	822,00	419,66
DBO ₅ (mg/l)	4,00/50,00	100,00/180,00	40,00/120,00	20,00	130,00	76,66

3.2 INDICATEURS DES CONTAMINATIONS FÉCALES

Le tableau II présente les valeurs moyennes des indicateurs de contamination fécale enregistrés dans les masses d'eau urbaine. Les concentrations moyennes en coliformes totaux diminuaient de l'amont vers l'aval; Elles étaient plus élevées en S2 (87000 UFC), suivi de S1 (28 533UFC) et de S3 (18700UFC). Quant aux Streptocoques fécaux, les concentrations moyennes étaient plus élevées en S3 (35167UFC) et relativement faibles à S2 (2137 UFC). Cette même tendance a été observées pour les teneurs en *Escherichia coli* en S3 (27767 UFC).

Tableau 2. Charge moyenne des indicateurs des contaminations fécales enregistrés dans les trois sites. (UFC) Unité Formant Colonie

Paramètre /Sites	S1	S2	S3
Coliformes totaux (UFC)	28533	87000	18700
Streptocoques fécaux (UFC)	3934	2137	35167
<i>Escherichia coli</i> (UFC)	6500	6434	27767

3.3 COMMUNAUTÉ DES MACROINVERTÉBRÉS

3.3.1 COMPOSITION TAXONOMIQUE ET ABONDANCE DES MACROINVERTÉBRÉS

Au total, 7998 spécimens de macroinvertébrés ont été échantillonnés dont 4555 en S1 et 3443 S3. Ces spécimens sont répartis en trois (03) classes, huit ordres et 23 familles (Tableau 2). Parmi les huit Ordres rencontrés, les Annélides, les Lépidoptères et les Ephéméroptères ont été rencontrés uniquement S1. Les groupes tolérants des Diptères sont les plus dominants, suivis des Hémiptères. Trois taxa des Odonates ont été enregistrés en S1 tandis qu'en S3 une seule famille a été rencontrée (Tableau 2). Les Gastéropodes étaient plus présents en S3 qu'en S1.

Tableau 3. Liste de composition des macroinvertébrés inventoriés dans sites S1 et S3

Classe	Ordre	Famille	S1	S3
Insectes	Diptères	Chironomidae	2173	337
		Culicidae	816	2064
		Ephyridae	15	25
		Tabanidae	3	93
		Syrphidae	5	47
	Hemiptères	Corixidae	221	553
		Nepidae	9	1
		Belostomatidae	6	1
		Gerridae	2	0
		Veliidae	1	0
		Ranatridae	1	0
	Ephéméroptères	Notonectidae	539	27
		Baetidae	195	0
	Odonates	Gomphidae	2	0
		Coenagriidae	105	0
		Libellulidae	109	2
	Coléoptères	Dysticidae	125	284
Hydrophilidae		157	2	
Lépidoptères	Pyralidae	11	0	
Vers	Annélides	Hirudinae	46	0
Mollusques	Gastéropodes	Bulinidae	14	3
		Lymnaeidae	0	1
		Thiaridae	0	3
Nombre total d'individus			4555	3443

3.3.2 STRUCTURE DE LA COMMUNAUTÉ DES MACROINVERTÉBRÉS

Les valeurs des indices de structure des communautés de macroinvertébrés et polluo-sensibles étaient plus élevés en S1 (amont) qu'en S3. En termes de richesse taxonomique, 21 taxa ont été recensés en S1 et 15 taxa en S3. La valeur de l'indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou étaient relativement plus élevés en S1 ($H= 1,55$; $E= 0,58$) qu'en S3 ($H= 1,23$; $E= 0,53$). En absence de taxa très sensibles tels que les Plécoptères et Trichoptères, les taxa polluo-sensible comme les Ephéméroptères dominés par les baetids et les Odonates (%EO) présentaient des valeurs élevées en S1 (9,02%) et très faibles en S3 (0,05%). Les taxa polluo-tolérants comme les chironomids rouges étaient majoritaires dans tous les sites, traduisant les très mauvaises conditions physico-chimiques des habitats aquatiques urbains.

Le tableau 4 établit les relations entre les paramètres physico-chimiques et biologiques. La richesse taxonomique était fortement et négativement corrélée à la conductivité, au TSD, aux Chlorure et à la DCO ($R > -0,80$; $p < 0,05$), tandis que dans la plupart des cas les pourcentages des chironomids rouges étaient négativement corrélés aux variables physico-chimiques traduisant leur opportunistes face aux stress environnementaux.

Tableau 4. Matrice de corrélation de Spearman montrant les relations entre les physico-chimiques et les indices de la communauté des macroinvertébrés. (E) Indice d'équitabilité de Pielou, (H) Shannon-Wiener, (%ChiroRg) Pourcentage des chironomides rouges, (%EO) pourcentage des Ephemérotères et des Odonates.

Paramètres abiotiques/ indices biologiques	Richesse taxonomique	H	E	%ChiroRg
pH	-0.71	-0.49	-0.03	-0.26
Température	0.20	-0.54	-0.31	0.43
Conductivité	-0,943**	-0.66	0.03	-0.49
TDS	-0,943**	-0.66	0.03	-0.49
Ammonium	-0.49	-0.71	-0.37	-0.37
Nitrates	-0.20	-0.26	-0.09	0.26
Chlorure	-0,829*	-0.60	0.09	-0.43
Ort	-0.37	0.09	0.43	0.09
MES	-0.14	0.66	0.66	-0.20
DCO	-0,943**	-0.66	0.03	-0.49
DBO5	-0.43	-0.77	-0.66	-0.71

** significatif à $p < 0,01$; * significatif à $p < 0,05$

4 DISCUSSION

L'intensification des mauvaises pratiques agricole et l'augmentation de productions des déchets résidentiels et industriels dans les centres urbains rendent les écosystèmes aquatiques très vulnérables, entraînant la dégradation de la qualité des eaux [29, 30, 7, 31]. Cela s'explique par les très mauvaises conditions des variables physico-chimiques et bactériologiques enregistrées dans la présente étude. Les valeurs moyennes du pH sont supérieures à 8 dans la plupart des sites visités. Cette élévation des valeurs de pH (basique) montre que les eaux étudiées seront agressives dans un futur proche si des mesures de remédiations urgentes ne sont pas prises. Dans la plupart des sites, les températures maximales des eaux sont supérieures à 30°C et pourraient constituer un problème environnemental. Ces auteurs [32, 33] rapportent que l'élévation de la température favoriserait la prolifération de microorganisme présent les cours d'eaux naturels où de grandes quantités d'eaux usées y sont rejetées. Les moyennes élevées de la conductivité électrique obtenues ici montrent que les eaux sont fortement minéralisées. Cette forte minéralisation est due aux apports superficiels liée aux activités anthropiques intensives [14, 9]. Les masses d'eau sont très chargées en nutriments due aux fortes pressions anthropiques aux abords des plans d'eau. Ainsi, dans les trois sites échantillonnés, les concentrations des masses d'eau en ortho phosphates, ammonium et nitrates restent très élevées que celles autorisées par la norme en vigueur. Cela pourrait se justifier par l'épandage anarchique des boues de vidanges provenant des fosses septiques, les déjections des animaux domestiques parfois en divagation dans les grandes mégapoles africaines, et entraînés par ruissellement vers ces cours d'eau. En plus, les fortes teneurs en ions ortho phosphates peut s'expliquer par une forte utilisation des détergents à des fins domestiques liées aux mauvaises installations des latrines, et évacuation eaux usées [34, 35,36]. Dans les sites, les fortes teneurs moyennes de MES et TSD obtenues sont probablement dues aux grandes quantités de débris de matières organiques et inorganiques causer par les actions de l'Homme. Les fortes valeurs des chlorures supérieures à 25mg/l montrent que ces écosystèmes aquatiques urbains sont sujets aux rejets des eaux usées car les chlorures sont le plus souvent associées aux usées. En effet, l'urbanisation intensive due à la démographie galopante et le faible taux d'assainissement liée aux mauvaises canalisations et le manque de systèmes de traitement des eaux usées domestiques pourraient considérablement modifier l'environnement naturel aquatiques et sa faune [37, 38]. Les fortes valeurs de la DCO et la DBO, avec des valeurs moyennes supérieurs respectivement à 100 mg/l et 40 mg/l, indiquent une forte dégradation de la qualité des eaux urbaines. Les valeurs élevées de DCO obtenues dans certains sites sont dues aux rejets des eaux domestiques et aux mauvaises pratiques agricoles. En plus, certains cours d'eaux de la ville de Ouagadougou, comme de nombreuses villes africaines sont transformés en dépotoirs, et reçoivent des déchets de toutes sortes incluant de nombreuses substances chimiques qui dégradent la qualité de l'eau [2, 39, 40]. Les valeurs moyennes élevées de DBO5 observées s'expliqueraient par le développement considérable des microorganismes favorisant une consommation importante de l'oxygène présent dans le milieu. Certains auteurs ont aussi démontré que l'augmentation du nombre des microorganismes dans les masses d'eau urbaines serait due à la nature des eaux, aux teneurs MES et à l'élévation des températures [41, 42]. D'une manière générale, les résultats de notre étude montrent une forte contamination des eaux transitant par la station d'épuration, d'où la nécessité d'utilisé entre autres le rapport DCO/DBO5 dans les expertises de monitoring des performances des stations d'épuration. Dans

cette étude, le rapport DCO/DBO5 est supérieur à 3 traduisant l'énormité des quantités de matières oxydables non biodégradables contenues dans les masses d'eau urbaines.

L'analyse bactériologique met en exergue une très forte contamination fécale des masses eaux. Les concentrations des Coliformes totaux, Streptocoques fécaux et de *Escherichia coli* sont plus élevées dans les échantillons d'eaux prélevés, et le plus souvent en aval qu'à l'amont. Cela s'explique par le fait que des quantités énormes d'excréments humains sont déversés à l'air libre dans la partie amont du cours d'eau puis entraînées avec les eaux de ruissellement dans la partie aval. Ces résultats sont similaires entre autres, à ceux rapportés par [43] dans la rivière N'zi dans la commune de N'zianouan, [42] dans les eaux de surface de la commune de Divo en Côte d'Ivoire, [9] dans la rivière Zio au Togo. Ces auteurs ont démontré que les diverses perturbations humaines dégradent la qualité de l'eau et peut exposer la population à des risques de santé car ces eaux sont consommées sans traitement préalable plus loin en aval en milieu rural. Selon plusieurs auteurs, la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitats affecte la survie des organismes aquatiques, en particulier les macroinvertébrés [6, 44, 45, 7].

Les résultats montrent que les communautés de macroinvertébrés sont composées majoritairement d'Insectes suivi de Mollusques et des Annélides, reflétant la liste traditionnelle des macroinvertébrés en zone tropicale. La dominance des Insectes s'explique par leur grande capacité à coloniser divers milieux, même les habitats aquatiques les plus dégradés comme c'est le cas dans notre étude. Ces résultats sont similaires à ceux de [46, 47, 14, 9, 6] rapportés en zone sub-saharienne. La diversité est plus élevée en S1 (21 taxa) qu'en S3 (15 taxa) traduisant les mauvaises conditions des habitats des macroinvertébrés, d'où la domination des groupes des Diptères réputés être très tolérants face aux stress environnementaux [14, 7, 16]. Cela se reflète au niveau de la valeur de l'indice de Shannon inférieure à 2 traduisant une faible diversité, car selon plusieurs auteurs, lorsque les conditions du milieu sont défavorables, la biodiversité diminue et les taxa les plus tolérants prolifèrent pendant que les taxa sensibles régressent ou disparaissent, d'où l'absence quasi-total de certains taxa comme les Trichoptères et de Plécoptères [14, 9, 48, 49]. Les Ephéméroptères sont représentés par le seul taxon des Baetidae, reconnus être polluo-tolérants [28]. Tous les indices calculés révèlent les mauvaises conditions des masses d'eau échantillonnées. Les résultats montrent aussi que le système d'épuration est déficient dans le traitement des eaux usées, expliquant la diminution de la biodiversité du site (S3) situé en aval et de mauvaise condition physico-chimiques et bactériologiques enregistrées à l'exutoire et en aval de la station. Les relations entre les variables environnementales et les indices biologiques observées dans cette étude montrent que les organismes biologiques dépendent de la physico-chimie de l'eau pour leur survie [50, 51, 52]. Par exemple, les fortes concentrations des matières en suspensions dans l'eau pourraient affecter négativement la vie des organismes, et en particulier ceux à respiration branchiales [14, 52]. Au regard des résultats obtenus retenons que les masses d'eau urbaines sont dans un état de dégradation avancées d'où la nécessité de prendre des mesures urgentes pour protéger et réhabiliter ces plans d'eau, indispensables pour le bien-être des populations riveraines.

5 CONCLUSION

Cette étude a prouvé que les masses d'eau urbaines sont de très mauvaises qualités, et les fortes contaminations fécales constatées pourraient constituer un problème de santé publiques pour les populations riveraines. Le très faible taux d'assainissement, les mauvaises installations d'évacuations des eaux usées, l'épandage des boues de vidanges et le non fonctionnement des stations d'épuration sont entre autres des facteurs qui aggravent les crises environnementales et dégradent la qualité des masses d'eau dans les grands centres urbains de l'Afrique de l'Ouest, et en particulier au Burkina Faso. Tout cela n'est pas sans conséquence sur la survie des organismes aquatiques, et les macroinvertébrés dont les abondances, la composition des taxa sensibles et les diversités diminuent drastiquement suivant le gradient de pollution comme prouvé dans la présente étude. Pour ce faire des actions urgentes et des mesures doivent être entreprises pour anticiper de futures grandes crises environnementales des grandes villes ouest africaines.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le laboratoire national d'analyse de l'eau (LNAE) pour le soutien dans l'analyse de la physico-chimie et bactériologie.

CONFLIT D'INTÉRÊTS

Les auteurs déclarent qu'il n'y a aucun conflit d'intérêts pour cet article.

REFERENCES

- [1] J. G. T. Youmbi, R. Feumba, V. T. Njitat, G. de Marsily and G. E. Ekodeck, «Pollution de l'eau souterraine et risques sanitaires à Yaoundé au Cameroun», *Comptes Rendus Biologies*, 336 (5-6), 310-316, 2013.
- [2] I. Kaboré, O. Moog, A. Ouéda, J. Sendzimir, R. Ouédraogo, W. Guenda and A. H. Melcher, Developing reference criteria for the ecological status of West African rivers. *Environmental monitoring and assessment*, 190, pp.1-17, 2018.
- [3] P. F. Nguema, B. Efon, C. Defo, Z. M. Mounir et E. K. Oum, «Impacts des pratiques d'hygiène et d'assainissement sur les eaux de surface et souterraines dans la ville de Yaoundé, Cameroun», *Afrique SCIENCE* 19 (2), pp. 68 – 80, 2021.
- [4] S. N. Tshiesese, «Dégradation écologique des conditions d'habitabilité des parcelles situées sur les servitudes de la rivière yolo dans la commune de Lemba (RDC): Cas des quartiers Foire, Molo, Kimpwanza et Salongo», *International Journal of Innovation and Applied Studies*, Vol. 39 No. pp. 1123-1138, 2023.
- [5] ACF (Action Contre la Faim), «Eau – Assainissement – Hygiène pour les populations à risque», 2006.
- [6] S. Sanogo, I. Compaoré, I. Senou, M. B. Somda, R. B. Ouedraogo, B. Ouattara and T. A. Kabré, «Etude comparée de la structuration des macroinvertébrés benthiques de cours d'eau urbain et péri-urbain à l'ouest du Burkina Faso», *International Journal of Development Research*, 11 (01), pp. 43173-43184, 2021.
- [7] I. Kaboré, L. Tampo, V. Bancé, C. Daboné, M. Komandan, H.J. Ayoro and A. Oueda, «Preliminary biological data of Sahel wetland ecosystems in Burkina Faso: Implications for ecological health assessment», *Frontier in Conservation Science*, 3: 913333, 2022b.
- [8] R. N. Nsandji, A. K. Mwamba, C. M. Kyela, I. A. Zabo, A. B. Ekwakwa and C. M. Mukendi, «Niveaux de contamination en plomb, cadmium et arsenic des cultures produites au périmètre maraîcher de Kasavubu/Saio «Cas d'*Amaranthus hybridus*»». *Afrique SCIENCE*, 22 (2), pp.142-157, 2023.
- [9] L. Tampo, I. Kaboré, H. E. Alhassan, A. Ouéda, M. L. Bawa and G. D. Boundjou, «Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: Their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river», *Frontier in Water*, 3: 662765, 2021.
- [10] H. H. Mangenda, F. M. Tshibuabua, C. E. Bokako, F. Dihoka and D. Kandala, «Urban growth and environmental degradation in the municipality of Kalamu, Kinshasa», 2023. [Online] Available: <https://hal.science/hal-04151946v1/document>.
- [11] M. L. Béguec, E. Petit, L. Vacher, H. Agogué and M. Ndione, «Les usagers d'une plage péri-urbaine face à la contamination microbiologique des eaux de baignade» *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 23 (1), 2023.
- [12] ONEA (Office National de l'Eau et de l'Assainissement), 2011. Plan stratégique national 2011-2015.
- [13] ONEA, (Office National de l'Eau et de l'Assainissement), 2016. L'Assainissement collectif de la ville de Ouagadougou.
- [14] I. Kaboré, O. Moog, M. Alp, W. Guenda, T. Koblinger, K. Mano, A. Oueda, R. Ouedraogo, D. Trauner, and A. H. Melcher, «Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso». *Hydrobiologia* 766, pp. 57–74, 2016.
- [15] N. Costas, I. Pardo, L. Méndez-Fernández, M. Martínez-Madrid and P. Rodríguez, «Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain». *Ecological Indicator* 93, pp. 207–218, 2018.
- [16] L. Tampo, I. Kaboré, S. L. A. S. Mande and L. M. Baw, Water quality and aquatic ecosystem assessment using water quality indices in West Africa: challenge and perspectives.
- [17] M. B. Lamizana/Diallo, S. Kenfack, and J. Millogo/Rasolodimby, Evaluation of the physicochemical quality of water from a temporary stream of Burkina Faso - the case of the Massili in Kadiogo. *South Sci. Technol.* 16, pp. 23–28, 2008.
- [18] DGRE (Direction Générale des Ressources en Eau Synthèse du suivi des ressources en eau Situation en 2016 (Situation en 2016 du suivi des ressources en eau au Burkina Faso). MEA (Ministère de l'eau et de l'assainissement, Burkina Faso), 2017.
- [19] A. P. Belemtougri, A. Ducharne, F. Tazen, L. Oudin and H. Karambiri, «Understanding key factors controlling the duration of river flow intermittency: case of Burkina Faso in West Africa», *J. Hydrol. Reg. Stud.*, Volume 7 (37), 100908, 2021.
- [20] P. Cecchi, A. Meunier-Nikiema, N. Moiroux and B. Sanou, «Towards an atlas of lakes and reservoirs in Burkina Faso», (2008). [Online] Available: <https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/17170/17170.pdf?sequence=1>.
- [21] M. Haro, I. Guiguemde, F. Diendere, I. Bani, M. Kone, M. Soubeiga et & A. Bary, Effect of the Kossodo Industrial wastewater discharges on the physico chemical quality of Massili River in Burkina Faso. *Research Journal of Chemical Sciences* Volume 3, Issue (2), pp. 85-91, 2013.
- [22] P. M. Bagré, R. Yonaba, A. B. Sirima and Y. S. C. Somé, «Influence des changements d'utilisation des terres sur les débits du bassin versant du Massili à Gonsé (Burkina Faso)», *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 23 (1), (2023).
- [23] J. Rodier, B. Legube, N. Merlet, 2009. L'analyse de l'eau. Dunod, Paris. https://www.academia.edu/39607924/Jean_Rodier_Bernard_Legube_Nicole_Merlet_Collectif_Lanalyse_de_leau_Dunod_2009_.

- [24] O. Moog, Deliverable 8 – part 1, «manual on pro-rata multi-habitat sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers in the HKH-region». BOKU (Vienna: University of Natural Resources and Applied Life Sciences), p. 28, 2007. Available at: www.assess-hkh.at.
- [25] C. Lévêque, J.R. Durand, Flore et Faune aquatiques de l'Afrique Sahelo Soudanienne, Tome II. Editeurs scientifiques hydrobiologiques. O. R. S. T. O. M, p. 108, 1981.
- [26] H. Tachet, P. Richoux, M. Bournaud, P. Usseglio-Polatera. Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie - CNRS éditions Paris, 2010.
- [27] MEE, M. de l'Eau et de l'Environnement, 2015. Decret N°2015-1205 portant normes et conditions de déversement des eaux usées.
- [28] I. Kaboré, A. Ouéda, O. Moog, P. Meulenbroek, L. Tampo, V. Bancé and A. H. Melcher. Benthic invertebrates-based biotic index to assess the ecological status of West African sahel rivers, Burkina Faso. *J. Environ. Manage.* 307 (16), 114503, 2022.
- [29] A. Adjagodo, M. A. D. Tchiboza, N. K. Ahouangnivo and R. Lawani, "Flow of pollutants linked to anthropic activities and risks on worldwide surface water resource (literature review) ". *LARHYSS Journal* (28), pp. 7-23. 2016.
- [30] D. Millogo, M. M. Bazié, Y. Koussoubé, P. N. Zombré and E. C. D. Da, "Assessment of agricultural and mining pollutions of waterbodies within the Nakanbé Basin (Burkina Faso): The case of the Goinré, Ziga and Bagré reservoirs", *Journal of Water Resource and Protection*, 10 (1), pp. 41-58, (2018).
- [31] C. C. M. Dos Santos, A. R. Nauar, J. A. Ferreira, C. da Silva Montes, F. R. Adolfo, G. Leal, G.M. Reis, J. Lapinsky, L. M. de Carvalho and L. L. Amado, "Multiple anthropogenic influences in the Pará River (Amazonia, Brazil): A spatial-temporal ecotoxicological monitoring in abiotic and biotic compartments". *Chemosphere*, 323, 138090, 2023.
- [32] R. Montañés, R. Solera and M. Pérez, "Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature". *Bioresource technology*, 180, pp. 177-184, 2015.
- [33] T. A. E. Obougou, F. Y. Ateba, D. N. Mindongo, M. Djamila, J. G. N.Tchapgnouo and A. Ombolo, " (Physico-chimie et bactériologie des eaux du Lac Municipal d'Ebolowa (LME) et risques pour la santé humaine et environnementale". *Afrique SCIENCE*, 21 (3), pp.76-88, 2022.
- [34] J. El Addouli, A. Chahlaoui, A. Berrahou, A. Chafi, A. Ennabili and L. Karrouch, "Influence des eaux usées, utilisées en irrigation, sur la qualité des eaux de l'Oued Bouishak-région de Meknes (centre-sud du Maroc) ". *Rev. Microbiol. Ind. San et Environn*, 3 (1), 56-75, 2009.
- [35] S. Chidiac, P. El Najjar, N. Ouaini, Y. El Rayess and D. El Azzi, "A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives". *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22 (2), 349-395, 2023.
- [36] D.Tibebe, Y. Tesfaye, & Y. Kassa, "The impact of sewage effluents on water quality of Lake Hawassa, Ethiopia". *BMC chemistry*, 17 (1), 42, 2023.
- [37] F. Lemessa, B. Simane, A. Seyoum and G. Gebresenbet, "Assessment of the Impact of Industrial Wastewater on the Water Quality of Rivers around the Bole Lemi Industrial Park (BLIP), Ethiopia». *Sustainability*, 15 (5), 4290, 2023.
- [38] N. A. S. Feisal, N. H. Kamaludin, M. F. A. Sani, D. K. A. Ahmad, M. A. Ahmad, N. F. A. Razak, and T. N. B. T. Ibrahim, "Anthropogenic disturbance of aquatic biodiversity and water quality of an urban river in Penang, Malaysia". *Water Science and Engineering*, (2023).
- [39] H. A. Kebede and W. A. Ayenew,. Solid waste disposal site selection analysis using geospatial technology in Dessie city Ethiopia. *Heliyon* 9, e18865, 2023.
- [40] M. Ngatia, S. M. Kithia and M. Voda, "Effects of Anthropogenic Activities on Water Quality within Ngong River Sub-Catchment, Nairobi, Kenya". *Water*, 15 (4), 660, 2023.
- [41] J. P. Mehounou, R. G. Josse, P. Dossou-Yovo, S. F. Senou, and R. M. Toklo, Caractérisation physico-chimique et microbiologique des eaux souterraines et superficielles dans la zone de production cotonnière d'Aplahoué. *Journal of Applied Biosciences*, 103, pp. 9841-9853, 2016.
- [42] S. A. Yao Kouassi, E. Ahoussi Kouassi, "Caractérisation physico-chimique des eaux de surface dans un environnement minier du centre-ouest de la Côte d'Ivoire: Cas du département de Divo". *European Scientific Journal*, *ESJ*, 16 (12), pp.293-315,2020.
- [43] K. E. Ahoussi, Y. B. Koffi, A. M. Kouassi, G. Soro, N. Soro and J. Biémi, "Étude des caractéristiques chimiques et microbiologiques des ressources en eau du bassin versant du N'zi: cas de la commune de N'zianouan (Sud de la Côte d'Ivoire)", *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6 (4), pp. 1854-1873, 2012.
- [44] V. Bancé, A. Ouéda, I. Kaboré, H. Zerbo and B. G Kabré, "Ecological status of a newly impounded sub-saharan reservoir based on benthic macroinvertebrates community (Burkina Faso, West Africa)", *Journal of Ecology and The Natural Environment*, 13 (1), pp.1-10, 2021a.

- [45] V. Bancé, A. Ouéda, I. Kaboré, I. Ouédraogo, K. Mano, P. D. Weesie, G. B. Kabré, " Influence of micro-habitats on the distribution of macroinvertebrates in Burkina Faso (West Africa)", *International Journal of Aquatic Biology*, 9 (3), p.177-186, 2021b.
- [46] O. E. Edia, K. Y. Bony, K. F. Konan, A. Ouattara and G. Gourène, "Distribution of aquatic insects among four costal river habitats (Côte d'Ivoire, West-Africa)", *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, 2 (8), pp. 68-77, 2013.
- [47] A. I. Camara, D. Diomandé, G. Gourène, "Impacts des eaux usées et de ruissellement sur la biodiversité des macroinvertebrés de la rivière Banco (Parc National du Banco, Côte d'Ivoire)", *Science de la vie, de la terre et agronomie* 2 (1), 2014
- [48] M. B. Fekadu, S. Agembe, C. K. Kiptum and M. Mingist, "Impacts of anthropogenic activities on the benthic macroinvertebrate assemblages during the wet season in Kipsinende river, Kenya". *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22 (6), TRJFAS18410, 2022.
- [49] M. J. Feio, R. M. Hughes, S. R. Serra, S. J. Nichols, B. J. Kefford, M. Lintermans, R. Robinson, O.N. Odume, M. Callisto, D. R. Macedo J.S. Harding, A.G. Yates, W. Monk, K. Nakamura, T. Mori, M. Sueyosh, N. Mercado-Silva, K. Chen, M.J. Baek, Y.J. Bae, R.D. Tachamo-Sha, D.N. Shah, I. Campbel, N. Moya, F.O. Arimoro, U.N. Keke, T.M. Renato. C.B.M. Alves, P.S. Pompeu Sharma, S. "Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers", *Global Change Biology*, 29 (2), 355-374, 2023.
- [50] T. Mwedzi, N. Siziba, O. N. Odume, E. Nyamazana and I. Mabika, "Responses of macroinvertebrate community metrics to urban pollution in semi-arid catchments around the city of Bulawayo, Zimbabwe". *Water SA*, 46 (4), pp. 583-592, 2020.
- [51] G. Duque, D. E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua, "Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay) ". *Integrated environmental assessment and management*, 18 (3), pp.796-812, 2022.
- [52] M. Cabrera, M. V. Capparelli, C. Ñacato-Ch, G. M. Moulatlet, I. López-Heras, M. D. González, D. Alvear-S and A. Rico, "Effects of intensive agriculture and urbanization on water quality and pesticide risks in freshwater ecosystems of the Ecuadorian Amazon". *Chemosphere*, 337, 139286, 2023.