



Étude de la pollution par les éléments traces métalliques des sédiments de la rivière YOLO à Kinshasa en République Démocratique du Congo

[Study of the pollution by trace metal elements of the sediments of the YOLO River in Kinshasa in the Democratic Republic of Congo]

Marcel Mbaya^{1,3*}, Emmanuel Kalembe², Odon Kupesa³, Isaac Kumpi³, Nathan Sungani³ & Céline Sikulisimwa^{1,3}

¹Faculté des Sciences et Technologies/Laboratoire d'hydrochimie et Environnement, Université de Kinshasa BP 127 Kinshasa XI, République Démocratique du Congo.

²Faculté de Pétrole, Gaz et Énergie renouvelables, Université de Kinshasa, BP 127 Kinshasa XI, République Démocratique du Congo.

³Laboratoire d'hydrochimie et Environnement, Université de Kinshasa BP 127 Kinshasa XI, République Démocratique du Congo

Résumé

Cette étude a évalué la contamination en éléments traces métalliques des sédiments de surface de la rivière YOLO (Kinshasa, RDC), réceptacle de déchets solides incluant les déchets électriques et électroniques (DEEEI). Les analyses ICP-MS après digestion acide totale ont révélé des concentrations très élevées en Cu (910,33 mg/kg), Pb (570,03 mg/kg) et As (7303 mg/kg), largement supérieures aux normes internationales. Les indices géochimiques (Igeo, FE) et l'indice de risque écologique (RI=3336,75–11820,62) classent les sédiments comme fortement contaminés et à risque écologique très élevé. L'ACP a montré une origine commune pour plusieurs métaux (Pb, Fe, Mg, Co, As), confirmant l'impact majeur des rejets anthropiques liés aux DEEEI. Ces résultats soulignent l'urgence d'une gestion structurée des déchets électroniques et d'un suivi environnemental renforcé pour protéger les écosystèmes et les populations riveraines.


Mots-clés : éléments traces métalliques, sédiments, pollution, rivière YOLO, Kinshasa.

Abstract

This study assessed the metallic contamination of surface sediments in the YOLO River (Kinshasa, DRC), which receives solid waste including electrical and electronic waste (WEEE). ICP-MS analyses after total acid digestion revealed very high concentrations of Cu (910.33 mg/kg), Pb (570.03 mg/kg), and As (7303 mg/kg), far exceeding international sediment quality guidelines. Geochemical indices (Igeo, EF) and the ecological risk index (RI = 3336.75–11820.62) classified the sediments as highly contaminated and at very high ecological risk. Principal component analysis indicated a common origin for several metals (Pb, Fe, Mg, Co, As), confirming the major impact of anthropogenic inputs from WEEE. These findings highlight the urgent need for structured electronic waste management and strengthened environmental monitoring to protect ecosystems and local communities.

Keywords : trace metals, sediments, pollution, YOLO River, Kinshasa.

*Auteur correspondant: Marcel Mbaya, (marcel.mbaya@unikin.ac.cd). Tél. : (+243) 820257621

 <https://orcid.org/0009-0004-4674-351X>; Reçu le 15/04/2026 ; Révisé le 12/05/2026 ; Accepté le 03/06/2026

DOI: <https://doi.org/10.59228/rcst.026.v5.i2.291>

Copyright: ©2026 Mbaya et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License (CC-BY-NC-SA 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

1. Introduction

La croissance démographique rapide de Kinshasa entraîne une occupation anarchique des zones non urbanisées, où les activités artisanales et domestiques génèrent d'importantes quantités de déchets (plastiques, papiers, végétaux, électroniques). Faute de système organisé de gestion, ces déchets sont rejetés dans les cours d'eau ou brûlés à l'air libre, aggravant la pollution urbaine. Parmi eux, les déchets des équipements électriques, électroniques et informatiques (DEEEI) constituent une problématique majeure : considérés comme dangereux par la réglementation environnementale, ils contiennent des substances toxiques et une forte proportion de métaux (Reygner, 2011 ; Weber et al., 2019). En l'absence de structures de recyclage, ces déchets finissent dans la nature et les rivières, contribuant à la dégradation de la qualité des eaux et des sédiments (Sikulisimwa, 2021).

Le cas de la rivière YOLO illustre cette situation. En plus des déchets solides, elle reçoit des eaux de ruissellement et des rejets domestiques (phénomène « Munduki »), qui accentuent la contamination. Les éléments traces métalliques (ETM), naturellement présents dans la croûte terrestre, s'y accumulent par les apports anthropiques et deviennent des polluants persistants. Leur mobilité, notamment lors des crues, favorise la dispersion et la contamination des sédiments (Shahady, 2021). Or, ces ETM ne sont pas biodégradables et peuvent avoir des effets néfastes sur la flore aquatique, les ressources halieutiques et la santé humaine.

Bien que certaines études aient montré une faible contamination des rivières urbaines de Kinshasa (Kilunga et al., 2017), aucune recherche n'a encore porté spécifiquement sur l'impact direct des DEEEI sur les sédiments de la rivière YOLO. Cette lacune scientifique justifie l'intérêt d'analyser la teneur en ETM dans ce milieu, afin de mieux comprendre les risques environnementaux et sanitaires liés à la gestion inadéquate des déchets électroniques dans la capitale congolaise.

Cette étude vise à réaliser une évaluation d'une pollution des sédiments de la rivière YOLO et à analyser de manière approfondie les impacts des déchets électrotechniques, électriques et informatiques (DEEEI) sur leur qualité à Kinshasa (RDC). Les résultats fourniront une base factuelle pour appuyer les mesures de gestion environnementale. Comme objectifs, cette étude nous a permis de :

- Caractériser les paramètres physico-chimiques des sédiments et comparer les concentrations en éléments traces métalliques aux valeurs guides.

- Évaluer la contamination et les risques écologiques à l'aide des indices EF (facteur d'enrichissement), DC (degré de contamination), Igé (indice de géoaccumulation) et RI (indice de risque écologique).

- Identifier les sources de pollution des sédiments, en distinguant les apports anthropiques (déchets électroniques, rejets domestiques et industriels) des origines naturelles.

Cette étude cherche à répondre aux interrogations fondamentales suivantes :

Quelle est la composition chimique et métallique des déchets électroniques, électriques et informatiques (DEEEI) rejetés sans recyclage dans la rivière YOLO, et comment ces éléments contribuent-ils à l'enrichissement et à la contamination des sédiments ?

Quel est le niveau de pollution des sédiments et quels risques écologiques en découlent pour les écosystèmes aquatiques et les populations riveraines ?

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Cette étude a été réalisée précisément sur la rivière YOLO qui prend sa source sur le versant du mont Amba dans la commune de Lemba et traverse trois communes, Lemba, Ngaba et Limete. Comme indiqué sur la carte ci-dessous, sa longueur maximale est de 12 km et sa largeur varie entre 3 et 5 m tandis que sa profondeur varie de 1 à 3 m. Elle est alimentée par les eaux des divers ruisseaux, caractérisée par un débit de $5,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant la saison sèche et $64,47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Cette rivière est située dans la ville-province de Kinshasa avec un climat tropical chaud et humide, et deux grandes saisons, sèche et de pluie. Les mutations climatiques que connaît la ville de Kinshasa impliquent que ces résultats doivent être mis à jour. (Kamb et al., Shomba et al., 2015, 2016 ; Lusasi et al., 2019).

2.2. Méthodes

2.2.1. Échantillonnage et traitement des sédiments

Les échantillons de sédiment ont été prélevés au mois d'octobre 2023 le long de la berge de la rivière YOLO sur 12 points de prélèvements en quantité de 100 g, regroupés en trois échantillons représentatifs en raison de quatre prélèvements faisant un échantillon pour des raisons d'homogénéité. Les sites 1 correspondent à un mélange de quatre premiers

prélèvements d'une distance d'un kilomètre par point, les sites 2 et 3 sont aussi issus d'un mélange de quatre points de prélèvements, ce qui fait une totalité de douze points.

Les sédiments ont été prélevés en surface par raclage dans des petits tubes de 200 mL qui sont remplis. Au laboratoire, la couche superficielle du sédiment oxydée par l'oxygène est éliminée et une partie du sédiment est séchée sous hotte à flux laminaire puis broyée dans un mortier et tamisée à 63 µm afin d'obtenir la fraction fine. Cette dernière, qui contient essentiellement les éléments traces métalliques, est utilisée pour la détermination du carbone organique particulaire, de la matière organique et des éléments métalliques.

Techniques analytiques

2.2.2. Mesure des métaux traces dans des échantillons de sédiments

Conformément à la méthode décrite par Poté et al. (2008), les échantillons de sédiments ont été soumis à une lyophilisation, puis soigneusement réduits en une poudre uniforme avant d'être passés au tamisage à l'aide d'un filtre à mailles de 2 mm. L'achèvement de la digestion des échantillons a été effectué en suivant les protocoles adaptés de Thevenon (2013). En résumé, 10 mg de sédiments en poudre ont été intégralement digérés grâce à des acides de grande pureté dans des contenants en Téflon disposés sur une plaque chauffante en céramique.

Le processus de digestion dans les acides a été effectué en trois phases distinctes : (i) introduction de 1 mL d'acide nitrique suprapur (65 %), (ii) une seconde phase combinant 0,5 mL d'acide perchlorique (70 %) et 0,5 mL d'acide fluorhydrique (40 %), et enfin (iii) une dernière étape durant laquelle on utilise 0,5 mL d'acide nitrique. Entre chaque phase, les échantillons ont été soumis à une chaleur jusqu'à atteindre la siccité. Avant l'analyse instrumentale, les résidus secs ont été dissous dans 10 mL d'acide nitrique à une concentration de 1 %.

L'analyse quantitative élémentaire a été effectuée par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, Agilent 7700x), adaptée aux échantillons présentant des matrices complexes. On a employé une chambre de collision à l'hélium et des équations de correction pour diminuer les interférences dans le spectre. Des courbes d'étalonnage ont été réalisées en utilisant des solutions standards multiéléments aux concentrations de 0, 0,02, 1, 5, 20, 100 et 200 µg L⁻¹.

L'exactitude de l'analyse a été contrôlée et confirmée en utilisant le matériau de référence certifié STSD-1 (sédiments fluviaux), fourni par le Conseil national de recherches du Canada. Les résultats de l'étude en laboratoire LAE étaient positionnés à ± 10 % des concentrations validées. Les données relatives aux niveaux de métaux dans LAE, mises en comparaison avec les valeurs certifiées, ont démontré des taux de récupération élémentaire supérieurs à 92,5 % pour l'ensemble des éléments analysés au moyen d'un ICP-MS triple quadripôle. La limite de détection a été déterminée à trois fois l'écart-type des échantillons témoins. Des tests de récupération ont été effectués sur des échantillons de sédiments représentatifs, affichant des taux de récupération d'éléments dépassant les 92,5 %, ce qui prouve la crédibilité de la technique.

Les pourcentages de récupération des ISTD ont dépassé 98 % pour tous les composants examinés. Les résultats ont été rapportés en mg kg⁻¹ sur la base du poids à sec. La précision analytique était élevée, avec des écarts-types relatifs pour les analyses tripartites qui étaient inférieurs à 2,5 % et des valeurs blanches qui étaient inférieures à 1 % du signal de l'échantillon. Des précisions méthodologiques supplémentaires sont fournies dans les informations complémentaires (IC).

2.3. Évaluation de la pollution des sédiments et du danger écologique lié

Pour mesurer l'étendue de la pollution des sédiments, nous avons utilisé deux indices géochimiques couramment employés : le coefficient d'enrichissement (EF) et l'indice de géoaccumulation (Igeo) Barbieri (2016). Ces indices ont été élaborés pour faire la distinction entre les niveaux géochimiques naturels de fond et les apports anthropiques aux concentrations de métaux. L'EF a été déterminée en normalisant chaque concentration de métal par rapport à celle du scandium (Sc). Le calcul de l'EF a été effectué en utilisant la formule suivante :

$$EF = \frac{\left(\frac{Metal}{Sc}\right)_{sample}}{\left(\frac{Metal}{Sc}\right)_{back\ ground}}$$

Le scandium (Sc) a été sélectionné comme élément de référence étant donné qu'il constitue un élément conservé, lithogénique et stable, qui est presque exempt d'influence des processus d'altération, de la granulométrie ou des contributions humaines. Sa stabilité géochimique en fait un marqueur sûr des matériaux détritiques, facilitant ainsi une détection plus

exacte des enrichissements en métaux. Cette méthode est en accord avec plusieurs recherches géochimiques qui ont prouvé que le scandium servait de normalisateur approprié et solide.

Les niveaux de base, tant pour les métaux traces que pour le Sc, ont été déterminés à partir des valeurs moyennes de la croûte continentale supérieure (UCC) mentionnées par McLennan, (1998). Lorsqu'aucune donnée de base spécifique au site n'est disponible ou lorsque l'hétérogénéité lithologique locale rend difficile l'établissement d'une référence régionale uniforme, les valeurs de l'UCC sont souvent privilégiées.

L'emploi de l'UCC assure une référence géochimique normalisée et reconnue à l'échelle mondiale, ce qui facilite des comparaisons pertinentes avec d'autres systèmes touchés par la contamination ou l'extraction minière. L'évaluation des niveaux de contamination au Tc présents dans les sédiments a été réalisée grâce à l'indice de géoaccumulation (Igeo), qui est défini comme suit :

$$Igeo = \text{Log}2\left(\frac{Cn}{1,5 \times Bn}\right)$$

où Cn représente la concentration mesurée du métal dans l'échantillon, Bn correspond à la valeur de référence, et le coefficient 1,5 prend en compte l'hétérogénéité naturelle des éléments à l'état de référence. (Müller, 1969). L'association de l'EF et de l'Igeo fournit un socle robuste pour mesurer le niveau d'enrichissement humain en métaux et les dangers environnementaux correspondants dans la zone d'examen. Pour juger du niveau de contamination pour chaque métal, le coefficient de contamination

Le CF a été calculé comme suit :

$$CF = \frac{Cn}{Bn}$$

où Cn représente la concentration du métal dans l'échantillon et Bn la concentration de fond correspondante, selon Rubio et al. (2000), et Förstner & Wittmann (1979).

Le niveau cumulé de contamination métallique a été représenté par le degré de contamination (DC), calculé comme la somme de toutes les valeurs CF :

$$DC = \sum CF_i$$

L'analyse s'est concentrée sur les principaux métaux potentiellement toxiques, notamment le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le chrome (Cr) et le zinc (Zn). (Haller et al., 2009).

Afin de mieux caractériser les menaces écologiques que représentent ces métaux, l'indice de risque écologique (Eri) a été calculé à l'aide de :

$$Eri = \text{Tri} \times \text{CF}_i$$

où Tri désigne le facteur de réponse toxique (entre parenthèses) pour chaque élément : Cd (30), As (10), Co (5), Cu (5), Pb (5), Cr (2) et Zn (1). (Hakanson, 1980 et Loska et al., 2004).

Le risque écologique global, qui prend en compte l'ensemble des métaux étudiés, a été estimé à l'aide de l'indice de risque écologique potentiel (RI), calculé selon la formule suivante :

$$RI = \sum E_{ir}$$

Cet indice tient compte de la toxicité des métaux, des niveaux de concentration et de la vulnérabilité écologique de la zone étudiée. Abraham (2008).

De plus, les concentrations de métaux dans les sédiments ont été comparées aux lignes directrices canadiennes sur la qualité des sédiments (LQS) et aux niveaux d'effet probable (NEP) afin d'évaluer les impacts écologiques potentiels sur la vie aquatique, conformément aux normes du Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2002).

2.4. Analyse statistique des données

Pour chaque échantillon, les niveaux de métaux lourds ont été mesurés à trois reprises distinctes et les données obtenues ont été moyennées dans le but d'accroître la représentativité des résultats, tout en favorisant leur précision et leur reproductibilité. L'analyse statistique, incluant la corrélation de Pearson, a été effectuée avec le logiciel R.

3. Résultats

3.1. Résultats des ETM dans les sédiments

Les concentrations des éléments traces métalliques (ETMs) obtenues après dosage, dans les sédiments des 3 sites issus de 12 sites de prélèvement, évoluent, jusqu'à 100 fois supérieures aux valeurs initiales recommandées par le guide de qualité des sédiments pour la protection de la vie aquatique (SQGs)

Tous les ETMs dans les échantillons de sédiments dans cette étude sont très au-dessus du maximum admissible par rapport aux directives sur la qualité des sédiments pour la protection de l'écosystème aquatique. Il s'agit des éléments comme le cuivre avec 61,99 mg/kg ; le nickel 6,23 mg/kg ; le cobalt 1,99 mg/kg ; l'arsenic 1,03 mg/kg ; le plomb 192,14 mg/kg et les résultats obtenus dans le cadre de ce travail signalent des concentrations allant de 10 à 100 fois plus élevées, comme le cas des : cuivre avec 910,33 mg/kg ;

nickel 68,67 mg/kg ; cobalt 90,42 mg/kg ; arsenic 970,87 mg/kg ; plomb 570,03 mg/kg. Ceci montre un apport par les DEEEs non recyclés en ETMs dans les sédiments de la rivière YOLO.

3.2. *Corrélation de Pearson*

Les coefficients statistiquement significatifs ($p < 0,05$) sont surlignés en gras.

Le [tableau II](#) reprend les coefficients de corrélation des paramètres mesurés dans les échantillons collectés des sédiments de la rivière YOLO. Il s'observe une corrélation positive et significative ($p < 0,05$) de la teneur en sédiments entre le couple : Co-Fe ; Cu-Mn ; Co-Mg ; Fe-Mg ; Co-Pb ; Fe-Pb ; Mg-Pb ; Cu-Zn ; Fe-Zn ; Mn-Zn ; Pb-Zn ; Co-As ; Fe-As ; Mg-As ; Pb-As ; Mn-Cr ; Ni-Cr ; Cu-Cd ; Co-Cd ; Fe-Cd ; Mg-Cd ; Pb-Cd ; Zn-Cd ; As-Cd.

Une corrélation positive et significative est également observée entre des couples d'éléments traces métalliques, indiquant que ces éléments métalliques proviendraient d'une source commune et emprunteraient des voies de transport similaires ([Haller et al., 2009](#)). Des corrélations négatives significatives sont observées entre quelques couples des ETMs et ceci confirme que les voies de transport ne sont pas similaires.

3.3. *Indice de géoaccumulation (Igeo), facteur d'enrichissement (FE), degré de contamination (CD) et indice de risque écologique potentiel (RI).*

L'analyse montre que, pour l'ensemble des trois sites, les valeurs de l'indice géochimique (Igeo) varient de valeurs inférieures à zéro, traduisant une situation pratiquement non polluée, à des valeurs supérieures à cinq, indiquant une pollution extrême. Les cas les plus marquants concernent le cadmium dans le site S1, l'arsenic et le cadmium dans le site S2, ainsi que l'arsenic et le cadmium dans le site S3, qui apparaissent comme les principaux polluants.

En ce qui concerne le facteur de contamination (FC), les trois sites présentent des valeurs comprises entre trois et six, ce qui correspond à une contamination considérable. Lorsque le FC est inférieur à un, la contamination est faible, comme c'est le cas du manganèse dans les trois sites et du fer dans le site S3. Lorsque le FC se situe entre 1 et 3, la contamination est modérée, ce qui s'observe pour le nickel dans les sites S2 et S3 ainsi que pour le fer dans le site S1. Lorsque le FC est compris entre trois et six, la contamination devient considérable, comme pour le cobalt dans le site

S1 et le fer dans le site S2. Enfin, lorsque le FC dépasse 6, il traduit une forte contamination.

L'indice de contamination globale (DC) est supérieur à 32 dans tous les sites, ce qui confirme une forte contamination. De plus, l'indice de risque écologique (IR) dépasse 300, ce qui justifie un niveau de pollution écologique très élevé et un risque majeur pour l'environnement dans l'ensemble des sites étudiés.

L'examen du risque écologique individuel (Eri) révèle que, lorsque la valeur est inférieure à 40, le risque est faible. C'est le cas du cobalt dans le site S1, du chrome dans les trois sites, du cuivre dans le site S2 et du fer dans l'ensemble des sites. Lorsque l'Eri se situe entre 40 et 80, le risque écologique est modéré, ce qui concerne la majorité des autres métaux.

3.4. *Analyse en composantes principales*

Ces analyses nous ont permis de déceler les corrélations qui peuvent être positivement ou négativement significatives en mettant des échantillons en opposition de manière à faire ressortir les différences avec un soulignement de contraste et en établissant des relations entre les différents échantillons de l'information.

Ce graphique biplot ([figure IV](#)) illustre les résultats d'une ACP réalisée sur un ensemble de données chimiques. Les deux axes principaux, Dim1 (66,7 %) et Dim2 (33,3 %), expliquent ensemble 100 % de la variance observée. Les flèches bleues représentent les vecteurs des variables (éléments chimiques), indiquant leur contribution et leur corrélation avec les composantes principales. Une flèche longue et orientée vers un axe suggère une forte influence de l'élément sur cette dimension.

Les éléments analysés incluent : Cu (cuivre), Zn (zinc), Cd (cadmium), Pb (plomb), Fe (fer), Mg (magnésium), Co (cobalt), As (arsenic), Ni (nickel), Cr (chrome) et Mn (manganèse). La proximité entre les flèches permet d'identifier des corrélations positives entre certains éléments (par exemple, Cu et Zn), tandis que des orientations opposées indiquent des relations négatives. Les points noirs numérotés (1, 2, 3) correspondent à des échantillons individuels. Leur position dans l'espace factoriel reflète leur composition chimique relative et permet de visualiser les similarités ou différences entre eux.

Ce type de représentation facilite l'interprétation des relations multivariées et la distinction entre groupes d'échantillons selon leur profil chimique.

Les différents sites ont montré des différences pas vraiment considérables en termes d'origine, montrant la variabilité de la concentration des éléments traces métalliques (ETMs) dans les sédiments.

Le diagramme des éboulis présenté ci-dessus permet d'évaluer la pertinence des composantes principales extraites lors de l'analyse en composantes principales (ACP). On y observe que :

La première composante (Dim1) explique 66,7 % de la variance totale.

La deuxième composante (Dim2) en explique 33,3 %.

La troisième composante (Dim3) n'apporte aucune information supplémentaire (0 % de variance expliquée).

La courbe décroissante reliant les barres illustre une chute brutale de la variance après la deuxième dimension, ce qui suggère une structure fortement bidimensionnelle des données. Ce type de profil est typique lorsque les deux premières composantes capturent l'essentiel de la variabilité, rendant les suivantes négligeables. Ainsi, la rétention des deux premières composantes semble suffisante pour une représentation fidèle des données, tout en permettant une réduction efficace de la dimensionnalité. Cette simplification facilite l'interprétation des relations entre variables et la visualisation des échantillons dans un espace à deux dimensions, comme illustré dans le biplot associé.

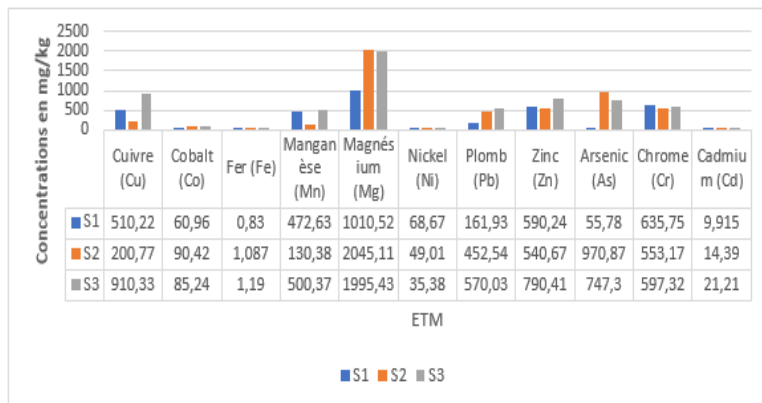


Figure 2 : Concentration des ETM dans les sédiments de la rivière YOLO

Tableau I : Corrélation par ordre de Pearson pour les paramètres sélectionnés analysés dans les échantillons des sédiments

	Cu	Co	Fe	Mn	Mg	Ni	Pb	Zn	As	Cr	Cd
Cu	1.00										
Co	-0.08	1.00									
Fe	0.35	0.91	1.00								
Mn	0.86	-0.57	-0.17	1.00							
Mg	0.03	0.99	0.95	-0.48	1.00						
Ni	-0.49	-0.83	-0.99	0.02	-0.89	1.00					
Pb	0.35	0.90	1.00	-0.17	0.95	-0.99	1.00				
Zn	0.97	0.18	0.58	0.70	0.29	-0.70	0.58	1.00			
As	-0.16	1.00	0.87	-0.64	0.98	-0.78	0.87	0.10	1.00		
Cr	0.47	-0.92	-0.66	0.85	-0.87	0.54	-0.66	0.23	-0.95	1.00	
Cd	0.64	0.71	0.94	0.16	0.79	-0.98	0.94	0.82	0.66	-	1.00
											0,38

Tableau II : Valeurs calculées d'igéo des ETM dans les échantillons de sédiments de la rivière YOLO

Igeo	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Fe	Zn
S1	5	6	2	4	4	-0,9	1,1	2,4	1	2,4
S2	9	7	3	3,4	2,4	-3	1	4	1,03	2,33
S3	8,4	7,1	2,46	4	5	-1	0,2	4,23	1,16	3

Tableau III : Valeurs calculées de FC des ETM dans les échantillons de sédiments de la rivière YOLO

FC	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Fe	Zn
S1	36,6	91,8	6	18,1	20,4	0,78	3,4	8,05	2,37	8,30
S2	646,6	142,8	9	15,8	8	0,2	2,4	22,6	3,1	7,6
S3	498	241,24	8,5	17,05	36,4	0,8	1,75	28,5	0,000034	11,12

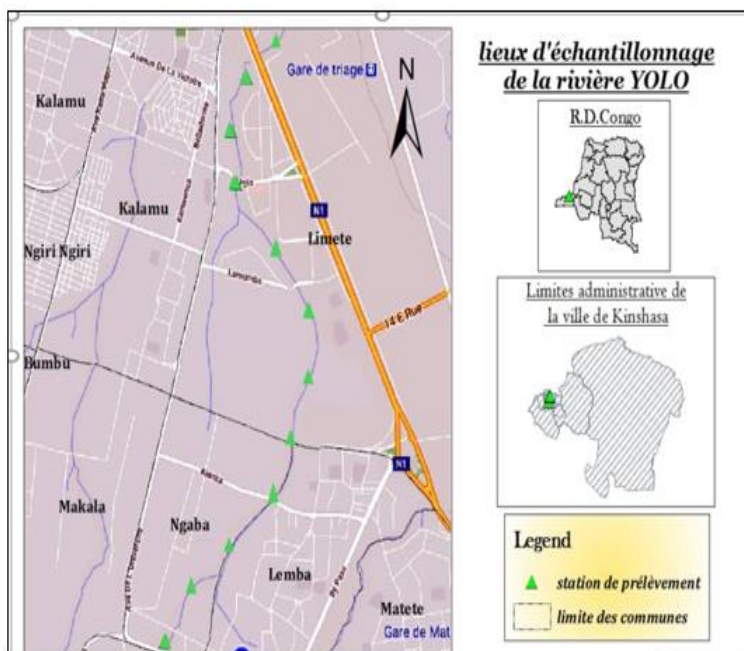


Figure 1 : Cartographie du milieu d'étude et sites d'échantillonnage

Tableau IV : Valeurs calculées de DC des ETM dans les échantillons de sédiments de la rivière YOLO

	DC	IR
S1	189,25	3336,75
S2	858,16	10988,7
S3	816,43	11820,62

Tableau 5 : Valeurs calculées d'ERI des ETM dans les échantillons de sédiments de la rivière YOLO

Eri	As	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Fe
S1	366	2754	30	36,2	102	40,25	8,30
S2	6466	4285,5	45	31,6	40	113	7,6
S3	4980	6428,4	42,5	34,1	182	142,5	11,12

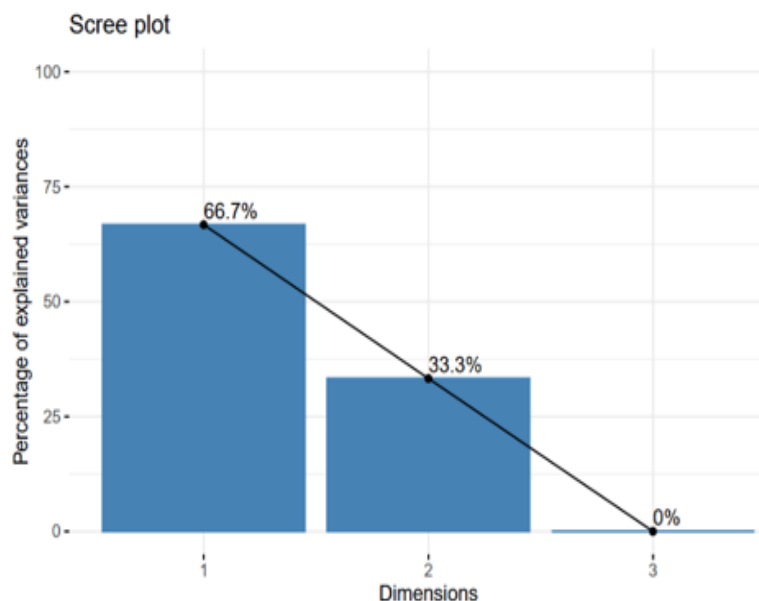


Figure 4 : Diagramme des éboulis

4. Discussion

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de contamination reposent sur des principes de mesure des paramètres physiques, des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Sahli (2014).

En ce qui concerne les concentrations mesurées des éléments traces métalliques (ETMs) dans les sédiments de la rivière YOLO, elles dépassent largement les seuils fixés par les Sediment Quality Guidelines (SQGs) pour la protection de la vie aquatique. Les teneurs en cuivre (910,33 mg/kg), nickel (68,67 mg/kg), cobalt (90,42 mg/kg), arsenic (970,87 mg/kg) et plomb (570,03 mg/kg) sont de 10 à 100 fois supérieures aux valeurs de référence, traduisant une pollution sévère et un risque écologique majeur. L'indice de contamination globale ($DC > 32$) et l'indice de risque écologique ($RI > 300$) confirment une situation critique.

Ces résultats sont plus alarmants que ceux observés dans les sites maraichers de Kinshasa (Tshuenge, Kimpoko, Mombele), où des enrichissements en Zn, Pb, Cr et Hg ont été rapportés, principalement liés aux pesticides et aux rejets agricoles. Les concentrations y restent toutefois inférieures à celles de la rivière YOLO, où les déchets électroniques (DEEEIs) constituent une source supplémentaire. De même, les sédiments autour des

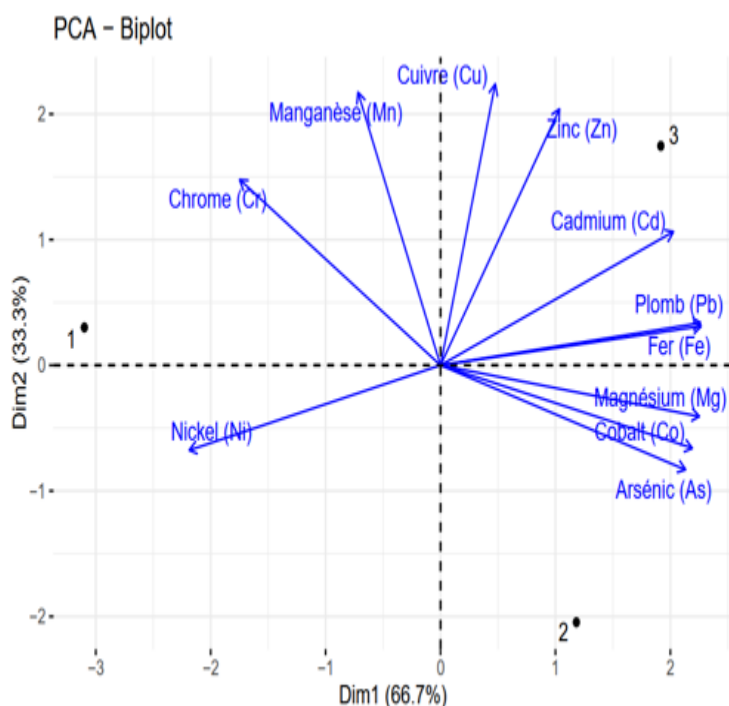


Figure 3 : Représentation biplot de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) des concentrations en éléments chimiques.

usines de traitement du cuivre à Lubumbashi (Gécamines) présentent une forte contamination en Cu et Pb, comparable à YOLO, mais d'origine industrielle (fumées et rejets métallurgiques). Dans le cas de YOLO, la pollution provient surtout du déversement non contrôlé des DEEEIs.

Les analyses statistiques révèlent des corrélations positives significatives (Pearson) entre plusieurs couples d'éléments (Co-Fe, Cu-Mn, Pb-Zn, As-Cd, etc.), indiquant une source commune et des voies de transport similaires, confirmant l'origine anthropique. Les indices géochimiques (Igeo) mettent en évidence une pollution extrême pour le Cd et l'As dans tous les sites, tandis que le facteur de contamination (FC) dépasse 6 pour plusieurs métaux, traduisant une contamination forte. L'analyse en composantes principales (ACP) montre que deux dimensions expliquent 100 % de la variance, avec des regroupements clairs (Cu-Zn, Pb-As, Cd-Co), renforçant l'hypothèse d'une pollution multisource dominée par les DEEEIs.

La présence simultanée de Cu, Pb, As et Cd à des niveaux extrêmes constitue un risque écologique et sanitaire majeur, favorisant la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, la toxicité chronique pour les organismes aquatiques et l'exposition humaine par consommation d'eau ou de poissons. La forte corrélation entre plusieurs métaux suggère une pollution diffuse et persistante, difficile à contrôler sans une gestion structurée des déchets électroniques.

Ces résultats confirment l'urgence de mettre en place un système de recyclage des DEEEIs en RDC, ainsi qu'un suivi régulier des sédiments afin de limiter les impacts sur la biodiversité et la santé publique.

5. Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence une contamination métallique sévère et généralisée dans les sédiments de la rivière YOLO. Les concentrations mesurées en éléments traces (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, As, Cr, Co, Fe, Mn, Mg) dépassent largement les valeurs de référence des guides de qualité des sédiments (SQGs), traduisant un risque élevé pour la vie aquatique. Les indices de contamination (Igeo, FE, FC, DC) et de risque écologique (Eri, RI) confirment des niveaux allant de modérés à très élevés, particulièrement dans les sites S1, S2 et S3.

L'analyse statistique, notamment la corrélation de Pearson et l'ACP, a révélé des associations fortes entre certains métaux (Cu-Zn, Pb-As), suggérant des sources communes liées principalement aux rejets de déchets

électriques et électroniques (DEEEI). Ces résultats indiquent que la pollution observée est d'origine majoritairement anthropique, amplifiée par l'absence de gestion et de recyclage des déchets électrotechniques dans la ville de Kinshasa.

Au regard de ces constats, il apparaît urgent de mettre en place des mesures de gestion environnementale adaptées. Celles-ci devraient inclure :

- Le contrôle et la réduction des apports de DEEEI dans les cours d'eau,
- La sensibilisation des populations riveraines sur les impacts sanitaires et écologiques,
- Le développement de stratégies de remédiation et de dépollution des sédiments,
- Ainsi que l'élaboration de politiques publiques intégrant la gestion durable des déchets électroniques.

En définitive, cette étude constitue une base scientifique solide pour orienter les actions de protection de la biodiversité aquatique et la réduction des risques écologiques dans la rivière YOLO. Elle ouvre également des perspectives pour des recherches complémentaires sur la dynamique de transfert des métaux et l'efficacité des techniques de remédiation adaptées au contexte urbain de Kinshasa.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent au responsable du laboratoire d'hydrochimie et environnement LAHYE de la mention chimie de l'Université de Kinshasa et au laboratoire de chimie et environnement de l'université de Lubumbashi pour avoir mis à notre disposition les matériels, produits chimiques nécessaires ainsi que les outils de traitement de données.

Financement

L'étude n'a bénéficié d'aucun financement externe. Elle a été menée grâce aux moyens propres des chercheurs.

Conflit d'intérêts

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts tant pour les données que pour le travail réalisé dans son ensemble.

Considérations éthiques

Toutes les données ont été collectées dans le respect des principes éthiques en vigueur. Les résultats obtenus a été traités de manière confidentielle.

Contribution des auteurs

M.M a assuré la conception du présent travail et la rédaction du manuscrit.

E.K a contribué à la réalisation de la cartographie.

O.K a contribué à la préparation des échantillons pour analyse.

I.N a contribué à la lecture du manuscrit et à sa mise en forme.

N.S a contribué aux traitements des résultats analytiques.

C.S a assuré, en plus d'encadrement, la supervision du travail dans son ensemble et la correction du manuscrit.

ORCID des auteurs

Mbaya K.M: <https://orcid.org/0009-0004-4674-351X>

Sungani N: <https://orcid.org/0009-0007-5141-5125X>

Sikulisimwa P.C: <https://orcid.org/0009-0008-0156-0559>

Kumpi T.I: <https://orcid.org/0009-0001-0986-357X>

Kupesa O: N/A

Kalemba E : N/A

Références bibliographiques

- Abraham, G. M. S., & Parker, R. J. (2008). Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1–3), 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
- Addinsoft. (2020). *XLSTAT statistical and data analysis solution*. New York, USA. Disponible sur : <https://www.xlstat.com>
- Barbieri, M. (2016). The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *Journal of Geology & Geophysics*, 5(1), 1–4. <https://doi.org/10.4172/2381-8719.1000237>
- Bellair, P., & Pomerol, C. (1977). *Initiation à la géologie* (pp. 1–320). Paris : Dunod.
- Billon, G. (2001). *Spéciation des métaux dans les sédiments de la Deûle : approche géochimique et environnementale*. Thèse de doctorat, Université des sciences et technologies de Lille, p. 245.
- Bonelli, P., Keller, M., Swicos/s. (2019). *Rapport sur le recyclage des déchets électroniques en Suisse : flux de matières et métaux*. Swicos/s, Genève, p. 42.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2002). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. In *Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999*. CCME, Winnipeg.
- CEM Corporation. (2019). *Mars 5 X-Press Microwave Digestion System – Operating Manual*. Matthews, NC, USA.
- Elder, J. F. (1988). *Metal biogeochemistry in surface-water systems: A review of principles and concepts*. U.S. Geological Survey Circular 1013. <https://doi.org/10.3133/cir1013>
- Förstner, U., & Wittmann, G. T. W. (1979). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-96511-1>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Haller, L., Tonolla, D., Wildi, W. (2009). Distribution and mobility of heavy metals in sediments of the River Rhône downstream of Geneva, Switzerland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154(1–4), 103–121. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0380-5>
- Haller, L., Tonolla, D., Zopfi, J., Peduzzi, R., Wildi, W., & Poté, J. (2009). Composition of bacterial and archaeal communities in freshwater sediments with different contamination levels (Lake Geneva, Switzerland). *Water Research*, 43(2), 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.010>
- Instrument AA500. (2010). *Atomic Absorption Spectrometer – Operating Manual*. AA500 Technologies.
- Kamb, M., Tshibanda, J., & Mbuyi, M. (2016). Impacts des changements climatiques sur les ressources hydriques à Kinshasa. *Revue Congolaise de Géosciences et Environnement*, 8(2), 45–58.
- Loska, K., Wiechula, D., & Korus, I. (2004). Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30(2), 159–165. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)
- Lusasi, J. M., Kabeya, C., & Mbuyu, T. (2019). Variabilité saisonnière des débits des rivières

- urbaines à Kinshasa : cas de la rivière YOLO. *Bulletin de l'Institut national de l'environnement*, 12(1), 67–79.
- Malvern Instruments Ltd. (2007). *Mastersizer 2000 – User Manual*. Worcestershire, UK: Malvern Instruments.
- McLennan, S. M. (1998). Composition of the Upper Continental Crust revisited: Insights from sedimentary rocks. *Mineralogical Magazine*, 62A(2), 983–984. <https://doi.org/10.1180/minmag.1998.62A.2.182>
- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2, 108–118.
- Ouddane, B. (1990). *Spéciation des métaux lourds dans les sédiments de l'estuaire de la Seine*. Thèse de doctorat, Université de Rouen, p. 210.
- Poté, J., Haller, L., Loizeau, J.-L., et al. (2008). Effects of sewage treatment plant discharges on sediment quality in Lake Geneva (Switzerland). *Chemosphere*, 73(3), 434–445. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.029>
- Raphael, D., & Romain, B. (2009). Fonctionnement biogéochimique des cours d'eau urbains : entre stabilité et perturbation. *Revue des Sciences de l'Eau*, 22(4), 421–436.
- Reygner, J. (2011). Les déchets électroniques : enjeux environnementaux et réglementaires. *Revue Environnement & Technique*, 298, 34–38.
- Rubio, B., Nombela, M. A., & Vilas, F. (2000). Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 968–980. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4)
- Sahli, L., El Hade El Okki, M., Afri-Mehennaoui, F.-Z., & Mehennaoui, S. (2014). Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algérie). *European Scientific Journal*, 10(35), 336–346. Disponible sur <https://eujournal.org/index.php/esj/article/view/4787>
- Shahady, T. D. (2021). Degradation and improvement of urban river water quality. In Dunea, D. (Ed.), *Water Quality - Factors and Impacts* (Chapitre 6). <https://doi.org/10.5772/intechopen.98694>
- Shomba, M. J., Mvunzi, B., & Ilunga, P. (2015). Analyse climatique de la ville de Kinshasa : tendances et implications environnementales. *Climat et Société*, 3(1), 21–34.
- Sikulisimwa, J. (2021). *Impact des déchets électroniques sur la qualité des eaux et des sédiments dans les milieux urbains de Kinshasa*. Mémoire de Master, Université de Kinshasa, p. 78.
- Thermo Scientific. (2018). *Flash 2000 CHNS Elemental Analyzer – User Guide*. Thermo Fisher Scientific Inc.
- Thevenon, F., Alencastro, L. F., Loizeau, J.-L., Wildi, W., & Poté, J. (2013). A high-resolution historical sediment record of nutrients, trace elements and organochlorines (DDT and PCB) deposition in a drinking water reservoir (Lake Brêt, Switzerland). *Chemosphere*, 90(9), 2444–2452. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.002>
- Weber, R., Watson, A., Forter, M., & Oliaei, F. (2019). WEEE and POPs: A global overview of hazardous waste from electronic equipment. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(2), 1472–1486. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1851-9>