

Influence De L'hétérogénéité Des Substrats Sur La Structure Des Peuplements De Macroinvertébrés Benthiques Dans La Rivière Lukunga (Kinshasa, RDC)

Nanette KAWESI LUKOKISA¹, Edouard SISA MBUNGU^{1,3*}, Evariste DIANGO KILEMBE², Jean-Claude KAMB TSHIJK¹

¹ Université Nationale Pédagogique (UPN), Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire d'Hydrobiologie et écologie, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

² Université Nationale Pédagogique (UPN), Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire d'écologie animale, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

³ Université Nationale Pédagogique (UPN), Centre de Recherches Interdisciplinaires de l'Université Nationale Pédagogique (UPN), Unité de Recherche Environnement, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

Auteur correspondant : Edouard SISA MBUNGU



Résumé : La présente étude analyse l'influence de l'hétérogénéité des substrats sur la structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans la rivière Lukunga, un cours d'eau urbain tropical de la ville de Kinshasa (RDC), durant la saison sèche de l'année 2024. Les paramètres physico-chimiques de l'eau, la composition et la distribution des substrats, ainsi que la répartition des macroinvertébrés benthiques ont été étudiés dans cinq stations. Les résultats montrent une relative homogénéité spatiale des paramètres physico-chimiques, sans différence significative entre les stations (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). En revanche, la distribution des macroinvertébrés benthiques varie significativement selon les types de substrats dans plusieurs stations ($p < 0,05$), traduisant une structuration des communautés à l'échelle du micro-habitat. Les substrats complexes associant sable, vase, matière organique et végétation émergente abritent des peuplements plus riches et plus abondants que les substrats simples dominés par le sable. Les analyses de similarité, ainsi que les analyses multivariées (ACP et CAH), confirment que la composition des communautés benthiques est principalement contrôlée par l'hétérogénéité des substrats plutôt que par les gradients physico-chimiques longitudinaux. Ces résultats soulignent l'importance de la diversité des habitats benthiques dans le fonctionnement écologique des rivières urbaines tropicales et mettent en évidence la pertinence des macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de la qualité des habitats.

Mots-clés : Macroinvertébrés benthiques ; substrats ; hétérogénéité des habitats ; rivière Lukunga ; RDC.

1. Introduction

Les écosystèmes lotiques constituent des milieux dynamiques dont la structure et le fonctionnement dépendent étroitement des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'habitat (Allan & Castillo, 2007 ; Wetzel, 2001). Parmi les composantes physiques, la nature et l'hétérogénéité des substrats jouent un rôle fondamental dans l'organisation des communautés aquatiques, en particulier celles des macroinvertébrés benthiques, qui occupent une position clé dans les réseaux trophiques et les processus biogéochimiques des cours d'eau (Cummins *et al.*, 2005 ; Merritt, Cummins & Berg, 2019).

Les macroinvertébrés benthiques sont largement utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité écologique des cours d'eau en raison de leur sensibilité variable aux perturbations environnementales, de leur relative sédentarité et de leur cycle de vie

suffisamment long pour intégrer les variations spatio-temporelles des conditions du milieu (Rosenberg & Resh, 1993 ; Bonada *et al.*, 2006 ; Kamb, 2018). Leur distribution et leur abondance sont fortement influencées par la composition du substrat, la disponibilité de la matière organique, la présence de la végétation aquatique ainsi que par les conditions hydrodynamiques (Minshall, 1984 ; Buss *et al.*, 2015).

L'hétérogénéité des substrats, définie comme la diversité et la complexité des éléments constitutifs du fond du cours d'eau (sable, vase, graviers, matière organique, végétation émergente), favorise généralement une plus grande diversité biologique en offrant une variété de micro-habitats et de niches écologiques (Downes *et al.*, 1998 ; Poff *et al.*, 1997). Les substrats fins, souvent enrichis en matière organique, sont associés à des groupes tolérants tels que les Chironomidae et les Oligochaeta, tandis que les substrats plus structurés et végétalisés peuvent héberger une faune plus diversifiée, incluant des taxons sensibles comme certains Ephemeroptera, Trichoptera et Odonata (Beisel *et al.*, 1998 ; Shahidi-Hakak *et al.*, 2021).

Dans les rivières urbaines tropicales, la relation entre substrats et macroinvertébrés benthiques est souvent altérée par les activités anthropiques, notamment l'urbanisation rapide, le rejet des eaux usées, l'érosion des sols, l'extraction de sable et la modification des berges (Paul & Meyer, 2001 ; Walsh *et al.*, 2005). Ces pressions entraînent une homogénéisation des habitats, une accumulation excessive de sédiments fins et de matière organique, ainsi qu'une dégradation globale de la qualité écologique des cours d'eau (Allan, 2004 ; Dudgeon *et al.*, 2006).

En Afrique centrale, et particulièrement en République Démocratique du Congo, les études portant sur les relations entre l'hétérogénéité des substrats et la structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques restent encore limitées, malgré l'importance écologique et socio-économique des cours d'eau urbains (Kamb, 2013 ; Sisa *et al.*, 2018). La rivière Lukunga, située dans la ville-province de Kinshasa, est soumise à de multiples pressions anthropiques liées à l'urbanisation, à l'agriculture périurbaine et aux activités domestiques, ce qui se traduit par une mosaïque de substrats allant du sable nu aux substrats complexes associant vase, matière organique et végétation émergente.

Dans ce contexte, la présente étude vise à analyser l'influence de l'hétérogénéité des substrats sur la structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans la rivière Lukunga. Plus spécifiquement, elle cherche à (i) caractériser les différents types de substrats présents dans la rivière, (ii) évaluer la distribution, la diversité et l'abondance des macroinvertébrés benthiques en fonction de ces substrats, et (iii) discuter le rôle de la complexité des habitats benthiques dans le maintien de la biodiversité et la qualité écologique de cette rivière tropicale urbaine. Les résultats de cette étude contribueront à améliorer les connaissances sur l'écologie des macroinvertébrés benthiques en milieu tropical urbain et fourniront des informations utiles pour la gestion et la restauration écologique des cours d'eau de Kinshasa.

2. Milieu d'étude

La présente étude a été menée dans la rivière Lukunga, située dans la ville-province de Kinshasa, capitale de la République Démocratique du Congo. La rivière Lukunga appartient au réseau hydrographique du bassin du fleuve Congo et traverse plusieurs zones urbaines et périurbaines soumises à une pression anthropique croissante liée à l'expansion démographique et à l'urbanisation rapide (Kamb, 2013 ; Sisa *et al.*, 2018).

Géographiquement, la rivière Lukunga s'écoule dans la partie sud-ouest de Kinshasa, en drainant des quartiers caractérisés par des activités domestiques, agricoles et commerciales. Elle reçoit de nombreux apports diffus provenant du ruissellement urbain, des rejets domestiques non traités et de l'érosion des sols, facteurs susceptibles d'influencer la qualité de l'eau et la structure des habitats benthiques (Kamb, 2018).

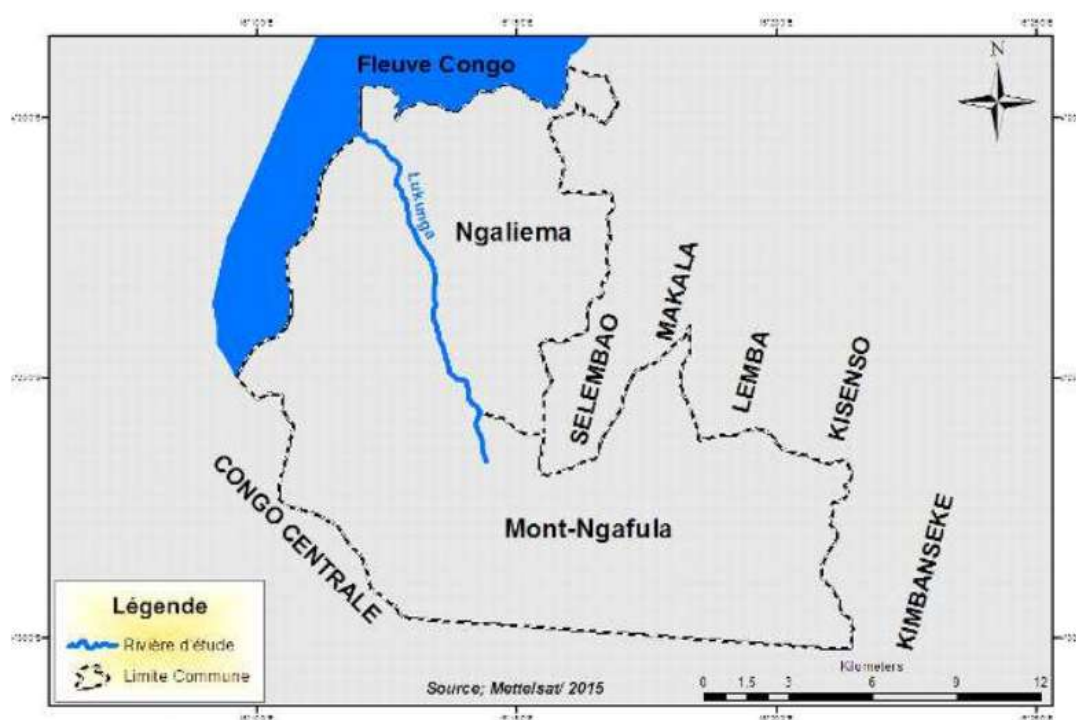


Figure 1. Bassin versant de la rivière Lukunga

3. Méthodes

3.1 Choix de stations et caractérisation hydrologique

Plusieurs stations d'échantillonnage ont été sélectionnées le long du cours de la rivière Lukunga, en amont, au niveau intermédiaire et en aval, de manière à couvrir un gradient de pressions anthropiques et de diversité d'habitats.

Le choix des stations a tenu compte :

- de l'accessibilité du site ;
- de la représentativité des principaux types de substrats ;
- de la présence ou non de végétation émergente ;
- et du degré de perturbation anthropique (rejets domestiques, agriculture, extraction de sable).

Chaque station a été géoréférencée à l'aide d'un GPS portable de marque Garmin Px60 afin de garantir la reproductibilité de l'étude.

L'hydrosystème étudié a été caractérisé du point de vue physique par la largeur moyenne du lit, la profondeur moyenne de la colonne d'eau et la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau.

Les mesures de la largeur moyenne du lit et de la profondeur moyenne de la colonne d'eau, seront effectuées dans chaque station à l'aide d'un mètre ruban de 20 m (précision 0,1 cm) et d'une règle plate de 1,5 m (précisions 0,1 cm).

La vitesse moyenne d'écoulement de l'eau dans chaque station sera estimée en laissant couler un flotteur en liège de 2 cm³ à la surface de l'eau et en estimant le temps écoulé par ce dernier pour parcourir une distance préalablement déterminée. Pour ce faire, l'expression suivante a été utilisée : $D = v \cdot t$. Où, D = distance (m), v=vitesse (m/s) et t = temps (sec).

3.2 Evaluation des paramètres physico-chimiques

3.2.1 Paramètres physiques

Cinq paramètres physiques seront prélevés *in-situ*, à cause de leur sensibilité aux conditions du milieu et leur susceptibilité à varier dans des proportions importantes de nature à influencer l'interprétation. Il s'agit de la température (°C), de la conductivité à 20°C (µS/cm), de la turbidité (UNT : Unité Néphélométrique de Turbidité), du potentiel redox (mV) et du pH.

La température, la conductivité, la turbidité, le potentiel redox et le pH seront mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètre de marque SISCO-WQT-7L.

3.2.2 Paramètres chimiques

L'oxygène dissous sera prélevé *in-situ* à l'aide d'une sonde oxymètre de marque Oxi 315i/7SET. Les autres paramètres chimiques de l'eau des rivières étudiées seront analysés au laboratoire du Commissariat Général à l'Energie Atomique (CGEA/CREN-K) à partir des échantillons d'eau prélevés.

Le spectrophotomètre HACH DR/2400 va permettre d'évaluer ces paramètres qui sont : l'ammonium (NH₄⁺ mg/L), le nitrite (NO₂⁻ mg/L), le nitrate (NO₃⁻ mg/L), les phosphates (PO₄³⁻ mg/L).

Pour permettre la lecture des résultats de l'analyse sur le spectrophotomètre, l'eau échantillonnée sera filtrée à l'aide des papiers filtres de marque StonyLab et de 50µm de diamètre des pores, les réactifs titrants respectifs seront ajoutés puis le Programme Hach (PH) de l'élément ou de l'ion à doser sera sélectionné.

La Demande Biologique en Oxygène (DBO₅) (mg/l) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) sera déterminée après incubation pendant 5 jours dans une enceinte thermostatée (Les conditions communément utilisées sont 5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air).

3.3. Plan d'étude et période d'échantillonnage

L'étude a été conduite dans la rivière Lukunga, située dans la ville-province de Kinshasa (République Démocratique du Congo), selon une approche descriptive et analytique, visant à évaluer l'influence de l'hétérogénéité des substrats sur la structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques. Les campagnes d'échantillonnage ont été réalisées au cours de la saison sèche compte tenu des caractéristiques hydrologiques de la région, afin de prendre en compte la stabilité des habitats et des communautés benthiques (Kamb, 2013 ; Sisa *et al.*, 2022).

3.4. Caractérisation des substrats benthiques

Dans chaque station, les substrats benthiques ont été identifiés et classés visuellement selon leur composition dominante, en s'inspirant des approches multihabitats recommandées en écologie lotique (Buss *et al.*, 2015).

Les principaux types de substrats considérés incluent :

- Sable (Sa) ;
- Sable + matière organique (Sa+MO) ;
- Sable + matière organique + végétation émergente (Sa+MO+VE) ;

- Sable + vase + matière organique + végétation émergente (Sa+Va+MO+VE).

Pour chaque station, le recouvrement relatif (%) de chaque type de substrat a été estimé visuellement sur une surface définie, permettant d'évaluer le degré d'hétérogénéité des habitats benthiques (Downes *et al.*, 1998).

3.4. Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques a été réalisé selon une méthode multihabitat, permettant de prendre en compte la diversité des substrats présents dans chaque station (Buss *et al.*, 2015).

Un échantillonneur de type Surber (surface de 0,09 m² ; maille de 500 µm) a été utilisé dans les zones peu profondes et à courant modéré. Pour chaque type de substrat identifié dans une station, plusieurs prélèvements répétés ont été effectués afin d'obtenir un échantillon représentatif de la communauté benthique.

Les organismes ont été décrochés du substrat par agitation manuelle sur une profondeur d'environ 10 cm, puis entraînés dans le filet du Surber. Les échantillons ont été conservés dans des flacons étiquetés contenant de l'eau du site selon les protocoles standards (Rosenberg & Resh, 1993).

3.5. Traitement et identification des macroinvertébrés

Au laboratoire, les échantillons ont été soumis au tri manuel à l'aide de pinces fines et de bacs blancs. Les macroinvertébrés benthiques ont été identifiés sous loupe binoculaire jusqu'au niveau taxonomique de la famille, conformément aux pratiques courantes en bioindication (Bonada *et al.*, 2006).

Les spécimens ont été identifiés au laboratoire d'hydrobiologie de l'Université Pédagogique Nationale à l'aide des clés proposées par Durand et Lévêques (1980), Mary (2000), Evrard (2001) et Tachet *et al.* (2010).

3.6. Paramètres écologiques et indices biologiques

Pour chaque station et chaque type de substrat, les paramètres suivants ont été calculés :

- Abondance totale des macroinvertébrés ;
- Richesse taxonomique (nombre de familles) ;
- Indice de diversité de Shannon-Wiener (H') ;
- Équitabilité de Pielou (J) ;
- des indices de similarité (Jaccard) entre substrats.

Ces indices permettent d'évaluer la structure des peuplements benthiques et leur relation avec l'hétérogénéité des substrats (Legendre & Legendre, 2012).

3.7. Analyses statistiques

Les données ont été soumises à des analyses statistiques descriptives et inférentielles.

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer les paramètres physico-chimiques, les types de substrats, les abondances et indices de diversité des macroinvertébrés entre les différents types de substrats, en raison du caractère non normal des données biologiques (Zar, 2010).

Des analyses multivariées ont été réalisées afin d'explorer les relations entre les communautés benthiques et les substrats :

- Analyse canonique des correspondances (CCA) ou Analyse de redondance (RDA) pour évaluer l'influence des types de substrats sur la distribution des macroinvertébrés ;
- Classification ascendante hiérarchique (CAH) pour regrouper les substrats présentant des communautés similaires (Benzecri, 1973 ; Lebart *et al.*, 1995).

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel PAST version 4.03, couramment utilisé en écologie et déjà mobilisé dans vos travaux antérieurs.

4. Résultats

4.1 Paramètres physico-chimiques

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés dans les cinq stations de la rivière Lukunga sont présentées dans le tableau 1.

Les valeurs moyennes de différents paramètres physico-chimiques sont reprises dans le tableau 1.

Paramètres	stations					Moyenne	Ecartype
	Luk1	Luk2	Luk3	Luk4	Luk5		
Temp (°C)	25,2	24,1	24,4	22,4	26,4	24,5	1,47
Cond (µS/cm)	143	192	174	73	167	149,8	46,4
pH	6,92	7,12	7,23	7,5	7,62	7,278	0,28
Turbidité (UNT)	73	96	88	73	82	82,4	9,91
Potentiel redox (mV)	23	47	85	149	68	74,4	47,7
Oxygène dissous (mg/L)	1,67	1,89	3,63	3,64	1,48	2,462	1,08
DBO ₅ (mg/L)	8,7	9,5	12,26	12,86	15,8	11,824	2,84
DCO (mg/L)	11,8	12,7	14,6	15,6	21,5	15,24	3,81
NO ₃ (mg/L)	41,4	34,86	11,14	11,37	28,52	25,458	13,7
PO ₄ (mg/L)	6,1	5,67	3,12	2,19	5,6	4,536	1,76

La température de l'eau varie entre 22,4 °C (Luk4) et 26,4 °C (Luk5), avec une moyenne générale de $24,5 \pm 1,47$ °C. La conductivité électrique de l'eau s'étend de 73 µS/cm (Luk4) à 192 µS/cm (Luk2), pour une moyenne de $149,8 \pm 46,4$ µS/cm. Les valeurs du pH sont comprises entre 6,92 (Luk1) et 7,62 (Luk5), avec une moyenne de $7,28 \pm 0,28$. La turbidité varie de 73 UNT (Luk1 et Luk4) à 96 UNT (Luk2), avec une moyenne de $82,4 \pm 9,91$ UNT. Le potentiel d'oxydo-réduction présente des valeurs comprises entre 23 mV (Luk1) et 149 mV (Luk4), pour une moyenne de $74,4 \pm 47,7$ mV. L'oxygène dissous fluctue entre 1,48 mg/L (Luk5) et 3,64 mg/L (Luk4), avec une moyenne de $2,46 \pm 1,08$ mg/L. La demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO₅) varie de 8,7 mg/L (Luk1) à 15,8 mg/L (Luk5), avec une moyenne de $11,82 \pm 2,84$ mg/L, tandis que la demande chimique en oxygène (DCO) s'étend de 11,8 mg/L (Luk1) à 21,5 mg/L (Luk5), avec une moyenne de $15,24 \pm 3,81$ mg/L. Les concentrations en nitrates (NO₃⁻) sont comprises entre 11,14 mg/L (Luk3) et 41,4 mg/L (Luk1), avec une moyenne de $25,46 \pm 13,7$ mg/L, tandis que les phosphates (PO₄³⁻) varient de 2,19 mg/L (Luk4) à 6,1 mg/L (Luk1), pour une moyenne de $4,54 \pm 1,76$ mg/L.

Le test de Kruskal-Wallis indique l'absence de différence significative entre les stations pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques considérés ($p = 0,9924$). Les comparaisons deux à deux confirment cette absence de différence statistiquement significative entre les stations.

4.2. Répartition de substrats dans les stations de la rivière Lukunga

Le tableau 3.1 présente la répartition relative (%) des différents types de substrats observés dans les cinq stations en saison sèche 2024.

Tableau 3.1 Répartition de substrats dans la rivière Lukunga en saison sèche en 2024

Substrats (%)	Stations					Moyenne	Ecartype
	Luk1	Luk2	Luk3	Luk4	Luk5		
Sable+MO+VégEm	40	70	70	40	0	44	28,8
Sable+Vase+MO	30	0	0	10	30	14	15,2
Sable+MO	20	0	0	50	0	14	21,9
Vase+MO	10	0	0	0	0	2	4,47
Sable+Vase+MO+VégEm	0	30	30	0	20	16	15,2
Sable	0	0	0	0	50	10	22,4
TOTAL	100	100	100	100	100	100	0

Le substrat sable + matière organique + végétation émergente représente le pourcentage le plus élevé dans les stations Luk2 et Luk3 (70 % chacune), tandis qu'il est absent à Luk5. Le substrat sable + vase + matière organique est présent principalement dans les stations Luk1 et Luk5 (30 % chacune). Le substrat sable + matière organique est dominant à Luk4 (50 %) et absent dans les autres stations, à l'exception de Luk1 (20 %). Le substrat vase + matière organique n'est observé qu'à Luk1 (10 %). Le substrat sable + vase + matière organique + végétation émergente est présent à Luk2, Luk3 et Luk5, avec des valeurs comprises entre 20 % et 30 %. Le substrat sable est exclusivement observé à Luk5 (50 %).

Le test de Kruskal-Wallis a montré l'absence de différence significative entre les stations en ce qui concerne la répartition des substrats ($p = 0,9904$). Les comparaisons multiples confirment cette homogénéité statistique entre les stations.

4.3. Distribution des Macroinvertébrés benthiques en saison sèche

4.3.1. Station 1

Tableau 3. Distribution des Macroinvertébrés benthiques à la station 1 en saison sèche

MIB	Substrats										
	Sable+MO+VégEm		Sable+Vase+MO		Sable+MO		Vase+MO		Sable		N'
	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	
Syrphidae	2	0,008	4	0,01	4	0,025	11	0,02	0	0	21
Culicidae	10	0,038	3	0,008	0	0	2	0	0	0	15
Hydrophilidae	8	0,03	2	0,005	1	0,006	1	0	0	0	12
Calopterygidae	5	0,019	0	0	0	0	2	0	0	0	7
Lumbriculidae	0	0	2	0,005	0	0	1	0	0	0	3
Tubuficidae	1	0,004	2	0,005	0	0	1	0	0	0	4
Libellulidae	7	0,026	2	0,005	1	0,006	1	0	0	0	11
Chironomidae	232	0,875	367	0,961	154	0,963	432	0,96	17	1	1202
N	265	1	382	1	160	1	451	1	17	1	1275
S	7		7		4		8		1		

H	0,57	0,23	0,19	0,23	0
J	0,30	0,12	0,14	0,11	0

À la station 1, un total de 1 275 individus appartenant à 8 familles a été recensé. Les effectifs varient selon les types de substrats, avec 451 individus sur le substrat vase + matière organique, 382 individus sur sable + vase + matière organique, 265 individus sur sable + matière organique + végétation émergente, 160 individus sur sable + matière organique, et 17 individus sur le substrat sable. Les indices de diversité de Shannon (H') varient entre 0 (sable) et 0,57, tandis que l'équitabilité de Pielou (J) s'étend de 0 à 0,30.

Le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence significative entre les substrats ($H=11,68$; $p = 0,01993$). Les comparaisons post-hoc ont indiqué que le substrat sable diffère significativement de plusieurs autres substrats, notamment sable + matière organique + végétation émergente, sable + vase + matière organique et vase + matière organique.

4.3.2 Station 2

Tableau 4. Distribution des Macroinvertébrés benthiques à la station 2 en saison sèche

MIB	Sable+MO+VégEm		Sable+Vase+MO+VégEm		Sable		N'
	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	
Corduliidae	1	0,021	3	0,088	0	0	4
Libellulidae	2	0,042	7	0,206	1	0,038	10
Chironomidae	21	0,438	11	0,324	22	0,846	54
Physidae	22	0,458	11	0,324	3	0,115	36
Sciomysidae	2	0,042	0	0	0	0	2
Nepidae	0	0	2	0,059	0	0	2
N	48	1	34	1	26	1	110
S	5		5		3		
H	1,1		1,43		0,56		
J	0,66		0,89		0,47		

À la station 2, 110 individus répartis en 5 familles ont été recensés. Les effectifs totaux sont de 48 individus sur le substrat sable + matière organique + végétation émergente, 34 individus sur sable + vase + matière organique + végétation émergente et 26 individus sur le substrat sable. Les valeurs de l'indice de Shannon varient de 0,56 à 1,43, tandis que l'équitabilité s'étend de 0,47 à 0,89.

Le test de Kruskal-Wallis a montré l'absence de différence significative entre les substrats ($p = 0,4789$), ce que confirment les comparaisons deux à deux.

4.3.3 Station 3

Tableau 5. Distribution des Macroinvertébrés benthiques à la station 3 en saison sèche

MIB	Substrats						N'
	Sable+MO+VégEm		Sable+Vase+MO+VégEm		Sable		
	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	
Hygrobiidae	3	0,052	2	0,048	0	0	5
Syrphidae	3	0,052	4	0,095	0	0	7
Naucoridae	7	0,121	5	0,119	2	0,667	14
Nepidae	3	0,052	0	0	0	0	3
Nemouridae	1	0,017	0	0	0	0	1
Corduliidae	3	0,052	2	0,048	0	0	5
Libellulidae	8	0,138	3	0,071	1	0,333	12
Coenagrionidae	4	0,069	1	0,024	0	0	5
Lestidae	1	0,017	3	0,071	0	0	4
Physidae	11	0,19	7	0,167	0	0	7
Lymnaeidae	7	0,121	2	0,048	0	0	9
Lumbriculidae	0	0	1	0,024	0	0	1
Lumbricidae	1	0,017	6	0,143	0	0	7
Hirudidae	2	0,034	0	0	0	0	2
Glossiphonidae	4	0,069	6	0,143	0	0	10
N	58	1	42	1	3	1	92
S	14		12		2		
H	2,41		2,32		0,63		
J	0,91		0,93		0,91		

À la station 3, 92 individus appartenant à 14 familles ont été recensés. Le substrat sable + matière organique + végétation émergente compte 58 individus, le substrat sable + vase + matière organique + végétation émergente 42 individus, tandis que le substrat sable ne présente que 3 individus. Les valeurs de Shannon sont comprises entre 0,63 et 2,41, et l'équitabilité entre 0,91 et 0,93.

Le test de Kruskal-Wallis indique une différence hautement significative entre les substrats ($H=21,15$; $p < 0,05$). Les comparaisons multiples ont montré que le substrat sable diffère significativement des deux.

4.3.4 Station 4

Tableau 6. Distribution des Macroinvertébrés benthiques à la station 4 en saison sèche en 2024

MIB	Substrats								N'
	Sable+MO+VégEm		Sable+Vase+MO		Sable+MO		Sable		
	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	
Naucoridae	22	0,386	7	0,438	3	0,5	0	0	32
Graspidae	15	0,263	3	0,188	1	0,167	0	0	19
Libellulidae	5	0,088	4	0,25	1	0,167	0	0	10
Aeschnidae	5	0,088	0	0	0	0	0	0	5
Gomphidae	3	0,053	1	0,063	0	0	0	0	4
Lestidae	2	0,035	0	0	0	0	0	0	2
Coenagrionidae	3	0,053	0	0	0	0	0	0	3
Lymnaeidae	2	0,035	1	0,063	1	0,167	0	0	4
N	57	1	16	1	6	1	0	0	79
S	8		5		4		0		
H	1,69		1,36		1,24		0		
J	0,81		0,85		0,89		0		

À la station 4, un total de 79 individus répartis en 8 familles a été enregistré. Les effectifs sont de 57 individus sur sable + matière organique + végétation émergente, 16 individus sur sable + vase + matière organique, et 6 individus sur sable + matière organique, tandis qu'aucun individu n'a été observé sur le substrat sable. Les valeurs de Shannon varient de 0 à 1,69, et l'équitabilité de 0 à 0,89.

Le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les substrats ($H=18,45$; $p = 0,000356$). Les comparaisons post-hoc ont indiqué des différences significatives impliquant principalement le substrat sable et le substrat sable + matière organique + végétation émergente.

4.3.5 Station 5

Tableau 7. Distribution des Macroinvertébrés benthiques à la station 5 en saison sèche en 2024

Substrats							
MIB	Sable+Vase+MO		Sable+Vase+MO+VégEm		Sable		N'
	ni	ni/N	ni	ni/N	ni	ni/N	
Naucoridae	3	0,023	4	0,043	0	0	7
Nepidae	4	0,031	1	0,011	0	0	5
Libellulidae	4	0,031	6	0,065	0	0	10
Coenagrionidae	0	0	2	0,022	0	0	2
Physidae	2	0,016	2	0,022	0	0	4
Bulinidae	23	0,178	12	0,13	5	0,333	40
Lymneidae	1	0,008	1	0,011	0	0	2
Ancylidae	2	0,016	0	0	0	0	2

Tubificidae	57	0,442	45	0,489	4	0,267	106
Lumbriculidae	9	0,07	8	0,087	6	0,4	23
Hirudidae	13	0,101	8	0,087	0	0	21
Glossiphoniidae	11	0,085	3	0,033	0	0	14
N'	129	1	92	1	15	1	236
S	11		11		3		
H	1,76		1,73		1,1		
J	0,73		0,72		0,98		

À la station 5, 236 individus appartenant à 11 familles ont été recensés. Les effectifs sont de 129 individus sur sable + vase + matière organique, 92 individus sur sable + vase + matière organique + végétation émergente, et 15 individus sur le substrat sable. Les valeurs de Shannon varient entre 1,1 et 1,76, tandis que l'équitabilité est comprise entre 0,72 et 0,98.

Le test de Kruskal-Wallis a mis en évidence une différence significative entre les substrats ($H=10,48$; $p = 0,005294$). Les comparaisons deux à deux ont montré que le substrat sable diffère significativement des deux autres substrats.

4.4 Similarité des MIB entre les substrats

Les indices de similarité de Jaccard calculés entre les différents types de substrats varient selon les stations.

4.4.1 Similarité des MIB entre les substrats dans la station 1

Tableau 8. Similarité des MIB entre les substrats dans la station 1

	Sable+MO+VégEm	Sable+Vase+MO	Sable+MO	Vase+MO	Sable
Sable+MO+VégEm	0				
Sable+Vase+MO	0,143	0			
Sable+MO	0,273	0,27	0		
Vase+MO	0,067	0,07	0,33	0	
Sable	0,75	0,75	0,6	0,78	0

À la station 1, les valeurs de similarité s'étendent de 0,067 à 0,78, les valeurs les plus élevées étant observées entre le substrat sable et les autres substrats.

4.4.2 Similarité des MIB entre les substrats dans la station 2

Tableau 9. Similarité des MIB entre les substrats dans la station 2

	Sable+MO+VégEm	Sable+Vase+MO+VégEm	Sable
Sable+MO+VégEm	0	0,2	0,25
Sable+Vase+MO+VégEm	0,2	0	0,25
Sable	0,25	0,25	0

À la station 2, les indices de similarité sont compris entre 0,20 et 0,25, traduisant des niveaux de similarité proches entre les substrats comparés.

4.4.3 Similarité des MIB entre les substrats dans la station 3

Tableau 10. Similarité des MIB entre les substrats dans la station 3

	Sable+MO+VégEm	Sable+Vase+MO+VégEm	Sable
Sable+MO+VégEm	0		
Sable+Vase+MO+VégEm	0,15	0	
Sable	0,75	0,71	0

À la station 3, les valeurs varient de 0,15 à 0,75, avec des similarités plus élevées impliquant le substrat sable.

4.4.4 Similarité des MIB entre les substrats dans la station 4

Tableau 11. Similarité des MIB entre les substrats dans la station 4

	Sable+MO+VégEm	Sable+Vase+MO	Sable+MO
Sable+MO+VégEm	0		
Sable+Vase+MO	0,23	0	
Sable+MO	0,33	0,11	0

À la station 4, les indices de similarité s'échelonnent de 0,11 à 0,33.

4.4.5 Similarité des MIB entre les substrats dans la station 5

Tableau 12. Similarité des MIB entre les substrats dans la station 5

	Sable+Vase+MO	Sable+Vase+MO+VégEm	Sable
Sable+Vase+MO	0		
Sable+Vase+MO+VégEm	0,09	0	
Sable	0,57	0,57	0

À la station 5, les valeurs de similarité sont comprises entre 0,09 et 0,57, les valeurs les plus élevées étant observées entre le substrat sable et les autres substrats.

4.5 Corrélations entre les macroinvertébrés et substrats dans la rivière Lukunga en saison sèche

La figure 3 renseigne que l'analyse canonique de correspondance (ACC) a révélé que les deux premiers axes expliquent 79,15 % de la variance (47,18 % pour l'axe 1, 31,97 % pour l'axe 2).

Les familles comme Coenagrionidae, Corduliidae, Culicidae, Glossiphonidae, Gomphidae, Graspidae, Hirudidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Lestidae, Libellulidae, Lumbricidae, Lymnaeidae, Naucoridae, Nemouridae, Nepidae, Physidae, Sciomyssidae, Syrphidae, Tubificidae, Ancyliidae, Bulinidae, Lumbriculidae, Aeschnidae et Calopterygidae sont positivement associées aux substrats SaVaMO et SaVaMOVé (Figure 3).

D'autres affinités positives ont été observées entre les macroinvertébrés suivants : Calopterygidae et Chironomidae et les substrats VaMO et SaMO.

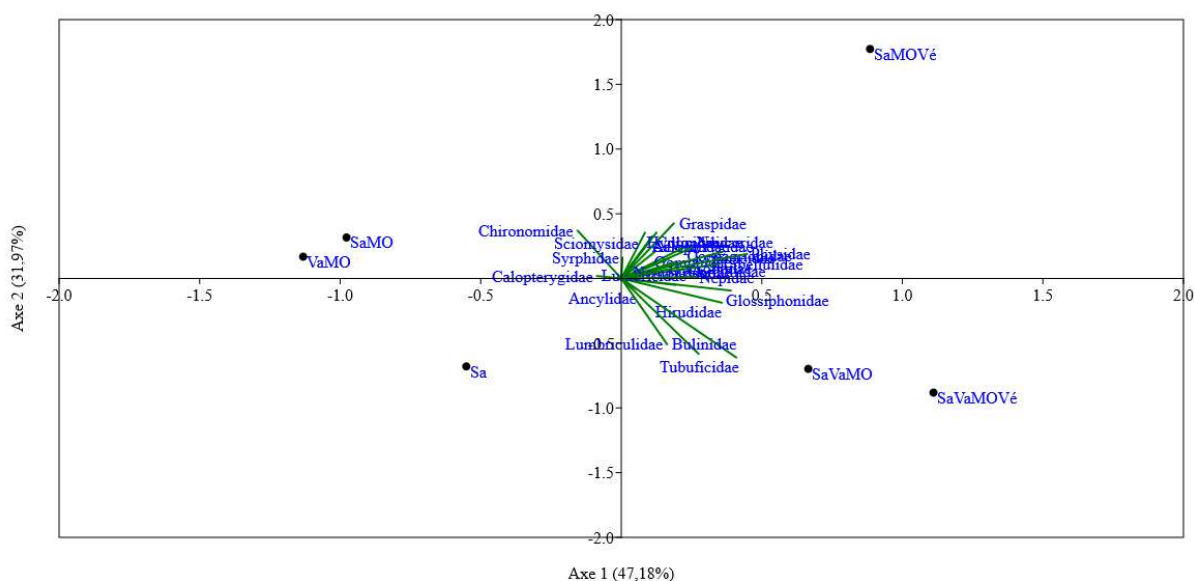


Figure 3. Corrélations entre les macroinvertébrés et substrats dans la rivière Lukunga en saison sèche

4.5 Classification Ascendante Hiérarchisée des substrats dans la rivière Lukunga en saison sèche

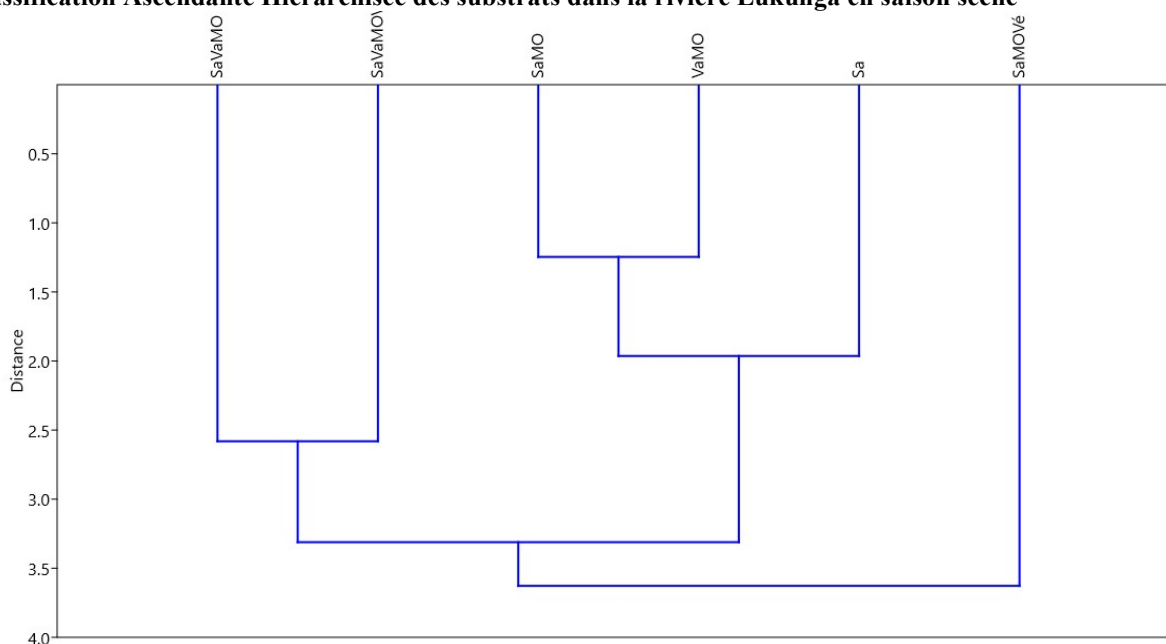


Figure 4. Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées en saison sèche

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), basée sur la matrice d'abondance des familles de macroinvertébrés benthiques et les substrats et utilisant la distance de Bray–Curtis combinée à la méthode de Ward, a permis d'identifier des

groupes homogènes de substrats présentant des similarités écologiques (Figure 4). Le dendrogramme a permis de distinguer deux grands groupes :

Groupe 1 : constitué du substrat SaMOVé, caractérisée par des diversités modérées avec une répartition acceptables des macroinvertébrés.

Groupe 2 : regroupant deux sous-groupes des substrats dont le premier est constitué de substrats SaVaMO et SaVaMOVé et le second SaMO, VaMO et Sa, marquées par des faibles diversités et équitabilité.

5. Discussion

Les résultats obtenus dans la rivière Lukunga en saison sèche ont montré une relative homogénéité spatiale des paramètres physico-chimiques, comme l'a indiqué l'absence de différence significative entre les stations (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Cette homogénéité suggère que, durant la période d'étiage, le fonctionnement physico-chimique du cours d'eau est relativement stable à l'échelle du tronçon étudié, probablement sous l'influence d'un régime hydrologique peu variable et de sources de pollution diffuses réparties le long du cours d'eau (Allan & Castillo, 2007 ; Lelo, 2011, Kamb, 2013, Sisa *et al.*, 2018).

En revanche, la répartition des substrats a mis en évidence une mosaïque d'habitats dominée par des combinaisons de sable, vase, matière organique et végétation émergente. Bien que les proportions relatives des différents types de substrats n'aient différé pas significativement entre les stations ($p > 0,05$), leur hétérogénéité interne a constitué un facteur structurant majeur pour les communautés benthiques. De nombreux travaux ont montré que la complexité du substrat influence directement la disponibilité des micro-habitats et conditionne la distribution des macroinvertébrés benthiques, indépendamment des variations physico-chimiques globales (Wantzen & Junk, 2000 ; Minshall, 1984).

La distribution des macroinvertébrés benthiques a révélé une forte dominance de quelques familles, notamment les Chironomidae, Tubificidae et Lumbriculidae, associées à des substrats riches en matière organique. Cette dominance se traduit par des valeurs faibles à modérées de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou dans plusieurs substrats, traduisant une structure communautaire déséquilibrée. Ces résultats sont conformes aux observations réalisées dans d'autres rivières urbaines tropicales, où les apports organiques favorisent des taxons tolérants au détriment des groupes plus sensibles (Rosenberg & Resh, 1993 ; Kamb *et al.*, 2015).

Contrairement aux paramètres physico-chimiques, les tests de Kruskal-Wallis appliqués aux abondances des macroinvertébrés ont indiqué, dans plusieurs stations, des différences significatives entre substrats ($p < 0,05$). Cette variabilité souligne le rôle central du micro-habitat dans la structuration des assemblages benthiques. Les substrats complexes associant matière organique et végétation émergente hébergent généralement des communautés plus diversifiées, tandis que les substrats sableux simples présentent des peuplements plus pauvres et plus homogènes, un schéma largement documenté en écologie des cours d'eau (Covich *et al.*, 1999 ; Allan & Castillo, 2007 ; Kamb *et al.*, 2015).

Les analyses de similarité ont confirmé cette organisation en montrant des niveaux variables de recouvrement taxonomique entre substrats, avec des valeurs élevées entre habitats de nature proche et des valeurs faibles entre substrats contrastés. Cette faible similarité traduit une spécialisation partielle des communautés benthiques en fonction des caractéristiques physiques du substrat, renforçant l'idée que la diversité bêta est principalement contrôlée par l'hétérogénéité de l'habitat (Heino *et al.*, 2015).

Les analyses multivariées (ACP et CAH) ont permis de synthétiser ces résultats et d'identifier les principaux gradients structurant les communautés benthiques. L'ACP a montré que la variabilité des assemblages est davantage expliquée par la complexité des substrats et l'enrichissement en matière organique que par les gradients physico-chimiques longitudinaux. Les substrats simples dominés par le sable s'opposent nettement aux substrats complexes associant vase, matière organique et végétation émergente,

traduisant un gradient écologique fonctionnel similaire à celui décrit dans d'autres systèmes lotiques tropicaux (Wantzen & Junk, 2000 ; Heino *et al.*, 2015).

La CAH a confirmé cette structuration en regroupant les substrats selon leur similarité écologique plutôt que selon leur position spatiale. Cette organisation indique que les macroinvertébrés benthiques intègrent les conditions environnementales à une échelle fine, réagissant prioritairement aux caractéristiques locales de l'habitat. Ce constat renforce la pertinence de l'utilisation conjointe des approches univariées et multivariées dans l'évaluation de la qualité écologique des rivières urbaines tropicales (Rosenberg & Resh, 1993 ; Kamb *et al.*, 2015).

Dans l'ensemble, ces résultats ont souligné que, dans la rivière Lukunga, la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques est principalement contrôlée par l'hétérogénéité des substrats, tandis que les paramètres physico-chimiques jouent un rôle secondaire à l'échelle spatiale étudiée. La préservation et la restauration de la diversité des habitats benthiques apparaissent ainsi comme un levier essentiel pour le maintien de la biodiversité aquatique dans ce système fluvial urbain.

Conclusion

Cette étude a mis en évidence le rôle déterminant de l'hétérogénéité des substrats dans la structuration des peuplements de macroinvertébrés benthiques de la rivière Lukunga en saison sèche. Malgré une relative homogénéité des paramètres physico-chimiques entre les stations, les communautés benthiques présentent une organisation spatiale marquée en fonction des types de substrats. Les substrats complexes, enrichis en matière organique et associés à la végétation émergente, hébergent des assemblages plus abondants et plus diversifiés que les substrats sableux simples, traduisant une forte dépendance des macroinvertébrés aux caractéristiques locales de l'habitat.

Les différences significatives mises en évidence par les tests non paramétriques, ainsi que la structuration observée à travers les analyses multivariées, confirment que le micro-habitat constitue le principal facteur de contrôle des assemblages benthiques dans ce système fluvial urbain. Ces résultats rejoignent ceux obtenus dans d'autres cours d'eau tropicaux soumis à des pressions anthropiques, où la complexité du substrat compense partiellement l'homogénéité des conditions physico-chimiques.

D'un point de vue appliqué, cette étude souligne l'importance de préserver et de restaurer la diversité des habitats benthiques dans les stratégies de gestion et de réhabilitation écologique des rivières urbaines de Kinshasa. L'intégration de la dimension « substrat-habitat » dans les programmes de suivi écologique apparaît indispensable pour une évaluation plus fine de la qualité écologique des cours d'eau tropicaux.

Références

- [1]. Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: Structure and function of running waters (2nd ed.). Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>.
- [2]. Wetzel, R. G. (2001). Limnology: Lake and river ecosystems (3rd ed.). Academic Press.
- [3]. Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall.
- [4]. Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. Annual Review of Entomology, 51, 495–523.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- [5]. Kamb T. J-C., (2018). *Structure des peuplements des macroinvertébrés benthiques et évaluation de la qualité biologique et écologique des rivières Gombe, Kinkusa et Mangengenge à Kinshasa/ RD Congo, Thèse de doctorat, UPN ; RD Congo, 201p.*

- [6]. Kamb, T.J-C., 2013. Etude de la structure et de la dynamique des peuplements des Macroinvertébrés benthiques d'un système lotique : Cas de la rivière Lukunga Kinshasa / R.D.Congo Mémoire de DEA, UPN, 80 p.
- [7]. Minshall, G. W. (1984). Aquatic insect–substratum relationships. In V. H. Resh & D. M. Rosenberg (Eds.), *The ecology of aquatic insects* (pp. 358–400). Praeger.
- [8]. Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., Robinson, W. A., Strachan, S., Thirion, C., & Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macro-invertebrates around the globe: A comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, Article 4132. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4132-8>
- [9]. Shahidi-Hakak, F., Amid-Motlagh, M. H., & Khosravani, M. (2022). A quick review of the family Chironomidae (Order: Diptera) with effect on the environment. *Journal of Advanced Immunopharmacology*, 2(2), e129263. <https://doi.org/10.5812/tms-129263>
- [10]. Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
- [11]. Sisa E.M., Kamb J-C.K., Pwema V.K., Mutambel D.H et Kipimbye J.L., 2022. Etude de la structure des peuplements de la faune des Odonates du bassin versant de la rivière Lukunga à Kinshasa/RD Congo. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*. Vol. 33 No 1, pp. 489-502.
- [12]. Durand J.R., et Leveque C., 1981. Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahelo-soudanienne (Tome II). Paris, France: ORSTOM, 483 p.
- [13]. Mary N., 2010. Caractérisation physico-chimique et Biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés. 90p.
- [14]. Ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- [15]. Evrard M., 2001. Macroinvertébrés inféodés aux eaux douces belges, Invertébrés dulcicoles (unités d'écologie des eaux douces), FUNDP, 19 p.
- [16]. Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera, P., 2010. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. Paris, CNRS, Ed. 607 p.
- [17]. Legendre, P., & Legendre, L. (1984). *Écologie numérique: La structure des données écologiques* (2^e éd.). Masson.
- [18]. Benzécri, J.-P. (1973). *L'Analyse des données : Volume 2, L'Analyse des correspondances* (2^e éd.). Paris : Dunod.
- [19]. Lebart, L., Morineau, A., & Piron, M. (1995). *Statistique exploratoire multidimensionnelle* (2^e éd.). Paris : Dunod.
- [20]. Kamb T.J.C., Ifuta N.S., Mbaya N.A, Pwema V.K., 2015. Influence du substrat sur la répartition des macroinvertébrés benthiques dans un système lotique : cas des rivières Gombe, Kinkusa et Mangengenge, *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 9(2): 970-985. <http://www.ajol.info/index.php/ijbcs>
- [21]. Covich, A. P., Palmer, M. A., & Crowl, T. A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience*, 49(2), 119–127. <https://doi.org/10.2307/1313537>
- [22]. Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 60(5), 845–869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>
- [23]. Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 60(5), 845–869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>

- [24]. Lelo, N. F. (2011). Pollution des cours d'eau urbains de Kinshasa et impacts écologiques. Presses Universitaires de Kinshasa.
- [25]. Madungizi, M. R., Katuala, P. G., & Mukendi, J. T. (2022). Impacts des rejets des eaux usées domestiques sur la qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau urbains de Kinshasa (RDC). *Revue Congolaise des Sciences de l'Environnement*, 6(2), 45–58.
- [26]. Minshall, G. W. (1984). Aquatic insect–substratum relationships. In V. H. Resh & D. M. Rosenberg (Eds.), *The ecology of aquatic insects* (pp. 358–400). Praeger.
- [27]. Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall.
- [28]. Vissin, E. W., Boko, M., & Ogouwalé, E. (2016). Pollution urbaine et dégradation de la qualité des eaux de surface en Afrique de l'Ouest : cas des cours d'eau en milieu urbain. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(3), 1234–1248. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.25>
- [29]. Wantzen, K. M., & Junk, W. J. (2000). The importance of stream–wetland systems for biodiversity. *Freshwater Biology*, 44(3), 473–494. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00603.x>
- [30]. Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. N. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69–89.
- [31]. Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2019). *Ecology of streams and rivers: An introduction to lotic ecosystems*. Academic Press.
- [32]. Drownes, E. A., Greenwood, J. L., & Wallace, J. B. (1998). The role of habitat heterogeneity in the distribution of stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 40, 1–14.
- [33]. Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11), 769–784.
- [34]. Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S., & Moreteau, J.-C. (1998). Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389, 73–88.
- [35]. Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365.
- [36]. Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723.
- [37]. Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182.
- [38]. Sisa Mbungu, E., Mukwita Ntwabwa, J., Mutambel Hytis, & Pwema Kiamfu, V. (2018). Contribution à l'étude de la structure et de la dynamique des peuplements ichthyologiques des cours d'eau de la ville de Kinshasa : Cas de la rivière Lukunga. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 24(3), 1357–1371.
- [39]. Downes, B. J., Lake, P. S., Schreiber, E. S. G., & Glaister, A. (1998). Habitat structure and regulation of stream invertebrate assemblages: Patterns from two continents. *Freshwater Biology*, 39, 593–609.
- [40]. Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed.). Pearson Prentice Hall.