Document generated on 09/26/2020 12:30 a.m.

[VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement

Évaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques

Dieudonné Zirirane, Jean Jacques Bagalwa, M. Isumbisho, M. Mulengezi, I. Mukumba, M. Bora, J. M. Mucheso, A. Lukamba, G. Iragi, B. Irenge, F. Kibangu and R. Kamangala

Transition énergétique : contexte, enjeux et possibilités
Volume 14, Number 3, December 2014

URI: https://id.erudit.org/iderudit/1034951ar

See table of contents

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

Explore this journal

Cite this article

Zirirane, D., Bagalwa, J. J., Isumbisho, M., Mulengezi, M., Mukumba, I., Bora, M., Mucheso, J. M., Lukamba, A., Iragi, G., Irenge, B., Kibangu, F. & Kamangala, R. (2014). Évaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques. *[VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement*, *14* (3).

Article abstract

The environmental disturbances due to human activities increase in many countries and draw away various types of water pollutions. These pollutions are important and cause a serious regional and local problem in public health. In Bukavu and the surrounding areas, there are enough aquatic systems which shown signs of pollution resulting from human activities. In order to estimate the impact of human activities on the water quality within rivers, this study was carried out in the Kahuwa river, located in Bukavu, urban area, and Mpungwe river, located in rural area, so far at 20 Km of Bukavu. The physico-chemical and biological parameters from 7 sampling sites of both rivers (4 in the Kahuwa river and 3 in the Mpungwe river) was assessed in-situ and in the laboratory of the Lwiro Research Centre in Natural Sciences, Democratic Republic of Congo. According to the results obtained, Kahuwa river is more polluted than Mpungwe river during the period of this study. The physico-chemical parameters reach from upstream to downstream in both rivers Kahuwa and Mpungwe. The nutrients (phosphorus and nitrogen) increased in the sites which is intensively anthropogenic activities (Kibonge, Cheche and SNCC for the Kahuwa river and Murhesa factory for the Mpungwe river). The organic pollution is intensified by anthropogenic used. In general the physico-chemical water quality parameters show a significant difference ($p < 0,05$). The major sources of the high levels of nutrients are in general the waste dumping, the mechanical erosion of rocks and soil particles due to agriculture blocks, the septic hole, the domestic sewers and industrial effluents in the water bodies, which are not regulated. The taxanomic diversity presents fewer species in Kahuwa river (14) than Mpungwe river (31). The difference is significant between both rivers ($p < 0,001$) as regards species richness. The water quality was found to be the major factor contributing to the species richness of Kahuwa river and the impact of agriculture land use in the catchment on benthic macroinvertebrates distribution is significant. The several diversity (Shannon-Weaver, Hilsenhof, Simpson and Margalef Indices) and pollution biotic macroinvertebrates indices show variations of the population diversity between the samples sites and rivers. In order to reduce the organic materials loading from Kahuwa micro catchment and Lake Kivu, there is need of erosion prevention and sanitation program (VIP toilet).

Tous droits réservés © Université du Québec à Montréal et Éditions en environnement VertigO, 2014

This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

https://www.erudit.org/en/

Dieudonné Zirirane, Jean Jacques Bagalwa, M. Isumbisho, M. Mulengezi, I. Mukumba, M. Bora, J.M. Mucheso, A. Lukamba, G. Iragi, B. Irenge, F. Kibangu et R. Kamangala

Évaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques

Introduction

1 Durant les dernières décennies, la protection de l'environnement a reposé le plus souvent sur l'approche réglementaire. Aujourd'hui, grâce à une meilleure connaissance des milieux récepteurs, on constate que la capacité de ces milieux à recevoir des rejets de diverses origines (industrielle, municipale, agricole) doit aussi être prise en considération pour assurer une protection adéquate de l'environnement. La pollution limitée il y a encore quelques dizaines d'années aux régions fortement industrialisées, devient un problème mondial et nous concerne davantage (Micha et Noiset, 1982; Vicente, 2011).

2 Les perturbations environnementales dues aux activités anthropogéniques telles que l'agriculture, l'industrie et les besoins vitaux se multiplient dans de nombreuses régions du globe et entraînent diverses pollutions des eaux tant souterraines que superficielles (Malmqvist et Rudle, 2002; Bagalwa, 2006). Ces pollutions sont importantes et causent un grand problème régional et local de santé publique, car elles provoquent certaines maladies épidémiques véhiculées par les eaux continentales telles que le choléra, la fièvre typhoïde, le paludisme, la schistosomiase et la paratyphoïde (Labbo et al., 2003; Alhou, 2007). Des maladies épidémiques, en particulier celles véhiculées par les eaux continentales, sont signalées dans la plupart des pays en voie de développement où environ 1.7 milliard des personnes en souffrent chaque année, 50 % des décès infantiles étant enregistrés en Afrique (OMS, 1997; Warner, 1998; UNESCO, 2005).

3 Dans ce sens, les eaux courantes constituent l'écosystème le plus pollué sur la planète (Benetti, 2012), comme elles sont le centre d'intérêt pour les activités de l'homme. Elles sont grandement exploitées pour des approvisionnements en eau tels que l'irrigation, le courant électrique et les broyeurs d'ordures (Malmqvist et Rundle, 2000). Les milieux aquatiques en particulier sont actuellement le déversoir de presque tous les restes des déchets des activités humaines et pourtant l'homme à besoin de l'eau pour ses activités quotidiennes. Ces déchets et autres polluants sont à la base des pollutions observées dans les eaux courantes. Ces pollutions sont importantes et sont causées notamment par les eaux usées, les rejets des matières organiques solides, les déjections humaines et animales et l'usage des produits chimiques ainsi que des plantes toxiques (Drapeau et Jankovic, 1977).

4 L'apport des effluents en milieu aquatique peut profondément modifier la physico-chimie du milieu récepteur (Mokoya et al., 2004; Piyankafage et al., 2004). Ces modifications sont fortement liées au régime hydrologique des cours d'eau (Malavoi et Souchon, 1992; Mwashote et al., 2005; Shomar et al., 2005). L'étude de l'impact de ces apports sur le milieu récepteur se fait à travers des approches multiples liées à la complexité des écosystèmes aquatiques (Mathooko et al., 2001; Ndaruga et al., 2004; Smolders et al., 2004; Younes-Baraille et al., 2005; Vanden Bossche et Usseglio-Polatera, 2005). Toutes ces approches présentent des limites et sont par conséquent complémentaires; d'où l'intérêt de les utiliser conjointement pour pallier à certains inconvénients. Les méthodes d'évaluation de la qualité des eaux de la rivière peuvent être physico-chimiques, biologiques ou microbiologiques. Les méthodes physico-chimiques indiquent les causes de la perturbation relevée au moment des prélèvements. Ces dernières sont souvent ponctuelles dans le temps et peuvent donc

être faites avant ou après un rejet. Mais, la physico-chimie ne permet pas d'en prédire les effets et se révèle toujours incomplète au vu du nombre de polluants présents dans les rejets (Kosmala, 1998). Les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité biologique des écosystèmes biotiques peuvent être évaluées par l'étude des macroinvertébrés benthiques, considérés comme de bons indicateurs des conditions écologiques des milieux aquatiques. Il existe cependant dans les milieux aquatiques d'autres bio-indicateurs appartenant à plusieurs types d'organismes tels que les diatomées, les poissons, les bactéries, etc. Les méthodes bactériologiques (microbiologiques) d'évaluation de la qualité des eaux par les bactéries, des virus pathogènes entraînent une contamination qui dépasse le nombre de la salubrité admise (Charbonneaux et al., 1978). Cette règle est particulièrement stricte si l'eau doit être utilisée pour l'alimentation dans l'industrie alimentaire. Elle doit être dans ce cas épargnée des germes pathogènes pour l'homme comme les Escherichia coli et Streptococus spp. Ces germes sont à la base des différentes maladies infectieuses chez l'homme (Bremond et al., 1988).

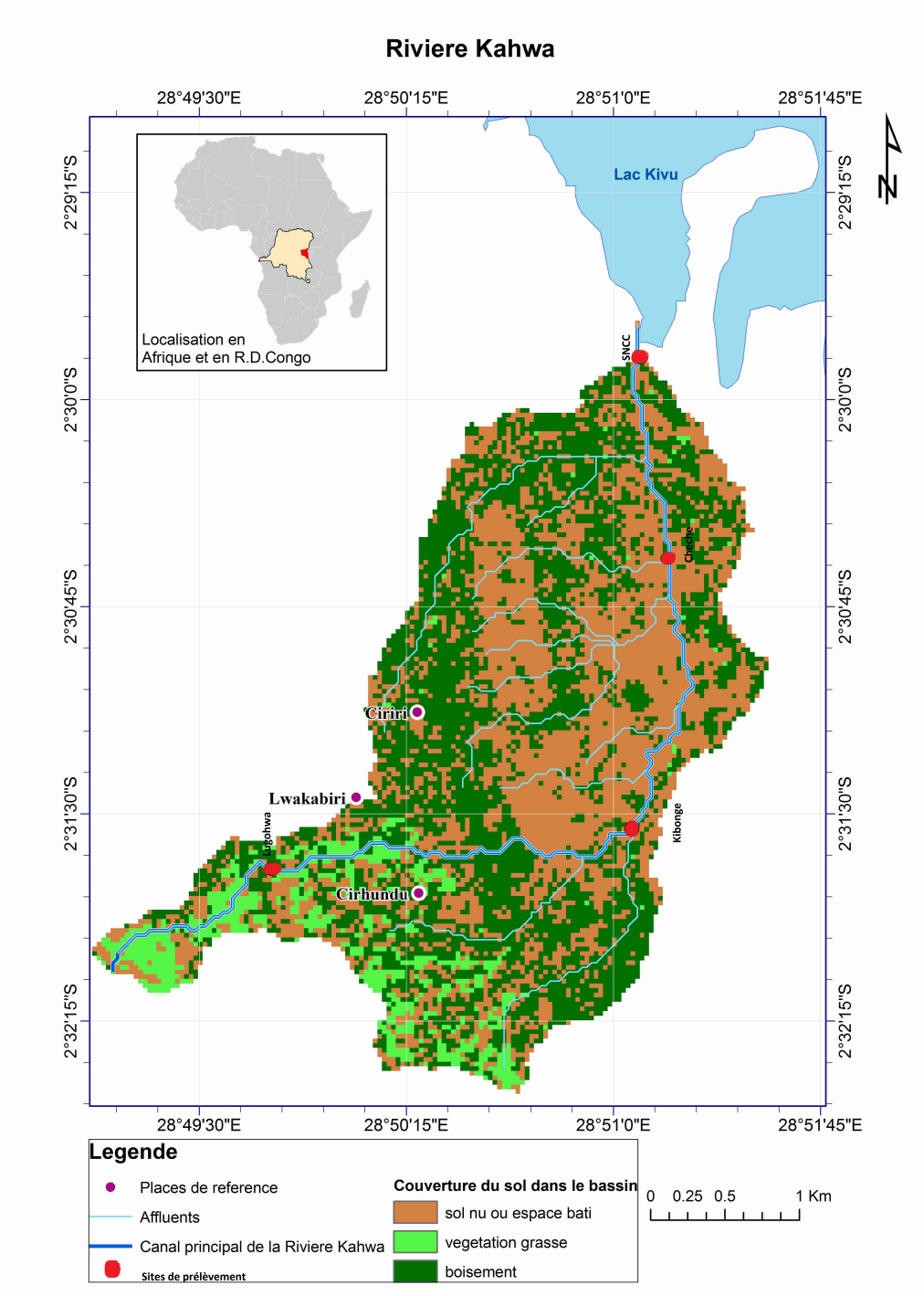
5 A Bukavu et ses environs, il y a suffisamment des systèmes aquatiques qui présentent des signes de pollution résultant des activités humaines (Bagalwa, 2005). Les rivières Kahuwa et Mpungwe charrient une grande quantité des déchets domestiques, agricoles et des déversements des eaux usées et fosses septiques provenant des habitations et des champs aux alentours de leur lit dans le Lac Kivu. L'objectif de cette étude réalisée durant trois mois est double : d'une part d'inventorier les macroinvertébrés des deux rivières Kahuwa et Mpungwe et de comparer la qualité de leurs eaux par l'utilisation des indices de diversité. D'autre part, évaluer la qualité de ses eaux par l'indice biotique en classant les macroinvertébrés selon leur tolérance face à la pollution par comparaison avec la tolérance observée dans les études réalisées en Afrique du Sud (Dallas, 2004a,b; Ollis et al., 2006).

Approche méthodologique

Milieu d'étude

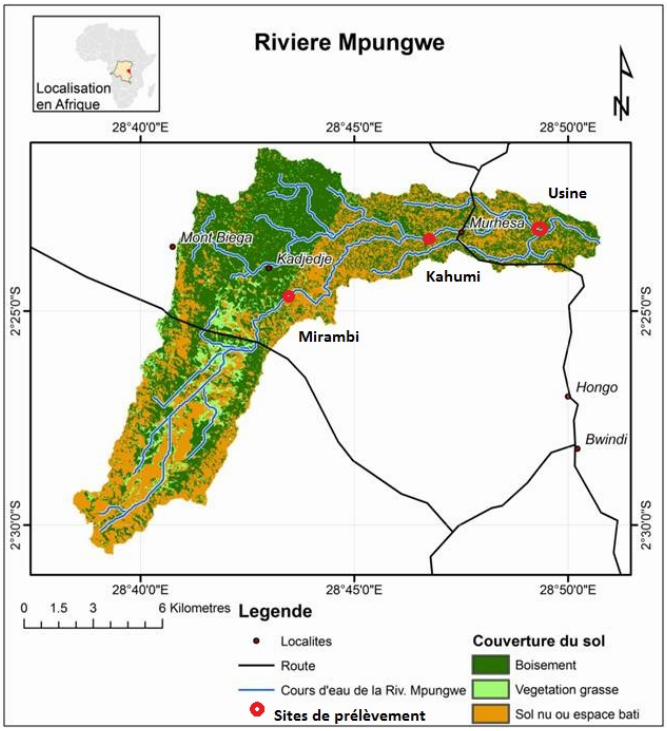
6 La rivière Kahuwa est l'une des rivières du bassin versant du flanc sud-ouest de Bukavu en République Démocratique du Congo. Elle est localisée entre les latitudes 2°29' – 2°33'S, les longitudes 28°48' – 28°52'E, et les altitudes entre 1500 – 2194 m. La surface du bassin versant est de 11 Km^2 (Muvundja et al., 2009) et est limitée au nord par le Lac Kivu, à l'ouest par la rivière Tshula et à l'Est par la rivière Ruzizi. Les précipitations annuelles les plus faibles atteignent 1000 mm et les plus forts 1700 mm (Chamaa et al., 1991). La rivière Kahuwa coule dans un centre commercial collectant les eaux des ruissellements dans les zones moyennement et plus peuplées (Figure 1). Elle passe également dans la zone industrielle de Bukavu avant de se jeter dans le Lac Kivu. La rivière Kahuwa est longue de 18.5 km à partir de sa source à Kabare (Muvundja et al., 2009). Sa profondeur atteint 5 m durant les crues à cause des fortes précipitations de la saison pluvieuse. Le débit moyen de la rivière Kahuwa est de 0,27 m^3/s; le maximum et le minimum sont respectivement de 0,16 – 0,62 m^3/s (Muvundja et al., 2009). Les stations de prélèvement d'échantillons ont été choisies en fonction des différentes activités le long de la rivière (amont, milieu et aval) qui peuvent affecter la situation de la qualité des eaux de la rivière.

Figure 1. Bassin versant de la rivière Kahuwa, localisation des sites de prélèvement et utilisation des terres.



7 La rivière Mpungwe est située en territoire de Kabare plus précisément à Murhesa. Elle prend sa source à plus de 2000 m d'altitude dans la forêt de Kahuzi, coule dans une région cultivée et déboisée pour se déverser dans le Lac Kivu à 1460 m d'altitude. La superficie de son bassin versant est de 28,1 Km^2, la longueur du cours d'eau de la source à l'embouchure est estimée à 15,7 km, sa profondeur moyenne est de 26,3 cm au niveau de Murhesa et sa largeur de 6 m. Son débit varie entre 0,37 à 5,81 m^3/s (Muvundja et al., 2009). Le climat de cette région est du type tropical humide à saison sèche qui s'étend de mai à août. La température moyenne annuelle est de 20°C. Les précipitations sont supérieures à 1500 mm toute l'année sauf pendant la saison sèche où elle tombe jusqu'à des valeurs minimales (Baluku et Bagalwa, 1997). Cette rivière traverse des zones cultivées avec des pentes raides et se jette dans le Lac Kivu vers Birava (Figure 2). Une partie de la rivière alimente un mini central hydroélectrique à Murhesa.

Figure 2. Bassin versant de la rivière Mpungwe, localisation des sites de prélèvement et utilisation des terres.



8 Ces sources diffuses de pollution rencontrées dans nos stations étaient principalement les activités agricoles, les décharges de déchets ménagés et assimilés, les effluents des industries, les effluents des fosses septiques et les eaux des ruissellements provenant de la chaussée de la ville. Le choix des stations de prélèvement permet autant que possible de mettre en évidence l'impact des activités anthropogéniques sur les caractéristiques physico-chimiques des eaux de ces rivières. Ainsi, 4 stations de prélèvement ont été choisies pour la rivière Kahuwa et 3 stations pour la rivière Mpungwe aux endroits où se trouvent la plupart des sources de pollution et les stations de référence se trouvant en amont de chaque rivière. Les caractéristiques de ces stations sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Caractéristiques des sites des rivières Kahuwa et Mpungwe.

Rivière	Station	Coordonnées géographiques			Substrat
		Altitude	Latitude	Longitude	
Kahuwa	Lugohwa	1873	02° 31,634' S	28° 50,019' E	Vaseux
	Kibonge	1583	02° 31,431' S	28° 51,137' E	Pierreux
	Cheche	1479	02° 30,204' S	28° 51,134' E	Rocheux*
	SNCC	1473	02° 29,981' S	28° 51, 112' E	Pierreux
Mpungwe	Miramba	1675	02° 23,158' S	28° 46, 973' E	Boue et Rocheux
	Kahumi	1591	02° 23,067' S	28° 47, 240' E	Boue et Rocheux
	Usine Murhesa	1479	02° 30,204' S	28° 51,134' E	Sablonneux

Légende : * Site bétonneux

Prélèvement et analyse des échantillons d'eau

9 Les échantillons d'eau ont été prélevés le même jour dans les 2 rivières Kahuwa et Mpungwe entre 7 h et 10 h. La température, la conductivité et le pH ont été mesurés in situ avec un conductimètre HACH portable et un pH GPH 014 Greisinger. L'oxygène dissous a été fixé sur le terrain suivant la méthode iodométrique de Winkler (Golterman et al., 1978; APHA, 1989). Les échantillons d'eau pour les analyses d'autres paramètres physico-chimiques ont été transportés immédiatement au laboratoire du Centre de recherche en sciences naturelles de Lwiro et gardés au frigo avant les analyses. Les analyses chimiques réalisées sont : la

DCO, l'alcalinité, la DBO_5, MES et les nutriments. Les nutriments ont été analysés par la technique spectroscopique standard en utilisant un spectrophotomètre UV (Unico, 1200). Les échantillons étaient filtrés en utilisant du papier Whatman GF/F. Le phosphore total et l'azote total ont été dosés au départ des échantillons non filtrés après digestion par le persulfate dans l'autoclave après une heure à 120 °C. Le phosphore soluble réactif a été déterminé en utilisant la méthode de bleu du molybdate. L'ammonium (NH_4^+) a été dosé par la méthode colorimétrique et bleue de phénol tandis que les nitrates (NO_3^-) l'ont été par la méthode colorimétrique après réduction au Zinc (Wetzel et Likens, 2001). La DBO_5 a été mesurée comme une diminution en oxygène dissous après incubation à 20 °C en 5 jours. L'alcalinité totale a été mesurée par titrage avec le H_2SO_4 0,1 N, les MES estimées par filtration dans 1 litre d'eau sur papier filtre Whatman nº 1 qui a été séché auparavant à 100 °C à l'étuve et pesée avant filtration et reposée après séchage (Golterman et al., 1978; APHA, 1989).

Récolte des macroinvertébrés

10 Les Macroinvertébrés ont été prélevés dans 7 stations de ces deux rivières, en 3 campagnes entre octobre 2011 et janvier 2012, période pendant laquelle les diverses activités reprennent (agriculture et transport des déchets par le ruissellement dans les rivières) le long des cours d'eau et aussi la possibilité de prélèvement d'échantillons à toutes les stations choisies. La récolte des macro-invertébrés était réalisée à l'aide d'un filet troubleau de dimension 30 cm x 30 cm muni d'un filet conique de 400 μm de vide de maille. Selon le but poursuivi par cette étude, la période d'échantillonnage est privilégiée pour refléter toutes les conditions qui ont trait à la pollution et richesse taxonomique comme signalée par Jones et al., (2005). Pour chaque station d'études, 20 traits d'épuisette sont effectués pour récolter les spécimens présents aux différents microhabitats répertoriés selon qu'il s'agisse des fonds érodés ou durs (roches fixées, roches déplaçables, macrophytes…) ou des fonds meublés (sable, vase et limon) (Foto et al., 2010). Les organismes ainsi récoltés ont été fixés à l'alcool 60 %. Au laboratoire, les spécimens ont été identifiés et comptés. La totalité des Macroinvertébrés a été déterminée sous une loupe binoculaire de marque Wild M5 (40x40) jusqu'au rang des espèces à l'aide des clés et ouvrages d'identification proposés parPennak (1953); Tachet et Noiset (1980); Micha et Noiset (1982).

Traitement et Analyse des données

11 La méthode d'indice biotique a été basée sur la récolte des macroinvertébrés benthiques soumis aux fluctuations de la qualité physicochimique de l'eau. Le tableau mis au point par Tuffery et Verneaux (1967) permet de calculer cet indice biotique de pollution des macro-invertébrés par le recoupement de la colonne verticale et la rangée horizontale pour ainsi déterminer la pollution de l'eau. Son principe stipule qu'une eau pure a l'indice le plus élève '10' tandis que l'eau la plus polluée, l'indice plus bas '0' (Armitage et al., 1983). Ces organismes ont des exigences spécifiques en termes de conditions physicochimiques. La présence des plusieurs familles avec plusieurs organismes tolérants est souvent indicatrice des eaux polluées (Hynes, 1960).

12 Pour chaque station de prélèvement, le nombre de taxons et le nombre d'individus ont été déterminés. L'indice de Shannon a été calculé selon la formule :

$$H = -\sum pi \, Log2 \, (pi \qquad)$$

13 où pi est la proportion d'individus dans la nième espèce et Log2 (pi) est le logarithme de base 2 de pi.

14 La Richesse spécifique S est représentée par le nombre total ou moyen d'espèces recensées par unité de surface.

15 S = nombre d'espèces de la zone d'étude

16 Cet indice S peut être utilisé pour analyser la structure taxonomique du peuplement. Il mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Pour un échantillon infini, l'indice est donné par :

$$\lambda = \sum_{i=1}^{s} Pi^2$$

Pour un échantillon fini :

$$L = \sum [ni(ni-1)]/[N(N-1)]$$

Où :

p_i = proportion des individus dans l'espèce i

n_i = nombre d'individus dans l'espèce i

N = nombre total d'individus.

L'indice est inversement proportionnel à la diversité.

L'analyse des données des Macroinvertébrés benthiques a été faite grâce à des méthodes avec variables simples et multivariées en utilisant les logiciels Statview 5.0, et le logiciel Past. Le suivi de l'évolution spatiotemporelle de la structure démographique des peuplements de Macroinvertébrés a été effectué à l'aide des métriques tels la richesse spécifique, la diversité spécifique, le diagramme rang-fréquence. La tolérance à la pollution a été appréciée par l'application de l'indice Hilsenhoff qui tient compte des gammes de tolérance attribuées à chaque organisme composant la communauté (Foto et al., 2011).

Résultats et discussion

Paramètres physico-chimiques des rivières Kahuwa et Mpungwe

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et leurs écarts types mesurés durant la période d'étude sont présentés dans le tableau 2.

Tableau2. Caractéristiques physico-chimiques de 2 rivières Kahuwa et Mpungwe

Paramètre physico-chimique	Rivière Kahuwa				Rivière Mpungwe		
	Site A	Site B	Site C	Site D	Site A	Site B	Site C
Température (°C)	17,5±0,4	20,7±2,89	22,23±1,80	23,20±1,51	19,65±1,2	18,90±2,00	19,77±0,91
Conductivité (µS/cm)	97, 7±0,0	290±0,0	750±0,0	723±0,0	-	66,10±0,00	71,10±0,0
Oxygène dissous (mg/l)	5,80±0,65	3,01±0,75	2,52±1,91	1,92±1,89	10,46±1,08	8,94±1,40	5,47±1,93
$DB0_5$ (mg/l)	2,41±1,02	2,60±2,52	2,52±1,91	1,87±1,90	4,84±3,26	4,13±2,74	1,46±1,84
pH	6,89±0,32	6,77±0,58	6,95±0,03	6,97±0,35	7,01±0,01	6,96±0,19	7,35±0,47
Alcalinité (µmole/l)	6,00±3,61	10,0±1,73	27,5±3,54	23,33±3,51	6,50±4,95	6,33±3,21	5,00±3,61
Phosphore total (µmole/l)	1,59±1,05	2,32±0,73	3,81±2,06	4,78±1,88	0,42±0,32	0,26±0,21	0,28±0,26
Phosphore Soluble (µmole/l)	1,38±0,79	1,10±1,33	3,09±1,83	4,25±1,91	0,31±0,23	0,15±0,17	0,18±0,18
Azote total (µmole/l)	10,68±5,17	28,90±12,09	117,05±160,18	100,6±117,1	21,46±1,82	26,19±4,65	116,65±19,21
NH_4^+ (µmole/l)	1,47±1,18	3,49±2,65	17,88±10,55	19,16±14,31	3,37±1,80	1,40±0,65	2,00±1,54
NO_3^- (µmole/l)	6,28±5,50	8,74±5,03	11,759±15,737	12,72±17,69	15,21±7,44	16,30±22,46	84,2±12,20
MES (g/)l	0,35±0,32	0,69±0,72	0.48±0,19	0,69±0,21	0,32±0,23	0,32±0,14	0,29±0,25

Les variations de l'amont à l'aval sont observables. L'oxygène varie de l'amont en aval de 6 à 2 mg/L dans la rivière Kahuwa et de 10 à 5 mg/l dans la rivière Mpungwe. La rivière Mpungwe est plus oxygénée que la rivière Kahuwa. La conductivité augmente de l'amont en aval. La rivière Mpungwe montre une conductivité faible par rapport à la rivière Kahuwa.

Cette conductivité est inférieure à 1000 µS/cm qui exprime les eaux douces (Vhevha et al., 2000). La conductivité dans la rivière Kahuwa est très élevée par rapport à celle de Mpungwe suite probablement aux apports extérieurs des activités anthropogéniques entreprises le long de la rivière Kahuwa. En effet, les activités anthropogéniques réalisées à côté des cours d'eau influencent largement la conductivité des eaux des rivières (Victor et Onomivbori, 1996). Le pH des eaux dans les deux rivières avoisine 7. Cette valeur de pH de ces deux cours d'eau est probablement due à la roche mère que ces eaux traversent. En effet, les eaux des rivières Mpungwe et Kahuwa proviennent des sols volcaniques issus du Rift Albertin où les activités volcaniques et tectoniques sont récentes (Mbaluku, 1987; Haberyan et Hecky, 1987; Meybeck et Helmer, 1989 ; Bagalwa, 2005 ; Bagalwa and Kubuya, 2009).

27 Le DBO_5 varie d'un site à l'autre et exprime la quantité de pollution organique dans le système aquatique. Il est moins de 6 mg/l, valeur recommandée par les normes établies par APHA (1997). Mais ces valeurs sont plus faibles en général dans la rivière Kahuwa que dans la rivière Mpungwe dans tous les sites sauf dans le site C de la rivière Mpungwe où le DBO_5 diminue dans le même ordre que la rivière Kahuwa. Ces données sont similaires aux résultats rapportés dans d'autres rivières de notre région d'étude (Bagalwa, 2006). Mais par contre, dans d'autres régions d'Afrique (Zimbabwe et Nigeria) où les activités anthropogéniques sont intenses, les concentrations de ces paramètres sont très élevées (Victor et Onomivbori, 1996; Vhevha et al., 2000). L'alcalinité est supérieure dans la rivière Kahuwa que dans la rivière Mpungwe. Elle indique un type de sol et de roches que l'eau traverse, mais aussi la nature des polluants entrant dans la rivière (Bagalwa, 2006). Dans la rivière Mpungwe, l'alcalinité est inférieure et entre dans la classification de Kilham (1990). Ces eaux montrent que les apports extérieurs dus aux activités anthropogéniques sont réduits. Mais, plusieurs facteurs contribuent à la variation de l'alcalinité comme la géologie, la variation naturelle du sol, les décharges des rivières, les activités anthropogéniques et les conditions climatiques (Meybeck et Helmer, 1989 ; Kilham, 1990).

28 Les concentrations des nutriments (P et N) sont non négligeables. La concentration de phosphore augmente d'amont en aval, ce taux en phosphore montre que les rivières ont des apports externes venant probablement des activités anthropogéniques et le lessivage des terres dû à l'érosion dans les montagnes. Pour la rivière Kahuwa, les concentrations en phosphore sont très élevées dans les sites où les activités anthropogéniques sont intenses (Kibonge, Cheche et SNCC). Ces concentrations montrent bien que la pollution organique est intensifiée par les apports anthropogéniques. En général, la différence des concentrations des paramètres physicochimiques dans les deux rivières est significative ($p < 0,05$). Les sources de ces nutriments sont généralement les effluents domestiques, les fosses septiques, les érosions provenant de l'agriculture, les rejets des industries et rejets des déchets divers qui ne sont pas réglementés. Cette situation prévaut dans plusieurs villes en Afrique où la réglementation n'est pas respectée ou n'existe pas (Cohen, 1991; Roest, 1992; Meybeck, 1996; Vandelanoote et al., 1996). Les variations des concentrations d'azote sont remarquables dans les sites d'étude. Cette concentration est parfois élevée à la moyenne due aux apports ponctuels le jour de prélèvement. En effet, il a été constaté que les prélèvements effectuent les jours de fortes pluies ont des concentrations élevées par rapport aux autres jours. Cette observation a été observée dans d'autres rivières de la région (Bagalwa et al., 2012).

29 Les matières en suspension sont en général supérieures en aval qu'en amont dans la rivière Kahuwa alors que dans la rivière Mpungwe, les matières en suspension diminuent en aval. Cette situation pour la rivière Mpungwe est probablement due à la présence des marais qui jouent le rôle de filtrant. Les matières en suspension dans la rivière Kahuwa auraient un impact négatif sur la qualité des eaux du Lac Kivu et même sur sa biodiversité et seraient la cause de la sédimentation actuellement observée dans le Lac Kivu. Cette augmentation des matières organiques dans la rivière Kahuwa est due aux activités anthropogéniques le long du cours d'eau et aux déchets domestiques jetés dans la rivière.

Peuplement des Macroinvertébrés

30 Les macroinvertébrés inventoriés dans les différents sites des rivières Kahuwa et Mpungwe sont présentés dans le tableau 3 en tenant compte de leur embranchement, classe, Ordre, Famille et espèce.

Tableau 3. Liste des macroinvertébrés en fonction des sites d'étude dans les 2 rivières.

Taxonomie	Rivière Kahuwa				Rivière Mpungwe		
	Site A	Site B	Site C	Site D	Site A	Site B	Site C
E. Arthropodes							
Cl. Insectes	-	-	-	-	+	-	-
O. Ephemeroptera	-	-	-	-	+	+	+
F. Baetidae	+	-	-	-	+	+	+
Caenis sp.	-	-	-	-	+	+	+
Baetis sp.							
F. Heptagenidae							
Rhithrogena sp.							
Iron humeralis							
O. Odonata F. Libellulidae	-	-	-	-	+	+	+
Tachopteryx thoreyi	-	-	-	-	+	+	+
F. Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	+
Coenagrion sp.	-	-	-	-	-	-	+
F. Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
F. Aeshnidae							
Aeschna sp.							
O. Dictyoptera							
F. Panesthiidae	+	-	-	-	-	-	-
Cryptocerus punctudatus							
O. Diptera							
F. Simulidae	-	-	-	-	+	+	+
Simulium venustum	+	-	-	+	-	+	-
F. Syrphidae	+	-	-	+	-	+	-
Tubifera transversus	-	-	-	-	+	-	+
F. Chironomiidae	-	+	-	+	-	+	-
Chironomus tentans	-	+	+	-	-	-	+
F. Ceratopopanidae	+	+	+	+	+	+	+
Palpomyia sp.	+	-	-	-	-	-	-
F. Tabanidae							

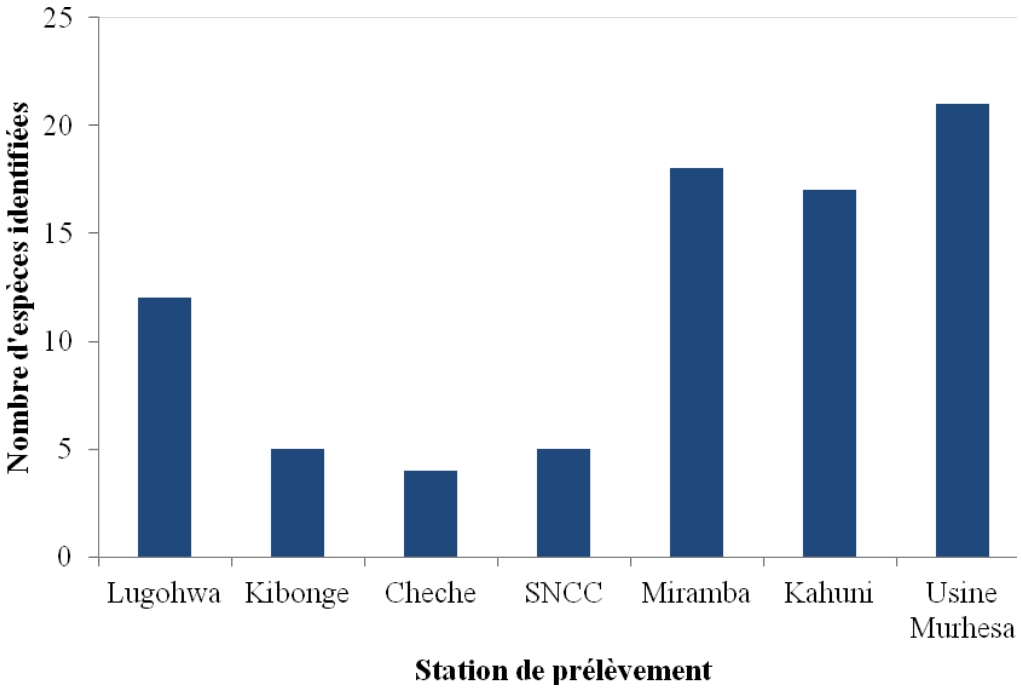
Chrysops sp.							
Tabanus atratus							
F. Psychodidae							
Psychoda sp.							
F. Tipulidae							
Tipula sp.							
O. Coléoptera F. Elmidae	-	-	-	-	+	+	+
Stenelmis lateralis	+	-	-	-	+	+	+
Phanocerus clavicornis	-	-	-	-	-	-	+
F. Gyrinidae	+	-	-	-	-	-	-
Gyrinus notatore	+	-	-	-	-	-	-
F. Bryopidae							
Helichus striatus							
F. Haliplidae							
Haliphus sp.							
O. Tricoptera							
F. Hydropyschidae	-	-	-	-	+	+	+
Hydropsche simulans	-	-	-	-	+	+	+
F. Lepidostomatidae	-	-	-	-	+	+	-
Lepidostoma sp.	-	-	-	-	+	-	-
F. Leptocenidae	-	-	-	-	-	-	+
Leptocella albida							
F. Calamoceratidae							
Goera calcarata							
F. Limnephilidae							
Pycnopsyche scobripennis							
O. Hemiptères F. Pleidae	-	-	-	-	-	+	-
Plea striola	-	-	-	-	-	-	+
F. Naucoridae	-	-	-	-	-	-	+
Pelocoris femoratus	-	-	-	-			+
F. Notonectidae							
Notonecta glauca							
F. Mesovelidae							

Mesovelia mulsanti							
Cl. Crustacés							
O. Isopodes	+	-	-	-	-	+	-
F. Asselidae	-	-	-	-	-	-	+
Assellus aquaticus							
O. Decapodes							
F. Potamidae							
Cl. Arachnides							
O. Areneae	-	-	-	-	+	-	+
F. Araneae							
Argyronecta aquatic							
E. Nematoda							
Cl. Phasmidia	+	-	-	-	-	-	-
O. Rhabditida							
F. Rhubditidae							
Rhubditis sp.							
E. Annelides							
Cl. Oligochètes	+	+	+	+	+	+	-
O. Lumbriculida							
F. Lumbriculidae							
Lumbriculus inconstans							
TOTAL	12	5	4	5	18	17	21

Légende : + : Présence de l'espèce; - : Absence de l'espèce.

31 Le nombre d'espèces varie d'un site à l'autre. Les sites de la rivière Kahuwa ont moins d'espèces (14) que les sites de la rivière Mpungwe (31). La différence est significative entre les deux rivières ($p < 0,001$) en ce qui concerne la richesse spécifique. Certaines espèces se trouvent seulement dans la rivière Mpungwe (cas d'espèce de l'ordre de tricoptera) et restent absentes dans la rivière Kahuwa (Figure 3). La rivière Kahuwa a une faible richesse spécifique comparativement aux rivières étudiées dans le bassin du Lac Kivu (Bagalwa et al., 2009; Bagalwa et Kubuya, 2009; Bagalwa et al., 2009; Ngera et al., 2009). Les plus faibles valeurs de richesse spécifique des macro-invertébrés sont dénombrées dans les sites de Kibonge, Cheche et SNCC. Ces 3 sites seraient globalement les plus perturbés. Cette faible richesse spécifique de la rivière Kahuwa serait due à la dégradation de la qualité des eaux comme déjà observée dans les facteurs physicochimiques. En effet, il a été remarqué que l'utilisation des terres dans le bassin versant avait un impact significatif sur la distribution des macroinvertébrés (Collier et Quinn, 2003).

Figure 3. Variation de la richesse spécifique dans les sites d'étude des rivières Kahuwa et Mpungwe

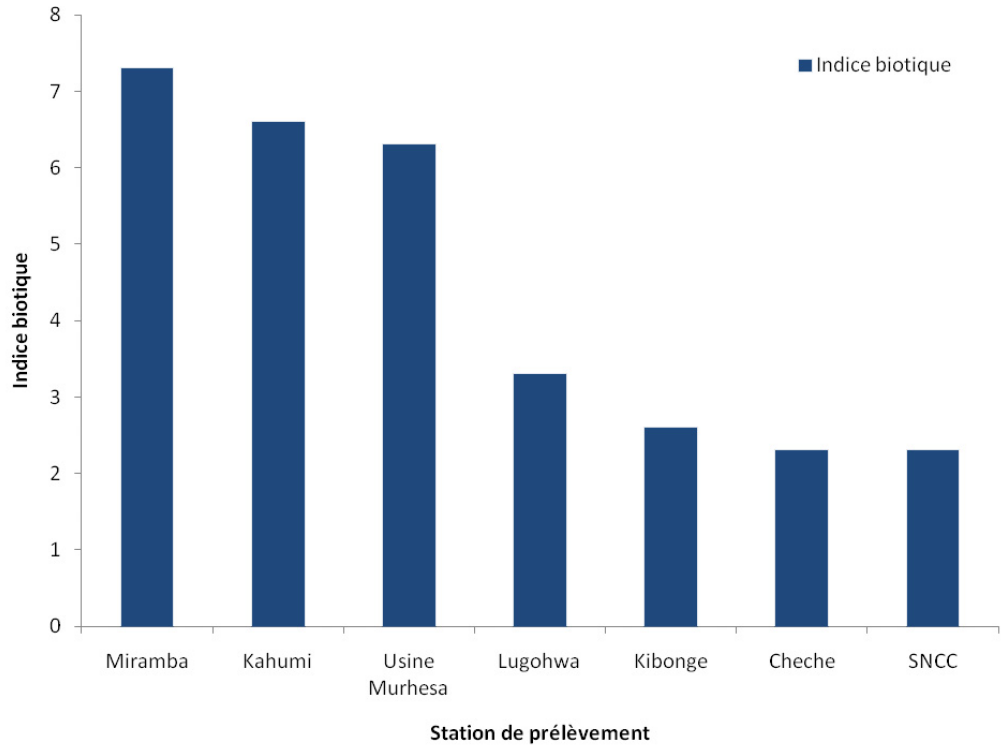


32 L'essentiel des macroinvertébrés dénombrés dans la rivière Kahuwa appartient à l'embranchement des Arthropodes (85,71 %), suivi des Annélides (7,14 %) et des Nématodes (7,14 %). Ainsi, sur les 11 prélèvements effectués dans la rivière Kahuwa, un total de 727 individus répartis dans 13 familles, 6 ordres, 4 classes ont été récoltés, identifiés et dénombrés. La rivière Mpungwe quant à elle présente 2 embranchements, les Arthropodes (96,7 %) et les Annélides (3,3 %). Sur les 8 prélèvements y effectués, un total de 1824 individus sont répartis dans 27 familles, 10 ordres, 4 classes. Comparant les effectifs dans les deux rivières, nous trouvons que la différence est significative entre les sites dans une rivière ($p < 0,001$).

33 Dans les sites de la rivière Mpungwe, les familles des Éphéméroptères et des Trichoptères sont abondantes par rapport aux autres familles et comparativement à la rivière Kahuwa où seul le site Lugohwa contient des Éphéméroptères (2 familles). Ce site est localisé en amont où les activités anthropogéniques sont réduites. En effet, ces espèces ne supportent pas les eaux polluées. Ce sont les espèces sensibles à la pollution et elles ne se retrouvent que dans le milieu où le taux d'oxygène est abondant (Micha et Noiset, 1982). Dans les sites où les activités anthropogéniques sont intensifiées, les espèces résistantes à la pollution sont présentes et prolifèrent; c'est le cas des espèces de l'ordre de Diptères comme la famille de chironomidae (Victor et Onomivbori, 1996). Ainsi, le petit nombre des espèces avec une abondance élevée et les autres avec une abondance faible est un signe de pollution des eaux (Moss, 1988; Victor et Onomivbori, 1996).

34 L'indice biotique calculé dans les deux rivières (Mpungwe et Kahuwa) durant la période d'étude (octobre 2011 à janvier 2012) est présenté dans la figure 4.

Figure 4. Indice biotique des rivières Mpugwe et Kahuwa durant la période d'étude (octobre 2011 à janvier 2012)



35 Au vu de ces deux figures, on constate qu'il y a une différence entre les périodes d'échantillonnage et aussi de deux rivières. Durant la période d'étude (octobre 2011 à janvier 2012), la rivière Mpungwe a été généralement non polluée suivant les indices calculés comparativement à la rivière Kahuwa. Quant à la rivière Kahuwa, elle est polluée de l'amont en aval. Mais les sites en aval sont plus pollués que ceux se trouvant en amont de la rivière. Cette situation mérite des études approfondies pour expliquer les causes de la non-colonisation des macroinvertébrés dans cette rivière. Néanmoins, cette situation a été déjà observée dans l'étude de l'impact de l'utilisation des terres sur la qualité des eaux de cette rivière (Bagalwa, 2005). Les rivières provenant des forêts sont généralement non polluées en amont, mais avec l'utilisation des terres et leur passage dans les zones habitées, elles deviennent polluées par les activités anthropogéniques. L'indice de Shannon et Weaver H'; l'indice de Hilsenhof, l'indice de Simpson et l'indice de Margalef nous ont permis de déterminer la diversité taxonomique ainsi que la tolérance à la pollution des macroinvertébrés identifiés dans les différents sites de prélèvements des rivières Mpungwe et Kahuwa. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4. Indices de diversité taxonomique calculés dans les rivières Kahuwa et Mpungwe.

Station	Indice Shannon-Weaver	Indice Hilsenhof	Indice de Simpson	Indice de Margalef
Lugohwa	0,523	7,941	0,174	2,274
Kibonge	1,225	7,333	0,628	1,259
Cheche	0,673	7,898	0,297	1,176
SNCC	1,417	6,644	0,673	1,595
Miramba	1,941	5,111	0,811	2,752
Kahumi	1,287	6,908	0,586	2,399
Usine Murhesa	1,989	4,665	0,802	3,505

36 Ces indices montrent qu'il y a une variation selon les sites de prélèvement. Cette variation est due probablement aux activités anthropogéniques réalisées dans les sites de prélèvement et le degré de pollution des sites. Cette observation a été aussi observée dans la rivière

Cirhanyobowa (Bagalwa et al., 2012). La comparaison de trois indices (l'indice biotique, l'indice de Shannon et Weaver H' et l'indice de Hilsenhof durant la période d'étude dans les deux rivières est présentée dans les figures 5 et 6.

Figure 5. Variation des indices de Shannon (a) et de Hilsenhof (b) dans les sites de prélèvement de la Rivière Kahuwa.

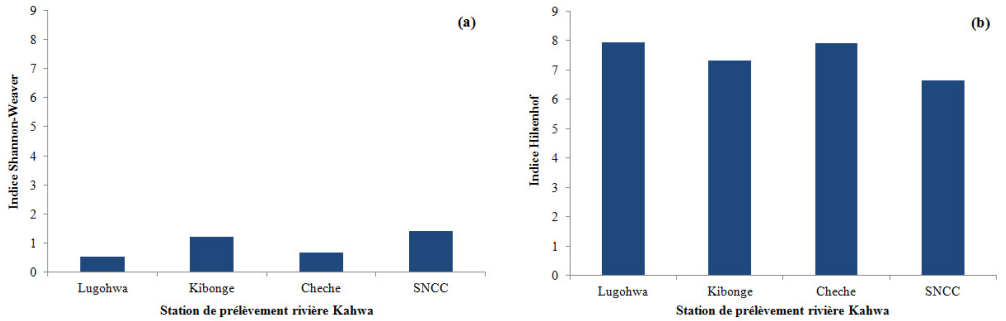
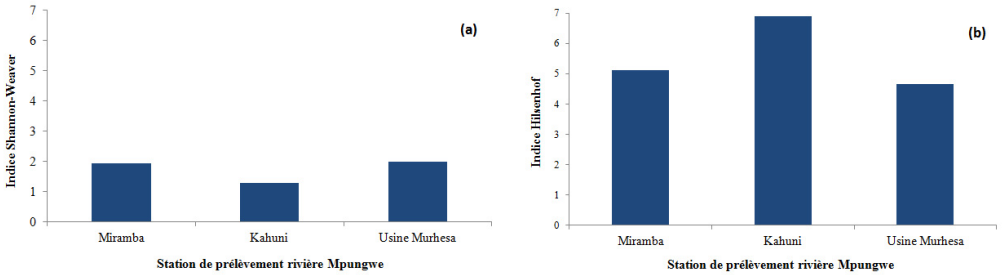
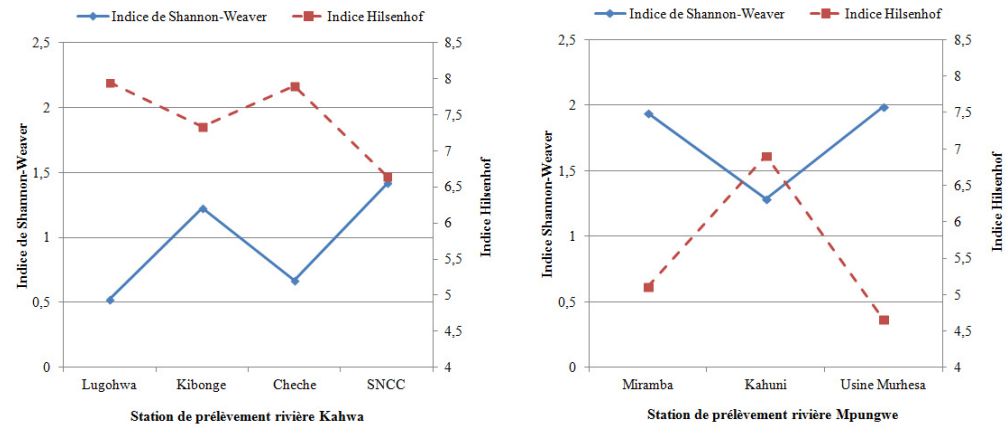


Figure 6. Variation des indices de Shannon (a) et de Hilsenhof (b) dans les sites de prélèvement de la Rivière Mpungwe.



37 De ces résultats, nous constatons que les indices varient d'un site à l'autre. Dans la rivière Kahuwa, l'indice de Shannon-Weaver augmente de l'amont en aval tandis que l'indice de Hilsenhoff, lui, descend dans le sens contraire pour remonter en aval. Par contre pour la rivière Mpungwe ces deux indices varient dans les sites en dents des scies.

Figure 7. Variation des indices de Shannon-Weaver et de Hilsenhoff dans les deux rivières.



38 Avec un habitat vaseux en amont expliquant la présence de Chironomidae, l'indice de Shannon-Weaver montre que les eaux de la rivière Kahuwa sont polluées en amont. Mais en ignorant cette espèce, le site est non pollué et la valeur de l'indice de Shannon-Weaver augmente jusqu'à 2,128. Cette pollution en aval serait due à l'apport des polluants provenant des activités anthropogéniques comme déjà évoquées plus haut. La différence entre les sites de prélèvement est non significative dans les deux rivières. Mais le t-test comparant l'indice de Shannon- Weaver dans les deux rivières montre une différence significative ($p < 0,0009$). Pour la rivière Mpungwe, les valeurs des indices varient considérablement durant la période de cultures suite probablement aux érosions des terres. La valeur de l'indice de Hilsenhoff

varie entre 4,6 et 6,9, montrant que les eaux de la rivière Mpungwe se situent entre les plages de qualité dite ‘mauvaise’ à ‘très bonne’ pendant la période de cette étude. Mais pour la rivière Kahuwa cet indice varie entre 6,6 à 7,9 qui montre des eaux de mauvaise qualité (Foto et al., 2011). Ces observations sont en concordance avec les paramètres physico-chimiques, l’indice de Shannon-Weaver, l’indice de Simpson et de Margalef.

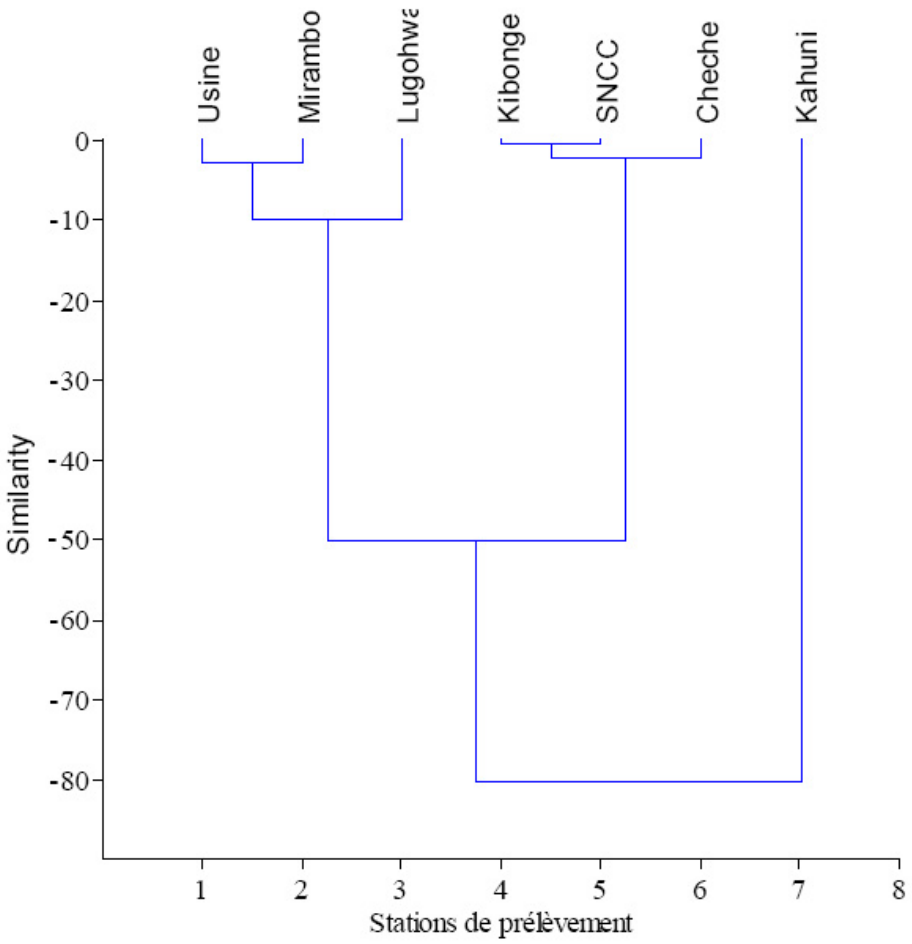
39 La corrélation de Matrix des indices calculés comme le montre le tableau 5 montre une corrélation significative.

Tableau 5. Corrélation de Matrix des indices d’évaluation de la qualité des eaux dans les rivières Kahuwa et Mpungwe.

	Taxa	Individuel	Dominance	Shannon	Hilsenhof	Simpson	Malgaret
Taxa	1						
Indivudual	0,783	1					
Dominance	-0,3339	-0,27	1				
Shannon	0,523	0,133	-0,969	1			
Hilsenhof	-0,672	-0,199	0,861	-0,959	1		
Simson	0,33	0,004	-1	0,97	-0,865	1	
Malgaret	0,976	0,641	-0,456	0,64	-0,789	0,452	1

40 En général, les indices de diversité calculés montrent une corrélation négative dans les sites de deux rivières. Le cluster des indices de diversité dans les 2 rivières est présenté sur la figure 8.

Figure 8. Dendrogramme des indices de diversités des rivières Mpungwe et Kahuwa.



41 Ce dendogramme montre que les sites d’échantillonnage des rivières Mpungwe et Kahuwa sont regroupés en 3 classes. La première classe est seule du site Kahumi qui montre une diversité des indices qui caractérise les eaux non polluées. La seconde classe est celle qui regroupe les sites de Miramba, de l’usine de Murhesa et de Lugohwa. Ces sites contiennent

des espèces tolérantes de la pollution organique. La dernière classe est seule qui regroupe le site pollué Cheche, SNCC et Kibonge.

42 En observant ces résultats, on constate qu'une auto-épuration a lieu avant le site Usine Murhesa où la rivière Mpungwe passe dans un marais. Ceci se confirme par une diminution des matières en suspension. Les matières en suspension sont nuisibles aux macroinvertébrés, car elles bloquent les branchies et entrainent la mort des macroinvertébrés (Lenat et Crawford, 1994). En effet, les travaux de nos prédécesseurs montrent que le marais est un véritable filtrant des eaux des rivières (Bagalwa, 2006). Dans les deux rivières prospectées dans cette étude, il n'y a pas des marais qui peuvent faire ce rôle. C'est ainsi que les sites demeurent pollués de l'amont en aval sans aucune auto-épuration. Les macroinvertébrés sont de bons indicateurs de la pollution des eaux passées. Ils donnent l'information sur la situation passée. Par contre les paramètres physico-chimiques renseignent sur la situation ponctuelle.

Conclusion

43 Cette étude utilise deux méthodes relativement simples pour analyser la pression des activités anthropogéniques sur la qualité des eaux des deux rivières tributaires du Lac Kivu (rivière Kahuwa dans la zone urbaine et rivière Mpungwe dans la zone rurale) durant la période d'octobre 2011 et janvier 2012. L'utilisation des analyses des paramètres physico-chimiques des eaux et la détermination des indices biotiques sont suffisantes pour caractériser l'état de pollution de ces deux rivières. La rivière Kahuwa traversant la zone urbaine très peuplée, est plus polluée comparativement à la rivière Mpungwe qui passe dans la zone rurale. Les activités anthropogéniques dans le bassin versant de la rivière Kahuwa sont à la base de cette pollution. Le déversement des déchets, des ruissèlements des eaux usées et des fosses septiques dans la rivière sont les sources de pollution de cette rivière. Dans la rivière Mpungwe, la source majeure de nutriment est l'agriculture qui cause le lessivage de terre. Des mesures de lutte antiérosive dans le bassin versant de la rivière Kahuwa et de mesures d'éco-sanitation (utilisation des toilettes VIP) sont recommandées pour diminuer la quantité des matières organiques apportées par la rivière Kahuwa dans le Lac Kivu.

Remerciements

44 Nous tenons à remercier la coordination du master en Sciences de l'environnement de l'Université Evangélique en Afrique pour leur appui apporté à l'équipe. Nos remerciements à l'équipe de chercheurs du département de biologie du Centre de recherche en sciences naturelles, République Démocratique du Congo.

Bibliographie

Alhou, B., 2007, Impact des rejets de la ville de Niamey (Niger) sur la qualité des eaux du fleuve Niger, Thèse de doctorat, Facultés Universitaires Notre-Dame de la paix Namur, Faculté des Sciences, Belgique, 199p.

American Public Health Association (APHA), 1989, Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th edition, Washington DC, USA, 1587 p.

Armitage, P.D., Moss, J.F. Wright et M.T. Furse, 1983, The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. Water Resource, 17, 3, pp. 333-347

Bagalwa, M., 2005, Environmental impact of land use change on water quality of inflowing tributaries of Lake Kivu, dans E.Odada, D Olago, W. Ochola, M. Ntiba, S. Wandiga N. Gichuki and H. Oyieke, 11th World Lakes Conference Nairobi, Proceedings, Vol 2, pp. 379-383

Bagalwa, M., 2006, The Impact of land use on water quality of the Lwiro River, Democratic Republic of Congo, Central Africa. African Journal of Aquatic science, 31 (1), pp. 137-143

Bagalwa, M. et B. Baluku, 1997, Distribution des mollusques hôtes intermédiaires des schistosomoses humains à Katana, Sud-Kivu, Est du Zaire, Médecine Tropicale 57, pp. 369-372

Bagalwa, M., B. Baluku et N. Mushayuma, 2009, Les macro-invertébrés du basin de Kalehe, Lac Kivu, République Démocratique du Congo. Numéro Special, CRSN- LWIRO, pp. 6-13

Bagalwa, M., Karume K., Bayongwa C., Ndahama N., Ndegeyi K., 2012, Land-use Effects on Cirhanyobowa River Water Quality in D.R. Congo. Greener Journal of Environment Management and Public Safety, Vol. 1, num 1, pp. 17-26

Bagalwa, M. et B. Kubuya, 2009, Study of water quality of a mountain Cirhanyobowa River, Eastern of Democratic Republic of Congo (Central Africa). Cahier du CERUKI, Numéro Special, CRSN- LWIRO, pp. 34 - 44

Bennetti, C. J., A. Perez-Bilbao et J. Garrido, 2012, Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters : 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts, Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse, Dr. Voudouris (Ed.), ISBN: 978-953-51-0508-4, InTech editor, pp. 95-122

Bremond, R. et R. Vuichard, 1968, Les paramètres de la qualité des eaux, Documentation Française, Paris, 179 p.

Chamaa, M.S., J.E.Bidon, P.Y. Boureau, 1981, Atlas de la ville de Bukavu, CERUKI ISP/Bukavu.

Charbonneau, J.P., 1978, Encyclopedie de l'écologie, Librairie, Larousse, Paris, 487p.

Dallas, H.F., 2004a, Seasonal variability of macroinvertebrate assemblages in two regions of South Africa: implications for aquatic bioassessment. African Journal of Aquatic Science **29**(2), pp. 173–184

Dallas, H.F., 2004 b, Spatial variability in macroinvertebrate assemblages : comparing regional and multivariate approaches for classifying reference sites in South Africa. African Journal of Aquatic Science **29**(2), pp. 161–171

Drapeau, J. et Jankovics, 1977, Manuel de microbiologie de l'environnement, OMS, Génèse, 251p.

Foto, M.S., S.H. Zehaze Togouet, N.L. Nyamsi Tchatcho et T. Nyiné, 2010, Macroinvertébrés bemthiques du cours d'eau Nga : essai de caractérisation d'un référentiel par des analyses biologiques, EuroJournals Publishing Inc. ISSN 1450-216X vol. 43 No.1, pp 96-106.

Foto, M.S., Zehaze Togouet S.H., Nyamsi Tchatcho N.L., Ajeagah Gideon A., Nyiné T., 2011, Evolution spatial de la diversité des peuplements de Macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau anthropisé en milieu Tropical (Cameroun), EuroJournals Publishing Inc. ISSN 1450-216X vol. 55 No. 2, pp. 291-300.

Golterman, H.L., R.S. Clymo, M.A.M. Ohnstad, 1978, Methods for physical and chemical analysis of fresh waters, Blackel scientific publication, London, 213 p.

Hynes, H.B.N., 1960, The biology of polluted waters. Liverpool, University Press.

Jones, C., K. M. Somers, K. Craig et T. B. Reynoldson, 2005, Ontario Benthos Biomonitoring Network Protocol Manual, Ontario, Ontario Ministry of Environment

Kilham, P., 1990, Mechanism controling the chemical composition of lakes and rivers : data from Africa, Limnology and Oceanography, 35, pp. 80-83

Kosmala, A., 1998, Evaluation écotoxicologique de l'impact des effluents de stations d'épuration sur les cours d'eau : intérêt d'une approche intégrée. Thèse de doctorat, Université de Metz, France, 189 p.

Labbo, R., J.-C. Ernould, A. Djinrilla, A. Sidiki et J.-P.Chippaux, 2003, Transmission de Schistosoma haematobium dans la ville de Niamey, Niger. Bulletin de la Société de Pathologie Exotique, 96, 3, pp. 178-182

Lenat, D.R. et J.K. Crawford, 1994, Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams, Hydrobiologia, 294, 3, pp. 185-199

Malavoi, J.-R. et Y. Souchon, 1992, Hydrologie et dynamique hydro écologique des cours d'eau; Revue des Sciences de l'Eau, 5, pp. 247-261

Malmqvist, B. et S. Rundle, 2000, Threats to the running water ecosystems of the world, Environmental conservation, 29, 2, pp. 134-153

Mathooko, J.-M., G. O. Morara et M. Leichtfried, 2001, The effect of different anthropogenic disturbances on benthic plant coarse particulate organic matter in a tropical Rift valley stream; Notes and records, African Journal of Ecology, 39, pp. 310-312

Meybeck, M. et R. Helme,1989, The quality of rivers: from Pristine Stage to global pollution. Palaeogeography, Palaeoclimatology, PalaeoEcology 75, pp. 283-309.

Meybeck, M., 1996, River water quality : Global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26, pp. 81- 96.

Micha, J.C. et J.L. Moiset, 1982, Évaluation biologique de la pollution de ruisseaux et rivières par les macro-invertébrés aquatiques, Probio Revue 5 num 1, 142 p.

Muvunja, F.A., N. Pasche, W.B.F.Bugenyi, M. Isumbisho, B. Muller, J.N.Namugize, P.Rinta, M. Schmid, R. Stierli et A. Wuest, 2009, Balancing nutrient inputs to Lake Kivu. Journal of Great Lakes Research 35, pp. 406-418

Moss, B., 1988, Ecology of Fresh waters, Man and Medium. Blackwell Science Ltd, Oxford, 417 p.

Mwashote, B. M., B. O. Ohowa et Wawiye, 2005, Spatial and temporal distribution of dissolved inorganic nutrients and phytoplankton in Mida Creek, Kenya. Wetlands Ecology and Management, 13, pp. 599-614

Ndaruga, A. M., G. G. Ndiritu, N. N. Gichuki et W. N. Wamicha, 2004, Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya, African Journal of Ecology 42, pp. 208-216

Olivier, L. et M. Scheiderman, 1956, Method for estimation of the density of aquatic snail population. Exp. Parasitol., 5, pp. 109-117

Ollis, D.J., H.F. Dallas, K.J. Esler et C. Boucher, 2006, Rapid bioassessment of the ecological integrity of river ecosystems using aquatic macroinvertebrates: review with a focus on South Africa. *African Journal of Aquatic Science* **31** (2), pp. 205-227

Organisation mondiale de la santé (OMS), 1997, World Health Organization Health and environment in sustainable development five years after the earth summit Geneva, pp. 19-133

Pennak, R.W.,1953, Fresh water invertebrate of the United State, the Ronald press company, New York, 769 p.

Piyankarage, S. C., A. P. Mallawatantri, Y. Matsuna et K. A. S. Pathiratne, 2004, Human impacts and the status of water quality in the Bundala RAMSAR wetland lagoon system in southern Sri Lanka, Wetlands Ecology and management 12, pp. 473-482

Shomar, B. H., G. Muller et A. Yahya, 2005, Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetland of Wadi Gaza, Gaza Strip. Wetlands Ecology and management 13, pp. 419-431

Smolders, R., L. Bervoets et R. Blust, 2004, In situ and laboratory bioessays to evaluate the impact of effluent discharges on receiving aquatic ecosystems, Environmental Pollution 132, pp. 231-243

Tachet, H. et J.L. Noiset, 1980, Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces, Paris, 148p.

Tuffery, G. et J. Verneaux, 1967, Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes, Indice biotique. Ann. Sc. Univ. Basoncon Zoll., 3, 79, 90p.

UNESCO, 2005, L'eau et la santé à l'occasion de la journée mondiale de la santé, Bulletin d'information du portail de l'eau de l'UNESCO. no 87, pp. 1-8

Vanden Bossche, J.P. et Usseglio-Polatera, 2005, Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities; Hydrobiologia, 551, pp. 253-271

Vandelannoote, A., H. Deelstra, F. Vyumvuhore, L. Bitetera et F. Ollevier, 1996, The impact of the River Ntahangwa, the most polluted Burundian tributary of Lake Tanganyika, on the water quality of the Lake. Hydrobiologia 328, pp. 175-187

Vhevha, I., J. Ndamba et S. Mtetwa, 2000, Changes in river water quality with increasing distance from site of wastewater use. WARFSA/WaterNet symposium: Sustainable use of water resources, Maputo, 9 p.

Vicente, J., M. F. Colmenarejo, E.Sánchez, A. Rubio, M. G. García, R. Borja et A. M. Jimenez, 2011, Evaluation of the water quality in the Guadarrama river at the section of Las Rozas-Madrid, Spain, Water and Environment Journal, 25, pp. 55–66

Victor, R et O. Onomivbori, 1996, The effect of urban perturbation on the benthic macroinvertebrates of a southern Nigeria stream, Perspectives in Tropical limnology, pp. 223-238

Wamer, D., 1998, Drinking water supply and environmental sanitation for health, Presented at the Intemational Conference of Water and Sustainab1e Development, Paris, Mar. 19-21, pp. 1-10

Wetzel, R.G. et G.E. Likens, 2001, Limnological analysis, Springer, 429 p.

Younes-Baraille, Y., X.F. Garcia et J. Gagneur, 2005, Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran streams. Compte Rendu Biologies, 328, pp. 963-976.

Pour citer cet article

Référence électronique

Dieudonné Zirirane, Jean Jacques Bagalwa, M. Isumbisho, M. Mulengezi, I. Mukumba, M. Bora, J.M. Mucheso, A. Lukamba, G. Iragi, B. Irenge, F. Kibangu et R. Kamangala, « Évaluation comparée de la pollution des rivières Kahuwa et Mpungwe par l'utilisation des macroinvertébrés benthiques », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 14 Numéro 3 | Décembre 2014, mis en ligne le 27 décembre 2014, consulté le 15 mai 2015. URL : http://vertigo.revues.org/15365 ; DOI : 10.4000/vertigo.15365

À propos des auteurs

Dieudonné Zirirane
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo, courriel : didoziriranе@gmail.com
Jean Jacques Bagalwa
Département de biologie, Centre de recherche en sciences naturelles, Lwiro, Bukavu, République Démocratique du Congo, courriel : mashibagalwa@yahoo.fr
M. Isumbisho
Institut supérieur de développement rural, Bukavu, République Démocratique du Congo
M. Mulengezi
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
I. Mukumba
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
M. Bora
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
J.M. Mucheso
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
A. Lukamba
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
G. Iragi
Département de Biologie, Centre de recherche en sciences naturelles, Lwiro, Bukavu, République Démocratique du Congo
B. Irenge
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
F. Kibangu
Université Évangélique en Afrique, Faculté d'agronomie et environnement, B.P. 3323 Bukavu, République Démocratique du Congo
R. Kamangala
Unité d'enseignement et de recherche en hydrobiologie appliquée (UERHA), Institut supérieur pédagogique, Bukavu, République Démocratique du Congo

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Les perturbations environnementales dues aux activités anthropogéniques se multiplient dans de nombreuses régions du globe et entraînent diverses pollutions des eaux. Ces pollutions sont importantes et causent un grand problème régional et local de santé publique. Dans la ville de Bukavu et ses environs, il y a suffisamment des systèmes aquatiques qui présentent des signes de pollution résultant des activités humaines. En vue d'estimer l'impact des activités

anthropogéniques sur l'environnement des rivières, cette étude a été menée sur les rivières Kahuwa, située en milieu urbain, la ville de Bukavu et Mpungwe, située en milieu rural, à 20 km de la même ville. Des analyses physico-chimiques et biologiques réalisées in situ et au laboratoire du Centre de recherche en sciences naturelles de Lwiro, République Démocratique du Congo dans 7 sites des deux rivières (4 dans la rivière Kahuwa et 3 dans la rivière Mpungwe). Les résultats obtenus ont montré que la rivière Kahuwa est plus polluée que la rivière Mpungwe durant la période d'étude. Les paramètres physico-chimiques étudiés varient de l'amont en aval dans les deux rivières. Les concentrations en nutriments (phosphore et azote) sont en générales très élevées dans les sites où les activités anthropogéniques sont intenses (Kibonge, Cheche et SNCC pour la rivière Kahuwa et Usine Murhesa pour la rivière Mpungwe). Ces concentrations montrent bien que la pollution organique est intensifiée par les apports anthropogéniques. En général, la différence des concentrations des paramètres physico-chimiques dans les deux rivières est significative ($p < 0,05$). Les sources de ces nutriments sont généralement les effluents domestiques, les fosses septiques, les érosions provenant de l'agriculture, les rejets des industries et rejets des déchets divers qui ne sont pas réglementés. Les sites de la rivière Kahuwa ont moins d'espèces (14) que les sites de la rivière Mpungwe (31). La différence est significative entre les deux rivières ($p < 0,001$) en ce qui concerne la richesse spécifique. Cette faible richesse spécifique de la rivière Kahuwa serait due à la dégradation de la qualité des eaux comme déjà observée dans les facteurs physico-chimiques. En effet, il a été remarqué que l'utilisation des terres dans le bassin versant avait un impact significatif sur la distribution des macroinvertébrés. L'indice de Shannon et Weaver H', l'indice biotique de pollution des macroinvertébrés l'indice de Hilsenhof, l'indice de Simpson et l'indice de Margalef montrent des variations entre les sites de prélèvement et les rivières. Des mesures de lutte antiérosive dans le bassin versant de la rivière Kahuwa et de mesures d'éco-sanitation (utilisation des toilettes VIP) sont recommandées pour diminuer la quantité des matières organiques apportées par la rivière Kahuwa dans le Lac Kivu.

The environmental disturbances due to human activities increase in many countries and draw away various types of water pollutions. These pollutions are important and cause a serious regional and local problem in public health. In Bukavu and the surrounding areas, there are enough aquatic systems which shown signs of pollution resulting from human activities. In order to estimate the impact of human activities on the water quality within rivers, this study was carried out in the Kahuwa river, located in Bukavu, urban area, and Mpungwe river, located in rural area, so far at 20 Km of Bukavu. The physico-chemical and biological parameters from 7 sampling sites of both rivers (4 in the Kahuwa river and 3 in the Mpungwe river) was assessed in-situ and in the laboratory of the Lwiro Research Centre in Natural Sciences, Democratic Republic of Congo. According to the results obtained, Kahuwa river is more polluted than Mpungwe river during the period of this study. The physico-chemical parameters reach from upstream to downstream in both rivers Kahuwa and Mpungwe. The nutrients (phosphorus and nitrogen) increased in the sites which is intensively anthropogenic activities (Kibonge, Cheche and SNCC for the Kahuwa river and Murhesa factory for the Mpungwe river). The organic pollution is intensified by anthropogenic used. In general the physico-chemical water quality parameters show a significant difference ($p <0,05$). The major sources of the high levels of nutrients are in general the waste dumping, the mechanical erosion of rocks and soil particles due to agriculture blocks, the septic hole, the domestic sewers and industrial effluents in the water bodies, which are not regulated. The taxanomic diversity presents fewer species in Kahuwa river (14) than Mpungwe river (31). The difference is significant between both rivers ($p <0,001$) as regards species richness. The water quality was found to be the major factor contributing to the species richness of Kahuwa river and the impact of agriculture land use in the catchment on benthic macroinvertebrates distribution is significant. The several diversity (Shannon-Weaver, Hilsenhof, Simpson and Maragelf Indices) and pollution biotic macroinvertebrates indices show variations of the population diversity between the samples sites and rivers. In order to reduce the organic materials loading

from Kahuwa micro catchment and Lake Kivu, there is need of erosion prevention and sanitation program (VIP toilet).

Entrées d'index

Mots-clés : évaluation, pollution, rivière, Kahuwa, Mpungwe, macroinvertébrés benthiques, République Démocratique du Congo
Keywords : evaluation, rivers, pollution, Kahuwa, Mpugwe, Benthic macroinvertebrates, Democratic Republic of Congo
Lieux d'étude : Afrique