

Diagnostic Intégré De La Qualité Des Eaux De La Rivière Bumbu (Kinshasa, RD Congo) A Partir D'indices Physico-Chimiques, Bactériologiques Et Trophiques

BASHIGE Eulalie¹, SISA MBUNGU Edouard^{1,3*} MUTAMBEL'HITY S.N. Deogratias², KAMB TSHIIK Jean-Claude¹

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

²Université Nationale Pédagogique (UPN), Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire de génétique et biologie moléculaire, 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 : SISA MBUNGU Edouard



Résumé : Cette étude vise à évaluer la qualité physico-chimique, bactériologique et trophique des eaux de la rivière Bumbu, un cours d'eau urbain de la ville de Kinshasa (RDC), soumis à de fortes pressions anthropiques. Le suivi a été réalisé durant deux saisons contrastées (saison sèche et saison pluvieuse) à travers plusieurs stations réparties le long du cours d'eau. Les paramètres physico-chimiques (température, turbidité, conductivité, pH, oxygène dissous, DCO, DBO₅, nutriments) et bactériologiques ont été analysés, complétés par des traitements statistiques descriptifs, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, des analyses multivariées (ACC et CAH), ainsi que par le calcul de l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE/WQI) et de l'Indice de Pollution Trophique (TSI).

Les résultats montrent des concentrations élevées en nutriments (NO₃⁻ et PO₄³⁻), une turbidité importante et de faibles teneurs en oxygène dissous, traduisant une dégradation marquée de la qualité de l'eau. Les charges bactériologiques élevées, dominées par les bactéries indicatrices de contamination fécale, confirment une pollution microbiologique préoccupante. Le test de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations, suggérant une pollution diffuse et relativement homogène. L'ACP et la CAH ont mis en évidence des gradients de pollution dominés par les apports organiques et nutritifs. Les valeurs de l'IQE indiquent une qualité d'eau globalement médiocre à mauvaise, tandis que le TSI classe la rivière Bumbu dans un état eutrophe à hypertrophe.

Ces résultats soulignent la forte vulnérabilité de la rivière Bumbu face aux rejets urbains non traités et mettent en évidence la nécessité urgente de mesures de gestion intégrée et de restauration écologique.

Mots-clés : rivière Bumbu, qualité de l'eau, pollution urbaine, IQE, TSI, Kinshasa.

1 Introduction

L'eau, cruciale pour la vie, est au cœur de l'existence humaine, animale et végétale (Vissin *et al.*, 2016). Les écosystèmes aquatiques d'eau douce, et en particulier les rivières, représentent des ressources vitales tant sur le plan écologique qu'économique et sanitaire. Ils constituent des milieux dynamiques où interagissent des facteurs physico-chimiques, biologiques et anthropiques (Rodier *et al.*, 2009). En milieu urbain, ces écosystèmes subissent une pression croissante due à l'expansion démographique, à l'urbanisation désorganisée, au développement des quartiers précaires, ainsi qu'à l'insuffisance des systèmes

d'assainissement et de gestion des déchets (APHA, 2012). Ces pressions se traduisent généralement par une dégradation de la qualité de l'eau, affectant à la fois les écosystèmes aquatiques et la santé des populations qui en dépendent.

Il est constaté que l'essor démographique et les diverses activités humaines sont à l'origine de la détérioration de la qualité des hydrosystèmes (Riccardo, 1998). La ville de Kinshasa, capitale de la République Démocratique du Congo, est bâtie sur la rive gauche du fleuve Congo. Elle est située à 284 mètres d'altitude, entre 4°19'19'' de latitude Sud et 15°19'6'' de longitude Est (Pain, 1975). Sa superficie est de 9965 km². Son réseau hydrographique est constitué du fleuve Congo, des rivières allogènes et des rivières locales dont les plus importantes sont : la Mayi Ndombe, la N'djili et la N'sele. A côté de ces dernières, il y'a également les rivières Funa, Gombe, Kinkusa, Lukunga, Bitshaku-sthiaku, Kalamu, Lukaya, Mango, Bumbu, Tshwenge et Mangengenge (Kamb, 2018).

La ville province de Kinshasa connaît une croissance urbaine sans précédent. Cette dernière se fait sans organisation d'ensemble. Les schémas directeurs ne sont pas appliqués et s'avèrent totalement inappropriés (Lelo, 2011). Par manque de civisme écologique, une bonne frange de la population déverse ces ordures dans les différents cours d'eau qui serpentent la ville. Aussi, les rivières qui traversent la ville de Kinshasa, comme celles qui traversent les grandes agglomérations africaines, sont utilisées pour l'arrosage, le maraîchage, la baignade et l'élimination des effluents domestiques et industriels (Kabamba, 1981 ; Brusle et Quignard, 2004). Ces apports exotiques aux hydrosystèmes sont inévitablement, susceptibles de modifier le mécanisme fondamental de leur fonctionnement.

La ville de Kinshasa est confrontée à cette problématique de manière accrue. Plusieurs de ses cours d'eau, notamment de petite taille, sont devenus des réceptacles de déchets ménagers, de rejets d'eaux usées domestiques, d'effluents agricoles et parfois même industriels (Sisa *et al.*, 2025). C'est dans ce contexte que s'inscrit la rivière Bumbu, un cours d'eau situé dans la commune de Selembao, au Sud-ouest de la ville de Kinshasa. Cette rivière, utilisée quotidiennement par les populations riveraines pour la lessive, l'irrigation, le lavage de véhicules, voire la consommation dans certains cas, est potentiellement exposée à des pollutions multiformes, souvent non documentées. L'absence de données récentes et fiables sur la qualité de l'eau de la rivière Bumbu empêche l'évaluation des risques écologiques et sanitaires liés à son usage.

L'analyse de la qualité physico-chimique et bactériologique de cette rivière s'avère donc indispensable pour évaluer le niveau de contamination, identifier les sources potentielles de pollution et proposer des mesures correctives en matière de gestion environnementale.

La présente étude vise à dresser un état des lieux de la qualité de l'eau de la rivière Bumbu, en combinant des analyses physico-chimiques et bactériologiques. Il s'agit spécifiquement de mesurer les paramètres physico-chimiques de l'eau de cette rivière, d'évaluer le degré de la pollution des eaux de cet hydrosystème par la détermination de la présence et la concentration de bactéries indicatrices de la contamination, d'identifier les sources potentielles de pollution en lien avec les activités anthropiques sur le bassin versant. Cette étude s'inscrit dans une perspective de gestion durable des ressources en eau et de prévention des risques sanitaires pour les populations riveraines.

2 Milieu d'étude

La rivière Bumbu est née des collines du sud-ouest de la province de Kinshasa, plus précisément sur les hauteurs de Mont-Ngafula, de Mont-Amba à environ 345 mètres d'altitude et mesure 11 km de long. Elle coule parallèlement à la rivière Funa (9 km) à travers les communes de Bumbu, Mont-Ngafula, Selembao, Makala et se joignent plus loin dans la commune de Kalamu. C'est à partir de cette jonction que la rivière est appelée rivière Kalamu. La rivière Bumbu, affluent du fleuve Congo, parcourt près de 20 km avant de se jeter au fleuve. Elle constitue le principal hydrosystème de la commune de Selembao.

L'évaluation microbiologique a été faite sur six stations de la rivière Bumbu d'amont en aval (figure 1) en tenant compte de leurs caractères hydrologiques moyens (largeur et profondeur du lit, vitesse d'écoulement), de la présence d'une végétation naturelle et des cultures sur les berges (Touzin, 2008 ; Kamb, 2018) ainsi que des paramètres physico-chimiques.

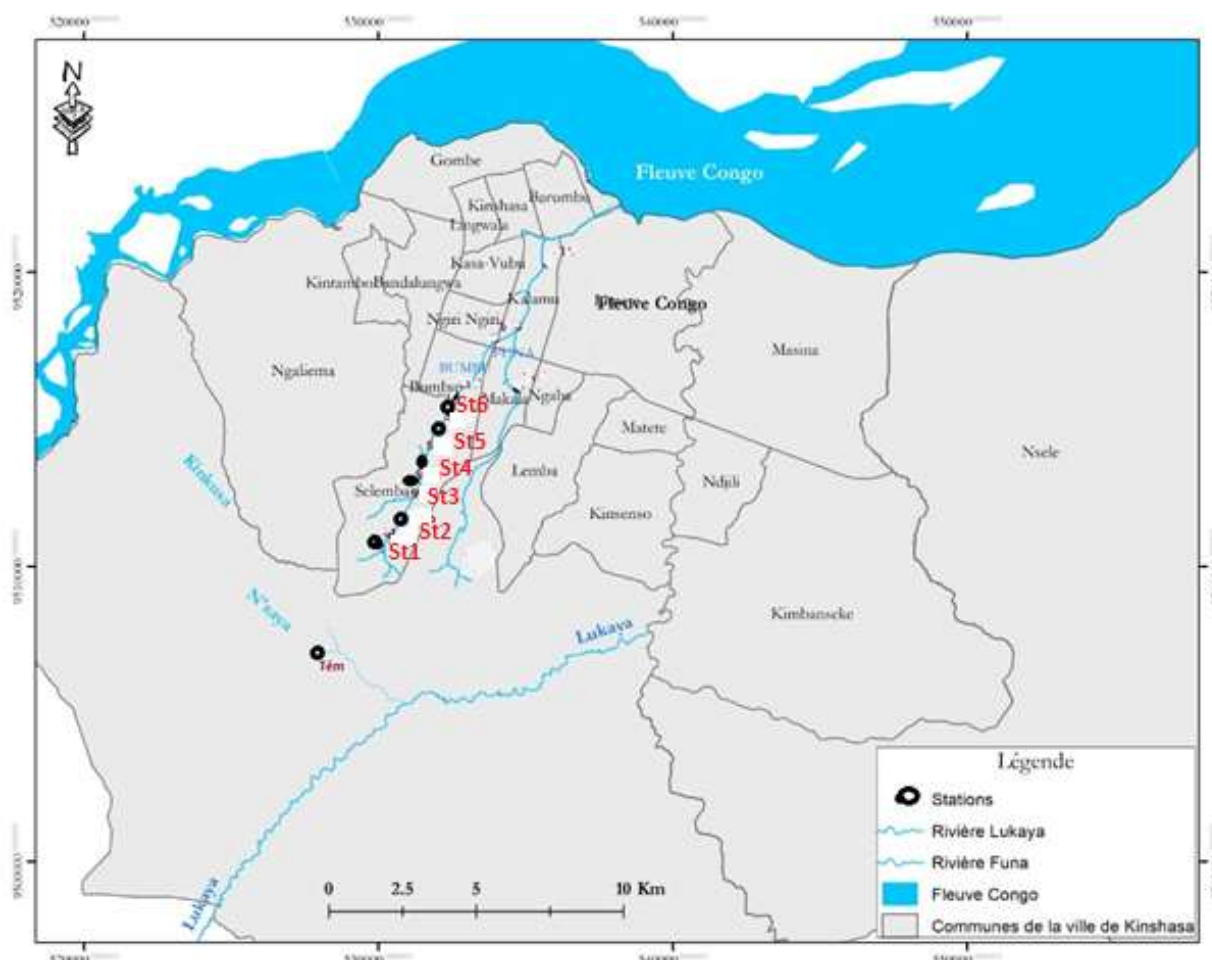


Figure 1. Localisation des stations de la rivière Bumbu à Kinshasa

3 Méthodes

3.1 Caractéristiques physico-chimiques

Quatre paramètres physiques des eaux de la rivière Bumbu ont été prélevés *in-situ*. Il s'agit de la température de l'eau (°C), de la conductivité à 20°C (µS/cm), de la turbidité (UNT : Unité Néphélométrique de Turbidité) et du pH. La température, la conductivité, la turbidité et le pH ont été mesurés à l'aide d'une sonde à analyseur multiparamètre de marque Combo Hanna HI 9829.

Les paramètres chimiques des eaux de la rivière Bumbu ont été 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 a permis d'évaluer les paramètres ci-après: l'ammonium (mg/L), le nitrite (mg/L), le nitrate (mg/L) et les phosphates (mg/L).

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

3.2. Analyse microbiologique

Les analyses microbiologiques ont été effectuées au laboratoire de microbiologie de l'Institut National de Recherches Biomédicales (INRB, Kinshasa) selon les protocoles standard décrits par l'APHA (2017) et Prescott *et al.* (2005). Les

microorganismes ont été isolés sur des milieux sélectifs (EMB, MacConkey, Cetrimide Agar, MYP et Sabouraud chloramphénicol) et identifiés à l'aide de tests biochimiques (catalase, oxydase, indole, uréase, mobilité, fermentation des glucides) et de galeries API 20E (BioMérieux, France) pour les entérobactéries (Janda & Abbott, 2010). Des témoins positifs et négatifs ont été intégrés à chaque série d'analyse pour le contrôle qualité, et toutes les manipulations ont été effectuées dans des conditions aseptiques sous hotte à flux laminaire.

L'analyse microbiologique a été menée dans le but d'identifier et de caractériser les microorganismes présents dans les eaux et les sédiments de la rivière Bumbu, en tenant compte de la variabilité saisonnière. Deux périodes distinctes ont été considérées : la saison sèche (juillet–août 2024), caractérisée par une faible pluviométrie et un débit réduit, et la saison pluvieuse (novembre 2024–janvier 2025), marquée par des précipitations abondantes et un ruissellement accru. Ces variations hydrologiques influencent la dynamique microbienne et la concentration des contaminants organiques et inorganiques (WHO, 2003 ; Edokpayi *et al.*, 2015). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées par saison, soit quatre prélèvements par station, afin d'assurer la représentativité et la reproductibilité des résultats.

Les sédiments ont été collectés en surface (0–10 cm) à l'aide de flacons stériles en polyéthylène (250 mL), préalablement stérilisés à l'autoclave à 121 °C pendant 15 minutes. Chaque échantillon a été prélevé en triplicata, étiqueté, conservé à 4 °C et transporté au laboratoire pour analyse dans un délai maximal de six heures, conformément aux recommandations de l'ISO 19458:2006 et de l'OMS (2003). Cette procédure vise à prévenir la prolifération bactérienne post-prélèvement et à garantir la fiabilité des données.

Les analyses ont été effectuées au laboratoire de microbiologie de l'Institut National de Recherches Biomédicales (INRB, Kinshasa), suivant les protocoles standards décrits par l'American Public Health Association (APHA, 2017) et Prescott *et al.* (2005). L'isolement des microorganismes a été réalisé sur des milieux sélectifs appropriés : EMB (Eosin Methylene Blue) pour les coliformes, MacConkey pour les entérobactéries, Cetrimide Agar pour les espèces de *Pseudomonas*, MYP (Mannitol Egg Yolk Polymyxin) pour *Bacillus cereus*, et Sabouraud chloramphénicol pour les levures du genre *Candida*. L'identification a été affinée par une série de tests biochimiques (catalase, oxydase, indole, uréase, mobilité, fermentation des glucides) et par l'utilisation des galeries API 20E (BioMérieux, France) pour les entérobactéries (Janda & Abbott, 2010). Des témoins positifs et négatifs ont été intégrés à chaque série d'analyses pour assurer le contrôle qualité, et toutes les manipulations ont été effectuées sous hotte à flux laminaire, dans des conditions aseptiques, afin d'éviter toute contamination croisée.

3.6. Traitement et analyse des données

Les données physico-chimiques et bactériologiques collectées dans la rivière Bumbu ont été organisées et analysées selon une approche statistique descriptive, comparative et intégrative, afin d'évaluer la qualité globale de l'eau et d'identifier les sources potentielles de pollution urbaine.

3.6.1 Analyses statistiques descriptives

Les résultats ont été synthétisés par le calcul des moyennes, écarts types, valeurs minimales et maximales pour chaque paramètre mesuré, par station et par saison (saison sèche et saison pluvieuse). Cette analyse a permis de décrire la variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et des charges bactériennes.

3.6.2 Tests de normalité et analyses comparatives

La distribution des données a été préalablement vérifiée à l'aide du test de Shapiro–Wilk, afin d'évaluer la normalité des variables. Étant donné que la majorité des paramètres ne respectaient pas les conditions de normalité ($p < 0,05$), des tests non paramétriques de Kruskal–Wallis ont été privilégiés pour comparer les variations spatiales entre les stations d'échantillonnage.

Lorsque le test de Kruskal–Wallis indiquait des différences significatives ($p < 0,05$), un test post hoc de Dunn a été appliqué afin d'identifier les groupes de stations statistiquement distincts. Ces analyses ont permis de confirmer l'existence de gradients de pollution le long du cours de la rivière, en lien avec les pressions anthropiques locales.

3.6.3 Analyses multivariées

Les relations entre les paramètres physico-chimiques et les communautés bactériennes ont été explorées à l'aide d'analyses multivariées. Une Analyse Canonique de Correspondances (ACC) a permis d'identifier les principaux gradients environnementaux structurant la distribution des espèces bactériennes selon les saisons. Par ailleurs, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), basée sur la distance de Bray–Curtis et la méthode de Ward, a été utilisée pour regrouper les stations présentant des similarités écologiques, mettant en évidence des classes de pollution homogènes.

3.6.4 Indice de Qualité de l'Eau (IQE/WQI)

Afin de fournir une évaluation intégrée et synthétique de la qualité des eaux de la rivière Bumbu, un Indice de Qualité de l'Eau (IQE) a été calculé selon la méthode de Brown et al. (1970), adaptée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME-WQI).

L'IQE a été établi à partir de plusieurs paramètres clés (pH, oxygène dissous, DBO₅, DCO, nitrates, phosphates, conductivité et turbidité), normalisés par rapport aux valeurs guides recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Les valeurs de l'IQE obtenues ont permis de classer la qualité de l'eau en cinq catégories : excellente (IQE > 90), bonne (70–90), moyenne (50–70), médiocre (25–50) et très mauvaise (< 25).

Cette approche a facilité la comparaison spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau et a renforcé l'interprétation environnementale des résultats physico-chimiques et bactériologiques.

3.6.5 Indice de pollution trophique (TSI)

Le degré d'eutrophisation des eaux de la rivière Bumbu a été évalué à l'aide de l'Indice de Pollution Trophique (Trophic State Index – TSI), calculé à partir des concentrations en nutriments dissous, principalement les nitrates (NO₃⁻), les phosphates (PO₄³⁻) et la turbidité.

Les valeurs du TSI ont permis de classer les stations en différents états trophiques (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hypertrophe), fournissant une indication claire du niveau d'enrichissement nutritif et du risque d'eutrophisation. Cet indice a été utilisé pour compléter les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques et pour mieux relier les apports nutritifs d'origine anthropique à la dégradation écologique du milieu aquatique.

3.6.6 Outils statistiques

L'ensemble des analyses statistiques et multivariées a été réalisé à l'aide des logiciels PAST version 4.03, et Microsoft Excel 2021. Le seuil de signification statistique a été fixé à $p < 0,05$ pour l'ensemble des tests.

4. Résultats

4.1 Paramètres physico-chimiques

4.1.1 Paramètres physico-chimiques de la rivière Bumbu en saison sèche

Tableau 1. Paramètres physico-chimiques de la rivière Bumbu en saison sèche

Paramètres	Stations						Moyenne	Ecartype
	St1	St2	St3	St4	St5	St6		
Température (°C)	25	26	24,9	24,6	25	25,5	25,1	0,5
Turbidité (UNT)	114	113	121	123	113	118	116,8	4,34
Conductivité (µS/cm)	211	208	214	224	208	219	213	6,42
pH	7,9	7,2	7,8	7,7	8,1	7,9	7,74	0,31

O₂ (mg/L)	1,79	1,89	2,34	2,77	2,43	2,79	2,244	0,42
DCO (mg/L)	2,61	2,29	1,98	2,31	2,2	2,33	2,278	0,2
DBO5 (mg/L)	1,52	1,63	1,39	1,4	1,41	1,3	1,47	0,12
NH₄⁺ (mg/L)	0,185	0,185	0,186	0,186	0,185	0,186	0,1854	0,0005
NO₂⁻ (mg/L)	0,0134	0,0133	0,0137	0,0138	0,0135	0,0128	0,01354	0,0003
NO₃⁻ (mg/L)	57,45	58,15	55,5	55,7	57,2	56,4	56,8	1,04
PO₄⁻³ (mg/L)	9,8	9,7	9,2	9,19	9,21	9,9	9,42	0,33

Durant la saison sèche, la température de l'eau s'est révélée relativement homogène entre les stations, avec une moyenne de $25,1^{\circ}\text{C} \pm 0,5$. Les stations St3 et St4, légèrement plus fraîches, pourraient bénéficier d'un ombrage naturel réduisant l'effet du rayonnement solaire. La turbidité moyenne, de $116,8 \text{ UNT} \pm 4,34$, révèle une charge importante et diffuse en matières en suspension, avec des pics à St3 et St4, probablement influencés par des apports urbains ou le piétinement. La conductivité moyenne ($213 \mu\text{S/cm} \pm 6,42$) indique une minéralisation généralisée, accentuée à St4 et St6, traduisant une pollution domestique ou industrielle persistante. Le pH légèrement alcalin ($7,74 \pm 0,31$) reflète une stabilité chimique globale, avec des valeurs maximales à St5 et St1. L'oxygène dissous, en moyenne de $2,24 \text{ mg/L} \pm 0,42$, reste insuffisant pour soutenir une biodiversité aquatique équilibrée, notamment à St1 et St2 où les concentrations sont inférieures à 2 mg/L . Les teneurs moyennes en DCO ($2,278 \text{ mg/L} \pm 0,20$) et DBO₅ ($1,47 \text{ mg/L} \pm 0,12$) indiquent une pollution organique modérée mais persistante. Les faibles variations des concentrations en NH₄⁺ ($0,185 \text{ mg/L} \pm 0,0005$) et NO₂⁻ ($0,013 \text{ mg/L} \pm 0,0003$) traduisent une pollution chronique. Les niveaux de NO₃⁻ ($56,8 \text{ mg/L} \pm 1,04$) et de PO₄⁻³ ($9,42 \text{ mg/L} \pm 0,33$) très élevés témoignent d'un apport constant d'origine domestique ou agricole, accentuant le risque d'eutrophisation.

Les résultats ont indiqué qu'aucun des paramètres physico-chimiques analysés n'a présenté de différence statistiquement significative entre les stations durant la saison sèche ($p > 0,05$ pour tous les paramètres). Les valeurs du test de Kruskal-Wallis ($H = 5,0$) et les probabilités associées ($p = 0,416$) traduisent une homogénéité spatiale des conditions physico-chimiques de l'eau le long du cours d'eau pendant cette période.

Cette absence de différenciation significative suggère que, durant la saison sèche, les stations ont été soumises à des conditions environnementales relativement similaires, probablement en raison de la stabilité hydrologique et de la réduction des apports diffus liés au ruissellement.

4.1.2 Paramètres physico-chimiques de la rivière Bumbu en saison pluvieuse

Tableau 2. Paramètres physico-chimiques de la rivière Bumbu en saison pluvieuse

Paramètres	Stations						Moyenne	Ecartype
	St1	St2	St3	St4	St5	St6		
Température (°C)	26,5	27,6	26,7	26,9	26,8	27	26,92	0,376
Turbidité (UNT)	124	112	118	133	161	141	131,5	17,78
Conductivité (μS/cm)	228	204	203	242	284	254	235,8	31,12
pH	8,3	7,7	7,8	8,1	7,9	7,9	7,95	0,217
O₂ (mg/L)	1,97	1,98	2,43	2,47	2,3	2,33	2,247	0,22
DCO (mg/L)	2,31	2,29	1,72	1,73	1,8	1,83	1,947	0,277
DBO5 (mg/L)	1,32	1,33	1,11	1,2	1,21	1,22	1,232	0,082
NH₄⁺ (mg/L)	0,185	0,185	0,186	0,186	0,185	0,186	0,186	0,0005

NO₂⁻ (mg/L)	0,0124	0,0123	0,0127	0,0128	0,0125	0,0125	0,013	0,0002
NO₃⁻ (mg/L)	51,4	52,9	46,5	46,7	48,147	49,1	49,12	2,575
PO₄³⁻ (mg/L)	8,28	8,27	8,12	8,09	8,02	8,12	8,15	0,104

En saison pluvieuse, la température moyenne de l'eau a augmenté à $26,92^{\circ}\text{C} \pm 0,38$, suggérant un effet thermique lié aux apports de surface. La station St2 ($27,6^{\circ}\text{C}$) se distingue par un rejet thermique probable. La turbidité moyenne ($131,5 \text{ UNT} \pm 17,78$) s'élève nettement, notamment à St5 et St6, en lien avec le ruissellement urbain et agricole. L'écart-type élevé reflète une hétérogénéité spatiale marquée de la charge particulaire. La conductivité, plus élevée ($235,8 \mu\text{S/cm} \pm 31,12$), particulièrement à St5 et St6, indique une pollution chimique accentuée, probablement due à des apports ponctuels. Le pH ($7,95 \pm 0,217$) reste légèrement alcalin, avec un pic à St1a (8,3), pouvant résulter de l'activité photosynthétique ou du lessivage de matériaux de construction. L'oxygène dissous ($2,247 \text{ mg/L} \pm 0,22$) reste insuffisant, malgré une légère amélioration, avec des valeurs critiques à St1a et St1b. Les teneurs en DCO ($1,947 \text{ mg/L} \pm 0,277$) et DBO₅ ($1,23 \text{ mg/L} \pm 0,082$) diminuent légèrement, traduisant un effet de dilution des apports organiques par les pluies. Les concentrations en NH_4^+ (0,185 mg/L) et NO_2^- (0,013 mg/L) restent stables, confirmant des rejets constants. Les nitrates ($49,12 \text{ mg/L} \pm 2,57$), bien qu'en baisse par rapport à la saison sèche, excèdent largement le seuil écologique de 10 mg/L recommandé par l'OMS. Enfin, les PO_4^{3-} ($8,15 \text{ mg/L} \pm 0,10$) restent à des niveaux critiques, avec une faible variabilité, suggérant une pollution diffuse continue d'origine domestique.

De manière analogue, le test de Kruskal-Wallis appliqué aux données de la saison pluvieuse ne révèle aucune différence significative entre les stations pour l'ensemble des paramètres étudiés ($p > 0,05$). Les statistiques obtenues ($H = 5,0$; $p = 0,416$) indiquent également une uniformité spatiale des paramètres physico-chimiques pendant cette saison.

Malgré l'augmentation attendue des apports en nutriments et matières en suspension liée aux précipitations, les résultats montrent que ces apports affectent de façon relativement homogène l'ensemble des stations étudiées.

4.2 Distribution des charges bactériennes

4.2.1 Distribution des charges bactériennes de la rivière Bumbu en saison sèche

Tableau 3. Charges bactériologiques des eaux de la rivière Bumbu en saison sèche

Espèces bactériennes (UFC/100mL)	Stations						Moyenne	Ecartype
	St1	St2	St3	St4	St5	St6		
<i>Escherichia coli</i>	40000	35000	5000	6000	21500	21500	21500	14401,4
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	20000	18000	4000	3500	11375	11375	11375	6851,1
<i>Enterobacter spp.</i>	15000	12000	2000	2200	7800	7800	7800	5186,1
<i>Citrobacter freundii</i>	5000	5000	0	0	5000	5000	3333,333	2581,9
<i>Pseudomonas spp.</i>	0	0	2000	2500	2250	2250	1500	1172,6
<i>Serratia marcescens</i>	0	0	1500	1200	1350	1350	900	703,5
<i>Candida spp.</i>	2000	2200	1000	1000	1550	1550	1550	495,9
<i>Klebsiella oxytoca</i>	3000	3200	0	0	3100	3100	2066,667	1602,1
<i>Bacillus cereus</i>	1000	1100	800	900	950	950	950	100
<i>Aeromonas hydrophila group</i>	0	0	1800	2000	1900	1900	1266,667	983,2
<i>Providencia stuartii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

Les résultats consignés dans le Tableau 3 montrent une forte hétérogénéité spatiale des charges bactériologiques le long de la rivière Bumbu en saison sèche. Les stations amont St1 et St2 ont présenté les charges les plus élevées pour l'ensemble des bactéries indicatrices de contamination fécale et environnementale.

Escherichia coli a affiché des concentrations particulièrement élevées, atteignant 40 000 UFC à St1 et 35 000 UFC à St2, avec une moyenne globale de $21\,500 \pm 14\,401$ UFC, traduisant une contamination fécale sévère. Des tendances similaires sont observées pour *Klebsiella pneumoniae* et *Enterobacter spp.*, dont les charges maximales ont été également enregistrées aux stations St1 et St2, confirmant l'impact des rejets domestiques non traités.

Les stations intermédiaires St3 et St4 se sont caractérisé par des charges bactériennes nettement plus faibles, voire nulles pour certaines espèces (*Citrobacter freundii*, *Klebsiella oxytoca*, *Providencia stuartii*), suggérant un effet de dilution ou d'autoépuration locale. Toutefois, la présence de bactéries opportunistes telles que *Pseudomonas spp.*, *Serratia marcescens* et *Aeromonas hydrophila* group à ces stations indique une pollution organique persistante.

En aval (St5 et St6), les charges bactériennes ont augmenté à nouveau, notamment pour *Escherichia coli*, *Klebsiella spp.* et *Enterobacter spp.* avec des valeurs intermédiaires mais constantes, traduisant une pollution chronique diffuse. L'écart-type élevé observé pour plusieurs espèces reflète une variabilité spatiale marquée, caractéristique des cours d'eau soumis à de multiples sources ponctuelles et diffuses de contamination.

4.2.2 Distribution des charges bactériennes de la rivière Bumbu en saison pluvieuse

Tableau 4. Charges bactériologiques des eaux de la rivière Bumbu en saison pluvieuse

Espèces bactériennes (UFC/100mL)	Stations							Ecartype
	St1	St2	St3	St4	St5	St6	Moyenne	
<i>Escherichia coli</i>	40000	35000	5000	6000	21500	21500	21500	14401,4
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	20000	18000	4000	3500	11375	11375	11375	6851,1
<i>Enterobacter spp.</i>	15000	12000	2000	2200	7800	7800	7800	5186,1
<i>Citrobacter spp.</i>	6500	6000	4000	4000	4500	4500	4916,667	1068,5
<i>Bacillus spp.</i>	1000	1100	900	900	975	975	975	74,2
<i>Pseudomonas spp.</i>	0	0	2000	2500	2250	2250	1500	1172,6
<i>Serratia spp.</i>	0	0	1500	1200	1350	1350	900	703,5

Le Tableau 4 met en évidence une persistance des charges bactériologiques élevées en saison pluvieuse, avec une structure spatiale globalement similaire à celle observée en saison sèche. Les stations St1 et St2 sont demeurées les plus contaminées, avec des concentrations très élevées de *Escherichia coli* (jusqu'à 40 000 UFC/100mL), *Klebsiella pneumoniae* et *Enterobacter spp.*, traduisant un apport continu de contamination fécale, renforcé par le ruissellement des eaux pluviales.

Contrairement à la saison sèche, les espèces du genre *Citrobacter spp* ont présenté des charges non nulles à l'ensemble des stations, avec une moyenne de $4\,917 \pm 1\,068$ UFC, suggérant une diffusion accrue des bactéries entériques liée aux apports de surface. Les charges de *Bacillus spp.*, bien que plus faibles et homogènes, ont indiqué une contamination environnementale généralisée.

Les stations St3 et St4 conservent des niveaux bactériens modérés, tandis que St5 et St6 affichent des charges intermédiaires mais stables pour la majorité des espèces. L'absence de *Candida spp.* et la stabilité des charges de *Pseudomonas spp.* et *Serratia spp* suggèrent que la saison pluvieuse favorise surtout la mobilisation des bactéries d'origine fécale, plutôt que l'apparition de nouveaux groupes microbiens.

Globalement, les faibles écarts-types observés pour certaines espèces traduisent une homogénéisation spatiale des charges bactériennes sous l'effet du ruissellement, confirmant l'influence déterminante des précipitations sur la dynamique bactériologique de la rivière Bumbu

4.3 Corrélation entre les espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques

4.3.1 Corrélation entre les espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques en saison sèche

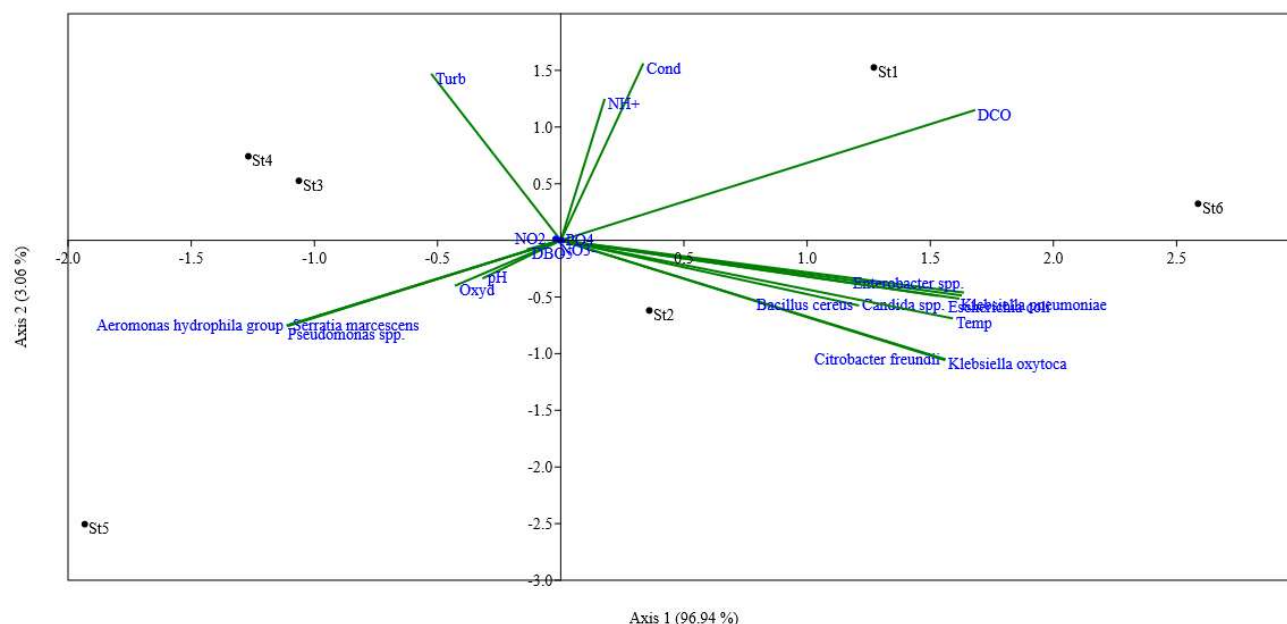


Figure 2. Corrélation entre les espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques en saison sèche 2024

La figure 2 renseigne que deux axes principaux (1 et 2) ou composantes principales ont été retenues puisqu'ils sont responsables de 94,62% de la variance totale ; l'axe 1 ayant exprimé le maximum de la variabilité (96,94%) et l'axe 2, une variance résiduelle (3,06%).

Les espèces bactériennes suivantes : *Aeromonas hydrophila group*, *Serratia marcescens* et *Pseudomonas spp* ont présenté des fortes affinités positives avec les paramètres physico-chimiques ci-après : nitrite, pH, oxygène dissous, turbidité et demande biologique en oxygène pendant cinq jours.

D'autres corrélations positives ont été décelées entre les espèces microbiennes : *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter spp*, *Citrobacter freundii*, *Candida spp*, *Klebsiella oxytoca*, *Bacillus cereus* et *Providencia stuartii* et les paramètres physico-chimiques suivants : phosphates, nitrate, température de l'eau et demande chimique en oxygène.

4.3.1 Corrélation entre les espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques en saison pluvieuse

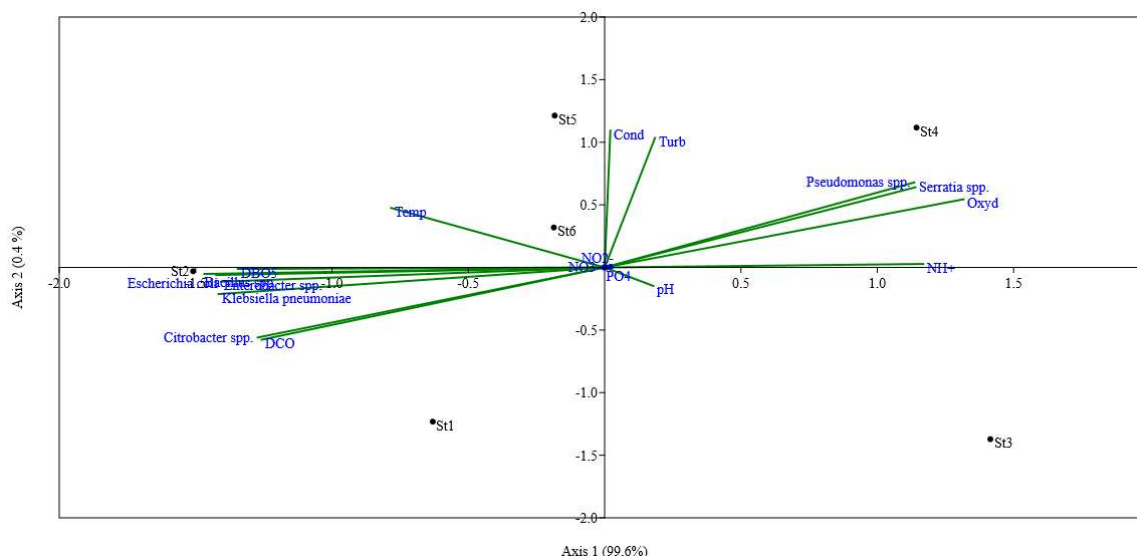


Figure 3. Corrélation entre les espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques en saison pluvieuse 2024

Les deux axes principaux (axes 1 et 2) ont été retenus parce qu'ils sont responsables de 100 % de variance totale ; axe 1 ayant exprimé 99,6% de variabilité et axe 2, 0,4% de variance résiduelle (figure 3).

L'analyse canonique de correspondances renseigne qu'en saison pluvieuse les espèces bactériennes : *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter spp.*, *Citrobacter spp.* et *Bacillus spp.* ont fortement corrélé avec les paramètres physico-chimiques suivantes : DCO, température, DBO5, nitrate et nitrite.

Les espèces bactériennes suivantes : *Pseudomonas spp.* et *Serratia spp.* ont présenté aussi des affinités positives avec les paramètres physico-chimiques suivants : oxygène dissous, ammonium, pH, conductivité, turbidité et phosphates.

4.4 Indice de Qualité de l'Eau (IQE) et Indice de pollution trophique (TSI) de la Bumbu

Tableau 5. Indice de Qualité de l'Eau (IQE) et Indice de pollution trophique (TSI) de la rivière Bumbu pendant les deux saisons

stations	SS-IQE	Classe IQE	SS-TSI	Etat trophique	SP-IQE	Classe IQE	SP-TSI	Etat trophique
St1	30-40	Très mauvaise	> 70	Hypertrophe	35-45	Très mauvaise à médiocre	> 65	Hypertrophe
St2	35-45	Médiocre	65-70	Hypertrophe	40-50	Médiocre	60-65	Eutrophe à Hypertrophe
St3	45-55	Médiocre à moyenne	60-65	Eutrophe	50-60	Moyenne	55-60	Eutrophe
St4	45-55	Médiocre à moyenne	60-65	Eutrophe	50-60	Moyenne	55-60	Eutrophe
St5	50-60	Moyenne	55-60	Eutrophe	55-65	Moyenne	50-55	Eutrophe
St6	50-60	Moyenne	55-60	Eutrophe	55-65	Moyenne	50-55	Eutrophe

L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) calculé à partir des principaux paramètres physico-chimiques a permis d'obtenir une évaluation intégrée de l'état écologique de la rivière Bumbu, en mettant en évidence des variations spatiales et saisonnières marquées (tableau 5).

En saison sèche, les valeurs de l'IQE ont montré une dégradation généralisée de la qualité de l'eau le long du cours de la rivière. Les stations situées en amont et dans les zones fortement urbanisées (St1 et St2) ont présenté les indices de qualité les plus faibles, traduisant une qualité de l'eau médiocre à très mauvaise. Cette dégradation est principalement liée aux faibles concentrations en oxygène dissous (< 3 mg/L), aux fortes teneurs en nitrates (> 50 mg/L) et en phosphates (> 9 mg/L), ainsi qu'aux niveaux élevés de turbidité.

À l'inverse, les stations St3, St4, St5 et St6 ont affiché des valeurs d'IQE légèrement plus élevées, correspondant à une qualité moyenne à médiocre. Cette amélioration relative pourrait s'expliquer par une dilution partielle des charges polluantes et une meilleure dynamique hydrologique, bien que les valeurs restent largement en deçà des seuils recommandés pour les usages domestiques et écologiques.

Globalement, la moyenne saisonnière de l'IQE classe la rivière Bumbu dans la catégorie « qualité médiocre », indiquant une eau impropre à la consommation humaine sans traitement préalable et présentant des risques écologiques importants.

En saison pluvieuse, les valeurs de l'IQE ont montré une légère amélioration par rapport à la saison sèche, en particulier dans les stations intermédiaires et aval (St3 à St6). Cette tendance est attribuable à l'effet de dilution des polluants organiques et chimiques par les eaux de ruissellement.

Cependant, malgré cette amélioration relative, les stations St1 et St2 demeurent classées dans la catégorie « qualité très mauvaise à médiocre », en raison de la persistance de fortes concentrations en nutriments (NO_3^- et PO_4^{3-}), d'une turbidité élevée et d'une oxygénation insuffisante. Les stations aval conservent une qualité moyenne, sans atteindre le seuil de « bonne qualité ».

L'analyse comparative intersaisonnière confirme que les précipitations ne réduisent pas durablement la pollution, mais contribuent plutôt à une redistribution spatiale des contaminants, notamment par le lessivage des sols urbains et agricoles.

L'Indice de Pollution Trophique (TSI) a permis d'évaluer le niveau d'enrichissement nutritif et le risque d'eutrophisation des eaux de la rivière Bumbu à partir des concentrations en nitrates, phosphates et de la turbidité.

Les valeurs du TSI calculées en saison sèche indiquent que l'ensemble des stations échantillonnées présente un état trophique élevé, caractéristique de milieux eutrophes à hypertrophes. Les stations St1 et St2 ont enregistré les indices trophiques les plus élevés, reflétant un enrichissement excessif en nutriments, principalement en nitrates (> 55 mg/L) et en phosphates (> 9 mg/L).

Les stations St3 à St6, bien que légèrement moins impactées, restent classées dans un état fortement eutrophe, ce qui traduit une pression nutritive diffuse et continue le long du cours d'eau. Ces conditions favorisent la prolifération microbienne, corroborée par les charges bactériennes élevées observées durant cette saison.

En saison pluvieuse, les valeurs du TSI montrent une légère diminution par rapport à la saison sèche, traduisant un effet de dilution partielle des nutriments. Toutefois, toutes les stations demeurent classées dans les catégories eutrophe à hypertrophe, confirmant la persistance d'une pollution nutritive chronique.

Les stations amont et urbaines (St1 et St2) restent les plus affectées, en raison des apports continus d'eaux usées domestiques et du ruissellement urbain. Les stations aval présentent une réduction relative du TSI, sans toutefois atteindre un état mésotrophe, indiquant que le processus d'eutrophisation reste actif sur l'ensemble du linéaire étudié.

La confrontation des résultats de l'IQE et du TSI met en évidence une forte concordance entre la dégradation de la qualité de l'eau et le niveau d'eutrophisation de la rivière Bumbu. Les stations présentant les IQE les plus faibles correspondent systématiquement aux valeurs de TSI les plus élevées, confirmant l'influence déterminante des apports nutritifs et organiques d'origine anthropique sur la dégradation écologique du cours d'eau.

Ces résultats soulignent que la pollution de la rivière Bumbu est structurelle et chronique, peu influencée par la saisonnalité, et constitue une contrainte majeure pour les usages domestiques, agricoles et pour la conservation des écosystèmes aquatiques.

4.5 Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées

4.5.1 Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées en saison sèche

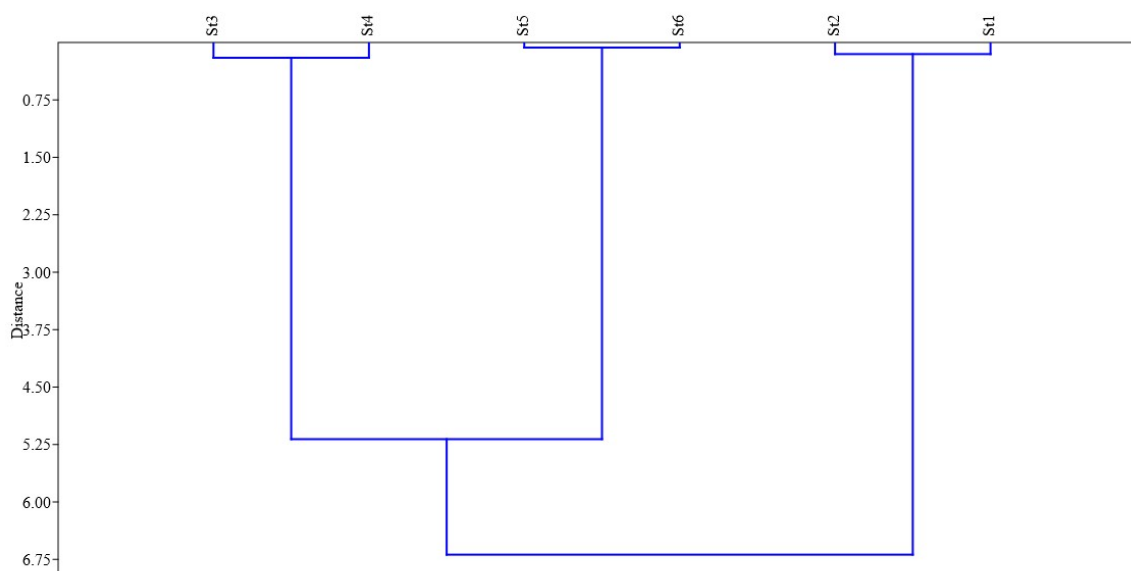


Figure 4. Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées en saison sèche

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), basée sur la matrice d'abondance des espèces bactériennes et les paramètres physico-chimiques et utilisant la distance de Bray–Curtis combinée à la méthode de Ward, a permis d'identifier des groupes homogènes de stations présentant des similarités écologiques (Figure 4).

Le dendrogramme a permis de distinguer deux grands groupes :

Groupe 1 : constitué des stations St3, St4, St5 et St6, caractérisée par des charges bactériennes modérée et de caractéristiques physico-chimiques relativement polluées.

Groupe 2 : regroupant les stations St12 et St2, marquées par une forte charge bactérienne et une très mauvaise qualité physico-chimique.

4.5.2 Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées en saison pluvieuse

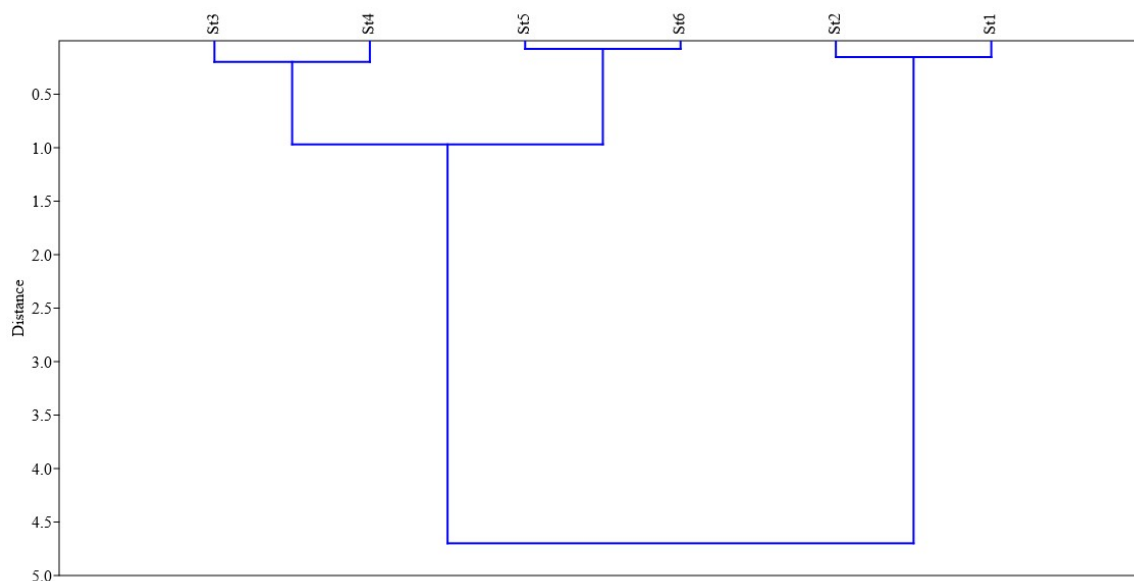


Figure 5. Classification Ascendante Hiérarchique des stations échantillonnées en saison pluvieuse

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), basée sur la matrice de charge bactériennes et les paramètres physico-chimiques et utilisant la distance de Bray–Curtis combinée à la méthode de Ward, a mis en évidence des groupes homogènes de stations présentant des similarités écologiques (Figure 5).

Le dendrogramme a permis de distinguer deux grandes classes :

Classe 1 : constitué des stations St3, St4, St5 et St6, caractérisée par des charges bactériennes modérée et de caractéristiques physico-chimiques relativement polluées.

Classe 2 : regroupant les stations St12 et St2, marquées par une forte charge bactérienne et une très mauvaise qualité physico-chimique.

5. Discussion

La présente étude fournit une évaluation intégrée de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la rivière Bumbu, en combinant des analyses descriptives, statistiques non paramétriques, multivariées et indiciaires. Cette approche permet une meilleure compréhension des pressions anthropiques et des dynamiques spatio-saisonnières qui affectent ce cours d'eau urbain de Kinshasa.

Les résultats ont mis en évidence une dégradation globale de la qualité physico-chimique des eaux, caractérisée par des valeurs élevées de turbidité, de conductivité et de nutriments (nitrates et phosphates), particulièrement marquées durant la saison pluvieuse. Cette variation saisonnière est typique des cours d'eau tropicaux urbanisés, où les précipitations accentuent les apports diffus issus du ruissellement des sols, des déchets solides et des eaux usées domestiques (Wetzel, 2001 ; Chapman, 1996).

L'augmentation des nutriments en saison pluvieuse a traduit une intensification des apports anthropiques, notamment liée à l'urbanisation non planifiée, à l'absence de réseaux d'assainissement performants et à l'occupation anarchique des berges. Des observations similaires ont été rapportées dans plusieurs rivières urbaines de Kinshasa, où les paramètres physico-chimiques reflètent fortement les activités humaines environnantes (Lumbu *et al.*, 2018 ; Mwanamoki *et al.*, 2014).

Les charges bactériologiques élevées observées, notamment les indicateurs de contamination fécale, confirment une pollution microbiologique importante des eaux de la rivière Bumbu. Ces résultats ont traduit la présence de rejets directs d'eaux usées domestiques non traitées et le lessivage des sols contaminés durant les épisodes pluvieux (APHA, 2017).

Les concentrations enregistrées ont dépassé largement les normes recommandées pour les eaux de baignade et d'irrigation, ce qui expose les populations riveraines à des risques sanitaires élevés, notamment les maladies hydriques (OMS, 2017 ; FAO, 2003). Cette situation est préoccupante dans un contexte où la rivière est utilisée pour des activités domestiques secondaires et l'agriculture urbaine.

L'Analyse Canonique de Correspondance (ACC) a permis d'identifier les principaux gradients environnementaux structurant la qualité de l'eau de la rivière Bumbu. Les axes factoriels dominants sont fortement corrélés aux paramètres liés à la charge organique et nutritive, traduisant une pollution d'origine essentiellement urbaine et domestique. Ces résultats confirment l'intérêt de l'ACC comme outil de synthèse et d'identification des facteurs majeurs de dégradation de la qualité de l'eau (Legendre & Legendre, 2012).

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a regroupé les stations selon leur similarité physico-chimique, révélant des groupes soumis à des pressions anthropiques comparables. Cette structuration modérée suggère une pollution diffuse et relativement homogène à l'échelle du tronçon étudié, comme observé dans d'autres cours d'eau urbains tropicaux (Lebart *et al.*, 1995).

Les résultats du test de Kruskal-Wallis ont montré l'absence de différences statistiquement significatives entre les stations pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques, tant en saison sèche qu'en saison pluvieuse. Cette homogénéité spatiale suggère que les sources de pollution ont été diffuses et continues le long de la rivière, et que la dynamique hydrologique favorise un mélange rapide des masses d'eau (Benzecri, 1973 ; Legendre & Legendre, 2012).

Ces résultats complètent les analyses multivariées en indiquant que les variations observées ont relevé davantage de gradients globaux de pollution que de contrastes stationnels marqués.

L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE/WQI) a indiqué une qualité globalement médiocre à mauvaise des eaux de la rivière Bumbu, avec une dégradation plus prononcée en saison pluvieuse. Cette baisse de l'IQE a reflété l'effet cumulatif des nutriments, de la turbidité et de la contamination bactériologique, confirmant la forte pression anthropique sur ce cours d'eau.

L'IQE a constitué un outil synthétique pertinent pour l'évaluation globale de la qualité de l'eau et pour la communication des résultats aux gestionnaires et décideurs (Brown *et al.*, 1970 ; Tyagi *et al.*, 2013).

Les valeurs du Trophic State Index (TSI) ont indiqué que la rivière Bumbu s'est située majoritairement dans un état eutrophe à hypertrophe, traduisant une forte enrichment en nutriments. Selon Carlson (1977), cet état trophique est caractéristique des écosystèmes aquatiques soumis à des apports excessifs d'azote et de phosphore.

L'eutrophisation observée est susceptible d'entraîner une diminution de l'oxygène dissous, une altération des communautés aquatiques et une dégradation durable des fonctions écologiques du cours d'eau (Wetzel, 2001).

La convergence des résultats issus des analyses physico-chimiques, bactériologiques, statistiques et indiciaires a mis en évidence une pollution généralisée de la rivière Bumbu, principalement liée aux activités urbaines. Ces résultats soulignent l'urgence de mettre en œuvre des stratégies de gestion intégrée incluant l'amélioration de l'assainissement, la réduction des rejets directs et la protection des bandes riveraines (Chapman, 1996 ; OMS, 2017).

CONCLUSION

La présente étude met en évidence une dégradation généralisée de la qualité écologique et sanitaire des eaux de la rivière Bumbu, résultant principalement des activités anthropiques liées à l'urbanisation rapide et non contrôlée de la ville de Kinshasa. Les analyses physico-chimiques révèlent des niveaux élevés de turbidité, de conductivité et de nutriments, associés à de faibles concentrations en oxygène dissous, traduisant une altération significative du fonctionnement écologique du cours d'eau.

Les charges bactériologiques très élevées, dominées par des bactéries indicatrices de contamination fécale, confirment l'impact des rejets directs d'eaux usées domestiques et soulignent les risques sanitaires majeurs pour les populations riveraines. L'absence de différences statistiques significatives entre les stations, confirmée par le test de Kruskal-Wallis, indique une pollution diffuse et continue sur l'ensemble du tronçon étudié. Les analyses multivariées (ACC et CAH) ont permis d'identifier les principaux facteurs structurant cette pollution, dominés par les apports organiques et nutritifs.

L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) classe globalement la rivière Bumbu dans une catégorie de qualité médiocre à mauvaise, tandis que l'Indice de Pollution Trophique (TSI) révèle un état eutrophe à hypertrophe, témoignant d'un risque élevé d'eutrophisation. La dégradation est plus marquée en saison pluvieuse, en raison de l'intensification des apports diffus par le ruissellement.

Dans l'ensemble, cette étude démontre l'intérêt d'une approche intégrée combinant analyses physico-chimiques, bactériologiques, statistiques et indiciaires pour le suivi de la qualité des eaux urbaines. Elle met en évidence la nécessité urgente de mettre en place des stratégies de gestion durable, incluant l'amélioration des systèmes d'assainissement, la réduction des rejets directs, la protection des berges et un programme de monitoring environnemental à long terme, afin de restaurer et préserver les fonctions écologiques de la rivière Bumbu.

Références

- [1]. American Public Health Association (APHA). (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.). Washington, D.C. : American Public Health Association.
- [2]. APHA. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). American Public Health Association.
- [3]. Benzecri, J. P. (1973). L'analyse des données (Vol. 1). Dunod.
- [4]. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index—Do we dare? *Water & Sewage Works*, 117, 339–343.
- [5]. Brusle J. & Quignard J.P., 2004. Les poissons et leur environnement, écophysiologie et comportements adaptatifs. Ed.TEC et DOC. Londres-Paris- New york, 1522
- [6]. Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- [7]. Chapman, D. (1996). Water quality assessments : A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring (2nd ed.). UNESCO/WHO/UNEP.
- [8]. Edokpayi, J. N., Odiyo, J. O., Popoola, E. O., & Msagati, T. A. M. (2015). Assessment of microbial contamination of river water sources in rural areas of Limpopo Province, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(5), 5328–5340. <https://doi.org/10.3390/ijerph120505328>
- [9]. FAO. (2003). Water quality for agriculture (FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev.1). FAO.
- [10]. International Organization for Standardization (ISO). (2006). ISO 19458: Water quality — Sampling for microbiological analysis. Geneva : ISO.
- [11]. Janda, J. M., & Abbott, S. L. (2010). The Enterobacteria (2nd ed.). Washington, D.C.: ASM Press.
- [12]. Kabamba S.B., 1981. Etude de la pollution des eaux des rivières qui traversent la ville de Kinshasa, Mémoire, inédit, Fac. Sciences, Unikin, 49 p.

- [13]. 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, 201 p.
- [14]. Lebart, L., Morineau, A., & Piron, M. (1995). *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Dunod.
- [15]. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3rd ed.). Elsevier.
- [16]. Lelo N.F., 2011. Kinshasa. Planification et aménagement. L'harmattan, Paris, 381p.
- [17]. Lumbu, S. J., Mwanamoki, P. M., & Koto-te-Nyiwa, N. G. (2018). Qualité physico-chimique des eaux de surface en milieu urbain tropical : cas des rivières de Kinshasa. *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 12(2), 45–58.
- [18]. Mwanamoki, P. M., Devarajan, N., Niane, B., et al. (2014). Trace metals and persistent organic pollutants in sediments from tropical rivers of Kinshasa, DR Congo. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 541–556. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3405-9>
- [19]. OMS. (2017). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed.). World Health Organization.
- [20]. Pain M., 1979. Kinshasa : ecologie et organisation urbaine. Thèse de doctorat, Université de Toulouse. Inst. Géogr. Daniel fauchier, pp 3-53.
- [21]. Prescott, L. M., Harley, J. P., & Klein, D. A. (2005). *Microbiology* (6th ed.). Boston, MA: McGraw-Hill.
- [22]. Rodier J., 2009. *L'Analyse de l'eau*. 9 è éd. ; Dunod, Paris. 1526 p.
- [23]. Sisa Mbungu, E., Kamb Tshijik, J.-C., Mutambel'hity, S. N. D., Lohaka Djonga, J., Bunda Pata Mayala, N., & Munganga Gikug, J. (2025). Étude de l'influence de la qualité des zones riveraines sur la diversité des odonates dans le bassin versant de la rivière N'saya à Kinshasa, RDC. *Afrique SCIENCE*, 27(4), 101-117.
- [24]. Touzin D., 2008. Utilisation des Macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec, Mémoire inédit. Université de Québec, 39 p.
- [25]. Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38.
- [26]. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.
- [27]. World Health Organization (WHO). (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters*. Geneva: WHO Press.