



Impacts miniers sur les milieux aquatiques dans la Ceinture du Cuivre et du Cobalt, République démocratique du Congo

**Évaluation de la qualité des eaux et des sédiments dans les communautés
riveraines des sites miniers du Lualaba • Campagne d'échantillonnage
d'octobre 2025**

Province du Lualaba, RDC

Juin 2026

Version 1 • Publiée le 4 juin 2026

En cas de divergence ou de conflit entre la version française et la version anglaise, la version anglaise fait foi.

Résumé exécutif

Le présent rapport présente les résultats d'une campagne de surveillance des eaux et des sédiments menée par Source International dans la Province du Lualaba (République démocratique du Congo, RDC), une région qui fournit plus de 75 % du cobalt mondial – et qui est donc centrale pour la transition verte. L'étude contribue aux enquêtes en cours menées par RAID, Afrewatch et l'Université de Lubumbashi sur les impacts environnementaux, sociaux et en matière de droits humains de l'extraction du cuivre et du cobalt en RDC.

En octobre 2025, nous avons collecté 12 échantillons d'eau de surface et 9 de sédiments dans des ruisseaux, des rivières et des lacs à Kolwezi, au lac Kando et dans ses environs, et à Fungurume. Les sites comprenaient des emplacements directement impactés par les activités minières associées à COMMUS, MUMI et TFM, ainsi que des sites vierges servant de témoins. Nous avons également collecté des échantillons d'eau de 5 puits que les habitants de Pierre Muteba II et des villages proches du lac Kando utilisent à des fins domestiques.

Nos résultats fournissent des **preuves convaincantes que les activités minières contribuent à la contamination environnementale des eaux de surface et des sédiments** dans une région où les concentrations naturelles de fond sont déjà élevées. **Le cuivre est apparu comme le contaminant le plus critique dans l'ensemble des milieux environnementaux**, dépassant plusieurs normes et lignes directrices internationales. **Le cobalt et le manganèse étaient également constamment élevés dans le jeu de données**, dépassant souvent de plus d'un ordre de grandeur les concentrations médianes du fond en Europe. Bien qu'ils soient des oligo-éléments essentiels, ces métaux sont toxiques pour les organismes aquatiques à des concentrations élevées. **Les poissons sont très sensibles au cuivre et au manganèse** ; une exposition à des concentrations élevées peut entraîner des changements comportementaux et une réduction de la croissance. Bien que nos données ne permettent pas d'établir un lien de causalité direct, presque toutes les communautés de la région ont signalé un déclin constant de l'abondance et de la taille des poissons au cours des dernières années. Sur la plupart des sites, **les niveaux de manganèse dépassaient également plusieurs lignes directrices et normes relatives à l'eau potable**, ce qui indique un risque sanitaire potentiel pour les communautés locales qui dépendent des eaux de surface à des fins domestiques.

Kolwezi est apparue comme la zone la plus affectée en 2025, avec des liens clairs entre les sources de pollution et les impacts sur les écosystèmes. Fungurume présentait un profil de contamination plus complexe, reflétant probablement la présence de sources de contamination multiples et superposées. Les eaux de surface dans le lac Kando et ses environs étaient généralement de bonne qualité ; néanmoins, la comparaison entre les données sur l'eau et les sédiments suggère que cette zone a pu connaître des niveaux de contamination plus élevés au cours des années précédentes.

L'eau des puits était généralement sans danger pour la consommation humaine, présentant une faible conductivité et de faibles concentrations en métaux dissous. Cependant, **tous les échantillons étaient systématiquement plus acides que ce que recommandent les lignes directrices internationales**. L'eau acide peut dissoudre les métaux toxiques des ustensiles et des

réceptifs, entraînant des effets sanitaires indirects qui n'ont pas été pris en compte dans notre approche d'échantillonnage. En outre, **les concentrations de manganèse étaient de 3 à 20 fois supérieures aux valeurs fixées par les normes et lignes directrices** dans un puits de Pierre Muteba II situé à moins de 200 m de l'installation de stockage des résidus miniers de COMMUS. Bien que nous n'ayons pas identifié de manière univoque l'origine de cette contamination, sa proximité avec l'installation minière pourrait indiquer une infiltration.

La comparaison avec les résultats de l'Université de Lubumbashi (2024-2025) et les travaux antérieurs d'Atibu et al. a montré une forte convergence quant à l'identification du cuivre, du cobalt et du manganèse comme contaminants clés associés aux activités minières locales.

Globalement, nos résultats ne pointent pas vers un seul facteur causal expliquant l'augmentation des affections sanitaires spécifiques signalées par les professionnels de la santé à Kolwezi et ses environs au cours des 5 à 10 dernières années. Au contraire, ils laissent entrevoir de possibles effets synergiques résultant d'une exposition continue à un cocktail de polluants via l'eau, l'alimentation et l'air, aggravée par des événements de pollution épisodique qui ont exercé une pression supplémentaire à la fois sur les communautés et sur les écosystèmes. Dans des zones spécifiques et pour des métaux spécifiques (par exemple, le cobalt), la consommation de poissons ou de légumes locaux peut représenter une voie d'exposition importante pour la population adulte. Bien qu'instructives, ces observations soulignent le **besoin urgent d'une étude épidémiologique formelle pour relier directement la pollution liée à l'exploitation minière aux effets sanitaires observés dans les communautés riveraines des sites miniers du Lualaba.**

Table des matières

INTRODUCTION	5
LE CONTEXTE	5
CE RAPPORT	6
ÉTUDES PRÉCÉDENTES	6
RÉFÉRENCE : LIGNES DIRECTRICES, NORMES ET VALEURS DE FOND	7
EAUX DE SURFACE	8
SÉDIMENTS	10
EAUX DOMESTIQUES	12
SITES ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE.....	13
SITES D'ÉCHANTILLONNAGE	13
CARACTÉRISATION GÉNÉRALE DES SITES	15
ÉCHANTILLONNAGE ET PRÉTRAITEMENT	15
CARACTÉRISATION CHIMIQUE GÉNÉRALE DE L'EAU	16
ANALYSES DES MÉTAUX LOURDS	17
ANALYSE DES DONNÉES	17
COMPARAISON AVEC LES CAMPAGNES ANTÉRIEURES	17
RÉSULTATS.....	19
APERÇU GÉNÉRAL	19
QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE	19
QUALITÉ DES SÉDIMENTS	23
QUALITÉ DES EAUX DOMESTIQUES	23
COMPARAISON AVEC LES CAMPAGNES ANTÉRIEURES	24
KOLWEZI ET PIERRE MUTEBA II	26
QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS DANS LA RIVIÈRE MUSONOÏE	26
QUALITÉ DES EAUX DOMESTIQUES À PIERRE MUTEBA II	29
LAC KANDO ET ZONES ENVIRONNANTES	30
QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS DANS LE BASSIN DU FLEUVE LUALABA	30
QUALITÉ DES EAUX DOMESTIQUES DANS LES VILLAGES DU LAC KANDO	32
QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS À FUNGURUME	33
QUALITÉ DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE KELANGILE	33
RÉSULTATS CLÉS	36
MILIEUX AQUATIQUES	36
MÉTAUX LES PLUS PRÉOCCUPANTS	36
DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE	37
EAUX DOMESTIQUES	38
COMPARAISON ENTRE ÉTUDES	39
QUALITÉ DE L'EAU ET SANTÉ DANS LES COMMUNAUTÉS RIVERAINES DES SITES MINIERES DU LUALABA	39
RÉFÉRENCES	41
ANNEXE.....	45

Introduction

Le contexte

La ville de Kolwezi et les communautés environnantes se situent au cœur de la Ceinture de Cuivre et de Cobalt, dans le sud de la République démocratique du Congo (RDC). Cette région suscite depuis plusieurs années une attention internationale considérable en raison de ses vastes réserves minérales, stratégiques pour la transition écologique et technologique mondiale. En effet, **la RDC est actuellement le premier producteur mondial de cobalt**, un composant essentiel des batteries lithium-ion utilisées dans les véhicules électriques et les appareils électroniques.¹ **En 2024, le pays a fourni 76 % du cobalt extrait à l'échelle mondiale**, principalement grâce à de grandes mines industrielles situées à Kolwezi et dans ses environs.^{1,2}

Alors que la communauté internationale reconnaît de plus en plus l'urgence de sortir des combustibles fossiles, **les conséquences environnementales et les atteintes aux droits humains associées à cette transition écologique restent largement négligées**. Plusieurs minerais stratégiques proviennent de pays où les droits humains fondamentaux sont fréquemment violés et où les réglementations environnementales sont faibles, inexistantes ou mal appliquées. Le cobalt en est l'un des exemples. Une étude récente menée par RAID et Afrewatch a documenté les **graves conséquences sanitaires et environnementales de l'extraction du cobalt dans la Ceinture du Cuivre et du Cobalt de la RDC**.³ À partir de plus de 140 entretiens avec des habitants de la région, l'étude a mis en évidence des problèmes de santé répandus, notamment des troubles gynécologiques et de la santé reproductive ainsi que des maladies cutanées, parallèlement à une détérioration générale des conditions de vie associée au récent essor du cobalt.³ Des études



Figure 1. Vue d'un dépôt de stériles miniers situé près de la zone de traitement de COMMUS à Kolwezi.

scientifiques et des rapports de la société civile ont également fait état de dommages environnementaux considérables, en particulier d'une contamination des eaux par les métaux lourds. Bien que les multinationales chinoises et européennes incluses dans l'étude aient reconnu ces risques dans leurs Études d'Impact Environnemental et Social, la pollution dans la région demeure généralisée.³

Ce rapport

En 2025, Source International s'est jointe à [RAID](#), [Afrewatch](#) et l'Université de Lubumbashi afin de renforcer la base de données probantes sur la pollution environnementale et les atteintes aux droits humains dans la région de la Ceinture du Cuivre et du Cobalt de la RDC. La première campagne d'échantillonnage a eu lieu en octobre 2025, à la fin de la saison sèche, avec l'objectif d'évaluer la pollution de l'air et d'appuyer les travaux scientifiques en cours sur la contamination de l'eau et des sédiments menés par l'Université de Lubumbashi.

Le présent rapport présente notre évaluation de la qualité de l'eau et des sédiments à Kolwezi, près du lac Kando, ainsi qu'à Fungurume, en complétant et intégrant les travaux réalisés par le Prof. Kaniki (2025) et le Prof. Banza (2024). Notre évaluation de la qualité de l'air est décrite en détail dans un second rapport.⁴

Études précédentes

Nous avons principalement comparé nos résultats à ceux du Prof. Banza⁵ et du Prof. Kaniki⁶, qui ont été recueillis dans le cadre du même projet. Entre janvier et février 2024, le Prof. Banza et son équipe ont prélevé des échantillons d'eau et de sédiments dans 3 lacs et 5 rivières dans la région de Kolwezi et Fungurume. Leurs résultats ont montré des concentrations élevées de cuivre, de cobalt, de manganèse et d'uranium dans l'eau comme dans les sédiments, tandis que l'arsenic, le cadmium, le plomb, le nickel et le zinc étaient généralement moins présents.

En octobre 2025, l'équipe du Prof. Kaniki a prélevé des échantillons d'eau de surface, d'eau souterraine et de sédiments sur des sites recoupant ceux étudiés par Source International, ainsi que dans d'autres lieux. Leurs résultats ont mis en évidence des signes clairs de contamination industrielle autour de Fungurume – comme l'illustre, par exemple, l'augmentation des sulfates et de la conductivité^a dans les eaux de surface et les eaux souterraines par rapport aux données historiques. Parmi les métaux lourds, le cuivre, le cobalt et le manganèse étaient les plus préoccupants, en particulier dans les sédiments. La contamination était moins manifeste à Kolwezi et presque absente dans le lac Kando et ses environs. Compte tenu de la pertinence de ces études,

^a La conductivité quantifie la quantité totale d'ions dissous sans fournir d'informations sur la composition chimique. Comme elle peut être mesurée rapidement et à moindre coût, elle fournit un « aperçu » du potentiel de contamination de l'eau. En général, plus la conductivité est élevée, plus la concentration en ions dissous est importante – donc, plus la probabilité d'une contamination d'origine humaine est élevée. Dans l'étude du Prof. Kaniki, la conductivité et la teneur en sulfates suivaient les mêmes tendances, ce qui suggère que les sulfates étaient les ions prédominants à l'origine des valeurs élevées de conductivité sur ces sites.

nous avons intégré toutes les données pertinentes dans notre rapport et les avons examinées en détail dans le texte.

Nous n'avons identifié que deux autres études directement pertinentes pour la zone d'étude, toutes deux menées par Atibu et ses collaborateurs.^{7,8} En 2011,⁸ l'équipe a prélevé des échantillons d'eau et de sédiments dans les rivières Liulu et Musonoïe à Kolwezi – les emplacements exacts n'étant pas précisés – et a signalé des concentrations élevées^b de cobalt (0,1–27 µg/L, avec une valeur aberrante à 3 160 µg/L), de cuivre (0,3–103 µg/L, avec une valeur aberrante de 5 920 µg/L), de manganèse (0,1–16,2 µg/L, avec une valeur aberrante de 117 µg/L), de fer et de zinc, ainsi que des concentrations constamment élevées de cuivre (42–47 470 mg/kg), de cobalt (59–13 200 mg/kg), de manganèse (19–1 040 mg/kg) et de fer. En revanche, les concentrations d'arsenic, de cadmium, de chrome, de nickel, de molybdène et d'étain dans l'eau étaient généralement proches des limites de détection ou inférieures à celles-ci.

Dans une étude de suivi menée en 2016, Atibu et al.⁷ ont prélevé des échantillons de sédiments, de sols et de plantes le long des rivières Dilala, Liulu et Mpigiri à Kolwezi. L'équipe a relevé des concentrations exceptionnellement élevées de cuivre (115–209 000 mg/kg), dépassant systématiquement les recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique. Du cobalt et du plomb étaient également présents, mais à des niveaux moins préoccupants (19–18 430 mg/kg et 11–899 mg/kg, respectivement). Les auteurs ont attribué ces valeurs élevées à l'effet combiné d'un fond géochimique naturellement élevé et des activités minières. Ils ont en outre montré que la végétation naturelle accumule les métaux, mettant ainsi en évidence à la fois une voie d'exposition potentielle pour les communautés voisines – comme cela a, par exemple, été observé dans les jardins urbains de Lubumbashi⁹ – et un possible mécanisme d'atténuation naturelle et de phytoremédiation.

D'autres études sur la qualité de l'eau et des sédiments dans la région se sont principalement concentrées sur les environs de Likasi et de Lubumbashi,^{9–13} où les activités minières ont également ciblé d'autres métaux que le cuivre et le cobalt, notamment l'uranium, le zinc et le plomb.¹⁴ La plupart de ces études ont été réalisées il y a plus de dix ans – avec des échantillonnages effectués entre 2008 et 2012 –, ce qui limite d'autant leur comparabilité avec nos résultats.

Référence : lignes directrices, normes et valeurs de fond

Pour contextualiser nos résultats, nous nous sommes référés aux lignes directrices de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), aux normes de qualité environnementale, aux lignes directrices et autres législations de pays sélectionnés, ainsi qu'aux valeurs de fond issues de bases de données internationales.^c Compte tenu de la disponibilité différente des paramètres et des normes de référence, nous traitons séparément les eaux de surface, les sédiments et les eaux domestiques.

^b Nous avons supposé que les unités correctes étaient celles de la figure 2 (ppb, donc µg/L), et non celles du tableau 2 (mg/L).

^c Les lignes directrices (*guidelines*, en anglais) sont des recommandations fondées sur des critères sanitaires visant à protéger la santé humaine ou les écosystèmes, et ne sont généralement pas juridiquement contraignantes. Les normes de

En ce qui concerne la législation, nous avons inclus des pays ayant des activités minières actives au Lualaba (par exemple, la Suisse et la Chine), des pays ayant des industries automobiles et énergétiques susceptibles d'utiliser des éléments extraits dans cette zone (par exemple, l'Union européenne et les États-Unis), ainsi que l'Afrique du Sud, dont la législation environnementale est souvent prise comme référence par l'industrie minière opérant en RDC. Lorsqu'elle était disponible, nous avons également inclus la législation de la RDC.

Eaux de surface

En raison du manque de lignes directrices internationalement reconnues pour les écosystèmes aquatiques, nous avons utilisé les cadres réglementaires de pays sélectionnés (Tableau 1). Ceux-ci comprennent l'Union européenne (*Environmental Quality Standards Directive*),¹⁵ les États-Unis (*Clean Water Act*),¹⁶ la Suisse (*Water Protection Ordinance*),¹⁷ et la Chine (*Environmental Quality Standards for Surface Water*).¹⁸ Ces juridictions établissent des normes contraignantes pour plusieurs métaux lourds considérés comme des polluants prioritaires, notamment le cadmium, le mercure et le plomb (Tableau 1).

La plupart des cadres réglementaires définissent à la fois des limites annuelles et des limites maximales admissibles – par exemple, comme en Europe¹⁵ et aux États-Unis¹⁶ – et, dans certains cas, des valeurs différentes selon les classes d'eau – par exemple, comme en Chine¹⁸. Étant donné que nous n'avons collecté que des échantillons ponctuels, nous avons considéré chaque fois que possible les normes se rapportant aux concentrations maximales ou aux valeurs aiguës – nous avons donc retenu le scénario le plus défavorable. Nous notons l'absence totale de valeurs de référence pour le cobalt, conséquence directe de la rareté des études scientifiques sur son écotoxicité et de sa rare occurrence dans les eaux de surface.¹⁹ Pour l'Afrique du Sud, nous n'avons identifié que des *lignes directrices* pour les eaux de surface.²⁰ À notre connaissance, la RDC n'a pas encore établi de cadre réglementaire pour les eaux de surface. Pour cette raison, nous nous sommes référés à la réglementation minière nationale, qui fixe les concentrations maximales admissibles dans un échantillon ponctuel à l'intérieur des zones minières.²¹ Ces valeurs, disponibles seulement pour 7 métaux, sont sensiblement plus élevées que les normes et lignes directrices de qualité environnementale (Tableau 1).

Outre les normes légales, nous avons considéré les valeurs de fond médianes dans les eaux douces européennes issues de l'Atlas géochimique FOREGS.²² Cette base de données a été établie dans le cadre d'un programme à grande échelle visant à déterminer les concentrations de fond géochimique dans les sols, les eaux courantes, les sédiments et les plaines inondables en Europe. Pour tenir compte de la possibilité d'un fond naturellement élevé, nous avons adopté une approche conservatrice en multipliant ces valeurs par 10.

qualité environnementale (*Environmental Quality Standards*, en anglais) sont des limites juridiquement contraignantes qui établissent un compromis entre la protection de la santé ou des écosystèmes et des considérations économiques.

Tableau 1. Aperçu de la législation de référence pour les eaux de surface. Pour l'Union européenne, nous reportons la concentration maximale admissible (*Maximum Allowable Concentration*) pour les eaux intérieures.¹⁵ Pour les États-Unis, nous présentons la *Criterion Maximum Concentration* pour la vie aquatique en eaux douces du *National Recommended Aquatic Life Criteria Table*.¹⁶ Pour la Suisse, nous présentons les données de l'Annexe 2, à la fois totale (^b) et dissoute (^c, entre parenthèses).¹⁷ Pour la Chine, nous reportons les normes de qualité environnementale pour les eaux de surface (5 classes).¹⁸ Pour l'Afrique du Sud, nous présentons les *Acute Effect Values* de la 1^{ère} édition des lignes directrices.²⁰ Pour la RDC, nous reportons les concentrations maximales admissibles tirées de la réglementation minière.²¹ Dans ce tableau, les valeurs médianes du fond géochimique issues du *FOREGS Geochemical Atlas*²² ne sont pas multipliées par 10. [†] Unités de mesure : pH → unités arbitraires ; conductivité → µS/cm ; métaux → µg/L. ^a Dépend de la dureté de l'eau. ^b Total. ^c Dissous. ^d Dépend du pH. ^e Provisoire.

Paramètre [†]	Union européenne ¹⁵	États-Unis ¹⁶	Suisse ¹⁷	Chine ¹⁸	Afrique du Sud ²⁰	RDC ²¹	Valeur médiane du fond en UE ²³
pH				6–9		6–9	
Conductivité							30
Aluminium					100–150 ^{d,e}		18
Antimoine							0,11
Arsenic		340		50–100	130 ^b	400	0,63
Baryum							25
Béryllium							0,009
Bore							16
Cadmium	0,45–1,5 ^a	1,8 ^a	0,2 ^b (0,05 ^c)	1–10	3–13 ^{a,b}		0,01
Cobalt							0,16
Chrome			5				0,38
Chrome VI		16		10–100	200 ^c		
Fer						6 000	268
Manganèse					1 300 ^c		20
Mercure	0,07	1,4	0,03 ^b (0,01 ^c)	0,5–1	1,7 ^b	2	
Molybdène							0,22
Nickel	34	450 ^a	10 ^b (5 ^c)			1 000	1,9
Plomb	14	65 ^a	10 ^b (1 ^c)	10–100	4–16 ^{a,c}	500	0,093
Cuivre			5 ^b (2 ^c)	10–1 000	1,6–12 ^{a,c}	1 500	0,88
Sélénium				10–20	30 ^b		0,34
Thallium							0,005
Uranium							0,32
Vanadium							0,46
Zinc		120 ^a	20 ^b (5 ^c)	50–2 000	36 ^c	10 000	2,7

Paramètre [†]	Canada ²⁴	Suisse ²⁵	Valeur médiane du fond en UE ²³
Arsenic	(5,9) 17		6
Baryum			386
Cadmium	(0,6) 3,5		0,28
Cobalt			8
Chrome	(37,3) 90		63
Manganèse			612 ^{††}
Mercure	(0,17) 0,49	0,102	0,081
Plomb	(35) 91,3	50,3	20,5
Cuivre	(35,7) 197	9,9	17
Uranium			2
Zinc	(123) 315	99,7	71

Tableau 2. Aperçu des lignes directrices disponibles pour les sédiments des eaux douces. Pour le Canada, nous reportons l'*Interim Sediment Quality Guideline* (ISQG ; entre parenthèses) et le *Probable Effect Level* (PEL).²⁴ Pour la Suisse, nous présentons les critères de qualité des sédiments proposés par le *Centre Ecotox*.²⁵ Les niveaux médians de sédiments dans l'Union européenne ne sont indiqués que pour certains éléments (liste complète au [Tableau 6](#) ; les valeurs de ce tableau n'ont pas été multipliées par 10). [†] Unités de mesure : métaux → mg/kg. ^{††} Pour convertir le % d'oxyde de manganèse (MnO) en mg/kg de manganèse, nous avons multiplié le pourcentage de MnO par 7 744. Ce facteur correspond au rapport entre le poids moléculaire du manganèse et celui du MnO multiplié par 10 000 (0,079 % * 7 744 = 612 mg/kg).

Sédiments

En raison du manque de législation sur la protection des sédiments dans les pays d'intérêt, nous nous sommes principalement référés aux lignes directrices canadiennes (*Canadian Sediment Quality Guidelines*)²⁴ et aux valeurs de fond européennes dérivées de l'Atlas géochimique FOREGS²² ([Tableau 2](#)). Le Canada définit deux valeurs de référence : l'*Interim Sediment Quality Guideline* (ISQG) et le *Probable Effect Level* (PEL). L'ISQG représente la concentration en dessous de laquelle les effets négatifs sur les organismes vivant dans les sédiments sont improbables, tandis que le PEL est la concentration au-dessus de laquelle des effets négatifs sont susceptibles de se produire.

Comme pour les eaux de surface, nous avons utilisé comme référence de fond les concentrations sédimentaires médianes des cours d'eau européens issues de l'Atlas géochimique FOREGS, multipliées par 10.

La rareté des lignes directrices et des normes pour les sédiments reflète la difficulté de définir des seuils largement applicables à différents contextes environnementaux. En Europe et aux États-Unis, les lignes directrices pour les sédiments sont généralement dérivées au niveau national. En outre, le *Centre Ecotox* suisse a récemment proposé des critères de qualité des sédiments pour une poignée de métaux ([Tableau 2](#)).²⁵ Sur la base des informations disponibles, ces valeurs ne semblent pas encore juridiquement contraignantes.

Tableau 3. Aperçu de la législation de référence pour l'eau potable et domestique. Pour l'OMS, nous nous référons à la 4^{ème} édition de ses normes pour l'eau potable (2022).²⁶ Pour l'UE, nous reportons les paramètres indicateurs (^c) et chimiques (^d).²⁷ Pour les États-Unis, nous présentons les *Maximum Contaminant Levels* issus des *Primary* (^e) et *Secondary* (^f) *Drinking Water Quality Regulations*.²⁸ Pour la Suisse, nous reportons les paramètres chimiques (^d).²⁹ Pour l'Afrique du Sud, nous présentons les déterminants physiques et esthétiques (^g) et les macro-déterminant (^h).³⁰ Pour la Chine, nous reportons les indicateurs toxicologiques (ⁱ ; indice étendu ^k), sensoriels et chimiques (^j), et de référence (^l).³¹ † Unités de mesure : pH → unités arbitraires ; conductivité → µS/cm ; métaux → µg/L. ^a Valeur provisoire. ^b Mercure inorganique. ^c Paramètre indicateur. ^d Paramètre chimique. ^e *National Primary Drinking Water Regulations*. ^f *National Secondary Drinking Water Regulations*. ^g Déterminant physique et esthétique. ^h Macro-déterminant. ⁱ Indicateur toxicologique. ^j Indicateur sensoriel et chimique. ^k Indicateur toxicologique, indice étendu. ^l Indicateur de référence.

Paramètre†	OMS ²⁶	Union européenne ²⁷	États-Unis ²⁸	Suisse ²⁹	Afrique du Sud ³⁰	Chine ³¹	RDC
pH		6,5–9,5 ^c	6,5–8,5 ^f	6,8–8,2	5,0–9,7 ^g	6,5–8,5 ^j	
Conductivité		2 500 ^c					
Aluminium		200 ^c	50–200 ^f	200 ^d	300 ^g	200 ^j	
Antimoine	20	10 ^d	6 ^e	5 ^d	20 ^h	5 ^k	
Arsenic	10 ^a	10 ^d	10 ^e	10 ^d	10 ^h	10 ⁱ	
Baryum	1 300		2 000 ^e		700 ^h	700 ^k	
Béryllium			4 ^e			2 ^k	
Bore	2 400	1 500 ^d		1 000 ^d	2 400 ^h	1 000 ^k	
Cadmium	3	5 ^d	5 ^e	3 ^d	3 ^h	5 ⁱ	
Chrome	50	25 ^d	100 ^e	50 ^d	50 ^h		
Chrome VI				20 ^d		50 ⁱ	
Fer		200 ^c	300 ^f	200 ^d	2 000 ^h 300 ^g	300 ^j	
Manganèse	80 ^a	50 ^c	50 ^f	50 ^d	400 ^h 100 ^g	100 ^j	
Mercuré	6 ^b	1 ^d	2 ^e	1 ^d	6 ^h	1 ⁱ	
Molybdène						70 ^k	
Nickel	70	20 ^d		20 ^d	70 ^h	20 ^k	
Plomb	10 ^a	5 ^d	10 ^e	10 ^d	10 ^h	10 ⁱ	
Cuivre	2 000	2 000 ^d	1 000 ^f	1 000 ^d	2 000 ^h	1 000 ^j	
Sélénium	40 ^a	20 ^d	50 ^e		40 ^h	10 ^k	
Thallium			2 ^e			0,1 ^k	
Uranium	30 ^a	30 ^d	30 ^e	30 ^d	30 ^h	30 ^l	
Vanadium						10 ^l	
Zinc			5 000 ^f	5 000 ^d	5 000 ^{ig}	1 000 ^j	

Eaux domestiques

Pour les eaux domestiques, nous avons considéré principalement les dernières lignes directrices de l'OMS pour la qualité de l'eau potable,²⁶ qui sont également adoptées en RDC en l'absence de normes nationales.⁵ Outre les lignes directrices, 5 des pays sélectionnés ont établi des normes juridiquement contraignantes (Tableau 3). La plupart des cadres réglementaires distinguent les substances qui présentent un risque sanitaire direct (appelées, par exemple, « paramètres chimiques » dans l'UE²⁷ ou « indicateurs toxicologiques » en Chine³¹) et les substances qui affectent principalement les propriétés esthétiques et organoleptiques de l'eau (par exemple, « paramètres indicateurs » dans l'UE²⁷ ou « indicateurs sensoriels et chimiques » en Chine³¹). Toutes les valeurs pertinentes sont résumées dans le Tableau 3.

Sites et méthodes d'échantillonnage

Sites d'échantillonnage

Entre le 10 et le 20 octobre 2025, nous avons échantillonné des eaux de surface, des eaux domestiques et des sédiments à Kolwezi et dans ses environs (Figure 2 ; les mesures de qualité de l'air sont décrites dans un rapport dédié⁴). Au total, nous avons obtenu 12 échantillons d'eau de surface, dont 4 à Kolwezi, 4 dans le lac Kando et ses environs, et 4 à Fungurume. Sur 9 de ces sites, nous avons également collecté des sédiments de surface ; les seules exceptions concernaient 3 points sur les rives du lac Kando, où les sédiments étaient principalement constitués de roches ou de matière organique en décomposition. Nous avons également collecté 5 échantillons d'eau domestique de puits et de fontaines utilisés par les communautés locales, dont 3 à Pierre Muteba II et 2 dans des villages proches du lac Kando. Pour faciliter la référence, nous avons renommé chaque site pour inclure des informations sur le type d'échantillon (W = eau de surface, WS = eau de surface + sédiment, D = eau domestique) et la zone (K = Kolwezi ; P = Pierre Muteba II ; L = lac Kando et zones environnantes ; F = Fungurume ; Tableau A1).

Les sites ont été sélectionnés en fonction de leur proximité avec les sources de pollution attendues et de la connectivité hydrologique. À Kolwezi et Pierre Muteba II, nous avons ciblé des emplacements impactés principalement par les opérations minières de la Compagnie Minière de Musonoie Global SAS (COMMUS) (Figure 2A).³ Pour les eaux de surface et les sédiments, nous avons échantillonné 4 sites hydrologiquement connectés : un site de référence en amont (WSK1) et 3 emplacements en aval (WSK2, WSK3 et WSK4) susceptibles de subir une contamination liée à l'exploitation minière (Figure 2B). Le site WSK2 était un petit cours d'eau activement utilisé par les mineurs artisanaux pour le lavage des minéraux, en aval du canal de drainage de COMMUS. Le cours d'eau émergeait de sous le dépôt de stériles miniers et se jetait dans la rivière Musonoie (WSK3) puis dans le lac Golf (WSK4). Les puits échantillonnés à Pierre Muteba II étaient proches d'une grande installation de stockage des résidus miniers appartenant à COMMUS (Figure 2A). Plus à l'est dans le Territoire de Mutshatsha, nous avons collecté des échantillons d'eau de surface dans le lac Kando (WL2), à sa confluence avec le fleuve Lualaba (WL3), et plus en aval près du pont de Kisenda (WSL4 ; Figure 2C-D). Nous avons prélevé des sédiments uniquement sur ce dernier site. Nous avons également échantillonné la rivière Lwakutsha (WL1), un cours d'eau qui draine la concession MUMI et se déverse dans le lac Kando. Ce cours d'eau a été affecté par un important déversement d'acide en 2017.³ Dans les deux villages, nous avons collecté de l'eau domestique à une fontaine à Mibanze (DL1) et à un puits à Rianda (DL2). À Fungurume, nous avons échantillonné 3 sites le long de la rivière Kelangile, dont un site en amont (WSF1), l'effluent de l'usine 30k de TFM (WSF2) – qui a été construite en 2023 pour traiter le minerai mixte³³ – et un emplacement en aval (WSF3 ; Figure 2E-F).³ Un quatrième échantillon a été collecté dans la ville, avant que la rivière Dipeta se jette dans la Kelangile (WSF4 ; Figure 2E-F). Dans l'ensemble, ces sites étaient à courte distance de certains des sites

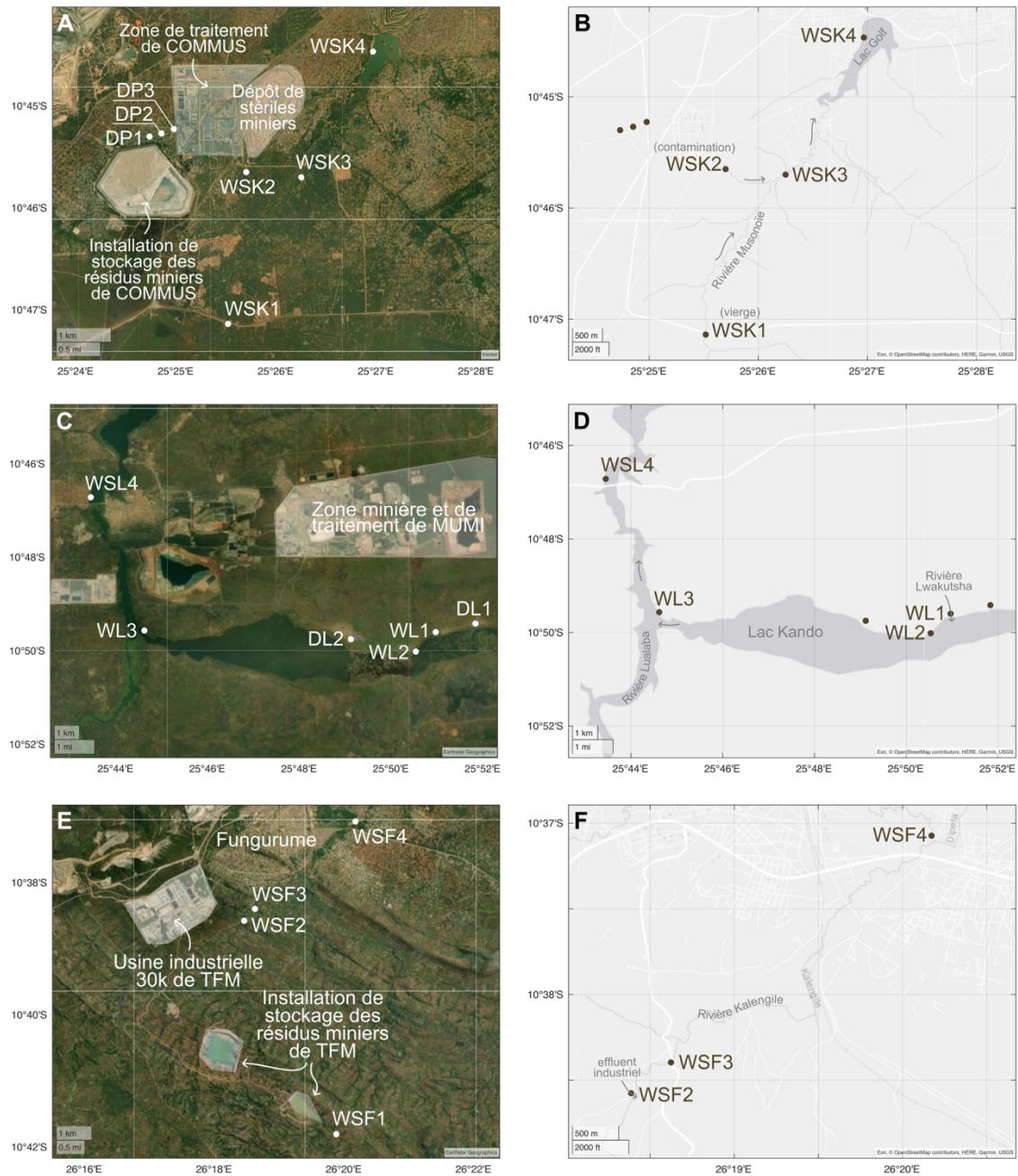


Figure 2. Aperçu des emplacements d'échantillonnage à Kolwezi et Pierre Muteba II (A-B), au lac Kando et dans ses environs (C-D), et à Fungurume (D-E). Les cartes satellites du côté gauche ont été tracées avec Matlab et ne reflètent pas nécessairement la situation au sol au moment de l'échantillonnage. Les cartes du côté droit clarifient les connexions hydrologiques des sites où nous avons collecté des échantillons d'eau de surface (W) et de sédiments (S). L'attribution des zones et installations minières est principalement basée sur les données d'OpenStreetMap³⁴ et du portail cartographique du Cadastre Minier de la RDC³⁵.

échantillonnés par le Prof. Kaniki et son groupe (Figure A1) et se chevauchaient largement avec certains sites de l'étude du Prof. Banza.

Nous avons mené la plupart des activités d'échantillonnage après deux épisodes de pluies intenses survenus dans les après-midis et les nuits des 11 et 12 octobre 2025, qui peuvent avoir aggravé la

qualité de l'eau. Du 13 octobre jusqu'à la fin de la campagne, les conditions météorologiques ont été ensoleillées ou partiellement ensoleillées, avec des vents absents à modérés.

Caractérisation générale des sites

Sur chaque site, nous avons enregistré des données générales avec ODK Collect,³⁶ que nous avons utilisé pour remplir un questionnaire préalablement configuré dans KoboToolbox.³⁷ Le questionnaire comprenait la date et l'heure d'échantillonnage, l'identifiant de l'échantillon, l'emplacement et l'altitude GPS, les types de paramètres mesurés sur le site, l'identifiant des instruments, les sources de pollution connues ou potentielles, les conditions météorologiques et les preuves photographiques. En raison des contraintes de sécurité, nous avons initialement consigné nos observations dans un carnet de terrain ; les emplacements GPS ont été obtenus avec une montre Garmin Fenix 7 et/ou l'outil Boussole d'un iPhone 12. Lors de la préparation des échantillons, que nous avons effectuée hors site dans les quelques heures suivant la collecte, nous avons numérisé toutes les notes dans KoboToolbox.

Échantillonnage et prétraitement

Sur chaque site, nous avons collecté au moins 250 mL d'eau dans une bouteille en plastique ou un tube Falcon bien rincé (Figure 3A-C). À la fin de chaque journée d'échantillonnage, nous avons filtré une aliquote de chaque échantillon dans un nouveau tube Falcon de 50 mL à l'aide d'un filtre seringue de 0,45 µm. Cette aliquote a été acidifiée avec 3 gouttes d'acide nitrique concentré (70 %), mélangée, étiquetée et conservée à l'obscurité pour les analyses de métaux lourds. Une seconde aliquote a été transférée non filtrée dans un nouveau tube Falcon de 50 mL, additionnée de 1 mL de tampon sulfate d'ammonium, mélangée, étiquetée et conservée à l'obscurité pour la détermination du chrome VI. Nous avons utilisé le reste de chaque échantillon pour les mesures de pH et de conductivité (détails dans [Caractérisation chimique générale de l'eau](#)).

Pour les sédiments, nous avons rempli un nouveau sac d'échantillonnage avec du matériau de surface (0–10 cm)^d collecté dans un rayon de 1–2 mètres à l'aide d'une pelle métallique. En général, les sédiments et les eaux de surface ont été prélevés approximativement au même emplacement GPS. À la fin de chaque journée d'échantillonnage, chaque échantillon a été transféré dans un grand récipient, homogénéisé, quarté et 100–150 g du matériau restant ont été placés dans un sac d'échantillonnage propre. Dans un cas (WSK4), nous avons effectué l'homogénéisation et le quartage directement sur le site (Figure 3D). Nous n'avons pas collecté de sédiments là où le lit de la rivière était trop rocheux (WL1) ou là où le matériau accessible était principalement constitué de matière organique en décomposition (WL2 et WL3 ; Figure 3E).

^d Les sédiments de surface reflètent généralement l'« évolution moyenne de la pollution » des dernières années ou décennies. Les taux de sédimentation typiques sont d'environ 1 à 3 cm par an,^{38,39} ce qui correspond à une période de 10 à 30 ans à une profondeur de 10 cm.



Figure 3. Échantillonnage de l'eau et des sédiments à Kolwezi et dans ses environs. Pour les eaux de surface, nous avons toujours prélevé les échantillons à l'écart des berges (A) dans des récipients bien rincés (B). Pour les eaux domestiques, nous les avons d'abord prélevées dans le puits avec les mêmes récipients utilisés par la population, puis nous avons rincé notre flacon et l'avons rempli d'eau (C). Les sédiments ont été homogénéisés et quartés (D) ; dans le lac Kando, les sédiments n'étaient constitués que de matière organique et n'ont pas été analysés (E).

Après la collecte et le prétraitement, tous les échantillons ont été stockés à l'abri de la lumière directe et à température ambiante. Pendant les transports nationaux et internationaux, les échantillons sont restés à température ambiante et à l'obscurité.

Caractérisation chimique générale de l'eau

Nous avons mesuré le pH et la conductivité de l'eau à l'aide d'une sonde multiparamétrique (Hanna, HI 991300). L'instrument a été étalonné quotidiennement avec des tampons commerciaux à pH 4 et 7 et une solution étalon de 1 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Pour les mesures, nous avons utilisé les volumes restants après aliquotage des eaux pour les analyses de laboratoire (voir **Échantillonnage et prétraitement**). Nous avons rincé soigneusement la sonde avec l'échantillon à analyser. Nous avons ensuite transféré 25–35 mL d'eau dans un tube Falcon bien rincé, immergé la sonde, attendu la stabilisation et enregistré les valeurs obtenues. La sonde a été rincée avec de l'eau en bouteille, essuyée délicatement et préparée pour l'échantillon suivant. Dans un cas où nous soupçonnions une contamination par les solutions d'étalonnage (WSK1), nous avons remesuré les paramètres sur place en plaçant la sonde dans de l'eau courante.

Analyses des métaux lourds

Pour les analyses des métaux lourds, nous avons envoyé les échantillons d'eau et de sédiments à un laboratoire italien accrédité par ACCREDIA, qui a réalisé toutes les analyses dans les 2 mois suivant la collecte. Les échantillons d'eau filtrés et acidifiés ont été analysés pour 22 métaux lourds selon la norme UNI EN ISO 17294-2:2023 (spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif, ICP-MS). Les échantillons d'eau non filtrés ont été utilisés pour la détermination du chrome VI par la méthode EPA 7199 1996 (chromatographie ionique avec dérivatisation post-colonne et détection spectrophotométrique). Les sédiments ont été analysés pour les métaux lourds en utilisant les méthodes combinées EPA 3051 A 2007 (digestion micro-ondes) + EPA 6020 B 2014 (ICP-MS), tandis que le chrome VI a été analysé par EPA 3060 A 1996 (extraction basique) + EPA 7196 A 1992 (méthode colorimétrique par détection spectrophotométrique). Les concentrations sédimentaires ont été reportées sur la base du poids sec, qui a été déterminé par ISO 11465:1993/Cor 1:1994. Le **Tableau A2** présente les limites de détection et les incertitudes moyennes de mesure pour les 23 analytes telles qu'extrapolées des rapports d'essai du laboratoire.

Analyse des données

Nous avons analysé toutes les données dans Excel et Matlab (R2021b). Toutes les cartes ont été obtenues à partir de Matlab et ne reflétaient pas nécessairement la situation au sol au moment de l'échantillonnage.

Comparaison avec les campagnes antérieures

Nous avons comparé nos résultats avec ceux des campagnes d'échantillonnage menées par l'Université de Lubumbashi.^{5,6} Le Prof. Kaniki et son équipe ont échantillonné l'eau et les sédiments superficiels en octobre 2025, pendant notre même période de déploiement et à des emplacements comparables.⁶ Le Prof. Banza a travaillé dans une zone géographique plus large entre janvier et février 2024.⁵ Toutes les équipes ont étudié la pollution de l'eau et des sédiments en se concentrant principalement sur les métaux lourds, bien que les paramètres réels et les détails analytiques diffèrent (Annexe, **Tableau A3**). Bien que la zone globale soit la même, seuls quelques sites ont été inclus dans les 3 études (**Figure A1**).

Pour effectuer une comparaison approfondie, nous avons sélectionné uniquement les paramètres analytiques et les sites d'échantillonnage communs. À partir de l'étude du Prof. Kaniki, nous avons considéré uniquement le cobalt, le fer, le manganèse, le nickel, le plomb, le cuivre et le zinc dans l'eau et les sédiments, ainsi que le pH et la conductivité dans l'eau. Nous avons converti les concentrations pertinentes dans l'eau de mg/L en µg/L en les multipliant par 1 000 (1 mg/L = 1 000 µg/L). Les valeurs dans les sédiments étaient déjà en mg/kg – à l'exception du fer, que nous avons converti de % en mg/kg en le multipliant par 10 000 (1 % = 10 000 mg/kg). Pour sélectionner les sites d'échantillonnage pertinents, nous avons d'abord converti les coordonnées GPS du prof. Kaniki en unités décimales, puis superposé ces points à notre carte d'échantillonnage (**Figure A1**). Dans

certain cas, nous avons également considéré des points proches mais pas directement comparables à nos points d'échantillonnage (marqués d'un « ~ » dans les tableaux récapitulatifs de l'Annexe ; Tableau A4, Tableau A5 et Tableau A6 ; voir aussi Figure A1).

À partir du rapport du Prof. Banza, nous avons utilisé les concentrations dans l'eau et les sédiments d'arsenic, de cadmium, de cobalt, de manganèse, de nickel, de plomb, de cuivre, d'uranium et de zinc, ainsi que le pH dans l'eau. Bien que cela ne soit pas explicitement reporté, nous avons supposé que les concentrations du Prof. Banza dans le Tableau 1 et le Tableau 2 étaient en µg/L pour l'eau et en µg/kg pour les sédiments ; nous avons donc seulement divisé ces dernières par 1 000 pour obtenir des valeurs en mg/kg, directement comparables aux autres ($1 \mu\text{g/kg} = 0,001 \text{ mg/kg}$). Le Prof. Banza a reporté plusieurs coordonnées par point d'échantillonnage, ce qui nous a amenés à supposer que les données de son rapport se rapportent à des échantillons composites. À l'aide de ces informations, nous avons identifié des sites pouvant être inclus dans notre discussion bien que non directement comparables aux nôtres (Figure A1).

Résultats

Aperçu général

Qualité des eaux de surface

Dans l'ensemble de la zone d'étude, le pH de l'eau variait de 6,3 à 8,4, avec une médiane de 7,8 (Tableau 4). Ces valeurs se situaient dans la plage établie par la législation chinoise¹⁸ et congolaise²¹ (pH entre 6 et 9 ; Tableau 1). La conductivité était de 28 à 2 940 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (médiane de 835 $\mu\text{S}/\text{cm}$), avec les valeurs les plus élevées observées sur les sites associés à des sources de pollution connues – à savoir WSK2 à Kolwezi et WSF2/WSF3 à Fungurume (Tableau 4 et discussion ci-dessous).

Sur les 22 métaux lourds analysés, le béryllium, le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb et l'étain étaient systématiquement inférieurs aux limites de détection. L'aluminium, l'antimoine, l'arsenic, le bore, le chrome VI, le molybdène, le nickel, le sélénium, le thallium et le zinc n'étaient détectés qu'occasionnellement (2 à 4 échantillons sur 12 ; 16 à 33 %). Le cobalt, le fer, le cuivre, l'uranium et le vanadium étaient détectés plus fréquemment (50 à 67 % des échantillons), tandis que seuls le baryum et le manganèse étaient présents dans tous les échantillons (Tableau 4).

Dans l'ensemble des données, **seul le cuivre dépassait au moins un seuil réglementaire** (Tableau 4). Les concentrations de cuivre étaient de 25 à 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ à Kolwezi et de 1,9 à 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ à Fungurume, dépassant dans presque tous les cas les normes de qualité environnementale suisses (2 à 5 $\mu\text{g}/\text{L}$)¹⁷ et chinoises (catégorie 1, 10 $\mu\text{g}/\text{L}$),¹⁸ ainsi que les lignes directrices sud-africaines (1,6 à 12 $\mu\text{g}/\text{L}$, selon la dureté de l'eau).²⁰ En revanche, les concentrations de cuivre près du lac Kando et dans celui-ci étaient de 0 à 2,1 $\mu\text{g}/\text{L}$, constamment inférieures à toutes les normes internationales et seulement supérieures aux lignes directrices sud-africaines. Le cuivre est également réglementé par la législation minière de la RDC (1 500 $\mu\text{g}/\text{L}$),²¹ mais toutes les valeurs étaient bien en deçà de ce seuil.

Par rapport aux concentrations de fond européennes, **le cobalt, le manganèse et le cuivre dépassaient fréquemment de 10 fois les niveaux médians reportés pour les eaux de surface européennes** (Tableau 4). Ces dépassements étaient les plus prononcés à Kolwezi et à Fungurume, tandis que les concentrations étaient sensiblement plus faibles dans la zone du lac Kando (Tableau 4). Cette analyse nous a également permis d'identifier des points chauds de pollution de l'eau. Le plus évident était le site WSK2, où nous avons détecté du bore, du cuivre, du cobalt, du manganèse, du molybdène, du thallium, de l'uranium et du vanadium à des concentrations au moins 10 fois supérieures à la valeur de fond européenne (Tableau 4). Ce site était un cours d'eau émergeant sous le dépôt de stériles miniers de COMMUS et était fortement utilisé par les mineurs artisanaux pour le lavage des minéraux.

Tableau 4. Caractérisation générale et teneur en métaux des eaux de surface en comparaison avec la législation et les valeurs de référence. Le pH est en unités arbitraires, la conductivité est en $\mu\text{S}/\text{cm}$, les concentrations en métaux sont en $\mu\text{g}/\text{L}$. Les cellules surlignées en rouge foncé dépassent au moins une norme de qualité environnementale ou ligne directrice (Tableau 1) ; les cellules surlignées en gris dépassent de plus de 10 fois la valeur de fond médiane de l'UE. Les valeurs en gris n'étaient soit pas détectées (« n.d. », reportées comme des zéros par le laboratoire) soit inférieures à leurs limites de détection (Tableau A2). Au bas du tableau, nous reportons la plage des valeurs issues de la législation sélectionnée (Tableau 1) et le nombre de pays où ce paramètre est réglementé (en italique et entre parenthèses).

ID du rapport	pH	Conductivité	Aluminium	Antimoine	Arsenic	Baryum	Béryllium	Bore	Cadmium	Cobalt	Chrome	Chrome VI	Fer	Manganèse	Mercur	Molybdène	Nickel	Plomb	Cuivre	Sélénium	Étain	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
WSK1	6,34	50	29	n.d.	0,24	13	n.d.	5,2	n.d.	5,4	n.d.	n.d.	310	33	n.d.	n.d.	0,26	0,1	49	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	3
WSK2	8,05	2940	1,4	0,41	4,0	48	n.d.	260	n.d.	14	0,66	1,1	2,1	570	0,22	14	1,1	n.d.	64	2,3	n.d.	0,17	16	6,0	0,31
WSK3	6,97	560	12	0,10	0,85	30	n.d.	51	n.d.	19	n.d.	0,55	8,2	400	n.d.	1,5	0,58	n.d.	100	n.d.	n.d.	n.d.	1,3	1,4	3,2
WSK4	7,38	346	30	0,15	0,53	45	n.d.	20	n.d.	23	0,1	n.d.	17	340	n.d.	0,63	0,40	n.d.	25	n.d.	n.d.	n.d.	1,5	1,4	1,0
WL1	7,84	664	28	n.d.	n.d.	11	n.d.	5,7	n.d.	0,19	n.d.	n.d.	6,9	35	n.d.	0,32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,77	0,3	0,73
WL2	7,45	1276	1,2	n.d.	0,27	26	n.d.	9,3	n.d.	0,78	n.d.	n.d.	55	130	n.d.	0,18	n.d.	n.d.	0,34	n.d.	n.d.	n.d.	1,9	0,5	0,35
WL3	8,40	1217	1,4	n.d.	0,50	41	n.d.	9,3	n.d.	0,35	n.d.	n.d.	16	80	n.d.	0,30	n.d.	n.d.	0,33	n.d.	n.d.	n.d.	2,0	1,1	n.d.
WSL4	8,16	670	4,6	n.d.	0,51	29	n.d.	12	n.d.	0,70	n.d.	n.d.	17	50	n.d.	0,29	n.d.	n.d.	2,1	n.d.	n.d.	n.d.	0,94	1,1	0,17
WSF1	7,72	569	20	n.d.	0,72	1300	n.d.	11	n.d.	1,4	n.d.	n.d.	160	320	n.d.	0,38	0,57	n.d.	1,9	0,17	n.d.	n.d.	0,64	1,1	1,7
WSF2	8,09	1604	15	n.d.	0,72	30	n.d.	14	n.d.	1,0	0,36	n.d.	74	47	n.d.	0,53	0,78	0,31	11	n.d.	n.d.	n.d.	0,84	0,6	6,4
WSF3	8,23	2225	0,8	n.d.	1,4	95	n.d.	16	n.d.	330	0,13	n.d.	40	1200	n.d.	1,5	2,7	0,21	200	n.d.	n.d.	n.d.	1,7	0,8	5,6
WSF4	7,45	1001	62	0,12	0,75	87	n.d.	21	n.d.	47	1,6	n.d.	120	43	n.d.	0,92	0,44	n.d.	95	4,2	0,69	n.d.	2,9	1,2	3,6
Portée de la législation	6–9		100–		50–				0,2–		5	10–	6000	1300	0,03		10–	10–	1,6–	10–					20–
(n° de pays)	(2)		150		400				13			200			–2		1000	500	1500	30					10000
Fond UE x 10			180	1,1	6,3	250	0,09	160	0,1	1,6	3,8		2680	195		2,2	19	0,93	8,8	3,4		0,05	3,2	4,6	27

Tableau 5. Teneur en métaux des sédiments et comparaison avec la législation et les valeurs de référence. Toutes les concentrations sont en mg/kg. Les cellules en rouge foncé dépassent le *Probable Effect Level* (PEL) canadien (reporté au bas du tableau) ; les cellules en orange dépassent l'*Interim Sediment Quality Guideline* (ISQG) canadien (reporté en italique au bas du tableau) ; les cellules en gris sont au moins 10 fois supérieures à la valeur de fond médiane de l'UE (Tableau 2). Les valeurs en gris sont soit non détectées (« n.d. », reportées comme des zéros par le laboratoire) soit inférieures à leurs limites de détection (Tableau A1).

ID du rapport	Aluminium	Antimoine	Arsenic	Baryum	Béryllium	Bore	Cadmium	Cobalt	Chrome	Chrome VI	Fer	Manganèse	Mercur	Molybdène	Nickel	Plomb	Cuivre	Sélénium	Étain	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
WSK1	1300	0,041	1,0	74	0,082	0,62	n.d.	47	3,7	n.d.	5400	210	0,049	0,061	2,0	10	34	n.d.	0,61	0,053	0,79	41	6,6
WSK2	780	0,050	3,0	91	0,45	1,1	0,18	490	2,3	n.d.	6000	1700	0,095	0,46	8,2	5,7	2100	0,33	0,32	0,055	3,1	25	31
WSK3	790	n.d.	2,4	80	0,39	0,77	0,13	450	2,0	n.d.	4800	1500	0,082	0,35	7,1	4,8	2000	0,057	0,35	0,049	2,8	22	21
WSK4	1300	0,047	0,8	65	0,095	0,70	n.d.	340	3,5	n.d.	3600	640	0,033	0,061	1,6	12	240	n.d.	0,76	0,085	2,9	41	7,7
WSL4	1100	0,11	1,5	30	0,035	0,94	0,053	58	8,0	n.d.	6100	100	n.d.	0,18	1,6	16	310	n.d.	0,52	0,021	0,54	24	24
WSF1	2400	n.d.	0,72	860	0,24	1,3	0,062	28	5,3	n.d.	5800	760	n.d.	0,077	5,9	6,0	47	n.d.	0,27	0,038	0,72	18	15
WSF2	1400	0,094	1,3	83	0,23	0,65	n.d.	16	3,9	n.d.	3300	270	n.d.	0,098	2,9	5,6	33	n.d.	0,29	0,028	0,44	12	70
WSF3	2000	0,095	2,3	120	0,24	0,85	0,047	780	7,2	n.d.	6200	760	n.d.	0,15	5,9	8,0	43	n.d.	0,38	0,066	0,34	20	130
WSF4	1500	n.d.	1,6	110	0,25	0,86	n.d.	780	5,0	n.d.	4800	1400	0,056	0,076	3,1	8,2	490	0,26	0,57	0,050	0,60	28	14
Canada			5,9				0,6		37,3				0,17			35	35,7						123
(ISQG – PEL)			17				3,5		90				0,49			91,3	197						315
Fond UE x 10		10,7	60	3860	14,4		2,8	80	630		47000	7900	0,81	6,3	210	205	170		22,5	3,9	20	620	710

Tableau 6. Caractérisation générale et teneur en métaux des eaux domestiques et comparaison avec la législation et les lignes directrices. Le pH est sans unité, la conductivité est en unités de $\mu\text{S}/\text{cm}$, les concentrations en métaux sont en $\mu\text{g}/\text{L}$. Les cellules surlignées en rouge dépassent au moins une norme ou ligne directrice (Tableau 1) ; les cellules en gris dépassent (voir pH) ou sont proches (voir uranium) de leurs valeurs de référence. Les valeurs en gris sont soit non détectées (« n.d. », reportées comme des zéros par le laboratoire) soit inférieures à leurs limites de détection (Tableau A1) ; lorsque 100 % des échantillons remplissent ce critère, le nom de l'élément est grisé. Au bas du tableau, nous reportons la plage des valeurs issues de la législation sélectionnée (Tableau 1) et le nombre de pays où ce paramètre est réglementé (en italique et entre parenthèses). ^a La plupart des normes fixent une plage de pH de 6,5–8,5 (Tableau 1 et texte).

ID du rapport	pH	Conductivité	Aluminium	Antimoine	Arsenic	Baryum	Béryllium	Bore	Cadmium	Cobalt	Chrome	Chrome VI	Fer	Manganèse	Mercur	Molybdène	Nickel	Plomb	Cuivre	Sélénium	Étain	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
DP1	4,60	605	780	n.d.	2,9	48	n.d.	71	n.d.	2,6	n.d.	n.d.	n.d.	1100	2,9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	27	n.d.	84
DP2	4,90	30	13	n.d.	n.d.	11	n.d.	5,0	n.d.	2,0	n.d.	n.d.	0,53	24	n.d.	n.d.	n.d.	0,62	4,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,2
DP3	4,76	48	27	n.d.	n.d.	6,9	n.d.	3,8	n.d.	2,3	n.d.	n.d.	n.d.	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	53	n.d.	n.d.	n.d.	0,19	0,1	6,1
DL1	5,10	30	17	n.d.	n.d.	20	0,14	4,1	n.d.	4,1	0,13	n.d.	n.d.	23	n.d.	n.d.	5,7	0,20	4,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	11
DL2	4,74	55	24	n.d.	n.d.	16	n.d.	19	n.d.	0,96	n.d.	n.d.	6,1	6,5	n.d.	n.d.	0,69	n.d.	0,93	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	2,4
Ligne directrice de l'OMS				20	10	1300		2400	3		50			80	6		70	10	2000	40			30		
Portée de la législation	5,0–9,7 ^a	2500	50–300	5–20	10	700–2000	2–4	1000–2400	3–5		25–100	20–50	200–300	50–400	1–6	70	20–70	5–10	1000–2000	10–50		0,1–2	30	10	1000–5000
(n° de pays)	(5)	(1)	(5)	(5)	(5)	(3)	(2)	(4)	(5)		(4)	(2)	(4)	(4)	(5)	(1)	(4)	(5)	(5)	(4)		(2)	(5)	(1)	(4)

Qualité des sédiments

Dans les sédiments de surface, nous avons détecté l'aluminium, le baryum, le bore, le cobalt, le fer, le manganèse, le cuivre, le vanadium et le zinc dans tous les échantillons. L'arsenic, le béryllium, le thallium et l'uranium étaient présents dans 6 à 8 échantillons (sur 9 ; 66 à 88 %), tandis que l'antimoine, le cadmium et le plomb n'étaient détectés qu'occasionnellement (dans 1 à 3 échantillons sur 9 ; 11 à 33 %). Le chrome, le chrome VI, le mercure, le molybdène, le nickel, le sélénium et l'étain étaient systématiquement inférieurs aux limites de détection (Tableau 5).

Le cuivre était le métal le plus préoccupant dans les sédiments, avec des concentrations allant de 33 à 2 100 mg/kg (Tableau 5). Dans plus de 50 % des échantillons, ces valeurs dépassaient le *Probable Effect Level* (PEL) canadien (197 mg/kg contre une valeur mesurée de 240 à 2 100 mg/kg). Sur les sites restants, les concentrations de cuivre étaient de 33 à 47 mg/kg, donc proches ou légèrement supérieures à l'*Interim Sediment Quality Guideline* (ISQG) canadien (35,7 mg/kg),⁴⁰ supérieures aux critères de qualité des sédiments suisses (9,9 mg/kg),²⁵ et au moins 2 fois supérieures à la valeur de fond de l'UE (17 mg/kg ; Tableau 2).²² Le seul autre dépassement concernait le zinc au site WSF3, dont les concentrations étaient supérieures à l'ISQG canadien mais inférieures à son PEL. Bien qu'il ne soit pas inclus dans les lignes directrices canadiennes, nous avons remarqué que **le cobalt était 40 à 60 fois supérieur à la valeur de fond européenne sur les 3 sites présentant les valeurs de cuivre les plus élevées** (Tableau 5). Bien que cette comparaison doive être interprétée avec prudence en raison des différences de géologie locale, nous notons que seuls les sites en aval d'une contamination connue liée à l'exploitation minière présentaient des niveaux élevés de cobalt dans leurs sédiments : un site témoin en amont de la contamination contenait 47 mg/kg de cobalt, encore 6 fois supérieur à la valeur de fond de l'UE mais 7 à 10 fois inférieur aux sites contaminés.

Qualité des eaux domestiques

Toutes les sources d'eau domestique présentaient un pH nettement acide, avec des valeurs de 4,6 à 5,1 (Tableau 6) – donc en dehors de la plage recommandée par la plupart des réglementations sur l'eau potable (Tableau 3). Bien que l'eau acide ne soit pas intrinsèquement nocive, la plupart des pays recommandent un pH minimum de 6,5 ; seule l'Afrique du Sud fixe comme limite inférieure un pH de 5,0 (Tableau 3). L'eau acide peut faciliter la corrosion des métaux dans les tuyaux, les récipients et les ustensiles de cuisine, ce qui peut indirectement entraîner des effets sanitaires défavorables dus à l'exposition aux métaux.^{41,42} Nous notons que *tous les échantillons* étaient acides, ce qui suggère que les eaux souterraines de la région peuvent avoir un pH naturellement bas. Dans une étude récente, Tshanga et al.⁴³ ont mesuré le pH des eaux souterraines près de la mine de Mutoshi, au nord-est de Kolwezi, trouvant un pH neutre moyen de $7,0 \pm 0,5$ sur 20 échantillons (plage de 6,6 à 8,2). Malheureusement, l'hydrologie souterraine complexe de la région⁴⁴ rend difficile d'établir si les résultats de Tshanga et al. représentent ou non un témoin raisonnable pour notre jeu de données.

La plupart des eaux présentaient une faible conductivité et une faible concentration en métaux dissous (Tableau 6). La conductivité se situait typiquement entre 30 et 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$; un seul échantillon

avait une valeur significativement plus élevée de 605 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (DP1). En cohérence avec cette faible conductivité, seuls 5 métaux étaient au-dessus de leurs limites de détection dans plus de 50 % des échantillons – à savoir le baryum (100 %), le cobalt (80 %), le manganèse (100 %), le cuivre (60 %) et le zinc (60 %). L'antimoine, le cadmium, le chrome, le chrome VI, le fer, le mercure, le molybdène, le plomb, le sélénium, l'étain, le thallium et le vanadium n'étaient jamais au-dessus de la détection, tandis que les métaux restants n'étaient détectés que de manière sporadique.

Dans l'ensemble des paramètres et des sites, **nous n'avons observé que 2 dépassements, tous deux au site DP1** (Tableau 6). Ce puits, qui était le plus proche de l'installation de stockage des résidus miniers de COMMUS à Pierre Muteba II, présentait le pH le plus bas du jeu de données, la conductivité la plus élevée et les concentrations les plus élevées d'aluminium, d'arsenic, de baryum, de bore, de manganèse, d'uranium et de zinc (Tableau 6). L'aluminium et le manganèse étaient respectivement de 780 $\mu\text{g}/\text{L}$ et de 1 100 $\mu\text{g}/\text{L}$, supérieurs à toutes les normes applicables (50–300 $\mu\text{g}/\text{L}$ et 50–400 $\mu\text{g}/\text{L}$; Tableau 1). Sur ce site, l'uranium était de 27 $\mu\text{g}/\text{L}$, proche mais inférieur à la norme largement adoptée de 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Tableau 1).

Bien que la qualité de l'eau des puits semble globalement acceptable d'un point de vue chimique, les risques sanitaires réels pour les communautés locales peuvent être plus élevés que ce que suggèrent nos données. En effet, nous avons analysé l'eau directement à partir des puits et des fontaines, donc avant son utilisation pour la cuisson ou d'autres activités domestiques. Cependant, lorsque cette eau entre en contact avec des récipients ou des ustensiles métalliques, son pH acide peut déclencher la libération de métaux – en particulier dans des conditions de contact prolongé, de températures élevées, ou en présence d'ustensiles de cuisine de mauvaise qualité ou endommagés.^{42,45,46} Bien que ces effets soient plus prononcés à des valeurs de pH de 3–4, certains ustensiles de cuisine peuvent encore lessiver des métaux au pH de nos eaux de puits.⁴⁶

Comparaison avec les campagnes antérieures

Dans l'ensemble, **nous avons observé une concordance relativement bonne entre les résultats du Prof. Kaniki et les nôtres** – bien que les valeurs individuelles varient parfois de plus d'un ordre de grandeur, les tendances et les conclusions restent globalement comparables. Dans l'eau, nous avons trouvé un bon accord pour le pH, la conductivité, le manganèse et les éléments présents uniquement à l'état de traces – à savoir le nickel et le plomb (Figure A2). Le zinc apparaissait constamment plus élevé dans le jeu de données du Prof. Kaniki que dans le nôtre, ce qui pourrait indiquer un artefact de mesure. Le cobalt, le fer et le cuivre étaient dans certains cas plus élevés et dans d'autres plus bas, ce qui reflète peut-être des variations quotidiennes de la qualité de l'eau et des emplacements d'échantillonnage. Pour l'eau des puits, nous avons remarqué une petite divergence dans les valeurs de pH (0,5–1,5 unités de pH) qui pourrait résulter d'un artefact de mesure pertinent uniquement dans les échantillons à faible conductivité (détails dans **Qualité des eaux domestiques dans les villages du lac Kando**).

Les métaux lourds dans les sédiments étaient globalement moins variables que dans l'eau, reflétant leur rôle de réservoirs de contaminants et leur moindre sensibilité aux variations quotidiennes des conditions environnementales. Malgré une certaine dispersion, nous avons

observé un bon accord pour le cobalt, le manganèse, le cuivre et le zinc (Figure A3). Sur 2 sites impactés par l'exploitation minière à Fungurume, le nickel était constamment plus élevé dans le jeu de données du Prof. Kaniki que dans le nôtre, reflétant probablement l'hétérogénéité spatiale des sédiments souvent observée dans les environnements pollués. Nous avons observé une différence claire et systématique uniquement pour le fer, ce qui peut provenir d'une erreur de conversion : après conversion de % en mg/kg, toutes les valeurs semblaient inclure un « 0 » supplémentaire. Le fer est un élément naturellement présent, de sorte que cette divergence n'affecte pas les conclusions globales.

En revanche, **nous avons trouvé une plus grande variabilité entre les résultats du Prof. Banza et les deux jeux de données collectés en 2025**. Cette différence reflète probablement la variation temporelle et spatiale naturelle – Prof. Banza a échantillonné début 2024, soit près de 2 ans avant les autres campagnes, et dans des emplacements qui ne sont que globalement comparables à ceux échantillonnés en 2025 (Figure A1). Malgré les différences, **les tendances générales étaient cohérentes avec nos conclusions**. Dans les eaux de surface, l'arsenic, le cadmium, le fer, le nickel, le plomb, l'uranium et le zinc étaient constamment en dessous des seuils légaux et restaient généralement en dessous de 10 fois la valeur de fond européenne, tandis que le cobalt, le manganèse et le cuivre dépassaient les deux cadres de référence dans plusieurs cas (Tableau A4). Dans certains cas, les mesures dans l'eau du Prof. Banza étaient nettement plus élevées que celles de 2025. Par exemple, les concentrations de manganèse dans le lac Kando étaient de 32 905 µg/L, contre <1–130 µg/L en 2025 (Tableau A4). Le cobalt et le cuivre présentaient des tendances similaires. Bien que les artefacts analytiques ne puissent être exclus, ce schéma est cohérent avec un événement de pollution localisée précédant la campagne du Prof. Banza, dont les effets auraient pu être naturellement atténués d'ici 2025. En revanche, les résultats sédimentaires étaient globalement comparables entre les jeux de données (Tableau A5).

Bien que menées plus d'une décennie auparavant, **les études antérieures réalisées à Kolwezi concordaient largement avec nos résultats**. En 2011, Atibu et al.⁸ ont reporté des concentrations élevées de cobalt, de cuivre et de manganèse dans les rivières Musonoïe et Liulu (Kolwezi), mais l'arsenic, le cadmium, le chrome, le nickel, le molybdène et l'étain en dessous des limites de détection. En excluant une valeur clairement aberrante, les concentrations variaient de 0,1 à 27 µg/L pour le cobalt, de 0,3 à 103 µg/L pour le cuivre et de 0,1 à 16,2 µg/L pour le manganèse,⁸ valeurs qui se situent dans la plage inférieure de ce que nous avons mesuré dans cette zone (cobalt : 1–330 µg/L ; cuivre : 1,9–200 µg/L ; manganèse : 43–1200 µg/L ; Tableau 4, plage pour Kolwezi). La même étude a également identifié le cuivre comme particulièrement élevé dans les sédiments (43–47 470 mg/kg), aux côtés du cobalt (60–13 200 mg/kg), du manganèse (19–1 040 mg/kg) et du fer. Bien que les valeurs les plus élevées dépassent nos observations de 2025, les principaux métaux préoccupants et leurs valeurs médianes sont globalement cohérents avec nos résultats (Tableau 4). Une étude de suivi⁷ axée sur les sédiments d'autres rivières impactées par l'exploitation minière à Kolwezi a également reporté des niveaux élevés de cobalt (19–18 430 mg/kg) et de cuivre (115–209 000 mg/kg) ; le plomb était également élevé (11–899 mg/kg), reflétant peut-être des différences géologiques locales ou des sources de pollution spécifiques.

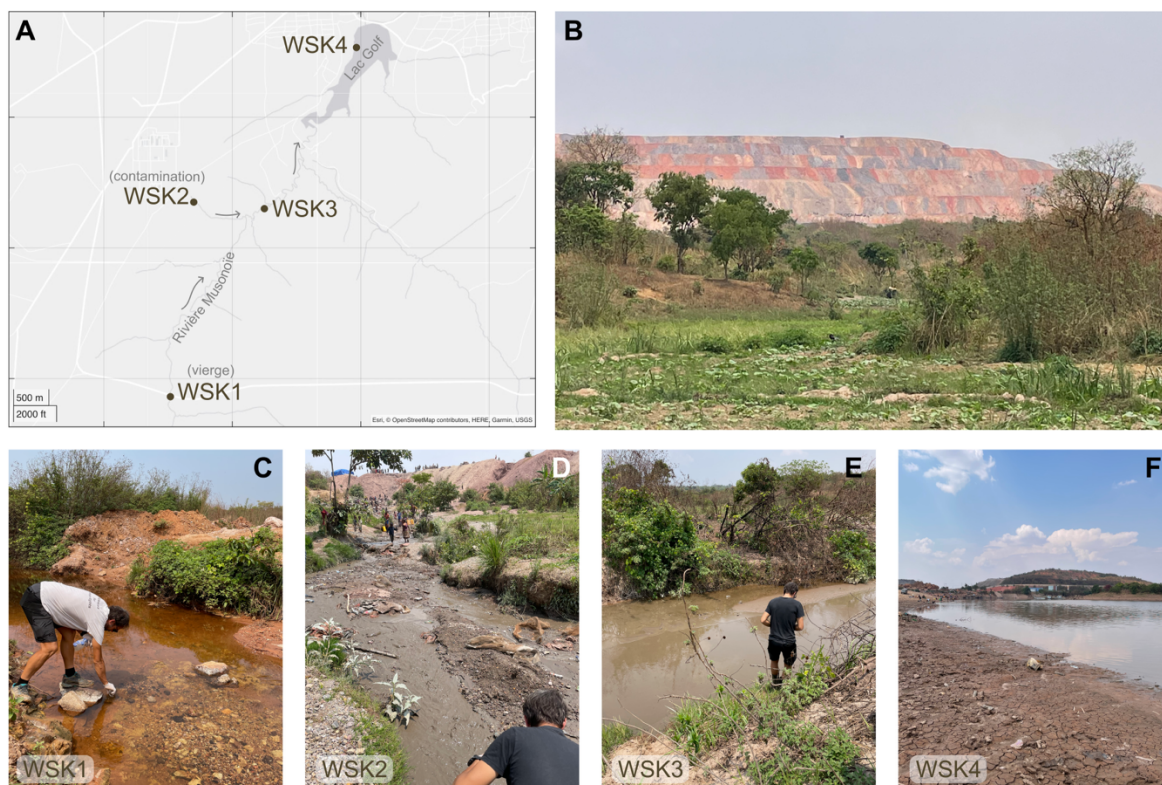


Figure 4. Échantillonnage de l'eau de surface et des sédiments à Kolwezi. À Kolwezi, nous avons échantillonné 4 sites hydrologiquement connectés le long de la rivière Musonoïe (A), dont un site vierge en amont (C), un cours d'eau émergeant sous le dépôt de stériles miniers de COMMUS (B) utilisé pour le lavage des minéraux (D), un site en aval toujours le long de la rivière (E), et le lac Golf (F).

Kolwezi et Pierre Muteba II

Qualité de l'eau et des sédiments dans la rivière Musonoïe

À Kolwezi, nous avons échantillonné 4 sites hydrologiquement connectés le long de la rivière Musonoïe (Figure 4A) : un site témoin en amont d'une source connue de contamination (WSK1 ; Figure 4C) ; un cours d'eau émergeant d'un grand dépôt de stériles miniers près de l'usine de traitement de COMMUS et fortement utilisé par les mineurs artisanaux pour le lavage des minéraux (WSK2 ; Figure 4D) ; un site le long de la rivière Musonoïe en aval de WSK1 (WSK3 ; Figure 4E) ; et le lac Golf (WSK4 ; Figure 4F). Le Prof. Kaniki a échantillonné une flaque dans le cours d'eau contaminé approximativement au niveau de WSK2 ; un site en amont à peu près équivalent à WSK1 ; et le lac Golf près de notre emplacement d'échantillonnage (Figure A1A). Le Prof. Banza a reporté des données uniquement pour le lac Golf (seulement sédiments) et la rivière Musonoïe sans préciser l'emplacement exact d'échantillonnage.

Les résultats ont clairement mis en évidence l'influence des activités minières sur la qualité de l'eau locale. **Au site WSK2, nous avons observé une augmentation prononcée de la conductivité et de plusieurs métaux lourds**, notamment le manganèse, le thallium, l'uranium et le vanadium (Figure 5, barre verte). Les éléments supplémentaires présentant ce schéma incluaient l'arsenic et le bore (Tableau 4 ; uniquement les éléments au-dessus de la détection). Pour la plupart des paramètres,

les concentrations diminuaient en aval, atteignant des valeurs seulement modérément supérieures à celles du site de référence lorsque l'eau atteignait le lac Golf. Nous notons que le pH neutre à basique de cette rivière (7,0–8,1 sur les sites en aval ; [Tableau 4](#)) contribue à limiter la dissolution des métaux dans les sédiments en suspension, qui étaient élevés aux sites WSK2 et WSK3 ([Figure 4D](#) et [Figure 4E](#)).

Bien que ce comportement suggère que la contamination n'est significative qu'à des points spécifiques (et prévisibles), certains métaux s'écartaient de cette tendance. **Le manganèse restait élevé en aval de la contamination** : au lac Golf (WSK4), il était de 340 µg/L, soit plus de 10 fois la concentration observée au site vierge (33 µg/L ; [Tableau 4](#)). Malgré les différences en valeurs absolues, le Prof. Kaniki a observé la même tendance pour ce métal ([Figure 5](#) et [Tableau A4](#)). **Le cobalt** dépassait de plus de 10 fois la valeur de fond européenne au site de référence (WSK1, 5,4 µg/L contre une valeur de fond de 0,16 µg/L) et **augmentait de manière constante en aval** jusqu'à un maximum de 23 µg/L au lac Golf ([Figure 5](#) et [Tableau 4](#)). **Le cuivre a montré un comportement similaire**, avec des concentrations dépassant à la fois 10 fois la valeur de fond européenne et plusieurs références internationales dès WSK1 – bien que les concentrations au lac Golf soient comparables à celles du site vierge ([Figure 5](#) et [Tableau 4](#)). Ces observations confirment des hypothèses antérieures (voir Atibu et al.⁷) selon lesquelles les concentrations naturelles de fond du cuivre et du cobalt dans la rivière Musonoïe pourraient être naturellement élevées. Cependant, **les apports anthropiques liés aux activités minières s'ajoutent à ce fond naturellement élevé**, contribuant à une détérioration localisée de la qualité de l'eau, en particulier près des points de décharge ou de contamination.

Le Prof. Kaniki a observé des tendances comparables pour le pH, la conductivité et les concentrations de manganèse, de cuivre, de fer, de nickel et de plomb ([Figure 5](#) et [Tableau A4](#)). En

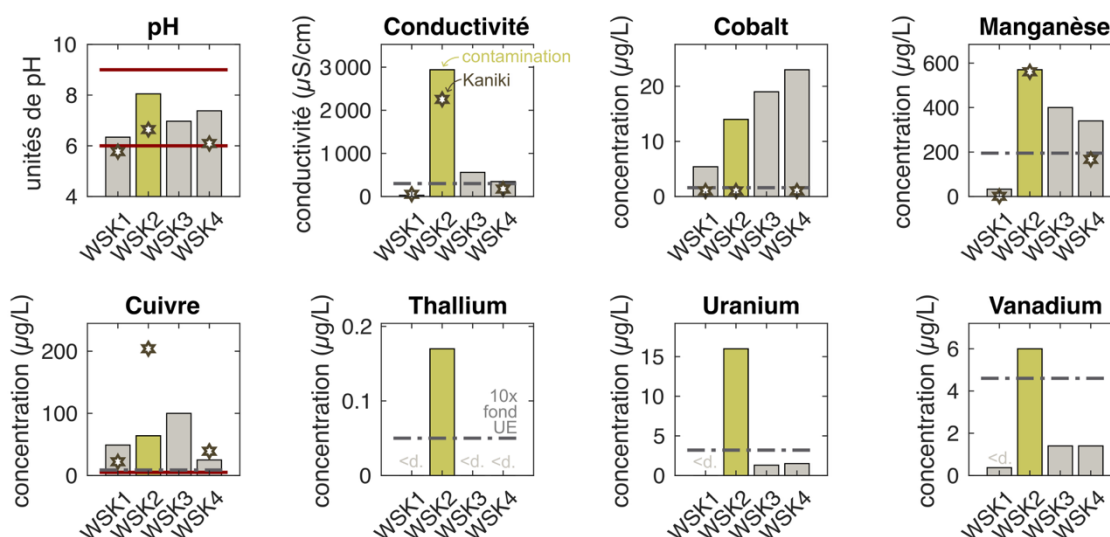


Figure 5. Aperçu de paramètres sélectionnés des eaux de surface à Kolwezi. Les lignes rouges représentent les plages des normes de qualité environnementale ([Tableau 1](#)) ; les lignes en pointillés-tirets grises représentent 10 fois la valeur de fond de l'UE issue de la base de données FOREGS²² ; les étoiles sont les résultats pertinents du rapport du Prof. Kaniki⁶ (le thallium, l'uranium et le vanadium n'ont pas été mesurés). Les valeurs non détectées ou inférieures aux limites de détection sont marquées « < d. ».

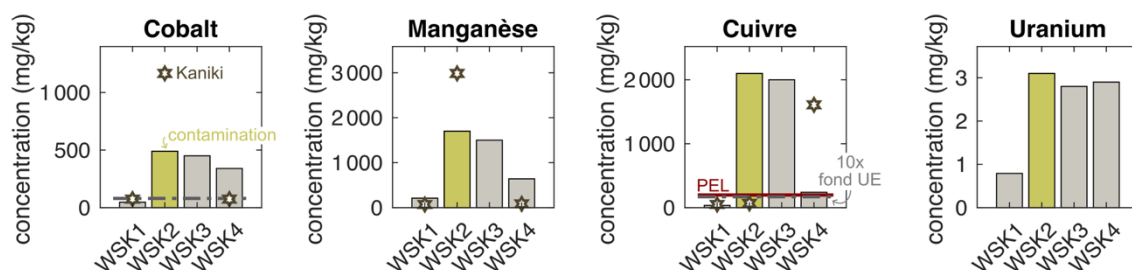


Figure 6. Aperçu de certains métaux dans les sédiments à Kolwezi. La ligne rouge représente le *Probable Effect Level* (PEL) canadien ; les lignes en pointillés-tirets grises représentent 10 fois la valeur de fond de l'UE issue de la base de données FOREGS²² (au-dessus de la limite supérieure lorsqu'elles ne sont pas visibles) ; les points de données représentent les résultats du Prof. Kaniki⁶.

revanche, ils ont reporté de manière constante un cobalt plus faible (toujours < 1 µg/L contre 14–23 µg/L) et un zinc plus élevé (63–110 µg/L contre toujours < 5 µg/L) que notre équipe (Tableau A4).

Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments renforcent encore les preuves des impacts miniers le long de la rivière Musonoïe. Le cobalt, le manganèse, le cuivre et l'uranium ont montré une augmentation prononcée au site WSK2, suivie d'un déclin progressif en aval (Figure 6). Plusieurs autres métaux ont affiché un schéma similaire, notamment l'arsenic, le baryum, le béryllium, le bore, le cadmium, le fer, le thallium et le zinc (Tableau 5 ; uniquement les éléments au-dessus de la détection). Notamment, **les éléments les plus caractéristiques de la géologie locale – le cobalt, le manganèse, le cuivre et l'uranium – avaient leur concentration la plus faible au site de référence vierge.** Pour le cobalt et le cuivre, ces valeurs étaient bien en dessous de 10 fois la valeur de fond européenne et du PEL canadien au site de référence, alors qu'elles dépassaient les deux références à WSK2 et sur tous les sites en aval (Figure 6). Ensemble, ces résultats indiquent un schéma d'accumulation récente de cobalt, de cuivre, de manganèse et d'uranium dans l'ensemble du bassin versant, pointant vers un **héritage clair de contamination liée à l'exploitation minière.**^e Dans le même temps, la comparaison avec les résultats des eaux de surface suggère la présence de variations quotidiennes des apports miniers, en particulier pour le cuivre et le cobalt.

Cette conclusion est globalement cohérente avec les campagnes d'échantillonnage antérieures. Le Prof. Kaniki a reporté les concentrations sédimentaires les plus faibles de cobalt, de manganèse, de cuivre et de zinc au site de référence en amont (Figure 6 et Tableau A5). Les emplacements en aval étaient typiquement plus contaminés que le site en amont, bien que dans une mesure différente par rapport à notre jeu de données (Figure 6). Le nickel et le plomb étaient toujours en dessous de la détection, par analogie avec ce que nous avons observé (Tableau 5). Les résultats du Prof. Banza pour la rivière Musonoïe et le lac Golf ont mis en évidence un dépassement du PEL canadien pour le cuivre sur les deux sites ; les résultats pour les autres métaux étaient globalement comparables entre les 3 jeux de données (Tableau A5).

^e En première approximation, les sédiments de surface affichent « l'histoire moyenne de la pollution » des dernières années à décennies. La durée exacte dépend de l'hydrologie locale et de la survenue d'événements naturels et anthropiques de perturbation (voir la note de bas de page d pour plus de détails).

Qualité des eaux domestiques à Pierre Muteba II

À Pierre Muteba II, nous avons échantillonné 3 puits à usage domestique situés à proximité de l'installation de stockage des résidus miniers et de la zone de traitement de COMMUS (Figure 7). Selon les rapports des communautés, ces puits ont une profondeur approximative de 5–6 m (DP1), 10 m (DP2) et 60 m (DP3).

Le pH de l'eau était le paramètre le plus préoccupant, avec des valeurs de 4,6–4,9 (Tableau 6). Ces valeurs sont typiquement 1,5 à 2 unités inférieures à ce qui est recommandé par la réglementation internationale (Tableau 1). Comme le pH est exprimé sur une échelle logarithmique, une différence de 2 unités correspond à une eau 100 fois plus acide que celle recommandée. Nous notons que les eaux souterraines deviennent plus acides à mesure que les puits se rapprochent de l'installation de stockage des résidus miniers et deviennent moins profonds.

Outre le fait d'avoir le pH le plus bas du jeu de données, **le puits le plus proche de l'installation de stockage des résidus miniers de COMMUS (DP1) était également un point chaud pour certains métaux lourds**. Ce site présentait la conductivité la plus élevée et les concentrations les plus élevées d'aluminium, d'arsenic, de baryum, de bore, de cobalt, de manganèse, d'uranium et de zinc (Figure 8 et Tableau 6). **L'aluminium et le manganèse dépassaient de plusieurs fois toutes les normes et lignes directrices disponibles**. L'aluminium était de 780 µg/L, 3 à 15 fois supérieur à toute limite normative incluse dans notre analyse (50–300 µg/L ; Tableau 1) ; de même, le manganèse était de



Figure 7. Échantillonnage des eaux domestiques à Pierre Muteba II. Nous avons échantillonné 3 puits d'eau domestique près de l'installation de stockage des résidus miniers et de la zone de traitement de COMMUS (A), dont le site DP1 (B-C), DP2 (C) et DP3 (E).

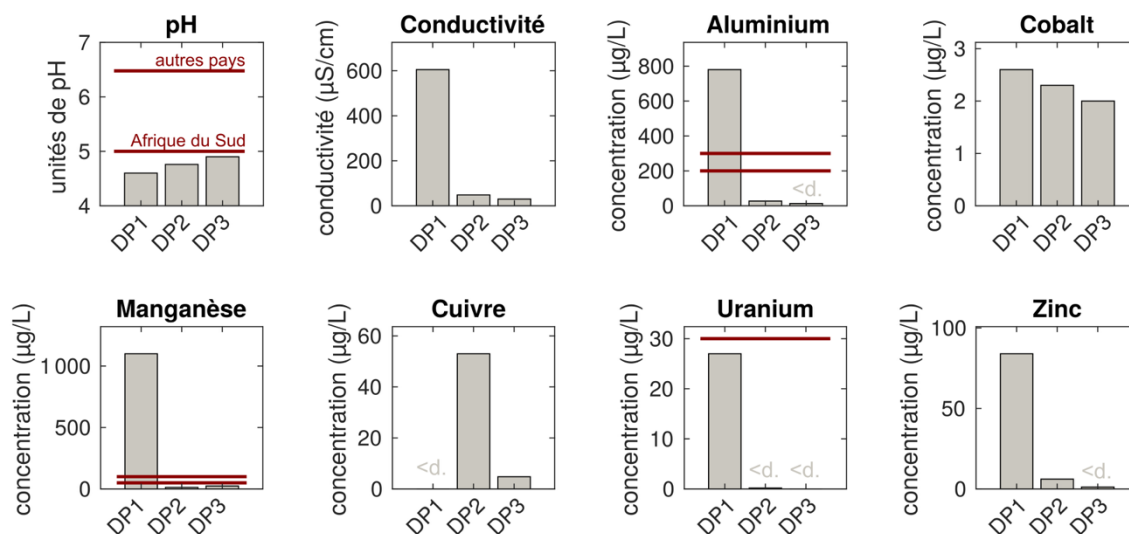


Figure 8. Aperçu de certains métaux dans les puits d'eau domestique à Pierre Muteba II. Les lignes rouges indiquent la plage des normes et lignes directrices pour l'eau potable (Tableau 3) ; lorsqu'elles ne sont pas visibles, elles sont supérieures aux valeurs reportées ou non définies. Les valeurs inférieures aux limites de détection sont indiquées par le symbole « < d. ».

1 100 µg/L, dépassant également de 3 à 20 fois les normes disponibles (50–400 µg/L ; Tableau 1) et de près de 14 fois la ligne directrice de l'OMS de 80 µg/L.²⁶ Bien que les impacts sanitaires de l'aluminium soient moins établis,^{26,41} **le manganèse au-dessus des valeurs recommandées a des effets toxiques sur le système nerveux central**, en particulier chez les enfants.²⁶

Le Prof. Kaniki n'a pas échantillonné ces puits, de sorte qu'une comparaison directe n'était pas possible. Cependant, 2 échantillons d'eau domestique collectés à Tshizuza, au sud-est de l'installation de stockage des résidus miniers, étaient globalement comparables à DP2 et DP3. En particulier, le pH de l'eau était acide (5,4–6,2), la conductivité était faible (9–18 µS/cm) et la plupart des métaux étaient en dessous de la détection, sans dépassements des normes et lignes directrices (Tableau A6).⁶ Le Prof. Banza n'a pas échantillonné les eaux de puits.

Lac Kando et zones environnantes

Qualité de l'eau et des sédiments dans le bassin du fleuve Lualaba

Près du lac Kando, nous avons échantillonné 4 sites hydrologiquement connectés autour de la concession MUMI (Figure 9). Les emplacements comprenaient la rivière Lwakutsha, un petit cours d'eau qui traversait la concession MUMI et se déversait dans le lac Kando (WL1 ; Figure 9A) ; le lac Kando près du village de Kaindu (WL2 ; Figure 9B) et à la confluence avec le fleuve Lualaba (WL3 ; Figure 9C) ; et le fleuve Lualaba^f près de Kisenda, à environ 7 km en aval de l'exutoire du lac (WSL4 ; Figure 9D). Nous n'avons prélevé des sédiments qu'à WSL4 ; aux autres emplacements, les sédiments étaient principalement constitués de matière organique en décomposition ou de roches, que nous avons jugées inappropriées pour les analyses de métaux lourds (Figure 3E). Deux de nos

^f Lualaba est le nom du fleuve Congo en amont des chutes Boyoma.⁴⁷

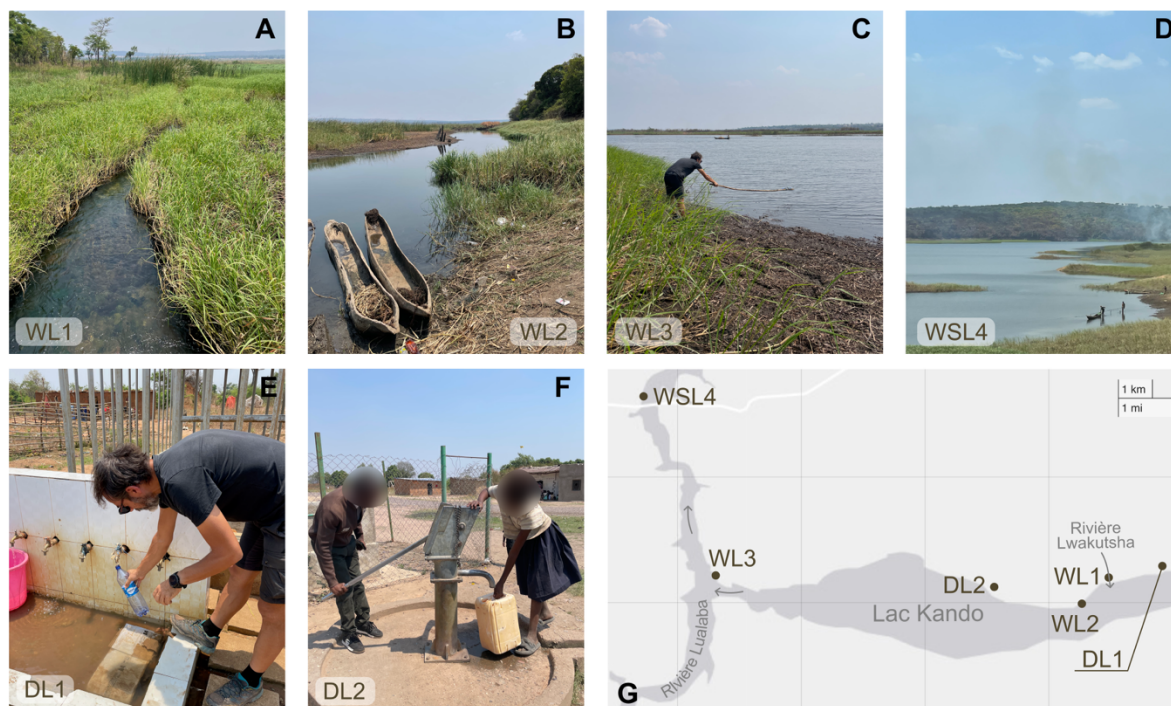


Figure 9. Sites d'échantillonnage au lac Kando et dans ses environs. Nous avons échantillonné 4 sites hydrologiquement connectés dans le bassin du fleuve Lualaba (A-D) et 2 sources d'eau domestique : une à Mibanze (E) et une à Rianda (F).

emplacements d'échantillonnage ont également été inclus dans la campagne du Prof. Kaniki, permettant des comparaisons directes : le site WL1 (PM12 dans le rapport du Prof. Kaniki) et un point sur la rive nord du lac Kando à environ 500 m à l'ouest de WL2 (PM10 ; Figure A1B). La discussion suivante inclut 2 sites supplémentaires que l'équipe du Prof. Kaniki a échantillonnés sur les rives nord du lac Kando et les données du Prof. Banza pour le même lac (Tableau A3).

En général, **cette zone est apparue comme la moins polluée de notre campagne, en particulier en ce qui concerne les eaux de surface.** Le baryum et le manganèse étaient les seuls métaux détectés dans tous les échantillons (Tableau 4). Parmi les éléments restants, seuls l'aluminium, le fer, le cuivre, l'uranium et le vanadium étaient au-dessus de leur limite de détection dans au moins 2 des 4 sites ; lorsqu'ils étaient détectés, ils se présentaient généralement à de faibles concentrations. Nous n'avons identifié qu'un dépassement des lignes directrices sud-africaines au site le plus en aval (WSL4) et toutes les concentrations restaient bien en dessous de 10 fois les valeurs de fond européennes. Bien que ce constat puisse être de portée limitée, nous avons observé que **le manganèse dans le lac Kando dépassait la ligne directrice de l'OMS pour l'eau potable** (80-130 µg/L contre une ligne directrice de 80 µg/L ; Tableau 3 et Tableau 4) ainsi que d'autres normes internationales. L'utilisation de cette eau à des fins domestiques représente une voie d'exposition potentiellement négligée dans les communautés locales qui dépendent de l'eau de surface, et non souterraine, à des fins domestiques.

Les résultats obtenus par le Prof. Kaniki concordent largement avec les nôtres (Tableau A3). Tous les métaux étaient en dessous de la détection dans la rivière Lwakutsha (ML12/WL1), et la plupart étaient également en dessous de la détection dans le lac Kando ; de même, la conductivité

et le pH étaient entièrement comparables entre les jeux de données. Nous n'avons observé des divergences que pour le cobalt et le manganèse. Le Prof. Kaniki a détecté 111 µg/L de cobalt près de Kaindo (ML10), mais les concentrations étaient en dessous de la détection à notre site voisin (WL2) et aux 2 autres emplacements d'échantillonnage (ML9 et ML14). De même, nous avons mesuré 130 µg/L de manganèse à WL2 mais le Prof. Kaniki a reporté < 1 µg/L de ce métal sur tous les sites du lac Kando (Tableau A3). En revanche, **les données recueillies par le Prof. Banza en 2024 montraient des concentrations de cobalt, de manganèse, de cuivre et de zinc jusqu'à 3 ordres de grandeur plus élevées** que celles des deux campagnes de 2025, avec 3 éléments dépassant les normes et lignes directrices internationales (Tableau A3). Bien que les preuves directes manquent, ces concentrations élevées peuvent refléter un événement de pollution transitoire survenu peu avant la campagne du Prof. Banza. Nous notons que la région est également riche en végétation naturelle qui peut avoir aidé à absorber l'excès de métaux dans l'eau – un processus qui a déjà été émis comme hypothèse dans la région.^{7,9}

Les sédiments collectés à WSL4 présentaient également une teneur en métaux globalement faible : sur les 22 éléments analysés, nous n'en avons détecté que 13, dont la plupart étaient proches de leurs limites de détection (Tableau 5). **La seule exception notable était le cuivre**, qui atteignait 310 mg/kg. Cette valeur était comparable à celle du lac Golf (240 mg/kg ; WSK4) mais presque 10 fois supérieure aux emplacements les plus vierges de notre jeu de données (34–47 mg/kg) ; elle dépassait également le PEL canadien et était plus de 10 fois supérieure à la valeur de fond européenne (Tableau 5). Le Prof. Kaniki et le Prof. Banza ont tous deux mesuré des concentrations de cuivre comparables dans les sédiments du lac Kando (118–461 mg/kg ; Tableau A4). Ce résultat indique fortement que **le cuivre est constamment élevé dans le bassin du fleuve Lualaba**, ce qui peut être dû à une contamination historique au cours des années à décennies passées, à un fond géochimique naturellement élevé, ou à une combinaison des deux.

Qualité des eaux domestiques dans les villages du lac Kando

La qualité de l'eau des puits à Mibanze et à Rianda était globalement acceptable. **Le seul paramètre en dehors des limites recommandées était le pH**, qui était de 4,7 à 5,1 (Tableau 6) – bien en dessous de la limite inférieure de 6,5–6,8 recommandée dans la plupart des législations sur l'eau potable (Tableau 3). Les deux échantillons présentaient une conductivité faible (30–50 µS/cm) ainsi que des faibles concentrations en métaux dissous (Tableau 6). À Rianda, seuls le baryum et le manganèse étaient au-dessus de leurs limites de détection, tandis qu'à Mibanze nous avons également détecté de petites quantités de béryllium, de cobalt, de nickel, de cuivre et de zinc. Aucun des métaux ne dépassait les normes ni les lignes directrices internationales.

Les résultats du Prof. Kaniki dans ces villages étaient globalement cohérents avec nos observations, avec des différences uniquement pour le fer et le pH (Tableau A5). Les concentrations de fer étaient significativement plus élevées dans le jeu de données du Prof. Kaniki (46–623 µg/L) que dans le nôtre (en dessous de la détection). Dans la plupart des législations sur l'eau de boisson, le fer est considéré comme un paramètre organoleptique sans effets sanitaires connus dans la plage de concentration observée.²⁶ De même, les valeurs de pH étaient constamment 0,5 à 1,5 unités plus

élevées (5,1–6,6) que ce que nous avons observé (4,7–5,1 ; Tableau A5). L'équipe du Prof. Kaniki a également trouvé de l'eau de puits acide à Moloka (pH de 5,1) et à l'un des points d'échantillonnage à Kisenda (pH de 6,3), tandis que dans 2 autres villages les valeurs de pH étaient de 6,7–6,8 (Tableau A5).

Nous notons qu'une partie de la divergence dans les valeurs de pH entre nos résultats et ceux du Prof. Kaniki peut être attribuée à des artefacts techniques. Alors que le Prof. Kaniki a mesuré le pH sur place, nous l'avons mesuré hors site jusqu'à quelques heures après la collecte en raison de contraintes de sécurité. Bien que ce petit délai ne soit généralement pas problématique, il peut affecter les valeurs de pH dans les eaux à faible conductivité (c'est-à-dire $< 100 \mu\text{S/cm}$), car les échanges gazeux avec l'atmosphère peuvent abaisser le pH naturel de l'eau. Cet effet peut être encore aggravé par la fiabilité réduite des mesures de pH dans les eaux à faible conductivité.⁴⁸ Malgré ces artefacts potentiels, tous les puits ont systématiquement présenté des valeurs de pH inférieures à 7, et 6 mesures sur 9 se situant en dehors des limites recommandées (Tableau A5). La constance de ce schéma entre les jeux de données renforce notre confiance dans les résultats globaux.

Qualité de l'eau et des sédiments à Fungurume

Qualité de l'eau et des sédiments dans le bassin de la rivière Kelangile

Près de Fungurume, nous avons échantillonné 3 sites hydrologiquement connectés le long de la rivière Kelangile (Figure 11) : un site en amont d'une contamination connue (WSF1) ; l'effluent de l'usine 30k de TFM (WSF2) ; et un emplacement en aval (WSF3). Nous avons également collecté un échantillon dans la rivière Dipeta peu avant sa confluence avec la Kelangile (WSF4). La plupart de ces emplacements ont également été inclus dans la campagne du Prof. Kaniki, tandis que le Prof. Banza a échantillonné la rivière Kelangile à différents points proches de WSF2 et WSF3, et la rivière Dipeta significativement en amont de notre site d'échantillonnage (Figure A1C).

La qualité des eaux de surface à Fungurume était pire que dans la zone du lac Kando mais meilleure qu'à Kolwezi. Sur tous les sites, nous n'avons détecté que du baryum, du cobalt, du fer, du manganèse et du cuivre. L'aluminium, l'antimoine, l'arsenic, le molybdène, le nickel, le sélénium, l'uranium, le vanadium et le zinc n'étaient présents que sur 1 ou 2 sites (sur 4), souvent à des concentrations proches de leur limite de détection ; tous les autres éléments étaient systématiquement en dessous de leur limite de détection (Tableau 4).

Dans les eaux de surface, **le cuivre est apparu comme le métal le plus préoccupant**, affichant un comportement compatible avec une perturbation anthropique. Les concentrations au site témoin (WSF1) étaient de $1,9 \mu\text{g/L}$, mais elles augmentaient de 10 à 100 fois à mesure qu'elles se rapprochaient des sources de contamination connues ($11\text{--}200 \mu\text{g/L}$; Figure 12 et Tableau 4). Ces valeurs dépassaient 10 fois la valeur de fond européenne et étaient également supérieures aux réglementations suisses, chinoises et sud-africaines (Tableau 1). Nous notons que WSF2, l'effluent industriel de l'usine de traitement 30k de TFM, n'était pas un point chaud de contamination (Figure 12). **Le site le plus préoccupant était plutôt WSF3**, à environ 0,5 km en aval, où nous avons détecté des concentrations de cobalt, de manganèse et de cuivre au moins 2 ordres de grandeur supérieures

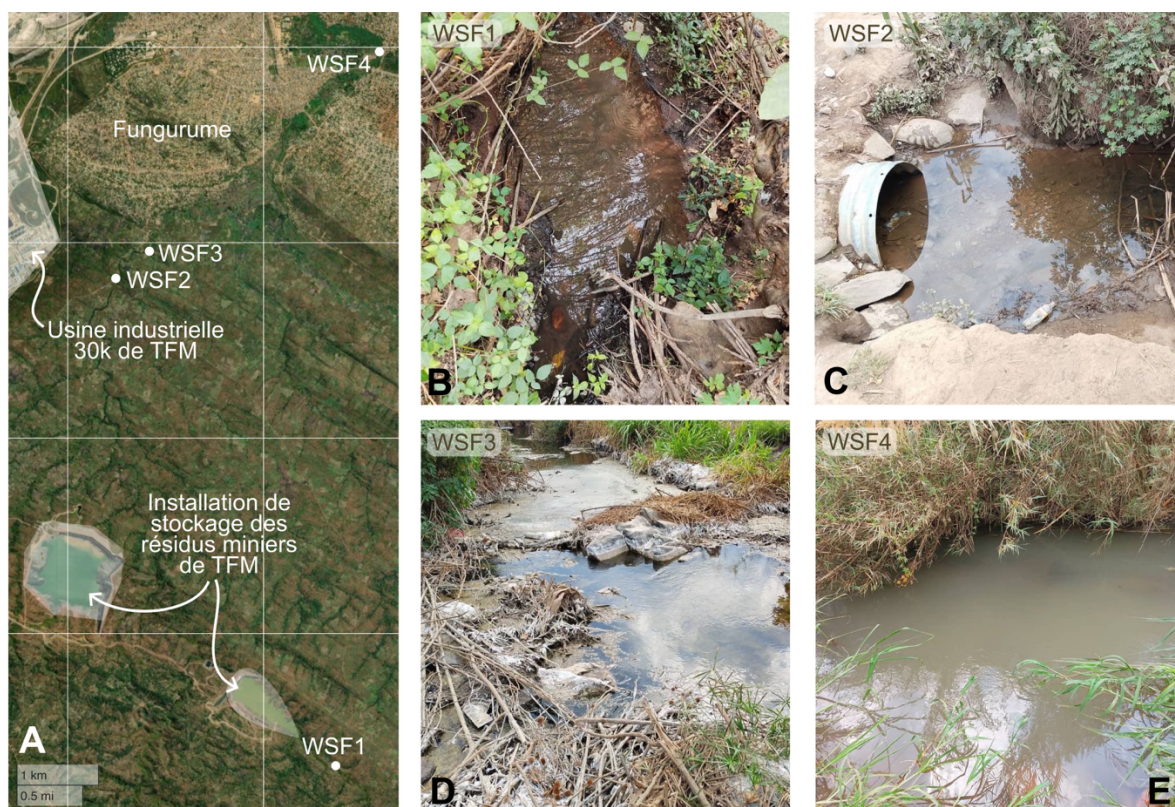


Figure 11. Sites d'échantillonnage à Fungurume et dans ses environs. Nous avons échantillonné 3 sites hydrologiquement connectés le long de la rivière Kelangile (B, C et D), et un site le long de la rivière Dipeta peu avant sa confluence avec la Kelangile (E).

à celles du site témoin (Figure 12). L'arsenic, le molybdène, le nickel et l'uranium étaient également au-dessus de la détection, bien que leur concentration soit globalement faible (Tableau 4). Une hypothèse compatible avec ces observations est que la rivière Kelangile rassemble plusieurs sources de contamination à mesure qu'elle s'approche de la ville et de ses usines de traitement du minerai (par exemple, les installations de stockage des résidus miniers) : ainsi, l'effluent industriel n'est qu'un de ces apports, et non l'apport principal. À l'appui de cette interprétation, le Prof. Kaniki a trouvé une conductivité et des concentrations de manganèse, de cuivre et de cobalt significativement plus élevées sur un site immédiatement en amont de l'effluent industriel (FL2) par rapport à l'effluent lui-même (FL1 ; voir aussi Tableau A4). Nous avons également noté que le site témoin présentait les concentrations les plus élevées de baryum (1 300 $\mu\text{g/L}$) et de manganèse (320 $\mu\text{g/L}$; Tableau 4). Le baryum forme des sels insolubles en présence de sulfate, un composé dont la concentration augmentait nettement du site témoin (en dessous de la détection) aux emplacements contaminés (152–1 490 mg/L ; voir le rapport du Prof. Kaniki⁶). Ainsi, notre hypothèse est que la diminution du baryum aux emplacements en aval est également un effet de la pollution liée à l'exploitation minière. En revanche, nous n'avons pas de bonnes explications pour les niveaux élevés de manganèse à WSF1. En conclusion, **Fungurume présentait un scénario de pollution globalement plus complexe que Kolwezi.**

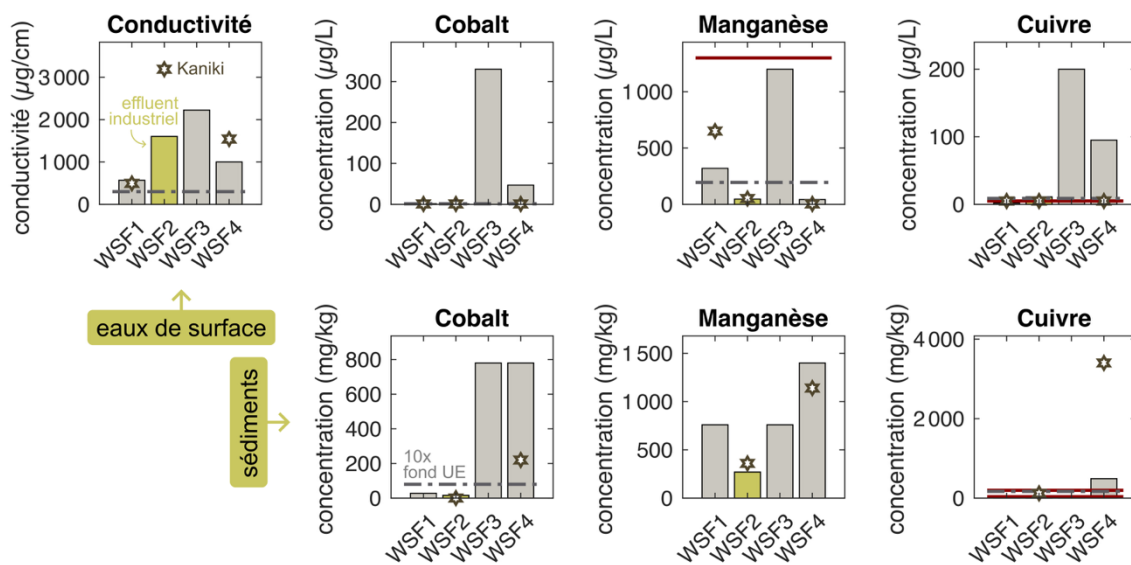


Figure 12. Aperçu de certains résultats des eaux de surface (en haut) et des sédiments (en bas) à Fungurume. Les lignes rouges représentent les plages des normes de qualité environnementale (Tableau 1) ; les lignes en pointillés-gris représentent 10 fois la valeur de fond de l'UE issue de la base de données FOREGS²² ; les étoiles sont les résultats pertinents du rapport du Prof. Kaniki.⁶

Les sédiments présentaient une tendance comparable aux eaux de surface, avec le cobalt, le manganèse et le cuivre – entre autres – avec des concentrations accrues à WSF3 et WSF4, les sites les plus en aval (Figure 12). À WSF4, dans la rivière Dipeta, le cuivre dépassait le PEL canadien.

Bien que quelques données diffèrent, **nos tendances correspondent relativement bien aux observations du Prof. Kaniki et du Prof. Banza**. La concordance est meilleure pour les sédiments que pour les eaux de surface. Pour les eaux de surface, nous avons observé les mêmes divergences que dans le reste du jeu de données. Par exemple, les concentrations du Prof. Banza étaient nettement plus élevées que celles des deux autres jeux de données (en particulier pour le cobalt et le manganèse), tandis que les concentrations de zinc et de cobalt du Prof. Kaniki étaient respectivement plus élevées et plus basses que les nôtres (Tableau A5). Le Prof. Kaniki a observé une augmentation significative du sulfate (un paramètre que nous n'avons pas mesuré) dans la rivière Kelangile, mettant en évidence un impact clair des activités minières et de traitement de TFM sur la qualité de l'eau. Cette augmentation était évidente à la fois dans l'espace – c'est-à-dire, en 2025, le sulfate était de 2 mg/L à la source de la rivière contre 1 490–755 mg/L aux emplacements en aval – et dans le temps – c'est-à-dire, moyenne historique de 13 mg/L contre 1 040 mg/L en 2025.⁶ L'équipe a observé une augmentation comparable du sulfate également dans les eaux souterraines.

Résultats clés

Milieus aquatiques

Métaux les plus préoccupants

Le cuivre est apparu comme le métal le plus préoccupant dans l'eau et les sédiments sur l'ensemble des sites. Dans les eaux de surface, il dépassait plusieurs seuils réglementaires et présentait, sur la plupart des sites, des concentrations plus de 10 fois supérieures au fond géochimique européen (Tableau 4). Dans les sédiments, le cuivre dépassait également la PEL et l'ISQG canadiennes dans 55 % et 78 % des échantillons respectivement (Tableau 5), les valeurs les plus élevées étant observées en aval de sources de pollution connues (Figure 5, Figure 6 et Figure 12). Ces résultats concordent avec ceux des Prof. Kaniki et Prof. Banza, ainsi qu'avec les études antérieures menées à Kolwezi.^{7,8} Dans l'ensemble, la comparaison entre sites pollués et sites témoins suggère que **les concentrations élevées de cuivre résultent probablement de l'effet combiné des apports liés aux activités minières, qui s'ajoutent à des concentrations de fond naturellement élevées.**

Ce résultat est particulièrement important compte tenu des effets du cuivre sur les organismes aquatiques. Bien qu'il s'agisse d'un nutriment essentiel, le cuivre devient toxique pour le biote aquatique à des concentrations supérieures à environ 1–10 µg/L (ces valeurs variant selon la dureté de l'eau).^{20,49} Entre autres effets, **des concentrations élevées de cuivre peuvent altérer le comportement et la croissance des poissons.**⁴⁹ Bien que nous ne disposions pas de preuves établissant un lien de causalité, presque toutes les communautés interrogées par RAID en 2023 ont déploré une diminution importante des prises et de la taille des poissons au cours de la dernière décennie.³ Dans cette zone caractérisée par un fond géochimique vraisemblablement naturellement élevé, nous nous attendons à ce que la faune aquatique soit globalement plus résistante que la moyenne à des concentrations élevées de cuivre. Néanmoins, des épisodes ponctuels de pollution, comme le déversement acide de 2017 dans le lac Kando,³ constituent des facteurs de stress aigus qui ont pu contribuer à la perte de biodiversité observée par les communautés locales ces dernières années. En revanche, les normes relatives à l'eau potable autorisent des concentrations de cuivre beaucoup plus élevées (1 000–2 000 µg/L ; Tableau 3) que celles mesurées dans notre étude (0–200 µg/L ; Tableau 4), ce qui suggère qu'un risque direct pour la santé humaine lié à l'exposition au cuivre par l'eau de boisson est peu probable.

Le cobalt dans l'eau et les sédiments, ainsi que le manganèse dans les sédiments, dépassaient aussi fréquemment de plus de 10 fois le fond géochimique européen sur plusieurs sites à Kolwezi et à Fungurume. Bien qu'un fond géochimique naturellement élevé ne puisse être exclu, plusieurs éléments indiquent des apports directs liés aux activités minières. Avant tout, le cuivre, le cobalt et le manganèse sont des éléments caractéristiques du minerai⁵⁰ qui ont été détectés de manière généralisée dans la zone par des études antérieures portant sur l'eau et les sédiments^{7,8} ainsi que sur les poussières inhalables⁵¹. En outre, leurs concentrations augmentaient généralement

en aval de sources de contamination connues (voir, par exemple, la Figure 6). Comme le cuivre, le cobalt et le manganèse sont des éléments essentiels qui deviennent toxiques pour la vie aquatique à des concentrations élevées.^{19,20,52} Le cobalt est nettement moins étudié, mais des travaux récents ont estimé une valeur de référence pour la toxicité chronique pour la vie aquatique de 5–7 µg/L,¹⁹ soit jusqu'à 60 fois moins que les concentrations observées aux sites les plus pollués (Tableau 4). De même, toutes les concentrations de manganèse étaient inférieures aux lignes directrices sud-africaines relatives aux effets aigus (Tableau 1), mais 5 étaient proches ou supérieures à celles relatives aux effets chroniques (320–1 200 µg/L contre 370 µg/L ; Tableau 4).²⁰ Alors que les plantes aquatiques semblaient plus sensibles au cobalt que la faune,¹⁹ **les effets du manganèse sur les poissons ressemblent à ceux du cuivre** – notamment des changements comportementaux et la mortalité.⁵³ Bien que nous n'ayons pas utilisé cette référence dans le texte, **sur 7 sites les concentrations de manganèse dans les eaux de surface dépassaient également jusqu'à 15 fois la valeur recommandée par l'OMS pour la qualité de l'eau potable** (80–1 200 µg/L contre 80 µg/L²⁶ ; Tableau 4). Ce résultat pourrait être particulièrement important pour les communautés qui utilisent encore l'eau de surface du lac Kando à des fins domestiques. L'exposition alimentaire au manganèse endommage le système nerveux, entraînant des changements comportementaux – par exemple un ralentissement des mouvements – ainsi qu'une diminution des capacités d'apprentissage et de mémorisation, des effets plus marqués chez les enfants que chez les adultes.⁵⁴ Des effets sur la reproduction ont également été observés.⁵⁴

Outre l'exposition *directe* par l'eau contaminée, **la consommation de poissons pêchés localement peut constituer une voie importante d'exposition aux métaux pour les communautés locales**. Squadrone et al.⁵⁵ ont rapporté des niveaux élevés de cobalt, de cuivre, de manganèse et d'autres métaux dans les poissons du lac Tshangalele, près de Likasi ; pour le cobalt et le cuivre, les concentrations dépassaient systématiquement les apports journaliers recommandés. Une étude de biosurveillance menée dans la même zone a en outre identifié l'alimentation comme la principale voie d'exposition au cobalt dans la population adulte générale, les poissons représentant une contribution non négligeable dans les communautés des lacs.⁵⁶

Distribution géographique

Kolwezi était la zone la plus touchée en 2025. WSK2, un cours d'eau émergeant sous le dépôt de stériles miniers de COMMUS, était le site le plus contaminé de l'ensemble du jeu de données, recevant des apports à la fois de l'exploitation minière industrielle et artisanale. Bien que la contamination globale diminuât en aval, les concentrations de plusieurs métaux restaient élevées (Figure 5 et Figure 6). La zone proche de WSK2 et WSK3 a été utilisée pour la production maraîchère et, malgré sa productivité plus faible, elle est encore cultivée. Un travail antérieur de Mununga Katebe et al.⁹ a documenté le transfert de métaux lourds de l'eau d'irrigation vers le sol, puis du sol vers les cultures, dans des jardins urbains de Lubumbashi ; ce processus, appelé *bioaccumulation*, est bien établi dans la littérature.⁵⁷ Bien que nous n'ayons pas étudié cette voie d'exposition, **l'utilisation d'eau (non traitée) de la rivière Musonoïe pour l'irrigation soulève des préoccupations quant à une possible accumulation de métaux lourds dans les aliments produits localement** – et, par conséquent, à une exposition par la consommation alimentaire. Cette

préoccupation est bien fondée : Cheyns et al.⁵⁶ ont montré que la consommation de légumes cultivés localement constituait la principale voie d'exposition au cobalt chez les adultes vivant à proximité d'activités minières et métallurgiques à Lubumbashi, Likasi et dans les environs.

À Fungurume, la situation semblait plus complexe. Bien que nous ayons détecté des concentrations élevées de métaux caractéristiques du minerai sur les sites en aval, nous n'avons pas pu identifier de manière univoque les sources individuelles de cette contamination. En revanche, nous n'avons trouvé aucune preuve claire de contamination récente dans le lac Kando et ses environs, en particulier dans les eaux de surface. Les concentrations de cuivre dans les sédiments étaient constamment élevées dans les différents jeux de données et supérieures à celles observées sur les sites témoins (Tableau A5). Ce schéma pourrait refléter un fond géochimique naturellement élevé, une contamination héritée du passé – au cours des dernières années ou décennies, par exemple en 2017³ – ou une combinaison des deux. Dans certaines zones, **des processus d'atténuation naturelle favorisés par la végétation locale pourraient avoir contribué à l'élimination des métaux lourds des eaux de surface**, ce qui pourrait expliquer le décalage entre les résultats obtenus pour l'eau et ceux obtenus pour les sédiments. Nous notons que **l'utilisation des eaux de surface du lac Kando à des fins domestiques soulève d'importantes préoccupations sanitaires, en raison des concentrations considérables de manganèse** observées dans notre jeu de données ainsi que dans celui du Prof. Banza.

Eaux domestiques

À l'exception notable d'un site, **la qualité des eaux souterraines était globalement acceptable**, avec une conductivité généralement faible et de faibles concentrations de métaux dissous (Tableau 6). **Le seul paramètre systématiquement en dehors des limites recommandées était le pH**, qui variait de 4,6 à 5,1, contre des valeurs généralement recommandées de 6,5 à 8,5 (Tableau 3 et Tableau 6). Bien que ces valeurs de pH ne présentent pas nécessairement de risques *directs* pour la santé, **elles peuvent avoir des effets indirects en facilitant la dissolution de métaux toxiques**.⁴² En effet, nos résultats concernent des échantillons d'eau prélevés directement dans les puits (Figure 3C). Les usages domestiques ultérieurs, en particulier avec des récipients ou ustensiles métalliques, peuvent favoriser la lixiviation de métaux toxiques.⁴⁶ Les particules en suspension – que nous avons exclues de notre analyse par filtration – pourraient également libérer des métaux lorsque cette eau acide est chauffée. Ainsi, **une évaluation complète des risques nécessiterait l'analyse d'échantillons d'eau après les traitements domestiques habituels**, et pas seulement au point de prélèvement.

Notre jeu de données contenait un site clairement atypique : DP1, un puits peu profond situé à moins de 200 m de l'installation de stockage des résidus miniers de COMMUS à Pierre Muteba II (Figure 7). Ce site, qui semblait être activement utilisé par la communauté au moment de l'échantillonnage, présentait le pH le plus acide, la conductivité la plus élevée et les concentrations de métaux lourds les plus élevées parmi tous les puits échantillonnés (Tableau 6). L'aluminium et le manganèse dépassaient de plusieurs fois toutes les normes et lignes directrices disponibles pour

l'eau potable, et l'uranium était également proche de ses valeurs de référence internationales. **Le manganèse était particulièrement préoccupant**, dépassant de 3 à 20 fois toutes les normes disponibles et près de 14 fois la recommandation de l'OMS. Compte tenu des effets établis de ce métal sur le système nerveux,^{26,54} **l'eau de ce puits n'est probablement pas sûre pour la consommation humaine.**

Les informations disponibles ne nous ont pas permis d'établir l'origine de ce pH systématiquement acide. La contamination exceptionnelle observée à DP1, combinée à sa proximité avec l'installation de stockage des résidus miniers de COMMUS, suggère une possible infiltration d'eau acide dans l'aquifère local. Malgré une qualité globalement bonne en 2025, le lac Kando et ses environs ont subi un important déversement d'acide sulfurique en 2017 ;³ une partie de cet acide pourrait donc également avoir atteint l'aquifère local. Toutefois, compte tenu de la disponibilité limitée des données, ces hypothèses restent des pistes de travail nécessitant des investigations plus approfondies. Une seconde possibilité est que les eaux souterraines de la zone soient naturellement acides, bien qu'une étude récente portant sur les eaux souterraines dans une autre zone de Kolwezi contredise cette interprétation.⁴³

Comparaison entre études

Malgré l'hétérogénéité des paramètres, des approches analytiques, des sites d'échantillonnage et des périodes de prélèvement (Tableau A3 et Figure A1), **les 3 jeux de données convergent vers des conclusions comparables lorsqu'ils sont interprétés dans un cadre de référence commun.** Nous avons observé une concordance claire concernant les métaux les plus critiques – à savoir le cobalt, le cuivre et le manganèse – par rapport aux métaux présents en plus faibles quantités – comme l'arsenic, le cadmium, le nickel et le plomb – même si les concentrations individuelles différaient souvent d'un ordre de grandeur ou plus (Tableau A4, Tableau A5 et Tableau A6). **Le cuivre et le cobalt avaient également été identifiés comme des contaminants clés** dans les rivières situées à Kolwezi et à proximité dans des études menées entre 2011 et 2016.^{7,58} La concordance était plus forte pour les sédiments que pour l'eau, ce qui reflète probablement le fait que les sédiments accumulent les métaux au fil du temps, tandis que les concentrations dans l'eau sont plus sensibles à la variabilité environnementale à court terme et aux épisodes ponctuels de pollution. La cohérence était également plus élevée entre notre jeu de données et celui du Prof. Kaniki – tous deux recueillis en octobre 2025, sur des sites comparables et avec des méthodologies similaires – qu'avec celui du Prof. Banza, qui différait davantage par la période d'échantillonnage et le choix des sites (Figure A1).

Qualité de l'eau et santé dans les communautés riveraines des sites miniers du Lualaba

Les données présentées dans ce rapport fournissent des éléments importants pour aider à établir un lien entre la pollution liée aux activités minières et les impacts sur la santé humaine dans les communautés riveraines des sites miniers du Lualaba.

La littérature grise a documenté une détérioration des conditions sanitaires dans la région à la suite du récent boom minier. En 2024, RAID et Afrewatch ont interviewé des professionnels de santé à Kolwezi, qui ont signalé une **augmentation marquée de certaines maladies au cours des 5 à 10 dernières années, coïncidant avec une intensification de l'activité minière dans la région.**³ Les affections les plus fréquemment signalées comprenaient des problèmes cutanés – par exemple démangeaisons, éruptions cutanées et dermatoses chroniques –, des irritations oculaires, des troubles respiratoires, des troubles digestifs et, chez les femmes, des problèmes gynécologiques et reproductifs. D'après leur expérience quotidienne, **les communautés locales ont désigné l'eau contaminée comme la principale cause de ces problèmes de santé.** Outre les enfants, qui jouent souvent dans l'eau, les femmes semblaient particulièrement touchées en raison de leur dépendance à l'eau pour les tâches domestiques, telles que la lessive, la préparation des aliments et la collecte de l'eau.

Malheureusement, **nos résultats ne mettent pas en évidence un facteur causal unique**, mais suggèrent plutôt la survenue probable **d'effets synergiques liés à une exposition continue à un cocktail de polluants par l'eau, l'alimentation et l'air.** Dans notre jeu de données, le manganèse est apparu comme le métal le plus préoccupant pour la santé humaine, même si l'exposition alimentaire pourrait être plus pertinente que le contact direct avec l'eau contaminée.

Il existe des preuves solides montrant que **les communautés vivant à quelques kilomètres d'activités minières ou métallurgiques à Lubumbashi, Likasi et dans les environs présentent des concentrations plus élevées de métaux lourds dans leurs urines** que les populations témoins.^{56,59} Cheyns et al.⁵⁶ ont montré que l'alimentation était la principale voie d'exposition au cobalt chez les adultes, tandis que les poussières contaminées prédominaient chez les enfants. Les résultats présentés dans ce rapport suggèrent que **la consommation de poissons et de légumes locaux pourrait également représenter une voie d'exposition importante pour les adultes à Kolwezi et dans ses environs**, en particulier pour le cobalt ; en revanche, l'ingestion et l'inhalation de poussières pourraient être plus importantes chez les enfants et les mineurs – voir notre rapport sur la qualité de l'air pour plus d'informations.⁴

Actuellement, l'absence d'étude épidémiologique formelle reliant directement l'exposition aux métaux lourds dans l'eau et les sédiments à des effets sanitaires spécifiques au Lualaba constitue une lacune majeure que ce rapport ne peut, à lui seul, combler. Une évaluation sanitaire urgente et indépendante est donc nécessaire.

Références

- (1) Cobalt Institute. Cobalt: Powering the Green Economy, 2025. https://www.cobaltinstitute.org/wp-content/uploads/2025/07/Cobalt-Factsheet_July-2025.pdf.
- (2) Cobalt Institute. *Cobalt Market Report 2024*; 2025. <https://www.cobaltinstitute.org/wp-content/uploads/2025/05/Cobalt-Market-Report-2024.pdf>.
- (3) RAID. *Beneath the Green – A Critical Look at the Environmental and Human Costs of Industrial Cobalt Mining in DRC*; 2024. <https://raid-uk.org/wp-content/uploads/2024/03/Report-Beneath-the-Green-DRC-Pollution-March-2024.pdf>.
- (4) Source International. *Mining Impacts on Air Quality in the Copper-Cobalt Belt, Democratic Republic of Congo – First Assessment of Particulate Matter and Inhalable Heavy Metals in Frontline Communities of the Lualaba Province*; 2026.
- (5) Banza, L. N. C. *Évaluation Des Risques Environnementaux et Sanitaires Associés à La Pollution Des Cours et Plans d'eau Dans Le Grand Katanga En République Démocratique Du Congo*; Université de Lubumbashi, 2025.
- (6) Kaniki, A. T. *Evalutation de La Qualité Des Eaux et Des Sols Dand Les Communautés Impactées Par Les Entreprises Minières TFM, COMMUS et MUMI*; Université de Lubumbashi, 2025.
- (7) Atibu, E. K.; Lacroix, P.; Sivalingam, P.; Ray, N.; Giuliani, G.; Mulaji, C. K.; Otamonga, J.-P.; Mpiana, P. T.; Slaveykova, V. I.; Poté, J. High Contamination in the Areas Surrounding Abandoned Mines and Mining Activities: An Impact Assessment of the Dilala, Luilu and Mpingiri Rivers, Democratic Republic of the Congo. *Chemosphere* **2018**, *191*, 1008–1020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.052>.
- (8) Atibu, E. K.; Devarajan, N.; Thevenon, F.; Mwanamoki, P. M.; Tshibanda, J. B.; Mpiana, P. T.; Prabakar, K.; Mubedi, J. I.; Wildi, W.; Poté, J. Concentration of Metals in Surface Water and Sediment of Luilu and Musonoie Rivers, Kolwezi-Katanga, Democratic Republic of Congo. *Appl. Geochem.* **2013**, *39*, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.021>.
- (9) Mununga Katebe, F.; Raulier, P.; Colinet, G.; Ngoy Shutcha, M.; Mpundu Mubemba, M.; Jijakli, M. H. Assessment of Heavy Metal Pollution of Agricultural Soil, Irrigation Water, and Vegetables in and Nearby the Cupriferous City of Lubumbashi, (Democratic Republic of the Congo). *Agronomy* **2023**, *13* (2), 357. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020357>.
- (10) Katemo Manda, B.; Colinet, G.; André, L.; Manda, A. C. Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo). *Tropicultura* **2010**, *28* (4), 246–252.
- (11) Kashimbo Kalala, S.; Glodie, K. N.; Yannick, K. K.; Lucien, N. M.; Swedi, K.; Kazadi Kanyama Papy. Diagnostic de la contamination des eaux de la rivière Mulungwishi par les éléments traces métalliques (ETM): Lubumbashi, Haut-Katanga / RD Congo. *Int. J. Innov. Appl. Stud.* **2016**, *17* (1), 204–212.
- (12) Mudimbi Kalonda, D.; Tshikongo, A. K.; Kule-koto, F. K.; Numbi, O. L.; Busambwa, C. K.; Kalonda, O. K.; Bwalya, Y. K.; Cansa, H. M.; Otshudi, A. L.; Kalala, Z. L. Impact of Mining on Water of the Rivers Shinkolobwe, Lwisha and Kansonga in the Province of Katanga (DRC). *J. Med. Res.* **2017**, *3* (2), 71–73. <https://doi.org/10.31254/jmr.2017.3209>.
- (13) Muimba-Kankolongo, A.; Banza Lubaba Nkulu, C.; Mwitwa, J.; Kampemba, F. M.; Mulele Nabuyanda, M. Impacts of Trace Metals Pollution of Water, Food Crops, and Ambient Air on Population Health in Zambia and the DR Congo. *J. Environ. Public Health* **2022**, *2022* (1), 4515115. <https://doi.org/10.1155/2022/4515115>.

- (14) Otamonga, J.-P.; Poté, J. W. Abandoned Mines and Artisanal and Small-Scale Mining in Democratic Republic of the Congo (DRC): Survey and Agenda for Future Research. *J. Geochem. Explor.* **2020**, *208*, 106394. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106394>.
- (15) Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as Regards Priority Substances in the Field of Water Policy; 2013; Vol. 226. <http://data.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj> (accessed 2026-01-26).
- (16) US EPA, O. *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table*. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table> (accessed 2026-03-04).
- (17) SR 814.201 - *Waters Protection Ordinance of 28 October 1998 (WPO)*; 1998. https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/en (accessed 2026-03-04).
- (18) Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. *Environmental Quality Standards for Surface Water GB 3838-2002 (Translated)*; 2002. https://big5.mee.gov.cn/gate/big5/www.mee.gov.cn/ywggz/fgbz/bz/bzwb/shjbh/shjzlbz/200206/t20020601_66497.shtml (accessed 2026-03-04).
- (19) Stubblefield, W. A.; Van Genderen, E.; Cardwell, A. S.; Heijerick, D. G.; Janssen, C. R.; De Schamphelaere, K. A. C. Acute and Chronic Toxicity of Cobalt to Freshwater Organisms: Using a Species Sensitivity Distribution Approach to Establish International Water Quality Standards. *Environ. Toxicol. Chem.* **2020**, *39* (4), 799–811. <https://doi.org/10.1002/etc.4662>.
- (20) Department of Water Affairs and Forestry. *South African Water Quality Guidelines. Volume 7: Aquatic Ecosystems*; Pretoria, 1996. https://www.dws.gov.za/iwqs/wq_guide/edited/Pol_saWQguideFRESH_vol7_Aquaticecosystems.pdf.
- (21) *Règlement Minier – Décret No 038/2003 of 26 March 2003 Portant Règlement Minier Tel Que Modifié et Complété Par Le Décret N° 18/024 Du 08 Juin 2018*; 2003.
- (22) *Foregs Geochemical Atlas*. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php> (accessed 2025-08-19).
- (23) *Appendix. Statistical data of analytical results. FOREGS*. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/article.php?id=15> (accessed 2026-03-04).
- (24) Canadian Council of Ministers of the Environment. *Resources*. <https://ccme.ca/en/resources> (accessed 2025-08-19).
- (25) *Sediment Quality Criteria*. Ecotox Centre. <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/sediment-quality-criteria> (accessed 2026-03-06).
- (26) *Guidelines for Drinking-Water Quality: Fourth Edition Incorporating the First and Second Addenda*; World Health Organization: Geneva, 2022. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>.
- (27) Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Recast) (Text with EEA Relevance); 2020; Vol. 435. <http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj> (accessed 2025-11-13).
- (28) US EPA, O. *National Primary Drinking Water Regulations*. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations> (accessed 2026-03-03).
- (29) RU 2017 1023 - *Ordinanza del DFI sull'acqua potabile e su...* <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2017/153/it> (accessed 2026-03-06).
- (30) *South African National Standard Drinking Water Quality (SANS 241:2015)*; 2015. <https://www.scribd.com/document/898745431/Sans-241-2015-Richard-Jacksonpdf> (accessed 2025-11-13).
- (31) FAS China Staff. *National Standard for Drinking Water Quality Released (Unofficial Translation of the Chinese National Food Safety Standard for Drinking Water Quality (GB5749-2022))*, 2023. <https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/Report/DownloadReportByFileName?fileName=Nat>

- ional%20Standard%20for%20Drinking%20Water%20Quality%20Released_Beijing_China%20-%20People%27s%20Republic%20of_CH2023-0094.pdf.
- (32) US EPA, O. *Drinking Water Regulations and Contaminants*. <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-regulations-and-contaminants> (accessed 2025-11-13).
- (33) *Our Story · Official website of Tenke Fungurume Mining (TFM)*. <https://tfmofficial.com/en/about/story> (accessed 2026-04-10).
- (34) *OpenStreetMap*. OpenStreetMap. <https://www.openstreetmap.org/> (accessed 2026-04-29).
- (35) *DRC Mining Cadastre Map Portal*. <https://drclicences.cami.cd/EN/> (accessed 2026-04-30).
- (36) *ODK Collect - App on Google Play*. <https://play.google.com/store/apps/details?id=org.odk.collect.android&hl=it> (accessed 2025-12-05).
- (37) *KoboToolbox*. <https://eu.kobotoolbox.org> (accessed 2025-12-05).
- (38) Jeter, H. W. Determining the Ages of Recent Sediments Using Measurements of Trace Radioactivity. *Terra Aqua* **2000**, 78, 21–28.
- (39) Brush, G. S. Rates and Patterns of Estuarine Sediment Accumulation. *Limnol. Oceanogr.* **1989**, 34 (7), 1235–1246. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.7.1235>.
- (40) *Canadian Environmental Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Copper*; Canadian Council of Ministers of the Environment, Ed.; Winnipeg, Manitoba, 1999. <https://ccme.ca/en/res/copper-canadian-sediment-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life-en.pdf>.
- (41) Department of Water Affairs and Forestry. *South African Water Quality Guidelines (Second Edition). Volume 1: Domestic Use*; Pretoria, 1996. https://www.dws.gov.za/Groundwater/documents/Pol_saWQguideFRESHDomesticusevol1.pdf.
- (42) World Health Organization. *pH in Drinking Water – Revised Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-Water Quality*; 2007.
- (43) Tshanga, M.; Mashauri, F.; Mashala, P. Hydrochemical Characteristics of Groundwater in the Mutoshi Deposit Environment, Kolwezi (Lualaba, DR Congo). *Adv. Environ. Eng. Res.* **2025**, 6 (2), 1–18. <https://doi.org/10.21926/aeer.2502019>.
- (44) Straskraba, V.; Placet, J.; Holubec, M. Hydrogeology and Drainage of Copper-Cobalt Mines in the Kolwezi Area of Shaba, Republic of Zaire. **1985**.
- (45) Kabir, F.; Binte Abdullah, R.; Nur E Alam, Md.; Anik, A. H. Unsafe to Eat? A Systematic Review of Heavy Metal Contamination in Urban Street Foods: Sources, Risks, and Regional Disparities. *Meas. Food* **2025**, 20, 100256. <https://doi.org/10.1016/j.meaf.2025.100256>.
- (46) Fatunsin, O.; Adeyeye, O. F.; Olayinka, K.; Oluseyi, T. Effect of pH on the Leaching of Potentially Toxic Metals from Different Types of Used Cooking Pots. *J. Niger. Soc. Phys. Sci.* **2022**, 712–712. <https://doi.org/10.46481/jnsps.2022.712>.
- (47) Congo River. *Wikipedia*; 2026.
- (48) U. S. Geological Survey. *Chapter A6.4. Measurement of pH*; 9-A6.4; U.S. Geological Survey, 2021. <https://doi.org/10.3133/tm9A6.4>.
- (49) Weber Scannel, P. *Effects of Copper on Aquatic Species: A Review of the Literature*; 09–04; Scannell Technical Services, 2009. https://www.adfg.alaska.gov/static/home/library/pdfs/habitat/09_04.pdf.
- (50) Decrée, S.; Pourret, O.; Baele, J.-M. Rare Earth Element Fractionation in Heterogenite (CoOOH): Implication for Cobalt Oxidized Ore in the Katanga Copperbelt (Democratic Republic of Congo). *J. Geochem. Explor.* **2015**, 159, 290–301. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.10.005>.
- (51) Banza, C. L. N.; Casas, L.; Haufroid, V.; De Putter, T.; Saenen, N. D.; Kayembe-Kitenge, T.; Musa Obadia, P.; Kyanika Wa Mukoma, D.; Lunda Ilunga, J.-M.; Nawrot, T. S.; Luboya Numbi, O.;

- Smolders, E.; Nemery, B. Sustainability of Artisanal Mining of Cobalt in DR Congo. *Nat. Sustain.* **2018**, *1* (9), 495–504. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0139-4>.
- (52) Canadian Council of Ministers of the Environment. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Manganese (Dissolved)*; 2019. <https://ccme.ca/en/res/manganese-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>.
- (53) Pandey, T.; Jayasval, A.; Kumar, A. A Comprehensive Review on Manganese Toxicity in Fish: Ecological, Physiological and Health Implications. *Int. J. Fish. Aquat. Stud.* **2025**, *13* (6), 242–250. <https://doi.org/10.22271/fish.2025.v13.i6c.3198>.
- (54) *Manganese | ToxFAQs™ | ATSDR*. <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxFAQs/ToxFAQsDetails.aspx?faqid=101&toxid=23> (accessed 2026-03-25).
- (55) Squadrone, S.; Burioli, E.; Monaco, G.; Koya, M. K.; Prearo, M.; Gennero, S.; Dominici, A.; Abete, M. C. Human Exposure to Metals Due to Consumption of Fish from an Artificial Lake Basin Close to an Active Mining Area in Katanga (D.R. Congo). *Sci. Total Environ.* **2016**, *568*, 679–684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.167>.
- (56) Cheyns, K.; Banza Lubaba Nkulu, C.; Ngombe, L. K.; Asosa, J. N.; Haufroid, V.; De Putter, T.; Nawrot, T.; Kimpanga, C. M.; Numbi, O. L.; Ilunga, B. K.; Nemery, B.; Smolders, E. Pathways of Human Exposure to Cobalt in Katanga, a Mining Area of the D.R. Congo. *Sci. Total Environ.* **2014**, *490*, 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.014>.
- (57) Rodríguez-Eugenio, N.; McLaughlin, M.; Pennock, D. *Soil Pollution: A Hidden Reality*; FAO: Rome, 2018; p 142. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/3f7e6959-db0b-44d3-971e-109bcfe78195/content>.
- (58) Atibu, E. K.; Devarajan, N.; Thevenon, F.; Mwanamoki, P. M.; Tshibanda, J. B.; Mpiana, P. T.; Prabakar, K.; Mubedi, J. I.; Wildi, W.; Poté, J. Concentration of Metals in Surface Water and Sediment of Luilu and Musonoie Rivers, Kolwezi-Katanga, Democratic Republic of Congo. *Appl. Geochem.* **2013**, *39*, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.021>.
- (59) Banza, C. L. N.; Nawrot, T. S.; Haufroid, V.; Decrée, S.; De Putter, T.; Smolders, E.; Kabyla, B. I.; Luboya, O. N.; Ilunga, A. N.; Mutombo, A. M.; Nemery, B. High Human Exposure to Cobalt and Other Metals in Katanga, a Mining Area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.* **2009**, *109* (6), 745–752. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>.

Annexe

Tableau A1. Aperçu des emplacements d'échantillonnage de l'eau de surface, de l'eau potable et des sédiments.

Tableau A2. Limites de détection et erreurs relatives moyennes pour les 23 métaux lourds.

Tableau A3. Comparaison des paramètres entre les études.

Tableau A4. Comparaison des résultats des eaux de surface entre les études.

Tableau A5. Comparaison des résultats des sédiments entre les études.

Tableau A6. Comparaison des résultats des eaux domestiques entre les études.

Figure A1. Comparaison des sites d'échantillonnage entre les études.

Figure A2. Comparaison ponctuelle des résultats pour les eaux de surface et les eaux domestiques.

Figure A3. Comparaison ponctuelle des résultats des sédiments.

Tableau A1. Aperçu des emplacements d'échantillonnage de l'eau de surface, de l'eau potable et des sédiments. L'« ID du rapport » contient des informations sur le type d'échantillon (W = eau de surface, WS = eau de surface + sédiments, D = eau domestique), la zone d'échantillonnage élargie (K = Kolwezi, P = Pierre Muteba II, L = lac Kando, F = Fungurume) et, le cas échéant, la connectivité hydrologique (numéro d'échantillon croissant).

ID du rapport	ID de terrain	Date	Heure	Zone	Concession minière pertinente la plus proche	Type de site	Eau de surface (* domestique)	Sédiments	Latitude	Longitude
WSK2	CK05	12/10/25	11:15	Kolwezi	COMMUS	Ruisseau	Oui	Oui	-10,76083	25,42833
WSK3	CK06	12/10/25	11:40	Kolwezi	COMMUS	Rivière	Oui	Oui	-10,76167	25,43750
DP1	CK07	12/10/25	12:50	Pierre Muteba II	COMMUS	Puits	Oui *	Non	-10,75500	25,41222
WSK4	CK08	12/10/25	13:50	Kolwezi	COMMUS	Lac	Oui	Oui	-10,74111	25,44944
DP2	CK09	13/10/25	11:30	Pierre Muteba II	COMMUS	Puits	Oui *	Non	-10,75377	25,41628
WSK1	CK10	17/10/25	10:15	Kolwezi	COMMUS	Rivière	Oui	Oui	-10,78564	25,42530
DP3	CK11	17/10/25	14:40	Pierre Muteba II	COMMUS	Puits	Oui *	Non	-10,75449	25,41422
DL1	CK12	18/10/25	12:15	Lac Kando	MUMI	Fontaine	Oui *	Non	-10,82361	25,86389
WL1	CK13	18/10/25	12:30	Lac Kando	MUMI	Rivière	Oui	Non	-10,82667	25,84944
WL2	CK14	18/10/25	12:50	Lac Kando	MUMI	Lac	Oui	Non	-10,83361	25,84222
WL3	CK15	18/10/25	14:05	Lac Kando	MUMI	Fleuve	Oui	Non	-10,82611	25,74361
DL2	CK17	19/10/25	13:40	Lac Kando	MUMI	Puits	Oui *	Non	-10,82917	25,81861
WSL4	CK18	19/10/25	14:50	Lac Lando	MUMI	Fleuve	Oui	Oui	-10,77861	25,72417
WSF4	CK01	10/10/25	14:45	Fungurume	TFM	Rivière	Oui	Oui	-10,61789	26,33620
WSF2	CK02	10/10/25	15:10	Fungurume	TFM	Effluent industriel	Oui	Oui	-10,64293	26,30763
WSF3	CK03	10/10/25	15:20	Fungurume	TFM	Rivière	Oui	Oui	-10,63993	26,31040
WSF1	CK04	10/10/25	16:00	Fungurume	TFM	Rivière	Oui	Oui	-10,69677	26,33130

Tableau A2. Limites de détection et erreurs relatives moyennes pour les 23 métaux lourds. Lorsque la limite de détection n'était pas disponible (« n.a. »), les analytes étaient systématiquement supérieurs à la limite de détection. ^a Échantillonnage et analyses non accrédités par ACCREDIA.

	Aluminium	Antimoine	Arsenic	Baryum	Béryllium	Bore	Cadmium	Cobalt	Chrome	Chrome VI	Fer	Manganèse	Mercure	Molybdène	Nickel	Plomb	Cuivre	Sélénium	Étain	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
Eaux																							
Limit of détection (µg/L)	25	0,1	1	n.a.	0,1	25	0,1	1	5	0,5	20	n.a.	0,5 ^a	1	1	1	1	1	1	0,1	1	1	5
Erreur relative moyenne (%)	26%	27%	30%	27%	29%	26%	n.a.	27%	n.a.	16%	28%	25%	n.a. ^a	16%	21%	n.a.	24%	25%	n.a.	24%	30%	21%	27%
Sédiments																							
Limit of détection (mg/kg)	n.a.	0,1	n.a.	n.a.	0,1	n.a.	0,1	n.a.	10	1	n.a.	n.a.	0,1	0,5	10	10	n.a.	0,5	1	0,025	0,5	n.a.	n.a.
Erreur relative moyenne (%)	24%	64%	41%	25%	29%	50%	29%	25%	n.a.	n.a.	24%	24%	n.a.	n.a.	n.a.	23%	25%	n.a.	n.a.	25%	46%	30%	28%

Tableau A3. Comparaison des paramètres entre les études. A = MES, TDS, calcium, manganèse, sulfate ; B = pH dans l'eau, pH en KCl, matière organique (MO).

	pH	Conductivité	Aluminium	Antimoine	Arsenic	Baryum	Béryllium	Bore	Cadmium	Cobalt	Chrome	Chrome VI	Fer	Manganèse	Mercur	Molybdène	Nickel	Plomb	Cuivre	Sélénium	Étain	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc	Autres
Eaux de surface																										
Source International (2025)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Prof. Kaniki (2025)	X	X								X			X	X			X	X	X						X	A
Prof. Banza (2024)	X				X				X	X				X			X	X	X				X		X	
Sédiments																										
Source International (2025)			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Prof. Kaniki (2025)	X									X			X	X			X	X	X						X	B
Prof. Banza (2024)	X				X				X	X				X			X	X	X				X		X	
Eaux domestiques																										
Source International (2025)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Prof. Kaniki (2025)	X	X								X			X	X			X	X	X						X	A
Prof. Banza (2024)																										

Table A4. Comparaison des résultats des eaux de surface entre les études (code couleur : noir = Source International (2025) ; bleu = Prof. Kaniki (2025) ; bleu et italique = Prof. Banza (2024)). Les sites situés à proximité mais non strictement comparables aux nôtres sont indiqués par le symbole « ~ » (Figure A1). Les identifiants d'échantillons proviennent directement de chaque rapport. Les cellules en gris correspondent à des valeurs supérieures à 10 fois le niveau de fond européen ; les cellules en rouge foncé indiquent des dépassements d'au moins une norme ou ligne directrice internationale. Les valeurs inférieures à la limite de détection sont grisées. n.r. = non rapporté.

ID du rapport	pH	Conductivité	Arsenic	Cadmium	Cobalt	Fer	Manganèse	Nickel	Plomb	Cuivre	Uranium	Zinc
WSK1	6,34	50	0,24	0	5,4	310	33	0,26	0,1	49	0	3
~ KL7	5,77	51			< 1	267	< 1	< 1	< 1	22		63
WSK2	8,05	2940	4,0	0	14	2,1	570	1,1	0	64	16	0,31
KL8	6,64	2253			< 1	< 1	561	< 1	< 1	204		110
WSK3	6,97	560	0,85	0	19	8,2	400	0,58	0	100	1,3	3,2
~ rivière Musonoïe	7,1		1,1		176		129	2,2	5,1	722	5	57
WSK4	7,38	346	0,53	0	23	17	340	0,4	0	25	1,5	1
KL2	6,09	172			< 1	157	167	< 1	< 1	39		82
~ lac Golf	n.r.		n.r.		n.r.		n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
WL1	7,84	664	0	0	0,19	6,9	35	0	0	0	0,77	0,73
ML12	7,26	482			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1
WL2	7,45	1276	0,27	0	0,78	55	130	0	0	0,34	1,9	0,35
ML10	7,21	913			111	3	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1
~ ML9	6,97	1015			< 1	46	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1
~ ML14	8,20	1072			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1
~ lac Kando	7,2		1,6		1266		32905	9,9	0,6	52	0,3	45
WSF1	7,72	569	0,72	0	1,4	160	320	0,57	0	1,9	0,64	1,7
FL0	6,61	495			< 1	< 1	651	2	< 1	< 1		< 1
FL2	8,39	6189			63	< 1	2188	< 1	< 1	558		50
WSF2	8,09	1604	0,72	0	1,0	74	47	0,78	0,31	11	0,84	6,4
FL1	8,22	3189			< 1	< 1	52	< 1	< 1	< 5		43
WSF3	8,23	2225	1,4	0	330	40	1200	2,7	0,21		1,7	5,6
rivière Kelangile	6,1		1,1	0,2	1436		11352	8,3	0,4	31	0,4	12
WSF4	7,45	1001	0,75	0	47	120	43	0,44	0	95	2,9	3,6
FL6	8,12	1542			< 1	< 1	4	< 1	< 1	< 5		43
~ rivière Dipeta	6,4		0,8	n.d.	45		114	1,9	0,5	308	1,0	7,3
Portée de la législation (n° de pays)	6–9 (2)		50– 400 (4)	0,2– 13 (5)		6000 (1)	1300 (1)	10– 1000 (4)	10– 500 (6)	5– 1500 (4)		20– 2000 (5)
Fond UE x 10			6,3	0,1	1,6	2680	195	19	0,93	8,8	3,2	27

Tableau A5. Comparaison des résultats des sédiments entre les études (code couleur : noir = Source International (2025) ; bleu = Prof. Kaniki (2025) ; bleu et italique = Prof. Banza (2024)). Les sites situés à proximité mais non strictement comparables aux nôtres sont indiqués par le symbole « ~ » (Figure A1). Les identifiants d'échantillons proviennent directement de chaque rapport. Les cellules en gris correspondent à des valeurs supérieures à 10 fois le niveau de fond européen ; les cellules en rouge foncé dépassent le PEL canadien ; les cellules en rose dépassent l'ISQG canadien. Les valeurs inférieures à la limite de détection sont grisées. n.e. = non échantillonné.

ID du rapport	Arsenic	Cadmium	Cobalt	Fer	Manganèse	Nickel	Plomb	Cuivre	Uranium	Zinc
WSK2	3,0	0,18	490	6000	1700	8,2	5,7	2100	3,1	31
KB8			1166	42000	2985	<0,6	<0,6	66		9
WSK3	2,4	0,13	450	4800	1500	7,1	4,8	2000	2,8	21
~ rivière Musonoïe	5,5	0,30	1413		479	12	11	6168	10	32
WSK4	0,8	0	340	3600	640	1,6	12	240	2,9	7,7
KB2			74	33400	84	<0,6	<0,6	1608		38
~ lac Golf	4,7	0,84	34		347	16	9,2	201	1,7	32
WSK1	1,0	0	47	5400	210	2,0	10	34	0,79	6,6
KB7			74	10390	69	<0,6	<0,6	49		25
WL1	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
MB12			42	15380	n.r.	52	<0,6	281		94
WL2	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
MB10			42	11900	25	<0,6	<0,6	118		213
~ MB9			265	10270	26	52	<0,6	461		144
~ MB14			42	84100	384	<0,6	<0,6	134		100
~ lac Kando	12	0,49	270		778	46	19	374	6,3	58
WSF2	1,3	0	16	3300	270	2,9	5,6	33	0,44	70
FB1			<0,6	50400	360	130	<0,6	120		40
WSF3	2,3	0,047	780	6200	760	5,9	8,0	43	0,34	130
rivière Kelangile	9,0	0,13	481		893	27	7,4	357	1,3	44
WSF4	1,6	0	780	4800	1400	3,1	8,2	490	0,60	14
FB6			220	56300	1140	120	<0,6	3400		<2
~ rivière Dipeta	12	0,13	425		828	30	11	2414	2,1	86
Canada	5,9	0,6					35	35,7		123
(ISQG – PEL)	17	3,5					91,3	197		315
Fond UE x 10	60	2,8	80	47000	6120	210	205	170	20	710

Tableau A6. Comparaison des résultats des eaux domestiques entre les études (code couleur : noir = Source International (2025) ; bleu = Prof. Kaniki (2025)). Les sites situés à proximité mais non strictement comparables aux nôtres sont indiqués par le symbole « ~ » (Figure A1). Les identifiants d'échantillons proviennent de chaque rapport. Les cellules en rouge foncé indiquent des dépassements d'au moins une norme ou ligne directrice internationale. Les valeurs inférieures à la limite de détection sont grisées. Le Prof. Banza n'a pas analysé d'échantillons d'eaux domestiques.

ID du rapport	pH	Conductivité	Cobalt	Fer	Manganèse	Nickel	Plomb	Cuivre	Zinc
DL1 (Mibanze)	5,10	30	4,1	0	23	5,7	0,2	4,0	11
ML13	6,56	11	< 1	167	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
DL2 (Rianda)	4,74	55	0,96	6,1	6,5	0,69	0	0,93	2,4
ML8	5,10	36	< 1	46	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
~ ML7	5,27	9	< 1	623	< 1	< 1	< 1	< 1	14
<i>Autres échantillons à proximité du lac Kando</i>									
ML11 (Kaindo)	6,82	30	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	17
ML4 (Moloka 1)	5,08	9	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
ML2 (Kisenda)	6,68	98	< 1	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
ML1 (Kisenda)	6,25	138	< 1	156	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
<i>Autres échantillons à proximité de Kolwezi</i>									
KL4 (Tshizuza)	6,17	18	< 1	34	< 1	< 1	< 1	22	63
KL5 (Tshizuza)	5,42	9	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	116
KL9 (Pierre Muteba II)	6,92	27	< 1	90	55	< 1	< 1	< 1	52
Lignes directrices de l'OMS					80	70	10	2000	
Portée de la législation	6,5–	2500		200–	50–	20–	5–	1000–	1000–
(n° de pays)	8,5			300	400	70	10	2000	5000
	(5)	(1)		(4)	(4)	(4)	(5)	(5)	(4)

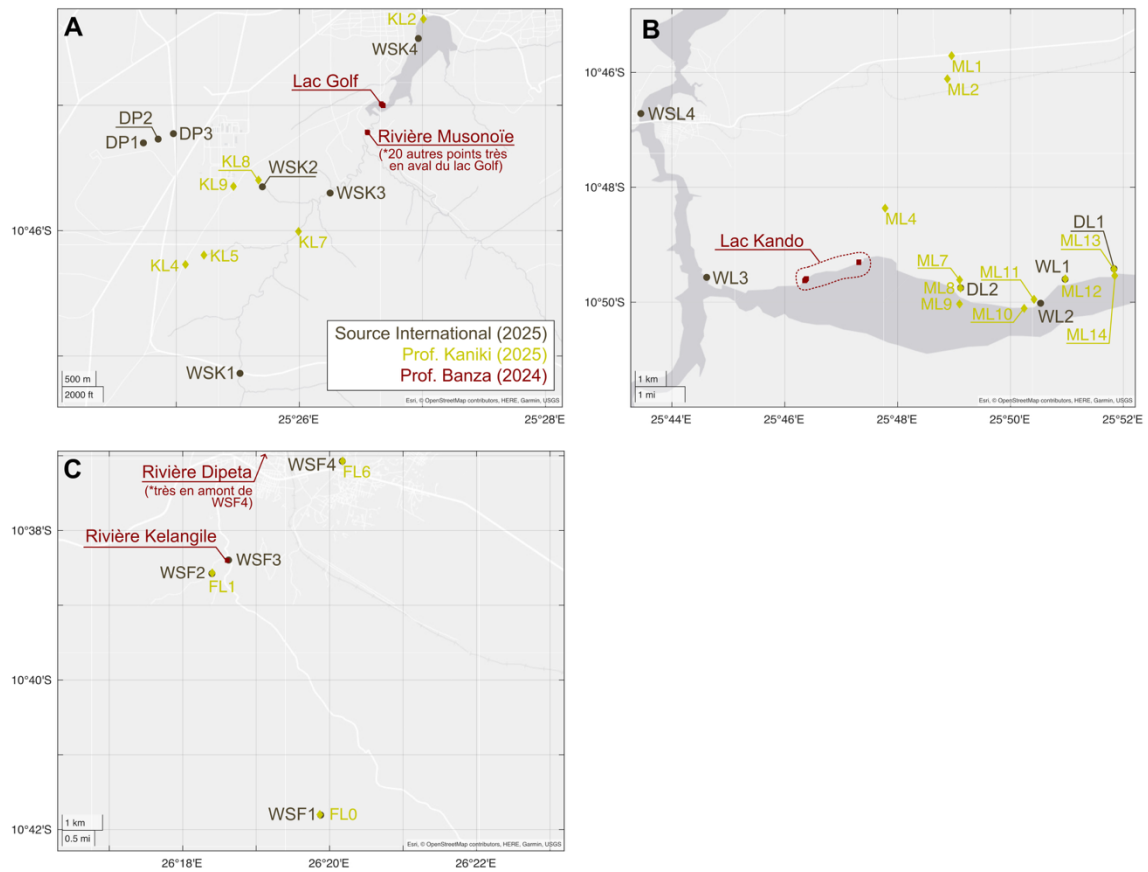


Figure A1. Comparaison des sites d'échantillonnage entre les études à Kolwezi et Pierre Muteba II (A), au lac Kando et dans les zones environnantes (B), ainsi qu'à Fungurume (C). Toutes les coordonnées GPS disponibles ont été converties en degrés décimaux et représentées avec Matlab. Le Prof. Banza a indiqué plusieurs coordonnées GPS pour chaque site d'échantillonnage ; nous les avons donc regroupées sous le nom du lac ou de la rivière, comme dans son rapport.

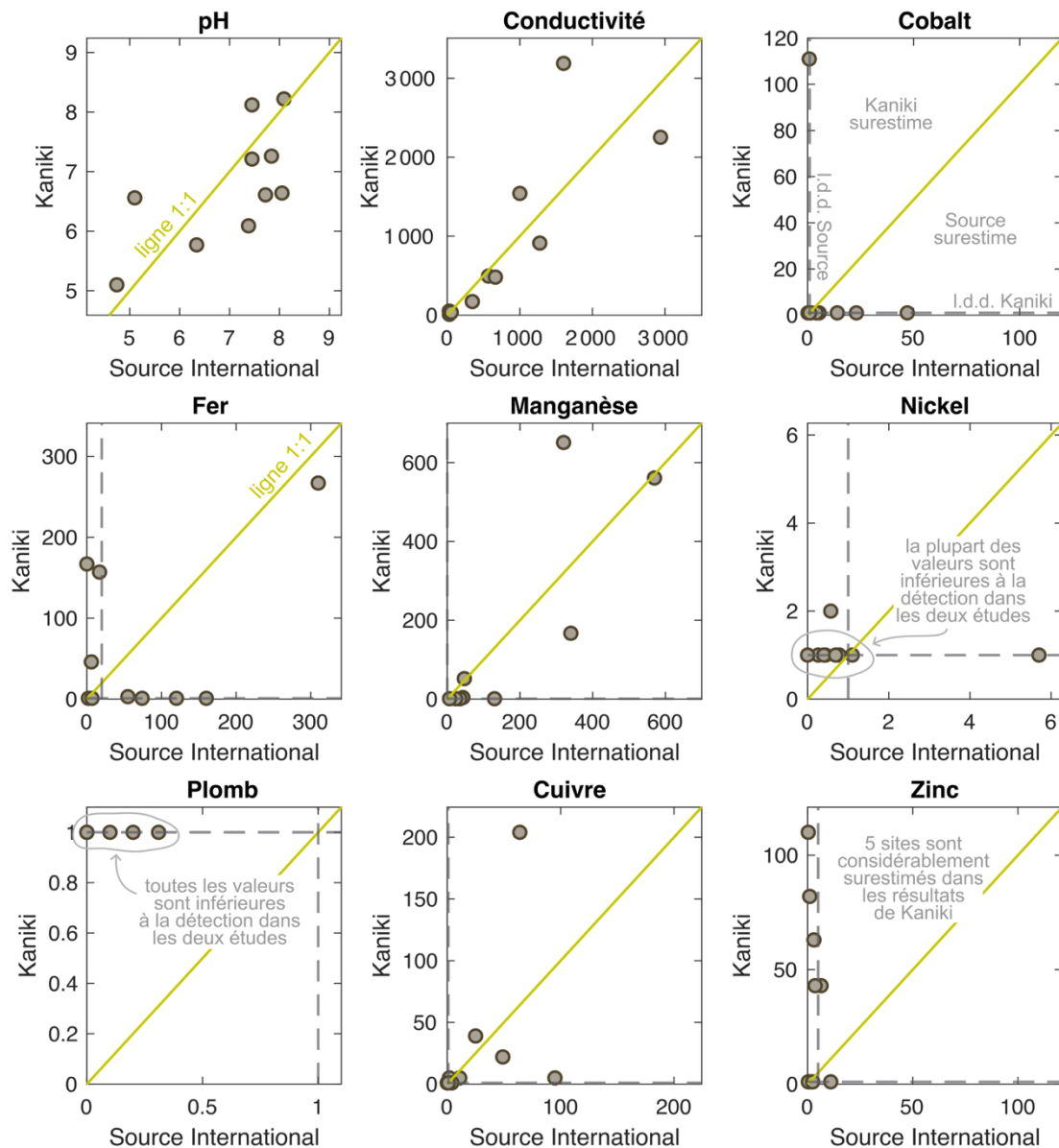


Figure A2. Comparaison ponctuelle des résultats pour les eaux de surface et les eaux domestiques (Source International vs. Prof. Kaniki). La ligne verte correspond à la comparaison 1:1 ; les lignes grises en pointillés indiquent les limites de détection (verticale : Source International ; horizontale : Prof. Kaniki). Les points situés approximativement sur la ligne 1:1 étaient équivalents dans les deux études ; les points situés sous les lignes en pointillés étaient inférieurs aux limites de détection ; les points nettement éloignés de la ligne 1:1 (par exemple le zinc) étaient significativement surestimés dans l'étude de Prof. Kaniki lorsqu'ils se trouvent au-dessus de la ligne, ou dans celle de Source International lorsqu'ils se trouvent au-dessous de la ligne. Compte tenu de la variabilité des méthodes analytiques et de la correspondance imparfaite entre les sites et les jours d'échantillonnage, nous ne considérons comme significatives que les variations d'un ordre de grandeur.

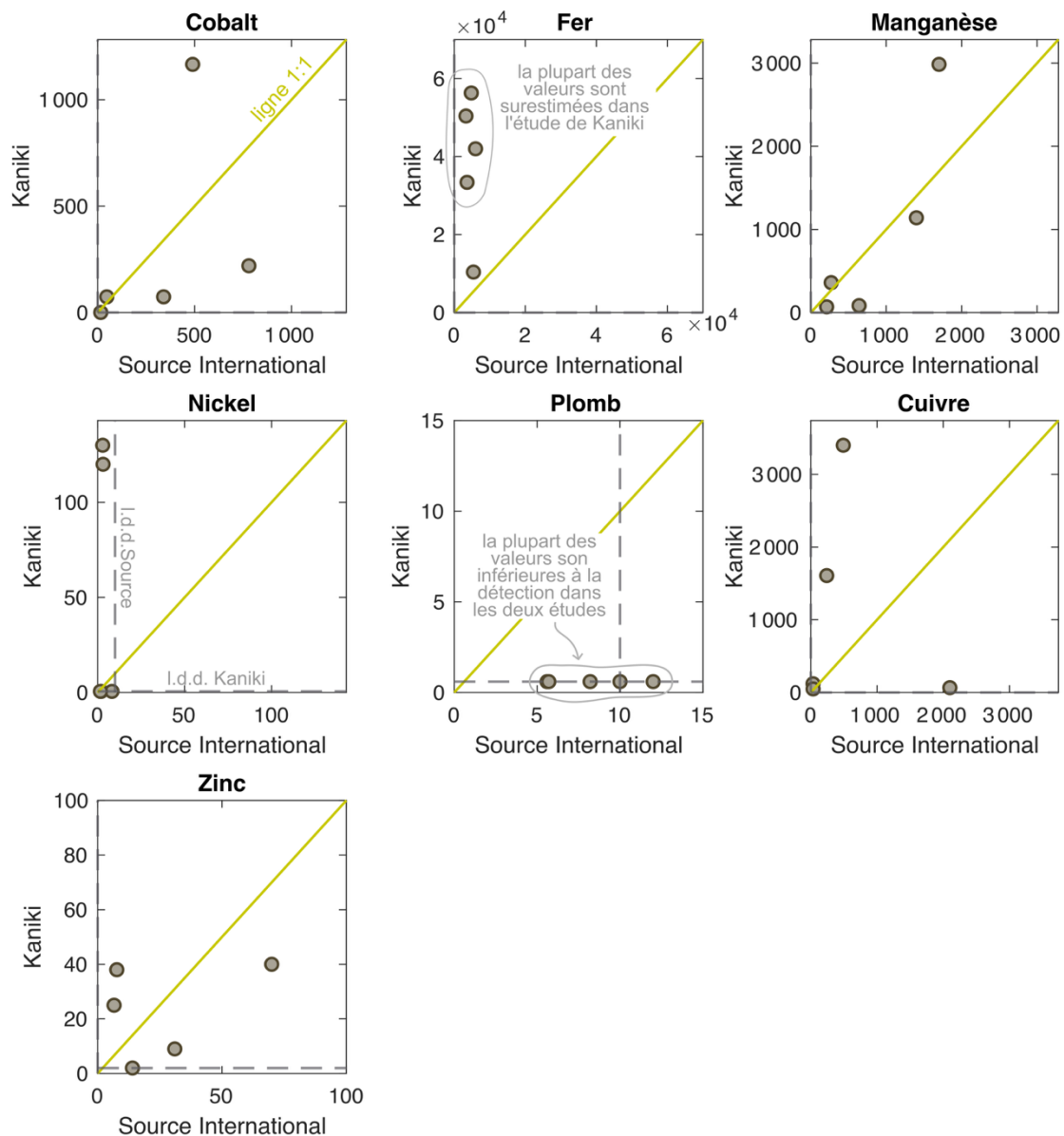


Figure A3. Comparaison ponctuelle des résultats des sédiments (Source International vs. Prof. Kaniki). La ligne verte représente la comparaison 1:1 ; les lignes pointillées grises indiquent les limites de détection (verticale : Source International ; horizontale : Prof. Kaniki). Les points situés approximativement sur la ligne 1:1 correspondent à des valeurs équivalentes entre les deux études ; les points situés en dessous des lignes pointillées sont inférieurs aux limites de détection ; les points s'écartant nettement de la ligne 1:1 (par exemple le zinc) indiquent une surestimation significative dans l'étude de Prof. Kaniki (au-dessus de la ligne) ou dans celle de Source International (en dessous de la ligne). Compte tenu de la variabilité des méthodes analytiques et de la correspondance non exacte des sites et des dates d'échantillonnage, nous ne considérons comme significatives que les variations d'un ordre de grandeur.