

Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation de sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère Katangais (République Démocratique du Congo)

Serge LANGUNU



COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

**Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation de
sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère
Katangais (République Démocratique du Congo)**

Serge LANGUNU

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en
Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique

Promoteurs :

Prof. Gilles COLINET (ULiège, Belgique)

Prof. Mylor NGOY SHUTCHA (UNILU, RD Congo)

Année civile : Avril 2025

Citation : Langunu Serge, 2025. Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation de sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère Katangais (République Démocratique du Congo). Thèse de doctorat. Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique. 271p.

Abstract

Evaluation of the effectiveness of phytoremediation of soils polluted with trace metals in the Katangan Copperbelt (Democratic Republic of Congo).

Soil and water contamination by trace metals is a major environmental problem due to their toxicity and persistence in the environment. Among the approaches to remediating sites contaminated by human activities, phytoremediation is one of the most widely promoted because of its environmental friendliness and low cost. In the Katangan Copperbelt (KCB), in situ phytostabilisation initiatives have been undertaken to reduce the dispersion of metals in the environment. However, little work has been done on measuring the long-term effectiveness of remediation solutions. This paper reports the results of a study aimed at assessing the medium- and long-term effectiveness of phytoremediation techniques for metal-polluted soils in KCB, focusing on their ability to reduce human exposure and limit the spread of contaminants in the environment.

Given their abundance in the KCB, we began by using various pollution indices to characterize mining waste and polluted soils in the region and then assessed the effectiveness of the phytotechnologies used. The results show very high concentrations of As, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, and Zn, with considerably high degrees of contamination (DC) (DC = 72 to 5,440) and considerable to very high potential ecological risks (RI = 549 to 162,091). Revegetation trials show a partial reduction in ecological risks in the rooting zone of trees compared with non-vegetated areas. Planting fruit trees, such as *Mangifera indica* and *Syzygium guineense*, in amended pits revealed high Cu, Pb, and Zn concentrations in the rooting zone but a bioconcentration factor of less than 1. However, 47% of fruit samples at Penga Penga exceeded FAO/WHO safety thresholds, compared to 18.5% at Kalebuka, an unpolluted area. These results impose a weekly consumption limit of 9kg of mangoes and 6.6 kg of *Syzygium* fruit for a 60 kg person to avoid excessive exposure to metals. In another trial, despite high metal concentrations and varying soil dynamics, *Microchloa cupricola* (formerly identified as *Microchloa altera*) stabilized contaminated soils and covered 100% of the soil surface ten years after planting. This total soil coverage helped maintain high metal concentrations in the soil and reduce the mobility of certain metals (Cu and Pb), demonstrating a degree of success in phytostabilisation.

Furthermore, the variation in edaphic conditions observed in the trial with herbaceous plants was also observed in a trial with woody species. Six woody species (*Acacia auriculiformis*, *Albizia lebbeck*, *Delonix regia*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica*, *Syzygium guineense*) showed satisfactory growth and survival rates, reaching average heights of 8 m and diameters at breast height (DBH) of up to 22 cm. At the same time, 13 spontaneous herbaceous species were identified in the revegetated areas, enhancing local biodiversity.

This study highlights the multiple benefits of applying phytotechnologies in KCB, from reducing ecological risks to improving environmental and health conditions.

These results open up promising prospects for the large-scale application of phytotechnologies in the context of KCB.

Keywords : mining waste, trace metals, soil pollution, contamination, pollution index, phytotechnologies, phytoremediation, amendments, Lubumbashi, Katangan copperbelt.

Résumé

La contamination des sols et des eaux par les métaux traces est une problématique environnementale majeure, en raison de leur toxicité et de leur persistance dans l'environnement. Parmi les approches de rémediation des sites contaminés par des activités anthropiques, la phytoremédiation constitue une approche de réhabilitation les plus largement promue en raison de son respect de l'environnement et de son faible coût. Dans l'Arc cuprifère katangais (ACK), des initiatives de phytostabilisation in situ ont été entreprises pour réduire la dispersion des métaux dans l'environnement. Cependant, la mesure de l'efficacité à long terme des solutions de rémediation demeure peu explorée. Ce travail rapporte les résultats d'une étude visant à l'évaluation à moyen et à long terme de l'efficacité de techniques de phytoremédiation des sols pollués en métaux de l'ACK, en se focalisant sur leur capacité à réduire l'exposition humaine et à limiter la propagation des contaminants dans l'environnement.

Au vu de leur abondance dans l'ACK, nous avons en premier lieu caractérisé, à travers divers indices de pollution, des rejets miniers et des sols pollués de la région d'une part et évalué l'efficacité des phytotechnologies mises en œuvre d'autre part. Les résultats montrent des concentrations très élevées en As, Cd, Co, Cu, Mn, Pb et Zn, avec des degrés de contamination (DC) considérablement élevés (DC = 72 à 5 440) et des risques écologiques potentiels considérables à très élevés (RI = 549 à 162 091). Les essais de revégétalisation démontrent une réduction partielle des risques écologiques dans le voisinage des racines des arbres par rapport aux zones non végétalisées. La plantation d'arbres fruitiers, tels que *Mangifera indica* (L.) et *Syzygium guineense* (Wild) DC., dans des fosses amendées, montre des concentrations élevées de Cu, Pb et Zn dans le sol, mais un facteur de bioconcentration inférieur à 1. Toutefois, 47 % des échantillons de fruits à Penga Penga dépassent les seuils de sécurité de la FAO/OMS, contre 18,5 % à Kalebuka, une zone non polluée. Ces résultats imposent une limite de consommation hebdomadaire, restreignant la consommation à 9 kg de mangues et 6,6 kg de fruits de *Syzygium* pour une personne de 60 kg, afin d'éviter une exposition excessive aux métaux.

Dans un autre essai, bien que les concentrations en métaux soient élevées et malgré une dynamique variée des conditions édaphiques, *Microchloa cupricola* (Rendle) Stapf (anciennement identifié comme *Microchloa altera*), a permis de stabiliser les sols contaminés et elle a couvert à 100 % la surface du sol dix ans après sa plantation. Cette couverture totale de sol a contribué au maintien de concentrations en métaux élevés dans le sol et à une diminution de la mobilité de certains métaux (Cu et Pb), exprimant ainsi un certain niveau de réussite en phytostabilisation.

Par ailleurs, la variation des conditions édaphiques observée dans l'essai avec des herbacées a également été constatée dans un essai avec des espèces ligneuses. Six espèces ligneuses (*Acacia auriculiformis*, *Albizia lebbbeck*, *Delonix regia*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica*, *Syzygium guineense*) ont montré une croissance et des taux de survie satisfaisants, atteignant des hauteurs moyennes de 8 m et des diamètres à hauteur de poitrine (DHP) jusqu'à 22 cm. En parallèle, 13 espèces

herbacées spontanées ont été recensées dans les zones revégétalisées, renforçant ainsi la biodiversité locale.

Cette étude met en évidence les multiples bénéfices de l'application des phytotechnologies dans l'ACK, depuis la réduction des risques écologiques jusqu'à l'amélioration des conditions environnementales et sanitaires. Ces résultats ouvrent des perspectives prometteuses pour une application à grande échelle des phytotechnologies dans le contexte de l'ACK.

Mots Clés : rejets miniers, métaux traces, pollution du sol, contamination, indice de pollution, phytotechnologies, phytoremédiation, amendements, Lubumbashi, arc cuprifère Katangais.

Remerciements

Achever une thèse de doctorat est le fruit d'un long parcours, jalonné de défis, de découvertes et d'enrichissements personnels et intellectuels. Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans le soutien, les conseils et l'accompagnement bienveillant de nombreuses personnes à qui je souhaite exprimer ma profonde gratitude.

Tout d'abord mes remerciements s'adressent aux promoteurs de cette thèse de doctorat :

Au Professeur Gilles COLINET, pour son soutien indéfectible tout au long de mon parcours doctoral. Votre accueil chaleureux, vos conseils avisés et votre rigueur académique ont profondément marqué mon parcours. Travailler sous votre direction a été un privilège, me permettant de finaliser cette thèse et d'acquérir des compétences et valeurs essentielles pour ma carrière future. Merci infiniment.

Au Professeur Mylor NGOY SHUTCHA, pour m'avoir initié depuis mes débuts dans l'enseignement supérieur jusqu'à cette thèse. Plus qu'un encadrant, vous avez été un mentor, un guide, un grand frère, un ami et une source d'inspiration. Vos conseils avisés, encouragements, votre rigueur scientifique et disponibilité ont été essentiels pour surmonter les défis et avancer à chaque étape. Vous avez su éveiller en moi une passion pour l'excellence et un sens des responsabilités qui m'accompagneront tout au long de ma carrière. Aksanti sana Mukubwa.

Je remercie sincèrement les membres du jury, les professeurs Gregory Mahy (Président), Gilles Colinet (Promoteur), Mylor Ngoy Shutcha (Co-promoteur), Haïssam Jijakli M., Marc Hanikenne, et Catherine Sirguy, tous membres, pour le temps consacré et orientations pertinentes dans l'amélioration de cette thèse de doctorat.

Mes remerciements s'adressent à l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES), pour avoir financé mes recherches durant cinq ans à travers le PRD ZORGLUB, mais également à l'Université de Liège qui m'a accueilli depuis 2019 à travers l'Axe Echange Eau-Sol-Plante Gembloux Agro-Bio Tech et pour le financement des six derniers mois de mon séjour à Gembloux.

Remerciements particuliers aux autorités de la FSA-UNILU (Faculté des Sciences Agronomiques/Université de Lubumbashi), le Professeur Mylor Ngoy Shutcha, doyen de la faculté ; Professeur Sylvestre Cabala Kaleba, vice-doyen chargé de l'enseignement, Professeur Jonas Lwalaba, vice-doyen chargé de la recherche, et Professeur Wilfried Kalenga Masengo, Vice-Doyen chargé du tutorat, pour leur encouragement, conseils et assistance administrative.

Merci à toute l'équipe de l'unité Echange Eau-Sol-Plante, Raphaël Tarantino, Sibylle Comelieu, Pauline Biron, Emilie Marit et les autres qui ne sont pas cités, pour la convivialité, les analyses au laboratoire et d'autres questions techniques et administratives.

Je remercie infiniment le Prof Yannick Useni pour ses conseils et nombreuses contributions dans la réalisation de cette thèse. Merci également à Dr Sylvain Boisson pour ses contributions.

J'exprime ma profonde gratitude au patriarche, Professeur Ngongo Luhembwe Michel, pour ses précieux conseils et son engagement constant à nous voir progresser. Je le remercie également de m'avoir généreusement cédé son bureau, offrant ainsi un cadre propice à la rédaction de ma thèse.

Je remercie infiniment Monsieur l'AB de L'UNILU, M. Jean Bidibo Mwamfumu pour le soutien financier et les encouragements.

Sa thèse est un testament qui a précédé le mien, Merci beaucoup Prof Jacques Kilela pour tes nombreuses contributions dans cette thèse. Je remercie également les amis et collègues, CT Dieu-donné N'tambwe Nghonda, Ass Pacifique Kiwele, CT Alain Tshibungu Nkulu, Prof Salvatora Nkulu Nsenga, Prof Audry Tshibangu Kazadi, CT Patrick Kasangij, Prof Fidèle Cuma Mushagalusha, Prof John Tshomba Kalumbu, Dr Francois Ntumba, Dr Magnifique Mulumbati, CT Lydie Linda, Ass Héritier Khoji, Ass Clément Kalombo, Ir Jean Isanki, JC Mwaken, Mme Merveille Mulombock, Mme Rachel Kabamba, Dr Christelle Kapaso, MSc Abraham Musans, MSc Serge Kasanda, pour leurs nombreux conseils et contributions.

Merci également aux collègues doctorants du projet Zorglub, Félicien Mununga Katebe, Grace Mashagiro et Maurice Kesonga Nsele, avec qui nous avons cheminé tout au long de notre parcours doctoral.

Nos remerciements s'adressent également aux ONGD partenaires au PRD Zorglub, le Réseau des Femmes pour le Développement (REFED) à travers sa Coordinatrice Madame Bernadette Kapend, le Bureau Diocésain pour le Développement (BDD) à travers son Coordinateur Monsieur Placide Mukebo, pour leur accompagnement sur terrain, lors de la sensibilisation des habitants des zones contaminées de Lubumbashi.

J'exprime ma gratitude infinie à mes parents, Monsieur Saturnin Langunu et Madame Perpétue Planton ainsi qu'à mes frères, sœurs, cousines, cousins, tantes et oncles pour les conseils, encouragements et amour manifesté à mon égard.

Mes remerciements s'adressent également à ma belle-famille, Maman Helena Niengele, Tonton Erick Mbala et Niclette Niengele pour leurs nombreuses visites à Gembloux.

Je remercie vivement la famille Ntenday pour les encouragements et des moments de convivialité. Merci à tonton Jean Claude Bitshi, Louis Mufuba et Papy Onger pour les conseils et souci de nous voir émergé.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon épouse, Merveille Makengo Langunu et à mes deux princesses Nethanya et Muriel-Blanche Langunu pour leur amour, patience et soutien indéfectible tout au long de ce parcours. Vous avez été compréhensive face à mes longues absences. Cette thèse vous est dédiée autant qu'à moi, car elle n'aurait pas été possible sans votre amour et votre compréhension.

Table des matières

Abstract	I
Résumé	III
Remerciements	V
Table des matières	VII
Liste des figures	XII
Liste des tableaux	XVI
Liste des acronymes	XIX
Chapitre 1	1
Introduction générale	1
1.1. Contexte général	3
1.2. Les métaux traces et la pollution de l'environnement dans l'Arc Cuprifère Katangais	4
1.2.1. Généralités : Définition, origines et mobilité dans le sol	4
1.2.2. Arc Cuprifère Katangais et exploitation minière	8
1.2.3. Impact de l'exploitation minière sur l'environnement dans l'ACK	10
1.3. Remédiation des sites pollués en métaux traces	12
1.3.1. Méthodes physiques et chimiques de dépollution des sols	13
1.3.2. Les méthodes biologiques	15
1.3.3. Evaluation de l'efficacité d'un projet de phytoremédiation	20
1.3.4. Définition des critères de performance de la phytoremédiation	23
1.3.5. Diversité Fonctionnelle de la végétation dans les systèmes reconstruits lors de la phytoremédiation par comparaison aux systèmes naturels	25
1.3.6. Les projets de phytoremédiation dans l'ACK	26
1.4. Problématique, objectifs et stratégie de recherche	27
1.4.1. Problématique	27
1.4.2. Objectifs et questions de recherche	28
1.4.3. Stratégie de recherche et articulation de la thèse	29
Chapitre 2	31
Milieu d'étude et Méthodologie	31
2.1. Présentation du milieu d'étude	33
2.1.1. Cadre biophysique et écologique	33
2.1.2. Cadre socioéconomique	38
2.1.3. Le quartier de Penga Penga	39

2.1.4.	Le tailing de Kipushi	41
2.2.	Autres sites	42
2.2.1.	Parc à rejets de Musoshi à Kasumbalesa	42
2.2.2.	Parc à rejets de Shituru à Likasi	43
2.2.3.	Site de la rivière Panda (Kapolowe).....	44
2.2.4.	Parc à rejets de Kolwezi	45
2.3.	Précisions méthodologiques	46
2.3.1.	Rhizosphère ou zone racinaire (rooting soil)	46
2.3.2.	Description de <i>M. cupricola</i>	48
2.4.	Variabilité des méthodes d'analyse	49
Chapitre 3.....		51
Are Ecological Risk Indices for Trace Metals Relevant for Characterizing Polluted Substrates in the Katangese Copperbelt (DR Congo) and for Assessment of the Performance of Remediation Trials?		51
Abstract.....		53
Résumé		53
3.1.	Introduction	55
3.2.	Materials and Methods	56
3.2.1.	Study area.....	56
3.2.2.	Source of Data on Metal Concentrations	58
3.2.3.	Assessment of the Potential for Reducing the Ecological Risk Indices through Revegetation with Woody Species.....	59
3.2.4.	Chemical Analysis	60
3.2.5.	Calculation of Risk Indices	61
3.2.6.	Statistical Analyses	62
3.3.	Results	63
3.3.1.	Concentration of Trace Metals in Mining Wastes and Contaminated Soils 63	
3.3.2.	Ecological Risk Associated with Trace Metal Concentrations	65
3.3.3.	Impact on RI and BCF Values of the Localized Excavation and Replacement Approach for Revegetation	67
3.3.4.	Accumulation in Plant Tissues and Bioconcentration Factor Values at Kipushi 68	
3.4.	Discussion.....	69

3.4.1. Metal Concentrations and Ecological Risks Associated with Polluted Soil and Wastes in KCB	69
3.4.2. Revegetation on the Basis of Excavation and Replacement and Ecological Risk Index	70
3.4.3. Implications for Remediation of Polluted Soil	72
3.5. Conclusion.....	73
Chapitre 4	75
Accumulation of Trace Metals in Fruits from Mango and <i>Syzygium guineense</i> Growing in Residential Households from a Contaminated District of Lubumbashi (DR Congo): Is Fruit Consumption at Risk?.....	75
Abstract	77
Résumé.....	77
4.1. Introduction	78
4.2. Materials and Methods	79
4.2.1. Study Sites	79
4.2.2. Soil and Plant Sampling.....	81
4.2.3. Chemical Analysis of Plants and Soil.....	81
4.2.4. Calculation of Trace Metal Bioconcentration Factors	82
4.2.5. Determination of the Safe Weekly Consumption (SWC).....	82
4.2.6. Statistical Analysis.....	83
4.3. Results.....	83
4.3.1. Soil Mineral Composition around the Tree	83
4.3.2. Accumulation and Bioconcentration Factors of Trace Elements in Plants in Penga Penga and Kalebuka	85
4.3.3. Safe Weekly Consumption (SWC).....	88
4.4. Discussion	90
4.4.1. Trace Metal Concentration in the Tree rooting soil.....	90
4.4.2. Metal Accumulation in Leaves and Fruits	91
4.4.3. Human Exposure and Safe Weekly Consumption.....	91
4.5. Conclusion.....	93
Chapitre 5	95
Effectiveness of a phytostabilisation trial on soil polluted with trace metals in Lubumbashi (DR Congo) ten years after implementation.....	95
Abstract	97
Résumé.....	97

5.1.	Introduction	98
5.2.	Materials and methods	99
5.2.1.	Experimental site.....	99
5.2.2.	Plant inventory and vegetation assessment	101
5.2.3.	Soil and plant sampling and chemical analyses	101
5.2.4.	Statistical analysis	102
5.3.	Results	102
5.3.1.	Assessment of vegetation and performance of <i>M. cupricola</i> between 2010 and 2019.	102
5.3.2.	Soil condition in the experimental plot from 2010 to 2019.....	104
5.3.3.	Metal concentrations in plants.....	108
5.3.4.	Influence of vegetation on total and extractable CaCl_2 concentrations 0.1 M 111	
5.4.	Discussion.....	112
5.4.1.	Establishment of permanent vegetation	113
5.4.2.	Long-term effectiveness of treatments	113
5.4.3.	The effect of vegetation on metal concentration in the soil	115
5.5.	Conclusion	116
Chapitre 6.....		117
Evolution des conditions minérales dans les sols amendés et de la végétation à base de ligneux installée sur un sol pollué en métaux traces à Lubumbashi : résultats d'un essai sur quatre ans		117
Résumé		119
Abstract.....		119
6.1.	Introduction	120
6.2.	Matériels et méthodes	122
6.1.1.	Site d'étude.....	122
6.1.2.	Matériel végétal.....	123
6.1.3.	Dispositif expérimental	124
6.1.4.	Suivi de la plantation et inventaire des espèces	126
6.1.5.	Analyses chimiques.....	127
6.1.6.	Analyses statistiques	127
6.3.	Résultats.....	128

6.3.1.	Dynamique de la composition minérale dans les sols au cours des quatre années	128
6.3.2.	Dynamique de la végétation entre 2019 et 2024.....	129
6.3.3.	Dynamique de la strate herbacée	134
6.4.	Discussion	135
6.4.1.	Dynamique de la composition minérale dans le sol autour des arbres avec le temps	135
6.4.2.	Dynamique de la plantation à moyen terme	137
6.4.3.	Implications pour la remédiation des sols pollués en métaux traces	140
6.5.	Conclusion.....	141
Chapitre 7		143
Discussion générale		143
7.1.	Un cadre conceptuel qui intègre des indicateurs de risques et de services..	145
7.2.	Les indices de risques écologiques contribuent à une meilleure évaluation de la dangerosité des sites pollués en métaux traces dans l'ACK.....	146
7.3.	Importance des essais à long terme et de l'utilisation des outils appropriés pour l'évaluation de la réduction des risques sanitaires et environnementaux.	149
7.4.	Essai de longue durée nécessaire à une évaluation de la dynamique de végétation et des services écosystémiques associés.	152
7.5.	Evaluation des risques liés à la consommation des produits issus des plantes dans les sites pollués de l'ACK : au-delà des concentrations.....	154
7.6.	Implications pratiques pour la mise en œuvre de la remédiation des sites pollués dans l'ACK	155
7.6.1.	Une combinaison de méthodes et une différenciation des solutions végétales pour la remédiation intégrée à l'échelle de l'ACK ?	155
7.6.2.	Installation de végétation sur sols pollués et monitoring de l'évolution des conditions	156
7.6.3.	Considérations sur les aspects de gouvernance.....	157
Conclusion et perspectives		159
Références bibliographiques		161
Annexes		i

Liste des figures

Figure 1-1. Facteurs de biodisponibilité et mécanismes d'action et de toxicité des métaux traces dans les plantes (Alengebawy et al., 2021).....	8
Figure 1-2. Localisation de l'arc cupricole katangais (Banze et al., 2020, adapté de Cailteux et al., 2005).....	9
Figure 1-3. Vue d'un paysage de collines cuprocobaltifères minéralisées dans la concession de Tenke Fungurume Mining (Crédit photo : Sylvain Boisson).	10
Figure 1-4. Principales sources de contamination due à l'exploitation minière à l'ACK. (A) : les retombées des rejets atmosphériques, (B) : Mine à ciel ouvert, (C) : remblais ou rejets miniers (D) : rejets liquides, (E) tailing ou bassin à rejet, (F) : Rail.	11
Figure 1-5. Illustration des méthodes de remédiation des sites contaminés. Adapté de Silva et al. (2023).....	13
Figure 1-6. Les procédés de phytoremédiation et leurs fonctions associées. Adapté de Kafle et al. (2022).	17
Figure 1-7. Cadre conceptuel de la thèse.....	30
Figure 2-1. Délimitation de la zone de l'arc cuprifère Katangais, représenté dans les zones des provinces du Lualaba et du Haut-Katanga, avec leurs grandes agglomérations. Carte adaptée de Cabala et al. (2018).....	33
Figure 2-2. Vue paysager d'une colline riche en Cu-Co l'ACK avec des communautés végétales et des espèces plantes caractéristiques. a. Colline de cuivre-cobalt entourée de la végétation des forêts claires de miombo, b. <i>Crepidiorhopalon tenuis</i> plantes cuprophyte endémique pionnière des débris miniers ou des substrats miniers remaniés, c. <i>Crotalaria cobalticola</i> , d. <i>Xerophyta equisetoides</i> , e. <i>Haumaniastrum katangese</i> , f. <i>Cryptosepalum maraviense</i> , g. <i>Uapaca robynsii</i> , h. <i>Bulbostylis pseudoperennis</i> , j. savane steppique à <i>Loudetia symplex</i>	37
Figure 2-3. Situation de contamination dans le quartier Penga Penga : (a) bandes de sol dénudé par les retombées des poussières métallifères et (b) habitations sur sol nus soumis à l'érosion.	40
Figure 2-4. Essais de phytostabilisation sur des sols dénudés dans le quartier Penga Penga : (a) essai avec des graminées et (b) essai avec espèces ligneuses.....	41
Figure 2-5. (a) Localisation du bassin de décantation dans la périphérie de Kipushi et la plantation d'arbres encadrée en rouge, (b) digue à stériles sans couverture végétale et (c) digue à stériles avec couverture végétale.	42
Figure 2-6. Vue du bassin à rejets de Musoshi.....	43
Figure 2-7. De gauche à droite : vue du bassin à rejet et depot de scoriés de l'usine de Shituru.....	44
Figure 2-8. Vue aérienne des Bancs d'accumulation miniers le long de la rivière Panda (Village Kapolowe Gare).....	45
Figure 2-9. Vue du bassin à rejet de Musonoi (Kolwezi).....	46
Figure 2-10. Coupe transversale d'un profil pédologique, montrant les deux couches amendée et non amendée dans le résidu miniers de Kipushi.	47

Figure 2-11. Touffe de *Microchloa cupricole* (Rendle) Stapf montrant un enracinement étendu. Crédit photos à gauche Shutcha, (2010) et à droite Serge Langunu.....49

Figure 3-1. Spatial distribution of various mining discharges and polluted soil around the main towns in the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = deposit from smelting emissions, Sc = slag, SR = river sediments from mining plants.57

Figure 3-2. Main types of mine tailings, and contaminated soils and sediments in the KCB. (A) Soil contaminated by emissions from the smelter, (B) wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by Environments 2024, 11, 122 4 of 18 flotation, (C) river sediments contaminated by wastes released by mining plants, (D) wastes from concentrates of Cu and Co oxides, (E) slag from the smelting process of copper.58

Figure 3-3. Cross-section of a profile of edaphic conditions in the vegetated area of the Kipushi mine tailings.60

Figure 3-4. Principal component analysis showing the variability in the studied elements across mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = deposit from smelting emissions, Sc = slag, SR = river sediments from mining plants65

Figure 3-5. Bioconcentration factors for Cu, Co, and Zn in the tissues of five woody species grown for 15 years in the Kipushi tailing pond from the concentration of Cu-Zn sulfide by flotation. Values are represented by the mean $\pm$ standard deviation; means with the same letter (a, b, c) are not significantly different ($p < 0.05$).69

Figure 4-1. Location of the study area and sampling sites in Penga Penga and Kalebuka.....80

Figure 4-2. Proportion of concentration values above the WHO limit for fruits and vegetables. Limit according to FAO and WHO (2016).87

Figure 4-3. Bioconcentration factor of Cu, Pb, and Zn in leaves and fruits of *M. indica* (MI) and *S. guineense* (SG) ($n = 60$). On the left, BCFs in leaves, and on the right BCFs in fruits Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB). The mean $\pm$ standard deviation represents values; means with the same letter are not significantly different ($p < 0.05$); n represents the number of samples.88

Figure 5-1. Location of the GCM/Penga Penga experimental plot.100

Figure 5-2. Schematic representation of the spatial distribution of treatments in the phytostabilisation experiment at Penga Penga. C0, C1 and C2 = 0, 45 and 225 t ha⁻¹ of compost; L0, L1, L2 and L3 = 0, 2.5, 5 and 10 t ha⁻¹ of limestone. The plots hatched in black were destroyed in 2012. One plot is a square 1x1 m.101

Figure 5-3. Changes in biometric parameters of *M. cupricola* from 2010 to 2019. Legend: the number of individuals: is the average number of individuals per plot

present in 2019 over the average number of individuals surviving in 2010, and so on for Tuft diameter and number of spikes 103

Figure 5-4. Compost's Influence on the Cd, Co, Cu, Pb, Zn concentration in soil extracted with AA-EDTA (pH = 4.65). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm taken on 15 February 2019. For each metal, the letters indicate significant differences after Tukey's test ($p < 0.05$). C0, C1, and C2 = 0, 45, and 225 t ha⁻¹ of compost. 107

Figure 5-5. Influence of compost on the concentration of Cd, Co, Cu, Pb, and Zn extracted with CaCl₂ 0.01M. Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after Tukey's test ($p < 0.05$). C0, C1, and C2 = 0, 45, and 225 t ha⁻¹ of compost. 108

Figure 5-6. Copper concentrations in plant samples taken as a function of the different trial treatments between 2012 and 2019. C0 = 0 t. ha⁻¹ compost, C1= 45 t. ha⁻¹ compost, C2 = 225 t. ha⁻¹ compost, L0 = 0 t. ha⁻¹ limestone, L1= 2.5 t. ha⁻¹ limestone, L2 = 5 t. ha⁻¹ limestone, L3 = 10 t. ha⁻¹ limestone. Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm 109

Figure 5-7. Total Cu, Co, Cd, Pb, Zn concentration in soil. Comparison of plots vegetated with unamended *M. cupricola* (black bars, $n = 68$) and in the surrounding bare soil (grey bars, $n = 6$). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after the Fischer test ($p < 0.05$). 112

Figure 5-8. The concentration of Cu, Co, Cd, Pb, Zn in soil extractable in CaCl₂ 0.1 M. Comparison of plots vegetated with unamended *M. cupricola* (black bars, $n = 68$) and in the surrounding bare soil (grey bars, $n = 6$). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after the Fischer test ($p < 0.05$). 112

Figure 6-1. Localisation du dispositif expérimental GCM/Penga Penga. 123

Figure 6-2. Aperçu des six espèces d'arbres plantés dans le dispositif expérimental de phytostabilisation. (a) *Acacia auriculiformis*, (b) *Albizia lebbbeck*, (c) *Delonix regia*, (d) *Leucaena leucocephala*, (e) *Mangifera indica* et (f) *Syzygium guineense*. 124

Figure 6-3. Dispositif expérimental de mise en culture des plantes. Case coloré en gris, représente les fosses amendées. Case non coloré représente les fosses témoin non amendées. AA=*Acacia auriculiformis* ; AL= *Albizia lebbbeck* ; DR= *Delonix regia* ; LL= *Leucaena leucocephala* ; MI= *Mangifera indica* ; SG= *Syzygium guineense* 125

Figure 6-4. Evolution des valeurs de pH et des concentrations des éléments majeurs (P, K, Ca, Mg) dans les rhizosphères des espèces ligneuses de 2019 à 2023. L'essai a été installé à Gécamines/Penga Penga ($n = 10$). Les valeurs sont représentées par la moyenne $\pm$ écart type, profondeur d'échantillonnage = 0-30 cm. n représente le nombre d'échantillons. 128

Figure 6-5. Evolution des valeurs des concentrations des métaux traces dans les rhizosphères des espèces ligneuses de 2019 à 2023. 129

Figure 6-6. Evolution de la croissance en hauteur des six espèces ligneuses cultivées dans le cadre d’essai pendant 50 mois.....	131
Figure 6-7. Structure diamétrique du peuplement ligneux installé à Penga Penga après 50 mois de culture.	132
Figure 6-8. Aperçu de la plantation d’arbres sur sol pollués en métaux à 4 ans de croissance	132
Figure 6-9. Relation entre la fréquence des arbres les diamètres à hauteur de poitrine à 50 mois pour chaque espèce cultivée dans le cadre d’essais	133
Figure 6-10. Evolution d’entrée en floraison des espèces ligneuses des saisons culturales de 2019 – 2020 à 2023 – 2024.....	134
Figure 6-11. Colonisation spontanée et regeneration sous bois d’espèces herbacées	135

Liste des tableaux

Tableau 1-1.. Brève description des six éléments traces métalliques analysés dans la présente thèse.....	6
Tableau 1-2. Concentrations en métaux traces (mg.kg-1) dans les sols non contaminés et les sols contaminés de l'ACK (D'après Pourret et al., 2016 ; Shutcha et al., 2018 et Mpinda et al., 2021).....	12
Tableau 1-3. Objectifs et critères de sélection des plantes utilisées pour les différentes techniques de phytoremédiation (Garbisu et Alkorta, 2001 ; Mench et al., 2003 ; Alkorta et al., 2004 ; Vamerali et al., 2010 ; Bolan et al., 2011 ; Ali et al., 2013 ; Laghlimi et al., 2015).	19
Tableau 1-4. Résumé des critères de performance de la phytoremediation (; Saxena et al., 2019 ; Raza et al., 2020 ; Lavanya et al., 2024 ; Meshcheryakova, et al., 2024 ; Wang et al., 2024).....	23
Tableau 2-1. Principales unités des formations végétales des ligneux du miombo katangais.....	35
Tableau 2-2. Principales unités de formations végétales des collines cuprifères de l'arc cuprifère katangais (d'après Leteinturier et al., 1999 ; Ilunga wa Ilunga, 2013).	36
Table 3-1. Studies characterizing metal concentrations in different types of polluted soils within the KCB.....	59
Table 3-2. Toxicological response factor (Tr) by Hamid et al. (2022).....	62
Table 3-3. Descriptive statistics for concentrations of pH, Fe, and trace metals (mg kg ⁻¹) in mining wastes and contaminated soil s and sediments from the Katangese Copperbelt. n = number of samples, SD = standard deviation, CV = coefficient of variation, Min = minimum, Max = maximum, Q1 and Q3 = first and third quartile, LOQ = Limit of Quantification, Reference = reference soil in the region (Shutcha et al., 2018; Mpinda et al., 2021), IT = international thresholds (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Zeng et al., 2023).	64
Table 3-4. Contamination factor (CF) and degree of contamination (DC) values for samples collected from mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = soil contaminated by deposit from smelting emissions, Sc = Slag, SR = river sediments from mining plants.	66
Table 3-5. Ecological risk factor (Er) and potential ecological risk index (RI) values for soil samples in mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = soil contaminated by deposit from smelting emissions, Sc = Slag, SR = river sediments from mining plants.	67
Table 3-6. pH, total organic carbon (TOC), bioavailable major elements (extraction with CH ₃ COONH ₄ + EDTA), pseudo-total trace metal concentrations, and potential ecological risk index (RI) values in surface horizons (0–20 cm) of unamended areas	

and tree rhizospheres in the Kipushi tailings pond from copper–zinc sulfide concentration by flotation and in polluted soil at Penga Penga. Mean $\pm$ standard deviation. Comparisons between unamended areas and rhizosphere conducted separately at Kipushi and Penga Penga. Values with the same letter (a.b) are not different after the Student's t-test ($p < 0.05$).68

Table 4-1 . The pH, total organic C, and trace metal concentrations in the soil from two districts (Mwanasomwe, 2022, Languu, 2022)80

Table 4-2 . Safe weekly intake values for each metal analyzed in the study (mg per week). Calculated after PMTDI from the FAO and WHO (2016) for As, Cd, Cu, and Pb, and from Pelkonen et al. (2008) for Co and Zn.....83

Table 4-3. The pH, major element, and trace metal concentrations of the surface soil (0–20 cm) collected in the rhizosphere of *M. indica* and *S. guineense* in Penga Penga and Kalebuka (Lubumbashi, DR Congo) ($n = 60$). Average (minimum–maximum) As_T , Cu_T , Pb_T , and Zn_T = total As, Cu, Pb, and Zn concentrations; As_S , Cd_S , Co_S , Cu_S , Pb_S , and Zn_S = soluble concentrations (extractable with 0.01 M $CaCl_2$). References for uncontaminated soils around Lubumbashi ($n = 18$) from Shutcha et al. (2018). Means with different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).84

Table 4-4. Accumulation of metals ($mg.kg^{-1}$) in leaves and fruits in Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB) ($n = 60$). Average (minimum–maximum) between Penga Penga and Kalebuka values. The values with the same letter are not significantly different ($p < 0.05$).86

Table 4-5. Safe weekly consumption (kg per week) of *M. indica* and *S. guineense* fruits considering their metal concentrations for a 60 kg person in Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB) ($n = 60$). Safe weekly consumption was calculated after recommendations from the FAO and WHO (2016). Values are represented by the mean $\pm$ standard deviation; average (minimum–maximum).89

Table 5-1. pH, total organic carbon (TOC), and total concentrations of trace metals in soil from Penga Penga according to Mpundu (2010) and Shutcha (2010). * Reference from Shutcha et al. (2018).100

Table 5-2. Effect of treatments on the growth of *M. cupricola* (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).104

Table 5-3. Soil conditions (pH, TOC, and Cu-EDTA) in the experimental plots between 2010 and 2019. Values represent the mean + standard deviation, $n = 68$, sampling depth = 0–20 cm. Values from columns with the same letters are not different after statistical analyses (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).106

Table 5-4. Trace metal concentrations in plants according to the different treatments of the Gécamines Penga Penga phytostabilisation trial in 2019. Values represent the mean + standard deviation, $n = 68$. (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).110

Tableau 6-1. Liste des espèces testées dans la remédiation des sols pollués en métaux traces. TM : tolérance aux métaux, CR : croissance rapide, PBE : production de biomasse élevée, SR : système racinaire profond, FC : fruit comestible.....124

Tableau 6-2 . Propriétés physicochimiques de sol du site et des déchets urbains utilisés (n=10) Moyenne (minimum-maximum) AsT CdT CoT CuT PbT et ZnT = concentrations totales d'As, de Cd, de Co, de Cu, de Pb et de Zn ; CdS, CoS CuS PbS, et ZnS = concentrations solubles (extractibles avec 0,01 M de CaCl₂). 126

Tableau 6-3. Caractéristiques de croissance dans les milieux non contaminé en métaux sur 6 ans des six espèces d'arbres utilisées dans la remédiation des sites contaminés en métaux de l'ACK. (Chidumayo,1990 ; Meeinkuirt et al., 2012 ; Gnahoua et al., 2014 ; Mujike et al. Sous presse)..... 130

Tableau 6-4 . Dynamique des végétations herbacées spontanée entre les corridors de plantation d'essences d'arbres (AR (%) : abondance relative, ΔR = différence de recouvrement entre les dates de mesure). 135

Liste des acronymes

RDC	: République Démocratique du Congo
ACK	: Arc Cuprifère Katangais
KCB	: Katangese Copperbelt
GECAMINES	: Générales des Carrières et des Mines
OMS	: Organisation mondiale de la santé
WHO	: World health organization
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation
WRB	: World Reference Base for Soil Resources
pH	: Potentiel d'Hydrogène
CEC	: Capacité d'échange cationique
MO	: Matière organique
TOC	: Total organic carbon
ETM	: Éléments traces métalliques
HAPs	: Hydrocarbures aromatiques polycycliques
CF	: Facteur de contamination
DC	: Degré de contamination
Er	: Facteur de risque écologique
RI	: Indice de risque écologique potentiel
BCF	: Bioconcentration factor
ANOVA	: Analyse de la variance
PCA	: Principal component analysis
SWC	: Safe weekly consumption
SWI	: Safe weekly intake
DHP	: Diamètre à la hauteur de poitrine
DBH	: Diameter at breast height
Cu-EDTA	: Cuivre chélaté par l'éthylènediaminetétraacétique
CaCl ₂	: Chlorure de calcium
ONG	: Organisation non gouvernementale
ASBL	: Association sans but lucratif
REMEDLU	: Remédiation Multiscale de Lubumbashi et Implantation d'un Troisième Cycle en Biologie Végétale et Environnement

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. Contexte général

Les activités anthropiques, en particulier les activités minières, sont parmi les principales sources de contamination en métaux traces dans l'environnement. L'exploitation minière entraîne l'extraction, le traitement et la transformation de minerais contenant des éléments métalliques tels que le cobalt, cuivre, le plomb, le zinc, le cadmium, l'arsenic, et le mercure (Kaniki, 2008 ; Křibek, et al., 2023 ; Biswas et al., 2024). Ces métaux, souvent naturellement présents dans la croûte terrestre, sont libérés en quantités anormalement élevées par les activités minières, ce qui modifie leur distribution dans les sols, l'eau et l'air (Huang et al., 2018 ; Kumar et al., 2019). La contamination des sols par les métaux traces peut avoir des effets écologiques graves et durables, notamment en perturbant l'environnement, la santé humaine et animale, principalement en raison de la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire (Entwistle et al., 2019 ; Wang et al., 2021).

La République Démocratique du Congo (RDC), est mondialement reconnue pour l'abondance de ses ressources minérales, notamment en cuivre, cobalt, zinc, étain, or et diamants (Cailteux et al., 2005). Concentrées surtout dans le Sud-Est du pays, ces richesses font de la RDC un acteur clé du secteur minier mondial, particulièrement pour le cobalt, essentiel dans la fabrication de batteries pour les véhicules électriques et les appareils électroniques (Gulley, 2022). Bien que l'exploitation minière génère des revenus importants pour le pays et crée des emplois, elle soulève de nombreux défis socio-environnementaux, notamment en raison de carence des cadres réglementaires et de la sous-évaluation des préoccupations environnementales par les entreprises minières et les services étatiques (Mwitwa et al., 2012). En effet, comme démontré par plusieurs études, les activités minières ont conduit à la contamination des sols (Tembo et al., 2006 ; Narendrula et al., 2012, Pourret et al., 2016, Mpinda et al., 2022), des eaux de surface et souterraines (Atibu et al., 2013 ; Mudimbi et al., 2017) et de l'air (Csavina et al., 2012 ; Zhang et al., 2018 ; Mwaanga et al., 2019), avec des répercussions sur la chaîne alimentaire et la santé des populations (Banza et al., 2009 ; Cheyns et al., 2014). Dans la région de l'arc cuprifère katangais (ACK) (Sud-est de la RD Congo) dont l'exploitation industrielle remonte à plus d'un siècle (Leblanc & Malaisse, 1978), cette contamination a atteint des niveaux alarmants, en raison d'une exploitation minière intensive, notamment depuis la libéralisation du secteur minier en début du 21^{ème} siècle. En effet, de nombreux sites ont été touchés par la pollution en métaux traces dans cette région. On estime à plus de 17 000 hectares et 416 millions de tonnes les surfaces et quantités de rejets ou de sédiments miniers (Kaniki et Tumba, 2019).

Avec l'explosion démographique, la population urbaine devrait être multipliée par cinq, passant de 200 millions de personnes en 2000 à un milliard à l'horizon 2050, phénomène accompagné de l'urbanisation anarchique que connaissent de nombreux pays du Sud. Au sein de l'ACK également, l'habitat s'étend et la présence humaine dans les zones fortement contaminées par les métaux devient de plus en plus importante (Useni et al., 2020). Des zones autrefois inhabitées en milieu urbain et périurbain à cause de la pollution, sont aujourd'hui densément peuplées. Les preuves

de l'impact d'une forte exposition aux métaux traces dans la région sont bien documentées. Banza et al (2009) ont publié l'un des premiers rapports indiquant une forte exposition des populations vivant à proximité (0-3 km et 3-10 km) d'un site minier ou d'une raffinerie dans l'ACK, avec des niveaux d'imprégnation forts en As, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, U, et Zn, dépassant les seuils établis par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). De même, des dommages oxydatifs de l'ADN ont été observés chez les personnes résidant à proximité des zones d'activité minière (Cheyns et al., 2014 ; Mukendi et al., 2018).

Dans ce contexte, la remédiation des milieux contaminés de l'ACK représente un enjeu majeur pour assurer la durabilité environnementale des activités minières et réduire l'exposition humaine aux métaux traces. Des techniques comme la phytoremédiation et la revégétalisation avec des plantes tolérantes aux métaux sont explorées pour limiter la dispersion environnementale de ces métaux. L'emploi d'espèces ligneuses et herbacées locales permettrait de restaurer progressivement les fonctions écologiques des sols tout en renforçant les services écosystémiques. Plusieurs études rapportent les résultats d'essais de remédiation des rejets miniers et des sols pollués dans l'ACK, en se concentrant sur l'utilisation de plantes tolérantes aux métaux dans des stratégies de phytoremédiation (Shutcha et al., 2010 ; 2015 ; Boisson et al., 2015, 2016) et sur l'utilisation d'espèces ligneuses pour améliorer les services écosystémiques des sites contaminés (Mpundu et al., 2018 ; Mwanasomwe et al., 2022 ; Languu et al., 2023). Pour pérenniser et étendre ces techniques à l'échelle régionale, il est essentiel d'évaluer leur efficacité à long terme. Concevoir un plan de remédiation approprié nécessite une meilleure compréhension de plusieurs aspects clés : (i) la pertinence des indices de pollution pour caractériser les résidus miniers et évaluer l'efficacité des essais de remédiation dans la réduction des risques écologiques, (ii) la sélection des protocoles les plus adaptés pour limiter la translocation des métaux dans les parties utiles des plantes, (iii) les paramètres cruciaux pour évaluer le succès de la phytostabilisation, et (iv) la dynamique de croissance des espèces ligneuses et l'évolution de leur composition minérale dans le temps. Ces connaissances sont essentielles pour une remédiation durable et efficace des sols pollués dans l'ACK.

1.2. Les métaux traces et la pollution de l'environnement dans l'Arc Cuprifère Katangais

1.2.1. Généralités : Définition, origines et mobilité dans le sol

Les métaux traces (MT) ou éléments traces métalliques (ETM) sont des métaux présents naturellement en faible concentration dans le sol, eau et l'air. On admet sous ce vocable les éléments avec une teneur inférieure à 0,1% de la croûte terrestre (Bradl, 2002). Il s'agit principalement de métaux de transition qui possèdent donc des propriétés typiques de métaux mais aussi un ensemble d'éléments qualifiés de métalloïdes comme l'Arsenic (As), le Sélénium (Se). C'est un des principaux

éléments de différence avec les métaux lourds qui regroupent principalement des métaux typiques et présentant des masses volumiques supérieures à 4,5 g/cm³.

Dans les sols, les métaux traces proviennent de sources naturelles, telles que l'altération des roches-mères, les cycles biogéochimiques et les éruptions volcaniques (Tchounwou, 2012 ; Alloway, 2013). L'origine anthropique des métaux traces fait référence à l'introduction ou à l'augmentation des concentrations localement à la suite d'activités industrielles, de l'exploitation minière, de l'agriculture, du transport, etc (Bradl, 2002). Par exemple, la combustion de carburants fossiles et l'industrie métallurgique contribuent à la dispersion de ces métaux dans l'atmosphère, d'où ils peuvent retomber sur les sols et les cours d'eau, contaminant ainsi de vastes zones (Kabata-Pendias, 2010). Contrairement aux composés organiques, les métaux traces sont souvent persistants, c'est-à-dire non dégradables et peuvent s'accumuler dans les écosystèmes et les organismes vivants (Liénard et al., 2014), et leur distribution spatiale et temporelle varie selon leur forme chimique (Carrillo González et al., 2006).

Au sein des organismes vivants, notamment chez les végétaux, les métaux traces peuvent être classés en deux catégories et ils jouent des rôles diversifiés, allant de fonctions essentielles à des effets toxiques. Les éléments essentiels ou micronutriments ou encore oligoéléments (Fe, Cu, Mn, Ni, Zn, etc.) sont indispensables en petites quantités au bon fonctionnement des organismes vivants (Kabata-Pendias, 2010). Les carences ou les excès (qui engendrent la toxicité) en ces éléments dans les végétaux entraînent des perturbations des mécanismes physiologiques et biochimiques (Wu et al., 2016). En revanche, les métaux non essentiels, tels que le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg), se révèlent phytotoxiques même à de très faibles concentrations (Pilon-Smits et al., 2009). Par exemple, La toxicité du cadmium entraîne des carences minérales chez les plantes (Nazar et al., 2012), tandis qu'une concentration élevée de plomb peut engendrer divers déséquilibres physiologiques et biochimique (Singh et al., 2018). La Figure 1-1 illustre les voies et les mécanismes d'action des métaux lourds, depuis leur accumulation dans le sol jusqu'à leur absorption par les plantes et leur distribution dans les différentes parties de la plante. A côté des questions de phytotoxicité éventuelle, le transfert de métaux dans les végétaux pose également des questions de toxicité pour les organismes qui consomment ces végétaux sur des périodes plus ou moins longues. En particulier, les contaminants de la chaîne alimentaire peuvent avoir des effets délétères sur l'homme à des teneurs largement inférieures aux seuils de phytotoxicité car c'est leur bioaccumulation qui augmente les risques de maladies ou de toxicité et les outils normatifs visent à réduire l'exposition aux contaminants en fixant des seuils de teneurs dans les aliments qui tiennent compte des habitudes de consommation.

Étant donné leur abondance dans les sols de l'ACK et le danger que ces métaux représentent pour les organismes vivants, en particulier les plantes, une brève

description des principaux métaux traces considérés dans cette thèse est présenté dans le Tableau 1-1.

Tableau 1-1. Brève description des six éléments traces métalliques analysés dans la présente thèse.

Elément	Brève description
Arsenic (As) (Kumpiene et al., 2008). (Seaman et al., 2001).	As est un métalloïde du groupe VA et de la période 4 et qui n'a pas de fonction biochimique connue. Il se trouve dans une grande variété de minéraux, principalement sous forme d'As ₂ O ₃ , et accompagne souvent les minerais contenant principalement du Cu, du Pb, du Zn, de l'Ag et de l'Au. Dans les sols, il se présente principalement sous forme d'arséniate (AsO ₄ ³⁻) et d'arsénite (AsO ₃ ³⁻).
Cadmium (Cd) (Chrastny et al., 2015)	Cd est un métal de transition dont le numéro atomique est le 48, une masse atomique de 112,4, une densité de 8,65 g/cm. Sans aucune fonction biologique connue pour les organismes supérieures, il figure parmi les trois principaux métaux lourds toxiques. Il accompagne généralement les minerais de Zn, Pb et Cu.
Cobalt (Co) (Diedhiou et al., 2022)	Le numéro atomique du Co est le 27, avec une masse atomique 59, naturellement il provient de la roche mère. Le Co est un oligoélément essentiel qui joue un rôle dans la formation des bactéries symbiotiques responsables de la fixation de l'azote au niveau des nodosités des cultures légumineuses. Il accompagne souvent les minerais de Cu et se retrouve sous forme de sulfate, sulfure ou oxydes.
Cuivre (Cu) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)	Métal de transition de la période 4 et du groupe IB du tableau périodique, le Cu possède un numéro atomique de 29, une masse atomique de 63,5, une densité de 8,96 g·cm ⁻³ . Le Cu, troisième métal le plus utilisé au monde, est un micronutriment essentiel pour la croissance des plantes et des animaux. Un excès de cuivre peut entraîner des effets toxiques, tels que l'anémie, des dommages au foie et aux reins. Il se présente sous forme de sulfates, sulfures, oxydes et carbonates.
Plomb (Pb) (Qi et al., 2018) (Dotaniya et al., 2020)	Le Pb est métal de transition dont le numéro atomique est 82 et la masse atomique de 207,2. Il est sans fonction biochimique connue chez les organismes vivants. Il est reconnu comme un polluant dangereux en raison de sa forte toxicité. La galène (PbS) est le principal minerai de Pb mais il existe également plusieurs formes de minerais sulfurés et carbonatés.
Zinc (Zn) (Njinga et al., 2013)	Le Zn est métal de transition, possède un numéro atomique de 30, une masse atomique de 65,4, une densité de 7,14 g/cm. Le Zn est un micronutriment qui favorise la croissance des plantes. La blende ou sphalérite (ZnS) est le principal minerai de Zn mais il existe plusieurs formes sulfurées, oxydées ou carbonatées.

La toxicité due à un excès de concentration des métaux dans le sol est fortement liée à la mobilité de ceux-ci, c'est-à-dire leur capacité à se déplacer entre différents

compartiments du sol (formes échangeables, minéraux, oxydes/hydroxydes, molécules organiques), principalement la capacité de passer dans la solution du sol. De ce fait, les formes de métaux mobiles, ou labiles, ou disponibles, peuvent être absorbées par les êtres vivants (fraction biodisponible), principalement les racines des plantes (phytodisponible) (Violante et al., 2010 ; Laghlimi et al., 2015). La biodisponibilité dépend à la fois des formes chimiques de l'élément dans le sol et de la capacité d'absorption de l'organisme (Lienard et al., 2014). Ainsi, même si un élément est présent en grande quantité dans le sol, le risque d'absorption par les plantes peut être limité si sa disponibilité reste faible.

La mobilité des métaux dans le sol est influencée par divers paramètres, notamment (Violante et al., 2010) :

- **Le pH** : la solubilité de la plupart des métaux augmente avec l'acidité du sol (c'est-à-dire des pH faibles). Inversement à un pH neutre ou alcalin (élevé), les métaux ont tendance à précipiter sous formes de composés insolubles, le rendant ainsi moins mobiles (Alloway, 1995).
- **La capacité d'échange cationique (CEC)** : est une mesure de la capacité du sol à retenir les cations, y compris les ions métalliques. En général, les métaux ont une grande affinité avec les argiles, les oxydes de fer, d'aluminium, de manganèse ou les carbonates, les phosphates. Ces éléments dans le sol favorisent l'immobilisation des métaux, car ils possèdent une charge électro négative qui leur permet de former des liaisons réversibles avec les cations métalliques. Un sol avec une CEC élevée peut retenir plus de métaux, limitant ainsi leur mobilité (Alloway, 1995, Liénard et al., 2014).
- **La teneur en matière organique (MO)** : sous l'action d'agents chélatants, les métaux peuvent être complexés. Les composés organiques, tels que les acides humiques et fulviques, forment des complexes stables avec les ions métalliques par immobilisation réduisant ainsi la biodisponibilité. Toutefois, dans certain cas la mobilité augmente si les complexes restent solubles ou comme c'est le cas avec certains acides organiques exudés par les racines des plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).
- **Le potentiel redox (Eh)** : le potentiel redox détermine les conditions oxydantes ou réductrices du sol, influençant la forme chimique des métaux. Par exemple, dans des conditions réductrices (faible Eh), certains métaux peuvent précipiter sous forme de sulfures, réduisant leur mobilité. En revanche, des conditions oxydantes peuvent les rendre plus solubles (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). D'autres éléments au contraire, sont plus mobiles en conditions réductrices.
- **La température** : la température influence les réactions chimiques et biologiques dans le sol. À des températures plus élevées, les réactions de dissolution, de complexation et de précipitation des métaux peuvent être accélérées. De plus, l'activité microbienne augmente, ce qui peut modifier la biodisponibilité des métaux (Kumpiene et al., 2008).

- **L'activité microbienne** : les micro-organismes dans le sol transforment les métaux. Ils peuvent par exemple, réduire ou oxyder les métaux, modifier le pH local ou décomposer la matière organique, influençant ainsi la complexation et la biodisponibilité des métaux. Par conséquent un sol avec une activité microbienne élevée peut modifier les formes chimiques des métaux, rendant certains métaux plus disponibles ou moins disponibles pour l'absorption par les plantes.

La connaissance de la mobilité et de la biodisponibilité des ETM est nécessaire pour l'évaluation des risques pour l'environnement étant donné qu'une simple détermination des teneurs totales ne suffit pas pour définir leurs impacts (Reible, 2014).

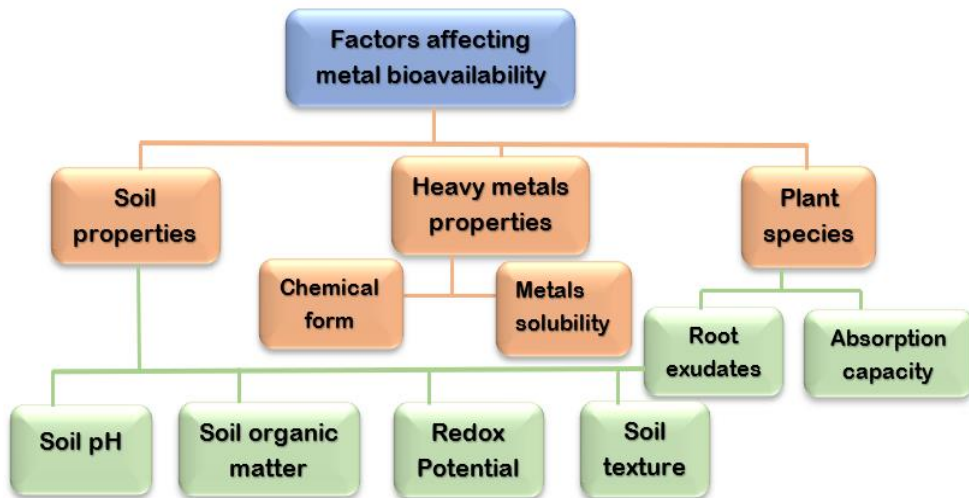


Figure 1-1. Facteurs affectant la biodisponibilité des métaux traces dans les sols et plantes.

1.2.2. Arc Cuprifère Katangais et exploitation minière

L'arc cuprifère katangais (ACK), est une région « géologique » localisée dans le Sud-Est de la République Démocratique du Congo (Figure 1-2). Il s'étend entre les provinces du Haut-Katanga et du Lualaba, où il s'étale sur 500 km de longueur (de Sakania à Kolwezi) et environ 50 km de largeur (Robert, 1954 ; Cailteux et *al.*, 2005). Le profil de la région provient premièrement de plissements qui ont provoqué il y a environ 600 millions d'années des cassures laissant ressortir des écaïlles de minéralisation secondaire riches en métaux. Au quaternaire, les dernières cassures ont formé des dépressions qui ont isolé des collines constituant les gisements cuprifères actuels de l'Arc cuprifère katangais (Duvigneaud, 1958).

Le paysage de la région se compose de collines isolées dispersées dans une forêt claire. Certaines de ces collines sont riches en minerais, principalement en cuivre et cobalt, mais aussi en d'autres métaux d'intérêt tels que le zinc, le manganèse,

l'uranium, et le nickel (Cailteux et al., 2005). Les teneurs naturelles en cuivre dans les sols peuvent atteindre $10\,000\text{ mg.kg}^{-1}$ et pour le cobalt $1\,000\text{ mg.kg}^{-1}$, ce qui est environ 500 fois supérieur aux sols non minéralisés du *Miombo* (Malaisse et al., 1994, Ngoy Shutcha et al., 2018, Mpinda et al., 2021). Ces collines sont colonisées par une végétation métallicole courte (Figure 1-3), composée d'une flore particulièrement adaptée aux fortes concentrations de métaux traces dans le sol. Cette flore, qualifiée de « flore cupricole » par Duvigneaud et Denaeyer De Smet (1963), est le résultat d'une pression de sélection exercée par les concentrations élevées en cuivre. Les travaux menés de 2005 à 2010 dans le cadre du projet REMEDLU (Remédiation Multiscale de Lubumbashi et Implantation d'un Troisième Cycle en Biologie Végétale et Environnement), ainsi que d'autres études postérieures, ont permis de mieux comprendre le rôle des autres métaux, notamment le cobalt, conduisant à la désignation de cette flore comme « flore cupro-cobalticole » (Faucon et al., 2010 ; Saad et al., 2012 ; Ilunga wa Ilunga et al., 2015).

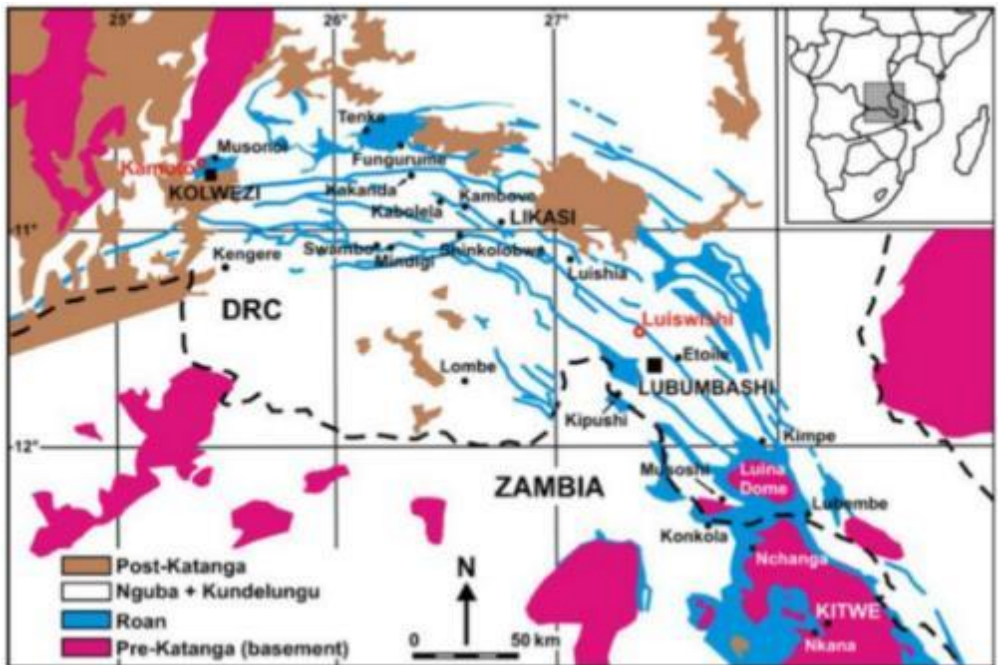


Figure 1-2. Localisation de l'arc cupricole katangais (Banze et al., 2020, adapté de Cailteux et al., 2005).



Figure 1-3. Vue d'un paysage de collines cuprocobaltifères minéralisées dans la concession de Tenke Fungurume Mining (Crédit photo : Sylvain Boisson).

Il a été constaté dans ces écosystèmes, une distribution non uniforme du cuivre et d'autres métaux apparentés (cobalt, manganèse, nickel et zinc) dans les collines, ce qui se marque par un gradient de teneur en cuivre, le long des pentes. En effet, le sol au sommet de la colline s'est développé sur les affleurements de roches mères riches en métaux et l'érosion a engendré une redistribution des particules des pentes supérieures vers les bas de versant (Seleck et al., 2013).

1.2.3. Impact de l'exploitation minière sur l'environnement dans l'ACK

Malgré les nombreux bénéfices économiques que la RDC a tiré de l'exploitation de ses ressources minières, de nombreux impacts négatifs sur l'environnement ont été générés dans l'ACK. En effet, de nombreuses publications (Tembo et al., 2006 ; Narendrula et al., 2012 ; Csavina et al., 2012 ; Atibu et al., 2013 ; Pourret et al., 2016 ; Mudimbi et al., 2017 ; Zhang et al., 2018 ; Mpinda et al., 2022) signalent que la pollution des sols, des eaux, et de l'atmosphère, ainsi que la perte de biodiversité figurent parmi les impacts négatifs de l'industrie minière sur l'environnement du Haut-Katanga. Leteinturier et al. (1999) avaient recensé dix types de perturbations engendrées par l'exploitation minière dans l'ACK (Figure 1-4). Ces concentrations sont liées à divers sites d'activités métallurgiques précoloniales, notamment les tranchées d'exploration, les mines à ciel ouvert, les dépôts de stériles, les ballasts des chemins de fer, les bassins de décantation, les accotements routiers contaminés par les minerais, les zones de lavage des roches extraites, ainsi qu'aux émissions de poussières et de gaz acidifiants provenant des usines de grillage des minerais. Les résultats des travaux publiés durant les deux dernières décennies montrent que cette typologie de la caractérisation des atteintes environnementales est toujours d'actualité (Kaniki, 2008 ; Kaniki & Tumba, 2019). La superficie exacte des sols contaminés par

l'activité minière n'est pas connue. Néanmoins, des publications récentes montrent que les sols ont été fortement affectés avec des niveaux de concentrations en métaux traces très élevés comparativement aux sols 'normaux', non affectés par les activités minières (Tableau1-2) (Pourret et al., 2016 ; Shutcha et al., 2018 ; Mpinda et al., 2022). Une augmentation significative des concentrations en métaux (As, Cd, Co, Cu, Pb, Zn) dans les sols contaminés par rapport aux sols non contaminés est observée dans plusieurs écosystèmes de l'ACK. Cette pollution est, souvent d'origine anthropique, issue des activités minières, qui ont modifié profondément la qualité des sols et ont des répercussions écologiques et sanitaires majeures. Par exemple, l'arsenic ($4,7 - 15 \text{ mg.kg}^{-1}$) et le cadmium ($0,02 - 0,48$), naturellement présent dans les sols en faibles concentrations mais dont les teneurs atteignent respectivement jusqu'à 300 et 45 mg.kg^{-1} dans les sols contaminés, soit une multiplication par plus de 20 fois pour l'As et 90 fois pour le Cd. Cette contamination est préoccupante, car ces métaux toxiques peuvent s'accumuler dans les plantes et contaminer la chaîne alimentaire (Tableau 1-2).



Figure 1-4. Principales sources de contamination due à l'exploitation minière à l'ACK. (A) : les retombées des rejets atmosphériques, (B) : Mine à ciel ouvert, (C) : remblais ou rejets miniers (D) : rejets liquides, (E) tailing ou bassin à rejet, (F) : Rail.

Tableau 1-2. Concentrations en métaux traces (mg.kg⁻¹) dans les sols non contaminés et les sols contaminés de l'ACK (D'après Pourret et al., 2016 ; Shutcha et al., 2018 et Mpinda et al., 2021).

Eléments	Sol non contaminé	Sol contaminé
As	4,7 – 15	25 – 303
Cd	0,02 – 0,48	15 – 45
Co	0,015 – 20	50 – 712
Cu	187– 220	500 – 50 000
Pb	5,4 – 40	100 – 1532
Zn	8,4 – 69	312 – 4280

Les impacts des activités minières dans l'ACK sur la pollution des cours d'eaux et des sédiments ont été étudiés par Manda et al. (2010). Ces recherches ont révélé des niveaux élevés de cuivre et de cobalt dans les effluents du complexe hydrométallurgique de Shituru à Likasi, ainsi que dans les poissons et le plancton des rivières et lacs adjacents. Les études de Atibu et al. (2013) ont évalué les concentrations de métaux (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Ag, Sn, Pb) dans les eaux et les sédiments des rivières Luilu et Musonoie à Kolwezi, montrant des concentrations en Cu et Co dépassant les normes de santé humaine et aquatique. Muhaya et al. (2017) ont également signalé une contamination par les métaux traces des sédiments des rivières Naviundu, Luano, et Ruashi à Lubumbashi, avec des niveaux élevés de As, Cu, Pb, Zn, Ba, Cr, Mn, et Fe, néfastes pour la vie humaine et aquatique. Mudimbi et al. (2017) ont trouvé des concentrations élevées de Pb et Cd dans les eaux des rivières Shinkolobwe, Lwisa, et Kasonga en raison des activités minières. Muimba et al. (2021) ont mesuré des niveaux plus élevés de Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, et U dans l'eau à proximité des industries minières que dans les zones de contrôle. Les études de Kalombo (2019) ont révélé des concentrations élevées de Cu, Co, Cd, Pb, Cr et Zn dans les muscles des poissons et les sédiments des cours d'eau, dépassant les normes de consommation humaine. De plus, à Kipushi, Mees et al. (2013) ont signalé que les eaux rejetées par la mine de Gécamines contenaient des niveaux élevés d'ETM, affectant la qualité de l'eau de la rivière Kafubu.

1.3. Remédiation des sites pollués en métaux traces

Les zones polluées en métaux traces sont caractérisées par la présence de concentrations élevées dans les sols, combinées à une mauvaise fertilité (c'est-à-dire une faible teneur en matière organique et en nutriments) peu favorable à la croissance de plantes, un niveau de compaction élevé et une faible capacité de rétention en eau (Walker et al., 2004 ; French et al., 2006). La toxicité induite par les concentrations

élevées en métaux traces donne souvent lieu à des paysages à couvertures végétales parsemées dans une matrice de sols dénudés (Tembo et *al.*, 2006). Ceci est particulièrement vrai pour les zones affectées par des dépôts aériens issus de la pyroméallurgie et les bassins de sédimentation (Festin et *al.*, 2019). Par ailleurs, les métaux traces ne peuvent pas être dégradés dans les sols et représentent une perturbation et une exposition à long terme (Huang et *al.*, 2018 ; Saxena et *al.*, 2019).

La remédiation des sites pollués en métaux traces a pour principal objectif de favoriser une réduction de leurs concentrations et de l'exposition humaine (Ali et *al.*, 2013 ; Li et *al.*, 2020). En effet, les dommages environnementaux causés par l'activité minière doivent faire objet d'une mitigation pour en atténuer les conséquences sur les différents compartiments de l'environnement et la santé des populations riveraines des sites affectées ainsi que celles qui y travaillent régulièrement (Zhang et *al.*, 2019). Pour ce faire, des méthodes physiques, chimiques et biologiques (Figure 1-5) ont été développées pour la remédiation des sites pollués par les activités minières (Bolan et *al.*, 2012 ; Nouri et Haddioui, 2016 ; Yassir et *al.*, 2016 ; Song et *al.*, 2022).

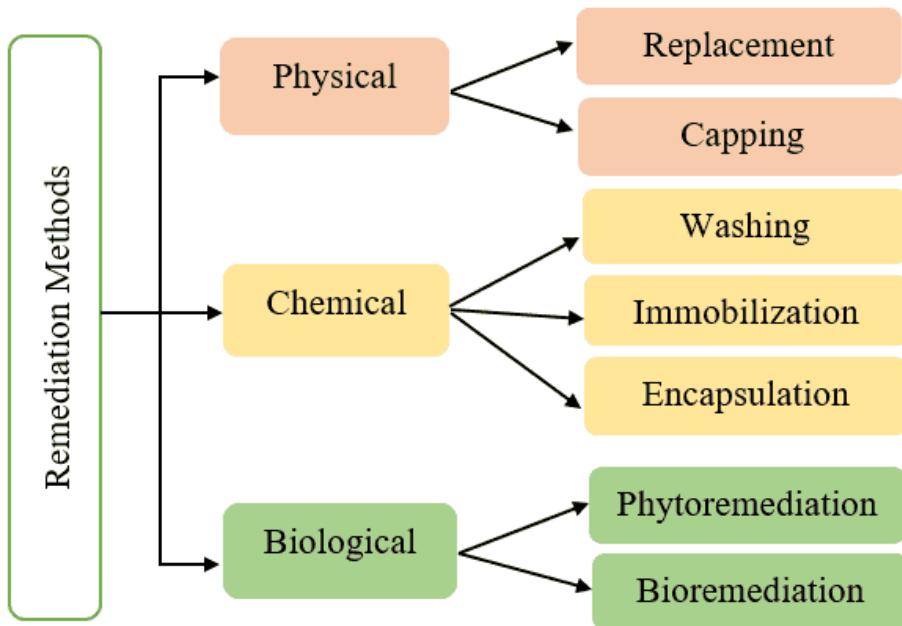


Figure 1-5. Illustration des méthodes de remédiation des sites contaminés. Adapté de Silva et *al.* (2023)

1.3.1. Méthodes physiques et chimiques de dépollution des sols

Les méthodes physiques et chimiques aussi appelées techniques conventionnelles, ont été largement déployées pour assainir les sols contaminés par des métaux. Cependant, cette approche classique est souvent coûteuse et peut entraîner des

dommages irréversibles de l'écosystème du sol (Alkorta, Becerril et Garbisu 2010, Song et al., 2022).

Les méthodes physiques de traitement des sols pollués reposent sur deux principes différents (Alloways, 1995, Adriano et al., 2001 ; Bolan et al., 2012) :

- L'immobilisation de la pollution, qui consiste à empêcher le transfert des polluants vers les autres compartiments du milieu naturel, sans pour autant les dégrader (excavation, confinement, mise en décharge, stabilisation, vitrification) (Adriano et al., 2001) et
- Le transfert vers un milieu plus facilement traitable, typiquement l'eau ou l'air par désorption thermique, *air sparging*, pompage et écrémage, ou par électroremédiation. La désorption thermique à haute température, par exemple est une technique couramment utilisée pour la remédiation de sols contaminés. Cette méthode assure une dépollution rapide, avec des études de cas indiquant que les sols et les eaux souterraines peuvent être traités en seulement six semaines (Söregård et al., 2020). Cette technologie d'assainissement physique repose principalement sur la volatilisation et la désorption pour éliminer les contaminants (Brusseau, 2019). Néanmoins, son utilisation est souvent associée à des coûts plus élevés par rapport aux autres approches (Ruiz et al., 2012 ; Silva et al., 2023) et son efficacité est limitée aux polluants volatils, c'est-à-dire pas aux métaux.

Les méthodes chimiques quant à elles reposent principalement sur des procédés qui mettent en jeu des produits chimiques soit en tant que réactifs d'oxydation ou de réduction, soit pour modifier la disponibilité et favoriser l'extraction, la lixiviation, la chélation ou au contraire pour favoriser l'immobilisation par précipitation (Yoon et al., 2006 ; Bolan et al., 2012).

Les méthodes physiques et chimiques présentent souvent l'avantage d'éliminer (exception faite des méthodes de stabilisation) les contaminants du lieu qui est traité plus rapidement et sont appropriées pour la remédiation des substrats fortement contaminés. Toutefois, elles restent très onéreuses et laborieuses à mettre en œuvre à grande échelle (Pulford et Dickinson, 2005). Compte tenu des inconvénients sur le plan économique et écologique des méthodes conventionnelles, les méthodes biologiques, principalement la phytoremédiation ont depuis longtemps été présentées comme une alternative prometteuse (Pilon-Smits, 2005).

Dans l'ACK, les rejets miniers et les zones contaminées s'étendent sur des milliers d'hectares, rendant les techniques physiques et chimiques de réhabilitation coûteuses et peu viables à grande échelle. Certaines méthodes, comme le lavage des sols, peuvent altérer la structure du sol et nuire aux écosystèmes locaux. D'autres, telles que le capping, nécessitent un entretien constant pour prévenir leur dégradation et, sans stratégie de réhabilitation écologique complémentaire, risquent d'échouer à long terme. Face à des concentrations élevées de métaux dans les résidus miniers et les sols pollués de cette région, une approche intégrée combinant des méthodes physiques, chimiques et biologiques pourrait offrir une solution plus efficace. Par exemple,

l'excavation des rejets suivie de leur valorisation industrielle par extraction des métaux permettrait de réduire la concentration en métaux, comme le suggèrent plusieurs études (Kaniki, 2008 ; Kitobo, 2009 ; Ngenda, 2010 ; Tshibanda, 2012). Ensuite, l'utilisation de techniques biologiques, telles que la phytostabilisation, contribuerait à pérenniser la dépollution en immobilisant les métaux dans le sol ou la biomasse végétale.

1.3.2. Les méthodes biologiques

Les méthodes biologiques consistent en l'utilisation d'organismes vivants dans les stratégies de remédiation des sites pollués. Elles ont pour objectif d'assurer la mise en place d'une couverture végétale capable de réduire l'exposition humaine aux métaux traces et d'améliorer ou de rétablir les fonctions des écosystèmes au sein des sites pollués (Efroymson et al. 2004 ; Ali et al., 2013). Ceci se fait au travers de projets de restauration ou de réhabilitation. Les projets de restauration ont pour but final de reconstituer ou assurer la remise en place (le retour) des écosystèmes et de leurs fonctions tels qu'ils existaient avant l'exploitation des sites (Chaney et al., 2010 ; Jianxu et al., 2012). La restauration s'applique donc pour des cas des dommages réversibles. Par contre, la réhabilitation a pour but d'améliorer la production des services et des fonctions des écosystèmes par l'installation d'écosystèmes sur des sites dont les dommages causés sont irréversibles ou dont les coûts de mise en œuvre sont très élevés (Efroymson et al. 2004). L'objectif de la réhabilitation est de répondre à l'urgence environnementale pour diminuer l'exposition humaine aux métaux traces (Ali et al., 2013).

Il existe deux grands groupes de méthodes biologiques : la bioremédiation et la phytoremédiation. **La bioremédiation** est l'utilisation de microorganismes pour le traitement des sols pollués in situ ou ex-situ. Elle s'applique principalement aux polluants organiques (hydrocarbures, etc.) avec des bactéries ou des champignons qui sont utilisés pour la dégradation des molécules considérées dangereuses afin de les rendre moins nocives (Bolan et al., 2012, Mahar et al., 2016). Son application pour les sites et sols pollués de l'ACK, nécessite une approche adaptée aux conditions locales. L'association de plusieurs techniques (phytoextraction, phytostabilisation, biostimulation microbienne) ainsi qu'une collaboration entre chercheurs, industries minières et autorités locales est essentielle pour maximiser son efficacité. Plutôt qu'une solution unique et rapide, la bioremédiation doit être intégrée dans une stratégie de restauration écologique à long terme (Pande et al., 2020). Malgré ses avantages (faible coût, réduction des impacts environnementaux et amélioration des services écosystémiques dans les traitements in-situ), plusieurs défis compromettent également son efficacité dans cette région. Il s'agit par exemple, de la présence de métaux traces hautement toxiques même à faible concentration comme l'arsenic et le cadmium qui peuvent limiter la croissance des plantes et micro-organismes impliqués dans la bioremédiation.

Ainsi, pour le rendre plus efficace et applicable dans le contexte de l'ACK, plusieurs actions peuvent être envisagées :

- La sélection et l'amélioration génétique d'espèces végétales tolérantes aux conditions locales (sécheresse, sols pauvres)
- L'association de plantes tolérantes avec des champignons mycorhiziens et des bactéries fixatrices d'azote pourrait améliorer la croissance des plantes et l'absorption des métaux.
- La combinaison de la phytostabilisation et de reboisement pour la stabilisation des sols par l'association des arbres et des graminées locales limiterait la dispersion des contaminants par érosion et améliorerait la structure des sols.

La phytoremédiation est définie comme la technique qui utilise les plantes pour éliminer, détoxifier, immobiliser les contaminants toxiques de l'environnement ou pour les rendre inoffensifs (Raskin *et al.*, 1997 ; Paz-Ferreiro, 2014 ; Elekes, 2014). Elle peut s'appliquer sur une large gamme de contaminants organiques (Cluis, 2004) et inorganiques (Vamerali *et al.*, 2010) avec des espèces de plantes sélectionnées sur base d'un certain nombre de critères (Tableau 1-3). Les techniques de phytoremédiation des sols sont incluses dans un concept plus large connues sous le nom de **phytotechnologies** et qui inclut toutes les technologies utilisant les plantes pour résoudre des problèmes environnementaux (Marmioli *et al.*, 2006). En plus de la phytoremédiation, on peut également citer d'autres méthodes et techniques comme les murs végétaux, les toits verts, les haies brise-vent, les marais filtrants, etc.

La phytoremédiation des sites pollués en métaux traces repose sur quatre techniques principales, adaptées en fonction de la nature du substrat et du type de polluant et dont la description est donnée dans les paragraphes ci-dessous (Mench *et al.*, 2003 ; Alkorta *et al.*, 2004 ; Vamerali *et al.*, 2010 ; Ali *et al.*, 2013 ; Subhashim *et al.*, 2013 ; Laghlimi *et al.*, 2015) : la phytoextraction, la phytostabilisation, la rhizofiltration et la phytovolatilisation. La Figure 1-6 montre une représentation schématique de la phytoremédiation.

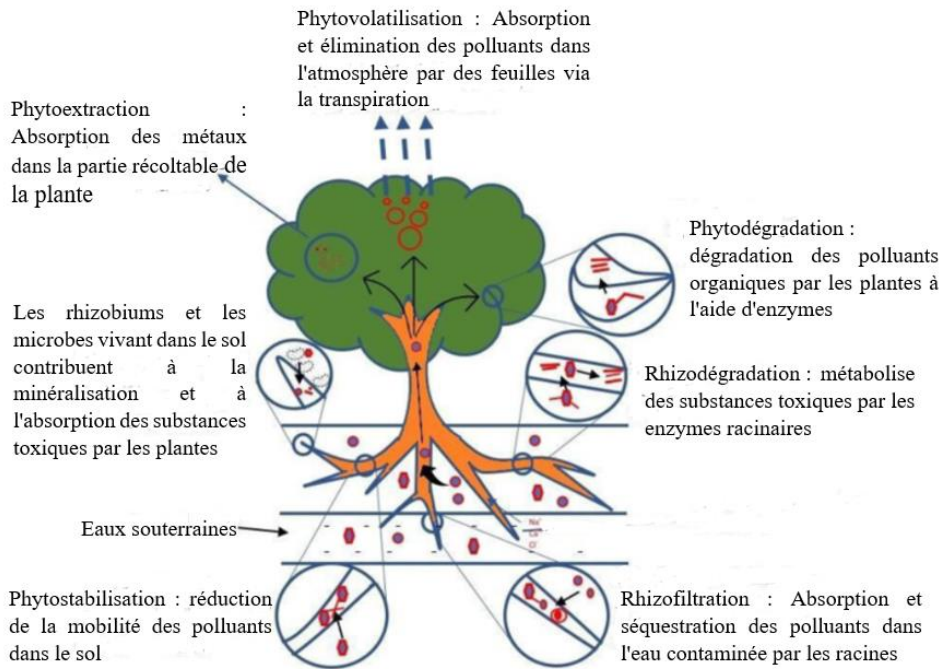


Figure 1-6. Les procédés de phytoremédiation et leurs fonctions associées. Adapté de Kafle et al. (2022).

La phytoextraction ou phytoaccumulation est l'utilisation des plantes pour extraire les métaux en traces d'un sol, de l'eau ou de sédiment dont les concentrations sont considérées comme toxiques ou présentent un danger en fonction des normes édictées. Dans le cas précis des métaux traces, la phytoextraction utilise des plantes accumulatrices ou hyperaccumulatrices pour traiter des sols pollués (Wang et al., 2004 ; Mahar et al., 2016). Le mécanisme de ce procédé, repose sur l'absorption des métaux par les racines de la plante, suivie de leur translocation vers les parties aériennes. Durant le transport, les métaux peuvent être stockés dans divers compartiments (vacuoles, parois cellulaires, membranes cellulaires ainsi que d'autres zones métaboliquement inactives des tissus végétaux) (Asgari Lajayer et al., 2019 ; Kafle et al., 2022). L'un des avantages liés à la phytoextraction réside dans sa viabilité commerciale, avec un coût de mise en œuvre inférieur aux autres techniques. De plus, comme les plantes couvrent le sol, l'érosion est également réduite. Cependant, considérant la faible biomasse des plantes hyperaccumulatrices et le délai nécessaire pour la réduction des teneurs en polluants, la phytoextraction est une technique plus généralement recommandée pour des sols faiblement ou moyennement pollués (Wang et al., 2004).

La phytostabilisation est l'utilisation des plantes pour stabiliser ou immobiliser les contaminants toxiques dans l'environnement des racines et éviter leur dispersion

environnementale. Elle réduit les risques présentés par un sol contaminé en diminuant la mobilité et la migration des contaminants à l'aide de plantes, éventuellement en combinaison avec des amendements du sol (Vangronsveld et Cunningham, 1998). L'utilisation d'amendements combinée à la phytostabilisation diminue significativement la phytodisponibilité des contaminants, réduisant ainsi leur toxicité et facilitant la revégétalisation des sites pollués (Vangronsveld et al., 2009). L'installation d'une couverture végétale permanente diminue les migrations des polluants vers les eaux souterraines et empêche la dispersion des particules par érosion éolienne et hydrique dans les sites autrefois nus ou à végétation clairsemée (Berti et Cunningham, 2000 ; Pilon-Smits, 2002). Il est à noter que la phytostabilisation est principalement utilisée pour des situations de pollutions sévères pour lesquelles l'extraction peut prendre beaucoup de temps (Berti et Cunningham, 2000).

La rhizofiltration est une technique de phytoremédiation qui utilise les racines des plantes dans une zone saturée pour éliminer les contaminants présents dans les eaux usées, les eaux souterraines ou les eaux de surface. Ce procédé fait référence à l'absorption, à la concentration et à la précipitation des contaminants sur les racines ou sur d'autres organes submergés des plantes aquatiques capables de tolérer les métaux (Nikolić & Stevović, 2015). Cette technique repose sur l'adsorption sur ou l'absorption des contaminants par les racines des plantes, permettant ainsi de purifier les ressources en eau souterraines ou de surface. En général, ce sont des plantes aquatiques qui sont utilisées en rhizofiltration. La rhizofiltration des sites aquatiques contaminés par des métaux lourds peut provoquer la précipitation de ces métaux au niveau des racines, où ils sont ensuite fixés sous une forme insoluble. Par exemple, des plantes comme le tournesol et la moutarde sont capables de filtrer l'eau contaminée par le plomb (Pb) en précipitant le phosphate de plomb directement dans leurs racines (Dushenkov et al., 1995). Ce procédé applique les mêmes principes que la phytoextraction pour les pollutions faibles et de phytostabilisation pour des pollutions élevées.

La phytovolatilisation consiste en la transformation des contaminants par les plantes en composés volatiles moins toxiques (Lone et al., 2008). Le principe est d'assurer une absorption des contaminants par les plantes qui vont assurer leur volatilisation dans l'atmosphère au travers des feuilles (Pilon-Smits, 2005). La phytovolatilisation se déroule en plusieurs étapes : les plantes absorbent d'abord les contaminants présents dans le sol, puis les transforment en formes plus volatiles, qui sont ensuite libérées dans l'atmosphère. Cette méthode est particulièrement efficace lorsque les contaminants volatilisés sont moins toxiques une fois transférés du sol à l'air, et elle s'applique principalement aux polluants organiques (Limmer et Burken, 2016). Certains composés peuvent se volatiliser directement à partir des tiges et des feuilles, tandis que d'autres résultent d'interactions entre les racines et le sol.

Considérant les objectifs de chacune des techniques décrites dans les paragraphes ci-dessus, le succès d'un projet de phytoremédiation repose sur la sélection d'espèces de plantes et d'amendements adaptés.

Tableau 1-3. Objectifs et critères de sélection des plantes utilisées pour les différentes techniques de phytoremédiation (Garbisu et Alkorta, 2001 ; Mench et al., 2003 ; Alkorta et al., 2004 ; Vamerali et al., 2010 ; Bolan et al., 2011 ; Ali et al., 2013 ; Laghlimi et al., 2015).

Technique	Critères de sélection des espèces végétales
Phytoextraction (extraction des métaux du sol et accumulation dans les parties aériennes)	• Capacité d’(hyper-)accumulation des métaux traces et/ou d’autres polluants ; • Tolérance aux concentrations élevées en métaux traces dans le sol ; • Grande capacité de translocation des métaux traces des parties souterraines vers les parties aériennes ; • Forte production de biomasse pour maximiser l’extraction ; • Facilité de récolte et gestion des résidus végétaux contaminés • Résistance aux stress environnementaux (sécheresse, pH extrême, toxicité des métaux) ; • Propriétés répulsives des herbivores pour éviter la contamination de la chaîne alimentaire.
Phytostabilisation (immobilisation des métaux dans le sol pour réduire leur mobilité)	• Tolérance aux fortes concentrations en métaux traces dans le sol ; • Faible capacité de translocation des métaux traces des parties souterraine vers les parties aériennes ; • Croissance rapide et développement racinaire dense pour fixer les polluants ; • Culture facile et recouvrement du sol rapide ; • Capacité à améliorer la structure et la fertilité du sol ; • Plantes vivaces pour assurer une couverture végétale permanente. • Association avec des microorganismes favorisant la stabilisation (ex. mycorhizes, bactéries rhizosphériques)
Rhizofiltration (filtration des métaux dans l’eau par les racines)	• Tolérance aux concentrations élevées en métaux traces dans l’eau ; • Tolérance d’hypoxie ; • Développement racinaire important en milieu aquatique ou semi-aquatique ; • Forte capacité d’adsorption et d’absorption des contaminants (ex. métaux, nitrates, phosphates)
Phytovolatilisation (absorption des métaux et évaporation sous forme gazeuse)	• Tolérance aux concentrations élevées en métaux traces dans le substrat ; • Capacité à absorber et transformer les contaminants en composés volatils ; • Forte transpiration pour maximiser l’émission des polluants volatilisés ; • Tolérance aux contaminants absorbés ;

1.3.3. Evaluation de l'efficacité d'un projet de phytoremédiation

L'objectif d'un projet de phytoremédiation est de réduire l'exposition humaine aux métaux traces à travers l'installation d'une végétation adaptée aux contraintes du site et aux objectifs. Par ailleurs, la phytoremédiation devrait permettre l'installation d'un écosystème viable et fonctionnel. L'évaluation du succès ou de l'efficacité à terme doit donc intégrer des indicateurs de la performance des plantes et des amendements quant à leur capacité à limiter la dispersion des métaux (ADEME, 2012) et à remplir les services attendus de l'utilisation des sols.

En ce qui concerne la végétation, les mesures de la performance à moyen ou long terme doivent intégrer les aspects suivants :

- L'installation permanente d'une couverture végétale capable d'assurer un recouvrement du sol suffisamment dense que pour empêcher ou limiter l'érosion éolienne et hydrique.
- L'amélioration du niveau de biodiversité et des fonctions des écosystèmes mis en place dans les sites pollués. Ceci peut inclure des mesures de l'accroissement en biomasse, en richesse spécifique (flore, faune, microorganisme, etc.)
- La capacité de la végétation à accumuler les métaux dans les parties aériennes ou au contraire de les contenir dans le sol en fonction des objectifs des techniques utilisées, phytoextraction ou production de végétaux sains.

En ce qui concerne les amendements utilisés, les mesures de performance suivantes sont proposées dans la littérature :

- La capacité des amendements à maintenir des faibles niveaux de mobilité des éléments dans le sol et à réduire leurs translocations vers les parties aériennes. Ceci est vrai pour les techniques basées sur le confinement des métaux dans le site, les techniques basées sur l'extraction devant favoriser le transfert des métaux traces du sol vers les parties aériennes.
- L'amélioration durable de la fertilité des sols au travers l'accroissement de la concentration en matière organique et en nutriments (N, P, K, Ca, Mg, etc.) pour les plantes.

Pour améliorer l'évaluation de la capacité des plantes à limiter la translocation et celle des amendements à réduire la mobilité des métaux, un certain nombre d'indices sont utilisés. On peut citer le Facteur de Bioconcentration (BCF) et le Facteur de Translocation (TF) qui mesurent respectivement la quantité de métaux prélevée du sol et transloquée vers les parties aériennes et la quantité des métaux transloquée vers les parties aériennes par rapport à celle prélevée par les racines des plantes (Ali et al., 2013 ; Maiti & Kumar, 2016 ; Yang et al., 2015). Ces critères sont également largement utilisés dans les travaux de sélection des espèces candidates à la

phytoremédiation et sont assez simples à calculer. Ces deux indices sont calculés comme suit (Yang et al., 2015) :

$$\text{Facteur de bioconcentration (BCF)} = C_{\text{aérienne}} / C_{\text{sol}}$$

$$\text{Facteur de Translocation (TF)} = C_{\text{aérienne}} / C_{\text{racine}}$$

Où $C_{\text{aérienne}}$ = Concentration dans les parties aériennes des plantes, C_{racine} = Concentration dans les racines et C_{sol} = Concentration dans le sol.

En ce qui concerne l'évaluation des risques pour la santé humaine, de nombreuses études évaluent un site, réhabilité ou non, en comparant les valeurs des concentrations obtenues dans les sols et les plantes par rapport à des valeurs de références locales, nationales, régionales ou des standards internationaux (ex : les valeurs de référence de l'OMS, de la FAO, etc.). De cette façon, des recommandations peuvent être faites sur les risques associés à la consommation des denrées alimentaires produits sur ces sites (Mitra et al., 2022). Au-delà de la simple comparaison à des tableaux de normes, certaines études utilisent des indices plus spécifiques qui recommandent des quantités de produits à consommer en 'sécurité' en fonction des concentrations des métaux dans les tissus ainsi que des risques liés à leurs caractéristiques toxicologiques. On peut ici citer les indices de consommation journalière ou hebdomadaire sécurisée (en anglais : *Safe Daily or Weekly Consumption*) qui se calculent suivant l'équation suivante (Pelkonen et al., 2008) :

$$\text{Consommation Hebdomadaire Sécurisée (SWC)} = \text{SWI} \times C$$

Où SWI = Ingestion Hebdomadaire sécurisée (en anglais *Safe Weekly Intake*), C = Concentration de l'élément dans l'organe considéré. Les valeurs de SWI peuvent être trouvées dans les documents de référence publiés par FAO & OMS (2016). Que ce soit le *Codex alimentarius* de la FAO ou les normes liées aux règlements européens sur les teneurs admissibles dans les denrées alimentaires par exemple, les valeurs seuils qui sont données sont (1) calculées sur base des teneurs hebdomadaires tolérables d'ingestion (en mg/kg de masse corporelle d'un individu) et d'estimation de l'assiette moyenne que mange la population, et (2) s'appliquent surtout à des fins de commercialisation de ces produits. Un modèle spécifique à une région devrait donc tenir compte de l'assiette propre à la population ciblée.

Les modèles d'analyse de risques liés à l'usage d'un site contaminé vont généralement encore plus loin dans la description des mécanismes en intégrant aux risques liés à la consommation des denrées ceux liés à l'usage du site contaminés. En plus des quantités ingérées par l'alimentation, l'individu peut subir des contaminations par ingestion ou inhalation de particules, par contact dermique... La complexification des modèles demande alors la connaissance ou l'estimation de paramètres nombreux.

Il est important de rappeler qu'il existe de nombreux indices qui permettent de porter un jugement sur la dangerosité globale d'un site pollué. Ces indices sont d'autant plus importants lorsqu'il s'agit de pollutions polymétalliques (Håkanson, 1980, Duodou et al., 2016, Hamid et al., 2022). Parmi les plus utilisés on peut citer le facteur d'enrichissement (EF), le facteur de contamination (CF), le degré de contamination (CD), l'indice de pollution (PI) et l'indice de risque écologique potentiel (RI). Ces indices fournissent une information synthétique sur l'état environnemental des sites en comparant les niveaux de contamination à des standards d'absence de contamination, certains globaux, d'autres plus locaux (fonds pédogéochimiques locaux). En particulier, l'indice de Risque Ecologique peut être utile pour éclairer une prise de décision sur la gestion des sites en phytoremédiation car il intègre une dimension de risque écologique. Le RI est calculé selon la formule ci-dessous (Hamid et al., 2022) :

$$RI = \sum Er$$

$$Er = CF \times Tr$$

Où RI = Indice de risque écologique potentiel ; Er = Facteurs écologiques (pour chaque métal) ; Tr = le facteur de réponse toxicologique pour une substance donnée et CF est le facteur de contamination. Les valeurs Tr des métaux lourds sont fournis par Håkanson (1980). Le CF est calculé suivant la formule suivante :

$$CF = C_{\text{échantillon}} / C_{\text{référence}}$$

Où $C_{\text{échantillon}}$ = Concentration de l'élément dans l'échantillon et $C_{\text{référence}}$ = Concentration de l'élément dans le fond géochimique de référence.

En fonction des valeurs de RI, les sites peuvent être catégorisés en : RI < 150 = faible risque ; $150 \leq RI < 300$ = risque modéré ; $300 \leq RI < 600$ = risque considérable ; $RI \geq 600$ = risque très élevé (Hamid et al., 2022). Toutefois, même si le RI est utilisé par différents auteurs pour caractériser le risque écotoxicologique de sols, il a été développé pour des eaux et de ce fait doit être considéré avec certaines précautions et pourrait ne pas avoir de valeur ajoutée par rapport aux autres index.

Il peut néanmoins s'avérer intéressant de tester l'utilisation des différents indices dans l'évaluation à terme des risques sanitaires et écologiques associés aux sites qui ont fait l'objet de phytoremédiation. Les conditions d'utilisation de ces indices pour l'évaluation du succès de la phytoremédiation devraient être bien définies, tenant compte de la diversité des techniques et de leurs objectifs.

On peut aussi noter qu'il y a très peu d'études disponibles dans la littérature qui présentent des résultats et des évaluations des projets de phytoremédiation sur le long terme. La grande majorité des études disponibles présentent des résultats d'expérimentations sous serres ou au champs dont la durée varie de quelques mois à deux ou trois ans. Dans ce contexte, il y a une réelle nécessité de réaliser des

observations de plus longue durée afin d'évaluer les performances des procédés sur la réduction des risques d'exposition.

Par ailleurs, en ce qui concerne les bénéfices de la végétalisation des sites pollués, il s'avère important d'évaluer les services potentiels à la population, en plus de la fonction de réduction de l'exposition aux métaux traces. Il est recommandé d'installer des écosystèmes dans lesquels les combinaisons de traits d'espèces utilisées permettent d'améliorer la production des services. Dans ce contexte, il est recommandé de combiner l'introduction d'espèces ligneuses avec des espèces herbacées réputées plus tolérantes aux conditions de fortes concentrations en métaux traces. La mesure de la performance de la phytoremédiation devrait dans ce cas prendre en compte des critères de production de services écosystémiques comme soutien au bien-être des communautés riveraines.

1.3.4. Définition des critères de performance de la phytoremédiation

En plus des indices mentionnés dans les paragraphes ci-dessus, il existe d'autres critères clés qui doivent être pris en compte. Ces critères englobent la sélection des plantes, les mesures d'efficacité, les incidences sur l'environnement et les facteurs qui influencent la performance, ce qui contribue collectivement à une évaluation complète des stratégies de phytoremédiation (Tableau 1-4).

Tableau 1-4. Résumé des critères de performance de la phytoremediation (; Saxena et al., 2019 ; Raza et al., 2020 ; Lavanya et al., 2024 ; Meshcheryakova, et al., 2024 ; Wang et al., 2024)

Critères de performance	Description	Indicateurs	Facteurs influençant la performance
Efficacité d'extraction (Phytoextraction)	Capacité des plantes à accumuler et extraire les métaux du sol par les racines et à les stocker dans la biomasse aérienne.	Facteur de bioconcentration (BCF), Facteur de transfert (TF), concentration de métaux dans la biomasse sèche, accumulation dans les tissus végétaux	Type d'espèce végétale (hyperaccumulatrices ou non), biodisponibilité des métaux, pH et matière organique du sol, interactions avec les microorganismes du sol.

Tolérance des plantes aux métaux	Aptitude des plantes à survivre et se développer en présence de niveaux élevés de métaux sans altération physiologique majeure.	Taux de survie, croissance (biomasse aérienne et racinaire), contenu en chlorophylle, production de biomarqueurs de stress (proline, enzymes, antioxydantes).	Mécanismes de résistance (complexation, chélation, compartimentation vacuolaire), type de polluant (métaux traces, hydrocarbures, pesticides), conditions climatiques et édaphiques.
Stabilisation et immobilisation des polluants (Phytostabilisation)	Capacité des plantes à réduire la mobilité et la biodisponibilité des contaminants en les immobilisant dans les racines ou en modifiant les conditions du sol.	Diminution des fractions biodisponibles des contaminants, mesures de stabilisation chimique dans le sol (extraction séquentielle), modification du pH et de la matière organique du sol.	Type d'espèce végétale utilisée (espèces à système racinaire profond), capacité de sécrétion de composés rhizosphériques, présence de mycorhizes et bactéries symbiotiques.
Biodisponibilité des métaux traces	Fraction du métal accessible aux plantes pour l'absorption.	Mesures chimiques de biodisponibilité (extraction séquentielle, fraction échangeable), interactions sol-métaux, influence du pH et de la matière organique.	pH du sol, Capacité d'échange cationique, Présence d'agents complexant (exsudats racinaires, chélateurs naturels).

Impact environnemental	Effets secondaires sur la biodiversité du sol et les écosystèmes adjacents.	Évaluation de la toxicité des sols après traitement, Mesures de diversité microbienne, effets sur les organismes du sol et sur la faune locale.	Présence de métabolites toxiques, modifications du microbiome du sol, effet sur la disponibilité des nutriments pour d'autres plantes.
Durée du traitement	Temps nécessaire pour atteindre un niveau de décontamination acceptable en fonction des objectifs de réhabilitation du site.	Cinétique d'accumulation des métaux dans la biomasse, taux de réduction de la contamination dans le sol, modélisation des flux de contaminants.	Type de polluant (certains métaux sont plus difficiles à extraire), taux de croissance des plantes, conditions climatiques et hydriques.
	Viabilité économique et logistique de la mise en œuvre de la phytoremédiation par rapport à d'autres techniques de dépollution.	Coût des plantes et de leur entretien, rentabilité de la valorisation des biomasses, coût du suivi et du traitement des sols après culture.	Superficie à traiter, disponibilité des espèces adaptées, réglementation environnementale, comparaison avec d'autres techniques (excavation, traitements physico-chimiques).

1.3.5. Diversité Fonctionnelle de la végétation dans les systèmes reconstruits lors de la phytoremédiation par comparaison aux systèmes naturels

La diversité fonctionnelle de la végétation, est définie comme l'ensemble des traits physiologiques, morphologiques et phénologiques des espèces présentes dans un écosystème. Elle joue un rôle clé dans la résilience et le fonctionnement des écosystèmes (Qin et al., 2016 ; Bonnilla-Valencia et al., 2022). Dans le cadre de la phytoremédiation, les systèmes reconstruits diffèrent fondamentalement des systèmes naturels en termes de composition spécifique, de structure et de dynamique fonctionnelle (Guidi Nissim et al., 2023). Dans les écosystèmes naturels, la végétation

s'établit progressivement en fonction des conditions édaphiques, climatiques et biotiques, conduisant ainsi à une diversité fonctionnelle optimisée par la sélection naturelle. Cette diversité favorise la complémentarité des espèces dans l'utilisation des ressources (lumière, eau, nutriments) et augmente la résilience face aux perturbations (Gerra-Inohosa et al., 2023). Alors que dans les systèmes reconstruits par phytoremédiation, la diversité fonctionnelle est généralement restreinte, car les espèces sont sélectionnées en fonction de leur tolérance aux contaminants et de leur capacité à stabiliser, extraire ou dégrader les métaux (Garbisu et al., 2019). Cela entraîne une homogénéisation fonctionnelle et une réduction de la complémentarité écologique (Hassan et al., 2024). En effet, pour améliorer la diversité fonctionnelle dans les systèmes de phytoremédiation, il est essentiel de mélanger d'une part des plantes hyperaccumulatrices avec des espèces fixatrices d'azote ou mycorhiziennes qui favorise la récupération des sols et limiter la compétition (Kafle et al., 2022). D'autre part, il faut intégrer progressivement des espèces natives tout en faisant un suivi à long terme de cette diversité fonctionnelle pour ajuster les espèces plantées en fonction de l'évolution du sol et de la dynamique des contaminants, ceci aura pour conséquence de favoriser une transition vers un système plus équilibré et durable (Feng et al., 2025). Par ailleurs, même si les systèmes reconstruits peuvent améliorer certains aspects de la diversité végétale, ils peuvent ne pas reproduire entièrement les interactions complexes et la diversité phylogénétique que l'on trouve dans les écosystèmes naturels, qui sont cruciales pour la stabilité et la résilience écologique à long terme (Sobral & Magrath, 2019).

1.3.6. Les projets de phytoremédiation dans l'ACK

Il a été constaté que les sols contaminés dans les villes de l'ACK, présentent des concentrations très élevées en métaux traces et la technique de phytostabilisation apparaît mieux indiquée que la phytoextraction (Mpundu, 2010, Shutcha et al., 2010, Mahar et al., 2015). Les études de Leteinturier et al. (1999) et Boisson et al. (2016), ont suggéré quelques espèces herbacées qui peuvent aider à la phytoremédiation dans la région. Ainsi donc, les travaux de Shutcha et al. (2010, 2015) ont montré que l'utilisation (1) d'amendements calcaires combinés à du compost organique et appliqués à un sol contaminé en métaux traces (As, Cd, Cu, Co, Pb, Zn) suite aux retombées des fumées de la fonderie de l'usine Gécamines de Lubumbashi, et (2) de *Microchloa cupricola*, plante cupricole locale, a favorisé la reprise d'un couvert végétal. Mpundu et al. (2018) ont observé une bonne levée et croissance des espèces ligneuses (*A. adiantifolia*, *L. leucocephala* et *A. auriculiformis*) sur les essais de phytostabilisation conduits en conditions contrôlées, ceci par l'élévation du pH et la diminution des teneurs disponibles et solubles en ETM grâce l'application d'amendements calcaires et de compost. Mwanasomwe et al. (2022) ont montré l'intérêt d'application d'amendements dans les parcelles d'habitation des habitants du quartier Penga Penga, qui a permis l'installation d'espèces d'arbres et ainsi amélioré les services écosystémiques (approvisionnement, brise vent et ombrage). En outre il a montré que l'installation à grande échelle de la phytostabilisation avec application

d'amendements dans le *tailling* de Kipushi a permis la survie quinze ans après d'espèces d'arbres plantés et facilité la régénération et la colonisation d'espèces herbacées (Mwanasomwe et al., 2022).

1.4. Problématique, objectifs et stratégie de recherche

1.4.1. Problématique

L'industrie minière, bien qu'elle génère des ressources financières et des emplois, engendre également d'importants déchets miniers, sources de contamination environnementale en métaux. Dans l'Arc Cuprifère du Katanga (ACK), des études antérieures menées dans la région de Lubumbashi ont révélé une contamination des sols, de l'eau et de l'air par des métaux traces liés aux activités minières (Mbenza et al., 1989 ; Mpundu, 2010 ; Narendrula et al., 2012 ; Pourret et al., 2016 ; Mpinda et al., 2022). Des recherches ont été entreprises pour améliorer les conditions de vie des populations locales. Ces recherches visent d'une part à développer des techniques innovantes permettant une production agricole saine sur ces sols contaminés, et d'autre part, à mettre en œuvre des phytotechnologies pour limiter la dispersion des métaux dans l'environnement (Mpundu et al., 2013 ; 2014 ; Shutcha et al., 2015 ; Mununga et al., 2024). Plusieurs études (Shutcha et al., 2010, 2015 ; Boisson et al., 2015, 2016 ; Faucon et al., 2016 ; Mpundu et al., 2018 ; Mwanasomwe, 2022) se sont concentrées sur l'utilisation d'espèces herbacées tolérantes de la flore cuprocobalticole locale et d'espèces ligneuses dans des stratégies de phytoremédiation, en vue d'une installation durable de couverture végétale. Ces approches ont montré leur efficacité en limitant la dispersion des métaux et en favorisant la fourniture de services écosystémiques (fruits comestible, bois énergie, brise-vent, régulation de la température locale, etc.). Cependant, aucune évaluation à long terme de l'efficacité de ces procédés n'a encore été réalisée, ce qui limite leur application à grande échelle au sein de l'ACK.

Des auteurs suggèrent que pour évaluer l'efficacité à long terme des procédés de remédiation, des indices et paramètres de suivi spécifiques soient employés (ADEME, 2012 ; Kumar et al., 2019 ; Kowalska et al., 2016 ; Kumar et al., 2021). Cela permet de minimiser les risques de transfert de contaminants tout au long de la chaîne sol-plante-herbivore, et ainsi d'assurer une gestion durable de la pollution des sols (Boluspayeva et al., 2022). Les outils actuellement utilisés pour mesurer l'efficacité de ces procédés, tels que les indices de pollution et les paramètres physicochimiques du sol, ne tiennent pas toujours compte des dynamiques complexes des écosystèmes contaminés ni des interactions entre les plantes, les microorganismes et les métaux. Cette lacune limite la précision des évaluations et l'optimisation des stratégies de remédiation. Cette étude vise ainsi à répondre aux besoins d'une évaluation plus précise et pertinente, essentielle pour optimiser les efforts de remédiation des sols contaminés et assurer une gestion durable de l'environnement. La problématique se pose donc de savoir comment adapter les outils de mesure d'efficacité de la phytoremédiation pour qu'ils intègrent mieux les paramètres écologiques et les processus biologiques essentiels. Cela permettrait de garantir une évaluation plus

précise et plus fiable des interventions de remédiation, favorisant ainsi des solutions durables et adaptées aux conditions spécifiques de l'arc cuprifère Katangais.

Dans ce cadre, cette étude contribue à l'évaluation de l'efficacité des approches de la phytoremédiation des sols pollués en métaux traces à travers des outils de suivi des risques écologiques et des mécanismes d'immobilisation des métaux, tout en intégrant une analyse des interactions sols-plantes et des risques sanitaires associés à la consommation de végétaux cultivés sur ces sols.

1.4.2. Objectifs et questions de recherche

La recherche menée dans le cadre de cette thèse est centrée sur la question principale suivante : Quelle est l'efficacité, à moyen et long terme, des procédés de phytoremédiation des sols pollués par les métaux traces dans l'arc cuprifère katangais, et comment peut-on l'évaluer afin de quantifier la capacité des solutions mises en place à réduire les risques d'exposition humaine ?

De cette question principale découlent quatre questions spécifiques ; il s'agit de comprendre :

- (i) Dans quelle mesure l'utilisation d'indices de risques écologiques est-elle pertinente pour caractériser les rejets miniers et évaluer le succès des procédés de remédiation des sols contaminés par des métaux traces ?
- (ii) Comment un outil d'évaluation des risques peut-il être utilisé pour déterminer les dangers liés à la consommation de fruits et de feuilles récoltés dans une plantation de ligneux établie sur un sol pollué en zone résidentielle ?
- (iii) Quels sont les paramètres essentiels à considérer pour évaluer efficacement le succès de la phytostabilisation basée sur des espèces herbacées cupricoles dans les sols pollués du Haut-Katanga ?
- (iv) Quelle est la dynamique d'évolution des conditions édaphiques et de la croissance des plantes ligneuses dans des essais de plantation en milieu urbain, et comment ces dynamiques influencent-elles le processus de remédiation des sols contaminés ?

Pour répondre à ces interrogations, cette étude vise, de manière générale, à contribuer à l'évaluation de l'efficacité de la phytoremédiation des sols pollués en métaux traces dans l'arc cuprifère katangais, en mettant l'accent sur leur capacité à réduire l'exposition humaine. Pour atteindre cet objectif principal, quatre objectifs spécifiques ont été définis. Ces objectifs visent à développer une approche intégrée et rigoureuse permettant d'évaluer à la fois la performance des procédés de phytoremédiation et les risques associés, en tenant compte des particularités des sols contaminés par les métaux dans cette région.

Tout d'abord, l'évaluation de la pertinence des indices de risques écologiques, classiquement utilisés dans la littérature, pour mesurer le succès des procédés de remédiation **(i)** permettra de déterminer si ces outils sont adaptés à ce contexte spécifique. Ensuite, l'accent est mis sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la consommation de fruits et de feuilles dans des plantations de ligneux sur des sols contaminés **(ii)**, par un outil de suivi des risques associés. Parallèlement, l'identification des paramètres essentiels pour l'évaluation du succès d'une phytostabilisation basée sur une espèce herbacée cupricole **(iii)** apportera des informations clés sur les mécanismes d'immobilisation des métaux dans ces sols pollués. Enfin, la description de la dynamique de la composition minérales et des peuplements dans la rhizosphère des plantes ligneuses en milieu urbain **(iv)** offrira un aperçu des interactions complexes entre les sols contaminés, les plantes et leur environnement, contribuant ainsi à une meilleure compréhension de la remédiation en contexte urbain.

1.4.3. Stratégie de recherche et articulation de la thèse

La recherche menée dans le cadre de cette thèse est structurée en sept chapitres, en plus de la conclusion générale (Figure 1-7).

Le premier chapitre est consacré à l'introduction générale, qui fait le point sur le contexte de l'étude, les concepts clés que sont la mobilité et biodisponibilité des éléments traces, et la phytoremédiation, et se termine par les objectifs de la thèse. Le deuxième chapitre présente le milieu d'étude.

La première étude (**chapitre 3**) a caractérisé les résidus miniers et sols pollués de l'ACK à partir d'indices de pollution pour quantifier le risque écologique potentiel d'une part et d'autre part comprendre si ces indices se prêtent à l'évaluation de la performance des essais de remédiation des sols pollués en métaux traces. Cette étude teste l'hypothèse selon laquelle les indices de pollution peuvent être utilisés efficacement pour quantifier le risque écologique potentiel des résidus miniers et des sols pollués de l'ACK et sont également adaptés pour évaluer la performance des essais de remédiation des sols contaminés par des métaux traces.

La deuxième étude (**chapitre 4**) évalue les concentrations en métaux traces dans les fruits et feuilles de deux espèces fruitières cultivées sur des sols contaminés en métaux traces de Penga Penga. Elle vérifie si les techniques de plantation et les types d'amendements utilisés lors de la mise en culture des arbres limite la translocation des métaux dans les feuilles et fruits destinés à la consommation humaine.

La troisième étude (**Chapitre 5**) a évalué l'efficacité à long terme de la phytostabilisation appliquée sur des sols pollués par des rejets atmosphériques à Penga Penga afin de déterminer le succès des amendements sur les paramètres édaphiques et biométriques, la mobilité des métaux et l'optimisation des services écosystémiques. Cette étude vérifie si les différentes doses d'amendement appliquées aux sols pollués de Penga Penga augmentent la fertilité du sol, améliorent le développement de la végétation et limitent le transfert des métaux dans les autres

compartiments de l'environnement tout en optimisant les services d'approvisionnement et de régulation.

La quatrième étude (**Chapitre 6**) a évalué l'évolution des conditions minérales dans la zone de croissance racinaire de six espèces ligneuses en interaction avec la flore métallicole herbacée spontanée sur sols pollués à Penga Penga. Cette étude s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle l'amélioration des techniques de plantation d'arbres par des fosses remplies de compost et de calcaire favorise une croissance rapide et l'installation spontanée d'espèces herbacées, ce qui optimalise les services écosystémiques fournis.

Enfin, le septième chapitre présente la synthèse générale de la thèse en mettant en lumière les points essentiels de la discussion.

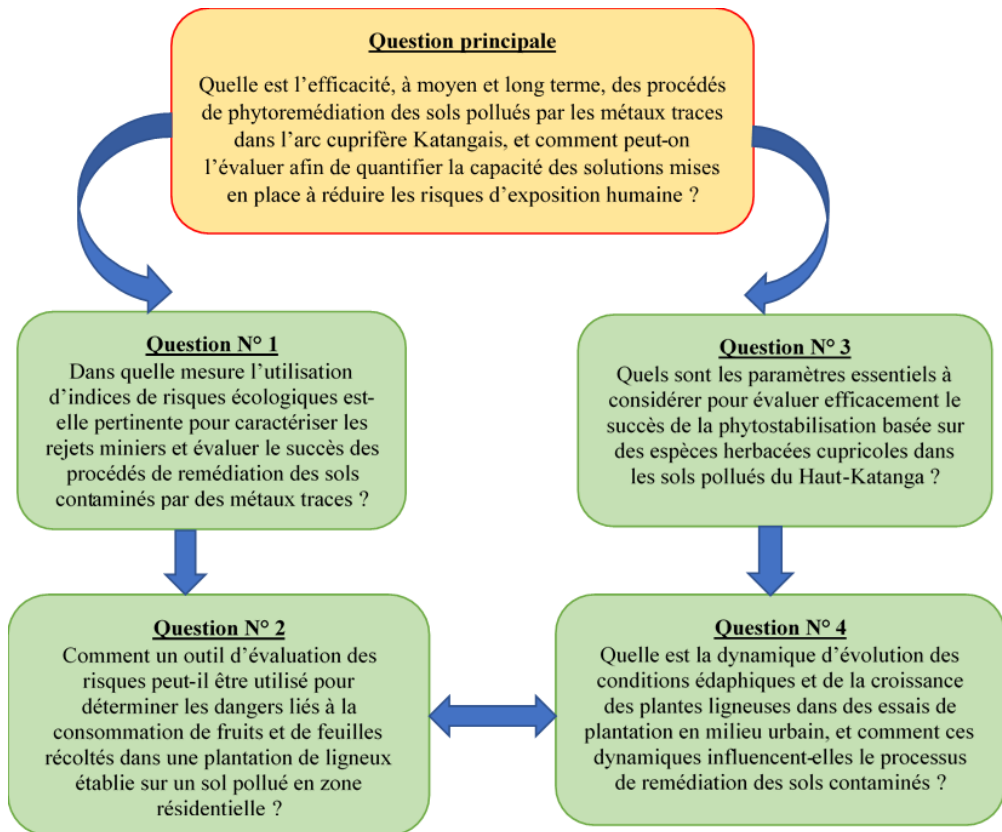


Figure 1-7. Cadre conceptuel de la thèse

Chapitre 2

Milieu d'étude et Méthodologie

2.1. Présentation du milieu d'étude

2.1.1. Cadre biophysique et écologique

2.1.1.1. Localisation et relief

Cette étude a été menée dans l'ACK et inclut les villes de Lubumbashi et de Kipushi, au sud-est de la République démocratique du Congo. Le milieu physique de l'ACK est constitué de roches sédimentaires riches en cuivre, cobalt, zinc, ainsi que d'autres métaux traces tels que le plomb, l'arsenic, le manganèse et l'uranium. Ce bassin métallifère a été façonné par des processus géologiques complexes datant du protérozoïque et constitue l'un des plus riches réservoirs mondiaux de ressources minières (Cailteux et al., 2018). L'ACK s'étend sur une zone de plus de 500 km de long et 50 km de large de Kolwezi à Sakania (Figure 2-1). Cette région fait partie du plateau du Katanga, caractérisé par un relief relativement ondulé, avec des altitudes variantes entre 1 200 et 1 500 mètres. Le paysage est marqué par des collines, des vallées, et de nombreux affleurements rocheux, qui témoignent de l'histoire géologique complexe de l'arc cuprifère (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963). Ces affleurements hébergent des sols particulièrement riches en métaux traces, rendant le substrat unique et influençant fortement la végétation locale (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963 ; Leteinturier et al., 1999).

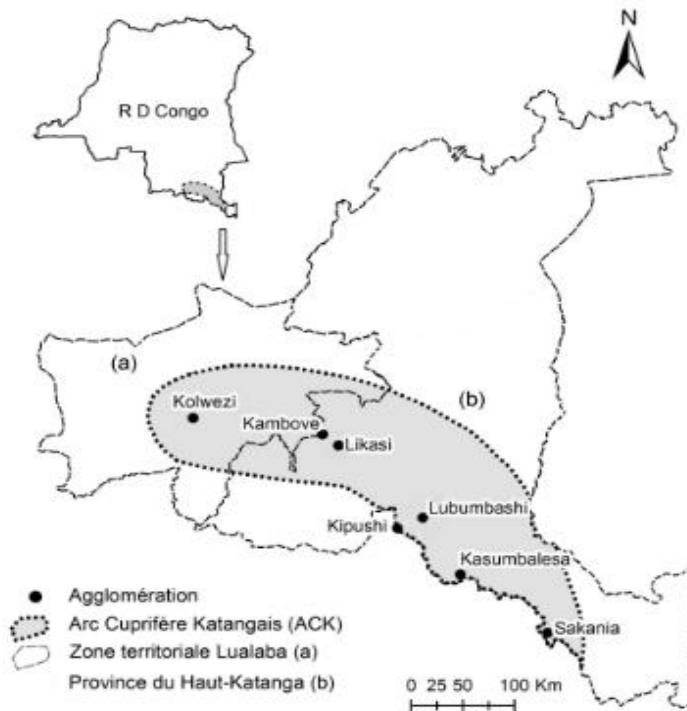


Figure 2-1. Délimitation de la zone de l'arc cuprifère Katangais, représenté dans les zones des provinces du Lualaba et du Haut-Katanga, avec leurs grandes agglomérations. Carte adaptée de Cabala et al. (2018).

2.1.1.2. Climat et sol

Le climat de la région est de type subtropical humide, avec une alternance marquée entre une saison des pluies d'octobre à avril et une saison sèche de mai à septembre. Les précipitations annuelles varient entre 1 200 et 1 400 mm, la majeure partie tombant durant la saison des pluies. Les températures sont relativement élevées tout au long de l'année, oscillant entre 20 et 30 °C. Ce climat conditionne la disponibilité en eau et influence la dynamique des sols, ainsi que la croissance de la végétation.

Les sols de la région appartiennent à 3 groupes de référence selon la « World Reference Base for Soil Ressources (WRB) » : les Ferralsols, les Acrisols et les Gleysols et, selon la « Soil Taxonomy », aux groupes des Kandistox, des Ustults et celui des Aquults (Soil Survey Staff, 2006 & FAO, IUSS, ISRIC, 2007 cités par Useni, 2017). Il s'agit de sols à altération géochimique forte ou de sols hydromorphes. Une cartographie détaillée réalisée dans les années 50 est basée sur des séries liées à la nature des horizons, du matériau parental ainsi que l'épaisseur du sol, (Sys & Schmitz, 1959). Les sols sont localement fortement influencés par la présence de cuirasses latéritiques. Ailleurs, l'affleurement de gisements métallifères engendre des sols naturellement enrichis en métaux traces, souvent appelés sols métallifères. Ces sols présentent des conditions physico-chimiques extrêmes, avec des concentrations en métaux pouvant atteindre plusieurs milliers de mg/kg, limitant ainsi la croissance des plantes non adaptées (Kampunzu et al., 2005, Ngoy Shutcha et al., 2018).

2.1.1.3. Végétation

La végétation de cette région est adaptée aux conditions pédologiques spécifiques et est constituée de 8 types principaux de formations végétales (Malaisse & Mbenza, 1990 ; Malaisse, 1997). (1) La forêt dense ripicole « *Mushitu* », qui se trouve dans les vastes dépressions alluviales, est une haute forêt d'environ 20 mètres, avec une strate supérieure fermée, sempervirente et où les lianes sont fréquentes ; (2) La forêt dense sèche « *Muhulu* », qui était considérée comme la végétation climatique du Katanga méridional ; (3) La forêt claire « *miombo* », une formation mixte avec une strate arborée discontinue, mais avec un recouvrement supérieur à 60-70 % et une strate herbacée fermée, assez courte (80-100 cm). Les savanes boisées, arborées et arbustives (4) sont de plus en plus importantes en raison de l'augmentation des activités humaines (Tableau 2-1). (5) Les savanes herbacées sont également importantes, de même que les savanes périodiquement inondées et exondées, également appelées « *Dembo* » (6), ou les végétations marécageuses (7). Enfin, la savane steppique cuprifère appelée pelouse métallifère (8) est un groupe végétal spécifique qui se distingue par une taille réduite et une richesse en espèces endémiques qui se développent sur les affleurements riches en cuivre et cobalt. Elle est composée d'espèces métalphytes (Tableau 2-2), des plantes tolérantes ou hyperaccumulatrices, capables de supporter et/ou de stocker les métaux lourds présents dans le sol (Faucon et al., 2009 ; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013) (Figure 2-2). Le site de Lubumbashi est entouré de végétations anthropisées (Useni et al., 2018), résultant de la dégradation de la forêt claire en une savane arborée, puis arbustive et finalement herbeuse (Malaisse,

1997). La disparition de la forêt est en grande partie liée au défrichement pour l'agriculture, l'extraction du bois pour l'énergie ainsi que les activités minières (Barima et al., 2011 ; Mwitwa et al., 2012). Des sols nus se retrouvent dans les zones fortement touchées par les activités minières et les dépôts éoliens de métaux lourds, principalement dans le quartier Penga Penga situé dans le cône de contamination éolienne de l'usine de traitement des métaux de la Gécamines (Mbenza et al., 1989 ; Amisi et al., 2008 ; Shutcha et al., 2010 ; Narendrula et al., 2012).

Tableau 2-1. Principales unités des formations végétales des ligneux du miombo katangais

Unité de formations végétale	Description	Espèces dominantes
Forêts galeries	Bandes étroites de végétation dense le long des cours d'eau, abritant une biodiversité riche et distincte du reste du miombo.	<i>Syzygium guineense</i> , <i>Uapaca</i> spp., <i>Pterocarpus angolensis</i> , <i>Marquesia macroura</i> , <i>Combretum</i> spp., <i>Acacia polyacantha</i> , etc.
Forêt claire à <i>Brachystegia</i>	Forêt ouverte dominée par des arbres du genre <i>Brachystegia</i> , souvent associée à d'autres espèces de la famille des Fabaceae.	<i>Brachystegia spiciformis</i> , <i>Julbernardia paniculata</i> , <i>Isoberlinia angolensis</i> , <i>Monotes katangensis</i> , <i>Diplorhynchus condylocarpon</i> , <i>Oxytenanthera abyssinica</i> , <i>Hyménocardie acide</i> , <i>Syzygium guineense</i> , etc.
Savanes arbustives	Zones de transition entre les forêts claires et les savanes herbeuses, caractérisées par une couverture mixte d'arbustes et de graminées.	<i>Brachystegia boehmii</i> , <i>Julbernardia globiflora</i> , <i>Marquesia macroura</i> , <i>Hymenocardia acida</i> , <i>Diplorhynchus condylocarpon</i>
Dembo	Vallées à faibles pentes avec des sols gorgés d'eau, supportant une végétation herbacée spécifique adaptée aux conditions humides.	Diverses espèces de graminées et plantes herbacées adaptées aux sols hydromorphes.

Tableau 2-2. Principales unités de formations végétales des collines cuprifères de l'arc cuprifère katangais (d'après Leteinturier et al., 1999 ; Ilunga wa Ilunga, 2015).

Unité de formations végétale	Espèces caractéristiques dominantes	Type
Ceinture de savane arbustive	<i>Vernonia erementifolia</i> O. Hoffm, <i>Uapaca robynsii</i> Dewild, <i>Acalypha cupricola</i> Rbyns	Ligneuse et Herbacée
Savane steppique	<i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf, <i>Loudetia simplex</i> (Nees) Hubb, <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv.	Herbacée
Steppe enrochée (à <i>Xerophyta</i> sp)	<i>Loudetia superba</i> D.N., <i>Xerophyta equisetoides</i> Baker, <i>Lapeirousia welwischii</i> Baker	Herbacée
Savane boisée	<i>Brachystegia microphylla</i> Harms, <i>Brachystegia spiciformis</i> Benth, <i>Setaria pallide-fusca</i> Schum.	Ligneuse et Herbacée
Végétation chasmophytique sur affleurements rocheux (R.S.C)	<i>Aeollanthus saxatilis</i> Duvign., <i>Batopedina pulvinellata</i> Robbr. Subsp., <i>Euphorbia fanshawei</i> Leach, <i>Haumaniastrum katangense</i> Robyns	Herbacée
Pelouse sur sols cuprifères remaniés lors des travaux minier	<i>Haumaniastrum robertii</i> Robyns, <i>Haumaniastrum katangense</i> Robyns, <i>Bulbostylis cupricola</i> Goetgh, <i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf, <i>Microchloa cupricola</i> (Rendle) Chiov, <i>Crepidiorhopalon tenuis</i> et <i>C. perennis</i> (S. Moore) Eb. Fisch.	Herbacée
Pelouse sur colluvions	<i>Ascolepis metallorum</i> P.A. Duvign. & Léonard, <i>Anisopappus davyi</i> S. Moore, <i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf	Herbacée
Pelouse sur substrats cuprifères	<i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud, <i>Monocymbium cerasiiforme</i> (Nees) Stapf	Herbacée
Paroi rocheuse dénudée	<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers, <i>Bulbostylis pseudoperennis</i> Goetgh, <i>Imperata cylindrica</i> L, <i>Microchloa cupricola</i> (Rendle) Chiov.	Herbacée

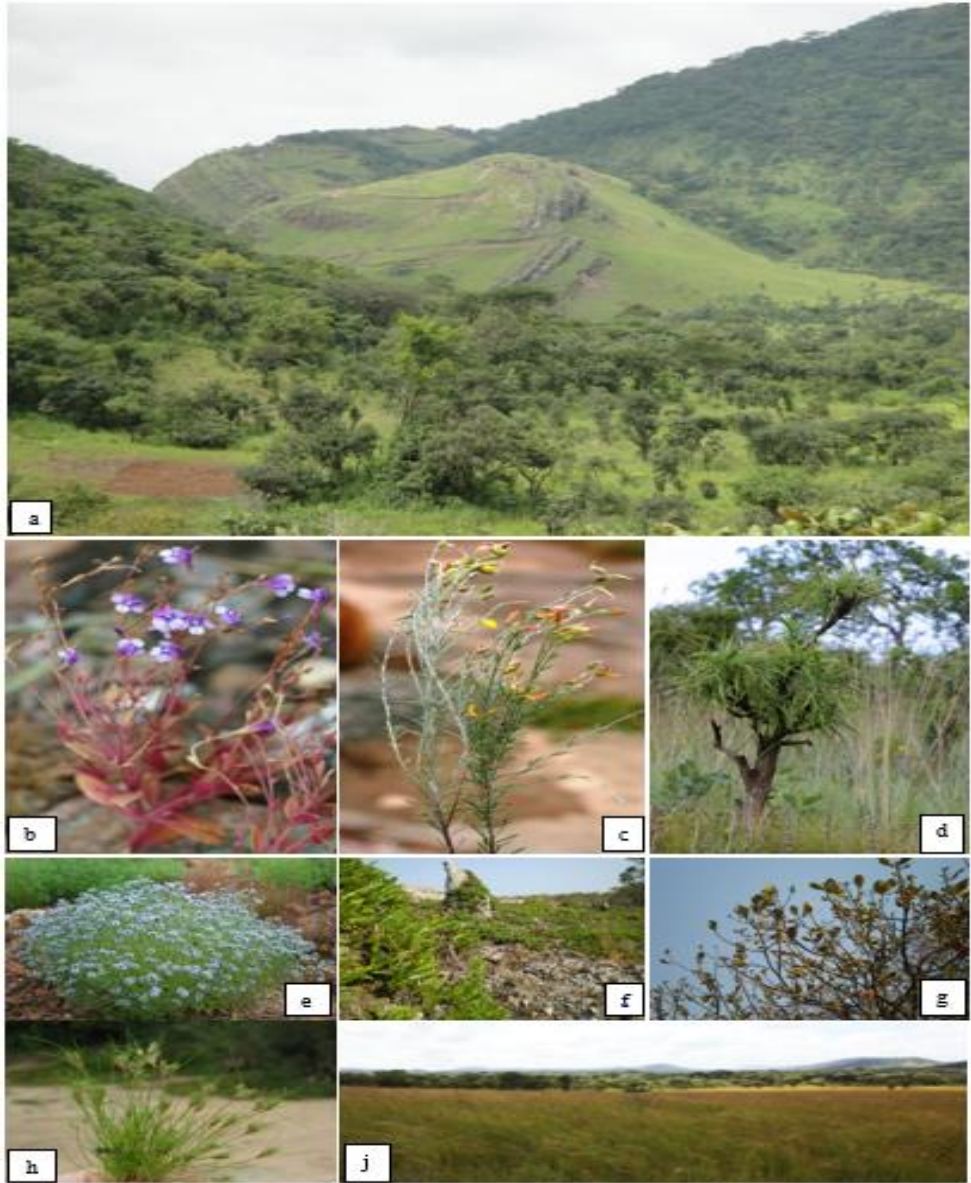


Figure 2-2. Vue paysagère d'une colline riche en Cu-Co dans l'ACK avec des communautés végétales et des espèces plantes caractéristiques. a. Colline de cuivre-cobalt entourée de la végétation des forêts claires du miombo, b. *Crepidiorhopalon tenuis*, plante cuprophyte endémique pionnière des débris miniers ou des substrats miniers remaniés, c. *Crotalaria cobalticola*, d. *Xerophyta equisetoides*, e. *Haumaniastrum katangese*, f. *Cryptosepalum maraviense*, g. *Uapaca robynsii*, h. *Bulbostylis pseudoperennis*, j. savane steppique à *Loudetia simplex*.

2.1.2. Cadre socioéconomique

2.1.2.1. Démographie et urbanisation

La région de l'ACK est un moteur économique majeur pour la RDC, contribuant de manière significative aux recettes de l'État grâce à l'exploitation minière. La population est dense dans le bassin de l'arc cuprifère katangais, avec de nombreuses zones urbaines en plein essor comme Lubumbashi, Likasi, Kolwezi et Kipushi. Lubumbashi, capitale de la province du Haut-Katanga, est l'une des villes les plus peuplées et dynamiques de la RDC, avec une population en constante croissance en raison des migrations liées aux opportunités d'emploi dans le domaine minier (Nkuku & Rémon, 2006). La ville, s'étale sur une superficie totale de 747 km² (Useni et al., 2017). Sa population est estimée à environ 3 millions d'habitants (UN-Habitat, 2014), répartis dans 7 communes, notamment Lubumbashi, Kenya, Kampemba, Katuba, Kamalondo, Ruashi, et Annexe (Nkuku et Rémon, 2006).

La croissance démographique de la ville, pose des défis en matière d'urbanisation, avec des infrastructures souvent insuffisantes pour répondre aux besoins de la population. Les quartiers informels se sont multipliés, souvent dépourvus de services de base comme l'eau potable, l'électricité, et l'assainissement. Cependant, L'extraction minière faite principalement par la Gécamines a conduit à la contamination des sols par les anciennes émissions de la fonderie de cuivre, avec des concentrations totales en cuivre de l'ordre de 1 000 à 50 000 mg.kg⁻¹ dans la partie Ouest-Nord-Ouest de la ville (Shutchu et al., 2010 ; Narendrula et al., 2012). Cette partie habitée correspond au quartier Mampala, signifiant scorie en référence à l'ancienne fonderie de cuivre de la Gécamines qui y était implantée dans la commune de Lubumbashi. Deux blocs d'habitation, caractérisés par leur ancienneté, se distinguent par leur proximité à la source de contamination et leur exposition aux vents dominants. Le bloc de Gécamines, ancien camp des agents de la Gécamines, est plus ancien, tandis que le bloc de Penga Penga, aujourd'hui totalement habité et en partie occupé par un cimetière du même nom, est plus récent. Ces deux blocs sont perçus comme des quartiers par les habitants, et sont ainsi désignés dans ce document. Une présentation plus détaillée du bloc Penga Penga est donnée au point 2.1.3 ci-après.

2.1.2.2. Activités économiques

L'agriculture, le commerce et les mines constituent les principales activités économiques de la population de la région, ainsi que diverses activités informelles. La littérature, renseigne que l'agriculture en milieu urbain s'est beaucoup développée, même si elle est très en danger en raison de la pénurie de terres, de la croissance démographique et de la pauvreté urbaine toujours plus importante (Tambwe et al., 2011). La pérennité de ce secteur économique, qui est divisé en agriculture de survie, agriculture commerciale et agriculture intermédiaire, est conditionnée par la variété des cultures et son adaptation à la dynamique urbaine (Tambwe, 2015). En 2000, environ 20% des chefs de ménages étaient principalement engagés dans une activité agricole (Petit, 2000), contre 10% en 2002. Cette activité était une stratégie de survie

pour compenser l'insuffisance de salaire de près de 25% des ménages en 2002 (Nkuku et Rémon, 2006).

Outre l'agriculture, le secteur minier est un autre secteur d'emploi et de revenus pour la population locale. D'importants gisements de cuivre et de cobalt sont exploités artisanalement mais aussi de façon moderne par des multinationales comme Glencore et China Molybdenum, ce qui entraîne un afflux de capitaux étrangers et stimule d'autres secteurs tels que le transport, la construction et les services. Toutefois, l'industrie minière fait face à des difficultés, telles que les conditions de travail précaires, l'exploitation informelle et l'impact environnemental causé par la pollution des sols et des cours d'eau.

2.1.3. Le quartier de Penga Penga

Le quartier de Penga Penga, situé à Lubumbashi (coordonnées : 11°40'29" latitude Sud, 27°27'10" longitude Est), se distingue tristement par la présence d'un cône de contamination, conséquence directe des émissions de poussières issues de la cheminée de l'usine d'extraction de cuivre de la Gécamines à Lubumbashi. Ces retombées atmosphériques riches en métaux traces (Cu, Co, As, Cd, Pb et Zn) et acides (riches en SO₂) ont entraîné des transformations profondes du paysage local, marquées par le remplacement de la forêt claire originelle par des étendues de sols dénudés et une steppe courte, abritant une flore caractéristique des milieux cuprifères (Leblanc et Malaisse, 1978).

Les sols exposés aux contaminations sont particulièrement vulnérables : soumis à l'érosion éolienne en saison sèche et à une intense érosion hydrique pendant la saison des pluies (Figure 2-3 et Figure 2-4), ils témoignent de la dégradation environnementale causée par l'activité industrielle. Les analyses de sols dans cette zone montrent des concentrations en métaux traces dépassant largement les seuils considérés comme sûrs pour la santé humaine, posant ainsi des risques significatifs pour les communautés locales (Mpundu, 2010, Nerandrla et al., 2012, Ngoy Shutcha et al., 2018).

Majoritairement composée de familles modestes, la population de Penga Penga fait face à de multiples défis, incluant la contamination des sols, une diminution de la biodiversité et une perte de productivité agricole. Malgré ces contraintes, les habitants ont entrepris des initiatives locales pour atténuer la pollution de l'environnement, notamment par la plantation d'arbres fruitiers. Ces efforts témoignent d'une résilience remarquable et d'une volonté d'améliorer les conditions environnementales et sanitaires du quartier.



Figure 2-3. Situation de contamination dans le quartier Penga Penga : (a) bandes de sol dénudé par les retombées des poussières métallifères et (b) habitations sur sol nus soumis à l'érosion.



Figure 2-4. Essais de phytostabilisation sur des sols dénudés dans le quartier Penga Penga :
(a) essai avec des graminées et (b) essai avec espèces ligneuses

2.1.4. *Le tailing de Kipushi*

Kipushi est une ville minière située à 30 km à l'ouest de la ville de Lubumbashi, province du Haut Katanga, RD Congo ($11^{\circ} 46' 27.1''$ N et $27^{\circ} 16' 21.6''$ E et une altitude autour de 1 300m). L'installation de deux concentrateurs : l'Ancien Concentrateur de Kipushi de la Gécamines et celui de la Compagnie Minière du Sud-Katanga (Kaniki, 2008), pour le traitement de minerais sulfurés de cuivre et de zinc, a conduit à la création des bassins artificiels par la construction des digues en terre dans la vallée de la rivière Kipushi pour la rétention des particules solides après

décantation (Kitobo, 2009). Ces dépôts, finement stratifiés, résultent de la sédimentation de rejets liquides hautement contaminés en cuivre et zinc, ainsi que d'autres métaux (germanium, cadmium et plomb...), ayant conduit à la formation d'un microdésert qui libère des particules dans l'environnement. Ces *tailings* (appelés localement Katapula ou Changalae) couvrent environ 146 ha, dont 1,5 ha occupés par l'essai de plantation d'arbres, mis en œuvre par l'entreprise minière Gécamines (Figure 2-5). Les arbres ont été plantés en 2005 dans des fosses de 2 m de diamètre et de 1 m de profondeur, amendées avec des déchets organiques urbains mélangés au sol présumé normal, prélevés à proximité. Les arbres ont été espacés de 6 m à l'intérieur et entre les lignes. L'échantillonnage pour cette étude a été réalisé dans cette plantation. Nous avons contribué à l'évaluation de l'état des arbres et de la végétation, présentée par Kilela Mwanasomwe dans sa thèse de doctorat, et publiée dans deux articles (Mwanasomwe et al., 2022a, b). Plus de détails sont donnés dans les articles en annexes (A4 & A5).

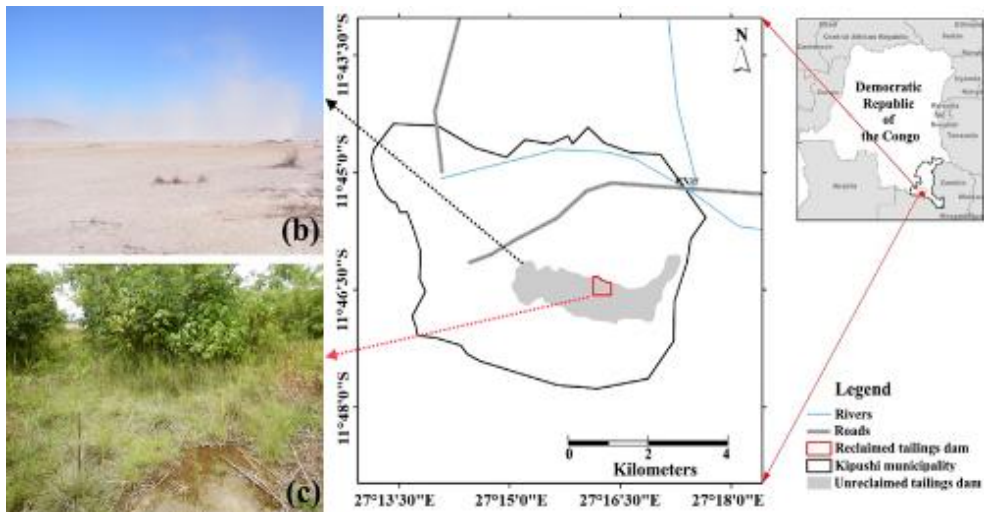


Figure 2-5. (a) Localisation du bassin de décantation dans la périphérie de Kipushi et la plantation d'arbres encadrée en rouge, (b) digue à stériles sans couverture végétale et (c) digue à stériles avec couverture végétale.

2.2. Autres sites

La distribution spatiale de ces sites est donnée à la figure 3-1 du chapitre 3.

2.2.1. Parc à rejets de Musoshi à Kasumbalesa

Le site minier de Musoshi, situé à environ 70 km au sud-est de Lubumbashi, abrite un concentrateur alimenté par la mine souterraine de Musoshi, exploitant depuis 1972 un gisement de minerais sulfurés de cuivre. Dotée d'une capacité de traitement de 5 000 tonnes de minerai par jour, la SODIMICO, société exploitante, utilisait un procédé de concentration par flottation reposant sur l'utilisation de xanthate et

d'hydrosulfure de sodium (NaSH) pour extraire les minerais cuprifères sulfurés et oxydés constitués essentiellement de chalcopryrite, bromite, cuprite, malachite, chalcosine et azurite (Kaniki, 2008). Les rejets miniers étaient pompés vers une colline adjacente avant de s'écouler par gravité jusqu'au bassin de stockage de Shimambo (Figure 2-6). Dans ce bassin, les eaux se décantaient partiellement avant de déborder vers la rivière Kanuampungu, qui se déverse ensuite dans la rivière Musoshi.



Figure 2-6. Vue du bassin à rejets de Musoshi

2.2.2. Parc à rejets de Shituru à Likasi

La ville de Likasi (anciennement Jadotville) est située à environ 120 km de la ville de Lubumbashi. Dans cette ville, les principaux rejets métallurgiques identifiés en grandes quantités sont les scories issues du four électrique de Panda, opérationnel depuis 1924 pour la production d'alliages cobaltifères, ainsi que les résidus d'hydrométallurgie de l'usine de Shituru, qui a débuté la production de cuivre électrolytique en 1929. Les minerais de cuivre et cobalt traités provenaient des différentes usines de concentration de la Gécamines, notamment celles de Kipushi, Kambove, Kakanda et Kolwezi. La quantité de résidus générés par mois était d'environ 10 000 tonnes. Deux bassins de stockage des résidus ont été aménagés : le bassin EMT au sud-est et le bassin Shituru aménagé à l'Est sur la rivière Likasi (Figure 2-7).

Les résidus stockés dans ce parc s'accumulent successivement dans les rivières Likasi, Buluo et Panda. Par ailleurs, les populations vivant à proximité

de la digue utilisent la résurgence comme source d'eau pour leurs besoins domestiques, malgré les risques potentiels liés à cette contamination.



Figure 2-7. De gauche à droite : vue du bassin à rejet et depot de scoriés de l'usine de Shituru

2.2.3. Site de la riviere Panda (Kapolowe)

La riviere Panda dans le village Kapolowe est située à plus au moins 90 Km au Nord de Lubumbashi et à 30 Km au Sud de Likasi. Les rejets miniers qu'on y trouve proviennent de procédés de traitement hydrométallurgique de minerais oxydés et sulfurés de cuivre et cobalt de l'usine de Shituru ainsi que d'autres particules minérales provenant du lavage des minerais dans les cours d'eau en amont du site dans la région de Likasi. On y trouve sur les berges de la riviere des bancs d'accumulation de sols nus (Figure 2-8) avec une végétation parsemée caractéristique des plantes tolérantes en métaux.



Figure 2-8. Vue aérienne des Bancs d'accumulation miniers le long de la rivière Panda (Village Kapingolwe Gare).

2.2.4. Parc à rejets de Kolwezi

Les résidus miniers dans la région de Kolwezi se composent de deux anciens gisements abritant environ 110 millions de tonnes de réserve. Ces résidus de cuivre-cobalt issus de l'extraction des minerais d'oxydes de cuivre et de cobalt depuis les années 1950, ont été déversés le long de la rivière musonoi par l'usine d'extraction de UMHK (Union minière du Haut Katanga). Au fil des décennies, leur accumulation a donné naissance à l'un des plus vastes barages de résidus au monde, contribuant à la pollution persistante de l'eau et de l'air. Cette situation affecte gravement les écosystèmes aquatiques, les habitats écologiques et les communautés locales. Ces résidus sont aujourd'hui exploités par Metalkol RTR (Figure 2-9).



Figure 2-9. Vue du bassin à rejet de Musonoi (Kolwezi)

2.3. Précisions méthodologiques

2.3.1. *Rhizosphère ou zone racinaire (rooting soil)*

La rhizosphère est une zone du sol située à l'interface des racines des plantes et du substrat environnant, s'étendant généralement sur quelques millimètres autour des racines. Elle constitue un micro-environnement dynamique où s'établissent des interactions complexes entre les racines, les micro-organismes et les éléments du sol (Raspor et al., 2023 ; Salomon et al., 2024). Jouant un rôle clé dans la dynamique des nutriments, la croissance des plantes et la protection contre les agents pathogènes, elle

influence directement la disponibilité des éléments nutritifs et la mobilité des contaminants (Tharanath et al., 2024). D'un point de vue pratique, le sol rhizosphérique correspond aux particules qui « collent » aux racines et s'échantillonne en les secouant avec précaution. Dans les publications écrites, le terme "**rhizosphère**" a été utilisé abusivement comme synonyme de "**rooting soil**", désignant la partie du sol amendé où les racines se développent, sans pour autant correspondre strictement à la définition classique de la rhizosphère. En effet, notre étude sur les espèces ligneuses est basée sur l'excavation de sols pollués et remplissage de la fosse de plantation par des amendements (chaux, compost, déchets) qui correspond alors à une "**couche de sol amendé**", le *rooting soil* en anglais et zone racinaire ou horizon de croissance racinaire en français. Ce volume de sol, bien que propice au développement racinaire, ne se trouve pas nécessairement sous l'influence directe des racines, contrairement à la rhizosphère ci-dessus définie (Figure 2.10). Ce **rooting soil** correspond à une zone amendée ou remaniée d'environ un mètre de diamètre, jouant un rôle essentiel dans le développement racinaire, l'apport en éléments nutritifs, ainsi que dans la stabilisation, la biodégradation et l'extraction des contaminants. Elle constitue ainsi un milieu réactif optimisant la croissance des plantes et, par conséquent, l'efficacité des stratégies de remédiation. En revanche, la "**couche de sol non amendée**" désigne la zone de résidus miniers ou de sols pollués non remaniés et/ou non amendés. Avec le temps, cette zone influence la zone amendée par diffusion latérale, entraînant une augmentation progressive de la concentration en métaux dans celui-ci.

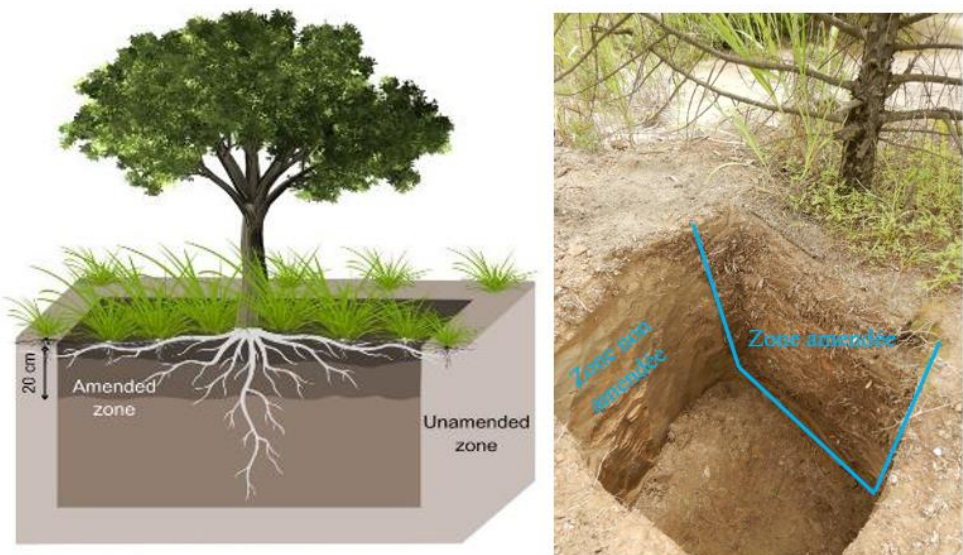


Figure 2-10. Coupe transversale d'un profil pédologique, montrant les deux couches amendée (*rooting soil*) et non amendée dans le résidu minier de Kipushi.

2.3.2. Description de *M. cupricola*

Microchloa cupricola (Rendle) Stapf, est une graminée vivace densément cespiteuse formant des touffes denses et des tapis compacts (Figure 2-11). Les tiges, ou chaumes, peuvent atteindre jusqu'à 70 cm de hauteur. Les feuilles sont principalement basales, avec des gaines foliaires se fendant à la base en un coussin de fibres, et des limbes filiformes mesurant de 3 à 25 cm de long jusqu'à 1,5 mm de large. L'inflorescence est constituée d'un seul racème, droite ou courbée, de 2 à 7 cm de long, portant des épillets inclinés ou pectinés sur un rachis semi-cylindrique. Les épillets, généralement à une seule fleur (rarement avec une seconde fleur mâle développée), sont alternes en deux rangées et se désarticulent au-dessus des glumes. Cette espèce est endémique de l'Afrique australe, notamment en Zambie, au Malawi, au Zimbabwe, en Afrique du Sud, en Tanzanie et dans le Sud Est de la RD Congo. Au sein de l'ACK, *M. cupricola* colonise fréquemment des affleurements cupro-cobaltifères et des milieux perturbés tels que remblais, scories et autres substrats contaminés par des métaux traces (Duvigneaud, 1958 ; Duvigneaud & Denaeyer De-Smet, 1963 ; Shutcha, 2010). Elle est souvent l'une des premières espèces à s'établir dans ces environnements, formant parfois des pelouses monospécifiques. Cette caractéristique la rend particulièrement intéressante pour son utilisation en phytostabilisation des sols pollués en métaux traces. La plante développe des pelouses denses qui stabilisent efficacement le sol, tolère les sols compacts et partiellement engorgés d'eau, résiste au piétinement et accumule peu les métaux dans les parties aériennes (394 µg/g de cuivre et 13 µg/g de cobalt dans la matière sèche, Brooks et al., 1987). De plus, *M. cupricola* se multiplie aisément par voie végétative et présente une croissance rapide, renforçant son potentiel pour la réhabilitation des sols contaminés.

Microchloa cupricola est une espèce qui a été étudiée par M. Ngoy Shutcha dans le cadre de sa thèse de doctorat et qui a servi dans l'essai de végétalisation à Penga Penga, mis en place en 2009 et suivi depuis.



Figure 2-11. Touffe de *Microchloa cupricola* (Rendle) Stapf montrant un enracinement étendu sur le résidu minier de Musonoie. Crédit photo à gauche Shutcha, (2010) et à droite Serge Langunu

2.4. Variabilité des méthodes d'analyse

La caractérisation chimique des sols dans le cadre de la thèse comprend des méthodes qui ont été mises en œuvre entre 2005, date de début du projet REMEDLU, et 2024. Certaines méthodes de caractérisation de la disponibilité environnementale des métaux ont ainsi évolué au cours du temps. Les indicateurs de mesure du statut acido-basique (pH_{eau} , pH_{KCl} , $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$) peuvent être différents selon les études par exemple, de même que les réactifs d'extraction des teneurs disponibles (Lakanen-Erviö ou extrait CaCl_2) ou les teneurs totales. Ces changements reflètent l'évolution de la réflexion sur les indicateurs les plus pertinents en fonction de la question de recherche ou les possibilités de mesure locales.

Les teneurs totales ont ainsi été mesurées à partir d'une extraction chimique à l'aide d'acides forts (eau régale) ou par spectrométrie de fluorescence X. Ces deux méthodes ne reposent pas sur les mêmes principes et selon les éléments peuvent être difficilement comparées, la deuxième donnant les teneurs réellement totales mais avec des limites de quantification généralement plus hautes que l'analyse à l'eau régale. Par contre l'acquisition des données avec un XRF portable est facile et l'UNILU possède un appareil de ce type qui lui confère une certaine autonomie d'analyse. Les analyses à l'eau régale ne sont pas censées donner des teneurs totales mais pseudo-totales car certaines phases minérales réfractaires ne sont pas mises en solution. Par contre, il s'agit d'une méthode d'analyse largement répandue et qui permet des comparaisons plus larges avec la littérature scientifique. Les analyses à l'eau régale ont été réalisées en Belgique par l'Axe Echanges Eau-Sol-Plantes de l'Université de Liège.

Il existe de nombreux protocoles d'extraction des teneurs disponibles et aucun ne peut être considéré comme meilleur que les autres pour toutes les situations car les résultats varient en fonction des types de sols, de la plante et de l'élément considéré.

Historiquement, au début des études, les teneurs disponibles ont été mesurées sur base du réactif de Lakanen-Erviö, un mélange d'acétate d'ammonium et d'EDTA tamponné à pH 4,65, qui était l'extractif en usage à l'Université de Liège. Dans une approche de caractérisation d'inventaire ou de reconnaissance des niveaux de teneurs à travers des situations différentes, il s'est avéré qu'il s'agissait d'un extractif approprié, qui permettait de faire des différences entre sites. Par contre, s'agissant d'un extractif relativement agressif et tamponné à pH 4,65, il est apparu qu'il n'était pas adapté pour l'analyse de parcelles expérimentales qui se différencient par des doses d'amendements. La méthode au CaCl_2 0,01N a alors été introduite. On parle parfois de teneurs mobiles et mobilisables pour respectivement les extraits au CaCl_2 et avec un extractif comme celui de Lakanen-Erviö ou le DTPA. Les teneurs mobiles sont celles qui sont extractibles facilement par un sel faiblement concentré et reflètent la solution du sol tandis que les teneurs mobilisables comprennent des phases qui peuvent être dissoutes sur du moyen terme quelques semaines à quelques mois.

Pour ce qui concerne le pH, trois méthodes ont été utilisées. Le pH à l'eau exprime l'acidité actuelle du sol, présente dans la solution du sol, tandis que le pH dans une solution saline (KCl ou CaCl_2) exprime une acidité potentielle en mobilisant les protons qui sont fixés sur le complexe d'échange. Chaque méthode fournit des résultats différents mais de manière générale les analyses statistiques réalisées sur les jeux de données au Katanga ou ailleurs montrent que les variables liées au pH sont fortement corrélées. Le pH eau est simple à réaliser et son usage répandu en science des sols. Toutefois, cette mesure est sensible aux conditions environnementales et peut changer en cours de saison. C'est pourquoi le pH_{KCl} était souvent mesuré en même temps car considéré moins sensible et donnant la réserve de protons échangeables. La méthode d'extraction des métaux au CaCl_2 0,01N permet également la mesure du pH dans l'extract. Lorsqu'elle a été introduite pour la mesure des métaux, la nécessité de mesurer le pH KCl n'est plus apparue nécessaire. Les trois mesures de pH sont en effet très fortement corrélées. Il y a entre 0,5 et 1 unité de pH de différence entre pH_{eau} et pH_{KCl} 1N et la valeur du $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ est comprise entre les deux.

Les méthodes ont donc évolué au cours du temps et ne sont pas toujours comparables d'un papier à l'autre mais ce qui est important à retenir c'est que pour chaque étude il n'y a qu'une seule méthode et que la comparaison des objets mis en expérimentation est toujours valide scientifiquement.

Chapitre 3

Are Ecological Risk Indices for Trace Metals Relevant for Characterizing Polluted Substrates in the Katangese Copperbelt (DR Congo) and for Assessment of the Performance of Remediation Trials?

Les indices de pollution pour la caractérisation des résidus miniers et sol pollués en métaux et la pertinence pour l'évaluation de l'efficacité de la phytoremédiation dans l'arc cuprifère Katangais présentés dans ce chapitre sont adaptés de : Langunu S. ; Mwanasomwe K., J. ; Colinet G. ; Shutcha N.M. **2024**. Are Ecological Risk Indices for Trace Metals Relevant for Characterizing Polluted Substrates in the Katangese Copperbelt (DR Congo) and for Assessment of the Performance of Remediation Trials? *Environments* **2024**, 11, 122. <https://doi.org/10.3390/environments11060122>

Abstract

This study aims to contribute to the characterization of Katangese Copperbelt's (DR Congo) mining wastes and soils polluted with trace metals, using pollution indices and direct concentration measurements. This study also evaluated the use of these indices in assessing the success of remediation projects. Data from previous studies and samples collected from six types of discharge and one polluted soil were used to address the first objective. Soil and plant samples were collected at Kipushi and Panga Panga for the second objective. The results reveal very high concentrations of As, Cd, Co, Cu, Mn, Pb, and Zn in all mine tailings and polluted soils compared with local references. The degree of contamination (DC) values (from 72 to 5440) and potential ecological risk (RI) values (from 549 to 162,091) indicate very high-risk situations associated with polluted discharges and soils. Regarding revegetation trials, the results show lower concentrations and RIs in tree rooting soil compared with unamended areas at both sites. However, trace metal concentrations are higher compared with local references, and RI values are in the considerable risk range for Panga Panga (RI = 533) and in the very high range (>1500) for Kipushi. Bioconcentration factor values are below 1, indicating low accumulation in roots, wood, and leaves, and low risk of contamination of the trophic chain. In this context, it seems that the pollution indices used are suitable for characterizing pollution and prioritization for remediation. However, there seems unsuitable to assess the effectiveness of phytotechnology processes based on metal stabilization. Direct plant performance measurements combined with direct measurements of metals in substrates and plants to assess transfer and efficiency are more appropriate.

Keywords: trace metals; tailing; polluted soil; phytotechnology; potential ecological risk index; Katangese Copperbelt.

Résumé

Cette étude vise à contribuer à la caractérisation des déchets miniers et des sols de l'arc cuprifère katangais (RD Congo) pollués par des métaux traces, en utilisant des indices de pollution et des mesures directes de concentration. Cette étude a également évalué l'utilisation de ces indices dans l'évaluation du succès des projets d'assainissement. Des données provenant d'études antérieures et des échantillons prélevés sur six types de rejets et un sol pollué ont été utilisés pour répondre au premier objectif. Des échantillons de sol et de plantes ont été prélevés à Kipushi et à Panga Panga pour le deuxième objectif. Les résultats révèlent des concentrations très élevées d'As, de Cd, de Co, de Cu, de Mn, de Pb et de Zn dans tous les résidus miniers et les sols pollués, par rapport aux références locales. Les valeurs du degré de contamination (DC) (de 72 à 5440) et du risque écologique potentiel (RI) (de 549 à 162 091) indiquent des situations à très haut risques associés aux rejets et aux sols pollués. En ce qui concerne les essais de revégétalisation, les résultats montrent des concentrations et des RI plus faibles dans les rhizosphères des arbres par rapport aux zones non amendées sur les deux sites. Toutefois, les concentrations de métaux traces sont plus élevées dans les rhizosphères d'arbres que dans les références locales, et les

valeurs d'RI se situent dans la gamme des risques considérables pour Penga Penga (RI = 533) et dans la gamme des risques très élevés (>1500) pour Kipushi. Les valeurs du facteur de bioconcentration sont inférieures à 1, ce qui indique une faible accumulation dans les racines, le bois et les feuilles et un faible risque de contamination de la chaîne trophique. Dans ce contexte, il semble que les indices de pollution utilisés conviennent à la caractérisation de la pollution et à la définition des priorités en matière d'assainissement. En revanche, ils ne semblent pas adaptés à l'évaluation de l'efficacité des procédés phytotechnologiques basés sur la stabilisation des métaux. Des mesures directes de la performance des plantes combinées à des mesures directes des métaux dans les substrats et les plantes pour évaluer le transfert et l'efficacité sont plus appropriées.

Mots clés : métaux traces ; résidus ; sol pollué ; phytotechnologie ; indice de risque écologique potentiel ; Katangese Copperbelt.

3.1. Introduction

Mining activities in the Katangese Copperbelt (KCB, DR Congo) for more than a century generated great quantities of mining waste. These result from ore extraction in mines and metallurgical processes for ore purification; a typology of mining waste in the KCB is provided in the literature (Kaniki, 2008; Kaniki & Tumba, 2019; Mambwe et al., 2022). Mining is responsible for metal dissemination and the related pollution of the environment, as reported by numerous studies. Mining wastes cover large areas and are an important component of the landscape in the KCB, leading to socio-environmental and public health issues. Several studies have demonstrated the negative impact of mining activities on soils (Narendrula et al., 2012; Pourret et al., 2016; Mpinda et al., 2022), surface, and groundwater (Atibu et al., 2013; Mudimbi et al., 2017).

Human exposure occurs via the consumption of contaminated agricultural products (Muimba et al., 2021; Langunu et al., 2023) and fish (Manda et al., 2010) as well as direct ingestion of contaminated dust and water (Mudimbi et al., 2017). Evidence of the impact of high exposure to trace metals in the KCB is well documented. Banza et al. (2009) produced one of the first reports highlighting the high exposure of populations living close (0–3 km and 3–10 km) to a mining site or refinery in KCB, with all analyzed trace metals being above the World Health Organization's (WHO) threshold values. Several studies have reported the link between high exposure and the occurrence of specific diseases (Cheyns et al., 2014; Squadrone et al., 2016; Van Brusselen et al., 2022). This high human exposure is exacerbated by the proximity of mining wastes and polluted sites to densely populated cities and urban areas.

Reducing or limiting human exposure to trace metals in the KCB needs a well-conceived remediation plan at a regional scale. Results from trials of mining waste and polluted soil remediation in the KCB are reported in the literature. Remediation is mainly based on the use of metal-tolerant plant species in phytoremediation strategies (Shutchu et al., 2010; 2015; Boisson et al., 2015; 2016) or the use of woody species to enhance or improve the production of ecosystem services from vegetation to be installed on mining wastes and contaminated soils (Langunu et al., 2023; Mwanasomwe et al., 2022a; 2022b). In addition, reclaiming mining wastes based on their valorization in the industry, to extract metals of interest (Cu, Co, Zn, etc.) and reduce their concentrations in the “new” discharged wastes has been proposed (Kaniki, 2008; Kitobo, 2009; Ngenda, 2010; Tshibanda, 2012). To date, no study of the remediation trials of polluted rivers and lakes has been reported. Up to now, most reported studies were limited to comparing metal concentrations in waste and contaminated soils to thresholds from the Democratic Republic of the Congo regulation or international standards or assessing the potential of mining waste to release metals into the environment. However, no study has evaluated the risks associated with mining waste and polluted soils based on the pollution indices, and none has used these indices to evaluate the performance of remediation trials in the KCB.

In this context, pollution indices are relevant tools for assessing the hazardousness of mining waste, sediments, and soils in the environment. Used as a means for integrating the concentrations of a certain number of metals to quantify the level of contamination and the risks associated with mining wastes and contaminated sites for humans and the environment, these indices could potentially also be used to prioritize areas for remediation (Håkanson, 1980). Numerous indices of the hazardousness of mining waste and contaminated sediments and soils have been developed to assess the risk associated with concentrations of individual (single indices) or several metals (multiple pollution indices) (Duodu et al., 2016; Che et al., 2020; Zeng et al., 2023). Among the most widely used are the enrichment factor and the contamination factor as single indices, and the degree of contamination, the pollution index, and the potential ecological risk index as multiple pollution indices. The use of indices based on metal concentrations to assess the potential risks for humans and the environment is well documented (Liénard & Colinet, 2016; Karimi et al., 2020; Nag et al., 2022; Ogarekpe et al., 2023; Veskovic et al., 2024). However, their use in assessing the success of remediation trials is very poorly documented, with most of the studies limited to assessing the risks and identifying the phytoremediation potential of plant species (Li et al., 2019; El-Amier et al., 2020; 2021; Mazumder et al., 2021; Ibrahim et al., 2021; Shi et al., 2023).

Considering all the aspects described, the overall objective of this study was to contribute to the assessment of the ecological risks associated with high concentrations of trace metals in polluted soils and to evaluate the effectiveness of revegetation trials in reducing ecological risks in reclaimed soils. More specifically, the objectives are to (i) characterize the contamination of mining waste and polluted soils in the KCB, using pollution indices as a tool for setting remediation priorities and (ii) evaluate the potential of these indices as tools for assessing the success of remediation trials based on revegetation with woody species. The results of this study are useful for identifying priorities and improving remediation processes for sites polluted with trace metals in the KCB.

3.2. Materials and Methods

3.2.1. Study area

This study was conducted in the KCB, in the south-east of the Democratic Republic of the Congo. This region is rich in Cu and Co ores and has localized deposits of Zn, Mn, and U, making it one of the world's most important regions in terms of mineral supply (Cailteux et al., 2008; Mambwe et al., 2023). KCB extends over an area more than 500 km long and 50 km wide from Kolwezi to Sakania (Figure 3-1 et Figure 3-2). Its climate is humid subtropical with a rainy season from October to April and a dry season from May to September. Average annual rainfall ranges from 1200 mm to 1400 mm, and the mean annual temperature is 20 °C (Saad et al., 2012). The region's dominant soil types are laterites, tropical ferruginous soils, ferralitic soils, and vertisols (Ngongo et al., 2009). The dominant vegetation in the region is the Miombo open forest (Malaisse, 2010).

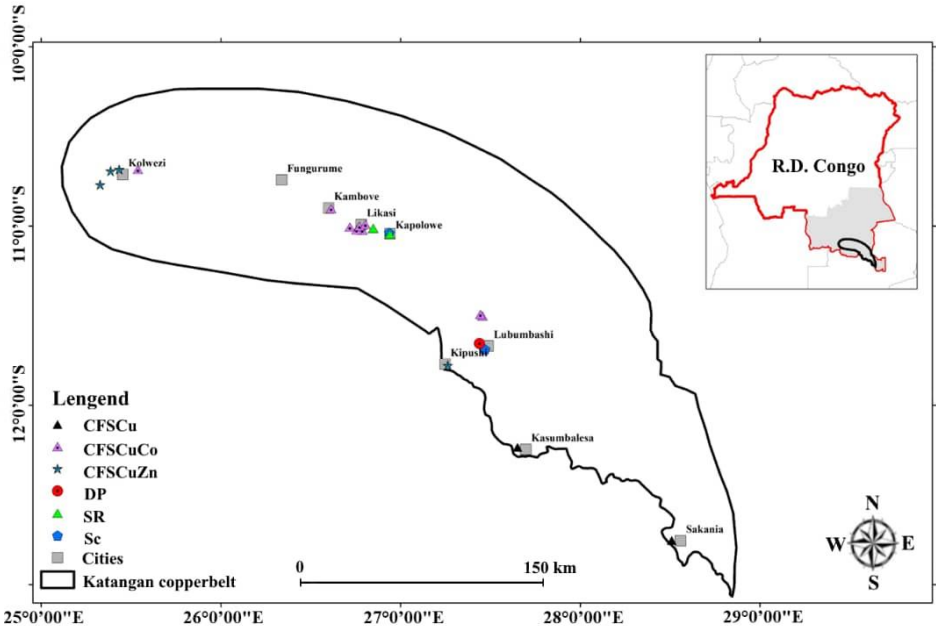


Figure 3-1. Spatial distribution of various mining discharges and polluted soil around the main towns in the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = deposit from smelting emissions, Sc = slag, SR = river sediments from mining plants.



Figure 3-2. Main types of mine tailings, and contaminated soils and sediments in the KCB. (A) Soil contaminated by emissions from the smelter, (B) wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by Environments 2024, 11, 122 4 of 18 flotation, (C) river sediments contaminated by wastes released by mining plants, (D) wastes from concentrates of Cu and Co oxides, (E) slag from the smelting process of copper.

3.2.2. *Source of Data on Metal Concentrations*

Primary and secondary data sources were used for this study. Primary data came from sample collection and analysis by the research team. A total of 95 samples were collected from mining wastes and contaminated soils and sediments (from rivers) in the KCB. Secondary data were obtained from articles and grey literature (doctoral dissertations, Master's theses) based on work carried out in the KCB, as summarized in Table 3-1.

Table 3-1. Studies characterizing metal concentrations in different types of polluted soils within the KCB

Reference	Aim of the study	Analyses
Kaniki, (2008)	Environmental characterization of mining and metallurgical wastes	pH, As, Cd, Cu, Co, Fe, Pb, Mn, and Zn. Extraction with aqua regia
Kitobo, (2009)	Remediation and reclamation of sulphide mine tailings	pH, As, Cu, Co, Pb, and Zn. Leaching test and extraction with HCl and NaOH
Ngenda, (2010)	Feasibility of the valorization of wastes from the Kolwezi zinc plants	pH, As, Cu, Co, Pb, and Zn. Leaching test and with HCl and NaOH
Tshibanda, (2012)	Improving the metallurgical treatment of Cu-Zn sulfides from mining wastes in Kolwezi.	As, Al, Cd, Co, Cu, Hg, Pb, Zn, Mn, Fe, Ti, S, and Ni. Leaching test and X-ray fluorescence analysis
Narendrula et al (2012)	Assessing trace metal concentrations in polluted soils from smelting activities	pH, As, Al, Cd, Cu, Fe, Co, Pb, Zn, Mn, Mg, and Ni. Extraction with aqua regia
Mees et al (2013)	Concentrations and forms of heavy metals around two ore processing sites.	pH, As, Cr, Cd, Cu, Fe, Co, Pb, Zn, Mn, and Ni. Extraction with aqua regia
Pourret et al (2015)	Modeling of cobalt and copper speciation in metalliferous soils	Co, Cu, Fe, Mn, Mg, and Ca. Extraction with HF+HClO ₄ + HCl

3.2.3. *Assessment of the Potential for Reducing the Ecological Risk Indices through Revegetation with Woody Species*

To assess the potential for reducing the ecological risk of mining wastes and contaminated soils by revegetating with woody species, soil samples were taken in a long-term experiment (over 15 years) in the Kipushi tailing (contamination from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation) and in the residential plots of the Penga Penga neighborhood (soil contaminated by deposits from the Gécamines Cu-smelter, see Shutcha et al. (2015). Details of the experiment are provided in the work by Mwanasomwe et al. (2022) for Kipushi and in the work by Langunu et al. (2023) for Penga Penga. The rooting soil of the woody species considered corresponds to the layers of amendments that have been filled in the planting holes (Figure 3-3). In the Kipushi tailing, samples were collected from the rooting soil surface horizons (0–20 cm) of five woody species: *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth., *Albizia lebbeck* (L.) Benth., *Cupressus lusitanica* Mill., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, and *Syzygium guineense* (Willd.). In Penga Penga, the species considered were *Mangifera indica* L. and *Syzygium guineense*. Leaf, wood, and root samples were collected in both sites. Ten leaf samples per individual were collected on ten trees of each species. They were then bulked for each individual for a total of ten bulked samples per

species. Wood samples (diameter of 5–7 cm) were collected from two branches for each individual. Two root samples (300–500 g) with diameters ranging from 2 to 15 mm were taken from each tree individually selected. Root, wood, and leaf samples were taken from the same individuals as the soil samples from the rooting soil.

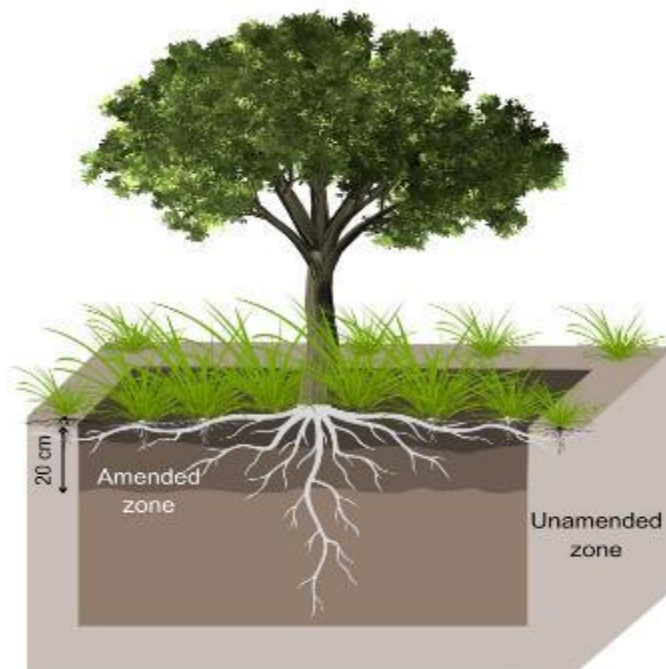


Figure 3-3. Cross-section of a profile of edaphic conditions in the vegetated area of the Kipushi mine tailings.

3.2.4. Chemical Analysis

Air-dried samples were sieved at 2.0 mm, and a subsample was crushed to 200 μm . Methods were described in the work by Lienard and Colinet (2016). Soil pH was measured potentiometrically in a 1:2.5 (w/v) suspension in water and 1N KCl, while total organic carbon (TOC) was determined using the Springer–Klee method. Major (Ca, Mg, K, P) and trace (Fe, Mn, As, Cd, Co, Cu, Pb, Zn) element concentrations were determined after, respectively, (a) extraction with ammonium acetate-EDTA (0.02 M) at pH 4.65 (w:v 1:5 ratio) and agitation for 30 min (referred to as available metal concentration) for major elements, and (b) aqua regia digestion following ISO 11466 (referred to as total metal concentration). The concentrations in the solutions were measured using flame atomic absorption spectrometry (AAS, Varian 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) for major elements, except P (colorimetry), and ICP-OES for aqua regia contents.

Leaf and root samples were washed with distilled water, then rinsed with 1% alconox solution to remove soil particles and avoid contamination (Faucon et al., 2007), while bark was removed from wood. All samples were oven-dried at 95 °C for

72 h for leaves and 120 h for roots and wood. Samples (root, wood, and leaf) were ground to powder before being mineralized in a mixture of 65% HNO₃ and 75% HClO₄. A total of 2 g of homogenized samples were weighed into a 150 mL beaker and attacked with 30 mL of mixed 65% HNO₃ and 75% HClO₄ on a plate for a cold reaction during 16 h; then, the solution was heated until the solid residues remained; after cooling, 5 mL of 10% HCl was added unto the residues, poured into a 25 mL volumetric flask, and diluted to the mark. Concentrations of As, Cd, Pb, Cu, Co, and Zn were determined using ICP-OES.

3.2.5. *Calculation of Risk Indices*

The enrichment factor (EF), the degree of contamination (DC), and the potential ecological risk (RI) were used as indices to assess the hazardousness of trace metal concentrations in mine tailings and affected soils in the KCB. All these indices were determined according to Håkanson's guidelines (Håkanson, 1980). The EF was used to determine the degree of metal enrichment in discharges and soils compared with natural levels. It was calculated using Fe as the reference element (Liu et al., 2015; Kumar et al., 2019) according to Formula (1). Five enrichment levels are described as a function of EF values (Che et al., 2020): depletion to mineral enrichment if $EF < 2$, moderate enrichment if $2 \leq EF < 5$, significant enrichment if $5 \leq EF < 20$, very high enrichment if $20 \leq EF < 40$, and extremely high enrichment if $EF > 40$.

$$EF = (C_{\text{sample}}/Fe_{\text{sample}}) / (C_{\text{ref}}/Fe_{\text{ref}}) \quad (1)$$

where C_{sample} = the concentration of the metal in the sample; Fe_{sample} = the concentration of iron in the soil; C_{ref} = the concentration of the reference soil metal; and Fe_{ref} = the concentration of the reference soil iron.

The DC is calculated based on the sum of the contamination factor (CF) values for each trace metal analyzed (Formula (2)). The CF is calculated based on the trace metal concentration values in the waste/soil samples and those of the reference geochemical background (3). Following the DC, four categories of contamination were used: low degree of contamination if $DC < 8$, moderate degree of contamination if $8 \leq DC < 16$, considerable degree of contamination if $16 \leq DC < 32$, very high degree of contamination if $DC > 32$.

$$DC = \sum CF_M \quad (2)$$

$$CF = C_{\text{sample}}/C_{\text{ref}} \quad (3)$$

where DC is the degree of contamination of a given release/soil, CF is the contamination factor for a particular metal, C_{sample} = the concentration of the metal in the release/soil analyzed, and C_{ref} = the metal concentration in the reference soil from the region.

The RI is the sum of the ecological risk factor (Er) values for each metal (Formula (4)). The Er is used to determine the potential risk that each metal in the substrate presents to the environment and human health. The Er calculation involves the contamination factor (CF) and the toxicological response factor (Tr) values for each

metal (Formula (5)). Er values were calculated using empirical values for the Tr of each metal (Table 3-2) (Kumar et al., 2019; Zeng et al., 2023).

$$RI = \sum Er \quad (4)$$

$$Er = CF \times Tr \quad (5)$$

where RI = potential ecological risk index; Er = ecological risk factors (for each metal); Tr = the toxicological response factor for a given substance; and Cf is the contamination factor.

The Tr values for heavy metals found by Hamid et al. (2022) are given in Table 3-2. Based on the Er values, the categories of ecological risk related to a single metal are as follows: $Er < 40$, low ecological risk; $40 \leq Er < 80$, moderate ecological risk; $80 \leq Er < 160$, considerable ecological risk; $160 \leq Er < 320$, high ecological risk; and $Er \geq 320$, very high ecological risk. With regard to RI, the categories are as follows: $RI < 150$ = low risk; $150 \leq RI < 300$ = moderate risk; $300 \leq RI < 600$ = considerable risk; $RI \geq 600$ = very high risk.

Table 3-2. Toxicological response factor (Tr) by Hamid et al. (2022).

Elements	Toxicity response factor
As	10
Cd	30
Co	5
Cu	5
Mn	1
Pb	5
Zn	1

In addition to the RI, the bioconcentration factor (BCF) was calculated to assess the amount of trace metals taken up in roots, wood, and leaves of woody species planted at Kipushi. BCF is the ratio of metal concentration in organs to that in soil/substrate (Formula (6)) (Yang et al., 2015; Zheng et al., 2020).

$$BCF = C_{tree \text{ tissue}}/C_{soil} \quad (6)$$

where $C_{tree \text{ tissue}}$ is the metal concentration in a given tissue and C_{soil} is the pseudo-total metal concentration in the soil.

3.2.6. Statistical Analyses

Descriptive statistical tests were applied to the mineral concentration data from the KCB mining wastes and polluted soils considered in this study. Detection Limit

(DL)/2 imputation methods were used to integrate all data < DL in all analyses (Hargarten & Wheeler (2020)). The Shapiro–Wilk normality test was applied to assess the distribution of data. As the data were not normally distributed, even after logarithmic transformation (no transformation for pH), the non-parametric Kruskal–Wallis test was applied to compare the concentration values of each parameter analyzed among the sites. Principal component analysis (PCA) was applied as a multivariate model to compare sites by integrating all the parameters analyzed. Data from woody species revegetation trials and tree plantations at Penga Penga were also subjected to a Shapiro–Wilk normality test. The logarithmic transformation having corrected the data distribution, Student's t-test was applied to compare the mineral conditions and RI of the surface horizons of woody species and those of the surrounding unamended areas. The t-test was applied separately for each of the two sites (Kipushi and Penga Penga). A two-factor ANOVA was applied to compare metal concentrations in roots, wood, and leaves at Kipushi. The factors considered were species and organs. All analyses were performed using R Studio (4.0.1).

3.3. Results

3.3.1. *Concentration of Trace Metals in Mining Wastes and Contaminated Soils*

Table 3-3 shows the descriptive statistics applied to parameters analyzed on KCB's mining wastes and polluted soils. The range of pH values (water and KCl) observed for polluted sites (pH_{water} : 4.0–10.6; pHKCl : 3.5–11.7) entirely covered that observed in unpolluted forest soils (pH_{water} : 4.0–7.3; pHKCl : 3.8–5.8). Table 3-3 also highlights the high concentrations of metals in the mining wastes and contaminated soils considered in this study, compared with the forest soils taken as reference, and also shows very high average concentrations compared with the international thresholds. Similarly to Fe, which is a major element (9890–320,000 mg kg^{-1}), all the measured trace elements showed high levels of variability. Cu and Zn were the trace metals with the highest average and ranges of concentrations, respectively, 12,657 mg kg^{-1} (116–75,000 mg kg^{-1}) for Cu and 13,250 mg kg^{-1} (0.02–200,000 mg kg^{-1}) for Zn. The range of concentrations for the other elements was < 0.05 (pH_{water} slag = 5.6–10.6 vs. 4.0–8.7 for other substrates). It is noted that classes cover ranges from acidic to strongly basic conditions and therefore pH should seldom be considered as an indicator of waste nature. Wastes resulting from Cu-Zn sulfide concentration by flotation (CFSCuZn) showed higher concentrations ($p < 0.05$) of As, Pb, and Zn, with values ranging from 7.8 to 12.2 mg kg^{-1} for As (vs. < 0.05) in river sediments, with values of 24–17,414 mg kg^{-1} (vs. 0.003–2395 for others). Co concentrations were higher in wastes from Cu-Co oxide concentration and in slag, with respective values of 4310–26,700 mg kg^{-1} and 910–23,000 mg kg^{-1} vs. < 0.05) compared with all other discharges (116–12,113 mg kg^{-1} for river sediments vs. 313–75,000 mg kg^{-1} for other discharges). The remarks made about pH can also be made about the metal content; even if there are significant differences between groups of wastes, the frequency distributions usually overlap each other.

Table 3-3. Descriptive statistics for concentrations of pH, Fe, and trace metals (mg kg⁻¹) in mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. n = number of samples, SD = standard deviation, CV = coefficient of variation, Min = minimum, Max = maximum, Q1 and Q3 = first and third quartile, LOQ = Limit of Quantification, Reference = reference soil in the region (Shutcha et al., 2018; Mpinda et al., 2021), IT = international thresholds (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Zeng et al., 2023).

	pH_{water}	pH_{KCl}	Fe	As	Cd	Co	Cu	Mn	Pb	Zn
<i>n</i>	78	88	75	66	124	122	125	69	125	122
Mean	6.2	5.8	64,764	1578	1751	826	12,657	939	2096	13,250
SD	1.48	1.78	76707	2695	4225	2673	14,048	1909	7613	41,111
Min	4	3.5	9890	< LOQ	< LOQ	2.52	116	15	< LOQ	0.02
Q1	5.13	4.8	21,800	30.6	<LOQ	29.55	13,17.5	109.5	31	15
Median	5.87	5.4	37,850	314	28	94.13	7977	174	52	41
Q3	7.02	5.8	57,150	1420	245	351	19,513	750	712	694
Max	10.6	11.7	320,000	12,159	17,414	23,000	75,000	9600	58,000	200,000
CV	24	30	119	178	243	315	149	198	370	317
Skewness	1.13	1.98	2.19	2.59	2.52	4.79	5.18	2.89	5.46	3.69
Kurtosis	1.10	3.72	3.52	6.37	5.06	24.66	39.42	8.38	32.7	12.82
Reference										
Mean	5.6	4.4	62,954	-	1.3	20	187	119	40	69
Min	3.9	3.8	8971	-	0.1	0.1	3.1	4.3	0.3	2.0
Max	7.3	5.8	112,000	-	1.9	38	456	370	82	180
IT	-	-	-	-	5	40	200	-	100	300

Projection of the variables in the CP1 × CP2 plane (59.1% total variation) of the PCA shows trends observed with the KW test (Figure 3-4). CFSCuZn are associated with the highest concentrations of As, Pb, and Zn, while SR is associated with the highest Cd concentrations but the lowest Cu concentrations. Slag and COCoCu are associated with the highest Co and pH values. Other wastes occupy intermediate positions.

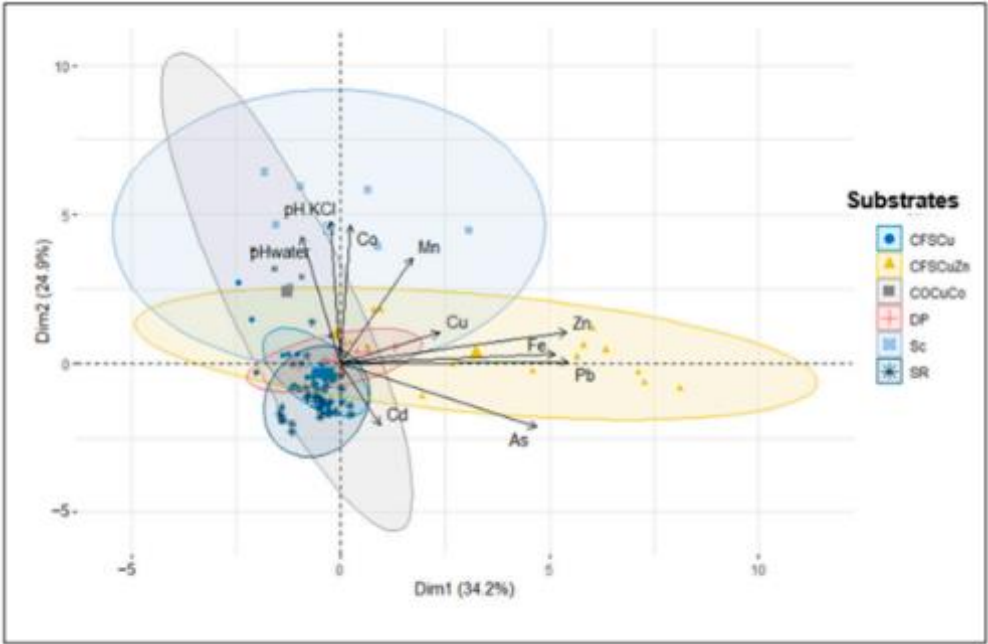


Figure 3-4. Principal component analysis showing the variability in the studied elements across mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt.

CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCoCu = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = deposit from smelting emissions, Sc = slag, SR = river sediments from mining plants

3.3.2. *Ecological Risk Associated with Trace Metal Concentrations*

The values for EF and CF were generally above 1, indicating enrichment and trace metal contamination. Only seven values (out of 42) for each index were less than or equal to 1. The DC values of all mining wastes and contaminated soil show very high levels of contamination as they exceeded 32 (Table 3-4). The decreasing order of DC values can be classified as follows: SR (5440) > CFSCuZn (2027) > Slag (338) > COCoCu (180) > DP (155) > CFSCu (72). The high DC values are mainly due to Cd for SR; Zn, Cd, and Pb for CFSCuZn; Zn and Co for slag; and COCoCu and Cu for DP.

Table 3-4. Contamination factor (CF) and degree of contamination (DC) values for samples collected from mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = soil contaminated by deposit from smelting emissions, Sc = Slag, SR = river sediments from mining plants.

Substrates	CF							DC
	As	Cd	Co	Cu	Mn	Pb	Zn	
CFSCu	0.001	7.7	2.9	59.2	1.1	0.5	0.4	72
CFSCuZn	176	593	3.7	61	3.4	222	968	2027
COCuCo	2.4	0.001	147	27.4	0.8	1	1.1	180
DP	6.3	20.8	9.4	71.8	0.1	18.3	28.6	155
Sc	0.1	0.001	131	39.6	7.6	21.3	138	338
SR	36.5	5388	2.9	3.8	0.2	7.2	0.9	5440

RI values indicate high potential ecological risks associated with trace metal concentrations in all study sites. The decreasing order of RI values is as follows: SR (162091) > CFSCuZn (21959) > DP (1219) > slag (1109) > COCuCo (905) > CFSCu (549) (Table 3-5). The trends in the metals influencing RI values are the same as those observed for DC values. It should be noted, however, that DP presents a higher potential ecological risk index compared to slag, contrary to the trends observed with DC values.

Table 3-5. Ecological risk factor (Er) and potential ecological risk index (RI) values for soil samples in mining wastes and contaminated soils and sediments from the Katangese Copperbelt. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = soil contaminated by deposit from smelting emissions, Sc = Slag, SR = river sediments from mining plants.

Substrates	Er							RI
	As	Cd	Co	Cu	Mn	Pb	Zn	
CFSCu	0.001	233	15	296	1.1	2.9	0.4	549
CFSCuZn	1760	17792	18.8	305	3.4	1111	968	21959
COCuCo	24	0.04	736	137	0.8	5.2	1.1	905
DP	63.6	625	47.4	359	0.1	94.4	28.6	1219
Sc	1.6	0.04	657	198	7.6	107	138	1109
SR	366	161653	14.7	19.4	0.2	36.1	0.98	162091

3.3.3. Impact on RI and BCF Values of the Localized Excavation and Replacement Approach for Revegetation

3.3.3.1. Profile of Edaphic Conditions and RI Values

The results show a better fertility status close to the trees at both sites with higher concentrations ($p < 0.05$) of P, K, and TOC compared with unamended areas (Table 3-6). In contrast, total trace metal concentrations were lower in the amended zone compared to the unamended at both Kipushi and Penga Penga. Co was the only exception to the general trend with higher concentrations in the rooting soil of trees ($932 \pm 407 \text{ mg kg}^{-1}$) compared to unamended areas ($102 \pm 57 \text{ mg kg}^{-1}$) in Kipushi.

Table 3-6. pH, total organic carbon (TOC), bioavailable major elements (extraction with CH₃COONH₄ + EDTA), pseudo-total trace metal concentrations, and potential ecological risk index (RI) values in surface horizons (0–20 cm) of unamended areas and tree rooting soils in the Kipushi tailings pond from copper–zinc sulfide concentration by flotation and in polluted soil at Penga Penga. Mean ± standard deviation. Comparisons between unamended areas and rooting soil conducted separately at Kipushi and Penga Penga. Values with the same letter (a,b) are not different after the Student’s t-test ($p < 0.05$).

	Kipushi		Penga Penga		Reference (Forest soil)
	Unamended	Rooting	Unamended	Rooting	
pH _{KCl}	7.9 ± 0.2 a	7.0 ± 0.2 b	5.8 ± 1.7 b	7.7 ± 0.3 a	4.4 (3.8-5.8)
TOC (%)	2.2 ± 0.3 b	4.5 ± 1.9 a	1.4 ± 0.5	-	2.3 (1-5)
Ca (mg kg ⁻¹)	10060 ± 4002 a	4098 ± 425 b	11 ± 5.2 b	75 ± 43.7 a	-
Mg (mg kg ⁻¹)	2790 ± 1824 a	2242 ± 352 b	1.7 ± 0.5	-	-
P (mg kg ⁻¹)	40 ± 14.1 b	148 ± 79 a	1.4 ± 0.5	-	-
K (mg kg ⁻¹)	20 ± 1.4 b	144 ± 49 a	1.2 ± 1.1 b	99 ± 36 a	-
As (mg kg ⁻¹)	2934 ± 2141 a	314 ± 155 b	1578 ± 2695 a	12.8 ± 14.2 b	-
Cd (mg kg ⁻¹)	159 ± 77.4 a	48 ± 16 b	1751 ± 4225 a	8.7 ± 12 b	-
Cu (mg kg ⁻¹)	9269 ± 1825 a	3533 ± 814 b	12657 ± 14048 a	1379 ± 1371 b	187 (20-456)
Co (mg kg ⁻¹)	102 ± 57.1 b	932 ± 407 a	826 ± 2673 a	182 ± 113 b	20 (7.1-38)
Pb (mg kg ⁻¹)	4291 ± 1113 a	557 ± 230 b	2096 ± 7613 a	142 ± 131 b	40 (7.0-82)
Zn (mg kg ⁻¹)	22723 ± 11670 a	6725 ± 2650 b	13250 ± 4111 a	467 ± 312 b	69 (26-180)
RI	5704 ± 3222 a	1522 ± 400 b	1532 ± 503 a	533 ± 493 b	

The results show lower RI values in the rooting soil of trees planted at Kipushi and Penga Penga. At Kipushi, the averaged RI value was 5704 ± 3222 in the unamended areas while it was 1522 ± 400 in the rooting soil of the trees. At Penga Penga, the RI value was 1532 ± 503 in the unamended areas while it was 533 ± 493 in the amended material.

3.3.4. Accumulation in Plant Tissues and Bioconcentration Factor Values at Kipushi

Co, Cu, and Zn concentrations were lower ($p < 0.05$) in wood compared with roots and leaves. Cu concentrations were higher in roots ($57.3 \pm 22.5 \text{ mg kg}^{-1}$) than in leaves ($17.8 \pm 4.2 \text{ mg kg}^{-1}$). Co and Zn concentrations were similar in roots (Co = 3.8 ± 2.2 , Zn = $289 \pm 195 \text{ mg kg}^{-1}$) and leaves (Co = 2.7 ± 1.3 , Zn = $293 \pm 126 \text{ mg kg}^{-1}$) but lower in wood (Co = 1.2 ± 0.8 , Zn = $67 \pm 37 \text{ mg kg}^{-1}$). All BCF values were below 1,

including all tissues (roots, wood, and leaves) of all species and all three metals analyzed, ranging between 0.0004 and 0.09 (Figure 3-5). For all metals, BCF values were lower in wood compared to roots and leaves.

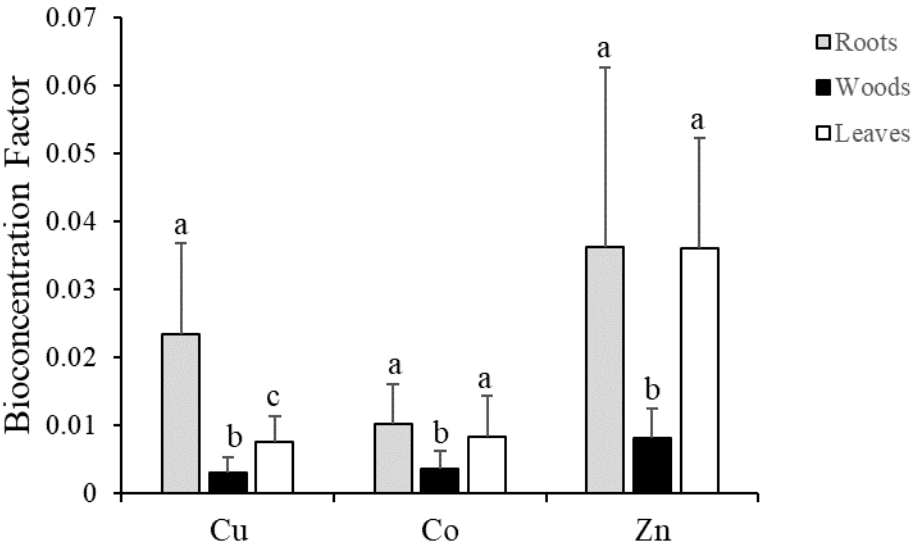


Figure 3-5. Bioconcentration factors for Cu, Co, and Zn in the tissues of five woody species grown for 15 years in the Kipushi tailing pond from the concentration of Cu-Zn sulfide by flotation. Values are represented by the mean ± standard deviation; means with the same letter (a, b, c) are not significantly different ($p < 0.05$).

3.4. Discussion

3.4.1. Metal Concentrations and Ecological Risks Associated with Polluted Soil and Wastes in KCB

The wide variability in the values between mining wastes (for all parameters considered) in this study reflects the heterogeneity of the mineralogical composition of ores extracted from the KCB’s metalliferous deposits, as well as the metallurgical processes and other treatments after their release from the plants. The variability in the chemical and mineralogical composition of the deposits in the KCB is well documented and can be explained by the history of their emergence during geological eras (Kampunzu et al., 2005; Cailteux et al., 2005; Muchez et al., 2015). Furthermore, the nature of ores (and therefore their chemical composition) leads to the application of different metallurgical schemes and the use of different inputs (Crundwell et al., 2011; Bautista, 2013; Bourgarit, 2019). For example, oxide ores are subjected to hydrometallurgical processes, while sulfide ores are subjected to smelting processes (Kitobo, 2009; Cailteux et al., 2005). The influence of ore origin is illustrated by the higher Zn concentration values in the tailing ponds from the concentration of Cu and Zn sulfide ores, while Co concentration is higher in discharges from Cu and Co oxide

ores. In contrast, high pH values in wastes from ore concentrations (Cu and Zn sulfide ores, Cu sulfide ores, etc.) stored in sedimentation ponds most often illustrate the influence of treatments applied to the discharges, notably the application of lime for pH neutralization (Kitobo et al., 2007; Kaniki & Tumba, 2019; Mambwe et al., 2022). The high Ca and Mg values support this explanation.

Unsurprisingly, trace metal concentrations are much higher in mining wastes and contaminated soils compared to those reported from the reference geochemical background of non-metalliferous soils (Shutchua et al., 2018; Mpinda et al., 2022) as well as those reported from non-anthropized metalliferous soils (Muyumba et al., 2018). This result explains the high values of DC (Table 3-7) and RI (Table 3-8). For example, the DC and RI values of mining wastes were 2 to 170 times (DC: 72–5440) the threshold of “high contamination” (DC > 32) and 1 to 270 times the threshold for “very high risk” (RI = 549–162,091). Such high levels of DC and RI are rarely reported in the literature (Oliva & Mignorange, 2006; Simon, 2014; Mugoša et al., 2016; Kowalska et al., 2018; Jiang et al., 2018; Al-Robai, 2023; Hoque et al., 2023) and would place KCB among the most trace-metal-polluted regions in the world. In line with the high DC and RI, all the studied soils and discharges show very high average concentrations when compared with international reference threshold values (Zheng et al., 2020; Hargarten & Wheeler, 2020). These results support the exceptionally high levels of trace metal exposure in KCB populations as reported by several authors over the past 15 years, indicating concentrations of Cd, Co, U, Cu, and Zn above the threshold in the urine, blood, and semen, leading to oxidative DNA disorders, infertility, malformation in newborn babies, and cancer in people living near mining activities (Banza et al., 2009; Cheyns et al., 2014; Squadrone et al., 2016; Mukendi et al., 2018). The results emphasize the contribution of certain trace metals, such as Cd and Pb, in the high ecological risk related to mining waste due to their toxicological characteristics despite relatively lower concentration levels compared to metals such as Cu and Zn (Table 3-9). They underline the need to analyze an extended set of trace metals for a better ecological risk assessment. For example, including all potentially harmful metals would help to refine the risk assessment associated with mining waste. In addition, given that the contamination classification usually used is not relevant for the sites studied, as we found DC values well over 32, we suggest that DC news and the use of other pollution indices be developed.

3.4.2. Revegetation on the Basis of Excavation and Replacement and Ecological Risk Index

Revegetation trials with woody species installed since 2005 were based on the localized excavation of planting sites followed by the replacement of polluted sediments and soils with organic matter (Langunu et al., 2023; Mwanasomwe et al., 2022b). The present study represents a first assessment of the ability of this approach to reduce ecological risks using indices, the previous ones being based mainly on edaphic conditions (based on AA-EDTA extractable Co, Cu, and Zn concentrations) and metal concentrations in aboveground organs without subtracting the influence of

dust. The results of this study confirm an improvement in conditions in the rooting soil surface horizons of the evaluated woody species (Table 3-10), thanks to better organic matter, P and K values, and generally lower trace metal concentrations compared with the surface horizons of the surrounding unamended substrates. Nevertheless, trace metal concentrations remain high (compared with regional references), probably due to the metal release from surrounding substrates, as argued by Langunu et al. (2023) for the case of Penga Penga but also demonstrated for other regions (Mwanasomwe, 2022). Kaniki's (2008) leaching test results also support the mobility of metals in the discharge of Cu and Zn sulfide concentrates at Kipushi.

The potential ecological risk index was lower in the amended and planted areas thanks to lower concentration levels, particularly of the most hazardous metals such as Cd and Pb (Table 3-11). Nevertheless, the RI values correspond to considerable ($300 \leq \text{RI} < 600$) to high ($\text{RI} \geq 600$) risks. In other words, based on trace metal concentrations, the amended material in tree plantation holes in the Kipushi tailing disposal and the Penga Penga polluted soil, made up of organic matter and other inorganic amendments (in the case of Penga Penga, e.g., termite mound soil, etc.), have been progressively enriched in trace metals to (total) concentrations that present significant ecotoxicological risks for the environment and human health. Although current results do not allow us to estimate trends with any certainty, concentrations in the rooting soil may increase if metal release continues. This phenomenon of metal migration from contaminated substrates to rooting soil made up of uncontaminated soil improvers should be further investigated in future studies. Such investigations will provide a better understanding of the success of revegetation methods for polluted sediments and soils based on localized excavation and replacement with unpolluted soil and soil improvers.

Furthermore, the simultaneous presence of multiple trace metals in polluted soils raises the issue of contaminant cocktail effects. These complex interactions can influence metal bioavailability and amplify their toxicity (Chen et al., 2015). For instance, certain metals, such as Cd and Pb, may act synergistically, further disrupting the physiological processes of plants and soil microorganisms. Similarly, although Cu and Zn are essential trace elements, their simultaneous accumulation can induce oxidative stress, compromising plant metabolism (Chen et al., 2004). Conversely, antagonistic interactions modulate the mobility and absorption of elements. For example, zinc limits cadmium uptake through competition for biological transporters, while selenium mitigates arsenic toxicity by reducing its assimilation and promoting its excretion (Qin et al., 2020; Zwolak, 2025).

Nevertheless, the survival and performance of species over the last 15 years (Mwanasomwe et al., 2022a) combined with low accumulation levels and low BCF values (< 0.2 for all species and the three metals analyzed, Figure 3-6) demonstrate a reduction in metal mobility and bioavailability. In this context, measurement of the ability of amendments to reduce metal mobility and prevent their transfer to other environment components seems to be key for the assessment of the success of such remediation approaches. An integrated approach that considers metal interactions and

the combined effects of these contaminants is essential for the sustainable management of polluted sites.

3.4.3. *Implications for Remediation of Polluted Soil*

The results of this study reveal the extremely high levels of contamination and significant ecological risks associated with high concentrations of trace metals in mine tailings and polluted soils and sediments in the KCB. These observations justify the ongoing search for advanced remediation and risk reduction techniques, which have been examined by several studies over the last two decades (Kaniki, 2008; Kaniki & Tumba, 2019; Kitobo, 2009; Ngenda, 2010). The approaches suggested by these studies include physico-chemical processes aimed at reducing the high concentrations of trace metals in the soil. In particular, the recovery of mining waste by metallurgical processes, as proposed by Kaniki and Tumba (2019) and Mambwe et al. (2022), is essential for reducing trace metal concentrations. This should be considered before revegetating certain polluted sites with metal-tolerant plant species (Langunu et al., 2023; Shutcha et al., 2010; 2015; Boisson et al., 2016; Mwanasomwe et al., 2022b), which can contribute to limit the spread of contaminants in the environment and reduce human exposure.

Furthermore, for the urban and densely populated areas established on the polluted soils of Penga Penga, a more participatory approach, as recommended by Mwanasomwe (Mwanasomwe, 2022), should be envisaged to take better account of the needs of the populations and the best technical itineraries for the remediation of polluted urban areas with trees and herbaceous species (Shutcha et al., 2015). However, it appears that there is currently no coordinated strategy to address the issue of contamination on a regional scale in the KCB, nor are there systematic methods for assessing the effectiveness of different rehabilitation techniques. The results of this study highlight the need to develop an integrated approach to environmental remediation, considering the different characteristics of mining waste and polluted soils, as well as their proximity to residential areas and sensitive ecosystems. In addition, our results highlight the importance of extending remediation efforts to all types of mining waste, including river sediments and copper and zinc sulfide flotation residues.

The results of the assessment of the remediation tests on mine tailings and polluted soils show that the ecological risk values remain high in the amended areas vegetated with woody plants, although they are lower than in the non-vegetated areas. These results suggest that the ecological risk associated with trace metal concentrations in amended areas of KCB mine tailings and polluted soils potentially increases over time due to the release of metals from unamended matrices by a lateral transfer (Langunu et al., 2023; Mwanasomwe et al., 2022b).

In this case, the use of pollution indices to assess the effectiveness of remediation seems inadequate as these indices mainly focus on the concentrations and toxicological characteristics of trace metals (Kumar et al., 2019; Kowalska et al., 2016), without considering the ability of remediation techniques to prevent the dissemination of metals in the environment. It is important to note that not all

phytotechnology methods aim to reduce trace metal concentrations in the polluted soil medium. Phytostabilisation, for instance, being a strategy that aims to contain metals on site and prevent their dispersion, may be more effective in areas with high polymetallic contamination (Ali et al., 2013; Yan et al., 2020; Naveed et al., 2023). It would be useful to associate indicators of trace metal stability in these matrices, by describing their physical characteristics and using appropriate extraction techniques to assess their mobility. In addition, the bioconcentration factor (BCF) and direct measurement of concentrations in the aboveground tissues of plants are more relevant indicators for assessing the success of techniques based on metal stabilization. These measurements make it possible to assess the success of the method in preventing the spread of metals in the trophic chain. The results of this study and those of Langunu et al. (2023) support this approach. On the other hand, the use of the potential ecological risk index may be more appropriate for assessing phytotechnology methods aiming to extract and reduce the level of trace metal concentrations in soil and sediment, such as phytoextraction (Naveed et al., 2023).

3.5. Conclusion

This study used pollution indices to assess the ecological risks associated with KCB mining waste and soils polluted by trace metals and to evaluate the effectiveness of revegetation trials in reducing potential ecological risks in remediated soils. The results confirm the high ecological risks related to the high concentrations of trace metals and the high values of the RI for the mining waste and contaminated soils examined in this study. They also provide information on the variability of the risks associated with the various types of mining wastes and contaminated soils with potential implications on the prioritization and selection of the most suitable strategies of remediation. The evaluated remediation strategy shows the effectiveness of amendment in reducing the mobility and bioavailability of metals through the observation of low BCF values. It also led to a reduction in IR in the rooting soil of the trees, even though their values still represent a considerable ecological risk. Thus, the pollution indices used in this study are not suitable for assessing the effectiveness of phytotechnology methods based on stabilization, suggesting the development or use of other pollution indices that consider the reduction in trace metals mobility and bioaccessibility, such as the BCF. Future studies should better assess the dynamics of metal enrichment in soil after filling planting holes with unpolluted soil improvers and the implications for long-term human exposure risks. They should also focus on developing indices that consider the reduced mobility of elements in substrates subject to remediation.

Chapitre 4

Accumulation of Trace Metals in Fruits from Mango and *Syzygium guineense* Growing in Residential Households from a Contaminated District of Lubumbashi (DR Congo): Is Fruit Consumption at Risk?

Le chapitre 3 a mis en avant la nécessité d'utiliser des indices spécifiques et adaptés pour évaluer le succès de la phytoremédiation. Les indices de risque actuels sont utiles pour caractériser la pollution mais nécessitent des ajustements. Dans un cadre de réhabilitation d'un site par revégétalisation, la question de l'emploi d'indicateurs qui prennent en compte les transferts dans la plante semblent indispensables. Ce chapitre traite de la question de la bioaccumulation des métaux dans les fruits et feuilles des plantes cultivées sur des sols pollués destinés à la consommation humaine, ajoutant la dimension de l'écotoxicologie à celle de la végétalisation.

L'évaluation de l'accumulation des métaux dans les fruits et feuilles de plantes fruitières présentées dans ce chapitre sont adaptés de : Langunu, S. ; Imabo, P.M.I. ; Bibi Fwanda, B. ; Kilela Mwanasomwe, J. ; Colinet, G. ; Ngoy Shutcha, M. Accumulation of Trace Metals in Fruits from Mango and *Syzygium guineense* Growing in Residential Households from a Contaminated District of Lubumbashi (DR Congo) : Is Fruit Consumption at Risk ? *Toxics* **2023**, 11, 620. <https://doi.org/10.3390/toxics11070620>

Abstract

Copper smelting has been a source of soil contamination with trace metals in Penga Penga (Lubumbashi). The residents are exposed to trace metal ingestion, and planting trees is challenging in such soil conditions. Nevertheless, planting trees in former household dumps or using various types of amendments has allowed the provisioning of fruits in a few residences. From the perspective of scaling up the process, a survey has been conducted to assess the effectiveness of the planting processes on the trace metal content in fruits and leaves of *Mangifera indica* L. and *Syzygium guineense* (Willd) DC. Samples were collected from residential households in Penga Penga and Kalebuka (a non-polluted suburb). The bioconcentration factor (BCF) and the safe weekly consumption (SWC) were calculated for each species. The results showed higher values of total and soluble concentrations of Cu, Pb, and Zn in the rooting soil of the two species in Penga Penga. Metal concentrations were higher in the fruits and leaves from Penga Penga, with 47% of samples above the FAO and WHO thresholds (vs. 18.5% in Kalebuka). The BCF values were below 1, demonstrating the effectiveness of the process in reducing the translocation of metals to leaves and fruits. Recommendations from the SWC limit Pb consumption to 9 kg for mango flesh and Cd consumption to 6.6 kg for *S. guineense* fruits in Penga Penga (vs. 78 kg and 68 kg in Kalebuka). Finally, the results of this study provide interesting lessons for the scaling up and technical itinerary of planting trees in Penga Penga.

Keywords: Lubumbashi; trace metal; pollution; accumulation; safe weekly consumption.

Résumé

La fonte du cuivre a été une source de contamination du sol par des métaux traces à Penga Penga (Lubumbashi). Les habitants sont exposés à l'ingestion de métaux traces et il est difficile de planter des arbres dans de telles conditions de sol. Néanmoins, la plantation d'arbres dans d'anciennes décharges domestiques ou l'utilisation de divers types d'amendements ont permis de fournir des fruits à quelques résidences. Dans la perspective d'une extension du processus, une étude a été menée pour évaluer l'efficacité des processus de plantation sur la teneur en métaux traces dans les fruits et les feuilles de *Mangifera indica* L. et *Syzygium guineense* (Willd) DC. Des échantillons ont été prélevés dans des ménages résidentiels à Penga Penga et Kalebuka (une banlieue non polluée). Le facteur de bioconcentration (BCF) et la consommation hebdomadaire sûre (SWC) ont été calculés pour chaque espèce. Les résultats ont montré des valeurs plus élevées de concentrations totales et solubles de Cu, Pb et Zn dans la rhizosphère des deux espèces à Penga Penga. Les concentrations de métaux étaient plus élevées dans les fruits et les feuilles de Penga Penga, 47 % des échantillons dépassant les seuils de la FAO et de l'OMS (contre 18,5 % à Kalebuka). Les valeurs du BCF étaient inférieures à 1, ce qui démontre l'efficacité du procédé pour réduire la translocation des métaux vers les feuilles et les fruits. Les recommandations du SWC limitent la consommation de Pb à 9 kg pour la chair de mangue et la consommation de Cd à 6,6 kg pour les fruits de *S. guineense* à Penga Penga (contre 78 kg et 68 kg à

Kalebuka). Enfin, les résultats de cette étude fournissent des enseignements intéressants pour la mise à l'échelle et l'itinéraire technique de la plantation d'arbres à Penga Penga.

Mots-clés : Lubumbashi ; métaux traces ; pollution ; accumulation ; consommation hebdomadaire sécurisée.

4.1. Introduction

More than a century of mining activity has severely impacted the environment in and around major towns of the Katangese Copperbelt (KCB) in the southeastern DR Congo (Amisi et al., 2018; Kaniki & Tumba, 2019). Indeed, many publications have reported evidence of the impacts of mining activities on the trace metal pollution of the atmosphere (Mbenza et al., 1989), rivers (Mees et al., 2013; Atibu et al., 2013; Muhaya et al., 2017; Muimba et al., 2021), and soil (Pourret et al., 2016; Shutcha et al., 2018; Mpinda et al., 2022). Numerous sites are affected by trace metal pollution in Lubumbashi. However, the pollution in the Penga Penga district by emissions from the copper smelter of the Gécamines Lubumbashi plant is one of the oldest and best documented. In this area, the deposition of trace-metal-rich particles after the emission of fumes by the smelter has resulted in high concentrations of trace metals in soils, as well as their acidification (Mbenza et al., 1989; Leblanc et Malaisse, 1978; Mpundu, 2010; Shutcha et al., 2010; 2018), with a footprint spreading over more or less 30 km in the direction of the prevailing winds (Munyemba, 2010). The pollution generated has led to the replacement of the original open forest with a short, sparsely vegetated landscape with large patches of bare soil (Leblanc et Malaisse, 1978; Munyemba et al., 2008). These high levels of pollution have exposed populations in the KCB to trace metals (Banza et al., 2009) with significant health impacts (Cheyns et al., 2014; Mukendi et al., 2018). In recent years, the situation has been exasperated by uncontrolled urbanization and population growth in Lubumbashi (Nkuku & Rémon, 2006; INS, 2014), including polluted areas like Penga Penga.

In this context, phytoremediation trials have been implemented during the past 15 years in order to suggest strategies that could reduce population exposure. The results have highlighted the strong abilities of local copper flora in the phytoremediation of polluted soils in Penga Penga (Shutcha et al., 2010; 2015). Nevertheless, anarchic urbanization and population growth have exacerbated the complexity of implementing a large-scale phytoremediation program. Indeed, the presence of residential households is a barrier to revegetating large continuous areas and leads to additional expectations regarding the establishment of vegetation in the district, as reported by Mwanasomwe (2022). In particular, the residents have clearly indicated the need to plant woody species in order to improve local living conditions through the reduction in dust by windbreaks, the creation of microclimates (e.g., creation of shade), and the production of fruits and leaves that are edible or used in traditional medicine.

Unfortunately, growing trees in polluted soils is challenging for most of the residents, who are declared to have a high mortality rate. Indeed, only 6.5% of the plots (44 out of 674) have at least one tree (Mwanasomwe, 2022). Observations in the

site have shown that residents have managed to grow trees in Penga Penga by planting them in locations of former household dumps or by using various types of organic and inorganic amendments such as soils from termite mounds (personal observations) (Mwanasomwe, 2022). Fruits and leaves can be directly consumed or used for healthcare in traditional medicine, respectively. Previous studies have not highlighted the risks of ingesting the fruit and leaves of trees in this neighborhood, nor have they associated the conditions in the amended soil with the concentrations found in the parts consumed.

In addition, the World Health Organization (WHO) has established thresholds for the safe consumption of foods based on their trace metal concentrations (FAO, 2016). In practice, it represents the maximum amount of trace metals that can be safely ingested by the population without any kind of intoxication or related health issues. In the context of high and multiple metal pollution in Penga Penga (Mpundu, 2010; Shutcha et al., 2015; Langunu, 2022), recommendations need to be made on the amount of fruit and leaves that can be safely consumed by residents. The trace metals that limit consumption will also have to be identified to contribute to the implementation of technical itineraries that favor the low accumulation of metals in the aerial parts of the trees, thereby reducing human exposure.

In this context, the general objective of this paper is to evaluate whether the tree planting protocols followed in Penga Penga have influenced the trace metal content of fruits and leaves and hence consumer safety. The specific objectives were: (i) to assess the conditions of concentrations and mobility of trace metals in the rooting soil of the trees grown in Penga Penga, in comparison to an unpolluted district (Kalebuka); (ii) to determine the accumulation of metals in the fruits and leaves of *Mangifera indica* and *Syzygium guineense*; and (iii) to recommend the amounts to be safely consumed by residents. The results obtained from this study are needed for the establishment of a technical protocol for producing fruits and leaves while limiting the accumulation of metals and reducing the risks of contamination of the food chain.

4.2. Materials and Methods

4.2.1. Study Sites

The study was carried out in two districts of Lubumbashi (Figure 4-1) Penga Penga and Kalebuka. They are both located in the south of Lubumbashi and are relatively similar in age (around 20 years). They result from the “anarchic” extension of Lubumbashi and its huge demographic growth observed since the first decade of the 21st century. Unfortunately, Penga Penga is located in an area polluted by the former emissions from the Gécamines Copper Smelter, with total metal concentrations (mg. k^{-1}) of the order of: Cd = 6.5–8.5; Co = 109–384; Cu = 3524–50,000; Pb = 249–2657; and Zn = 290–5900, accompanied by an acid pH (4.6–5.5) (Mpundu, 2010). Kalebuka is located in the opposite direction, where the influence of fumes from the smelter has been much lower. Table 4-1 presents the trace metal concentrations (after extraction with ammonium acetate + EDTA) in the surface soil of the two districts.

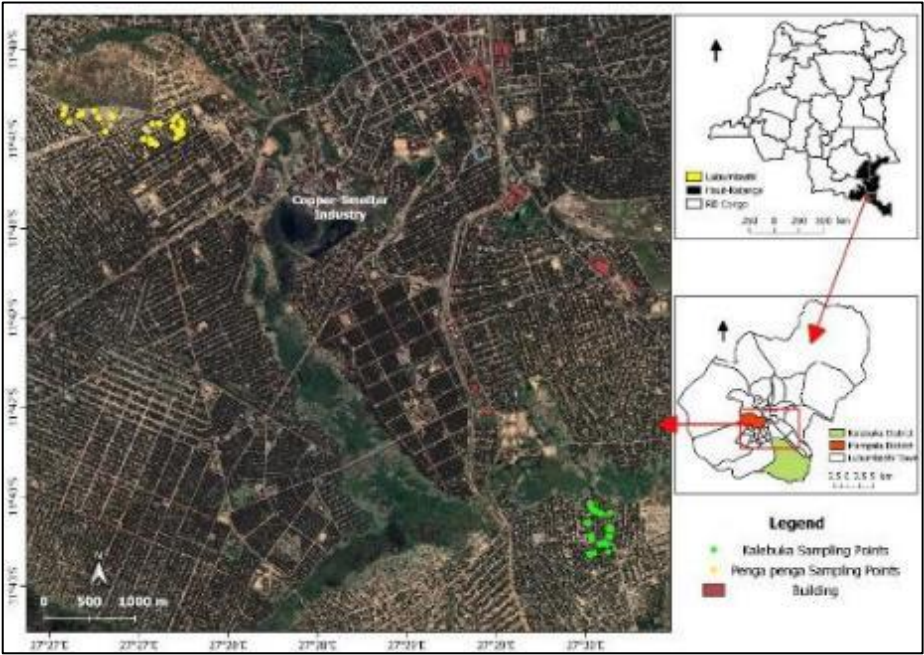


Figure 4-1. Location of the study area and sampling sites in Penga Penga and Kalebuka

Table 4-1 . The pH, total organic C, and trace metal concentrations in the soil from two districts (Mwanasomwe, 2022; Langunu, 2022)

Parameters	Penga Penga	Kalebuka
pH KCl	6.3 (4.8-7.8)	6.8 (5.4 - 8.2)
TOC (%)	1.6 (0.5-3.0)	1.2 (0.4 - 0.2)
Co (mg.kg ⁻¹)	21 (4.6-90)	1.9 - 2.5
Cu (mg.kg ⁻¹)	2966 (213-17096)	48 (45.3 – 50)
Zn (mg.kg ⁻¹)	202 (21-736)	18.2 (0 - 36.4)

Lubumbashi is characterized by a climate that alternates a rainy season (November to April) and a dry season (May to October). The average annual rainfall is around 1200 mm while the average annual temperature is 20°C with lower temperatures in the first part of the dry season (5-16.5°C at night) and maximum temperatures recorded in October (33 to 39°C).

A previous study (Mwanasomwe, 2022) has shown a greater density and diversity of trees in Kalebuka compared to Penga Penga. However, the most abundant fruit tree

species in both areas are mango (*Mangifera indica* L.), avocado (*Persea americana* L.), and guava (*Psidium guajava* L.). *Syzygium guineense* is the most frequent native woody species in both districts, although the number of individuals remains very low compared to the exotic species (Mwanasomwe, 2022).

Observations in both settlements have shown that planting had mainly been performed in holes amended with household wastes. However, Mwanasomwe (2022) reported that people in Penga Penga use a greater variety of amendments and larger holes than those in Kalebuka. The size of the planting holes in plots where the trees have good vigor is more than one square meter wide and fifty centimeters to one hundred centimeters deep in Penga Penga. The trees considered were at least ten years old.

4.2.2. Soil and Plant Sampling

Soil samples were collected from *M. indica* and *S. guineense* rooting soil in Penga Penga and Kalebuka in November and December 2021, on days without rain, between 9 a.m. and 1 p.m. In each district, soil samples were taken from the rooting soil of 15 individuals of each of the two species, for a total of 30 samples per district and 60 soil samples for the whole study. At each sample point, four samples were collected from a 0–20 cm depth within a distance of 1 m from the tree trunk. These four samples were carefully mixed to produce a composite sample. In all, three soil samples were taken per day. The collected samples were placed in polythene bags, labeled, and dried at room temperature (<35 °C) for 10 days. They were then crushed and sieved through a 2 mm sieve and sent to the laboratory for chemical analysis.

Leaf and fruit samples were taken from the same trees as the soil samples, for three fruit and leaves samples per species per day. Leaves were selected from those that showed no apparent signs of disease or pest attack. At least ten leaves were collected from each tree to make a composite sample. For the fruits, six to ten fruits were collected per tree to form a composite sample. As with the leaves, the fruits were selected from those that showed no apparent signs of disease or pest attack. A total of 30 leaves and 30 fruit composite samples of *M. indica* and *S. guineense* were collected from each district. They were washed with a 1%alconox solution according to the protocol proposed by Faucon et al. (2007). They were then oven-dried at 105 °C for 24 h, mixed, and ground.

4.2.3. Chemical Analysis of Plants and Soil

Analyses were performed at the Soil Water Exchange Axis laboratory of Gembloux Agro Bio-Tech (Université de Liège, Liege, Belgium). The soil pH was measured potentiometrically in the supernatant with a glass electrode pH meter, after stirring 5 g of soil in 50 mL of CaCl₂ (0.01 M) solution for 2 h, followed by centrifugation at 3 000 rpm for 10 min. The total concentrations of Al, Fe, Ca, K, Mn, Cu, Pb, and Zn were determined by a portable XRF using a Titan S2 (Bruker, Glasgow, UK). To ensure measurement accuracy and reliability, certified standard samples with known concentrations of specific elements are analyzed in parallel. These standards allow for instrument calibration and correction of potential instrumental drifts (Rousseau,

2006). The measurements of total Cd and Co concentrations were not satisfactory by XRF. Soluble concentrations were determined after extraction with 0.01 M CaCl₂ in the solution used for the measurement of pH after filtration through filter paper (595 ½). As, Cd, Co, Cu, Pb, and Zn were measured using an Agilent 5100 ICP-OES (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). The limits of detection (mg.kg⁻¹) were 0.01 for As and Cd, 0.04 for Co and Cu, 0.06 for Zn, and 0.16 for Pb.

For plant samples, mineralization was carried out using 65% HNO₃ and 75% HClO₄. Concentrations of As, Cd, Co, Cu, Pb, and Zn were determined by atomic absorption spectrometry (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, SANTA Clara, CA, USA) (Miller and White, 1998). It should be noted that the pulp of the fruits of *M. indica* and *S. guineense* were not separated from the skin, as consumption by the population is with the pulp.

4.2.4. Calculation of Trace Metal Bioconcentration Factors

The bioconcentration factor (BCF) considers the bioaccumulation of metals in plants and the concentration of trace elements in the soil. It was used herein for predicting the concentration of Cu, Pb, and Zn in the leaves and fruits of the targeted species (Ali et al., 2013; Maiti & Kumar, 2016). It is calculated as follows (Yang et al., 2015).

$$\text{Bioconcentration factor} = C_{\text{tissue of plants}}/C_{\text{soil}}$$

where $C_{\text{plant tissue}}$ is the concentration of the metal leaves or fruits (mg.kg⁻¹) and C_{soil} is the concentration of the metal (the total concentration) in the soil (mg.kg⁻¹).

4.2.5. Determination of the Safe Weekly Consumption (SWC)

The safe weekly consumption (SWC) was calculated based on data available in the literature and the concentration values of the trace metals in the fruit. The calculations were conducted for a 60 kg person. The following formula was used for the calculation:

$$\text{SWC} = \text{SWI} \times C$$

where SWC = safe weekly concentration (no health risk) of the food (fruit); SWI = safe weekly intake of the metal (= amount of metal that can be ingested without health risk); and C = concentration of the metal in the food (fruit).

The SWI value was obtained from the values available in the literature, including recommendations from the FAO and WHO (2016) and from Pelkonen et al. (2008). These values are presented as tolerable consumption per day (PMTDI), per week (PTWI), or per month (PTMI). They have been recalculated every week for consistency (Table 4-2).

Table 4-2 . Safe weekly intake values for each metal analyzed in the study (mg per week). Calculated after PMTDI from the FAO and WHO (2016) for As, Cd, Cu, and Pb, and from Pelkonen et al. (2008) for Co and Zn.

Trace metals	SWI (mg per week)
As	1.26
Cd	0.35
Co	9,8
Cu	210
Pb	1.5
Zn	180

Furthermore, the recommendations for the amount of fruit to be consumed per week are based on the most limiting elements, i.e., those for which the lowest SWC values have been observed. The SWC was not calculated for mango and *S. guineense* leaves as they are not subject to direct consumption as a vegetable or salad but rather used for the preparation of teas for consumption in traditional medicine.

4.2.6. Statistical Analysis

A normality test was applied to the data on soil and plant parameters. As the distributions were not normal, even after Box-Cox transformations, the non-parametric test of Mann–Whitney (MW) was used to compare concentrations between Penga Penga and Kalebuka and between mango and *S. guineense*. To compare the rooting soil of the two species, the Mann–Whitney test was performed separately in each district. The proportion of leaves and fruits with values above the limit recommended by the FAO and WHO (2016) was calculated by dividing the number above the limit by the total number of samples. All statistical analyses were performed using R Studio.

4.3. Results

4.3.1. Soil Mineral Composition around the Tree

The Ca concentration and pH were higher ($p < 0.05$) in the tree rooting soil in Penga Penga compared to Kalebuka (Table 4-3). With the exception of Al_2O_3 (%), where there is a significant difference, there was no significant difference for Fe_2O_3 (%), and K. As expected, the total concentrations of As, Cu, Pb, and Zn were higher in Penga Penga. The average total Cu concentration was seven times higher in Penga Penga (1379 mg.kg^{-1}) compared to Kalebuka (189 mg.kg^{-1}).

Table 4-3. The pH, major element, and trace metal concentrations of the surface soil (0–20 cm) collected in the rooting soil of *M. indica* and *S. guineense* in Penga Penga and Kalebuka (Lubumbashi, DR Congo) (n = 60). Average (minimum–maximum)

As_T, Cu_T, Pb_T, and Zn_T = total As, Cu, Pb, and Zn concentrations; As_S, Cd_S, Co_S,

Cu_S, Pb_S, and Zn_S = soluble concentrations (extractable with 0.01 M CaCl₂).

References for uncontaminated soils around Lubumbashi (n = 18) from Shutcha et al. (2018). Means with different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

Parameters	Penga Penga	Kalebuka	References
pH	7.7 (6.7-8.4) a	6.4 (4.5-7.7) b	4.9 - 6.8
Al ₂ O ₃ (%)	2.5 (1.4-5.0) a	3.0 (1.4-4.6) b	1.9-10.7
Fe ₂ O ₃ (%)	4.3 (2.7-9.1) a	4.5 (2.5-6.5) a	0.9-7.4
Ca (%)	0.7 (0.1-2.3) a	0.3 (0.1-1.0) b	-
K (%)	0.9 (0.4-2.0) a	1.0 (0.5-1.6) a	-
Mn (mg kg ⁻¹)	251 (89-679) a	292 (77-717) a	-
As _T (mg kg ⁻¹)	12.8 (3-81) a	7.6 (3-16) b	-
Cu _T (mg kg ⁻¹)	1379 (60-4670) a	189 (22-695) b	20 - 456
Pb _T (mg kg ⁻¹)	142 (17-547) a	33 (2.0-110) b	7 - 82
Zn _T (mg kg ⁻¹)	467 (129-1236) a	115 (31-275) b	26 - 180
As _S (mg kg ⁻¹)	<0.01	<0.01	-
Cd _S (mg kg ⁻¹)	0.07 (<0.01-0.5) a	0.13 (<0.01-1.05) a	-
Co _S (mg kg ⁻¹)	0.31 (0.013-3.8) a	0.17 (0.01-1.7) a	-
Cu _S (mg kg ⁻¹)	1.4 (0.2-7.4) a	0.7 (0.04-11.8) b	-
Pb _S (mg kg ⁻¹)	0.11 (0.03-0.4) a	0.1 (0.06-0.4) a	-
Zn _S (mg kg ⁻¹)	0.4 (0.01-6.9) a	1.7 (0.007-12.3) a	-

The maximum values of total concentrations recorded in Kalebuka were higher than the range of values reported for natural forest soils in the Lubumbashi region. Regarding soluble contents, the Cu concentration was higher in Penga Penga (1.4 mg.kg⁻¹) compared to Kalebuka (0.7 mg.kg⁻¹). There were no significant differences for the other elements. There was a significant difference between the amended soil and the surrounding soils in Penga Penga (not shown). The Ca concentrations and pH were higher in the rooting soil, while the As, Co, Cu, Pb, and Zn total concentrations were higher in the surrounding unamended soil.

4.3.2. Accumulation and Bioconcentration Factors of Trace Elements in Plants in Penga Penga and Kalebuka

As, Pb, and Zn were in higher concentrations ($p < 0.05$) in the leaves obtained from Penga Penga, while there was no difference for Cd (both species) or Cu (*S. guineense*). All trace metals were higher in concentration ($p < 0.05$) in fruits harvested in Penga Penga. The MW test applied to each site separately showed varying trends. In Penga Penga, *M. indica* had higher concentrations ($p < 0.01$) of As, Cu, Co, Pb, and Zn in leaves and higher concentrations ($p < 0.01$) of Cd, Cu, and Pb in fruits. The fruits of *S. guineense* showed higher concentrations of Cd and Zn. In Kalebuka, *M. indica* had higher Cd concentrations in leaves and fruits. It also had higher concentrations of As and Zn in leaves. *S. guineense* had higher concentrations of Cu in leaves and fruits (Table 4-4). The results also show that 47% of the concentration values recorded in Penga Penga were above the FAO and WHO limits vs. only 18.5% in Kalebuka. The highest proportion of values above the limit was recorded with Pb (in both districts) (Figure 4-2). All of the Pb concentration values recorded in Penga Penga (leaves and fruits) were above the FAO and WHO limits (0.03 mg.kg^{-1}). In Kalebuka, all of the Pb values in leaves and 50% of the values in fruits were above the limit. Zn and Cu were the two trace metals with the lowest proportions of values above the recommended limit. Only 7.5% and 12.5% of the Zn and Cu concentrations were above the limit in Penga Penga, while all of the values of these two trace metals were below the limit in Kalebuka.

Table 4-4. Accumulation of metals (mg.kg⁻¹) in leaves and fruits in Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB) (n= 60). Average (minimum–maximum) between Penga Penga and Kalebuka values. The values with the same letter are not significantly different ($p < 0.05$).

Species	Leaves		Fruit		FAO/WHO limits
	Penga Penga	Kalebuka	Penga Penga	Kalebuka	
As	<i>M. indica</i>	0.2 a (0.08-0.3)	0.1 b (0.07-0.24)	0.1 (0.05-0.2)	0.1
	<i>S. guineense</i>	0.1 a (0.07-0.2)	0.05 b (0.04-0.08)	0.02 (0.00-0.1)	
Cd	<i>M. indica</i>	0.1 a (0.07-0.3)	0.14 a (0.05-0.22)	0.19a (0.1-0.3)	0.2
	<i>S. guineense</i>	0.2 a (0.06-0.8)	0.09 a (0.03-0.3)	0.2 a (0.1-0.3)	
Co	<i>M. indica</i>	3.3 a (2.5-4.1)	0.3 b (0.1-1.2)	2.9 a (2.3-3.6)	1
	<i>S. guineense</i>	2.7 a (1.8-4.1)	0.7 b (0.6-0.82)	0.84 a (0.7-1.02)	
Cu	<i>M. indica</i>	22.2 a (15-42)	13 b (9-16)	29.3 a (9-64)	40
	<i>S. guineense</i>	18.4 a (13-26)	19.8 a (17-24)	18.9 a (15-21)	
Pb	<i>M. indica</i>	3.3 a (1.2-5)	1.0 b (0.7-1.5)	2.2 a (0.5-6)	0.3
	<i>S. guineense</i>	2.2 a (1.1-4.3)	0.8 b (0.3-1.2)	0.8 a (0.3-2.4)	
Zn	<i>M. indica</i>	47.8 a (19-137)	19.7 b (12-25)	13.3 a (9-24)	60
	<i>S. guineense</i>	20.3 a (12-45)	13.9 b (11-16)	14.7 b (7-70)	

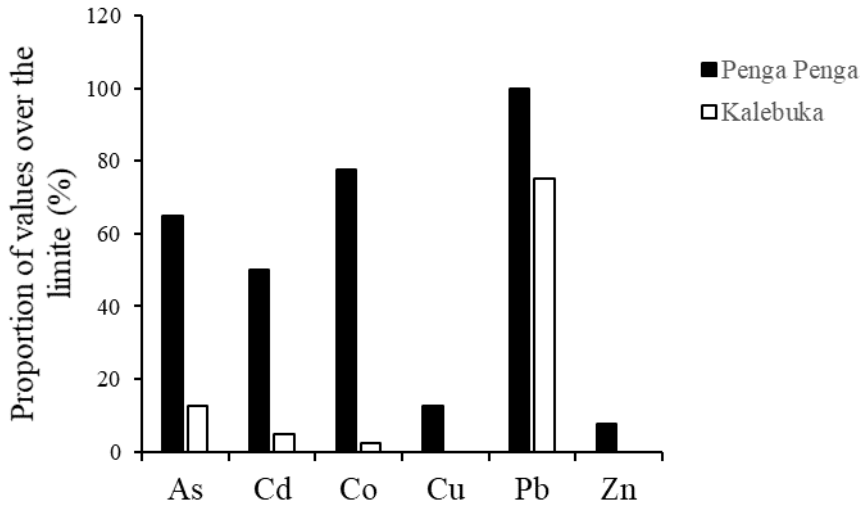


Figure 4-2. Proportion of concentration values above the WHO limit for fruits and vegetables. Limit according to FAO and WHO (2016).

All bioconcentration factor values (leaves and fruits) were below one in both districts (Figure 4-3). In general, it can be seen that the BCFs were higher in Kalebuka compared to Penga Penga. For Cu, the BCF values for leaves and fruits were always higher in Kalebuka. However, there were exceptions for *M. indica* in leaves and *S. guineense* in fruits, whose BCFs were slightly higher for Zn in Penga Penga. The BCF values were similar for all species and in both sites for Pb.

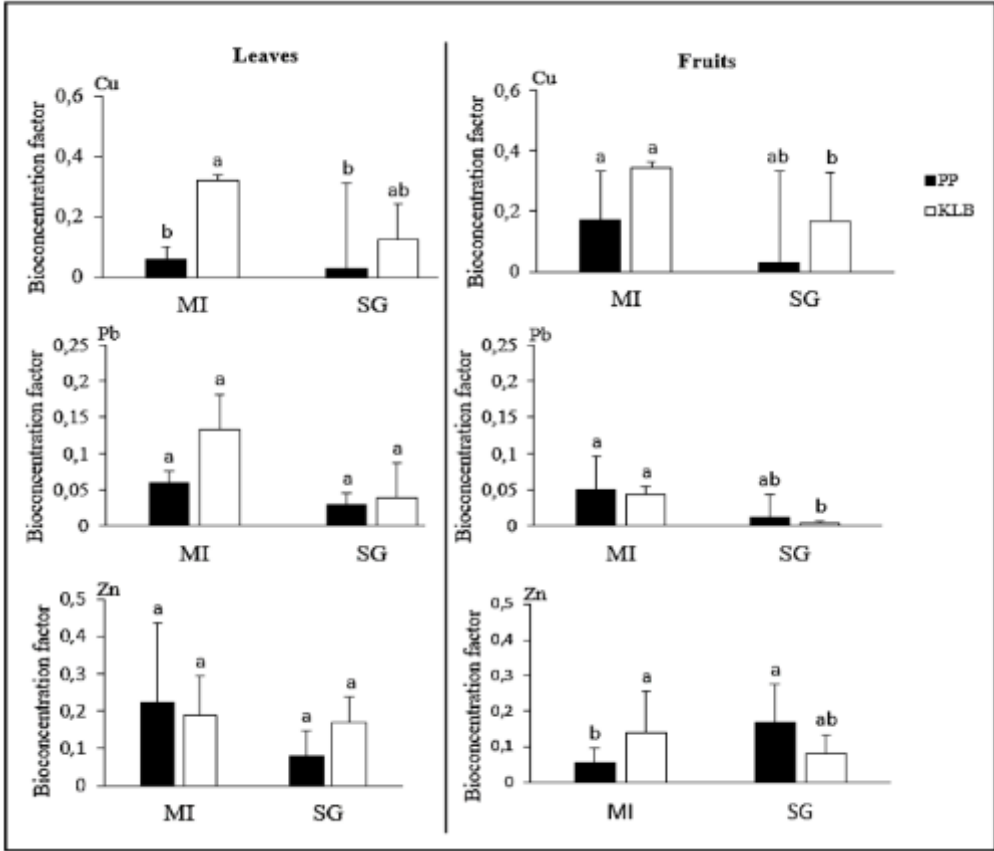


Figure 4-3. Bioconcentration factor of Cu, Pb, and Zn in leaves and fruits of *M. indica* (MI) and *S. guineense* (SG) (n = 60). On the left, BCFs in leaves, and on the right BCFs in fruits Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB). The mean $\pm$ standard deviation represents values; means with the same letter are not significantly different ($p < 0.05$); n represents the number of samples.

4.3.3. Safe Weekly Consumption (SWC)

Table 4-5 presents the results of the calculation of the safe weekly consumption of fresh fruits for a 60 kg person according to the SWC of each metal. Consistent with the concentration values in the fruit, the SWC values are generally higher in Kalebuka compared to Penga Penga. However, the results show that the limiting elements for fruit consumption of the two species in Penga Penga are Pb (for mango) and Cd (for *S. guineense*). These two trace metals limit the average consumption of mango flesh (including the skin) to 9 kg per week and *S. guineense* fruit to 6.6 kg per week. In Kalebuka, the results recommend average consumptions of 68 kg and 78 kg per week of *S. guineense* and mango fruits, respectively, according to Co and Cu concentrations.

Table 4-5. Safe weekly consumption (kg per week) of *M. indica* and *S. guineense* fruits considering their metal concentrations for a 60 kg person in Penga Penga (PP) and Kalebuka (KLB) (n = 60). Safe weekly consumption was calculated after recommendations from the FAO and WHO (2016). Values are represented by the mean $\pm$ standard deviation; average (minimum–maximum).

Species	District	As	Cd	Co	Cu	Pb	Zn	Recommendation
Mr. Indica	PP	96 ± 61	17 ± 5	27 ± 3.5	89 ± 57	9 ± 6	119 ± 34	9
		(35 - 202)	(8 - 26)	(34 – 22)	(14 - 186)	(2 - 14)	(60 - 160)	
	KLB	20160	86 ± 103	93 ± 4.3	78 ± 10	80 ± 115	156 ± 26	78
		-	(6 - 280)	(105 – 89)	(14 - 186)	(2 - 14)	(60 - 160)	
S. guineense	PP	398 ± 253	6.6 ± 1.4	64 ± 7.3	61 ± 6.5	12 ± 6.4	21 ± 21	6.6
		(62 - 851)	(5.4 - 10)	(76 – 52)	(54 - 76)	(3.4 - 27)	(3.5 - 75)	
	KLB	1362	69 ± 53	68 ± 6.7	72 ± 6.2	161 ± 235	108 ± 38	68
		-	(38 - 210)	(60 – 78)	(60 - 81)	(35 - 810)	(14 - 139)	
SWI (mg per Week)		1.26	0.35	9.8	210	1.5	180	

4.4. Discussion

4.4.1. *Trace Metal Concentration in the Tree rooting soil*

As expected, the results showed higher trace metal concentrations in the rooting soil in Penga Penga compared to Kalebuka (Table 4-6). The deposition of trace-metal-rich particles contained in the smoke emitted by the smelter chimney of the Gécamines plants in Lubumbashi explains the high concentrations observed in Penga Penga (Shutchu et al., 2015, Mwanasomwe et al., 2022), as the study area is located in the pollution cone under the influence of the prevailing winds (Munyemba, 2010). However, it can be seen that the samples collected from the amended soil present contrasting conditions compared to those reported for the surrounding soils (Table 4-7). This is most likely explained by the use of amendments with neutralizing properties such as termite mound soil (Mujinya et al., 2010). The high calcium concentration observed supports this hypothesis due to the well-known action of Ca oxides and hydroxides on increasing pH values (Hale et al., 2012; Tang et al., 2019). Shutchu et al. (2015) have already reported higher pH values in soil samples collected under *Microchloa cupricola* populations established on former landfill sites, as well as under *Setaria pumila* populations established on former stripped termite mounds in Penga Penga. Secondly, the total trace metal concentrations were found to be lower than in the surrounding unamended soil in Penga Penga. Indeed, total concentrations above 50,000 mg.kg⁻¹ have been recorded in Penga Penga (Narendrula et al., 2012; Languu, 2022), whereas the maximum in the rooting soil was below 4800 kg⁻¹ (Table 4-8). Nevertheless, it can be seen that the concentrations of metals in the rooting soil in Penga Penga remain very high (on average six times higher) compared with references in the region (Shutchu et al., 2018). This can be explained by two reasons: the high concentrations of trace metals in the amendments used and/or a lateral diffusion of metals from the surrounding soils to the amended soil. Indeed, residents of Penga Penga use a wide range of soil amendments when planting trees to ensure their survival and performance (personal observations), including termite mound soils (Mwanasomwe, 2022). However, high concentrations of metals have been reported in the surface soils of termite mounds located in Penga Penga (Lubalega, 2009). Regarding metal transfer from the surrounding soils, Mwanasomwe et al. (2022) reported similar trends from tree plantations installed on tailings at the Kipushi hydrometallurgical plant (30 km south of Lubumbashi). Other studies have reported these phenomena, which are attributed to water movements and the subsequent diffusion of mineral elements in soils (Simon, 2014). This result demonstrates the value of the long-term monitoring of plantations established on soils enriched in trace metals since it indicates the enrichment of the rooting soil over the years.

Finally, it was very interesting to note the low proportion of soluble trace metal fractions (extractable with 0.01 M CaCl₂) in the rooting soil of both species in Penga Penga, with Pb and Zn values similar to those observed in Kalebuka (Table 4-9). This low availability of trace metals is most likely due to the well-known action of organic matter, pH, and Ca on the reduction in metal mobility (Hale, 2012; Tang et al., 2019;

Adamczyk-Szabela & Wolf, 2022). The similar or lower BCF values recorded in Penga Penga compared to Kalebuka (Figure 4-4) both support the hypothesis of reduced trace metal removal from amended soil in Penga Penga and reflect the likely existence of a mechanism to reduce metal uptake in a context of high trace metal exposure in the three species studied (Tauqeer et al., 2022; Podar et al., 2022). The results regarding the rooting soil conditions support the use of mineral and organic amendments to ensure successful tree planting in Penga Penga. They also support the need for the long-term monitoring of metal concentrations after tree establishment to ensure the production of healthy fruit.

4.4.2. Metal Accumulation in Leaves and Fruits

As expected, trace metal concentrations were generally higher in leaves and fruits harvested from Penga Penga compared to Kalebuka (Table 4-10), which can be explained by higher trace metal exposure as demonstrated in many woody species (Boim et al., 2016; Podar et al., 2022). However, the concentration gaps are not proportional to those in the amended soil (Kalebuka vs. Penga Penga, see Table 4-11). For example, the Cu concentration was seven times higher in the rooting soil in Penga Penga compared to Kalebuka, while it was similar in *S. guineense* leaves and 1.3 to 1.7 times higher in mango leaves and the fruits of both species (Table 4-12). As mentioned above, the use of amendments in Penga Penga may explain the low concentrations in leaves and fruits. This hypothesis is supported by the BCF values (Figure 4-5), which were generally similar between the two districts despite the higher total concentrations of metals in the rooting soil in Penga Penga. Indeed, variations in BCF values as a function of ecological conditions are documented (Liu et al., 2023) and would express, in the case of this study, exposure to different mobile concentrations of trace metals. In this context, the application of organic and mineral amendments would therefore be recommended to reduce metal accumulation in mango and *S. guineense* leaves and fruits in Penga Penga. The results obtained also show an influence of the species on the accumulation of trace metals. Nevertheless, no clear trends emerged, except for As and Zn which seem to be accumulated in higher concentrations in mango leaves irrespective of the site. Future investigations should be undertaken to better identify trends, as this result may be important for the selection of trees to be grown according to organ consumption needs (Oti, 2015). Furthermore, Cu and Zn were accumulated in higher concentrations regardless of species. This is most likely due to their higher concentrations in the polluted soil in Penga Penga (Mpundu, 2010; Shutcha et al., 2015) but accumulation was also seen in Kalebuka, as soils in the area have naturally higher concentrations of these two metals compared to the global average (Shutcha et al., 2018; Mwanasomwe, 2022).

4.4.3. Human Exposure and Safe Weekly Consumption

Consistent with the concentration values in soils and plants, the results showed a higher proportion of values above the FAO and WHO limits in Penga Penga (Figure 4-2). In this case, the consumption of mango and *S. guineense* fruits and leaves may

constitute an additional factor for exposure to trace metals, as already reported for other plant products in the region (Mpundu et al., 2013; Muimba et al., 2021; Mununga et al., 2023). Nevertheless, calculations of the SWC showed that the consumption of *S. guineense* fruit is limited to 6.6 kg by the Cd concentration, while it is limited to 9 kg per week for mango flesh (and skin) by the Pb concentration (Table 4-13). These results led to two main conclusions. Firstly, these results show that it is not the most abundant elements in the polluted soil that are the most problematic in the context of Penga Penga but rather those that have a greater weight in terms of the health risk, as they are capable of causing serious diseases at low concentrations, as is the case for Cd and Pb (WHO, 2003; Hung and Joshipura, 2004). Secondly, the recommended values of SWC are significant quantities, especially when considering on the one hand that the average mango weight is 0.3 kg to 0.4 kg (whole mango, kernel representing 10%) and the mean consumption varies from 2 to 3 mangoes per resident during the production period (September to December), and on the other hand that the average weight of a bunch of *Syzygium* is 0.27 to 0.42 kg and that the average consumption per resident is one bunch of fruit (personal observations).

It can therefore be considered that the Penga Penga residents could safely consume mangoes within the limits proposed by the present study, as consumption of such a quantity does not represent a risk of intoxication if we consider the daily intake of the elements in the other nutrients. Furthermore, studies have reported a higher accumulation of trace metals in the skin of fruits, and mango in particular (Ogunkunle, 2014; Shareef et al., 2015). It would therefore be possible to increase the SWC value and recommend consumption quantities by removing the mango skin before consumption of the flesh. This would be a highly recommended change in habit for the residents of Penga Penga. Concerning leaves, their use in traditional medicine mixtures requires a more flexible interpretation. Indeed, the leaves of mango and *S. guineense* are not directly consumed after harvesting but rather subjected to boiling to migrate the desired active principles into the solution (Mangambu et al., 2014; Badou et al., 2019; Sferrazzo et al., 2019; Drabo et al., 2023). It is the leaf tea of these two species that is processed for consumption. In this context, although the FAO and WHO limited values indicate the quality of the leaves produced, it would be awkward to propose safe consumption amounts. It would be preferable for future assessments to analyze the trace metal concentrations in the leaf teas of both species. In this way, more relevant recommendations could be suggested. However, the metal accumulation values in the leaves provide an idea of the exposure hazard and support the need for appropriate soil treatment to reduce the transfer of trace metals to the leaves.

In addition to ingestion, inhaling contaminated dust particles is another major route of exposure to trace metals, particularly in this inhabited area with insufficient vegetation cover. The resuspension of fine particles enriched with metals such as Pb, Cd, and As is a major health risk, particularly for children and workers chronically exposed to airborne contaminants (Banza et al., 2009; Cheyns et al., 2014). The absence of sufficient vegetation cover exacerbates wind erosion, facilitating the

dispersion of these harmful particles. Indeed, studies have shown that inhalation of metal-laden dust can lead to respiratory problems and neurological disorders, particularly in the case of prolonged exposure to lead (Entwistle et al., 2019; Ettler et al., 2019; Mitra et al., 2022). To mitigate this risk, increasing the vegetation cover in this contaminated area is essential. Planting fast-growing woody and herbaceous species that stabilize the soil can significantly reduce dust emissions and limit atmospheric exposure (Zaman et al., 2024). In addition, public awareness campaigns could be implemented to educate local populations about the risks associated with dust inhalation and to promote practices that minimize exposure in this area.

4.5. Conclusion

This study highlighted the soil mineral compositions in the rooting soil of mango and *S. guineense* trees and their relative trace metal accumulation in leaves and fruits in the residential households of trace-metal-polluted soil from Penga Penga in comparison to Kalebuka, a non-polluted district. Furthermore, it provides recommendations on the amount of fruits that residents can consume safely. The results are encouraging for establishing fruiting trees in Penga Penga, as they demonstrate the positive impact of the planting protocol on the reduction in metal translocation into leaves and fruits. However, as almost fifty percent of samples from Penga Penga exceeded the FAO and WHO threshold values, it is suggested that agronomic practices should be improved to enhance the reduction in metal translocation into above-ground organs. In addition, it is recommended to test the removal of the skin on the SWI.

Chapitre 5

Effectiveness of a phytostabilisation trial on soil polluted with trace metals in Lubumbashi (DR Congo) ten years after implementation

Après avoir traité des indicateurs de l'efficacité des techniques de phytoremédiation et de l'impact de celles-ci sur les transferts vers les denrées alimentaires, ce chapitre approfondit la question de l'évaluation sur un terme de la dizaine d'années d'une expérience de phytostabilisation en plein champ.

Chapitre non publié

Manuscrit préparé par Serge Langunu, Ckeface Kamengwa Kissi, Achille Nkulu Musongela, Pierre Meerts, Gregory Mahy, Gilles Colinet, Mylor Ngoy Shutcha.

Abstract

Copper pyrometallurgy has contaminated large soil areas with trace metals in Lubumbashi, (DR Congo). An assisted phytostabilization trial was set up to prevent the dispersal of contaminants into the environment. This study assessed the success (10 years) of phytostabilization of soils polluted with trace metals (Cd, Cu, Co, Pb, Zn) at Penga Penga, installed in 2009 using a factorial system with four doses of limestone (0 t/ha; 2.5 t/ha; 5 t/ha; 10 t/ha), three doses of compost (0 t/ha; 45 t/ha and 225 t/ha) and six replications. The cover, number of individuals, average clump diameter, and number of spikes per individual of *Microchloa cupricola* were systematically measured. Samples of soil and *M. cupricola* were then taken from the entire system and the surrounding area for chemical analysis. The results show 100% soil cover in 2019 in all the plots in the system. As in 2010, the ANOVA showed no significant effect of the treatments on growth and reproduction parameters. Varied pH dynamics were observed, with an increase in pH of 0.9 and 1.2 units in the unamended plots and those amended with compost, and a decrease of between 0.1 and 0.7 units in the plots amended with 5 and 10 t ha⁻¹ of limestone. Total metal concentrations were higher in the covered soil than in the bare soil and similar in the plants in all treatments. A residual compost effect was observed for metal concentrations extractable with 0.01M CaCl₂ and AA-EDTA in 2019. Our results demonstrate the success of established vegetation in reducing metal transfer and human exposure.

Keywords : Polluted soil, *Microchloa cupricola*, trace metals, compost, limestone, phytostabilisation, Lubumbashi.

Résumé

La pyroméallurgie du cuivre a contaminé de vastes zones de sol avec des métaux traces à Lubumbashi, (RD Congo). Un essai de phytostabilisation assistée a été mis en place pour éviter la dispersion des contaminants dans l'environnement. Cette étude a évalué le succès (10 ans) de la phytostabilisation de sols pollués par des métaux traces (Cd, Cu, Co, Pb, Zn) à Penga Penga, installée en 2009 en utilisant un système factoriel avec quatre doses de calcaire (0 t.ha⁻¹ ; 2,5 t.ha⁻¹ ; 5 t.ha⁻¹ ; 10 t.ha⁻¹), trois doses de compost (0 t.ha⁻¹ ; 45 t.ha⁻¹ et 225 t.ha⁻¹) et six répétitions. La couverture, le nombre d'individus, le diamètre moyen des touffes et le nombre d'épis par individu de *Microchloa cupricola* ont été systématiquement mesurés. Des échantillons de sol et de *M. cupricola* ont ensuite été prélevés dans l'ensemble du système et dans les environs pour analyse chimique. Les résultats montrent une couverture du sol de 100% en 2019 dans toutes les parcelles du système. Comme en 2010, l'ANOVA n'a pas montré d'effet significatif des traitements sur les paramètres de croissance et de reproduction. Des dynamiques de pH variées ont été observées, avec une augmentation du pH de 0,9 et 1,2 unité dans les parcelles non amendées et celles amendées avec du compost, et une diminution de 0,1 à 0,7 unité dans les parcelles amendées avec 5 et 10 t ha⁻¹ de calcaire. Les concentrations totales de métaux étaient plus élevées dans le sol couvert que dans le sol nu et similaires dans les plantes dans tous les traitements. Un effet résiduel du compost a été observé pour les concentrations

de métaux extractibles avec 0,01M CaCl_2 et AA-EDTA en 2019. Nos résultats démontrent le succès de la végétation établie dans la réduction du transfert des métaux et de l'exposition humaine.

Mots-clés : Sol pollué, *Microchloa cupricola*, métaux traces, compost, calcaire, phytostabilisation, Lubumbashi.

5.1. Introduction

In the Katangan Copperbelt (Democratic Republic of the Congo), soil pollution by trace metals (TM) is of particular concern because mining has been carried out for long periods with little rigor in the application of environmental regulations (Prasad, 1989). High levels of TMs, particularly Cu and Co, have been reported from soils around ore processing sites and quarries (Pourret et al., 2016; Shutcha et al., 2015, 2018; Mpinda et al., 2022) as well as into surface waters (Manda et al., 2010; Atibu et al., 2013; Muhaya et al., 2017; Mudimbi et al., 2017) and air (Mbenza et al., 1989). The pollution generated by mining activity is a real public health concern, with proven consequences for the health of the people living in this region (Banza et al., 2009; Cheyns et al., 2014; Musimwa et al., 2016; Mukendi et al., 2018; Muimba et al., 2021).

Pollution in the Penga Penga district (South of Lubumbashi, DR Congo) is among the oldest and best documented. It is a historical pollution linked to metal-rich fumes emitted by the Cu smelter plant since 1910 (Prasad, 1989; Mbenza et al., 1989; Kaniki and Tumba, 2019). The soils of Penga Penga and the shallows of the Lubumbashi River (in the neighborhood section) have been severely polluted following the deposition and accumulation of materials loaded with trace metals over more or less 80 years (Malaisse, 1997; Mpundu, 2010; Shutcha et al., 2015, 2018). For example, Cu concentrations in the soils of Penga Penga can reach values of over $10,000 \text{ mg kg}^{-1}$ (Mpundu, 2010; Narendrula et al., 2012). The unplanned urbanization observed in Penga Penga in recent years, resulting from demographic growth in Lubumbashi, is increasing human exposure in this district.

To reduce human exposure, phytoremediation has been suggested as one of the optimal methods for remediating soils polluted by trace metals due to its low cost, relative ease of implementation, and ability to reconstitute a viable ecosystem (Vangronsveld et al., 1995; Mench et al., 2007; Kumpiene et al., 2008; Di Baccio et al., 2011; Corami, 2023). The phytostabilisation process mainly consists of using tolerant plants and amendments (organic or inorganic) to establish a permanent vegetation cover to mitigate erosion, percolation, and dispersion of contaminants by the wind and thus reduce the mobility of trace metals in the soil (Berti and Cunningham, 2000; Mendez & Maier, 2008; Ali et al., 2013; Festin et al., 2019). In this context, assessing the success of a phytoremediation project is based on several parameters. These are the establishment of permanent vegetation, the increase in biodiversity locally thanks to the facilitating action of the species used as vegetation framework, which should improve ecological conditions, and the reduction in the mobility of metals in the soil and translocation in the aerial parts (ADEME, 2012,

Kumar et al., 2022). These three groups of parameters help to reduce human exposure and improve people's living conditions.

The literature reports few cases of long-term evaluation of the success of phytoremediation considering the three groups of parameters. Indeed, a limited number of studies evaluating the effectiveness of phytoremediation over the long term under field conditions can be found, which are generally limited to observations over a few months to a few years (C'ordova et al., 2011; Pardo et al., 2014; Touceda-González et al., 2017). In particular, the limited number of phytostabilisation trial evaluations is a concern globally (Ruttens et al., 2010; Lin et al., 2015; Garaiyurrebaso et al., 2017; Kumar et al., 2022), and particularly in sub-Saharan Africa.

Phytostabilisation has been proposed as a remediation method to reduce human exposure in the Penga Penga district of Lubumbashi. To this end, a phytostabilisation trial was set up in 2009 based on the local copper-cobalt flora (Shutchu, 2010; Shutchu et al., 2015) known for its high tolerance to high concentrations of trace metals in soils (Duvigneaud and Denaeyer De Smet, 1963; Faucon et al., 2010). In 2012, the vegetation was dense enough to be visible on a Google Earth image (11°40'34.5" south latitude and 27°27' 07" east longitude). However, the long-term success of the trial has not been evaluated, other than over three years and without considering the success parameters mentioned in the previous paragraphs (Shutchu et al., 2015).

This study aimed to assess the long-term (ten years) success of assisted phytostabilisation of soils polluted with trace metals at Penga Penga. Specifically, the aim was to: (i) assess the success of establishing permanent vegetation based on *M. cupricola* on soil heavily polluted with metals over ten years, (ii) assess the long-term effect of the amendments applied in 2009 on the dynamics of several trace metal mobility factors in the soil, and (iii) assess the influence of plant cover on trace metals in the soil at Penga Penga. The conclusions of this study should make it possible to formulate practical recommendations for improving the technical itinerary and management of vegetation established by phytostabilisation.

5.2. Materials and methods

5.2.1. *Experimental site*

The experimental device was installed in the Penga Penga neighborhood (GCM/PP), (Figure 5-1). GCM/PP is a neighborhood that has been severely affected by the fallout of metalliferous dust emitted by the Gécamines copper smelter for around eight decades. The area in which the trial was carried out is characterized by a rhodic clay allisol (WRB) and is subject to polymetallic contamination with particularly high concentrations of Cu but also high concentrations of Co, Cd, Zn, and Pb when compared with uncontaminated soils in the region (Table 5-1).

Table 5-1. pH, total organic carbon (TOC), and total concentrations of trace metals in soil from Penga Penga according to Mpundu (2010) and Shutcha (2010). * Reference from Shutcha et al. (2018).

Parameter	Penga Penga	Background
pH _{KCl}	4.6 - 5.4	4.9 - 6.8
TOC	0.5 -1.1	1.0 - 5.0
Cd (mg.kg) ⁻¹	8.5 - 65	
Co (mg.kg) ⁻¹	109 - 384	7.1 - 38
Cu (mg.kg) ⁻¹	3524 - 42350	187 - 455
Pb (mg.kg) ⁻¹	249 - 2657	7.0 - 82.3
Zn (mg.kg) ⁻¹	290 - 5900	26 - 180

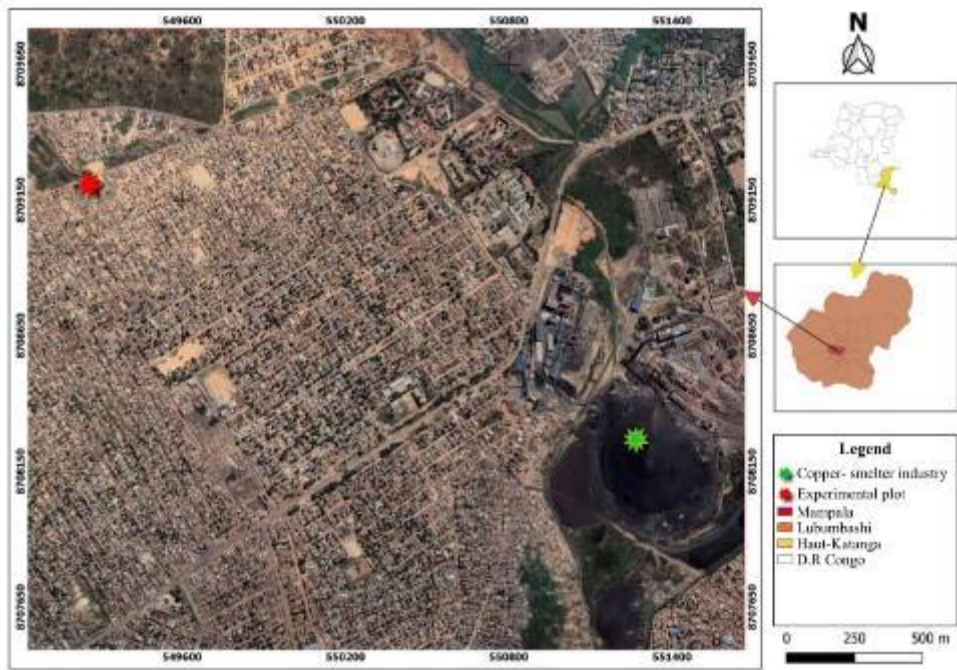


Figure 5-1. Location of the GCM/Penga Penga experimental plot.

The experiment was set up using a factorial design with four doses of limestone (0 t ha⁻¹; 2.5 t ha⁻¹; 5 t ha⁻¹; 10 t ha⁻¹), three doses of compost (0 t ha⁻¹; 45 t ha⁻¹ and 225 t ha⁻¹) and six blocks. Each treatment (compost x limestone) was repeated once in a block. The blocks were separated by 1 m, and each block was divided into 12 plots (treatments) of 1 m² separated from each other by 0.5 m, organized randomly within

the blocks (Figure 5-2). The experimental device was disturbed in 2012 and four plots were destroyed (two in block 5 and two in block 6): one amended with 45 t.ha⁻¹ of compost and 2.5 t ha⁻¹ of limestone (C1L1), amended with 225 t ha⁻¹ of compost and 10 t ha⁻¹ of limestone (C2L3), amended with 225 t ha⁻¹ of compost and 5 t ha⁻¹ of limestone (C2L2), and finally another amended with 225 t ha⁻¹ of compost and 0 t ha⁻¹ of limestone (C2L0).

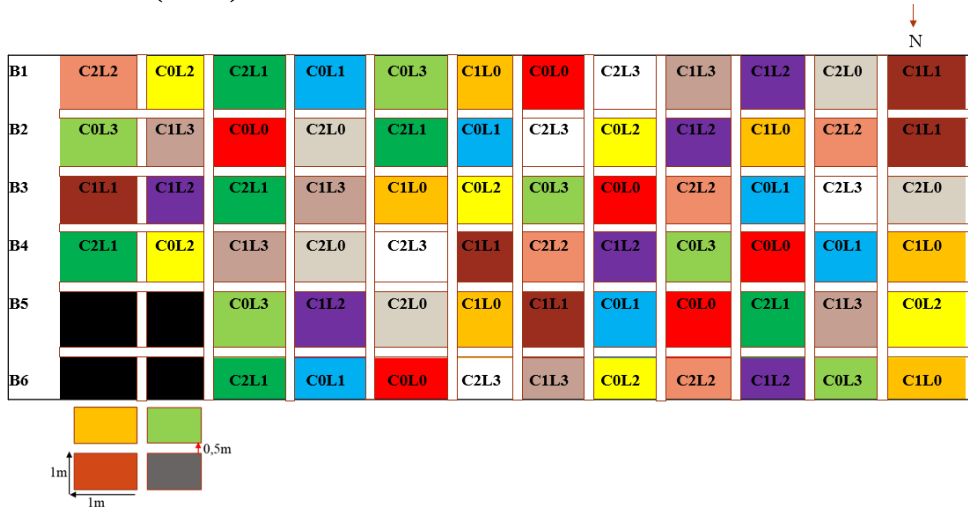


Figure 5-2. Schematic representation of the spatial distribution of treatments in the phytostabilisation experiment at Penga Penga. C0, C1 and C2 = 0, 45 and 225 t ha⁻¹ of compost; L0, L1, L2 and L3 = 0, 2.5, 5 and 10 t ha⁻¹ of limestone. The plots hatched in black were destroyed in 2012. One plot is a square 1x1 m.

5.2.2. *Plant inventory and vegetation assessment*

To assess the effectiveness of phytostabilisation, the success of the vegetation establishment was assessed by the growth and reproduction of *M. cupricola*. The number of individuals was counted in each experimental plot, and the plant cover (estimated using the point-quadrat method) and the tuft diameter were measured in April 2019. As with the growth measurements, reproduction was measured through the number of spikes per individual by systematic counting of each present in the system. These measurements were carried out in the same way in 2010 (Shutch et al., 2015).

5.2.3. *Soil and plant sampling and chemical analyses*

Soil samples were taken throughout the experimental design in April 2019. In each plot, samples were taken at 0-20 depth. Each soil sample was packed in a polyethylene bag, labeled, and dried at room temperature (<35°C). They were then crushed and sieved through a 2 mm sieve and sent to the laboratory for chemical analysis. A total of 68 soil samples were taken, according to the treatments initially applied when the experimental device was installed in 2009, and seven soil samples were taken from bare soil (no vegetation, no special treatment) in the vicinity of the experimental plot.

Plant samples (*M. cupricola* leaves) were collected from the experimental device at a rate of 250 g per plot. The harvested leaf samples were washed with a 1%alconox solution (Faucon et al., 2007) then oven-dried at 105°C for 24 hours and ground using a blender. The crushed soil and leaf samples were analyzed in the “Soil-Water-Plant Exchange” laboratory at Gembloux Agro Bio-Tech, University of Liège (Belgium). For the plant samples, mineralization was carried out using 65% HNO₃ and 75% HClO₄, and the concentrations in the extracts by atomic absorption spectrometry (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) (Miller & White, 1998).

Soil pH was measured potentiometrically in a 1:2.5 (w/v) suspension in 1N KCl, while the total organic carbon (TOC) was analyzed using the modified Walky-Black method. Briefly, 1g of soil was oxidized with potassium dichromate (K₂Cr₂O₇ 0.1N) in an acid bath (H₂SO₄ - 56%). The reaction is catalyzed by heating. The dichromate consumed is considered to be proportional to the starting carbon. Determination is carried out by ISO 11464. Total available and soluble Cd, Co, Cu, Pb, and Zn concentrations were measured by atomic absorption spectrometer. Extraction with 0.01 M CaCl₂ was carried out using the method of Moszkowicz (2002). Briefly, 5 g of soil was placed in contact with 50 ml of 0.01 M CaCl₂ and then stirred for 72 hours by mechanical stirring. For the extraction of available metals, 5g of soil was mixed with 50 ml ammonium acetate-EDTA (pH=4.65) (Van Ranst et al., 1999). Total concentrations were extracted using aqua regia.

5.2.4. Statistical analysis

A test of normality was applied to assess the distribution of data. Data that did not conform to a normal distribution were transformed into log 10 and others were subjected to a non-parametric Kruskal-Wallis and Fisher rank analysis. Data on edaphic conditions and biometric parameters on plants were subjected to a three-way analysis of variance (ANOVA) and post hoc test (Tukey test). To assess the effect of vegetation on metal distribution, a Fisher exact test was applied to data from vegetated unamended plots from the experimental device and those from the samples collected on bare surfaces around. Data from 2010 were available from previous studies (Shutcha, 2010; Shutcha et al., 2015; Boisson et al., 2015) and were used as references for the assessment in 2019. The t-student test was applied to compare data from 2010 and 2019. All statistical analyses were carried out using R studio 3.1 and Past software, with a significance level of 5%.

5.3. Results

5.3.1. Assessment of vegetation and performance of *M. cupricola* between 2010 and 2019.

Field observations showed a plan cover rate by *M. cupricola* 2019 of 100% in all plots. The ANOVA applied between treatments showed no significant effect of treatments on the number of individuals, tuft diameter and number of spikes per individual ten years after planting (Table 5-2). However, the t Student test shows

significant differences when compared with the 2010 data. An increase in the values of the three parameters measured in 2019 was observed. The number of individuals has increased by 62% to 101% the tuft diameter from 6.5 ± 0.88 to 11.04 ± 4.25 and the number of spikes from 9.38 ± 4.95 to 37.45 ± 25.46 . Figure 5-3 shows changes in biometric parameters from 2010 to 2019.

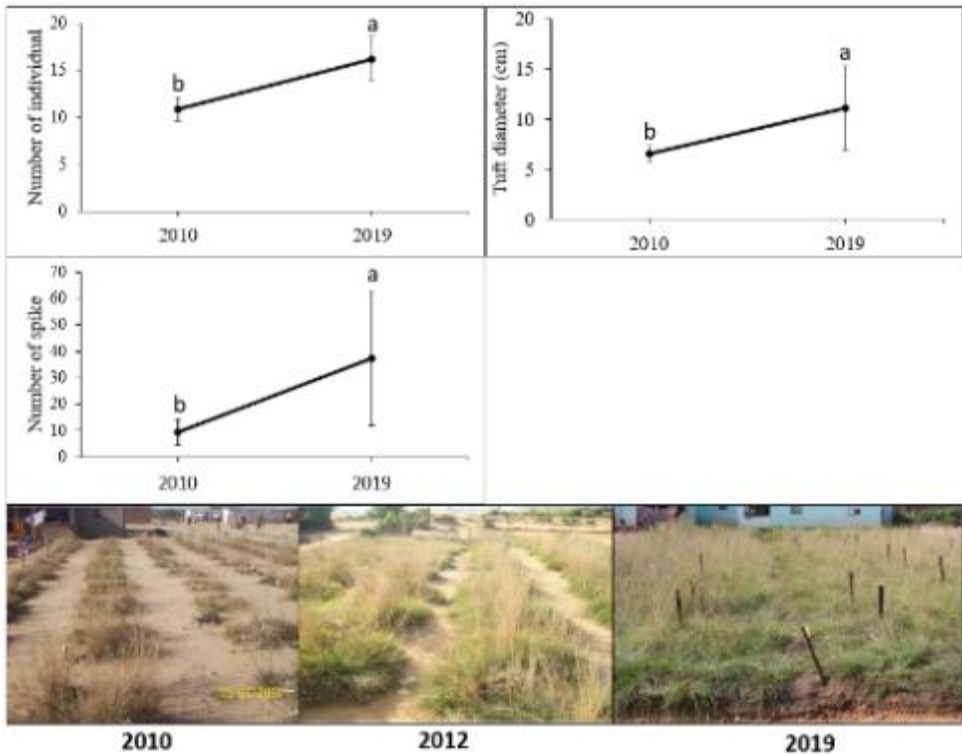


Figure 5-3. Changes in biometric parameters of *M. cupricola* from 2010 to 2019. Legend: the number of individuals: is the average number of individuals per plot present in 2019 over the average number of individuals surviving in 2010, and so on for Tuft diameter and number of spikes

Table 5-2. Effect of treatments on the growth of *M. cupricola* (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

Compost (t. ha ⁻¹)	Limestone (t. ha ⁻¹)	Number of individuals	Tuft diameter (cm)	Number of spikes
0	0	19.0 ± 5.3	10.4 ± 2.5	40.9 ± 20.1
	2.5	19.1 ± 5.4	11.7 ± 3.9	45.6 ± 20.7
	5	15.4 ± 5.7	11.5 ± 2.9	55.3 ± 34.5
	10	17.5 ± 5.7	12.6 ± 1.4	43.9 ± 27.6
45	0	16.6 ± 5.7	12.1 ± 2.3	27.5 ± 10.6
	2.5	15.2 ± 5.0	9.5 ± 2.4	22.4 ± 13.0
	5	18.2 ± 5.7	12.0 ± 4.2	31.6 ± 16.7
	10	14.5 ± 5.8	12.9 ± 4.8	32.0 ± 18.6
225	0	10.9 ± 5.1	13.7 ± 4.3	29.0 ± 17.1
	2.5	15.3 ± 5.3	12.2 ± 2.3	39.8 ± 21.0
	5	16.3 ± 5.6	12.4 ± 2.0	34.9 ± 17.0
	10	18.8 ± 5.9	11.4 ± 3.9	33.8 ± 14.0
ANOVA				
Blocks		F = 6.5***	F = 3.55*	F = 1.70 NS
Compost		F = 2.5 NS	F = 0.49 NS	F = 0.71 NS
Limestone		F = 0.27 NS	F = 0.35 NS	F = 1.03 NS
Compost x limestone		F = 0.7 NS	F = 0.64NS	F = 1.22 NS

5.3.2. *Soil condition in the experimental plot from 2010 to 2019*

The pH, organic matter concentration and available Cu concentration varied between 2010 and 2019 (Table 5-3). Increases in average pH values were recorded in plots amended solely with compost (without limestone). These increases in pH values are of the order of 0.8 units in amended plots with 225 t ha⁻¹ of compost (5.7 ± 0.4 to 6.5 ± 0.7), 0.9 units in unamended plots (5.6 ± 0.3 to 6.5 ± 0.3) and 1.2 units with 45 t ha⁻¹ of compost (5.8 ± 0.5 to 7.1 ± 0.8). On the other hand, average pH values decreased in plots amended with limestone at a rate of 10 t ha⁻¹. These decreases were of the order of 0.4 units in the presence of 225 t ha⁻¹ of compost (7.3 ± 0.2 to 6.9 ± 0.8), 0.6 units in the presence of 45 t ha⁻¹ of compost (7.1 ± 0.5 to 6.5 ± 0.4) and 0.7 units in the absence of compost (7.5 ± 0.4 to 6.8 ± 0.6). For the other combinations of limestone and compost doses, we observed reductions in pH values (C0L2 and C2L1) and increases (C1L1), while relative stability (very little variation) was observed with treatments C0L1, C1L2 and C2L2. There is no significant effect of treatments on pH in 2019.

No significant treatment effect was observed on total organic carbon (TOC) content. In all treatments, the organic carbon content remained similar to the 2010 values (Table 5-3).

In general, the concentration of Cu extractable with AA-EDTA (Cu-EDTA) decreased in the experimental plots between 2010 and 2019 (Figure 5-4). This average decrease in value is from 3150.5 ± 2234.6 to 1706.3 ± 1333.7 . As in 2010, there was no significant effect of limestone on Cu-AA-EDTA concentration. However, a significant effect of compost was observed in 2019. The highest concentrations ($p < 0.001$) were observed in plots not amended compared with plots amended with compost (Table 5-3). The compost x limestone interaction was not significant in 2019 either, although a block effect was observed.

Table 5-3. Soil conditions (pH, TOC, and Cu-EDTA) in the experimental plots between 2010 and 2019. Values represent the mean + standard deviation, n= 68, sampling depth = 0-20 cm. Values from columns with the same letters are not different after statistical analyses (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

Compost (t ha ⁻¹)	Limestone (t ha ⁻¹)	pHKCl		TOC		Cu-EDTA (mg. k ⁻¹)	
		2010	2019	2010	2019	2010	2019
0	0	5.6 ± 0.3 c	6.5 ± 0.3 a	2.0 ± 0.3	1.9 ± 0.5	2832 ± 2329	2116 ± 1886
	2.5	6.7 ± 0.7 b	6.5 ± 0.7 a	2.0 ± 0.6	2.1 ± 0.3	2741 ± 1613	1698 ± 1255
	5	7.3 ± 0.3 ab	6.6 ± 0.4 a	1.9 ± 0.4	2.0 ± 0.9	2887 ± 2029	1774 ± 1002
	10	7.5 ± 0.4 a	6.8 ± 0.6 a	2.1 ± 0.1	2.2 ± 0.6	2203 ± 1064	2586 ± 1002
45	0	5.8 ± 0.5 c	7.0 ± 0.8 a	2.0 ± 0.2	2.0 ± 0.3	3371 ± 2463	1901 ± 642
	2.5	6.1 ± 0.6 bc	6.9 ± 0.4 a	2.1 ± 0.5	2.0 ± 0.4	3019 ± 2641	659 ± 172
	5	6.6 ± 0.6 b	6.6 ± 0.3 a	2.3 ± 0.4	2.2 ± 0.6	4541 ± 2589	1193 ± 707
	10	7.1 ± 0.5 ab	6.5 ± 0.4 a	2.1 ± 0.5	1.9 ± 0.8	3669 ± 1721	1609 ± 1248
225	0	5.7 ± 0.4 c	6.5 ± 0.7 a	2.6 ± 0.4	2.2 ± 0.8	3886 ± 4124	2041 ± 2868
	2.5	6.9 ± 0.7 ab	6.6 ± 0.6 a	2.6 ± 0.4	2.0 ± 0.8	3298 ± 2377	1524 ± 1169
	5	6.8 ± 0.8 b	6.7 ± 0.3 a	2.4 ± 0.8	2.2 ± 0.9	3020 ± 2176	937 ± 1637
	10	7.3 ± 0.2 ab	6.9 ± 0.8 a	2.4 ± 0.3	2.1 ± 0.5	2331 ± 1343	706 ± 200
ANOVA							
Block	Df =5	F = 1.5 NS	F = 5.95***	F = 6.7 ***	F = 2.75*	F = 5.6***	F = 8.08***
Compost	Df =2	F = 2.7 NS	F = 0.14 NS	F = 4.9***	F = 0.08NS	F = 1.3 NS	F = 6.26**
Limestone	Df = 3	F = 20.8**	F = 0.25 NS	F = 0.2 NS	F = 0.38NS	F = 0.2 NS	F = 0.86 NS
Compost x Limestone	Df = 6	F = 0.8 NS	F = 0.56 NS	F = 0.6 NS	F = 0.17NS	F = 0.4 NS	F = 1.34 NS

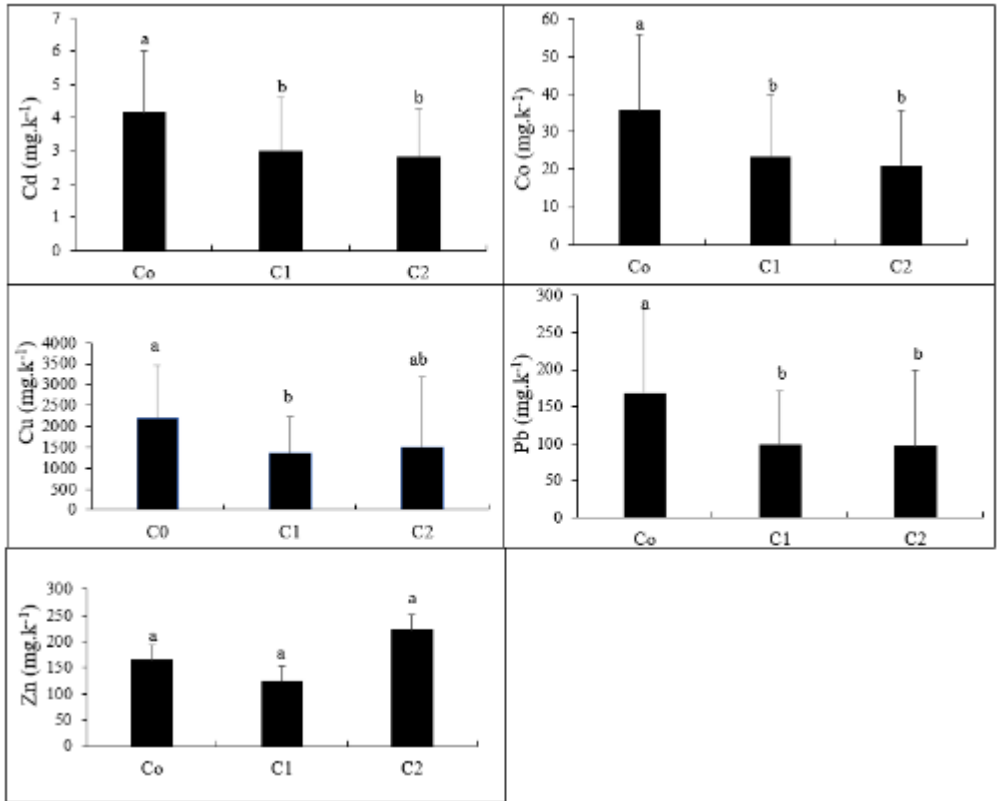


Figure 5-4. Compost's Influence on the Cd, Co, Cu, Pb, Zn concentration in soil extracted with AA-EDTA (pH = 4.65). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm taken on 15 February 2019. For each metal, the letters indicate significant differences after Tukey's test ($p < 0.05$). C0, C1, and C2 = 0, 45, and 225 t ha⁻¹ of compost.

Total and CaCl₂-extractable metal concentrations had not been determined in 2010. The ANOVA did not show a significant influence of the factors on total trace metal concentrations in the experimental plots in 2019. However, the trends observed for Cu-EDTA were also observed for CaCl₂-extractable Cu in 2019, with higher concentrations in the unamended plots compared with the amended plots (Figure 5-5). There was also a significant effect of compost on AA-EDTA extractable Cd, Co, and Pb concentrations and CaCl₂ extractable Cd, Co, and Zn concentrations. There was no significant effect of limestone or compost x limestone interaction. Details are presented in Tables A1, A2, and A3 in the Appendix.

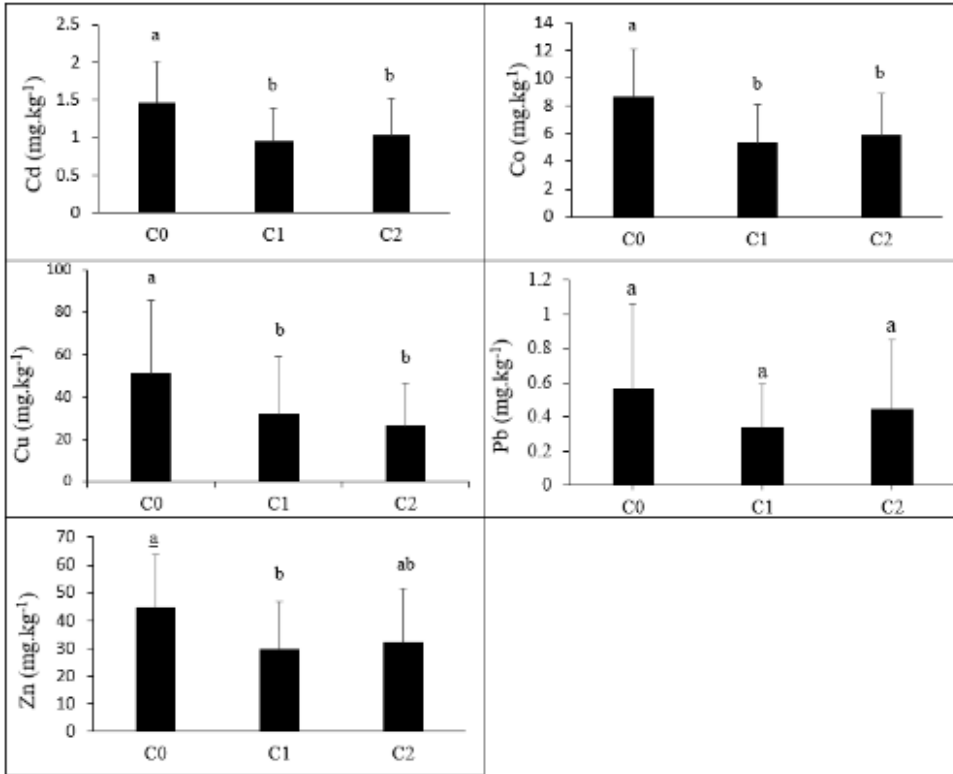


Figure 5-5. Influence of compost on the concentration of Cd, Co, Cu, Pb, and Zn extracted with CaCl₂ 0.01M. Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after Tukey's test ($p < 0.05$). C0, C1, and C2 = 0, 45, and 225 t ha⁻¹ of compost.

5.3.3. Metal concentrations in plants

Table 5-4 shows the Cd, Co, Cu, Pb, and Zn concentrations in the leaves of *M. cupricola*. Anova shows a significant effect of compost ($p < 0.05$) and a block effect ($p < 0.001$) on Cu concentration. No significant effect of treatments was observed for the other metals. The trends observed in 2012 are almost the same as those observed in 2019 (Figure 5-6). It can be seen that the plots (C1L1, C1L2) have higher Cu concentrations in 2019 than in 2012.

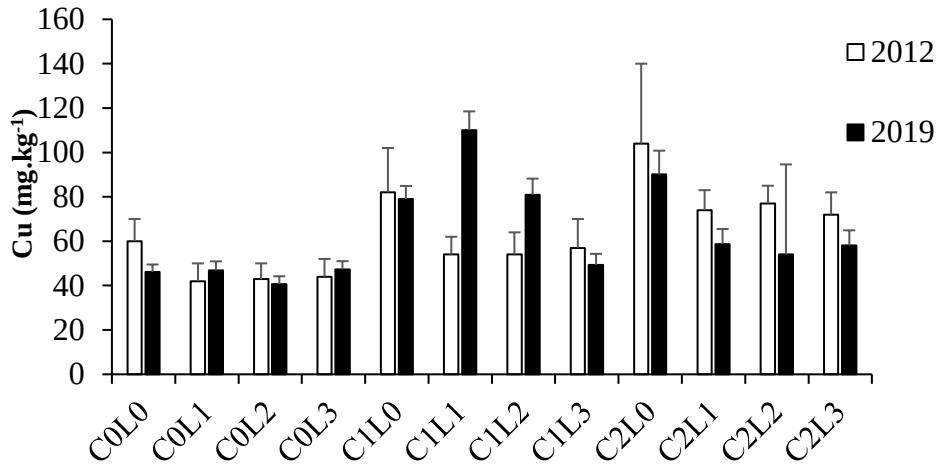


Figure 5-6. Copper concentrations in plant samples taken as a function of the different trial treatments between 2012 and 2019. C0 = 0 t. ha⁻¹ compost, C1 = 45 t. ha⁻¹ compost, C2 = 225 t. ha⁻¹ compost, L0 = 0 t. ha⁻¹ limestone, L1 = 2.5 t. ha⁻¹ limestone, L2 = 5 t. ha⁻¹ limestone, L3 = 10 t. ha⁻¹ limestone. Each bar represents mean $\pm$ standard deviation over 68 samples, sampling depth = 0-20 cm

Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation

Table 5-4. Trace metal concentrations in plants according to the different treatments of the Gécamines Penga Penga phytostabilisation trial in 2019. Values represent the mean + standard deviation, n = 68. (significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

Compost (t ha) ⁻¹	Limestone (t ha) ⁻¹	Metals				
		Cd (mg.kg ⁻¹)	Co (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
0	0	1.42 ± 1.23	3.8 ± 2.5	46.1 ± 31.4	3.7 ± 1.5	138.2 ± 29.8
	2.5	1.16 ± 0.49	2.4 ± 0.7	46.8 ± 41.1	2.7 ± 1.6	113.2 ± 30.6
	5	1.08 ± 0.41	2.9 ± 1.5	40.6 ± 36.0	2.3 ± 0.7	130.8 ± 19.6
	10	1.31 ± 0.71	3.3 ± 1.3	47.3 ± 37.3	3.1 ± 1.7	139.1 ± 26.4
45	0	1.25 ± 1.05	2.5 ± 0.4	79.0 ± 55.9	2.9 ± 1.2	108.9 ± 20.5
	2.5	1.91 ± 1.32	4.8 ± 3.3	110.0 ± 85.8	4.0 ± 2.1	124.8 ± 46.9
	5	0.94 ± 0.39	3.1 ± 1.6	80.9 ± 73.3	3.0 ± 1.0	138.5 ± 35.1
	10	1.18 ± 0.69	2.4 ± 0.8	49.3 ± 50.3	2.3 ± 0.5	113.3 ± 17.1
225	0	0.75 ± 0.24	2.7 ± 1.1	90.1 ± 107.0	2.3 ± 0.9	124.9 ± 49.5
	2.5	1.54 ± 1.17	3.4 ± 1.9	85.7 ± 68.4	1.9 ± 1.0	150.0 ± 29.2
	5	1.39 ± 0.49	2.9 ± 1.0	54.1 ± 40.5	3.0 ± 2.1	133.6 ± 55.0
	10	0.74 ± 0.22	2.4 ± 0.2	58.1 ± 60.8	2.0 ± 0.2	111.5 ± 21.3
ANOVA						
Blocks	Df = 5	F = 1.89 NS	F = 2.15 NS	F = 12.6***	F = 2.17 NS	F = 1.32 NS
Compost	Df = 2	F = 0.14 NS	F = 0.23 NS	F = 3.16*	F = 0.34 NS	F = 0.74 NS
Limestone	Df = 3	F = 0.92 NS	F = 0.82 NS	F = 0.94 NS	F = 0.60 NS	F = 0.54 NS
Compost x limestone	Df = 6	F = 1.15 NS	F = 1.66 NS	F = 0.57 NS	F = 0.91 NS	F = 1.16 NS

5.3.4. Influence of vegetation on total and extractable CaCl_2 concentrations 0.1 M

Fisher's exact tests showed higher total concentration values ($p < 0.05$) in vegetated plots compared with bare soil for all metals (Figure 5-7). Mean Co concentrations in vegetated plots ($137 \pm 72 \text{ mg.kg}^{-1}$) were 17 times higher ($p = 0.000$) compared to those observed in bare soil ($8 \pm 5 \text{ mg.kg}^{-1}$). They are seven times higher for Cd (Grass cover = $84 \pm 62 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $11 \pm 4 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.000$) while they are more than twice as high for Cu (grass cover = $4388 \pm 2414 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $2060 \pm 832 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.03$), Zn (grass cover = $790 \pm 387 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $221 \pm 247 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.02$) and Pb (grass cover = $621 \pm 640 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $265 \pm 126 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.00$).

Unlike the total concentrations, Fischer's test showed a significant difference in extractable concentrations with CaCl_2 0.1M between the vegetated plots and the non-vegetated soils for Cu and Pb, whereas there was no significant difference for Cd, Co, and Zn. Cu and Pb concentrations were higher in the non-vegetated soils than in the vegetated plots (Cu: grass cover = $42.3 \pm 23.9 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $307 \pm 169 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.000$; Pb: grass cover = $0.4 \pm 0.2 \text{ mg.kg}^{-1}$ vs bare soil = $12.7 \pm 7.9 \text{ mg.kg}^{-1}$, $p = 0.000$). Figure 5-8 illustrates the variations in concentrations between vegetated and non-vegetated soils.

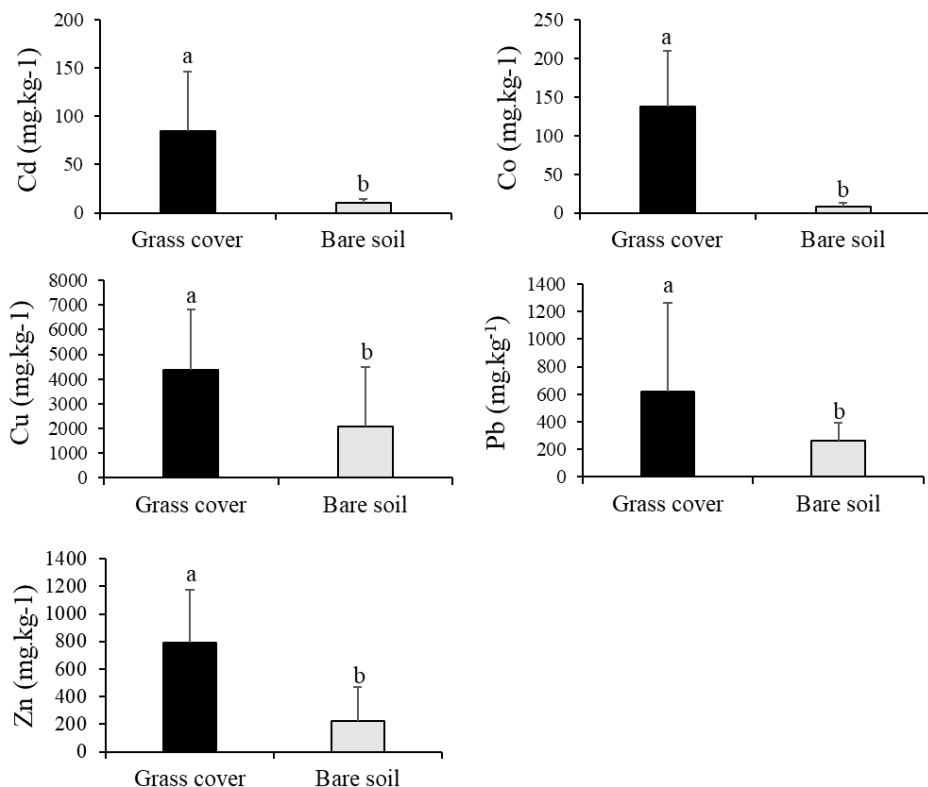


Figure 5-7. Total Cu, Co, Cd, Pb, Zn concentration in soil. Comparison of plots vegetated with unamended *M. cupricola* (black bars, $n = 68$) and in the surrounding bare soil (grey bars, $n = 6$). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after the Fischer test ($p < 0.05$).

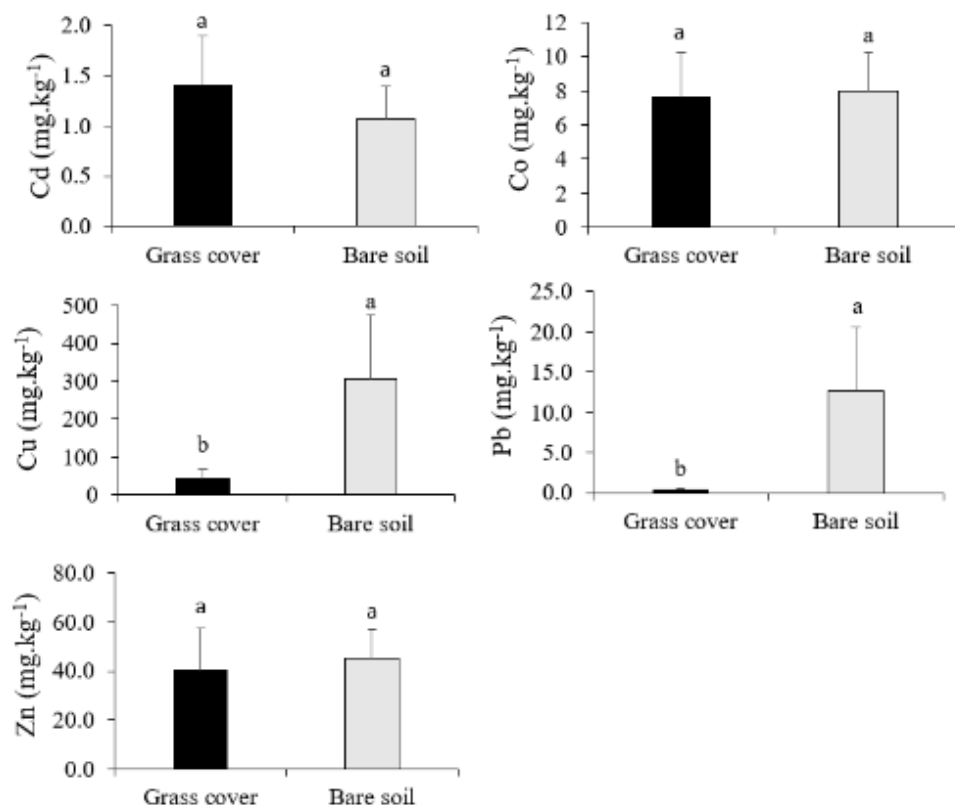


Figure 5-8. The concentration of Cu, Co, Cd, Pb, Zn in soil extractable in CaCl₂ 0.1 M. Comparison of plots vegetated with unamended *M. cupricola* (black bars, $n = 68$) and in the surrounding bare soil (grey bars, $n = 6$). Each bar represents mean $\pm$ standard deviation, sampling depth = 0-20 cm. For each metal, the letters indicate significant differences after the Fischer test ($p < 0.05$).

5.4. Discussion

A limited number of studies assessing the long-term effectiveness of phytostabilisation under field conditions can be found, which are generally limited to observations over a few months to a few years (C'ordova *et al.*, 2011; Renella *et al.*, 2007; Pardo *et al.*, 2014; Touceda-González *et al.*, 2017). This situation is particularly true in tropical Africa. The present study has made it possible to carry out observations over ten years, which is a long time to draw relevant conclusions about the project's success, particularly about the permanent establishment of vegetation and

the dynamics of edaphic conditions. (Ruttens et al., 2010; Bidar et al., 2011; Lopareva-Pohu et al., 2011).

5.4.1. Establishment of permanent vegetation

Successful establishment of permanent vegetation with grasses used in long-term phytostabilisation trials has been reported mainly in Europe (Stuczynski et al., 2007; Lopareva-Pohu et al., 2011; Touceda-González et al., 2017), America (Cook et al., 2009; Balsamo et al., 2015) and Asia (Paz-Alberto et al., 2007). The results of this study are the first of their kind for Central Africa. The conclusions of Shutcha et al. (2015) presented interesting prospects for the implementation of phytostabilisation of soils polluted by trace metals in the Penga Penga district using *M. cupricola* over a three-year observation period. The results of the observations carried out in 2019 confirm this success in establishing permanent vegetation, as it was found that it is still in place and that all the growth and reproduction parameters measured on the individuals present in the trial are on average higher in 2019 compared to previous observations (Figure 5-9). These results provide ample proof that the vegetation installed in 2009 has been able to establish itself, and the population dynamics observed over ten years are in favor of permanent installation. The vegetation was able to withstand nine dry seasons and population numbers increased in all the experimental plots in 2019, with plant cover rates of 100%. Furthermore, despite the lack of any significant influence of the treatments on growth parameters (Table 5-2), the survival of *M. cupricola* can be explained by its tolerance to very high concentrations of metals in the soil, as observed by Shutcha (2010) in *M. cupricola* spontaneous vegetation on polluted sites in the ACK.

5.4.2. Long-term effectiveness of treatments

The observations made as part of this study showed a dynamic influence of the amendments applied in the experimental phytostabilisation scheme at Penga Penga between 2010 and 2019. Nevertheless, it seems that the different combinations of amendments applied in 2009 had different dynamics in terms of their influence on the edaphic parameters analyzed. This study, an increase in pH was observed in all the plots that had only received compost, as well as for the unamended plots (Table 5-3). The decreases in pH values observed with high doses of limestone are normal and have been reported in several studies in the region (Shutcha et al. 2010) and elsewhere (Lopareva-Pohu, 2011; Lin et al., 2015; Achiba et al., 2009; Zinati et al. 2001; Xiong et al., 2015). This dynamic is explained by lateral leaching of the amendments applied. This explanation is also valid for the present study, given the proximity of the experimental plots. The decreases in pH values in the plots amended with doses of 5 t. ha⁻¹ and 10 t. ha⁻¹ support the thesis of a lateral redistribution of the limestone applied in 2009, supported by the high Ca content in the unamended plots (unreported results). However, organic matter content remained similar in all treatments from 2010 to 2019 (Table 5-2). The fall in *M. cupricola* litter could explain the maintenance of a stock of organic matter in the soil of the experimental plots. Furthermore, as mentioned for the copper-cobalt vegetation of the KCB (Duvigneaud, 1958; Faucon et al., 2010), the

maintenance of the organic matter stock may also be due to slow mineralization because of the low availability of decomposer microorganisms.

Determining the timing of the lateral transfer of limestone amendments is an important question that remains to be elucidated, as it has practical implications for the management of phytostabilized sites. The lateral redistribution of the amendments likely took place during the early years of the experiment when the vegetation cover was not yet dense enough to reduce runoff into the surface horizons. Observations reported by Shutcha (2010) under conditions of artificial contamination with CuSO₄ support the theory that amendments are redistributed during the early stages of vegetation. He observed a reduction in pH with the 10-t ha⁻¹ limestone amendment after the first year of cultivation, followed by stabilization during the other three years of cultivation. Furthermore, the observed decrease in Cu-EDTA concentrations, as opposed to the dynamics observed with the reduction in pH in the unamended plots, could support the theory of a redistribution of the amendments in the first few years followed by stabilization through vegetation. It would appear that during the first period of vegetation, soil improvers play an important role in reducing the mobility of metals, as reported in the observations of Shutcha et al (2010, 2015). However, limestone plays a less important role in reducing metal mobility due to a decrease in pH values. In this context, denser vegetation would have a greater effect on reducing metal mobility in the experimental plots after a period that remains to be determined. This hypothesis should be verified in future studies. A lysimeter study would be appropriate for such observations.

One consequence of this dynamic of edaphic conditions in the experimental plots is the absence of any significant influence of the amendments on the pH, TOC, and growth and reproduction parameters of *M. cupricola* in 2019, unlike in 2010 (Shutcha, 2010), when the application of the amendments increased the pH and TOC content.

However, the results showed a significant influence of the compost applied in 2009 on the concentrations of metals (Cu, Co, Cd, Pb, and Zn) extractable with EDTA and CaCl₂ 0.01M in 2019 (A2 and A3, figures 5-4 and 5-5), with higher concentrations in plots not amended with compost. This result indicates greater bioavailability of Cu, Co, Cd, Pb and Zn in plots not amended with compost. This is explained by the well-known influence of organic matter on the reduction of trace metal concentrations in the soil through the formation of chelates (Xia, 2004; Madejon et al., 2006, 2009; Shutcha et al., 2010, 2015; Muyumba et al., 2018). However, this result demonstrates a residual effect of the compost applied in 2009 on reducing the mobility of metals in the soil. This result is all the more surprising given that the residual effect appears 10 years after the application of the amendments. An explanation should be found for this situation. Nevertheless, the nature of the compost could play a role in this residual effect. The plots amended with compost had received organic matter based on *Eicchornia crassipes*, which probably became associated with *M. cupricola* litter over time. Plots not amended with compost most likely had organic matter consisting mainly of *M. cupricola* litter. This difference could play a role in the residual effect observed in this study. This hypothesis could be verified in a more appropriate study calculating the annual inputs of *M. cupricola*.

Regarding accumulation in the leaves, the results showed that Co and Cu concentrations did not increase over the ten years of cultivation (except for treatments C1L1 and C1L2, where an increase was observed despite the absence of any significant effect of the treatments). This result indicates that *M. cupricola* uses the exclusion strategy, but also the effectiveness of the processes in reducing translocations despite the dynamics of the edaphic conditions described in the previous paragraphs.

Furthermore, the results of this study highlight notable temporal developments. For example, vegetation establishment gradually stabilizes biological and edaphic parameters over ten years. This phenomenon has also been reported in studies carried out in Europe (Vangronsveld et al., 2009), North America (Chaney et al., 2010) and Asia (Wu et al., 2013). The dynamics of organic matter and pH followed distinct trends depending on the amendments, suggesting delayed effects over time. The influence of the treatments seems more marked in the first few years before stabilizing under the effect of vegetation. Furthermore, in terms of spatial distribution, the differences between vegetated and non-vegetated plots highlight the importance of plant cover in the distribution of metals in the soil. This finding is in line with the conclusions of the study by Mench et al (2010), who observed increased retention of metals in soils stabilized by dense plant cover. The lateral redistribution of amendments has probably influenced the spatial distribution of edaphic parameters, which merits further investigation. A more detailed analysis of the gradients of contamination in the soil could clarify these spatial dynamics and enable better optimization of phytostabilisation strategies under ACK conditions.

5.4.3. *The effect of vegetation on metal concentration in the soil*

The results obtained demonstrate the success of the vegetation installed in the phytostabilisation trial in reducing the dispersion of trace metals at Penga Penga. Indeed, the higher total concentrations (Figure 5-7) in the vegetated soil samples demonstrate the influence of plants in reducing the mobility of metals in the soil by fixing them through the roots, compared with the non-vegetated plots. The lower available concentrations of Cu and Pb (Figure 5-8) in the samples are an expression of greater immobilization of trace metals by the plant cover to the higher organic matter content in vegetated plots compared with the non-vegetated plots. This result has been reported in many phytoremediation trial studies and is explained by the well-known role of vegetation in general in reducing soil erosion (Madejon et al., 2006; Ruttens et al., 2010).

On the other hand, the present study is one of the few to compare vegetated plots with surrounding non-vegetated soils. The results offer interesting prospects for reducing the dispersion of trace metals over the long term by using a native cupricolous species such as *M. cupricola*. Nevertheless, although the samples were collected from the non-amended vegetated plots to study the influence of the amendments on the mobility of the metals, the lateral diffusion of the amendments mentioned in the preceding paragraphs may influence the results on the effect of the

vegetation. However, whatever the level of amendments applied, this result attests to the success of vegetation established by phytostabilisation in reducing the transfer of metals.

These results demonstrate the success of the phytostabilisation trial in reducing the dispersion of trace metals into other environmental compartments and the potential reduction in exposure for residents of the Penga Penga district. An assessment of trace metal concentrations in percolating water will help to consolidate the results obtained in this study.

5.5. Conclusion

The phytostabilisation trial of soils contaminated by mining activity at Penga Penga was evaluated ten years after its implementation. The results showed the value of using vegetation and soil amendment criteria to draw relevant conclusions about the success of a phytostabilisation project. The results are also encouraging in terms of the effectiveness of established vegetation in reducing the transfer of metals and human exposure. Nonetheless, several suggestions have been made to improve the phytostabilisation approach, in particular, to encourage an increase in biodiversity and the production of ecosystem services. Firstly, a study should be undertaken to assess the diversity of other groups of organisms (macrofauna, microfauna, etc.). On this question of biodiversity, it was suggested that technical itineraries to improve plant biodiversity in *M. cupricola* plots should be studied. Secondly, the results suggest a lysimeter study to assess the dispersion of amendments and metals during the early stages of vegetation establishment. In addition, the impact of introducing woody species on improving the provision of ecosystem services and functions should be assessed.

Chapitre 6

Evolution des conditions minérales dans les sols amendés et de la végétation à base de ligneux installée sur un sol pollué en métaux traces à Lubumbashi : résultats d'un essai sur quatre ans

Si la phytostabilisation est efficace pour limiter la dispersion des métaux dans les sols contaminés, contribuant à leur restauration écologique, elle offre des perspectives durables pour la gestion des sols contaminés à long terme. Après avoir observé l'efficacité de la phytostabilisation dans la réduction de la dispersion des métaux avec une espèce herbacée métallicole, ce chapitre examine l'évolution de la qualité des sols à moyen terme sous des plantes ligneuses dans un essai de plantation.

Chapitre non publié

Manuscrit préparé par Serge Langunu, Jacques Kilela Mwanasomwe, Dieu-donné N'tambwe Nghonda, Gilles Colinet, Mylor Ngoy Shutcha

Résumé

L'utilisation d'arbres pour la revégétalisation de zones urbaines contaminées par l'activité minière est une technique à faible coût et entretien, dont le succès dépend des espèces végétales, des méthodes d'implantation, et des processus géochimiques à l'interface sol-plante. Cette étude a analysé l'évolution de la composition minérale du sol et de la végétation ligneuse et herbacée sur des sols contaminés par As, Cd, Cu, Co, Pb et Zn. Une expérimentation *in situ* a été menée à Lubumbashi (Sud-Est de la RD Congo) avec six espèces d'arbres (*Acacia auriculiformis*, *Albizia lebbbeck*, *Delonix regia*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica*, *Syzygium guineense*), sur des fosses de 0,187 m³, amendées de compost municipal et de calcaire. Après la plantation dans les fosses amendées et non amendées (témoin), des échantillons de sol ont été prélevés pour des analyses chimiques. Dix-huit mois après la plantation, un inventaire floristique a été réalisé pour évaluer la colonisation spontanée d'espèces herbacées. Les résultats révèlent une augmentation des concentrations en métaux dans le sol entre 2019 et 2023 (Cu : 725 ± 136 à 6141 ± 1853 mg kg⁻¹ ; As : $16,2 \pm 1,4$ à $95 \pm 28,5$ mg kg⁻¹ ; Cd : $2,7 \pm 1,3$ à $8,7 \pm 2,0$ mg kg⁻¹ ; Co : $151 \pm 36,3$ à 182 ± 113 mg kg⁻¹ ; Zn : 558 ± 418 à 1098 ± 1037 mg kg⁻¹), avec une stabilité du pH et une diminution des éléments nutritifs (P, K, Ca, Fe). Les arbres plantés dans les fosses amendées ont montré une meilleure croissance en hauteur et en diamètre ainsi qu'une survie supérieure par rapport aux témoins, atteignant des hauteurs moyennes de 8 m et un DBH jusqu'à 22 cm quatre ans après la plantation. Un total de 13 espèces herbacées spontanées a été recensé, avec une abondance accrue lors du second inventaire. Ces résultats confirment l'efficacité de l'amendement des fosses pour une revégétalisation rapide des sols urbains pollués par des métaux traces.

Mots clés : Compost municipal, dynamique de croissance, arbres, sols pollués, métaux traces, phytotechnologies, Lubumbashi.

Abstract

The use of trees to revegetate urban areas contaminated by mining activity is a low-cost, low-maintenance technique, the success of which depends on the plant species, planting methods, and geochemical processes at the soil-plant interface. This study analyzed the evolution of the mineral composition of the rooting soil and of woody and herbaceous vegetation on soils contaminated by As, Cd, Cu, Co, Pb, and Zn. An *in situ* experiment was carried out in Lubumbashi (south-eastern DR Congo) with six tree species (*Acacia auriculiformis*, *Albizia lebbbeck*, *Delonix regia*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica*, *Syzygium guineense*), in 0.187 m³ pits amended with municipal compost and limestone. After planting in the amended and unamended (control) pits, soil samples were taken for chemical analysis. Eighteen months after planting, a floristic inventory was carried out to assess the spontaneous colonization of herbaceous species. The results show an increase in metal concentrations in the rooting soil between 2019 and 2023 (Cu: 725 ± 136 to 6141 ± 1853 mg kg⁻¹; As: 16.2 ± 1.4 to 95 ± 28.5 mg kg⁻¹; Cd: 2.7 ± 1.3 to 8.7 ± 2.0 mg kg⁻¹; Co: 151 ± 36.3 to 182 ± 113 mg kg⁻¹; Zn: 558 ± 418 to 1098 ± 1037 mg kg⁻¹), with a stable pH and a decrease

in nutrients (P, K, Ca, Fe). The trees planted in the amended pits showed better growth in height and diameter, as well as greater survival than the controls, reaching average heights of 8 m and a DBH of up to 22 cm four years after planting. A total of 13 spontaneous herbaceous species were recorded, with an increased abundance during the second inventory. These results confirm the effectiveness of pit amendment for the rapid revegetation of urban soils polluted by trace metals.

Keywords: Municipal compost, growth dynamics, trees, polluted soils, trace metals, phytotechnologies, Lubumbashi.

6.1. Introduction

La pollution des sols par les métaux traces constitue un problème environnemental récurrent dans les zones urbaines du monde entier, notamment dans les régions industrielles ou les zones minières (Alvarenga et al., 2009 ; Entwistle et al. 2019). Cette pollution engendre des effets néfastes sur les écosystèmes et la santé humaine, animale et microbienne, ainsi que sur la santé des plantes (Doumett et al., 2008 ; Zhuang et al., 2013). Par exemple, ces effets peuvent provoquer des maladies respiratoires et cardiovasculaires, des troubles de la reproduction, des cancers, des déficiences du développement cognitif chez les humains (Squadrone et al, 2018 ; Vanbrussen et al., 2020) et peut également affecter l'alimentation des plantes, leur croissance et développement est réduit (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

En Afrique Subsaharienne, dans la région du Sud-Est de la RDC, plus précisément dans l'arc cuprifère katangais (ACK), des collines enrichies en Cu et Co affleure en surface et abritent une flore métallicole unique avec près de 600 metallophytes (Duvigneaud et al., 1963 ; Faucon et al., 2010). Dans cette région, les activités minières remontent à plus d'un siècle (Leblanc & Malaisse, 1978), et ont laissés des traces visibles, notamment des étendues de sols dénudées, qui favorisent la dispersion des particules contaminées par l'érosion hydrique en saison de pluie et l'érosion éolienne en saison sèche vers d'autres compartiments de l'environnement (air, terre de jardin, eaux de surface et souterraines) (Vangronsveld et al., 2009). Pour illustration, les récentes études menées dans cette région ont démontré l'impact négatif des activités minières sur les sols (Tembo et al., 2006 ; Narendrula et al., 2012 ; Pourret et al., 2016 ; Mpinda et al., 2022), les eaux de surface et souterraines (Atibu et al., 2013 ; Mudimbi et al., 2017), avec des répercussions considérables sur la chaîne alimentaire et la santé de la population (Banza et al., 2009, Cheyins et al., 2014 ; Mpundu et al., 2014, Mukendi et al., 2018).

Pour toutes ces raisons, la remédiation des sols est essentielle pour lutter contre cette pollution. Le processus de remédiation consiste à éliminer, réduire ou atténuer des sols pollués et détruits en utilisant des techniques biologiques et physicochimiques (Gerwing et al., 2022). Des méthodes de remédiation biologique, comme la phytoremédiation, ont démontré une efficacité supérieure et un respect environnemental accru (Sun et al., 2018). La phytoremédiation recourt aux plantes (accumulatrices ou non) pour assainir les sols contaminés en métaux traces, offrant une solution rentable et écologique (Awa & Hadibarata, 2020 ; Huslina et al., 2024). Cependant, la revégétalisation de ces sols pollués en métaux traces est une tâche ardue

car les conditions édaphiques (faible fertilité, pH bas, faible teneur en MO, CEC faible, etc.) sont peu favorables à la croissance des plantes. Les arbres, en particulier, sont connus pour leur capacité à améliorer la qualité des sols en absorbant divers éléments (Pinto et al, 2012 ; Fahad et al., 2022). En effet, leurs systèmes racinaires sécrètent des enzymes qui facilitent l'absorption de nutriments dans le sol, contribuant ainsi à la dynamique des conditions minérales dans la rhizosphère, la zone du sol influencée par la présence des racines des plantes. En raison de l'absorption des métaux par les racines, la rhizosphère est souvent plus concentrée en métaux traces que les autres parties du sol (Podar et Maathuis, 2022). Ceci peut avoir une influence significative sur la croissance des arbres et l'installation d'une végétation durable (Badair et al., 2022).

Dans ce contexte, l'étude de l'évolution de la composition minérale du sol dans la zone racinaire et de la croissance des plantes établies sur les sols pollués en métaux devient cruciale pour une compréhension approfondie des processus qui influencent leur développement. Cette approche permet de mieux comprendre les facteurs qui régulent la croissance des plantes et le changement de la composition minérale du sol. Elle s'avère utile dans l'identification des espèces d'arbres les plus adaptées aux spécificités environnementales, ainsi que dans la conservation de la biodiversité et la prise de décisions concernant la gestion des terres polluées (Kidd et al., 2009). A Lubumbashi en particulier, La zone exposée aux vents alizés du sud-est montre des sols caractérisés par des concentrations exceptionnellement élevées en cuivre ($>30\,000\text{ mg.kg}^{-1}$), et autres métaux (Cd, Co, Pb, et Zn). Consécutivement ces activités ont entraîné la disparition de la forêt originelle de Miombo par l'apparition de surfaces de sols dénudées et soumises à l'érosion (Munyemba et al., 2008 ; Mpundu et al., 2014).

Pour contenir cette contamination, des efforts de revégétalisation des sols dénudés avec des arbres ont été mises en œuvre. L'opération comprend l'excavation des sols contaminés suivie d'un remplacement de celui-ci par des amendements non contaminés (Mwanasomwe, 2022 ; Langunu et al. 2023). Des résultats encourageants ont été obtenus car cette approche semble efficace tout en offrant moins de risques de contamination pour les produits de récoltes (Langunu et al., 2023). De plus, cette méthode encourage l'installation spontanée d'une végétation herbacée qui assure une couverture du sol tout au long de l'année dans les corridors des arbres plantés, empêchant ainsi l'érosion (Mwanasomwe et al., 2022). Toutefois, malgré ces avancées, aucune étude n'a évalué le suivi de la composition minérale de la zone de croissance des racines, de la dynamique de croissance des arbres et du moment d'apparition des herbacées via des plantations expérimentales sur sol pollués. Ainsi donc, l'obtention de données primaires sur la composition minérale du sol, la survie et la croissance des arbres est essentielle pour le développement de modèles prédictifs de l'évolution de la couverture ligneuse, en vue de proposer une remédiation à grande échelle. De plus, ces modèles peuvent être utilisés pour évaluer les impacts environnementaux, tels que les changements climatiques ou la réhabilitation des écosystèmes (Badair et al., 2022 ; Fahad et al., 2022).

En effet, les approches pour suivre la dynamique de croissance des arbres reposent sur des méthodes diverses telles que les mesures dendrométriques, l'analyse des cernes annuels, le suivi de la photosynthèse, les mesure des flux de sève, la télédiction et l'utilisation de la modélisation (Drew & Downes, 2009 ; Duchesne & Houle, 2011). Le choix de la méthode de suivi dépend des objectifs visés par l'étude. Dans le cadre de cette étude, les mesures dendrométriques directes, qui permettent de mesurer la hauteur et le diamètre de l'arbre, ont été privilégiées pour leur capacité à fournir des données précises et exactes concernant la croissance de l'arbre au fil du temps.

L'objectif général de cette étude était de montrer l'évolution de la composition minérale du sol et de la végétation à base de ligneux sur des sols fortement pollués en métaux. Plus spécifiquement, nous avons : (i) évalué la dynamique des conditions minérales dans la zone de croissance racinaire des ligneux à court terme (4 ans) et (ii) évalué la dynamique de la végétation installée sur les sols contaminés, en incluant les ligneux et les herbacées. Les résultats de cette étude seront d'une utilité cruciale pour orienter les décisions de remédiation à grande échelle des sols pollués en métaux traces à Lubumbashi et ailleurs.

6.2. Matériels et méthodes

6.1.1. *Site d'étude*

L'étude a été menée dans la ville de Lubumbashi, précisément dans l'enceinte de l'hôpital Gécamines-Sud dans le quartier Penga Penga (11°40'42'' de latitude Sud, 27°27' 56,50'' de longitude Est, élévation 1215 m) (Figure 6-1). Sur ce site, l'essai a été installé sur un allisol rhodique (Ngongo et al., 2009) sujet à une contamination polymétallique, avec des concentrations particulièrement élevées en Cu (>17000 mg.kg⁻¹), mais aussi en As, Cd, Co, Pb et Zn lorsqu'on le compare aux sols non contaminés de la région (Shutcha et al., 2018). Le climat de la ville est du type Cw, caractérisé par l'alternance d'une saison sèche bien définie (Mai à Septembre) et une saison pluvieuse (Novembre à Mars), séparées de deux mois de transition (Avril et Octobre) (Malaisse et al., 2010). Les précipitations annuelles varient entre 1200 et 1300 mm, la température moyenne annuelle est 20°C (Kalombo, 2015).

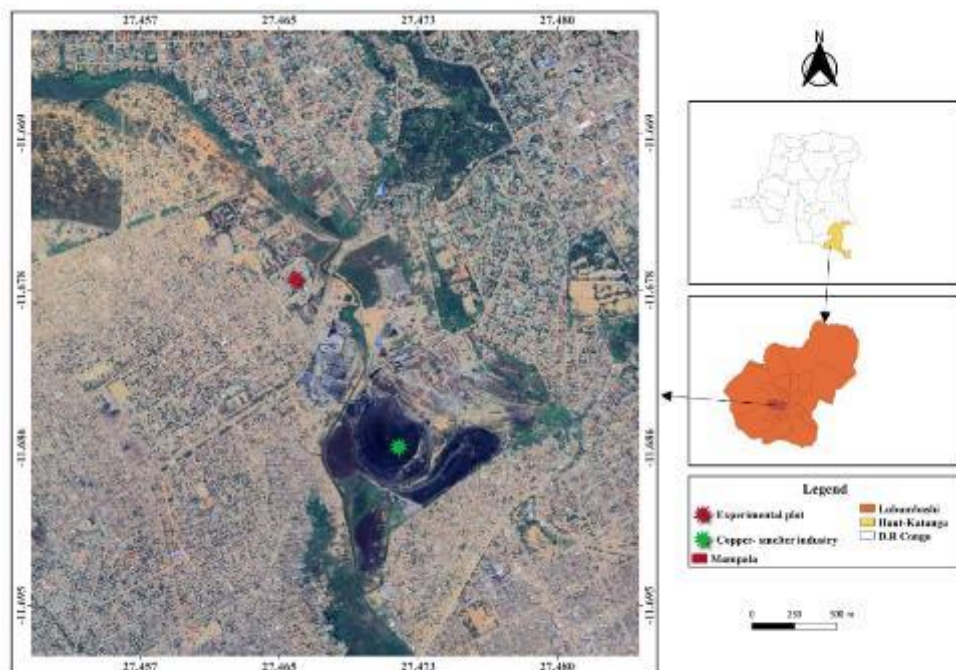


Figure 6-1. Localisation du dispositif expérimental GCM/Penga Penga. Le point rouge indique l'emplacement de la parcelle expérimental et le point vert indique la montagne des scories issues de l'industrie de la fonte du cuivre de la Gécamines.

6.1.2. Matériel végétal

Six espèces ligneuses, appartenant à quatre familles (Tableau 6-1, Figure 6-2), ont constitué le matériel biologique de la présente étude. Ces espèces ont été sélectionnées sur base de leur tolérance aux métaux traces, leur croissance rapide, leur production élevée de biomasse couplé à leur système racinaire profond et au caractère comestible de leurs fruits. Elles atteignent généralement 10-25 m de hauteur sur un sol normal non contaminé. Excepté *M. indica*, les autres espèces ligneuses ont déjà été utilisées dans la réhabilitation de sols pollués en métaux traces par les activités minières (Ang et Ho, 2002 ; Frietas et al., 2004, Meeinkuirt et al., 2012 ; Kambing'a and Syampungani, 2012 ; Mpundu et al., 2018 ; Mwanasomwe et al., 2022 ; Mwanasomwe, 2022).

Tableau 6-1. Liste des espèces testées dans la remédiation des sols pollués en métaux traces.
TM : tolérance aux métaux, CR : croissance rapide, PBE : production de biomasse élevée,
SR : système racinaire profond, FC : fruit comestible

Famille	Espèces	Statut d'origine	Groupe fonctionnel
Fabaceae	<i>Acacia auriculiformis</i> A. Cunn. Ex. Benth	Ex	TM/CR/PBE/SR
Fabaceae	<i>Albizia lebbeck</i> (L.) Benth	Ex	TM/CR/PBE/SR
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Ex	TM/PBE/SR
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Ex	TM/CR/PBE/SR
Myrtaceae	* <i>Syzygium guineense</i> (Willd) DC. Sub <i>macrocarpum</i>	In	TM/CR/PBE/SR/FC
Anacardiceae	<i>Mangifera indica</i> L	Ex	TM/SR/FC

In : espèces indigènes ; Ex : espèces exotiques. Les espèces précédées d'un * sont caractéristiques de la forêt de Miombo (Meerts, 2016 ; Useni et al., 2021).

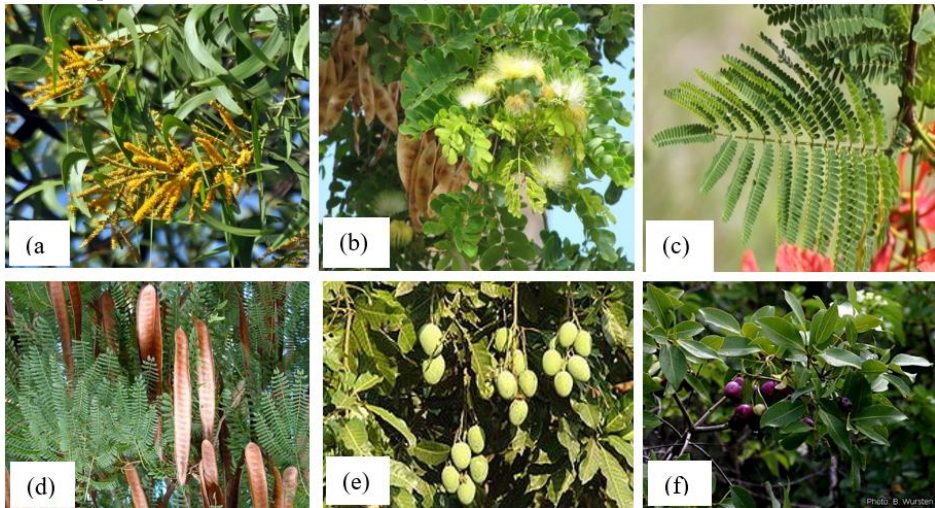


Figure 6-2. Aperçu des six espèces d'arbres plantés dans le dispositif expérimental de phytostabilisation. (a) *Acacia auriculiformis*, (b) *Albizia lebbeck*, (c) *Delonix regia*, (d) *Leucaena leucocephala*, (e) *Mangifera indica* et (f) *Syzygium guineense*

6.1.3. Dispositif expérimental

Un dispositif en blocs aléatoires d'un facteur (Compost municipal + calcaire x espèce) couvrant une superficie de 0,27 ha, a été installé. Sur cette superficie, des fosses de plantation de 0,187m³ (0,50 m de large x 0,50 m de longueur x 0,75 m de

profondeur) ont été creusées à un écartement de 5 m × 5 m (Figure 6-3). Dans chacune des fosses creusées, un mélange de 350 kg de compost municipal et 6 kg de calcaire dolomitique (CaCO₃, MgCO₃) contenant 52% de Ca et 25% de Mg ont été apportés. Le compost municipal provenait de la décharge publique du campus universitaire de Lubumbashi, dont les caractéristiques sont reprises ci-dessous (Tableau 6-2). Par ailleurs, le calcaire dolomitique provenait de la carrière de calcaire de Likasi. Après apport d'amendements, un temps de 30 jours a été observé avant plantation. Enfin, six espèces ligneuses (26 individus de *A. lebbeck* et *S. guineense* ; 29 individus *A. auriculiformis* ; 8 individus de *L. leucocephala* ; 13 individus de *D. regia* et *M. indica*) ont été plantées, en raison de 89 plants dans les fosses amendées et 26 plants dans les fosses non amendées. Cette expérimentation a été installée en saison de pluie entre novembre et décembre 2019. Il est à noter que l'inégalité du nombre d'individus entre les fosses amendées et non amendées résulte d'une présélection effectuée lors d'études préliminaires menées en conditions contrôlées (Mwanasomwe, 2012 ; Mpundu et al., 2018).

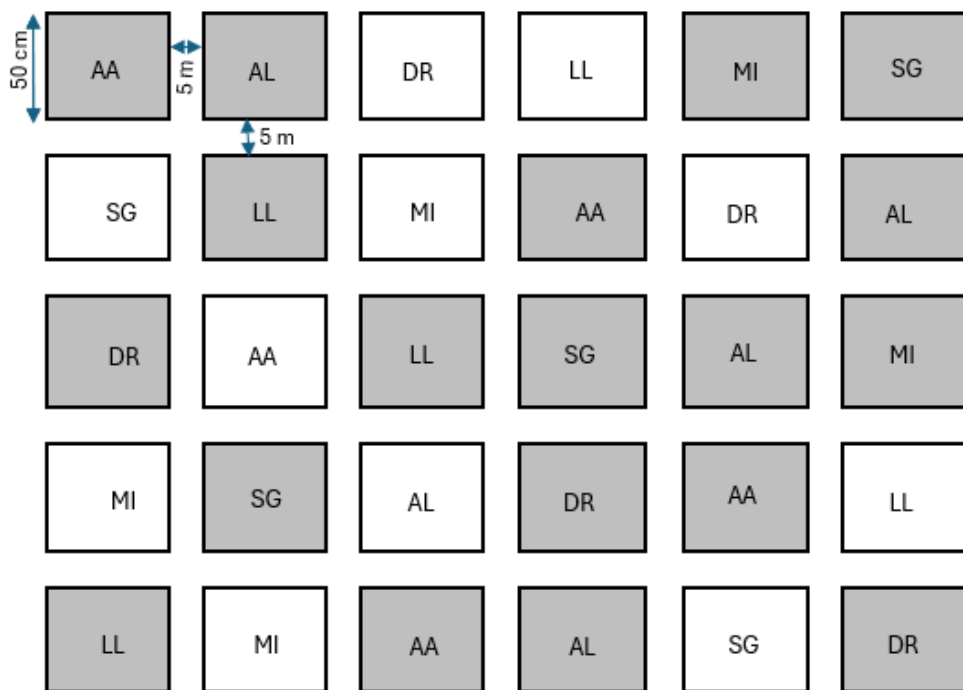


Figure 6-3. Dispositif expérimental de mise en culture des plantes. Case colorée en gris, représente les fosses amendées. Case non colorée représente les fosses témoin non amendées.

AA=*Acacia auriculiformis* ; AL= *Albizia lebbeck* ; DR= *Delonix regia* ; LL= *Leucaena leucocephala* ; MI= *Magnifera indica* ; SG= *Syzygium guineense*

Tableau 6-2 . Propriétés physicochimiques de sol du site et des déchets urbains utilisés (n=10) Moyenne (minimum-maximum) As_T Cd_T Co_T Cu_T Pb_T et Zn_T = concentrations totales d'As, de Cd, de Co, de Cu, de Pb et de Zn ; Cd_S, Co_S Cu_S Pb_S, et Zn_S = concentrations solubles (extractibles avec 0,01 M de CaCl₂).

Paramètres	Sol de l'essai	Compost municipal
pH _{kcl}	5,5 (4,5-5,6)	7,2 (7,2 – 7,3)
TOC	1,9 (0,8-2,6)	–
Fe (%)	–	5,4 (4,7 – 6,2)
P (mg kg ⁻¹)	5,3 (2,8 – 8,9)	1327 (413,3 – 1898)
K (mg kg ⁻¹)	1,0 (0,7 – 1,3)	3133 (2995,2 – 3238)
Ca (mg kg ⁻¹)	9,5 (3,6 – 20,6)	21797 (6153 – 30348)
Mg (mg kg ⁻¹)	1,4 (1,1 – 2,0)	2791 (1542 – 3457)
As _T (mg kg ⁻¹)	232,1 (254,7 - 396,6)	16,2 (14,1 – 17,2)
Cd _T (mg kg ⁻¹)	33 (23,5 - 52,3)	2,7 (4,3 – 1,4)
Cu _T (mg kg ⁻¹)	17330 (1462 -29216)	725 (707 – 896)
Co _T (mg kg ⁻¹)	295 (276 -505)	151 (149 – 187)
Pb _T (mg kg ⁻¹)	1168 (1213- 1723)	62 (35 – 104)
Zn _T (mg kg ⁻¹)	3189,7 (2878 -5347)	558 (173 – 1114)
Cd _S (mg kg ⁻¹)	2,8 (1,5 – 4,5)	0,01 (0,008 – 0,035)
Cu _S (mg kg ⁻¹)	104,9 (39,2 – 199,6)	0,709 (0,177 – 1,631)
Co _S (mg kg ⁻¹)	19,8 (13,3 – 29,3)	0,089 (0,007 – 0,263)
Pb _S (mg kg ⁻¹)	3,05 (0,7 – 7,3)	0,128 (0,105 – 0,152)
Zn _S (mg kg ⁻¹)	152,7 (124,7 – 195,3)	0,470 (0,033 – 1,277)

6.1.4. *Suivi de la plantation et inventaire des espèces*

Au cours de cette étude, nous avons évalué la survie et la croissance des plantes (hauteur) à intervalles réguliers pendant toute la période de l'expérimentation (50 mois), à partir de leur plantation. Pour obtenir le taux de survie, le nombre d'individus vivants au dernier prélèvement a été divisé par le nombre total d'individus initialement plantés, multiplié par 100. Nous avons également mesuré la hauteur des plantes chaque six mois pendant les quatre ans, afin de déterminer leur croissance au fil du temps. Afin de classer le peuplement en classe de diamètre, le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de tous les individus ayant survécu a été mesuré en cm à 1,3 mètre au-dessus du sol à l'aide d'un ruban forestier, tandis que la hauteur a été mesurée en mètres en utilisant un clinomètre SUUNTO (Rondeux, 2021 ; Ameja et al., 2022). Un comptage systématique des juvéniles issus de la régénération des espèces initialement plantées a été effectué et un suivi d'entrée en floraison et de la production des fruits.

Afin d'évaluer l'établissement spontané des espèces herbacées, une caractérisation de celles-ci a été effectuée suivant la méthode phytosociologique d'abondance-dominance de Braun Blanquet (Furman et al., 2018). L'inventaire floristique a été

réalisé à l'aide de quadrats de 5m x 5m (25m²) (Nsielolo et al., 2020) bien délimités dans lesquels les espèces herbacées ont été comptées et identifiées à deux moments différents (2021 et en 2023).

6.1.5. *Analyses chimiques*

Afin d'évaluer l'évolution de la composition minérale du sol au fil du temps, des échantillons ont été prélevés avant la mise en place de l'essai, ainsi qu'à trois ans après la plantation directement dans la zone de croissance racinaire. Pour ce faire, une sonde pédologique a été utilisée pour prélever des échantillons sur une profondeur de 0 à 30 cm. Ces échantillons ont été séchés à température ambiante (< 35°C) et tamisés à 2 mm et un sous-échantillon a été broyé à 200 µm pour permettre une analyse fine de la composition minérale du sol.

Les méthodes d'analyses chimique ont été décrites dans Lienard & Colinet (2016). Le pH du sol a été mesuré par potentiométrie dans une suspension 1:2,5 (P/V) dans l'eau et dans du KCl 1N, tandis que le carbone organique total (COT) a été déterminé en utilisant la méthode Springer-Klee. Les concentrations en éléments majeurs (Ca, Mg, K, P) et en traces (Fe, As, Cd, Co, Cu, Pb, Zn) ont été déterminées après respectivement (a) extraction avec CH₃COONH₄ (0,5 M) et EDTA (0,02 M) à pH 4,65 (rapport P/V 1:5) et agitation pendant 30 min (concentration en métaux disponibles), et (b) digestion à l'eau régale selon ISO 11466 (concentration en métaux totaux). Les concentrations dans les solutions ont été mesurées par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (AAS, Varian 220, Agilent Technologies, SANTA Clara, CA, USA) pour les éléments majeurs, à l'exception du P (colorimétrie), et par ICP-OES pour les teneurs métaux en eau régale.

6.1.6. *Analyses statistiques*

Le test de Chi-carré (χ^2 Pearson) a été réalisé pour comparer la survie des individus entre les deux modalités de sols. Un test de normalité a été appliqué aux données sur les paramètres de croissance des ligneux. Comme les distributions n'étaient pas normales, même après transformations, le test non paramétrique de Kruskal - Wallis (KM) a été utilisé pour comparer la hauteur et le diamètre à hauteur de poitrine (DBH) des plantes entre eux. L'abondance relative de la richesse spécifique des espèces herbacées spontanées dans les corridors d'arbres, a été déterminée après transformation des coefficients de Braun-Blanquet en pourcentages. L'abondance relative des espèces a été calculée en divisant le nombre d'individus de l'espèce par le nombre total d'individus de l'espèce multiplié par 100. L'ensemble d'analyses a été réalisée à l'aide du logiciel R Studio (version 4.0.3).

6.3. Résultats

6.3.1. Dynamique de la composition minérale dans les sols au cours des quatre années

Les valeurs de pHKCl des horizons superficiels du sol des espèces étudiées ne montrent pas de grandes variations entre 2019 ($7,2 \pm 0,03$) et 2023 ($7,2 \pm 0,2$) contrairement aux variations observées des autres paramètres de fertilité (Figure 6-4). En effet, il a été observé une tendance à la diminution des valeurs de Ca, Fe, P et K mais une augmentation des valeurs de Mg (Figure 6-4). En particulier, les concentrations ont baissé d'un facteur de 2,5 pour le P ($1\,327 \pm 688$ vs $516 \pm 71,0$ mg kg⁻¹) et 1,8 Ca ($21\,797 \pm 10\,862$ vs $12\,262 \pm 6\,062$ mg kg⁻¹) alors qu'elles ont augmenté en moyenne d'un facteur 1,2 pour le Mg ($2\,791 \pm 871$ mg kg⁻¹ à $3\,550 \pm 695$ mg kg⁻¹).

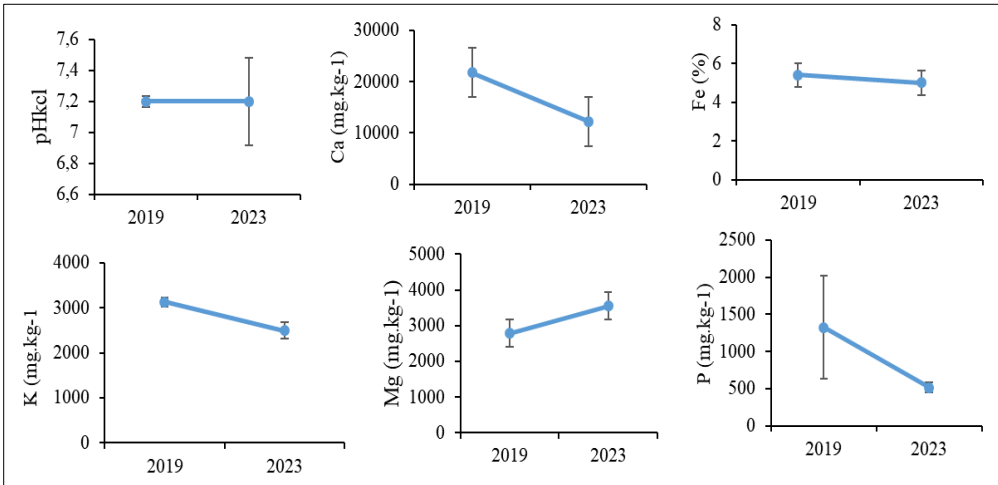


Figure 6-4. Evolution des valeurs de pH et des teneurs totales en éléments majeurs (P, K, Ca, Mg) dans le sol de 2019 à 2023. L'essai a été installé à Gécamines/Penga Penga (n = 10). Les valeurs sont représentées par la moyenne $\pm$ écart type, profondeur d'échantillonnage = 0-30 cm. n représente le nombre d'échantillons.

En ce qui concerne les métaux traces, il a été observé une tendance générale à l'augmentation des concentrations entre 2019 et 2023 (Figure 6-5). L'augmentation moyenne des concentrations la plus importante est observée pour le Cu avec des valeurs en 2023 ($6\,141 \pm 1\,853$ mg kg⁻¹) huit fois plus élevées comparativement à celles de 2019 (725 ± 136 mg kg⁻¹). Après le Cu, les facteurs d'augmentation étaient plus élevés pour l'As et le Pb avec des concentrations en 2023 six fois plus élevées comparativement à celles observées en 2019 (As : $16,2 \pm 1,4$ mg kg⁻¹ en 2019 vs $95 \pm 28,5$ mg kg⁻¹ en 2023 ; Pb : 62 ± 32 mg kg⁻¹ en 2019 vs 421 ± 160 mg kg⁻¹ en 2023). Les concentrations de Cd observées en 2023 sont en moyenne trois fois plus élevées ($2,7 \pm 1,3$ mg kg⁻¹ en 2019 vs $8,7 \pm 2,0$ mg kg⁻¹ en 2023) tandis qu'elles sont moins de

deux fois plus élevées pour le Co ($151 \pm 36.3 \text{ mg kg}^{-1}$ en 2019 vs $182 \pm 113 \text{ mg kg}^{-1}$ en 2023) et le Zn ($558 \pm 418 \text{ mg kg}^{-1}$ en 2019 vs $1098 \pm 1037 \text{ mg kg}^{-1}$ en 2023).

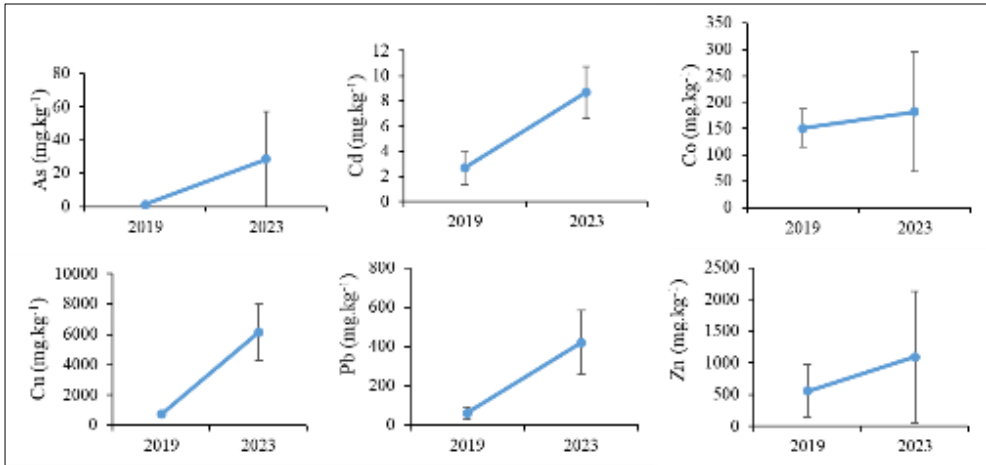


Figure 6-5. Evolution des valeurs des concentrations des métaux traces dans le sol de 2019 à 2023. L'essai a été installé à Gécamines/Penga Penga ($n = 10$). Les valeurs sont représentées par la moyenne $\pm$ écart type, profondeur d'échantillonnage = 0-30 cm. n représente le nombre d'échantillons.

6.3.2. Dynamique de la végétation entre 2019 et 2024

6.3.2.1. Dynamique des survie, croissance et reproduction et régénération des espèces ligneuses.

Les résultats ont montré qu'aucun individu placé dans les fosses non amendées n'a survécu en mars 2024, soit après 50 mois de culture. Au contraire, le taux de survie des arbres plantés dans les fosses amendées était de 87,6 % (78 sur 89 individus).

En ce qui concerne les individus plantés dans les fosses amendées, les mortalités ont été principalement constatées après le passage de la première saison sèche en 2020. Les individus ayant survécu à la première saison sèche sont restés en vie jusqu'à la dernière prise de mesure en mars 2024. Le plus grand taux de survie a été obtenue pour *A. lebbeck*, *D. regia* et *L. leucocephala* avec 100% de survie chacune, suivi de *S. guineense* avec 90%. Le faible taux de survie a été observé chez *A. auriculiformis* et *M. indica* avec respectivement 72% et 77%. Les individus plantés dans les fosses amendées en 2019 ont atteint des hauteurs moyennes variant de 3,0 à 8,6 m en 2024 (Figure 6-6). L'allure générale des courbes présentées sur la figure 6-4 montre une accélération de l'accroissement en hauteur durant la deuxième année de croissance. Toutefois, il a été observé une variation dans la vitesse de croissance en hauteur entre les espèces, se caractérisant par des différences de la valeur de hauteur atteinte après quatre ans de culture. En 2024, les individus de *L. leucocephala* atteignaient une hauteur moyenne ($8,6 \pm 0,16 \text{ m}$) plus élevée ($p < 0,05$) comparativement aux autres espèces. Ils étaient suivis de *A. auriculiformis* ($6,4 \pm 0,38 \text{ m}$) et *S. guineense* ($6,1 \pm 0,23 \text{ m}$). Les vitesses de croissance en hauteur les plus faibles ont été observées pour

D. regia et *M. indica* qui ont atteint des hauteurs de $3,2 \pm 0,22$ m et $3 \pm 0,8$ m respectivement.

La majorité des espèces semblent être prometteuses pour des projets de reforestation ou de restauration écologique en raison de leur développement plus rapide dans les conditions environnementales et édaphiques spécifiques. Les performances obtenues en milieux non contaminés par ces six espèces sont données à titre de comparaison. Les espèces comme *L. leucocephala* (14,53 m de hauteur et 14,26 cm de diamètre) et *A. auriculiformis* (14,16 m de hauteur et 8,52 cm de diamètre) montre une forte croissance, alors que *D. regia* et *M. indica* ont une faible croissance (respectivement 5,2 m et 5,1 m) par rapport *A. lebbeck* (9,45 m de hauteur et 8,14 cm de diamètre) et *S. guineense* (8,76 m de hauteur et 8,2 cm de diamètre) qui ont une croissance intermédiaire (Tableau 6-3). Bien que les durées ne soient pas les mêmes, les performances des arbres dans les fosses de plantation semblent acceptables.

Tableau 6-3. Comparaison de croissance dans les milieux non contaminés et contaminé en métaux des six espèces d'arbres utilisées dans la remédiation des sites contaminés en métaux de l'ACK. (Chidumayo, 1990 ; Meeinkuirt et al., 2012 ; Gnahoua et al., 2014 ; Mujike et al. Sous presse)

Espèces	<i>A. auriculiformis</i>	<i>A. Lebbeck</i>	<i>D. regia</i>	<i>L. leucocephala</i>	<i>M. indica</i>	<i>S. guineense</i>
Hauteur (m)	14,16	9,45	5,2	14,53	5,1	8,76
Diamètre (cm)	14,26	8,14	5,6	8,52	5,2	8,2
Milieu contaminé en métaux						
Hauteur (m)	6,4	5,5	3,2	8,6	3,0	6,1
Diamètre (cm)	8,2	10,2	4,9	10,3	4,9	8,4

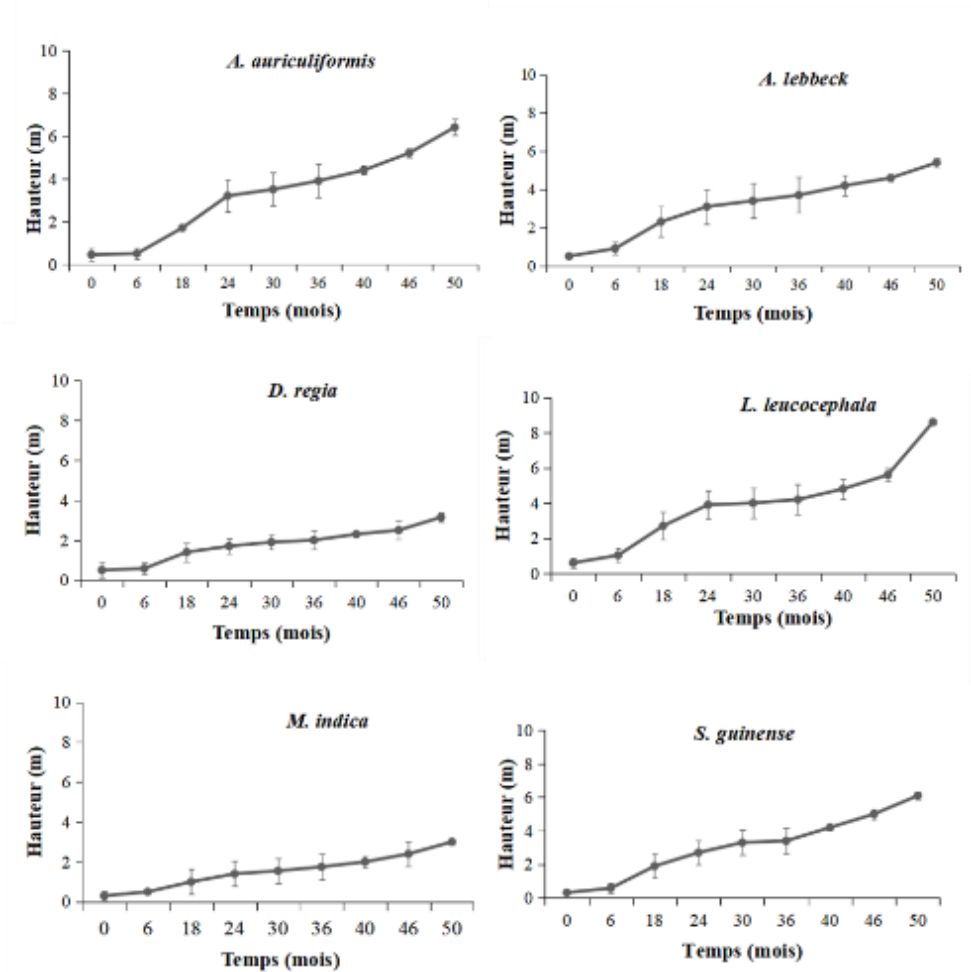


Figure 6-6. Evolution de la croissance en hauteur des six espèces ligneuses cultivées dans le cadre d'essai pendant 50 mois

Les valeurs de DBH en 2024 varient de 2,1 à 21,6 cm pour toutes les espèces confondues. La structure de diamètre du peuplement ligneux en 2024 (Figure 6-7 et Figure 6-8) montre une plus grande contribution des classes de jeunes (< 10 cm) avec un effectif de 51 individus, soit 65,3 %. En incluant les classes de 10-15 cm, l'effectif remonte à 73 individus représentant 93,5 %. Les classes de 15 – 22 ne représentent que 5 individus, soit 6,5 %. La répartition des diamètres n'est pas uniforme entre les espèces. Les classes de DBH de 16-22 sont uniquement représenté par des individus de *A. Lebbeck* et *S. guineense* alors que tous les individus de *D. regia* et *M. indica* avaient des DBH < 10 cm en un peu plus de quatre ans. Le test de KW indique qu'il y a une différence significative des DBH en 2024 avec des valeurs moyennes plus élevées pour *L. leucocephala* ($10,3 \pm 3,4$ cm) et *A. Lebbeck* ($10,2 \pm 4,6$ cm). Ces deux espèces sont suivie de *S. guineense* ($8,4 \pm 3,5$ cm) et *A. auriculiformis* ($8,2 \pm 2,4$ cm),

alors que les plus faibles ont été observées pour *D. regia* ($4,9 \pm 2,2$ cm) et *M. indica* ($4,9 \pm 0,6$ cm).

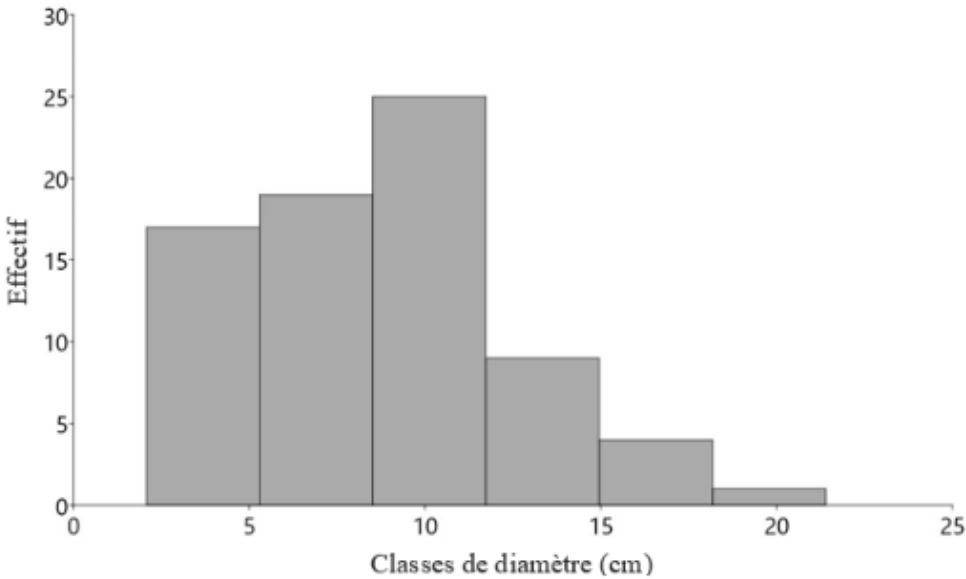


Figure 6-7. Structure diamétrique du peuplement ligneux installé à Penga Penga après 50 mois de culture.



Figure 6-8. Aperçu de la plantation d'arbres sur sol pollués en métaux à 4 ans de croissance

La Figure 6-9, montre les résultats des relations entre la fréquence des arbres et le diamètre à hauteur de poitrine (DBH) pour chaque espèce. On peut observer une diversité d'espèces avec des variations significatives en termes de fréquence et de croissance, ce qui pourrait indiquer des adaptations variées. *A. auriculiformis* et *A. lebbeck* sont fréquents avec un DBH modéré à élevé. *D. regia* et *M. indica* sont moins fréquents et ont un DBH plus petit alors que *S. guineense* est le plus fréquent. En ce qui concerne la comparaison entre espèces, *A. Lebbeck* a le plus grand éventail de DBH, suggérant qu'il peut croître dans une gamme plus large, alors que *S. guineense* est la plus répandue mais n'atteint pas des DBH aussi élevés que *A. Lebbeck*. Les autres espèces ont une distribution de fréquence et de DBH qui est modérée.

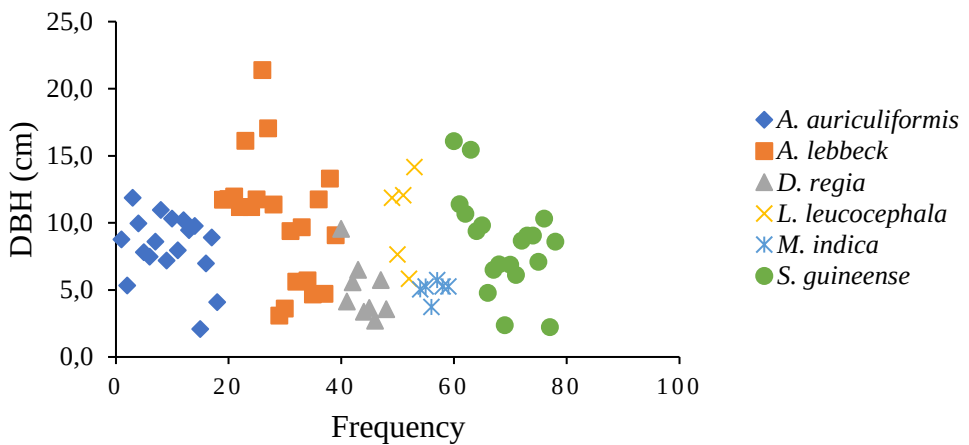


Figure 6-9. Relation entre la fréquence des arbres les diamètres à hauteur de poitrine à 50 mois pour chaque espèce cultivée dans le cadre d'essais

La durée entre la plantation et l'entrée en floraison n'était pas uniforme des six espèces mises en culture dans l'essai (Figure 6-10). La floraison et la production des fruits ont été observées à partir de la 3^{ème} saison culturale pour *L. leucocephala*, en 4^{ème} saison culturale pour *A. lebbeck* et *D. regia* et en 5^{ème} saison culturale pour *A. auriculiformis* et *S. guineense*. Aucune floraison n'a été signalée pour les individus de manguier jusqu'au terme des observations (mars 2024).

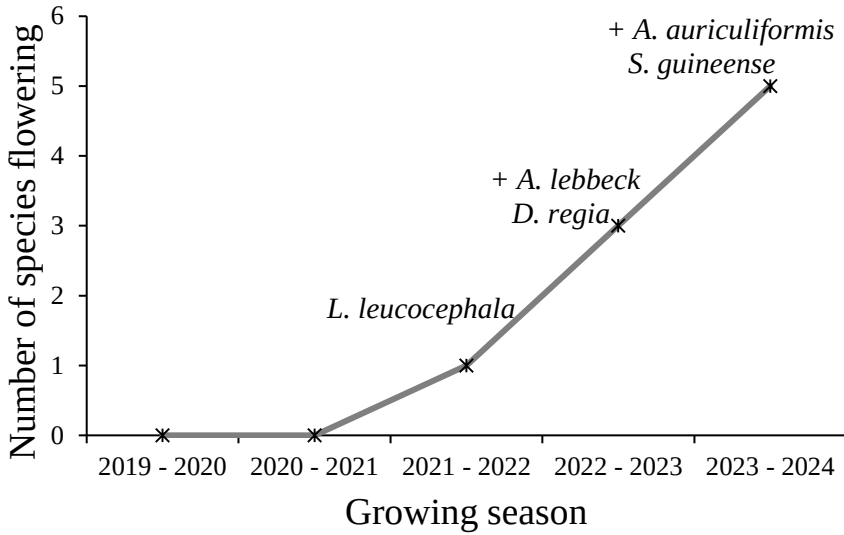


Figure 6-10. Evolution d'entrée en floraison des espèces ligneuses des saisons culturales de 2019 – 2020 à 2023 – 2024

Un total de 98 nouveaux individus issus de germinations naturelles (hauteur > 30 cm) ont été observés à l'issue de la saison 2023 – 2024. Deux espèces contribuent essentiellement au nombre de juvéniles recensés : il s'agit de *L. leucocephala* avec 79 individus (soit 80,6 %) et *A. lebbeck* avec 19 individus (19,4 %). Toutefois, il a été observé la présence de nombreuses germinations avec des plantules au stade 3 à 4 feuilles pour *A. auriculiformis*, *A. lebbeck* et *L. leucocephala*.

6.3.3. Dynamique de la strate herbacée

Au total 13 espèces herbacées installées spontanément ont été identifiées depuis leur apparition durant les saisons culturales 2020-2021 ; 2021-2022, 2022-2023 et 2022-2024 (Tableau 6-4). Ces espèces ont été observées au pied et/ou à 1 m des arbres sur les zones amendées mais aussi entre les couloirs. *Bulbostylis pseudoperennis*, *Microchloa cupricola* (Rendle) Stapf, *Imperata cylindrica* (L.) P. Beauv., *Celosia trygina* L. et *Setaria pumila* se sont principalement installées sur le sol non amendé des couloirs formés par les lignes des plantations des ligneux. Ces espèces étaient toutes observées à l'issue de la première année culturale en 2020. *Ageratum conyzoides* L., *Euphorbia hirta* L. et *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) se sont installés durant la deuxième saison de croissance (en 2021). *Crassocephalum rubens* (Jus. Ex Jacq.), *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Nicandra physaloides* (L.) et *Panicum maximum* Jacq. se sont installées durant la saison 2022-2023, principalement dans les halos de culture amendés des espèces ligneuses.

B. pseudoperennis et *M. cupricola* étaient les espèces les plus abondantes. L'évolution des recouvrements était en faveur de *M. cupricola* entre les observations réalisées en mars 2021 et celles de mars 2023 avec 68,6 % contre 48 % pour *B.*

pseudoperennis. En dehors de *I. cylindrica* (19 %), les autres espèces avaient des valeurs de recouvrement < 10 % durant la dernière saison d'observation. Dans l'ensemble du dispositif, la couverture du sol par ces herbacées installées spontanément était de l'ordre de 65 à 80% (Figure 6-11).

Tableau 6-4 . Dynamique des végétations herbacées spontanée entre les corridors de plantation d'essences d'arbres (**AR** (%)) : abondance relative, ΔR = différence de recouvrement entre les dates de mesure).

Espèces	Famille	2021	2023	ΔR (%)
<i>Bulbostylis pseudoperennis</i> Goetgh.	Cyperaceae	86	48	-38
<i>Microchloa cupricola</i> (Rendle) Stapf	Poaceae	49	68.6	+19
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	12	19	+7
<i>Celosia trygina</i> L.	Amaranthaceae	3.2	6	+ 2.8
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	Poaceae	2.2	0.2	-2
<i>Teramnus labialis</i> (L.f.) Spreng	Fabaceae	2	9	+7
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	1.2	5.8	+ 4.6
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae	0.4	5	+ 4.6
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.)	Asteraceae	0.2	1	+ 0.8
<i>Crassocephalum rubens</i> (Jus. Ex Jacq.)	Asteraceae	0	0.4	+ 0.4
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	0	1.2	+ 1.2
<i>Nicandra physaloïdes</i> (L.)	Solanaceae	0	3	+3
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	0	0.2	+ 0.2



Figure 6-11. Colonisation spontanée et regeneration sous bois d'espèces herbacées

6.4. Discussion

6.4.1. *Dynamique de la composition minérale dans le sol autour des arbres avec le temps*

Les observations réalisées dans les études précédentes sur des plantations de plus de 15 ans montraient des concentrations élevées dans le sol amendé des arbres plantés à Penga Penga (Langunu et al. 2023) et dans le bassin de sédimentation de Kipushi

(Mwanasomwe et al. 2022). Pour expliquer cette situation, et en se basant sur la littérature (Kidd et al., 2009), il avait été émis l'hypothèse d'un enrichissement dû aux transferts latéraux des sols pollués environnants. Les résultats de la présente étude soutiennent cette hypothèse en se basant sur la dynamique des concentrations des métaux dans l'horizon de croissance racinaire durant la période d'observation de 2019 à 2023. En effet, on peut constater un enrichissement en métaux, avec le Cu qui présente des concentrations en 2023 huit fois plus élevées qu'en 2019 (Figure 6-5). L'augmentation des teneurs en métaux peu présents dans les sols de la région (comme l'As, Cd et Pb, voir Shutch et al. 2018 ; Mpinda et al. 2021) soutient également cette hypothèse car ils sont signalés en concentrations élevées dans le sol pollué de Penga Penga (Narendrula et al., 2012). Toutefois, les observations réalisées dans la présente étude montrent que le processus d'enrichissement peut s'opérer dans un temps relativement court. Les amendements organiques, tels que le compost municipal utilisé dans cette étude, peuvent également modifier la composition chimique des sols. Leur variabilité, en fonction de l'origine des matières et de leur traitement, impacte directement l'enrichissement en métaux et la fertilité des sols végétalisés (De Oliveira et al., 2022). Certains amendements apportent des métaux traces, tandis que d'autres stabilisent les contaminants en améliorant la structure du sol et la disponibilité des nutriments (Yang et al., 2017). L'enrichissement en métaux du sol amendé peut résulter dans ce cas de transferts latéraux de particules contaminées, de la remobilisation des éléments adsorbés et de la capacité des plantes à modifier la chimie de la rhizosphère. De plus, en sécrétant des exsudats racinaires, elles influencent la disponibilité des éléments métalliques en modifiant leur complexation et leur solubilité (Legrand et al., 2005). Certaines espèces utilisées en phytoremédiation sont même capables d'accélérer la mobilisation des métaux en abaissant localement le pH du sol ou en libérant des chélateurs naturels qui solubilisent les métaux traces (Kafle et al., 2022 ; Aryal, 2024).

En parallèle de cette accumulation de métaux traces, une diminution des concentrations en macroéléments essentiels a été constatée, traduisant une dégradation progressive des conditions de fertilité du sol (Figure 6-12). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette baisse. D'une part, l'augmentation des concentrations en métaux perturbe l'équilibre biologique du sol et réduit la disponibilité des nutriments pour les racines des arbres, un phénomène largement documenté (Legrand et al., 2005 ; Yang et al., 2017 ; De Oliveira et al., 2022). D'autre part, les processus de lessivage et d'érosion semblent exacerbés par la jeunesse de la plantation. En effet, le système racinaire encore peu dense et insuffisamment étendu ne permet pas de stabiliser efficacement le sol, ce qui favorise la migration des éléments nutritifs vers des horizons plus profonds ou des zones avoisinantes moins concentrées.

Un facteur supplémentaire de variabilité observé réside dans la nature des amendements organiques utilisés, dont l'influence sur le succès de la phytoremédiation est bien documentée (Vangronsveld et al., 2009 ; Wu et al., 2013). Selon leur composition et leur degré de stabilisation, les amendements influencent différemment la dynamique des métaux et des éléments nutritifs. Par exemple, un compost riche en matière organique humifiée joue un rôle stabilisateur en limitant la

biodisponibilité des métaux et en améliorant la structure du sol. À l'inverse, un compost moins stabilisé peut libérer rapidement des éléments nutritifs, mais son effet bénéfique reste limité dans le temps en raison de sa biodégradation rapide. L'hétérogénéité des effets observés entre les différentes parcelles de Penga Penga suggère donc que la qualité des amendements et les modalités de leur application doivent être rigoureusement optimisées pour garantir un succès durable de la phytoremédiation. Malgré la diminution des éléments nutritifs, leurs concentrations dans la zone amendée restent supérieures à celles du sol environnant (Figure 6-4), ce qui permet aux arbres de maintenir une croissance saine. Un élément clé expliquant cette résilience est la neutralité du pH observée dans le sol amendé (Figure 6-4), qui favorise la disponibilité des nutriments pour les plantes, même dans un sol fortement pollué en métaux traces. Cette stabilité du pH pourrait résulter de l'interaction entre la matière organique issue des amendements et l'activité biologique des micro-organismes rhizosphériques, contribuant ainsi à amortir les variations de pH souvent observées dans les sols contaminés (Olaniran et al., 2013 ; Colombo et al., 2014 ; Antoniadis et al., 2017).

L'ensemble de ces observations souligne la nécessité d'adopter des stratégies adaptées pour maximiser l'efficacité des amendements et garantir un développement optimal des arbres en phytostabilisation. Il apparaît essentiel de privilégier des amendements stabilisés et riches en matière organique, tels que les composts bien maturés, qui favorisent la rétention des nutriments tout en réduisant la biodisponibilité des métaux traces (Madejón et al., 2009 ; Barrow & Hartemink, 2023). De plus, l'application d'amendements doit être soigneusement ajustée en fonction des propriétés du sol et des conditions environnementales locales, afin de limiter les risques de lixiviation et d'érosion (Palansooriya et al., 2020). Une approche combinant amendements organiques et techniques complémentaires, telles que l'introduction de microorganismes symbiotiques (mycorhizes, bactéries promotrices de croissance), pourrait s'avérer particulièrement efficace pour améliorer la résilience des plantes face à la contamination métallique (Palansooriya et al., 2020 ; Hnini et al., 2024 ; Paniagua-López et al., 2024). De plus, il serait important de prendre en compte la variabilité du sol et des conditions environnementales étant donné que l'effet des amendements varie selon la texture du sol, la pluviométrie et la composition initiale du substrat.

6.4.2. *Dynamique de la plantation à moyen terme*

La plantation d'arbres sur les sols contaminés en métaux échoue généralement en raison d'un manque de connaissances sur les facteurs qui stimulent leur croissance et leur développement (ADEME, 2012). Le choix d'espèces de plantes, des amendements, les techniques de plantation et le climat constituent les facteurs limitants pour le développement des plantes (Lee et al., 2014 ; Labidi et al., 2017). Les résultats de cette étude constituent une première pour la région de l'arc cuprifère Katangais avec un suivi systématique dès la mise en place de l'expérience jusqu'à son suivi sur le moyen terme. Les conclusions des études précédentes (Mwanasomwe et

al., 2022 ; Mwanasomwe, 2022 ; Langunu et al., 2023) présentaient des perspectives intéressantes quant à l'implémentation des arbres dans les stratégies de remédiation basé sur l'excavation des sols contaminés par le remplacement de substrat non contaminés sur des résidus miniers et sols pollués en métaux traces. Les résultats de cette étude confirment le succès de cette technique quant à la survie et la croissance des arbres. On peut voir que les arbres plantés ont atteint jusqu'à 8 m de hauteur en un temps relativement court (Figure 6-6).

Malgré la tendance à l'augmentation des concentrations en métaux dans le trou de plantation, il a été observé une meilleure survie 4 ans après plantation. Ceci est prouvé par une meilleure croissance en hauteur et en diamètre pour la plupart des espèces. En effet, il est démontré que certaines espèces d'arbres peuvent survivre et se développer dans des sols contaminés par des métaux traces, malgré des concentrations élevées dans le sol (Khan, 2005 ; Wenzel et al., 2009). Cette tolérance de survie à des concentrations élevées en métaux est peut-être due à leur capacité à éviter, à absorber ou à transférer les métaux de manière efficace dans leurs tissus végétaux (Gupta et al., 2011), mais aussi à des conditions de fertilité observées dans le sol (Figure 6-4). À l'exception de *M. indica*, les 5 autres espèces d'arbres utilisées dans cette étude ont déjà fait preuve de leur capacité à pousser sur les résidus miniers et sols pollués en métaux traces par les activités minières dans le monde (Kambing'a et Syampungani, 2012 ; Meeinkuirt et al. 2012 ; Mwanasomwe et al., 2022).

Les résultats en rapport avec la structure diamétrique du peuplement de cette étude, montre une répartition des arbres par classes de diamètre en une allure de "J" inversée (Figure 6-7). Cette allure indique qu'il y a beaucoup d'arbres de petits diamètres et peu de gros diamètres, ce qui indique un peuplement en plein régénération et croissance (Bolia et al., 2019). En effet, il est établi dans la littérature qu'un peuplement avec une telle structure montre des capacités de développement et croissances de plantes avec le temps (Shaumba et al., 2016). Cette thèse est appuyée par les nombres d'individus qui sont apparus dans cet essai. Par exemple *A. auriculiformis* a eu un grand nombre de régénération (+700) de jeunes plantes au stade de 3 à 4 feuilles et *L. leucocephala* est l'espèce qui a montré le plus grand nombre de juvéniles qui avait des hauteurs inférieures 30 cm.

Sur des sols non contaminés, les espèces étudiées se distinguent par une croissance rapide et un fort potentiel de régénération, pouvant atteindre jusqu'à 20 m de hauteur en 6 à 8 ans (Bisiaux et al., 2009 ; Procès et al., 2017 ; Kaboneka et al., 2020). À quatre ans, elles présentaient des hauteurs comprises entre 3,0 et 8,6 m et des diamètres variant de 4,9 à 10,3 cm, confirmant leur vigueur et leur développement soutenu (Tableau 6-3). Ces résultats sont comparables à ceux rapportés par Gnahoua et al. (2014) et Mujike et al. (Sous presse), qui ont observé, en Côte d'Ivoire et en RDC, des individus d'*A. auriculiformis*, *A. lebbeck*, *L. leucocephala*, *D. regia*, *M. indica* et *S. guineense* atteignant des hauteurs de 5,20 à 14,53 m et des diamètres de 5,6 à 14,26 cm à six ans, sur des sols non contaminés. Ces performances de croissance sont cohérentes avec celles rapportées dans d'autres régions à conditions écologiques similaires. En Inde par exemple, *A. lebbeck* est reconnue pour son développement rapide, atteignant 18 m de hauteur et 66 cm de diamètre en 10 ans sur sol non pollué

(Meeinkuirt et al., 2012). Aux Philippines, *L. leucocephala* affiche un rythme de croissance annuel de 2,5 m en hauteur et 5 cm en diamètre, permettant d'atteindre 20 m en seulement 8 ans (NAS, 1984 citer par Gnahoua et al., 2014). Ces résultats confirment le fort potentiel de ces essences pour la reforestation et les programmes de phytoremédiation en contexte tropical.

Dans l'ensemble, ces espèces d'arbres peuvent aider à la restauration des écosystèmes dégradés en raison de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique dans le sol et à améliorer la qualité globale des sols (Wang et al., 2010 ; Sarwat et al., 2013 ; Albert, 2015). Cependant, *M. indica* a présenté un taux de croissance relativement faible par rapport autres espèces, dans les mêmes conditions. Cette différence de croissance peut être expliquée par les facteurs intrinsèques des espèces mais également par la compétition des ressources avec les autres espèces. En effet, le manguier a besoin de ressources telles que l'eau, les nutriments et la lumière pour croître et prospérer, mais en situation de compétition avec d'autres espèces comme ce le cas dans cette étude, le manguier peu avoir une croissance plus lente (Antwi-Boasiako et al., 2022).

Par ailleurs, la différence de croissance observée entre espèces se manifeste également par la dynamique de la vitesse de floraison et de production des fruits. On peut observer (Figure 6-10) que les espèces sont entrées en floraison à des moments différents. Cette différenciation peut être expliquée par les codes génétiques et la variabilité intraspécifique, mais également par les conditions environnementales, notamment par la compétition pour les nutriments et la lumière (Vospernik et al., 2023). Ces résultats suggèrent que la technique de remédiation basée sur l'excavation/remplacement par du compost municipal suivi de plantation est une bonne approche pour réhabilitation des sols pollués en métaux traces (de Oliveira et al., 2022), mais le suivi de l'augmentation des concentrations en métaux dans la zone amendée est important afin de réduire le risque de la contamination de la chaîne alimentaire par l'accumulation des métaux dans les pousses des plantes.

En outre, cette technique de remédiation a permis de déclencher les processus de facilitation pour la colonisation d'herbacées dans ce type d'environnement (Boisson et al., 2015 ; Mwanasomwe et al., 2022). Les arbres utilisés ont joué le rôle de plantes nourricières en favorisant la colonisation d'espèces herbacées métallophytes et/ou non métallophytes. En effet, en modifiant les conditions du sol dans leur zone d'influence, les arbres plantés ont créé un microclimat qui a favorisé l'installation ou la propagation spontanée de *B. pseudoperennis*, *M. cupricola*, *I. cylindrica*, *C. trigyna*, *T. labialis*, *C. dactylon*, *E. hirta*, *N. physaloïdes*, *T. diversifolia*, *P. maximum*, *A. conyzoides*, *C. rubens* (Tableau 6-4). De surcroit, cette colonisation spontanée des espèces herbacées observée peut être attribuée à trois facteurs principaux : premièrement il y a eu une amélioration des conditions édaphiques avec l'ajout de compost municipal qui a enrichi le sol en nutriments et amélioré sa structure, créant ainsi un environnement favorable à la germination et à la croissance des espèces herbacées (Conesa et al., 2011 ; Schleicher et al., 2011). Deuxièmement la présence d'une banque de semences dans le sol et le compost municipal, avec l'amélioration des conditions, ces graines ont germé et colonisé la zone et enfin, une dispersion des

graines transportées par le vent, les animaux et l'activités humaines depuis les zones environnantes favorisent l'établissement de nouvelles espèces herbacées (Conesa et al., 2011, Chen et al., 2019).

En outre, ces espèces ont eu une dynamique d'apparition et de croissance différentes selon les saisons culturales. Il y a des groupes qui sont apparus une année après la plantation et il d'autres sont apparus en quatrième année. Des observations similaires ont été faites par Mwanasomwe et al. (2022), qui ont observé une abondance relative élevée de la colonisation spontanée des espèces herbacées et même ligneuses dans un essai de remédiation de résidus minier 15 ans après la mise en place. Boisson et al. (2015) ont noté que l'installation d'une plante pionnière dans les essais de phytostabilisation favorisait la levée et la survie des deux espèces cupricoles dans la copperbelt katangaise. En effet, la richesse des espèces herbacées dans cette étude est une preuve claire que la facilitation plante-plante affecte positivement l'assainissement de l'environnement des sols contaminés par les métaux traces et fournit des informations supplémentaires sur la conservation de la biodiversité (Padilla et Pugnaire, 2006).

6.4.3. *Implications pour la remédiation des sols pollués en métaux traces*

Les perturbations provoquées par l'exploitation minière dans l'ACK ont contaminé les sols en métaux traces, compromettant ainsi le potentiel de mise en culture de la végétation avec espèces ligneuses. Pour remédier à cette situation, les phytotechnologies offrent une solution prometteuse. Ces techniques visent à protéger les sols contre l'érosion, restaurer les écosystèmes dégradés, améliorer la qualité de vie, et promouvoir la production de services écosystémiques (ADEME, 2012). Ainsi la mise en culture des arbres par la technique de remédiation basée par l'excavation/remplacement des substrats non contaminés s'avère cruciale à la vue des concentrations polymétalliques très élevées dans les sols des zones contaminées qui empêchent la croissance des plantes (Mwanasomwe et al., 2022). Cette technique s'avère être efficace, facile à mettre en place dans le contexte urbain, relativement moins couteuse et n'engendrant pas de contaminations des feuilles et fruits destinés à la consommation (Langunu et al., 2023). Cependant un suivi à long terme de l'évolution des concentrations en métaux dans le sol est important pour une optimisation des services qu'offre cette végétation.

Les résultats de cette étude révèlent une tendance à l'augmentation des concentrations en métaux traces dans le sol près des plantes, associée à des diminutions des teneurs en éléments nutritifs en un temps relativement court. Ces résultats confirment l'hypothèse émise par les études précédentes (Mwanasomwe et al. 2022 ; Langunu et al., 2023). Des observations réalisées par cette étude montrent que les concentrations en métaux augmentent avec le temps en raison d'apports latéraux à partir de sols non amendés (Mwanasomwe et al., 2022 ; Langunu et al., 2023). Ces résultats justifient le suivi des concentrations en métaux dans la zone amendée dès la mise en culture des plantes, afin de contrôler sur le long terme et valider la technique en vue d'une campagne de remédiation des sols pollués à large

échelle. Dans ce cas la prise en compte des types d'amendement à utiliser est nécessaire pour un suivi de la dynamique des concentrations en métaux dans les pousses des plantes et davantage d'expérimentations sont nécessaires.

Bien que les concentrations en métaux dans la rhizosphère montrent une tendance à l'augmentation, le résultat sur la dynamique de croissance des plantes indique une bonne santé des plantes. Ceci est observé par l'augmentation au fil du temps du diamètre et de la hauteur des arbres initialement plantés. Par ailleurs cette bonne croissance se manifeste également par l'entrée en floraison des arbres et la régénération des plantules issues des arbres initialement plantés. En effet, les études antérieures sur l'utilisation des arbres dans la remédiation des sols pollués en métaux traces, ont mis en évidence le rôle principal joué par les arbres dans les phytotechnologies. D'abord parce que ces espèces ont montré une bonne aptitude dans la colonisation des sols pollués et aussi parce qu'elles ont montré une meilleure survie et croissance (Meeinkuirt et al., 2012 ; Mpundu et al., 2018). En effet, les plantes vivaces, en particulier les arbres, ont l'avantage supplémentaire de développer avec le temps des systèmes racinaires plus profonds qui ont en général une plus grande capacité à stabiliser le sol contre la dispersion des contaminants due à l'érosion éolienne et hydrique que les systèmes racinaires d'une plante herbacée annuelle. A part cette capacité à avoir un racinement étendu, ces arbres fournissent également un niveau élevé de services écosystémiques (approvisionnement, brise vent, ombrage, récréation, régulation) à la population (Perlatti et al., 2015 ; Rangel et al., 2017 ; Kaboneka et al., 2020 ; Mwanasomwe, 2022 ; Langunu et al., 2023). De plus, la plantation de ces arbres a favorisé l'établissement d'espèces herbacées qui sont cependant pour la plupart des annuelles, avec pour conséquence de disparaître en saison sèche. Ce qui a pour conséquence positive de garantir un couvert végétal qui participe à la beauté du paysage et qui freine l'érosion du sol tout en préservant la contamination de la chaîne alimentaire. Enfin, cette étude montre qu'il est possible de revégétaliser les sites urbains pollués en métaux avec une diversité d'espèces qui participe à la production des services écosystémiques et à la beauté du paysage urbain.

6.5. Conclusion

Cette étude examine l'évolution de la composition minérale du sol et de la végétation, ligneuse et herbacée, sur des sites contaminés en métaux, via une expérimentation *in situ*. Les résultats montrent une évolution de la composition minérale du sol, avec une augmentation des concentrations en métaux traces et une diminution des éléments nutritifs sur une courte période. La dynamique de la végétation révèle des différences significatives entre les individus plantés dans des fosses amendées et non amendées, avec un taux de survie de zéro pourcent dans ces dernières. La croissance en hauteur et en circonférence des espèces plantées est notable, atteignant jusqu'à huit mètres de hauteur et 22 cm de circonférence. Par ailleurs, 13 espèces herbacées spontanées ont été observées entre les couloirs de plantation des essences d'arbres. Ces résultats démontrent qu'il est possible de revégétaliser les sols urbains pollués en métaux traces avec des essences d'arbres à croissance rapide et contribuer à la conservation de la biodiversité. Afin de contribuer

à l'augmentation de la production des services écosystémiques, par cette stratégie de remédiation des sols pollués en métaux traces, des espèces ligneuses indigènes devraient être intégrés.

Chapitre 7

Discussion générale

7.1. Un cadre conceptuel qui intègre des indicateurs de risques et de services

La présente étude s'inscrit dans une démarche d'évaluation de l'efficacité des procédés de phytoremédiation appliqués aux sols pollués par des métaux traces dans l'Arc Cuprifère Katangais. L'objectif général de cette recherche était de quantifier la capacité des solutions mises en place à réduire les risques d'exposition humaine et à restaurer les fonctions écologiques des sols.

Pour répondre à cette problématique, quatre axes de recherche ont été explorés : (i) l'évaluation de la pertinence des indices de risques écologiques pour caractériser les résidus miniers et mesurer le succès des procédés de remédiation. En effet, ces outils sont largement employés pour mesurer la dangerosité des métaux traces, mais leur efficacité pour évaluer le succès des procédés de remédiation reste à démontrer. L'analyse comparative a mis en évidence la nécessité d'affiner ces outils pour mieux refléter la disponibilité environnementale des métaux dans les sols étudiés (Chapitre 3) ; (ii) l'analyse des risques sanitaires liés à la consommation de fruits et de feuilles provenant d'arbres plantés sur des sols contaminés. En effet, la phytoremédiation, bien que bénéfique pour la stabilisation des métaux traces dans les sols, soulève des inquiétudes quant à la bioaccumulation de ces contaminants dans les parties comestibles des plantes. Ainsi, cette étude s'est intéressée à l'évaluation des risques pour la santé humaine en analysant les teneurs en métaux dans les fruits et les feuilles des plantations ligneuses installées en zones contaminées en métaux traces. Les résultats ont confirmé que certaines espèces accumulent des métaux au-delà des seuils tolérables, soulignant ainsi la nécessité de d'améliorer la culture dans ces milieux (Chapitre 4) ; (iii) l'identification des paramètres déterminants pour évaluer la réussite de la phytostabilisation par une espèce herbacée cupricole. Il est démontré par plusieurs études que la réussite de la phytostabilisation dépend de plusieurs facteurs, notamment la sélection des espèces végétales adaptées aux sols riches en métaux et aux conditions édaphiques locales. Cette étude a mis en évidence que l'utilisation d'une espèce herbacée cupricole offre une meilleure immobilisation des métaux tout en favorisant la reconstitution des sols et la stabilisation écologique, mais nécessite des amendements pour optimiser son développement (Chapitre 5) ; et enfin (iv) l'étude des dynamiques édaphiques et de croissance des plantes ligneuses dans des essais de plantation en milieu urbain. Cette étude a démontré que la compréhension des interactions entre les plantes ligneuses, le substrat amendé et l'environnement urbain constituent un élément clé pour l'optimisation des stratégies de remédiation. L'évolution des conditions minérales dans les fosses de plantation et leur impact sur la croissance des espèces ont été analysés afin d'évaluer leur potentiel à long terme pour la stabilisation des métaux et la restauration des services écosystémiques (Chapitre 6).

Ce cadre conceptuel repose ainsi sur une approche intégrée combinant des analyses écotoxicologiques, des mesures de la mobilité des métaux, des évaluations de la santé des écosystèmes et des investigations sur les interactions entre le sol, les plantes et la

biodiversité environnante. L'articulation des différentes questions de recherche au sein des chapitres a permis d'examiner, à différentes échelles, les mécanismes de stabilisation des contaminants, leur impact sur la qualité environnementale et les implications pour la gestion durable des sites pollués. Les résultats obtenus soulignent la nécessité d'adopter une approche holistique combinant des indicateurs chimiques, biologiques et écotoxicologiques pour mieux caractériser l'efficacité des phytotechnologies. De plus, la prise en compte des interactions entre les végétaux et leur environnement apparaît essentielle pour optimiser les stratégies de remédiation. Enfin, cette étude met en évidence l'importance d'intégrer les considérations socio-économiques et sanitaires dans l'évaluation des solutions de phytoremédiation, afin d'assurer leur durabilité et leur appropriation par les communautés locales dans l'arc cuprifère katangais.

7.2. Les indices de risques écologiques contribuent à une meilleure évaluation de la dangerosité des sites pollués en métaux traces dans l'ACK.

La pollution générée par les activités minières constitue un problème environnemental majeur dans plusieurs régions du monde avec des conséquences sanitaires importantes pour de nombreuses populations exposées aux concentrations élevées de certains éléments particulièrement toxiques (Selvi et al., 2019 ; Mitra et al., 2022 ; Zeng et al., 2024). Pour le cas de l'ACK, bien que des statistiques fiables ne soient pas encore disponibles sur les superficies couvertes par les sites pollués, de nombreuses études ont mis en évidence des niveaux de pollution en métaux traces particulièrement élevés dans les sites affectés (Narendrula et al., 2012 ; Atibu et al., 2013, Mudimbi et al., 2017 ; Kaniki & Tumba, 2019 ; Mpinda et al., 2022). Outre ces concentrations élevées, de nombreuses études ont mis en évidence des niveaux d'exposition humaine élevés avec des affections sanitaires avérées (Banza et al., 2009 ; Cheyns et al., 2014 ; Mukendi et al., 2018 ; Van Brussen et al., 2020). Dans ce contexte, l'engouement et les investissements actuels pour les métaux 'stratégiques' autres que le Cu et le Co, pourraient exacerber les questions des pollutions métalliques des sites, y compris dans les zones en dehors de l'arc cuprifère katangais. C'est le cas d'investissements actuels pour le lithium et l'étain dans les provinces du Haut-Lomami et le Tanganyika. Ces deux provinces regorgent de ressources en ces deux éléments 'stratégiques' et attirent de plus en plus de grandes multinationales (The Africa report, 2021 ; Allard, 2023 ; World Bank, 2023).

La majorité des études précitées ont généralement présenté des concentrations en métaux traces et les ont comparées à des références nationales ou internationales. Certaines d'entre-elles ont évalué la capacité de ses rejets à libérer les métaux et à contaminer d'autres compartiments de l'environnement (Kaya Muyumba et al., 2019 ; Kaniki & Tumba, 2019) mais aussi les risques de contamination de la chaîne alimentaire à travers une absorption par les végétaux cultivés (Mpundu et al., 2014 ; Mwanasomwe et al., 2022a ; 2022b, Mununga et al., 2023). Dans quelques rares

études le facteur d'enrichissement a été calculé pour démontrer l'impact anthropique à la base des concentrations élevées (Pourret et al., 2016 ; Mununga et al., 2023). Si ces résultats ont contribué au plaidoyer sur la prise en compte générale de la situation de pollution liée à l'activité minière, il reste difficile d'appréhender le risque global à l'échelle de l'ACK, de les hiérarchiser et d'en évaluer les meilleures stratégies de remédiation. En effet, à l'exception de quelques études qui ont pris en compte une diversité de rejets (Pourret et al., 2016 ; Kaniki & Ntumba, 2019), la grande majorité des études rapportent des résultats obtenus sur un site ou un type de rejet particulier. Dans ce contexte, l'apport de l'approche méthodologique adoptée dans la présente étude à la compréhension globale est de fournir une information intégrée de diverses études, concernant plusieurs types de rejets et sol contaminés et étalée sur l'ensemble des régions de l'ACK (Chapitre 3). Ces informations ont été complétées par des analyses propres de manière à combler les lacunes ou simplement à renforcer les observations réalisées dans les études précédentes. A ce titre, des analyses ont été réalisées pour tous les rejets étudiés.

Les résultats de la présente étude suggèrent que l'utilisation des indices de risque, et en particulier l'indice de risque écologique (RI), permet de mieux évaluer la dangerosité des sites et rejets de l'activité minière en prenant en compte les propriétés écotoxicologiques des métaux traces analysés. Ils rendent la lecture de la situation de pollution plus aisée et peuvent contribuer à des prises de décision éclairées, notamment dans le contexte d'une diversité de rejets et de pollutions polymétalliques. Sur cette base, tous les sites étudiés ont été catégorisés comme de 'risque considérable' ou de 'risque très élevé' (Chapitre 3, Tableau 3-5). Les sites étudiés dans la présente étude se classent parmi les plus pollués au monde lorsqu'on les compare aux évaluations rapportées d'autres localités (Lienard et Colinet, 2016 ; Kowalska et al., 2018 ; Kumar et al., 2019 ; Mazumder et al., 2020 ; Chileshe et al., 2020 ; El-Amier et al., 2022, Hamid et al., 2022). Ces valeurs des indices de risque écologique particulièrement élevées expliquent et soutiennent les niveaux élevés d'exposition observées par Banza et al. (2009) et les impacts négatifs sur les populations humaines (Cheyns et al., 2014 ; Squadrone et al., 2016 ; Mukendi et al., 2018). Néanmoins, une validation du système de classification des risques pourrait être nécessaire car il a été construit pour d'autres applications (cf infra).

Un avantage de l'utilisation des indices réside dans le fait qu'ils ont permis de mettre en évidence l'importance de métaux traces généralement considérés comme moins abondants dans la région mais dont les caractéristiques écotoxicologiques accroissent significativement le niveau de risque sanitaire et environnemental. C'est particulièrement le cas du Cd et de l'As dont les concentrations, largement inférieures aux Cu par exemple (métal trace le plus abondant dans les rejets), ont été les principaux contributeurs aux valeurs élevées de RI observées pour certains rejets (Chapitre 3, Tableau 3-5). Il paraît donc important d'élargir la gamme de métaux traces pour de meilleures évaluations des risques associés aux rejets et sols pollués par l'activité minière dans l'ACK.

En outre, les résultats de cette étude renforcent les arguments sur la nécessité de la mise en place d'un plan général et inclusif de remédiation à l'échelle de l'ACK. Ils

mettent également en évidence la nécessité d'entreprendre des études de remédiation d'autres substrats et compartiments de l'environnement pollués en dehors des sols pollués par les dépôts des fumées et autres poussières riches en métaux et qui ont été abondamment étudiés (Shutchu et al., 2010 ; Boisson et al., 2016 ; Mpundu et al., 2018 ; Mwanasomwe et al., 2022). Dans ce contexte, les résultats encouragent l'implémentation des travaux à l'échelle de la région pour mieux comprendre l'ampleur des contaminations des autres compartiments de l'environnement associé à la présence des rejets dans leurs localisation. Par exemple, il serait intéressant de comprendre l'ampleur des contaminations des nappes phréatiques, de l'atmosphère et des sols au travers une meilleure détermination des flux des métaux qui sortent des substrats et appuyés par une bonne cartographie.

Bien que les indices basés sur les concentrations de métaux et leurs caractéristiques écotoxicologiques permettent une première évaluation de la dangerosité des sites contaminés, ils présentent certaines limites méthodologiques qui remettent en question leur pertinence dans l'évaluation des impacts réels sur l'environnement et la santé humaine. Une des principales faiblesses de l'approche basée sur le RI réside dans son incapacité à refléter la biodisponibilité réelle des métaux. En effet, les concentrations totales utilisées dans le calcul du RI ne tiennent pas compte des formes chimiques des métaux, ni de leur potentiel de mobilité ou de toxicité effective pour les organismes vivants. Or, il est bien établi que la spéciation chimique des éléments influence fortement leur impact environnemental (Reeder et al., 2006 ; Khan et al., 2017). Ainsi, un métal présent sous une forme peu biodisponible peut être considéré comme présentant un risque élevé selon le RI, alors qu'il n'aurait qu'un effet limité sur les écosystèmes (Väänänen et al., 2018 ; Khanan et al., 2020).

Par ailleurs, la catégorisation des sites en « risque considérable » ou « risque très élevé » (Chapitre 3, Tableau 3-5), repose sur des seuils arbitraires qui ne tiennent pas compte des interactions entre les métaux traces analysés et des effets cocktail pouvant amplifier ou atténuer leur toxicité. L'analyse du seul impact individuel des métaux, sans considération pour les interactions polymétalliques, constitue une faiblesse qui limite la fiabilité du RI en tant qu'indicateur de l'impact environnemental global. Bien que les valeurs de RI élevées permettent d'identifier des niveaux d'exposition préoccupants pour les populations locales, elles ne fournissent suffisamment pas d'information directe sur les voies d'exposition réelles et les effets sanitaires concrets.

Ainsi afin d'affiner l'évaluation des risques liés aux rejets miniers et aux sols pollués dans l'ACK, quatre propositions d'amélioration peuvent être envisagées : (i) Intégrer des analyses de biodisponibilité (Ex : AA-EDTA) et de mobilité (Ex : CaCl_2 0,01 M, KCl 1 N, etc.) en incluant des tests de lixiviation pour évaluer la fraction réellement accessible des métaux et leur potentiel de transfert vers les chaînes trophiques. Les observations réalisées sur les conditions édaphiques des parcelles expérimentales à base de *M. cupricola* installées à Penga Penga (Chapitre 5) supportent la nécessité des analyses des différentes fractions des métaux traces dans le sol (Peijnenburg et al., 2007 ; Nasr et al., 2015 ; Rota et al., 2018). (ii) Plutôt que de se limiter à des analyses individuelles des métaux, il serait essentiel de considérer les interactions et les effets synergiques entre les métaux traces. L'utilisation de modèles écotoxicologiques plus

complexes permettrait d'évaluer ces synergies et antagonismes, offrant ainsi une évaluation plus précise des impacts environnementaux (Wu et al., 2016 ; Iwasaki & Matsuda, 2021). (iii) Corréler les indices de risque avec des biomarqueurs d'exposition et d'effets. Il serait question ici d'associer les niveaux de contamination du sol à des indicateurs biologiques chez les populations locales et les organismes vivants afin d'obtenir une vision plus précise de l'impact sanitaire réel (Bartell, 2006). Et enfin, (iv) adapter les seuils de classification en fonction du contexte environnemental et géochimique local. Une approche plus contextualisée, tenant compte des propriétés du sol (pH, matière organique, capacité d'échange cationique), permettrait d'affiner l'interprétation des indices de risque et d'éviter des classifications trop généralisées.

7.3. Importance des essais à long terme et de l'utilisation des outils appropriés pour l'évaluation de la réduction des risques sanitaires et environnementaux.

La réduction du risque d'exposition humaine ainsi que celle de la contamination d'autres compartiments de l'environnement (eaux, air, autres sols non pollués) constituent un des objectifs importants des phytotechnologies des sols pollués en métaux traces (Pilon-Smith et al., 2005 ; Henry et al., 2013 ; Oladoye et al., 2022). Dans ce cadre, les éléments de succès classique concernent i) l'établissement d'une végétation permanente pour assurer une couverture et une stabilisation du sol, ii) l'influence des amendements sur la mobilité des métaux traces dans le sol, et iii) l'accumulation des métaux traces dans les parties aériennes (Pilon-Smith et al., 2005 ; Vangronsveld et al., 2009 ; Calderon et al., 2021 ; Zaman et al. 2024). La revue de la littérature réalisée dans le cadre de la présente étude montre que la grande majorité des résultats rapportés sur la phytoremédiation concernent des études à court-terme et réalisés en station sur des petites parcelles expérimentales (Burges et al., 2018 ; Odoh et al., 2019 ; Festin et al., 2019 ; Wang et al., 2020). Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette situation. Premièrement, beaucoup d'études présentent des résultats sur le potentiel d'espèces végétales ou d'amendements pour la phytoremédiation. Ces études concernent généralement la tolérance des espèces aux concentrations élevées en métaux traces et leurs capacités à les retenir dans les organes souterrains ou à les transférer dans les organes aériens ainsi que la capacité des amendements à réduire ou améliorer la biodisponibilité des métaux. Dans ce cas, les études exploratoires sont réalisées sur les plantes en station ou alors sur des plantes récoltées en milieu naturel et il n'y a donc pas besoin d'entreprendre des études de longue durée, d'autant plus que la majorité des espèces testées sont des herbacées (Best et al., 2007 ; Boisson et al., 2016 ; Antoniadis et al., 2021 ; Matanzas et al., 2021). Deuxièmement, il y a des contraintes financières qui limitent les ressources disponibles pour des observations étalées sur plusieurs années. Il s'agit à la fois des limitations en termes de ressources humaines mais aussi des coûts associés aux analyses de laboratoires (Mench et al., 2010 ; Sharma & Pandey, 2014 ; Wang &

Delavar, 2023). Enfin, on peut aussi évoquer les besoins de publications des résultats pour les recherches doctorales dont la durée est souvent limitée à 2-3 ans de suivi des expérimentations (Festin et al., 2019). Ces contraintes sont également rencontrées avec plus d'acuité et limitent le plus souvent à la fois des expérimentations à grande échelle et des observations à long terme (Odoh et al., 2019 ; Festin et al., 2019 ; Calderon et al. 2021). Il convient de souligner que la durée limitée des observations s'applique également aux études de revégétalisation impliquant l'évaluation d'espèces d'arbres testées (pour accroître les services écosystémiques), les résultats concernant souvent des études d'évaluation du potentiel sur la tolérance et la capacité à accumuler les métaux traces (Atangana et al., 2014 ; Festin et al., 2019 ; Matakala et al., 2023 ; Olayiwola et al. 2023). A ce sujet, les travaux de Mwanasomwe et al. (2022a, 2022b) dans l'ACK constituent des rares études présentant des résultats de plus de 15 ans en Afrique subsaharienne.

On peut donc légitimement se poser la question de savoir si le temps d'observation relativement court peut permettre de tirer des conclusions 'pertinentes' sur l'établissement de la végétation et sur l'impact des amendements sur la réduction des risques sanitaires et environnementaux. Comme attendu, les résultats de la présente étude montrent que les évaluations sur le court terme peuvent comporter un biais du fait de la dynamique des conditions édaphiques et de celle de la végétation et de son aptitude à accumuler des métaux traces dans ces parties aériennes. En effet, si les résultats de cette étude ont mis en évidence le succès des différentes expérimentations analysées à établir d'une végétation permanente et viable dans les sites concernés sur des périodes d'observation de 10 à 15 ans (chapitres 3 – 5), elles ont mis en évidence une évolution des conditions et une dynamique de végétation, que ce soit pour les essais avec les graminées tolérantes ou ceux qui incluent les ligneux. Concernant les essais à base de *M. cupricola*, il a été constaté une tendance générale d'évolution des caractéristiques édaphiques analysées selon les différents traitements appliqués comparativement aux observations réalisées durant les 3 premières années (chapitre 5). On constate que dix ans après leur application, il n'y avait plus d'effet significatif des amendements, exception faite du compost en 2019, contrairement aux observations réalisées en 2010 (Chapitre 5, tableau 5-2) ou en 2015 (Shutchka et al., 2015). De manière générale, les parcelles expérimentales non amendées ont montré une amélioration des conditions au contraire des parcelles amendées. Par exemple, le pH, le COT (ainsi que des nutriments) ont été améliorés au fil du temps à l'inverse de ce qui a été observé pour les parcelles amendées (pour atteindre des valeurs similaires pour toutes les parcelles). Les hypothèses pour expliquer cette situation ont été suggérées au chapitre consacré ; elles sont liées à des phénomènes de diffusion latérale entre les parcelles comme démontré dans d'autres contextes (Zinati et al. 2001 ; Achiba et al., 2009 ; Lopareva-Pohu, 2011 ; Xiong et al., 2015 ; Lin et al., 2015). Ces dynamiques des conditions édaphiques ont également été observées dans l'horizon de croissance des arbres installés après excavation des substrats pollués et remplacement par des substrats moins pollués (Chapitres 3, 4 et 6). Complémentairement aux résultats rapportés par Mwanasomwe (2022) et Mwanasomwe et al. (2022a) dont les observations ont été réalisées sur des échantillons prélevés en 15ème année après

plantation, les travaux actuels (chapitre 6) montrent que les conditions édaphiques peuvent varier rapidement tel que rapporté durant les quatre années d'observation (2019 – 2023) au sein du dispositif installé sur le sol pollué à Penga Penga. La tendance générale montre un enrichissement en métaux des substrats organiques (non riches en métaux) qui ont été installés dans les trous de plantation. Ces dynamiques sont aussi le résultat d'un transfert latéral de métaux traces des sols pollués environnant vers les sols amendés comme démontré dans d'autres études (Simon, 2014). Dans ce contexte, les résultats de cette étude soutiennent le principe d'un monitoring régulier des conditions édaphiques dans les aménagements établis sur les sols pollués et apporter des doses d'amendement d'entretien si cela est nécessaire.

Cependant, les résultats de cette étude mettent en évidence le succès des plantations en ce qui concerne leur capacité à maintenir les métaux traces dans les sites pollués, répondant ainsi aux objectifs des techniques basés sur la stabilisation des métaux (Pilon-Smith et al., 2005 ; Kumpiene et al., 2008 ; Bolan et al., 2011 ; Ali et al., 2013). Cette capacité à réduire le transfert des métaux s'est caractérisée par des valeurs plus élevées de concentrations en métaux traces dans le sol sous *M. cupricola* comparativement au sol nu (Chapitre 5). Dans le contexte des essais réalisés dans cette étude, on peut conclure sur l'effectivité des procédés de phytostabilisation utilisant *M. cupricola* ou des espèces ligneuses (sur le modèle d'excavation et remplacement) sur la réduction des risques environnementaux via une réduction de la dispersion environnementale des contaminants. Cependant, les résultats de cette étude montrent également que l'utilisation d'indices de risque écologique (utilisés pour la caractérisation de la dangerosité des rejets, cfr section 7.1) ne convient pas aux techniques de phytotechnologie basées sur la stabilisation ou le confinement des métaux traces dans le sol. En effet, leur utilisation (en particulier le RI) a tendance à indiquer un risque d'exposition plus important sous la végétation stabilisatrice comparativement aux zones non couvertes, les concentrations totales étant plus élevées dans les zones végétalisées. Ils conviendraient mieux aux techniques basées sur l'extraction qui sont censées assurer une dépollution effective (Pilon-Smith et al., 2005 ; Buscaroli, 2017 ; Kumar et al., 2021).

Dans ce contexte, on peut se poser la question sur l'importance des concentrations totales dans l'évaluation du succès ? La réponse réside dans le fait que les concentrations totales constituent un paramètre important de quantification du stock des métaux retenus sous les végétations stabilisatrices. Toutefois, elles ne suffisent pas et, comme mentionné plus haut pour la caractérisation des rejets, la détermination des autres fractions est nécessaire pour juger de la capacité de la végétation à libérer/retenir les métaux traces et les diffuser dans l'environnement. Les résultats de cette étude soutiennent qu'il est important d'analyser les concentrations totales et les concentrations labiles et/ou biodisponibles. Les résultats de cette étude ont montré que l'analyses des concentrations totales et des concentrations mobiles a permis d'appréhender plus correctement le rôle de la végétation dans la réduction du transfert des métaux traces (Chapitre 5). Ces informations additionnelles sur le fractionnement des métaux traces renforcent le fait que l'utilisation d'indices de risque écologique ne conviennent pas pour les techniques basées sur la stabilisation.

Par ailleurs, les mesures directes des concentrations dans les organes des végétaux associées à l'utilisation du Facteur de bioconcentration (BCF) a permis d'obtenir une meilleure information sur la biodisponibilité des métaux traces et l'absorption par les plantes. Le BCF a également permis d'expliquer les faibles accumulations des métaux traces dans les organes aériens analysés dans les essais des sols pollués à Penga Penga et dans le bassin de sédimentation à Kipushi malgré des concentrations relativement élevées dans le substrat (Chapitres 3 et 4). Les résultats de cette étude recommandent donc l'utilisation combinée des contractions totales et mobiles des métaux traces ainsi que les BCF pour juger de l'effectivité de l'impact des amendements appliqués.

7.4. Essai de longue durée nécessaire à une évaluation de la dynamique de végétation et des services écosystémiques associés.

La mise en place d'une végétation assurant une couverture permanente et capable d'assurer des fonctions et services écosystémiques est un autre objectif important de la phytoremédiation ou de la revégétalisation des sites miniers au sens large (Burges et al., 2016 ; Kar & Palit, 2019 ; Mwanasomwe, 2022 ; Lee et al., 2023). La végétation doit contribuer à une amélioration de la biodiversité localement en facilitant la colonisation par des espèces qui n'ont pas été préalablement introduites, aussi bien des végétaux que des animaux et des microorganismes du sol, recréant ou créant ainsi un écosystème fonctionnel (Cooke et Johnson, 2002 ; Siachoono, 2010 ; Desai, 2013 ; Mensah, 2015). Par ailleurs, les sites pollués en éléments traces métalliques sont aussi considérés comme un atout pour la conservation d'espèces métallophytes endémiques ou présentant un niveau élevé de vulnérabilité (Boisson et al., 2015 ; Garbisu et al., 2019). Pour ce faire, plusieurs études recommandent l'introduction d'espèces menacées dans les végétations établies dans les zones polluées (Baker et al., 2010 ; Erskine et al., 2018). De plus, les dernières années ont été caractérisées par un regain d'intérêt pour l'introduction d'arbres dans les projets de revégétalisation des sites pollués en métaux traces afin d'en améliorer la production des services écosystémiques au bénéfice des communautés environnantes (Sandell Festin et al., 2019 ; Pecina et al., 2021 ; Guidi Nissim et al., 2023). Dans ce contexte, le monitoring du succès de l'installation d'une végétation fonctionnelle devrait prendre en compte ces différents aspects évoqués ci-dessus.

Pour le cas de l'ACK, les études précédentes se sont penchées sur les différents aspects avec une perspective d'assurer l'installation d'ensembles végétaux fonctionnels, diversifiés et fournissant de services écosystémiques aux communautés riveraines, notamment dans un contexte d'urbanisation anarchique (Shutcha et al., 2015 ; Boisson et al. 2015 ; Mwanasomwe et al., 2022a, 2022b). Les résultats de notre étude montrent le succès de l'établissement d'une végétation permanente sur les sites pollués en métaux traces, aussi bien sur les sols pollués par les retombées des fumées métallifères à Penga Penga (Chapitre 5), que les rejets de flottation des minerais d'oxydes de Cu et de Zn à Kipushi (Chapitres 3 et 4). Toutefois, les observations

réalisées sur une longue durée montrent des situations variées en fonction des types de végétation établis quant aux autres objectifs attendus. Dix ans après l'installation des parcelles herbacées à *M. cupricola*, il a été constaté que l'ensemble des paramètres mesurés montrent une population viable et avec une démographie qui a augmenté entre 2009 et 2019. Néanmoins, les résultats montrent que la végétation herbacée à *M. cupricola* n'est probablement pas la plus appropriée pour améliorer significativement le niveau de biodiversité ainsi que la fourniture d'une grande diversité de services aux populations riveraines. En effet, après dix ans d'établissement le niveau de biodiversité a été limité à quatre espèces métalliques, sans qu'une nouvelle espèce n'ait été identifiée dans les parcelles expérimentales. De plus, les parcelles végétalisées à *M. cupricola* n'ont pas été capables de soutenir l'objectif de conservation d'espèces endémiques introduites en 2012 du fait de la compétition après un bref effet 'nursery' (Boisson et al., 2015). Une nuance peut être faite en ce qui concerne les microorganismes du sol mais aussi la faune entomologique car n'ayant pas été mesurés. Dans ce contexte, l'introduction d'arbres a permis d'améliorer significativement les objectifs d'accroissement de la biodiversité et des services comme déjà démontré par Mwanasomwe (2022) et confirmé par les observations de ce travail. Cependant, nos résultats ont montré que le procédé utilisé (excavation et remplacement suivi d'une plantation localisée) peut favoriser l'installation d'une couverture végétale dense dans un temps relativement court grâce à l'utilisation d'espèces à croissance rapide (Chapitre 6). En effet, après cinq saisons de culture, la croissance en hauteur des arbres variant en moyenne de 3,2 m (manguier) à 8,6 m (*Leucaena*) pour un diamètre moyen variant de 4,9 cm (manguier) à 10,2 cm (*Leucaena*) et une diversité d'espèces herbacées déjà plus élevée comparativement aux parcelles expérimentales à *M. cupricola*, confirmant les observations rapportées par Mwanasomwe (2022).

Néanmoins, les résultats recommandent à une grande prudence quant à la sélection des espèces ligneuses afin d'éviter les invasions biologiques qui peuvent ruiner les efforts d'amélioration de la biodiversité ainsi que celles des fonctions et services écosystémiques. En effet, malgré les meilleures performances observées pour *L. leucocephala*, confirmant les observations rapportées d'autres études (Mpundu et al., 2018 ; Nkongolo et al., 2024), la dynamique des effectifs de populations confirme son caractère invasif et présage d'une domination de cette espèce, y compris dans les conditions de toxicité des sols de Penga Penga. Il est vrai que l'utilisation d'espèces exotiques dans les projets de remédiation est discutée et que des pistes de gestion pour éviter leur propagation sont formulées (Pandey, 2012 ; Ssenku et al. 2017 ; Prabakaran et al. 2019 ; Khan et al. 2023 ; Miletic et al. 2024), il semble difficile d'entreprendre une gestion de *L. leucocephala* à grande échelle et de contrôler sa prolifération vers les parcelles environnantes moins contaminées en métaux traces. Bien que les données ne soient pas disponibles, on peut constater le caractère invasif de cette espèce au travers de la prolifération dans la ville de Lubumbashi, contrairement à *A. auriculiformis* également listée comme invasive dans plusieurs autres pays (L'Huillier et al., 2010 ; Duponniere et al., 2013 ; Mwanasomwe et al., 2022b ; Useni et al., 2022 ; 2024). Par ailleurs, la gestion d'une espèce autant invasive que *L. leucocephala* peut

générer un coût supplémentaire et rendre le processus plus onéreux. Cette question doit être mieux étudiée au travers un monitoring régulier du peuplement installé dans le cadre de cette étude. L'impact sur la biodiversité devrait également être évalué dans les futures études.

7.5. Evaluation des risques liés à la consommation des produits issus des plantes dans les sites pollués de l'ACK : au-delà des concentrations

Les études précédentes ont démontré que l'introduction des ligneux permet d'accroître les services fournis par les végétations installées dans les sites pollués de l'ACK. En particulier, les ligneux permettent une production de biomasse pour la fabrication du charbon de bois mais aussi fournir des fruits comestibles selon les besoins exprimés par les résidents de Penga Penga (Mwanasomwe, 2022). Le procédé utilisé pour la plantation des arbres a permis la production de fruits et feuilles consommés (mangue, avocat, goyave, fruits de *S. guineense*, etc.).

Si les rendements devraient être mieux évalués, les résultats de cette étude montrent que l'évaluation des risques associées ne doit pas se limiter aux seules déterminations des concentrations dans fruits et feuilles mais que les indices de consommation sécurisée (SWC) permettent de fournir des recommandations sur les quantités à consommer par les résidents sans augmenter le risque de développer des maladies (Chapitre 4). En effet, la seule utilisation des concentrations aurait recommandé l'interdiction de la consommation des fruits et feuilles produits par les arbres en culture à Penga Penga selon les recommandations de FAO et OMS (2016). Dans ce contexte, les résultats suggèrent de déterminer systématiquement les valeurs de SWC pour tous les fruits et feuilles produits par la végétation des sites pollués. Par ailleurs, sur la base des résultats d'études consultées de la littérature, une autre recommandation essentielle serait de d'éplucher les fruits pour accroître la valeur de la SWC, et partant de la quantité des fruits consommés, sachant que la peau peut concentrer des métaux (Ogunkunle, 2014 ; Shareef et al., 2015). Le processus de consommation des feuilles étant différents, car elle nécessite souvent un traitement préalable avant la consommation, il a été difficile de proposer des valeurs de SWC. En effet, pour le cas du manguier et de *S. guineense*, les feuilles sont préalablement soumises à ébullition afin de faire migrer les principes actifs recherchés dans la solution qui seront par la suite consommés dans le thé (Mangambu et al., 2014 ; Badou et al., 2019 ; Sferrazzo et al., 2019 ; Drabo et al., 2023). Une analyse préalable des concentrations des métaux dans le thé est nécessaire avant toute recommandation des quantités à consommer.

De manière générale, les résultats indiquent qu'il est important d'utiliser ou de développer des indicateurs adaptés à l'évaluation des risques associés à la consommation d'organes cibles, en plus des concentrations. A l'instar du SWC utilisé pour les fruits, ces indicateurs devraient fournir des informations sur les quantités à consommer et qui assurent une élimination des métaux traces par le métabolisme humain selon les propriétés écotoxicologiques de chaque élément. Cependant, les

résultats recommandent un monitoring régulier de la mobilité des métaux dans les sols pour réduire le prélèvement par les racines et la translocation vers les organes aériens.

7.6. Implications pratiques pour la mise en œuvre de la remédiation des sites pollués dans l'ACK

7.6.1. *Une combinaison de méthodes et une différenciation des solutions végétales pour la remédiation intégrée à l'échelle de l'ACK ?*

Les résultats obtenus dans cette étude ont des implications sur la mise en œuvre de la remédiation des sites pollués en métaux traces dans l'ACK pour réduire les risques sanitaires et environnementaux. En effet, les indices de risque écologique ont mis en évidence des risques très élevés liés aux rejets et sols contaminés en métaux traces et recommandent des actions coordonnées et intégrées à l'échelle de l'ACK ainsi que des recherches sur les meilleures techniques de remédiation des compartiments non encore étudiés. Toutefois, les résultats de la caractérisation, appuyés par les concentrations élevées observées dans les sols autour des arbres plantés à Penga Penga et à Kipushi, militent pour une combinaison de méthodes non-biologiques et biologiques dans la remédiation à grande échelle dans l'ACK. Par exemple avant la plantation d'arbres selon l'itinéraire technique proposé (excavation localisée et remplacement) dans les rejets miniers, on peut d'abord procéder par la collecte des rejets et leur revalorisation industrielle par l'extraction des métaux pour réduire la concentration en métaux comme déjà suggéré par d'autres auteurs (Kaniki, 2008 ; Kitobo, 2009 ; Ngenda, 2010 ; Tshibanda, 2012). A cet égard, il est important de mentionner que le projet Metalkol RTR est monté comme un projet de remédiation basée sur la revalorisation des rejets de Kingamyambo et des sédiments rejetés par la Gécamines (depuis les années 1950) dans la rivière Musonoi à proximité de Kolwezi ([Metalkol RTR, 2019 ; https://www.ergafrica.com/cobalt-copper-division/metalkol-rtr/](https://www.ergafrica.com/cobalt-copper-division/metalkol-rtr/)). Ce projet, intitulé 'Metalkol Roan Tailings Reclamation (RTR)' vise ainsi à valoriser 110 millions de tonnes de rejets et n'exploite pas de mines. Il serait donc intéressant de procéder à la revégétalisation des sites 'libérés' des décharges de rejets afin d'en assurer la durabilité écologique. On peut estimer que la collecte des rejets suivi de la revégétation (incluant une plantation d'arbres) peut être considérée comme la meilleure approche pour les sédiments métallifères relargués dans les rivières et qui se sont révélés les plus toxiques. Toutefois, il est important aussi de noter que ce type de projet s'intéressent principalement aux métaux recherchés (Exemple : Cu, Co, Zn) et il peut donc subsister des concentrations élevées en d'autres métaux traces plus dangereux comme démontré dans ce travail (ex : As, Cd, Pb).

Par ailleurs, il paraît clair qu'une remédiation à l'échelle de l'ACK exigerait de réfléchir sur une planification spatiale des types de végétation à installer en fonction de la localisation des rejets. Il est possible que pour certains sites, la mise en place d'une végétation herbacée pour limiter la diffusion des métaux suffise (ex : des sols dénudés au sein des concessions minières encore actives) alors que sur certains autres sites l'introduction d'arbres est nécessaire pour répondre à des objectifs précis de

production de services écosystémiques (ex : les sols pollués urbanisés). Pour ce dernier exemple, le type d'espèces d'arbres à installer devrait également répondre à des objectifs comme recommandé par Mwanasomwe (2022), la finalité d'une végétation ligneuse pouvant être la production de biomasse pour le bois énergie ou pour la production d'autres biens et services écosystémiques (fruits, feuilles, régulation de la température localement, brise vent, etc.). De façon particulière, en plus d'une végétation adaptée aux sols, il est important de réfléchir sur la mise en place de végétations adaptées aux zones humides. Pour ces zones humides, des études existent sur l'utilisation d'espèces tolérantes et capables de réduire la mobilité des métaux traces, à l'instar de *Phragmites australis* et *Typha* sp (Klink, 2017 ; Lei et al., 2023 ; Azadkhani et al., 2025).

7.6.2. Installation de végétation sur sols pollués et monitoring de l'évolution des conditions

Les résultats de cette étude démontrent du succès dans l'établissement de plantations sur les sols et rejets contaminés suivant les deux approches qui ont été étudiées. Ce succès est confirmé par le fait que ces végétations sont établies depuis plus de dix ans et sont fonctionnelles. Elles permettent de limiter la diffusion des métaux traces et sont susceptibles de contribuer à l'amélioration des conditions de vie des populations. En effet, en plus de la réduction des métaux, la végétation a montré sa capacité à produire des biens utiles aux communautés riveraines comme des feuilles et des fruits comestibles. De manière plus large on peut aussi mentionner la capacité à produire du charbon sur des rejets pollués (notamment sur les tailings de Kipushi), les dimensions esthétiques et les bénéfices de l'ombrage, la réduction de la vitesse des vents et des poussières évoqués par les populations de Penga Penga (Mwanasomwe, 2022). Néanmoins, les résultats montrent la nécessité de la mise en place d'un plan de monitoring de la végétation, des conditions et des risques associés à la consommation des organes (fruits, feuilles, racines, etc.) produits.

En ce qui concerne le monitoring de la végétation dans les stratégies de remédiation, les résultats de la présente étude ont démontré une croissance rapide en un temps aussi court de la plupart d'espèces exotiques. Ainsi le suivi dans le temps de leur développement s'avère nécessaire étant donné que la plupart des espèces exotiques ont un caractère envahissant. Leur capacité à croître et à coloniser aussi rapidement les sols aux conditions édaphiques difficiles et polluées, présage une sélection en amont de ces espèces. Par exemple dans les phytotechnologies, utiliser les espèces exotiques en premier lieu améliorerait les conditions édaphiques du milieu, étant donné que la plupart des espèces exotiques jouent un rôle dans la fertilisation du sol par la fixation de l'azote, la protection contre les parasites ou la création d'un microclimat favorable à l'installation d'autres espèces indigènes (herbacées, graminées et arbustes). La gestion de l'expansion des espèces exotiques envahissantes et des risques qui en découlent requiert une analyse approfondie de leurs impacts potentiels sur l'écosystème local. Un suivi constant, associé à l'élimination ciblée des espèces envahissantes présentes dans l'écosystème, peut être efficace. Des techniques adaptées, telles que la coupe sélective ou le déracinement avant leur floraison, jouerait

un rôle clé dans le contrôle de leur propagation. Par ailleurs, il est recommandé de former des techniciens aux pratiques innovantes de gestion des espèces exotiques, telles que l'utilisation de leur biomasse comme fertilisant pour les sols ou la valorisation de leur bois pour la production de charbon (Chirwa, 2014). De plus, une collaboration étroite entre le gouvernement, les organisations non gouvernementales et les communautés locales est essentielle pour contrer efficacement l'invasion des espèces envahissantes (Otts et al., 2016). Le suivi continu de la communauté végétale au fil du temps permet d'évaluer l'efficacité des efforts de réhabilitation. En outre, une compréhension approfondie de cette communauté aidera à prévenir la dominance excessive d'une seule espèce, évitant ainsi d'éventuels déséquilibres écologiques.

En ce qui concerne le monitoring des conditions et du transfert des métaux dans les organes consommés, les résultats de l'étude ont mis en évidence des modifications significatives des conditions dans la rhizosphère des plantes, notamment en ce qui concerne la réduction des risques de translocation des métaux vers les parties aériennes comestibles. Pour minimiser ces risques, un monitoring rigoureux, incluant la collecte d'échantillons à intervalles réguliers, est fortement recommandée. Cependant, une telle stratégie nécessite des ressources financières considérables pour les analyses chimiques des échantillons.

Dans ce contexte, la sélection préalable de plantes économiquement viables revêt une importance capitale. L'introduction d'espèces à forte valeur ajoutée, telles que celles destinées à la production de biocarburants, de bois d'œuvre ou de pâte à papier, pourrait générer des revenus permettant de financer un suivi à long terme. Par ailleurs, une source complémentaire de financement pourrait provenir des revenus issus des activités minières actuelles. En effet, le Code minier de la République Démocratique du Congo prévoit des fonds de compensation environnementale pour les générations futures, spécifiquement destinés à la restauration et à la réhabilitation des écosystèmes dégradés par les activités minières. Cette disposition offre une opportunité stratégique pour soutenir durablement les efforts de phytoremédiation et de restauration écologique. A part ce type de financement, d'autres ressources peuvent provenir des partenariats publics avec des organisations internationales et des entreprises privées. L'accès à des financements adéquats est essentiel pour assurer la durabilité à long terme des projets et leur impact positif sur l'environnement et la santé publique.

7.6.3. *Considérations sur les aspects de gouvernance*

La remédiation des rejets miniers et des sols contaminés en métaux traces dans l'Arc Cuprifère Katangais représente un enjeu environnemental, social et économique majeur. Ces rejets et sols pollués en métaux traces, représentent des risques écotoxicologiques importants pour les écosystèmes et la santé des populations locales. Pour relever ce défi, une approche intégrée impliquant une collaboration étroite entre le pouvoir public, le secteur privé et les institutions de recherche est nécessaire. Les pouvoirs publics doivent jouer un rôle central en établissant un cadre législatif et réglementaire solide pour encadrer les activités de remédiation des sites pollués. Cela inclut l'élaboration de politiques incitatives visant à encourager les entreprises minières à adopter des pratiques de gestion durable des sites pollués. Par exemple, des

exonérations fiscales ou des subventions pourraient être offertes aux entreprises investissant dans des projets de remédiation. En outre, le renforcement des capacités des institutions de contrôle est indispensable pour assurer une surveillance efficace des activités minières et des interventions de remédiation.

Les entreprises minières, en tant qu'acteurs responsables de la pollution, peuvent contribuer activement aux efforts de remédiation. Cela peut passer par l'intégration de solutions innovantes, telles que la phytoremédiation, dans leurs stratégies de responsabilité sociale. En collaboration avec les chercheurs, elles peuvent investir dans le développement et l'application de technologies adaptées aux conditions locales. De plus, les entreprises peuvent financer des programmes de réhabilitation environnementale et de développement communautaire. Un partenariat public-privé permettrait de partager les coûts et les responsabilités liés à la gestion à long terme des sites pollués. Les institutions de recherche jouent un rôle clé dans le développement de solutions adaptées aux spécificités géologiques et climatiques de l'ACK. Cela inclut l'identification d'espèces végétales indigènes efficaces pour la phytostabilisation ou la phytoextraction, ainsi que l'évaluation rigoureuse des risques environnementaux et sanitaires associés aux métaux traces. Par ailleurs, les chercheurs doivent former les acteurs locaux, y compris les communautés, aux bonnes pratiques de gestion des sols contaminés et aux techniques de remédiation.

Une considération importante, est le programme d'éducation et la sensibilisation des populations à l'importance de la remédiation des sites pollués et à ses bénéfices. Le pouvoir public et les partenaires privés doivent organiser et impliquer les ONG, ASBL, dans les campagnes d'information et d'éducation pour expliquer comment les phytotechnologies peuvent améliorer la santé des sols et réduire les risques pour la santé publique. Les expériences positives des phytotechnologies dans des communautés voisines pourraient servir d'exemples inspirants pour encourager l'adoption de ces pratiques (Shindler et al., 2004 ; Gupta et al., 2011). Lors d'activités de sensibilisation menées dans le quartier Penga Penga, par exemple, les habitants ont été informés des dangers liés à la pollution par les métaux et formés sur l'importance des arbres dans leur environnement immédiat. Ces interactions ont révélé une perception globalement positive des initiatives de reboisement, soulignant l'intérêt des communautés locales pour des solutions durables.

Une collaboration tripartite entre le pouvoir public, le secteur privé et la recherche est essentielle pour relever les défis de la remédiation des rejets miniers et des sols contaminés en métaux traces dans l'ACK.

Conclusion et perspectives

Ce travail s'est fixé comme objectif général d'évaluer l'efficacité de la phytoremédiation des sols contaminés en métaux traces dans l'ACK. Les études ont été menées dans les villes de Lubumbashi et Kipushi. Pour y arriver des échantillons de sols et de plantes ont été récoltés et diverses observations sur la végétation réalisées. Après analyse, les résultats montrent que les indices des pollution basés sur les concentrations en métaux et leurs caractéristiques écotoxicologiques peuvent contribuer à une meilleure caractérisation de la dangerosité des métaux. Toutefois, ils ne fournissent pas suffisamment d'informations sur les risques de dispersion vers les autres compartiments de l'environnement. Les essais de phytomanagement sur le terrain montrent que le protocole de plantation d'arbres mis en place à Penga Penga a contribué à réduire efficacement la translocation des métaux vers les feuilles et les fruits, ce qui encourage à la plantation d'arbres fruitiers malgré le contexte pollué. Néanmoins, des dépassements des seuils de la FAO et de l'OMS ont été constatés indiquant la nécessité (1) d'améliorer les pratiques agronomiques pour réduire davantage la migration des métaux vers les organes aériens ainsi que (2) des adaptations de la diète alimentaire. Par ailleurs, dans le contexte de l'essai de phytostabilisation sur les dix ans avec *M. cupricola*, les observations ont démontré l'efficacité de celle-ci à limiter la dispersion des métaux dans les sols contaminés, contribuant ainsi à leur restauration écologique par conséquent aux risques d'exposition humaine. En outre, l'essai sur l'introduction d'espèces ligneuses (sur le modèle d'excavation et remplacement) montre que les conditions édaphiques peuvent varier rapidement, tel que le montrent les résultats observés durant les quatre premières années (2019 – 2023). La tendance générale montre une contamination en métaux des substrats organiques qui ont été installés dans les trous de plantation. Une bonne croissance des plantes en un temps relativement court et la colonisation spontanée des plantes herbacées suggère que la revégétalisation des sols pollués de l'ACK est réalisable avec des essences d'arbres à croissance rapide tout en contribuant à la conservation de la biodiversité.

Pour améliorer les modes opératoires en matière de végétalisation des sites contaminés dans l'ACK, les futures études devraient :

- associer à la caractérisation basée sur les concentrations, des observations sur la sensibilité des milieux à la dispersion des métaux traces dans l'environnement. Sur cette base, les études sur le fractionnement de métaux peuvent apporter un complément d'information pour la caractérisation de leur disponibilité environnementale ;
- Evaluer la variabilité des propriétés des substrats de croissance et établir un catalogue des ressources disponibles et de leurs spécificités d'usage ;
- de combiner l'utilisation des concentrations totales et mobiles des métaux traces ainsi que les BCF pour juger de l'effectivité de l'impact des amendements appliqués sur les transferts vers les plantes ;

- de monitorer dans le temps les caractéristiques des milieux aménagés ;
- de déterminer systématiquement les valeurs de SWC pour tous les fruits et feuilles produits par la végétation sur sites pollués. Il est également important de tester l'élimination de la peau des fruits pour accroître la valeur de la SWC ;
- de développer des modèles d'analyse de risque qui intègrent d'autres processus que l'ingestion de contaminants par l'alimentation ;
- multiplier les études de cas et intégrer les retours des différents acteurs.

Références bibliographiques

- Achiba, W.B., Gabteni, N., Lakhdar, A., Laing, G.D., Verloo, M., Jedidi, N., Gallali, T., 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.001>
- ADEME, INERIS, ISA-Lille, Mines Saint-Etienne 2012. Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. State of the art and implementation guide. France, p 99.
- Adriano, D.C., Wenzel, W.W., Vangronsveld, J., Bolan, N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122, 121–142. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.003>
- Ahmad, M., Lee, S. S., Lee, S. E., Al-Wabel, M. I., Tsang, D. C., & Ok, Y. S. 2017. Biochar-induced changes in soil properties affected immobilization/mobilization of metals/metalloids in contaminated soils. *Journal of soils and sediments*, 17, 717-730.
- Albert, K.M., 2015. Role of revegetation in restoring fertility of degraded mined soils in Ghana: A review. *Int. J. Biodivers. Conserv.* 7, 57–80. <https://doi.org/10.5897/IJBC2014.0775>
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S.T., Qureshi, S.R., Wang, M.-Q., 2021. Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. *Toxics* 9, 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alkorta, I., Becerril, J. M., & Garbisu, C., 2010. Phytostabilization of metal contaminated soils. *Reviews on Environmental Health*, 25(2), 135-146.
- Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., Garbisu, C., 2004. Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic. *Re/Views in Environmental Science and Bio/Technology* 3, 71–90. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040059.70899.3>
- Allard E., 2023. Tantalex lithium provides an update on its operational activities. Available online: <https://tantalexlithium.com/tantalex-lithium-provides-an-update-on-operational-activities/> (Consulté le 05 Janvier 2025)
- Alloway B J., 1995. *Heavy metals in soils*, London, Blackie academic & professional
- Alloway, B.J., 2013. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils, in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils, Environmental Pollution*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 11–50. <https://doi.org/10.1007/978-94-007->

4470-7_2

- Al-Robai, S.A., 2023. Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in Soils near a Water Dam in Baljurashi, KSA, and Their Accumulation in *Dodonaea viscosa*. *Sustainability* 15, 15646. <https://doi.org/10.3390/su152115646>
- Ameja, L.G., Ribeiro, N., Siteo, A.A., Guillot, B., 2022. Regeneration and Restoration Status of Miombo Woodland Following Land Use Land Cover Changes at the Buffer Zone of Gile National Park, Central Mozambique. *Trees, Forests and People*, 9: 100290. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100290>
- Amisi M.Y. et al., 2008. Applicabilité de la théorie de perception de Kevin Lynch à une ville du tiers monde. *Ann. Faculté Sci. Agron. Univ. Lubumbashi*, 1(2), 71- 77.
- Amisi, Y.; Vranken, I.; Nkulu, M.-F.J.; Lubala, T.R.F.; Kyanika, D.; Naweji, T.S.; Upite, M.F.; Bulambo, J.P.; Bogaert, J., 2018. L'activité minière au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi1. In *Anthropisation des Paysages Katangais*; Bogaert, J., Gilles, C., Gregory, M., Eds.; Presses Universitaires de Liège-Agronomique Gembloux: Gembloux, Belgium, pp. 267–279.
- Ancona, V., Roy, M., Randelović, D., & Pandey, V. C., 2023. *Aromatic Plant-Based Phytoremediation: Socio-Economic and Agricultural Sustainability*. Elsevier. 242p
- Andriya, N.N., Hamim, H., Sulistijorini, S., Triadiati, T., 2019. The phytoremediation potential of non-edible oil-producing plants for gold mine tailings. *Biodiversitas* 20. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d201025>
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S.M., Ok, Y.S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M.N.V., Wenzel, W.W., Rinklebe, J., 2017. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews* 171, 621–645. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005>
- Antwi-Boasiako, A., Amponsah, P., Adoma Opoku, J., Coulibaly, D., Mintah, P., 2024. Increasing Mango Production Efficiency under the Fast-Changing Climate, in: Hasanuzzaman, M., Nahar, K. (Eds.), *Abiotic Stress in Crop Plants - Ecophysiological Responses and Molecular Approaches*. *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.112951>
- Aryal, M., 2024. Phytoremediation strategies for mitigating environmental toxicants. *Heliyon* 10, e38683. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38683>
- Asgari Lajayer, B., Khadem Moghadam, N., Maghsoodi, M.R., Ghorbanpour, M., Kariman, K., 2019. Phytoextraction of heavy metals from contaminated soil, water and atmosphere using ornamental plants: mechanisms and efficiency improvement strategies. *Environ Sci Pollut Res* 26, 8468–8484. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04241-y>
- Atangana, A., Khasa, D., Chang, S., Degrande, A., 2014. Phytoremediation in

- Tropical Agroforestry, in: Tropical Agroforestry. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 343–351. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7723-1_19
- 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., 2013. Concentration of metals in surface water and sediment of Luilu and Musonoie Rivers, Kolwezi-Katanga, Democratic Republic of Congo. *Applied Geochemistry* 39, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.021>
- Awa, S.H., Hadibarata, T., 2020. Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by Phytoremediation Mechanism: a Review. *Water Air Soil Pollut* 231, 47. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>
- Awan, U., Kraslawski, A., Huiskonen, J., 2018. Governing Interfirm Relationships for Social Sustainability: The Relationship between Governance Mechanisms, Sustainable Collaboration, and Cultural Intelligence. *Sustainability* 10, 4473. <https://doi.org/10.3390/su10124473>
- Awasthi, A., Singh, K., Singh, R.P., 2017. A concept of diverse perennial cropping systems for integrated bioenergy production and ecological restoration of marginal lands in India. *Ecological Engineering* 105, 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.049>
- Azadkhani, M.D.G., Karimi, N., Moraveji, M.K., 2025. Efficiency of Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex Steud. and Typha latifolia L. in remediating methyldiethanolamine (MDEA) from Ilam gas refinery wastewater: Isotherm and kinetic studies. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35880-5>
- Babu, S.M.O.F., Hossain, M.B., Rahman, M.S., Rahman, M., Ahmed, A.S.S., Hasan, Md.M., Rakib, A., Emran, T.B., Xiao, J., Simal-Gandara, J., 2021. Phytoremediation of Toxic Metals: A Sustainable Green Solution for Clean Environment. *Applied Sciences* 11, 10348. <https://doi.org/10.3390/app112110348>
- Badou, R.B.; Yedomonhan, H.; Tossou, M., 2019. Diversité d'usages et Statut de conservation de *Syzygium guineense* (Willd.) DC. subsp. *macrocarpum* (Engl.) F. White (Myrtaceae) au Bénin. *Int. J. Environ. Stud.*, 76, 827–842. <https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1620537>.
- Baghour, M., Moreno, D. A., Vllora, G., López-Cantarero, I., Hernández, J., Castilla, N., & Romero, L. 2002. Root-zone temperature influences the distribution of Cu and Zn in potato-plant organs. *Journal of agricultural and food chemistry*, 50(1), 140-146.
- Baker, A. J., Ernst, W. H., van der Ent, A., Malaisse, F., & Ginocchio, R. 2010. Metallophytes: the unique biological resource, its ecology and conservational status in Europe, central Africa and Latin America. *Ecology of industrial pollution*, 18, 7-40.
- Balsamo, R.A., Kelly, W.J., Satrio, J.A., Ruiz-Felix, M.N., Fetterman, M., Wynn, R.,

- Hagel, K., 2015. Utilization of Grasses for Potential Biofuel Production and Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils. *International Journal of Phytoremediation* 17, 448–455. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.922918>
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufrond, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., Kabyla, B.I., Luboya, O.N., Ilunga, A.N., Mutombo, A.M., Nemery, B., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ Res* 109, 745-752. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>
- Barima Y. S. S., Kabulu Djibu J-P., Alongo S., Ndayishimiye J., Bomolo O., Kumba S., Iyongo L., Bamba I., Mama A., Toyi M., Kasongo E., Masharabu T., Visser M. & Bogaert J., 2011. Deforestation in central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. In Daniels JA (Ed). *Advances in environmental research*. Vol 7, Nova Science Publishers, Hauppauge, pp 95- 120
- Barrow, N.J., Hartemink, A.E., 2023. The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant Soil* 487, 21–37. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5>
- Bartell, S.M., 2006. Biomarkers, Bioindicators, and Ecological Risk Assessment—A Brief Review and Evaluation. *Environmental Bioindicators* 1, 60–73. <https://doi.org/10.1080/15555270591004920>
- Bautista, R.G., 2013. Fundamentals of hydrometallurgical processes. *Springer*, p665
- Bedair, H., Ghosh, S., Abdelsalam, I.M., Keerio, A.A., AlKafaas, S.S., 2022. Potential implementation of trees to remediate contaminated soil in Egypt. *Environ Sci Pollut Res* 29, 78132–78151. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22984-z>
- Berti, W. R., & Cunningham, S. D. 2000. Phytostabilization of metals. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. Wiley, New York, 71-88.
- Best, E. P., Smith, T. S., Hagen, F. L., Dawson, J. O., & Torrey, A. J., 2007. Candidate herbaceous plants for phytoremediation of energetics on ranges.
- Bidar, G., Verdin, A., Garçon, G., Pruvot, C., Laruelle, F., Grandmougin-Ferjani, A., ... & Shirali, P. 2011. Changes in the composition and fatty acid content of two plants (*Lolium perenne* and *Trifolium repens*) grown for 6 and 18 months in a field contaminated with metals (Pb, Cd, Zn). *Pollution de l'eau, de l'air et du sol*, 192 (1), 281-291.
- Bisiaux, F., Peltier, R., & Muliele, J. C. 2009. Plantations industrielles et agroforesterie au service des populations des plateaux Batéké, Mampu, en République démocratique du Congo. *Bois & Forêts des Tropiques*, 301, 21-32.
- Biswas, N., Ghosh, A., Mitra, S., Majumdar, G., 2024. Environmental issues

- associated with mining and minerals processing, in: *Comprehensive Materials Processing*. Elsevier, pp. 77–86. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-96020-5.00135-7>
- Boim, A.G.F.; Melo, L.C.A.; Moreno, F.N.; Alleoni, L.R.F., 2016. Bioconcentration factors and the risk concentrations of potentially toxic elements in garden soils. *J. Environ. Manage.*, 170, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.006>.
- Boisson S., Collignon J., Langunu S., Lebrun J., Shutcha M.N., & Mahy G., 2015. Concilier la phytostabilisation des sols pollués avec la conservation de la flore cupro-cobalticole avec une stratégie nouvelle pour valoriser les écosystèmes extrêmes ? in Bogaert J. & Halleux J.-M., (eds). *Territoires périurbains. Développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud*. Les presses agronomiques de Gembloux, Belgique, 127-138
- Boisson, S., Le Stradic, S., Collignon, J., Séleck, M., Malaisse, F., Ngoy Shutcha, M., Faucon, M.-P., Mahy, G., 2016. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in South D. R. Congo: Poaceae candidates for phytostabilisation. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 13693–13705. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5442-2>
- Bolan, N., Naidu, R., Choppala, G., Park, J., Mora, M.L., Budianta, D., Panneerselvam, P. 2012. Solute Interactions in Soils in Relation to the Bioavailability and Environmental Remediation of Heavy Metals and Metalloids. *Pedologist*, 53, 1-18.
- Bolan, N.S., Park, J.H., Robinson, B., Naidu, R., Huh, K.Y., 2011. Phytostabilization, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 145–204. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00004-4>
- Bolia, N. E., Bosanza, J. B. Z., Mongeke, M. M., & Ngbolua, K. N. 2019. Études dendrométrique et floristique des forêts à Gilbertiodendron dewevrei d'une concession forestière en République Démocratique du Congo. *Rev. Mar. Sci. Agron. Vét*, 7(1), 110-117.
- Boluspayeva, L., Jakubus, M., Spychalski, W., Abzhalelov, A., Bitmanov, Y., 2022. Health Risk of Heavy Metals Related to Consumption of Vegetables in Areas of Industrial Impact in the Republic of Kazakhstan—Case Study for Oskemen. *IJERPH* 20, 275. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010275>
- Bonilla-Valencia, L., Castillo-Agüero, S., Zavala-Hurtado, J.A., Espinosa García, F.J., Lindig-Cisneros, R., Martínez-Orea, Y., 2022. Linking functional diversity to ecological indicators: a tool to predict anthropogenic effects on ecosystem functioning. *Environ. Rev.* 30, 175–183. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0093>
- Bourgarit, D., 2019. Mineralogy of slags: A key approach for our understanding of ancient copper smelting processes, in *The Contribution of Mineralogy to*

- Cultural Heritage, Mineralogical Society of Great Britain and Ireland*, pp. 203-232. <https://doi.org/10.1180/EMU-notes.20.5>
- Bradl, H.B., 2002. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.04.005>
- Brusseau, M.L., 2019. Estimating the relative magnitudes of adsorption to solid-water and air/oil-water interfaces for per- and poly-fluoroalkyl substances. *Environmental Pollution* 254, 113102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113102>
- Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., Garbisu, C., 2018. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation* 20, 384–397. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365340>
- Burges, A., Epelde, L., Benito, G., Artetxe, U., Becerril, J.M., Garbisu, C., 2016. Enhancement of ecosystem services during endophyte-assisted aided phytostabilization of metal contaminated mine soil. *Science of The Total Environment* 562, 480–492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.080>
- Buscaroli, A., 2017. An overview of indexes to evaluate terrestrial plants for phytoremediation purposes (Review). *Ecological Indicators* 82, 367–380. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.003>
- Cabala K.S., Useni S. Y., Amisi M.Y., Bogaert J. & Munyemba K. F., 2018. Analyse structurale de la dynamique forestière dans la région de l'Arc Cuprifère Katangais (A.C.K.) en R.D. Congo : II. Analyse complémentaire de la fragmentation forestière. *Tropicultura*, 36, 621-630.
- Cailteux, J.L.H., Kampunzu, A.B., Lerouge, C., Kaputo, A.K., Milesi, J.P., 2005. Genesis of sediment-hosted stratiform copper–cobalt deposits, central African Copperbelt. *Journal of African Earth Sciences* 42, 134–158. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2005.08.001>
- Cailteux, J.L.H., Muchez, P., De Cuyper, J., Dewaele, S., De Putter, T., 2018. Origin of the megabreccias in the Katanga Copperbelt (D.R. Congo). *Journal of African Earth Sciences*, 140, 76–93. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.12.029>
- Calderon, J.L., Kaunda, R.B., Sinkala, T., Workman, C.F., Bazilian, M.D., Clough, G., 2021. Phytoremediation and phytoextraction in Sub-Saharan Africa: Addressing economic and social challenges. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 226, 112864. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112864>
- Carrillo-González, R., Šimůnek, J., Sauvé, S., Adriano, D., 2006. Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils, in: *Advances in Agronomy. Elsevier*, pp. 111–178. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)91003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)91003-7)
- Chang, X., Duan, C., & Wang, H. 2000. Root excretion and plant resistance to metal toxicity. *Journal of Applied Ecology*, 11(2), 315–320.

- <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11767623/>
- Che Abdullah, M. I., Md Sah A. S. R., and Haris, H., 2020. Geoaccumulation Index and Enrichment Factor of Arsenic in Surface Sediment of Bukit Merah Reservoir, Malaysia, *Trop. Life Sci. Res.*, 31, 109-125, doi: 10.21315/tlsr2020.31.3.8.
- Chen, C., Wang, Y., Qian, Y., Zhao, X., Wang, Q., 2015. The synergistic toxicity of the multiple chemical mixtures: Implications for risk assessment in the terrestrial environment. *Environment International* 77, 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.01.014>
- Chen, F., Yang, Y., Mi, J., Liu, R., Hou, H., Zhang, S., 2019. Effects of Vegetation Pattern and Spontaneous Succession on Remediation of Potential Toxic Metal-Polluted Soil in Mine Dumps. *Sustainability* 11, 397. <https://doi.org/10.3390/su11020397>
- Chen, G., Zeng, G., Du, C., Huang, D., Tang, L., Wang, L., Shen, G., 2010. Transfer of heavy metals from compost to red soil and groundwater under simulated rainfall conditions. *Journal of Hazardous Materials* 181, 211–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.118>
- Chen, Y.X., Lin, Q., He, Y.F., Tian, G.M., 2004. Behavior of Cu and Zn under combined pollution of 2,4-dichlorophenol in the planted soil. *Plant and Soil* 261, 127–134. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000035581.92021.f2>
- Cheyns, K., Banza Lubaba Nkulu, C., Ngombe, L.K., Asosa, J.N., Haufried, V., De Putter, T., Nawrot, T., Kimpanga, C.M., Numbi, O.L., Ilunga, B.K., Nemery, B., Smolders, E., 2014. Pathways of human exposure to cobalt in Katanga, a mining area of the D.R. Congo. *Science of The Total Environment* 490, 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.014>
- Chidumayo, E. N. 1990. Above-ground woody biomass structure and productivity in a Zambezian woodland. *Forest Ecology and Management*, 36(1), 33-46. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90062-G](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90062-G)
- Chileshe, M.N., Syampungani, S., Festin, E.S., Tigabu, M., Daneshvar, A., Odén, P.C., 2020. Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia: implications for pollution risk and restoration. *J. For. Res.* 31, 1283–1293. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00921-0>
- Chirwa, P.W. Pratiques de Restauration dans les Zones Dégradées d’Afrique de l’Est. 2014. Disponible en ligne : https://afforum.org/oldaff/sites/default/files/French/French_63.pdf (consulté le 19 janvier 2025).
- Chrastný, V., Čadková, E., Vaněk, A., Teper, L., Cabala, J., Komárek, M., 2015. Cadmium isotope fractionation within the soil profile complicates source identification in relation to Pb–Zn mining and smelting processes. *Chemical Geology* 405, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2015.04.002>

- Cluis, C. 2004. Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *BioTeach J*, 2(6), 1-67.
- Colombo, C., Palumbo, G., He, J.-Z., Pinton, R., Cesco, S., 2014. Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *J Soils Sediments* 14, 538–548. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0814-z>
- Conesa, H.M., Faz, Á., 2011. Metal Uptake by Spontaneous Vegetation in Acidic Mine Tailings from a Semiarid Area in South Spain: Implications for Revegetation and Land Management. *Water Air Soil Pollut* 215, 221–227. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0471-4>
- Cook, L.L., Inouye, R.S., McGonigle, T.P., 2009. Evaluation of four grasses for use in phytoremediation of Cs-contaminated arid land soil. *Plant Soil* 324, 169–184. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9942-z>
- Cooke, J. A., & Johnson, M. S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), 41-71.
- Corami, A., 2023. Phytoremediation and Contaminants, in: Newman, L., Ansari, A.A., Gill, S.S., Naeem, M., Gill, R. (Eds.), *Phytoremediation*. Springer International Publishing, Cham, pp. 15-48. https://doi.org/10.1007/978-3-031-17988-4_2
- C'órdova, S., Neaman, A., González, I., Ginocchio, R., Fine, P., 2011. The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma* 166, 135-144. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.022>
- Cristaldi, A., Conti, G.O., Jho, E.H., Zuccarello, P., Grasso, A., Copat, C., Ferrante, M., 2017. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environmental Technology & Innovation* 8, 309–326. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>
- Crundwell, F., Moats, M. and Ramachandran, V., 2011. *Extractive metallurgy of Nickel, Cobalt and Platinum metals*. Elsevier. The boulevard Langford Lane Kidlington, Oxford OX5 1GB, UK., 610p.
- Csavina, J., Field, J., Taylor, M.P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E.A., Sáez, A.E., 2012. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of The Total Environment* 433, 58–73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.013>
- de Oliveira, V.P., Martins, W.B.R., Rodrigues, J.I. de M., Silva, A.R., Lopes, J. do C.A., de Lima Neto, J.F., Schwartz, G., 2022. Are liming and pit size determining for tree species establishment in degraded areas by kaolin mining? *Ecological Engineering* 178, 106599. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106599>
- Desai, M. A. 2013. *Phytoremediation: a tool for restoring land degraded due to opencast coal mining* (Doctoral dissertation, Oxford Brookes University).

- Di Baccio, D., Galla, G., Bracci, T., Andreucci, A., Barcaccia, G., Tognetti, R., Sebastiani, L., 2011. Transcriptome analyses of *Populus x euramericana* clone I-214 leaves exposed to excess zinc. *Tree Physiology* 31, 1293-1308. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr106>
- Diedhiou, I., Diedhiou, A.G., Diouf, D., 2022. Les symbioses fixatrices d'azote : types et régulateurs transcriptionnels de la nodulation. *Int. J. Bio. Chem. Sci* 16, 695–712. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v16i2.15>
- Dotaniya, M.L., Dotaniya, C.K., Solanki, P., Meena, V.D., Dutaniya, R.K., 2020. Lead Contamination and Its Dynamics in Soil–Plant System, in: Gupta, D.K., Chatterjee, S., Walther, C. (Eds.), *Lead in Plants and the Environment, Radionuclides and Heavy Metals in the Environment. Springer International Publishing*, Cham, pp. 83–98. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_5
- Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., ... & Del Bubba, M., 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: influence of different complexing agents. *Chemosphere*, 72(10), 1481-1490.
- Drabo, C.; Nikiema, Z.S.; Dianda, O.Z.; Dao, A.; Sanou, J.; Sawadogo, M., 2023. Usage thérapeutique du manguier (*Mangifera indica* L.; Anacardiaceae) au Burkina Faso. *VertigO*, 23, <https://doi.org/10.4000/vertigo.39346>.
- Drew, D.M., Downes, G.M., 2009. The use of precision dendrometers in research on daily stem size and wood property variation: A review. *Dendrochronologia* 27, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2009.06.008>
- Duchesne, L., Houle, D., 2011. Modelling day-to-day stem diameter variation and annual growth of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) from daily climate. *Forest Ecology and Management* 262, 863–872. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.027>
- Duodu, G.O., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., 2016. Comparison of pollution indexes for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment. *Environmental Pollution*, 219, 1077-1091. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.008>
- Duponnois, R., Baudoin, E., Sanguin, H., Thioulouse, J., Le Roux, C., Tournier, E., Galiana, A., Prin, Y., Dreyfus, B., 2013. L'introduction d'acacias australiens pour réhabiliter des écosystèmes dégradés est-elle dépourvue de risques environnementaux ? *Bois for. trop.* 318, 59. <https://doi.org/10.19182/bft2013.318.a20519>
- Dushenkov, V., Kumar, P. N., Motto, H., & Raskin, I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental science & technology*, 29(5), 1239-1245.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. *Cuivre et végétation au Katanga*. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique, 96 : 93–231.
- Duvigneaud P., 1958. *La végétation du Katanga et de ses sols métallifères*. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique, 90, 127-283.

- Efroymson, R.A., Nicolette, J.P., Suter, G.W., 2004. A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Contaminated Sites. *Environmental Management* 34, 315–331. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0089-7>
- El-Amier, Y.A., Bessa, A.Z.E., Elsayed, A., El-Esawi, M.A., AL-Harbi, M.S., Samra, B.N., Kotb, W.K., 2021. Assessment of the Heavy Metals Pollution and Ecological Risk in Sediments of Mediterranean Sea Drain Estuaries in Egypt and Phytoremediation Potential of Two Emergent Plants. *Sustainability*, 13, 12244.
- El-Amier, YA; Bonanomi, G.; Al-Rowaily, SL; Abd-El Gawad, AM., 2020. Ecological risk assessment of heavy metals along three main drains of the Nile Delta and potential phytoremediation by macrophytic plants. *Plants*, 9, 910. <https://doi.org/10.3390/plants907091>
- Elberling, B., Matthiesen, H., 2007. Methodologically controlled variations in laboratory and field pH measurements in waterlogged soils. *European J Soil Science* 58, 207–214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00828.x>
- Elekes, C. C., 2014. Eco-technological solutions for the remediation of polluted soil and heavy metal recovery. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination, InTech, Rijeka*, 309-335.
- Emmett, B.A., Beier, C., Estiarte, M., Tietema, A., Kristensen, Hanne.L., Williams, D., Peuelas, J., Schmidt, I., Sowerby, A., 2004. The Response of Soil Processes to Climate Change: Results from Manipulation Studies of Shrublands Across an Environmental Gradient. *Ecosystems* 7. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0220-x>
- Entwistle, J.A., Hursthouse, A.S., Marinho Reis, P.A., Stewart, A.G., 2019. Metalliferous Mine Dust: Human Health Impacts and the Potential Determinants of Disease in Mining Communities. *Curr Pollution Rep* 5, 67–83. <https://doi.org/10.1007/s40726-019-00108-5>
- Entwistle, J.A., Hursthouse, A.S., Marinho Reis, P.A., Stewart, A.G., 2019. Metalliferous Mine Dust: Human Health Impacts and the Potential Determinants of Disease in Mining Communities. *Curr Pollution Rep* 5, 67–83. <https://doi.org/10.1007/s40726-019-00108-5>
- Erschine, P.D., Lee, G., Fogliani, B., L'Huillier, L., McCoy, S., 2018. Incorporating Hyperaccumulator Plants into Mine Rehabilitation in the Asia-Pacific Region, in: Van Der Ent, A., Echevarria, G., Baker, A.J.M., Morel, J.L. (Eds.), *Agromining: Farming for Metals*, Mineral Resource Reviews. Springer International Publishing, Cham, pp. 189–204. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61899-9_10
- Escobedo, F.J., Kroeger, T., Wagner, J.E., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159, 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>

- Ettler, V., 2016. Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review. *Applied Geochemistry* 64, 56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.09.020>
- Fahad, S., Chavan, S.B., Chichaghare, A.R., Uthappa, A.R., Kumar, M., Kakade, V., Pradhan, A., Jinger, D., Rawale, G., Yadav, D.K., Kumar, V., Farooq, T.H., Ali, B., Sawant, A.V., Saud, S., Chen, S., Pocai, P., 2022. Agroforestry Systems for Soil Health Improvement and Maintenance. *Sustainability* 14, 14877. <https://doi.org/10.3390/su142214877>
- FAO; WHO. CF/10 INF/1. 2016. Working Document for Information and Use in Discussions Related to Contaminants and Toxins in the GSCTFF., p. 150. Available online: <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius> (accessed on February 2023).
- Faria, M., Bertocco, T., Barroso, A., Carvalho, M., Fonseca, F., Delerue Matos, C., Figueiredo, T., Sequeira Braga, A., Valente, T., Jiménez-Ballesta, R., 2023. A Comparison of Analytical Methods for the Determination of Soil pH: Case Study on Burned Soils in Northern Portugal. *Fire* 6, 227. <https://doi.org/10.3390/fire6060227>
- Faucon, M. P., Shutcha, M. N., & Meerts, P., 2007. Revisiting copper and cobalt concentrations in supposed hyperaccumulators from SC Africa: influence of washing and metal concentrations in soil. *Plant Soil*, 301, 1-2, 29-36, doi: 10.1007/s11104-007-9405-3.
- Faucon, M.-P., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., Verbruggen, N., Meerts, P., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidiorhapon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil* 317, 201–212. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9801-3>
- Faucon, M.P., Meerseman, A., Shutcha, M.N., Mahy, G., Luhembwe, M.N., Malaisse, F., Meerts, P., 2010. Copper endemism in the Congolese flora: a database of copper affinity and conservation value of cuprophytes. *Plant Ecology and Evolution* 143 (1): 5-18
- Feng, S., Li, Z., Zhang, C., Qi, R., Yang, L., 2025. Ecological restoration in high-altitude mining areas: evaluation soil reconstruction and vegetation recovery in the Jiangcang coal mining area on the Qinghai-Tibet Plateau. *Front. Environ. Sci.* 12, 1538243. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1538243>
- Festin, E.S., Tigabu, M., Chileshe, M.N., Syampungani, S., Odén, P.C., 2019. Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa. *J. For. Res.* 30, 381-396. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>
- Fiorentino, N., Ventorino, V., Woo, S.L., Pepe, O., De Rosa, A., Gioia, L., Romano, I., Lombardi, N., Napolitano, M., Colla, G., Roupheal, Y., 2018. Trichoderma-Based Biostimulants Modulate Rhizosphere Microbial

- Populations and Improve N Uptake Efficiency, Yield, and Nutritional Quality of Leafy Vegetables. *Front. Plant Sci.* 9, 743. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00743>
- French, A. D., & Johnson, G. P., 2006. Quantum mechanics studies of cellobiose conformations. *Canadian journal of chemistry*, 84(4), 603-612.
- Frietas, H., Prasad, MNV et Pratas, J., 2004. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environ. International*, 30, 65-72.
- Furman, B., Leone, E., Bell, S., Durako, M., Hall, M., 2018. Braun-Blanquet data in ANOVA designs: comparisons with percent cover and transformations using simulated data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 597, 13–22. <https://doi.org/10.3354/meps12604>
- Garaiyurrebaso, O., Garbisu, C., Blanco, F., Lanzén, A., Martín, I., Epelde, L., Becerril, J.M., Jechalke, S., Smalla, K., Grohmann, E., Alkorta, I., 2017. Long-term effects of aided phytostabilisation on microbial communities of metal-contaminated mine soil. *FEMS Microbiology Ecology* 93, fiw252. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw252>
- Garbisu, C., Alkorta, I., 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology* 77, 229–236. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5)
- Garbisu, C., Urra, J., Mench, M., & Kidd, P. 2019. *Guide To Best Phytomanagement Practices for the Recovery of Biodiversity in Degraded and Contaminated Sites*.
- Garbisu, C., Urra, J., Mench, M., & Kidd, P., 2019. Guide To Best Phytomanagement Practices for the Recovery of Biodiversity in Degraded and Contaminated Sites.
- Gerra-Inohosa, L., Libiete, Z., Matisone, I., 2023. Vegetation response to forest ditch reconstruction: Promoting a potential habitat for insect-pollinated plant species? *Forestry Studies* 79, 135–150. <https://doi.org/10.2478/fsmu-2023-0017>
- Gerwing, T.G., Hawkes, V.C., Gann, G.D., Murphy, S.D., 2022. Restoration, reclamation, and rehabilitation: on the need for, and positing a definition of, ecological reclamation. *Restoration Ecology* 30, e13461. <https://doi.org/10.1111/rec.13461>
- Gnahoua G.M., Nguessan K. A., Ballé P., 2014. Les jachères de légumineuses arborescentes : Sources potentielles de bois énergie et de service en Côte d'Ivoire, *J. Appl. Biosci.*, 81:7290 – 7297 <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v8i11.11>
- Guidi Nissim, W., Castiglione, S., Guarino, F., Pastore, M.C., Labra, M., 2023. Beyond Cleansing: Ecosystem Services Related to Phytoremediation. *Plants*

- 12, 1031. <https://doi.org/10.3390/plants12051031>
- Guidi Nissim, W., Castiglione, S., Guarino, F., Pastore, MC, et Labra, M. 2023. Au-delà du nettoyage : les services écosystémiques liés à la phytoremédiation. *Plantes* , 12 (5), 1031.
- Guidi Nissim, W., Labrecque, M., 2021. Reclamation of urban brownfields through phytoremediation: Implications for building sustainable and resilient towns. *Urban Forestry & Urban Greening* 65, 127364. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127364>
- Gulley, A.L., 2022. One hundred years of cobalt production in the Democratic Republic of the Congo. *Resources Policy* 79, 103007. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2022.103007>
- Gupta, D.K., Huang, H.G., Corpas, F.J., 2013. Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. *Environ Sci Pollut Res* 20, 2150–2161. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1485-4>
- Gurska, J., Wang, W., Gerhardt, K. E., Khalid, A. M., Isherwood, D. M., Huang, X. D., ... & Greenberg, B. M., 2009. Three-year field test of a plant growth promoting rhizobacteria enhanced phytoremediation system at a land farm for treatment of hydrocarbon waste. *Environmental science & technology*, 43(12), 4472-4479.
- Håkanson L., 1980. An ecological risk index for aquatic. Pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975-1001.
- Hale, B., Evans, L., Lambert, R., 2012. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. *J. Hazard. Mater.* 199–200, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.065>
- Hamid, E., Payandeh, K., Karimi Nezhad, M.T., Saadati, N., 2022. Potential ecological risk assessment of heavy metals (trace elements) in coastal soils of southwest Iran. *Front. Public Health* 10, 889130. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.889130>
- Hargarten, P.M., Wheeler, D.C., 2020. Accounting for the uncertainty due to chemicals below the detection limit in mixture analysis. *Environmental Research*, 186, 109466. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109466>
- Hassan, S., Bhadwal, S.S., Khan, M., Sabreena, Nissa, K.-U., Shah, R.A., Bhat, H.M., Bhat, S.A., Lone, I.M., Ganai, B.A., 2024. Revitalizing contaminated lands: A state-of-the-art review on the remediation of mine-tailings using phytoremediation and genomic approaches. *Chemosphere* 356, 141889. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141889>
- Henry, H.F., Burken, J.G., Maier, R.M., Newman, L.A., Rock, S., Schnoor, J.L., Suk, W.A., 2013. Phytotechnologies – Preventing Exposures, Improving Public Health. *International Journal of Phytoremediation* 15, 889–899. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.760521>
- Hnini, M., Rabeh, K., Oubohssaine, M., 2024. Interactions between beneficial

- soil microorganisms (PGPR and AMF) and host plants for environmental restoration: A systematic review. *Plant Stress* 11, 100391. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100391>
- Hoque MM, Islam A, Islam ARMT, Pal SC, Mahammad S, Alam E., 2023. Assessment of soil heavy metal pollution and associated ecological risk of agriculture dominated mid-channel bars in a subtropical river basin. *Sci Rep*, 13, 11104. doi:10.1038/s41598-023-38058-0
- Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X., He, Z., 2018. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management* 207, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>
- Hung, H.C.; Joshipura, K.J., 2004. Fruit and vegetable intake and risk of major chronic disease. *J. Natl. Cancer Inst.*, 96, 1577–1584. <https://doi.org/10.1093/jnci/djh296>.
- Huslina, F., Khudur, L.S., Shah, K., Surapaneni, A., Netherway, P., Ball, A.S., 2024. Mine Site Restoration: The Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Soils. *Environments* 11, 99. <https://doi.org/10.3390/environments11050099>
- Hwang, B., Sou, H.-D., Oh, J.-H., Park, C.-R., 2023. Cooling effect of urban forests on the urban heat island in Seoul, South Korea. *PLoS ONE* 18, e0288774. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0288774>
- Ibrahim, M., Young, A.C., Chen, D., Mughal, N., 2021. Potential ecological risk, in-situ phytoextraction potential of *Lycopersicon esculentum*, and pollution indexes of selected toxic metals in Hausawan - Kaba, Kano State, Nigeria. *Environmental Challenges*, 4, 100113. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100113>
- Ilunga wa Ilunga E., Mahy G., Piqueray J., Séleck M., Shutcha M.N., Merts P. & Faucon M-P., 2015. Plant functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation planning – The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, 42: 557-567.
- Ilunga wa Ilunga, E., Séleck, M., Colinet, G., Faucon, M. P., Meerts, P., & Mahy, G. 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga, DR Congo. *Plant Ecology and Evolution*, 146(2).
- Imadi, S.R., Shah, S.W., Kazi, A.G., Azooz, M.M., Ahmad, P., 2016. Phytoremediation of Saline Soils for Sustainable Agricultural Productivity, in: *Plant Metal Interaction*. Elsevier, pp. 455–468. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00018-7>
- INS, 2014. *Annuaire Statistique*; Ministère de Plan et de la Révolution de la Modernité & PNUD, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo, p. 560.
- Iwasaki, Y., Matsuda, H., 2021. How to Assess Ecological Risks of Trace Metals in

- Environment, in: Matsuda, H. (Ed.), *Ecological Risk Management, Ecological Research Monographs. Springer Singapore*, Singapore, pp. 51–65. https://doi.org/10.1007/978-981-33-6934-4_4
- Jiang, F., Ren, B., Hursthouse, A., Zhou, Y., 2018. Trace Metal Pollution in Topsoil Surrounding the Xiangtan Manganese Mine Area (South-Central China): Source Identification, Spatial Distribution and Assessment of Potential Ecological Risks. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 15, 2412. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112412>
- Jianxu W, Xinbin F, Christopher WNA, Ying X, Lihai S., 2012. Assainissement des sites contaminés par le mercure - une revue. *J Hazard Mater* 221-222 :1-18
- Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007.Trace Elements of Group 12 (Previously Group IIb), 2007., in: Trace Elements from Soil to Human. *Springer Berlin Heidelberg*, Berlin, Heidelberg, pp. 283–319. https://doi.org/10.1007/978-3-540-32714-1_19
- Kabata-Pendias et Pendias, 2001. Trace elements in soils and plants », *CRC Press*, 403, Boca Raton,.
- Kabata-Pendias, A., 2001. *Trace metals in soils-a current issue in Poland. Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*, 79, 13-20.
- Kabata-Pendias, A., 2010. *Trace Elements in Soils and Plants*, 0 ed. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kaboneka, S., Ndayishimiye, J., Nkurunziza, C., Ndorere, V., Nyengayenge, D., et Désiré Ndayisaba, D., 2020. Adaptation et croissance des acacias australiens introduits au Burundi. *Revue de l'Université du Burundi (Sciences Exactes et Naturelles)*, 29, 45-55.
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., Aryal, N., 2022. Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances* 8, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kalombo, K.D., 2015. Caractérisation de la répartition temporelle des précipitations à Lubumbashi (Sud-Est de la RDC) sur la période 1970-2014. XXIII Colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Liege, 531-536.
- Kalra, Y.P., 1995. Determination of pH of Soils by Different Methods: Collaborative Study. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 78, 310–324. <https://doi.org/10.1093/jaoac/78.2.310>
- Kambing'a, M., K. et Syampungani, S., 2012. Performance des espèces d'arbres poussant sur les sols des barrages de résidus en Zambie : une base pour la sélection des espèces pour la revégétalisation des barrages de résidus. *Journal of Environmental Science and Engineering. B*, 1, no 7B, p. 827.
- Kampunzu, A. B.; Cailteux, J. L. H.; Moine, B.; Loris, H.N.B.T., 2005. Geochemical characterization, provenance, source, and depositional environment of "Roches Argilo- Talqueuses" (RAT) and Mines Subgroups sedimentary rocks

- in the Neoproterozoic Katangan Belt (Congo): lithostratigraphic implications", *J. Afr. Earth Sci*, 42,42, 119-133.
- Kaniki Tshamala A. 2008. *Caractérisation environnementale des rejets minero-metallurgiques du copperbelt congolais*. Thèse de doctorat, Université Liège.
- Kaniki, A.T., Tumba, K., 2019. Management of mineral processing tailings and metallurgical slags of the Congolese copperbelt: Environmental stakes and perspectives. *Journal of Cleaner Production* 210, 1406-1413. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.131>
- Kar, D., Palit, D., 2019. Phytoremediation: An Advance Approach for Stabilization of Coal Mine Wastelands, in: Jhariya, M.K., Banerjee, A., Meena, R.S., Yadav, D.K. (Eds.), *Sustainable Agriculture, Forest and Environmental Management*. Springer Singapore, Singapore, pp. 573–606. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6830-1_16
- Karimi, A., Naghizadeh, A., Biglari, H., Peirovi, R., Ghasemi, A., Zarei, A., 2020. Assessment of human health risks and pollution index for heavy metals in farmlands irrigated by effluents of stabilization ponds. *Environ Sci Pollut Res*, 27, 10317–10327. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07642-6>
- Kasongo L.M.E., Mwamba M.T., Tshipoya M.P., Mukalay M.J., Useni S.Y., Mazinga K.M. & Nyembo K.L., 2013. Réponse de la culture de soja (*Glycine max* L. (Merril) à l'apport des biomasses vertes de *Tithonia diversifolia* (Hemsley) A. Gray comme fumure organique sur un Ferralsol à Lubumbashi, RD Congo. *Journal of Applied Biosciences*, 63 : 4727 – 4735.
- Khan, A.G., 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18, 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.006>
- Khan, A.M., Bakar, N.K.A., Bakar, A.F.A., Ashraf, M.A., 2017. Chemical speciation and bioavailability of rare earth elements (REEs) in the ecosystem: a review. *Environ Sci Pollut Res* 24, 22764–22789. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7427-1>
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A.K., Shahid, Md., Tripathi, R., Vijayakumar, S., Bhaduri, D., Kumar, U., Mohanty, S., Panneerselvam, P., Chatterjee, D., Satapathy, B.S., Pathak, H., 2020. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health. *Science of The Total Environment* 699, 134330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330>
- Khodijah, N.S., Suwignyo, R.A., Harun, M.U., Robiartini, L., 2019. Phytoremediation potential of some grasses on lead heavy metal in tailing planting media of former tin mining. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity* 20. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d200725>
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M.P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., Monterroso, C., 2009. Trace element behaviour at the root–soil

- interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany* 67, 243–259. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.013>
- Kitobo, W. 2009. *Dépollution et valorisation des rejets miniers sulfurés du Katanga. Cas des tailings de l'Ancien Concentrateur de Kipushi*, PhD thesis, Université de Liège, Belgium, p276
- Kitobo, W. Kalenga, P.; Ilunga, N.A.; Luboya, O.; Frenay, J., 2007. Caractérisation de la mobilité des éléments traces métalliques contenus dans les rejets de l'Ancien Concentrateur de Kipushi en R.D. Congo. *Annales du Pôle Mines-Géologie*, Université de Lubumbashi., 1, 133-142.
- Klink, A., 2017. A comparison of trace metal bioaccumulation and distribution in *Typha latifolia* and *Phragmites australis*: implication for phytoremediation. *Environ Sci Pollut Res* 24, 3843–3852. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8135-6>
- Kowalska, J., Mazurek, R., Gąsiorek, M., Setlak, M., Zaleski, T. and Waroszewski, J., 2016. Soil pollution indexes conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland), *Environ. Pollut.*, 218, 1023-1036, doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.053.
- Kowalska, J.B., Mazurek, R., Gąsiorek, M., Zaleski, T., 2018. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination– A review. *Environ Geochem Health* 40, 2395–2420. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z>
- Kříbek, B., Nyambe, I., Sracek, O., Mihaljevič, M., Knésl, I., 2023. Impact of Mining and Ore Processing on Soil, Drainage and Vegetation in the Zambian Copperbelt Mining Districts: A Review. *Minerals* 13, 384. <https://doi.org/10.3390/min13030384>
- Kumar Rai, P., Singh, J.S., 2020. Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological Indicators* 111, 106020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>
- Kumar, A., Tripti, Raj, D., Maiti, S.K., Maleva, M., Borisova, G., 2022. Soil Pollution and Plant Efficiency Indices for Phytoremediation of Heavy Metal(loid)s: Two-Decade Study (2002-2021). *Metals* 12, 1330. <https://doi.org/10.3390/met12081330>
- Kumar, V., Pandita, S., Sharma, A., Bakshi, P., Sharma, P., Karaouzas, I., Bhardwaj, R., Thukral, A.K., Cerda, A., 2021. Ecological and human health risks appraisal of metal(loid)s in agricultural soils: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes* 5, 173–185. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1701310>
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G.P., Bali, A.S., Bhardwaj, R., Thukral, A.K., Cerda, A., 2019. Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere* 216,

- 449–462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management* 28, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management* 28, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>
- Labidi, S., Firmin, S., Verdin, A., Bidar, G., Laruelle, F., Douay, F., Shirali, P., Fontaine, J., Lounès-Hadj Sahraoui, A., 2017. Nature of fly ash amendments differently influences oxidative stress alleviation in four forest tree species and metal trace element phytostabilization in aged contaminated soil: A long-term field experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 138, 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.027>
- Laghlimi, M., Baghdad, B., Hadi, H.E., Bouabdli, A., 2015. Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. *OJE* 05, 375–388. <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>
- Langunu, S., 2022. *Efficacité à Long Terme D'une Phytostabilisation Assistée In Situ Sur un sol Fortement Contaminé Par les Éléments Traces Métalliques à Lubumbashi*. Mémoire d'étude approfondie, Faculté des sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo; p. 65.
- Langunu, S., Imabo, P.M.I., Bibi Fwanda, B., Kilela Mwanasomwe, J., Colinet, G., Ngoy Shutcha, M., 2023. Accumulation of Trace Metals in Fruits from Mango and Syzygium guineense Growing in Residential Households from a Contaminated District of Lubumbashi (DR Congo): Is Fruit Consumption at Risk? *Toxics* 11, 620. <https://doi.org/10.3390/toxics11070620>
- Lavanya, M.B., Viswanath, D.S., Sivapullaiah, P.V., 2024. Phytoremediation: An eco-friendly approach for remediation of heavy metal-contaminated soils-A comprehensive review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 22, 100975. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100975>
- Leblanc and Malaisse, F. 1978. Lubumbashi, un écosystème urbain tropical, *Université nationale du Zaïre*.
- Lee, S.-H., Ji, W., Lee, W.-S., Koo, N., Koh, I.H., Kim, M.-S., Park, J.-S., 2014. Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings. *Journal of Environmental Management* 139, 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019>
- Legrand, P., Turmel, M.-C., Sauvé, S., Courchesne, F., 2005. Speciation and bioavailability of trace metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in the rhizosphere of contaminated soils, in: *Biogeochemistry of Trace Elements in the*

- Rhizosphere. Elsevier, pp. 261–299. <https://doi.org/10.1016/B978-044451997-9/50010-6>
- Lei, Y., Carlucci, L., Rijnaarts, H., Langenhoff, A., 2023. Phytoremediation of micropollutants by *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, and *Juncus effuses*. *International Journal of Phytoremediation* 25, 82–88. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2057422>
- Lei, Y., Cui, N., Pan, D., 2013. Economic and social effects analysis of mineral development in China and policy implications. *Resources Policy* 38, 448–457. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2013.06.005>
- Leteinturier, B., Baker, A. J., & Malaisse, F., 1999. Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa: a preliminary survey. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 3 (1) : 28– 41.
- L'Huillier, L., Wulff, A., Gâteblé, G., Fogliani, B., Zongo, C., & Jaffré, T., 2010. La restauration des sites miniers. *Mines et environnement en Nouvelle Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration*, p-147.
- Li, D., Zhou, D., Wang, P., Li, L., 2011. Temperature affects cadmium-induced phytotoxicity involved in subcellular cadmium distribution and oxidative stress in wheat roots. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 2029–2035. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.06.004>
- Li, Q., Wang, L., Fu, Y., Lin, D., Hou, M., Li, X., Hu, D., Wang, Z., 2023. Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review. *J Soils Sediments* 23, 1485–1500. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03381-y>
- Li, R., Dong, F., Yang, G., Zhang, W., Zong, M., Nie, X., Zhou, L., Babar, A., Liu, J., Ram, B., Fan, C., Zeng, Y., 2019. Characterization of Arsenic and Uranium Pollution Surrounding a Uranium Mine in Southwestern China and Phytoremediation Potential. *Pol. J. Environ. Stud*, 29, 173-185. <https://doi.org/10.15244/pjoes/103446>
- Li, X., Zhu, W., Meng, G., Guo, R., Wang, Y., 2020. Phytoremediation of alkaline soils co-contaminated with cadmium and tetracycline antibiotics using the ornamental hyperaccumulators *Mirabilis jalapa* L. and *Tagetes patula* L. *Environ Sci Pollut Res* 27, 14175–14183. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07975-2>
- Li, Z., Ma, Z., Van Der Kuijp, T.J., Yuan, Z., Huang, L., 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment* 468–469, 843–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Liénard, A., Brostaux, Y., Colinet, G., 2014. Soil contamination near a former Zn–Pb ore-treatment plant: Evaluation of deterministic factors and spatial structures at the landscape scale. *Journal of Geochemical Exploration* 147, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.07.014>

- Liénard, A., Colinet, G., 2016. Assessment of vertical contamination of Cd, Pb and Zn in soils around a former ore smelter in Wallonia, Belgium. *Environ Earth Sci.*, 75, 1322. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6137-9>
- Limmer, M., Burken, J., 2016. Phytovolatilization of Organic Contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 50, 6632–6643. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04113>
- Lin, N., Bartsch, N., Heinrichs, S., Vor, T., 2015. Long-term effects of gap creation and lime application on element input and output in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Soil Science and Plant Nutrition* 61, 249–258. <https://doi.org/10.1080/00380768.2014.990865>
- Liu, G., Chen, T., Cui, J., Zhao, Y., Li, Z., Liang, W., Sun, J., Liu, Z., Xiao, T., 2023. Trace Metal(loid) Migration from Road Dust to Local Vegetables and Tree Tissues and the Bioaccessibility-Based Health Risk: Impacts of Vehicle Operation-Associated Emissions. *IJERPH*, 20, 3, 2520, doi: 10.3390/ijerph20032520
- Liu, M., Yang, Y., Yun, X., Zhang, M., Wang, J., 2015. Concentrations, distribution, sources, and ecological risk assessment of heavy metals in agricultural topsoil of the Three Gorges Dam region, China. *Environ Monit Assess*, 187, 147. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4360-6>
- Lone, M.I., He, Z., Stoffella, P.J., Yang, X., 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 9, 210–220. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710633>
- Lopareva-Pohu, A., Pourrut, B., Waterlot, C., Garçon, G., Bidar, G., Pruvot, C., Shirali, P., Douay, F., 2011a. Assessment of fly ash-aided phytostabilisation of highly contaminated soils after an 8-year field trial. *Science of The Total Environment* 409, 647–654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.040>
- Lopareva-Pohu, A., Verdin, A., Garçon, G., Lounès-Hadj Sahraoui, A., Pourrut, B., Debiane, D., Waterlot, C., Laruelle, F., Bidar, G., Douay, F., Shirali, P., 2011b. Influence of fly ash aided phytostabilisation of Pb, Cd and Zn highly contaminated soils on *Lolium perenne* and *Trifolium repens* metal transfer and physiological stress. *Environmental Pollution* 159, 1721–1729. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.030>
- Lubalega, K.T., 2009. Metal Contamination and Termite Mounds around Lubumbashi. Master's Thesis, University of Lubumbashi, Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo, p. 55.
- Madejón, E., De Mora, A.P., Felipe, E., Burgos, P., Cabrera, F., 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution* 139, 40–52. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.034>
- Madejón, E., Madejón, P., Burgos, P., Pérez de Mora, A., Cabrera, F., 2009. Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils under assisted natural remediation: A 4-year field study. *J. Hazard. Mater.* 162,

- 931–938. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.119>
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Li, R., Zhang, Z., 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 126, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Maiti, S.K.; Kumar, A.; Ahirwal, J., 2016. Bioaccumulation of metals in timber and edible fruit trees growing on reclaimed coal mine overburden dumps. *Int. J. Min. Reclam. Environ.*, 30, 231–244. <https://doi.org/10.1080/17480930.2015.1038864>.
- Malaisse F. & Mbenza M., 1990. La couverture végétale de Lubumbashi. In Bruneau J-C. & Pain M. (Eds). *Atlas de Lubumbashi*. Nanterre (France): Université de Paris X, centre d'études géographiques sur l'Afrique noire, 29-31.
- Malaisse, F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine : approche écologique et nutritionnelle*. Les presses agronomiques de Gembloux-CTA. 384 p
- Malaisse, F., 2010. *How to live and survive in Zambezian open forest: Miombo ecoregion*, French version of 1997 rev. and enl. ed. Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgium, pp. 422
- Mambwe, P., Shengo M., Kidyanyama T., Muchez P., et Chabu, M., 2022. Geometallurgy of Cobalt Black Ores in the Katanga Copperbelt (Ruashi Cu-Co Deposit): A New Proposal for Enhancing Cobalt Recovery, *Minerals*, 12, 295, doi: 10.3390/min12030295.
- Mambwe, P., Wennen, R. S., Cailteux, J., Mumba, C., Dewaele, S. and Muchez, P., 2023. Review of the origin of breccias and their resource potential in the central Africa Copperbelt, *Ore Geol. Rev.*, 156, 105389, doi: 10.1016/j.oregeorev.2023.105389.
- Manda K. B., Colinet G. & André L., 2010. Evaluation of trophic chain contamination by trace elements (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V and As) in the Upper Lufira basin (Katanga/D.R. Congo). *Tropicultura*, 28(4): 246-252
- Mangambu, M.; Mushagalusa, K.; Kadima, N., 2014. Contribution à l'étude photochimique de quelques plantes médicinales antidiabétiques de la ville de Bukavu et ses environs (Sud-Kivu, R.D.Congo). *J. Appl. Biosci.*, 75, 6211. <https://doi.org/10.4314/jab.v75i1.7>.
- Marmiroli, N., Marmiroli, M., Maestri, E., 2006. Phytoremediation and phytotechnologies: a review for the present and the future, in: Twardowska, I., Allen, H.E., Häggblom, M.M., Stefaniak, S. (Eds.), *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, NATO Science Series. *Springer Netherlands*, Dordrecht, pp. 403–416. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4728-2_26
- Matakala, N., Chirwa, P.W., Mwamba, T.M., Syampungani, S., 2023. Species richness and phytoremediation potential of mine wastelands-native trees across the Zambian Copperbelt Region. *Heliyon* 9, e13585.

- <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13585>
- Matanzas, N., Afif, E., Díaz, T.E., Gallego, J.R., 2021. Phytoremediation Potential of Native Herbaceous Plant Species Growing on a Paradigmatic Brownfield Site. *Water Air Soil Pollut* 232, 290. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05234-9>
- Mazumder, P., Das, A., Khwairakpam, M., Kalamdhad, A.S., 2021. A comprehensive insight into ecological risk assessment and remediation of metal contaminated coal mine soil: Towards a cleaner and sustainable environment. *J. Clean. Prod.* 324, 129185. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129185>
- Mbenza, M., Aloni, K., Muteb, M., 1989. Some considerations on air pollution in Lubumbashi (Shaba, Zaire). *Géo-eco-trop*, 13, 113-125
- Meeinkuirt, W., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Tanhan, P., Chaiyarat, R., 2012. phytostabilization of a pb-contaminated mine tailing by various tree species in pot and field trial experiments. *International Journal of Phytoremediation* 14, 925–938. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.636403>
- Meerts, P., 2016. *An annotated checklist to the trees and shrubsof the Upper Katanga* (D. R. Congo). *Phytotaxa* 258 (3), 201–250.
- Mees, F.; Masalehdani, M.N.N.; De Putter, T.; D'Hollander, C.; Van Biezen, E.; Mujinya, B.B.; Potdevin, J.L.; Van Ranst, E., 2013. Concentrations and forms of heavy metals around two ore processing sites in Katanga, Democratic Republic of Congo. *J. Afr. Earth Sci.*, 77, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2012.09.008>.
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S.W., Schröder, P., Vangronsveld, J., 2010. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J Soils Sediments* 10, 1039–1070. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x>
- Mench, M., Vangronsveld, J., Beckx, C., Ruttens, A., 2007. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Environmental Pollution* 144, 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.011>
- Mench, M.M., Dong, Q.L., Wang, C.Y., 2003. In situ water distribution measurements in a polymer electrolyte fuel cell. *J. Power Sources* 124, 90–98. [https://doi.org/10.1016/S0378-7753\(03\)00617-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7753(03)00617-7)
- Mensah, A. K., 2015. Role of revegetation in restoring fertility of degraded mined soils in Ghana: A review. *International journal of biodiversity and conservation*, 7(2), 57-80.
- Meshcheryakova, V.Y., D'yakova, N.A., Pavlova, Y.A., 2024. PHYTOREMEDIATION PROSPECTS FOR SOILS CONTAMINATED WITH HEAVY METALS. *Ulyanovsk Medico-biological Journal* 139–154. <https://doi.org/10.34014/2227-1848-2024-3-139-154>

- [Metalkol RTR, 2019 ; https://www.ergafrica.com/cobalt-copper-division/metalkol-rtr/](https://www.ergafrica.com/cobalt-copper-division/metalkol-rtr/) Online (Consulté le 18 Janvier 2025)
- Miller, D.A.; White, R.A., 1998. A Conterminous United States Multilayer Soil Characteristics Dataset for Regional Climate and Hydrology Modeling. *Earth Interact.*, 2, 1–26. [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(1998\)002<0001:ACUSMS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(1998)002<0001:ACUSMS>2.3.CO;2).
- Miller, R.O., Kissel, D.E., 2010. Comparison of Soil pH Methods on Soils of North America. *Soil Science Soc of Amer J* 74, 310–316. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0047>
- Mitra, S., Chakraborty, A.J., Tareq, A.M., Emran, T.B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A.M., Khandaker, M.U., Osman, H., Alhumaydhi, F.A., Simal-Gandara, J., 2022. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science* 34, 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Mitra, S., Chakraborty, A.J., Tareq, A.M., Emran, T.B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A.M., Khandaker, M.U., Osman, H., Alhumaydhi, F.A., Simal-Gandara, J., 2022. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science* 34, 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Moszkowicz, P., 2002. Editorial n°25 Déchets Sciences et Techniques : Le développement durable : question de risques ? *Environment, Engineering & Development* No. 25-1st Quarter 2002. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2388>
- Mpinda, M.T., Kisimba, T.N., Mwamba, T.M., Kasongo, E.L.M., Kaniki, A.T., Mujinya, B.B., 2021. Baseline Concentrations of 11 Elements as a Function of Land uses in Surface Soils of the Katangese Copperbelt Area (D.R. Congo). *American Journal of Environmental Sciences* 17, 125–135. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2021.125.135>
- Mpinda, M.T., Mujinya, B.B., Mees, F., Kasangij, P.K., Van Ranst, E., 2022. Patterns and forms of copper and cobalt in Macrotermes falciger mounds of the Lubumbashi area, DR Congo. *Journal of Geochemical Exploration* 238, 107002. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107002>
- Mpundu M.M., Amandine L., Shutcha N. M., Michel NL., Colinet G., 2018. Phytostabilisation des sols contaminés au Katanga : résultats d’expérimentations sur la sélection d’espèces ligneuses combinée à des doses croissantes d’amendements. In : Bogaert J., Colinet G. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 177-191
- Mpundu M. M., Useni S.Y., Nyembo K. L., & Colinet, G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi (RD Congo), *BASE*, 18 (3), 367-375.

- Mpundu, M.M.; Useni, S.Y.; Mwamba, M.T.; Kateta, M.G.; Mwansa, M.; Ilunga, K.; Kamengwa, K.C.; Kyungu, K.; and Nyembo, K.L., 2013. Trace metal levels in soils from different vegetable gardens in the mining town of Lubumbashi and risks of contamination of vegetable crops. *J. Appl. Bios.*, 65, 4957–4968.
- Mpundu, M.M.M., 2010. *Contaminations des sols en éléments traces métalliques à Lubumbashi (Katanga RDC). Évaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix des solutions de remédiation*. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC 401 p.
- Muchez, P. André-Mayer, A.-S. El Desouky, H. A. and Reisberg, L., 2015. Diagenetic origin of the stratiform Cu–Co deposit at Kamoto in the Central African Copperbelt, *Miner. Deposita*, 437-447, 2015, doi: 10.1007/s00126-015-0582-3.
- Mudimbi K. D., Kabamba T.A., Kodondi K. F., Luboya N. O., Kasongo B. C., Kabundi K. D., Kisunka B. Y., Musola C. H., Longanga O. A., Lukumwena K. Z., 2017. Impact of mining on water of the rivers Shinkolobwe, Lwisha and Kansonga in the province of Katanga (DRC), *The Journal of Medical Research*; 3(2): 71-73
- Mugoša B, Đurović D, Nedović-Vuković M, Barjaktarović-Labović S, Vrvic M., 2016. Assessment of Ecological Risk of Heavy Metal Contamination in Coastal Municipalities of Montenegro. *Int J Environ Res Public Health*, 13;13(4), 393. doi: 10.3390/ijerph13040393.
- Muhaya, B. B., Kunyonga, C. Z., Mulongo, S. C., Mushobekwa, F. Z., & Bisimwa, A. M., 2017. Trace metal contamination of sediments in Naviundu river basin, Luano and Ruashi rivers and Luwowoshi spring in Lubumbashi city, Democratic Republic of Congo. *J. Environ. Sci. Eng. B*, 6(9), 456-464.
- Muimba-Kankolongo, A., Banza Lubaba Nkulu, C., Mwitwa, J., Kampemba, F.M., Mulele Nabuyanda, M., Haufroid, V., Smolders, E., Nemery, B., 2021. Contamination of water and food crops by trace elements in the African Copperbelt: A collaborative cross-border study in Zambia and the Democratic Republic of Congo. *Environmental Advances* 6, 100103. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100103>
- Mujinya, B.B.; Van Ranst, E.; Verdoodt, A.; Baert, G.; Ngongo, L.M., 2010. Termite bioturbation effects on electro-chemical properties of Ferralsols in the Upper Katanga (D.R. Congo). *Geoderma*, 158, 233–241. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.033>.
- Mukendi, R.-A.-M., Banza, C.L.N., Mukeng, C.-A.-K., Ngwe, J.T.M., Mwembo, A.N.-A.-N., Kalenga, P.M.K., 2018. Human exposure to metallic traced elements and sperm alteration: a study conducted in the mining areas of Haut-Katanga in the Democratic Republic of Congo. *Pan African Medical Journal*, 30. <https://doi.org/10.11604/pamj.2018.30.35.13694>
- Mununga Katebe, F., Raulier, P., Colinet, G., Ngoy Shutcha, M., Mpundu Mubemba,

- M., Jijakli, M.H., 2023. 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* 13, 357. <https://doi.org/10.3390/agronomy13020357>
- Mununga Katebe, F., Szekely, I., Mpundu Mubemba, M., Burgeon, C., Jijakli, M.H., 2024. Bioponic Cultivation Using Chicken Droppings to Produce Lettuce Plants (*Lactuca sativa* rz) Uncontaminated by Trace Metals. *Horticulturae* 10, 605. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10060605>
- Munyemba, K.; Bamba, I.; Djibu, K.J.P.; Amisi, M.; Veroustraete, F.; Ngongo, L.M.; Bogaert, J. 2008. Occupation des sols Dans le Cône de Pollution à Lubumbashi ; Presses Universitaires de Lubumbashi : Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo, 1, pp. 19–22
- Munyemba, K.F.2010. *Quantification et Modélisation de la Dynamique Paysagère Dans la Région de LUBUMBASHI: Évaluation de L'impact Écologique des Dépôts Issues de la Pyrométallurgie*. Ph.D. Thesis, Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo, p. 284.
- Muyumba D., Olivier P., Amandine L., Michel-P F., Gregory M., Michel NL., Colinet G., 2018. Experimental evaluation of copper and cobalt phytoavailability in soils of metal-bearing ecosystems of the Katangan Copper Arc. In: Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgium, pp 192-214.
- Muyumba, D. K., Pourret, O., Liénard, A., Bonhoure, J., Mahy, G., Luhembwe, M. N., & Colinet, G. 2019. Mobility of copper and cobalt in metalliferous ecosystems: Results of a lysimeter study in the Lubumbashi Region (Democratic Republic of Congo). *Journal of Geochemical Exploration*, 196, 208-218.
- Mwaanga, P., Silondwa, M., Kasali, G., Banda, P.M., 2019. Preliminary review of mine air pollution in Zambia. *Heliyon* 5, e02485. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02485>
- Mwanasomwe, J. K., Langunu, S., Shutcha, M. N., Colinet, G., 2022a. Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam, *Front. Soil Sci.*, 2, 934491, doi: 10.3389/fsoil.2022.934491
- Mwanasomwe, J.K., Langunu, S., Nkulu, S.N., Shutcha, M.N., Colinet, G., 2022b. Effect of Organic Amendment on the Physicochemical Characteristics of Tailings Dam Soil and Root Development of Tree Species, Fifteen Years After Planting. *Front. Soil Sci.*, 2, 934999. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.934999>
- Mwanasomwe, K.L., 2022. *Amélioration du Procédé de Phytostabilisation Avec les Espèces Ligneuses Pour la Production des Services Écosystémiques en*

- Milieux Pollués Urbains et Périurbains de L'arc Cuprifère Katangais*. Ph.D. Thesis, Gembloux Agro Bio-Tech, Université de Liège, Belgique; p. 217.
- Mwitwa, J., German, L., Muimba-Kankolongo, A., Puntodewo, A., 2012. Governance and sustainability challenges in landscapes shaped by mining: Mining-forestry linkages and impacts in the Copper Belt of Zambia and the DR Congo. *For. Policy Econ.* 25, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.08.001>
- Nag, R., O'Rourke, S.M., Cummins, E., 2022. Risk factors and assessment strategies for the evaluation of human or environmental risk from metal(loid)s – A focus on Ireland. *Science of The Total Environment*, 802, 149839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149839>
- Narendrula, R., Nkongolo, K.K., Beckett, P., 2012. Comparative Soil Metal Analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, DR-Congo). *Bull Environ Contam Toxicol* 88, 187-192. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0485-7>
- Nasr, S.M., Soliman, N.F., Khairy, M.A., Okbah, M.A., 2015. Metals bioavailability in surface sediments off Nile delta, Egypt: Application of acid leachable metals and sequential extraction techniques. *Environ Monit Assess* 187, 312. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4548-9>
- Naveed, S., Oladoye, P.O., Alli, Y.A., 2023. Toxic heavy metals: A bibliographic review of risk assessment, toxicity, and phytoremediation technology. *Sustainable Chemistry for the Environment* 2, 100018. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2023.100018>
- Nazar, R., Iqbal, N., Masood, A., Khan, M.I.R., Syeed, S., Khan, N.A., 2012. Cadmium Toxicity in Plants and Role of Mineral Nutrients in Its Alleviation. *AJPS* 03, 1476–1489. <https://doi.org/10.4236/ajps.2012.310178>
- Neves, A.C.; da Costa, P.; Silva, C.A.D.O.; Pereira, F.R.; Mol, M.P.G. 2021. Analytical methods comparison for pH determination of composting process from green wastes. *Environ. Eng. Manag. J.*, 20, 133–139.
- Ngenda BR., 2010. *Study on the valorization of waste from the Usines à Zinc de Kolwezi, Democratic Republic of Congo*. PhD. Thésis, Université Libre de Bruxelles, Brussels, Belgium.
- Ngongo, M.L., Van Ranst, E., Baert, G., Kasongo, E.L., Verdoodt, A., Mujinya, B.B., Mukalay, J.M., 2009. Guide des Sols en R.D. Congo, Tome I. Etude et Gestion. UGent, HoGent, UNILU. Lubumbashi, p262.
- Ngoy Shutchu M.N., Mukobo R.P., Muyumba K.D., Mpundu M.M., Faucon M P., Lubalega K. T., Ludovic A., Annabelle J., Vandenheede N., Pourret O., Michel Ngongo L.M., and Colinet G., 2018. Pedogeochemical background and mapping of soil pollution in Lubumbashi. In: Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Gembloux, Belgium : Presses Universitaires de Liège-Agronomique Gembloux. pp 215-228

- Nikolić, M., Stevović, S., 2015. Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 782–789. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.002>
- Nilsson, T., Kranz-Eliasson, B., Bjurman, M., 1995. Measurement of pH in soil samples from a cutover peatland in Sweden: The effect of electrolyte and solution/soil ratio. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 361–374. <https://doi.org/10.1080/00103629509369303>
- Njinga, R.L., Moyo, M.N., Abdulmalik, S.Y., 2013. Analysis of Essential Elements for Plants Growth Using Instrumental Neutron Activation Analysis. *International Journal of Agronomy* 2013, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2013/156520>
- Nkongolo, K., Mukalay, J.B., Lubobo, A.K., Michael, P., 2024. Soil Microbial Responses to Varying Environmental Conditions in a Copper Belt Region of Africa: Phytoremediation Perspectives. *Microorganisms* 13, 31. <https://doi.org/10.3390/microorganisms13010031>
- Nkuku, C.; Rémon, M., 2006. *Stratégies de Survie à Lubumbashi (RD Congo). Enquête sur 14000 Ménages Urbains*; Mémoires Lieux de Savoir; Archive Congolaise: Harmattan, Paris, 2006.
- Noble, T.L., Lottermoser, B., Parbhakar-Fox, A., 2017. pH Testing Methods for Sulfidic Mine Wastes, in: Lottermoser, B. (Ed.), *Environmental Indicators in Metal Mining*. Springer International Publishing, Cham, pp. 199–210. https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7_11
- Noble, T.L., Lottermoser, B.G., Parbhakar-Fox, A., 2016. Evaluation of pH Testing Methods for Sulfidic Mine Waste. *Mine Water Environ* 35, 318–331. <https://doi.org/10.1007/s10230-015-0356-2>
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A.H., Yousefi, N., 2009. Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environ Earth Sci* 59, 315–323. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0028-2>
- Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Mench, M., Douay, F., 2014. Suitability of Miscanthus species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *J. Environ. Manage.* 143, 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.027>
- Nsielolo K. R., Kiyulu, B.J., Ndungu M.R., 2020. Inventaire floristique de la forêt sacrée de Wuya dans la province du Kongo-central en République Démocratique du Congo. *Afrique SCIENCE*, 16, 218 - 225
- Nussbaumer, Y., Cole, M.A., Offler, C.E., Patrick, J.W., 2016. Identifying and ameliorating nutrient limitations to reconstructing a forest ecosystem on mined land. *Restoration Ecology* 24, 202–211. <https://doi.org/10.1111/rec.12294>
- Nygaard, A., 2023. Is sustainable certification’s ability to combat greenwashing trustworthy? *Front. Sustain.* 4, 1188069.

<https://doi.org/10.3389/frsus.2023.1188069>

- Odoh, C.K., Zabbey, N., Sam, K., Eze, C.N., 2019. Status, progress and challenges of phytoremediation - An African scenario. *Journal of Environmental Management* 237, 365–378. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.090>
- Ogarekpe, N.M., Nnaji, C.C., Oyeboode, O.J., Ekpenyong, M.G., Ofem, O.I., Tenebe, I.T., Asitok, A.D., 2023. Groundwater quality index and potential human health risk assessment of heavy metals in water: A case study of Calabar metropolis, Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 19, 100780. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100780>
- Ogunkunle, A.T.J.; Bello, O.S.; Ojofeitimi, O.S., 2014. Determination of heavy metal contamination of street-vending fruits and vegetables in Lagos state, Nigeria. *Int. Food Res. J.*, 21, 2115–2120.
- Oladoye, P.O., Olowe, O.M., Asemoloye, M.D., 2022. Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. *Chemosphere* 288, 132555. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132555>
- Olaniran, A., Balgobind, A., Pillay, B., 2013. Bioavailability of Heavy Metals in Soil: Impact on Microbial Biodegradation of Organic Compounds and Possible Improvement Strategies. *IJMS* 14, 10197–10228. <https://doi.org/10.3390/ijms140510197>
- Oliva SR, Mingorance MD., 2006. Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution by Aboveground Plant Parts. *Chemosphere*, 65, 177–82, doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.003
- Oti, W.O., 2015. Bioaccumulation Factors and Pollution Indices of Heavy Metals in Selected Fruits and Vegetables from a Derelict Mine and Their Associated Health Implications. *Int. J. Environ. Sustain.*, 4, 1. <https://doi.org/10.24102/ijes.v4i1.548>.
- Otts, S.S.; Janasie, C.; Cotter, P. Working together to combat invasive species threats: Strategies for facilitating cooperation between the national park service and states. *Nat. Resour. J.* 2016, 56, 117–143.
- Padilla FM, Pugnaire FI., 2006. Le rôle des plantes nourricières dans la restauration des milieux dégradés. *Devant. Écol. Environ.* 4 : 196-202. 10.1890/1540-9295(2006)004[0196:TRONPI]2.0.CO;2.
- Palansooriya, K.N., Shaheen, S.M., Chen, S.S., Tsang, D.C.W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N.S., Rinklebe, J., Ok, Y.S., 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International* 134, 105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
- Pande, V., Pandey, S.C., Sati, D. *et al.* 2020. Bioremediation : an emerging effective approach towards environment restoration. *Environmental Sustainability* 3,

- 91–103. <https://doi.org/10.1007/s42398-020-00099-w>
- Paniagua-López, M., Silva-Castro, G.A., Romero-Freire, A., Martín-Peinado, F.J., Sierra-Aragón, M., García-Romera, I., 2024. Integrating waste valorization and symbiotic microorganisms for sustainable bioremediation of metal(loid)-polluted soils. *Science of The Total Environment* 945, 174030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174030>
- Pardo, T., Clemente, R., Epelde, L., Garbisu, C., Bernal, M.P., 2014. Evaluation of the phytostabilisation efficiency in a trace elements contaminated soil using soil health indicators. *Journal of Hazardous Materials* 268, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.003>
- Paz-Alberto, A.M., Sigua, G.C., Bauí, B.G., Prudente, J.A., 2007. Phytoextraction of lead-contaminated soil using vetivergrass (*Vetiveria zizanioides* L.), cogongrass (*Imperata cylindrica* L.) and carabaograss (*Paspalum conjugatum* L.). *Env Sci Poll Res Int* 14, 498-504. <https://doi.org/10.1065/espr2007.05.415>
- Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., Gascó, G., 2014. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. *Solid Earth* 5, 65–75. <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>
- Pecina, V., Juříčka, D., Vašinová Galiová, M., Kynický, J., Baláková, L., Brtnický, M., 2021. Polluted brownfield site converted into a public urban park: A place providing ecosystem services or a hidden health threat? *Journal of Environmental Management* 291, 112669. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112669>
- Peijnenburg, W.J.G.M., Zablotskaja, M., Vijver, M.G., 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 163–179. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.02.008>
- Pelkonen, R.; Alfthan, G.; Järvinen, O., 2008. Element Concentrations in Wild Edible Mushrooms in Finland. *Finn. Environ.*, 25, 1–42. Available online: <http://hdl.handle.net/10138/38380> (accessed on February 2023).
- Perlatti, Fabio, Ferreira, Tiago Osório, Da Costa Roberto, Fernando A., 2015. Trace metal/metalloid concentrations in waste rock, soils and spontaneous plants in the surroundings of an abandoned mine in semi-arid NE-Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 2015,74, p. 5427-5441. doi: 10.1007/s12665-015-4556-7
- Petelka, J., Abraham, J., Bockreis, A., Deikumah, J.P. & Zerbe, S., 2019. Soil Heavy Metal(loid) Pollution and Phytoremediation Potential of Native Plants on a Former Gold Mine in Ghana . *Water, Air, & Soil Pollution* 230 (11). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4317-4>
- Petit P., 2000. La situation des ménages dans une économie de précarité. Rapport des recherches effectuées durant la première session des travaux de l’observatoire

- du Changement Urbain (OCU/Unilu), (Ed), Lubumbashi, Juin-Octobre 2000, 196p.
- Phang, L.-Y., Mingyuan, L., Mohammadi, M., Tee, C.-S., Yuswan, M.H., Cheng, W.-H., Lai, K.-S., 2024. Phytoremediation as a viable ecological and socioeconomic management strategy. *Environ Sci Pollut Res* 31, 50126–50141. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34585-z>
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56 (1): 15-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Potschin, M. B. & Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in physical geography*, 35(5), 575-594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Pilon-Smits, E.A., Quinn, C.F., Tapken, W., Malagoli, M., Schiavon, M., 2009. Physiological functions of beneficial elements. *Current Opinion in Plant Biology* 12, 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.009>
- Pilon-Smits, E.A.H., 2002. Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Crit. Rev. Plant Sci.*, 21, 439–456. <https://doi.org/10.1080/0735-260291044313>
- Pinto, R.C., Miller, R.P., Alfaia, S.S., 2012. Agroforestry and the Improvement of Soil Fertility: A View from Amazonia. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2012/616383>
- Podar, D., Maathuis, F.J.M., 2022. The role of roots and rhizosphere in providing tolerance to toxic metals and metalloids. *Plant Cell & Environment* 45, 719–736. <https://doi.org/10.1111/pce.14188>
- Podar, D., Maathuis, F.J.M., 2022. The role of roots and rhizosphere in providing tolerance to toxic metals and metalloids. *Plant Cell & Environment* 45, 719–736. <https://doi.org/10.1111/pce.14188>
- Podar, D., Maathuis, F.J.M., 2022. The role of roots and rhizosphere in tolerating toxic metals and metalloids. *Plant Cell & Environment* 45, 719–736. <https://doi.org/10.1111/pce.14188>
- Pourret, O., Lange, B., Bonhoure, J., Colinet, G., Decrée, S., Mahy, G., Séleck, M., Shutcha, M., Faucon, M.-P., 2016. Assessment of soil metal distribution and environmental impact of mining in Katanga (Democratic Republic of Congo). *Applied Geochemistry* 64, 43-55. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.07.012>
- Pourret, O., Lange, B., Houben, D., Colinet, G., Shutcha, M., Faucon, M.-P., 2015. Modeling of cobalt and copper speciation in metalliferous soils from Katanga (Democratic Republic of Congo). *Journal of Geochemical Exploration*, 149, 87-96. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.11.011>
- Prasad, MS., 1989. Copper and cobalt production at Gécamines, Zaire. *Minerals Engineering*, 2 (4), 521-541.
- Proces, P., Dubiez, E., Bisiaux, F., Péroches, A., Fayolle, A., 2018. Production d'Acacia auriculiformis dans le système agroforestier de Mampu, plateau

- Batéké, République démocratique du Congo. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 334, 23. <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31489>
- Pulford D. & Dickinson, N.M., 2005. Phytoremediation Technologies Using Trees, pp 383-402 In Prasad M.N.V., Kenneth S.J. & Naidu R., 2006. Trace element in the environment. *Biochemistry, Biotechnology and Bioremediation*.
- Pulford, I. & Watson, C., 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees—a Review. *Environment International* 29 (4): 529-40. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Qi, X., Xu, X., Zhong, C., Jiang, T., Wei, W., Song, X., 2018. Removal of Cadmium and Lead from Contaminated Soils Using Sophorolipids from Fermentation Culture of *Starmerella bombicola* CGMCC 1576 Fermentation. *IJERPH* 15, 2334. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112334>
- Qin, H., Wang, Y., Zhang, F., Chen, J., Zhang, G., Dong, G., 2016. Application of species, phylogenetic and functional diversity to the evaluation on the effects of ecological restoration on biodiversity. *Ecological Informatics* 32, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.01.004>
- Qin, S., Liu, H., Nie, Z., Rengel, Z., Gao, W., Li, C., Zhao, P., 2020. Toxicity of cadmium and its competition with mineral nutrients for uptake by plants: A review. *Pedosphere* 30, 168–180. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60002-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60002-9)
- Quiroz, I.A., Espinoza, S.E., Yáñez, M.A., Martínez, E.E., Magni, C.R., Faúndez, Á.F., 2024. Potential of *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus* and *Acacia dealbata* for the long-term phytostabilization of copper mine tailings. *International Journal of Phytoremediation* 26, 1537–1544. <https://doi.org/10.1080/15226514.2024.2331716>
- Rajkumar, M., Prasad, M.N.V., Swaminathan, S., Freitas, H., 2013. Climate change driven plant–metal–microbe interactions. *Environment International* 53, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.12.009>
- Rangel, W.M., Thijs, S., Janssen, J., Oliveira Longatti, S.M., Bonaldi, D.S., Ribeiro, P.R.A., Jambon, I., Eevers, N., Weyens, N., Vangronsveld, J., Moreira, F.M.S., 2017. Native rhizobia from Zn mining soil promote the growth of *Leucaena leucocephala* on contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation* 19, 142–156. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207600>
- Raskin, I., Smith, R. D., & Salt, D. E., 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current opinion in biotechnology*, 8(2), 221-226.
- Raspor, M., BeriĆ, T., Ćosić, T., Stanković, S., 2023. The Rhizosphere—A Hub of Emerging Importance for Plant Biotic Interactions, in: Aftab, T. (Ed.), *New Frontiers in Plant-Environment Interactions*, Environmental Science and Engineering. Springer Nature Switzerland,

- Cham, pp. 289–327. https://doi.org/10.1007/978-3-031-43729-8_11
- Raza, A., Habib, M., Kakavand, S.N., Zahid, Z., Zahra, N., Sharif, R., Hasanuzzaman, M., 2020. Phytoremediation of Cadmium: Physiological, Biochemical, and Molecular Mechanisms. *Biology* 9, 177. <https://doi.org/10.3390/biology9070177>
- Reeder, R.J., Schoonen, M.A.A., Lanzirrotti, A., 2006. Metal Speciation and Its Role in Bioaccessibility and Bioavailability. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 64, 59–113. <https://doi.org/10.2138/rmg.2006.64.3>
- Reible, D. D., 2014. *Processes, assessment and remediation of contaminated sediments* (pp. 365–391). New York, NY, USA: Springer.
- Renella, G., Chaudri, AM, Falloon, CM, Landi, L., Nannipieri, P., & Brookes, PC., 2007. Effets du Cd, du Zn ou des deux sur la biomasse et l'activité microbiennes du sol dans un sol de loam argileux. *Biologie and fertility of soils* , 43 (6), 751–758.
- Robert M., 1956. *Geology and geography of Katanga*. Ed. Marcel Hayez, Brussels, Belgium, 620p.
- Rondeux, J., 2021. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. 3ème édition. Les Presses Universitaires de Liège, Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 738p. <http://hdl.handle.net/2268/262622>
- Rota, E., Bianchi, N., Bargagli, R., 2018. Metal Availability and Transfer along Food Chains in Siena, a Small Medieval Town in Italy. *Journal of Chemistry* 2018, 1–8. <https://doi.org/10.1155/2018/3035091>
- Rousseau, R. M. 2006. *Fundamental Algorithm between Concentration and Intensity in XRF Analysis*. X-Ray Spectrometry, 35(3), 154–162.
- Ruiz-Lozano, J.M., Porcel, R., Azcon, C., Aroca, R., 2012. Regulation by arbuscular mycorrhizae of the integrated physiological response to salinity in plants: new challenges in physiological and molecular studies. *Journal of Experimental Botany* 63, 4033–4044. <https://doi.org/10.1093/jxb/ers126>
- Ruttens, A., Adriaensen, K., Meers, E., De Vocht, A., Geebelen, W., Carleer, R., Mench, M., Vangronsveld, J., 2010. Long-term sustainability of metal immobilization by soil amendments: Cyclonic ashes versus lime addition. *Environmental Pollution* 158, 1428–1434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.037>
- Saad, L., Parmentier, I., Colinet, G., Malaisse, F., Faucon, M. P., Meerts, P., & Mahy, G., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (DR Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restoration Ecology*, 20(3), 405–415. [10.1111/j.1526-100X.2011.00786.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00786.x)
- Sandell Festin, E., Salk, C., Tigabu, M., Syampungani, S., Christer Odén, P., 2019. Biological traits of tropical trees suitable for restoration of copper-polluted lands. *Ecological Engineering* 138, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.010>

- Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M.R., Ishaque, W., Kamran, M.A., Matloob, A., Rehman, A., Hussain, S., 2017. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere* 171, 710–721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
- Saxena, G., Purchase, D., Mulla, S.I., Saratale, G.D., Bharagava, R.N., 2019. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Sites: Eco-environmental Concerns, Field Studies, Sustainability Issues, and Future Prospects, in: De Voogt, P. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 71–131. https://doi.org/10.1007/398_2019_24
- Saxena, G., Purchase, D., Mulla, S.I., Saratale, G.D., Bharagava, R.N., 2019. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Sites: Eco-environmental Concerns, Field Studies, Sustainability Issues, and Future Prospects, in: De Voogt, P. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 71–131. https://doi.org/10.1007/398_2019_24
- Schleicher, J., Meyer, K.M., Wiegand, K., Schurr, F.M., Ward, D., 2011. Disentangling facilitation and seed dispersal from environmental heterogeneity as mechanisms generating associations between savanna plants: Cause of spatial associations of savanna plant species. *Journal of Vegetation Science* 22, 1038–1048. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01310.x>
- Seaman, J.C., Arey, J.S., Bertsch, P.M., 2001. Immobilization of Nickel and Other Metals in Contaminated Sediments by Hydroxyapatite Addition. *J of Env Quality* 30, 460–469. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302460x>
- Séleck, M., Bizoux, J.-P., Colinet, G., Faucon, M.-P., Guillaume, A., Meerts, P., Piqueray, J., Mahy, G., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil* 373, 455–469. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1819-5>
- Selvi, A., Rajasekar, A., Theerthagiri, J., Ananthaselvam, A., Sathishkumar, K., Madhavan, J., Rahman, P.K.S.M., 2019. Integrated Remediation Processes Toward Heavy Metal Removal/Recovery From Various Environments-A Review. *Front. Environ. Sci.* 7, 66. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00066>
- Sferrazzo, G.; Palmeri, R.; Vanella, L.; Parafati, L.; Ronsisvalle, S.; Biondi, A.; Basile, F.; Li Volti, G.; Barbagallo, I., 2019. Mangifera indica L. Leaf Extract Induces Adiponectin and Regulates Adipogenesis. *Int. J. Mol. Sci.*, 20, 3211. <https://doi.org/10.3390/ijms20133211>.
- Shareef, R.S.; Mamat, A.S.; Al-Shaheen, M.R.; Aslam, M.S., 2015. Study of heavy

- metals in mango (*Mangifera indica* L.) in Perlis, Malaysia. *Indian Res. J.Pharm.*, 2, 299–303.
- Sharma, P., & Pandey, S., 2014. Status of phytoremediation in world scenario. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2(4), 178-191.
- Shi, J., Qian, W., Jin, Z., Zhou, Z., Wang, X., Yang, X., 2023. Evaluation of soil heavy metals pollution and the phytoremediation potential of copper-nickel mine tailings ponds. *PLoS ONE*, 18, e0277159. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0277159>
- Shindler, B., Brunson, M. W., & Cheek, K. A., 2004. Social acceptability in forest and range management. *Society and natural resources: A summary of knowledge*, 14, 1-17.
- Shindler, B., Brunson, M. W., & Cheek, K. A., 2004. Social acceptability in forest and range management. *Society and natural resources: A summary of knowledge*, 14, 1-17.
- Shutch, M.N., Faucon, M.-P., Kamengwa Kissi, C., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., Visser, M., Meerts, P., 2015. Three years of phytostabilisation experiment of bare acidic soil extremely contaminated by copper smelting using plant biodiversity of metal-rich soils in tropical Africa (Katanga, DR Congo). *Ecological Engineering* 82, 81-90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Shutch, M.N., Mubemba, M.M., Faucon, M.-P., Luhembwe, M.N., Visser, M., Colinet, G., Meerts, P., 2010. Phytostabilisation of Copper-Contaminated Soil in Katanga: An Experiment with Three Native Grasses and Two Amendments. *International Journal of Phytoremediation* 12, 616-632. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>
- Shutch, N.M., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga*. PhD thesis: University of Lubumbashi, RD Congo, 231p.
- Siachoono, S. M., 2010. Land reclamation efforts in haller park, mombasa. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 2(2), 019-025.
- Siebielec G., Siebielec S., Stuczynski T., Sugier P., 2019. Lessons from long-term field phytostabilisation studies. *16 th International Conference on Environmental Science and Technology Rhodes*, Greece, 4 to 7 September
- Silva, J.D., Rosa, G.B., Sganzerla, W.G., Ferrareze, J.P., Simioni, F.J., Campos, M.L., 2023. Strategies and prospects in the recovery of contaminated soils by phytoremediation: an updated overview. *Commun. Plant. Sci.* 13. <https://doi.org/10.26814/cps2023001>
- Simon, L., 2014. Potentially Harmful Elements in Agricultural Soils. In *PHEs, Environment and Human Health*; Bini, C.; Bech, J., Eds.; Springer:

- Dordrecht, The Netherlands, pp. 85–150. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8965-3_3.
- Singh, N., Kumar, A., Gupta, V. K., & Sharma, B., 2018. Biochemical and molecular bases of lead-induced toxicity in mammalian systems and possible mitigations. *Chemical research in toxicology*, 31(10), 1009-1021.
- Sobral, M., Magrath, A., 2019. Restoration of ecosystem functionality: the value of species interactions. *ECOS* 28, 4–10. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1737>
- Solomon, W., Janda, T., Molnár, Z., 2024. Unveiling the significance of rhizosphere: Implications for plant growth, stress response, and sustainable agriculture. *Plant Physiology and Biochemistry* 206, 108290. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2023.108290>
- Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., Liu, Z., Zhang, Y., Zhang, C., Cheng, M., Liu, Y., Ye, S., Yi, H., Ren, X., 2017. Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment International* 105, 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.001>
- Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S., Feng, J., 2022. Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Science of The Total Environment* 838, 156417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>
- Sörensgård, M., Lindh, A.-S., Ahrens, L., 2020. Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *PLoS ONE* 15, e0234476. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234476>
- Squadrone, S., Burioli, E., Monaco, G., Koya, M.K., Prearo, M., Gennero, S., Dominici, A., Abete, M.C., 2016. 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). *Science of The Total Environment* 568, 679–684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.167>
- Stuczynski, T., Siebielec, G., Daniels, W.L., McCarty, G., Chaney, R.L., 2007. Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with Biosolids. *J. Environ. Qual.* 36, 1154-1162. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0366>
- Subhashini, V. and Swamy, A.V.V.S. 2013. Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using *Catharanthus roseus* (L.). *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 3, 465-472.
- Sun, W., Ji, B., Khoso, S.A., Tang, H., Liu, R., Wang, L., Hu, Y., 2018. An extensive review on restoration technologies for mining tailings. *Environ Sci Pollut Res* 25, 33911–33925. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3423-y>
- Svensson, G., Padin, C., 2021. A principle of symbiosis in sustainable development through aquaponics system and its aquaculture and hydroponics sub-systems. *Int. J. Agric. Innov. Technol. Glob.* 2, 193.

- <https://doi.org/10.1504/IJAITG.2021.121263>
- Tambwe N.A., 2015. Urban agriculture, land sustainability. The case of Lubumbashi. In Bogaert J. & Halleux J.M. (Eds). *Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 153-162.
- Tambwe, N., Rudolph, M., Greenstein, R., 2011. Instead of begging, I farm to feed my children: urban agriculture – an alternative to copper and cobalt in Lubumbashi. *Africa* 81, 391–412. <https://doi.org/10.1017/S000197201100043X>
- Tang, J., Cao, C., Gao, F., Wang, W., 2019. Effects of biochar amendment on the availability of trace elements and the properties of dissolved organic matter in contaminated soils. *Environ. Technol. Innov.* 16, 100492. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100492>
- Tauqeer, H.M.; Turan, V.; Iqbal, M., 2022. Correction to: Production of Safer Vegetables from Heavy Metals Contaminated Soils: The Current Situation, Concerns Associated with Human Health and Novel Management Strategies. In *Advances in Bioremediation and Phytoremediation for Sustainable Soil Management*; Malik, J.A., Ed.; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, p. C1. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89984-4_28.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J., 2012. Heavy Metal Toxicity and the Environment, in: Luch, A. (Ed.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology, Experientia Supplementum*. Springer Basel, Basel, pp. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tembo, B. D., Sichilongo, K., & Cernak, J., 2006. Distribution of copper, lead, cadmium and zinc concentrations in soils around Kabwe town in Zambia. *Chemosphere*, 63, 497-501.
- Tharanath, A.C., Upendra, R.S., Rajendra, K., 2024. Soil Symphony: A Comprehensive Overview of Plant–Microbe Interactions in Agricultural Systems. *Applied Microbiology* 4, 1549–1567. <https://doi.org/10.3390/applmicrobiol4040106>
- The Africa report 2021. Lithium mining in the DRC could make the country a leading global supplier. Available online: <https://www.theafricareport.com/100130/lithium-mining-in-drc-could-make-it-a-top-global-supplier/> (Consulté le 05 Janvier 2025)
- Touceda-González, M., Álvarez-López, V., Prieto-Fernández, Á., Rodríguez-Garrido, B., Trasar-Cepeda, C., Mench, M., Puschenreiter, M., Quintela-Sabaris, C., Macías-García, F., Kidd, P.S., 2017. Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. *Journal of Environmental Management* 186, 301-313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.019>
- Tshibanda, K.D., 2012. *Contribution à la recherche d'un modèle de gestion d'un*

- passif environnemental issu d'un traitement métallurgique des minerais sulfurés cuivre - zinc en République Démocratique du Congo*. PhD thesis, Université Libre de Bruxelles. Belgium, p212
- Twerefou, D. K., 2009. *Mineral Exploitation, Environmental Sustainability and Sustainable Development in EAC, SADC, and ECOWAS Regions*. African Trade Policy Centre, Economic Commission for Africa.
- UN-Habitat, 2014. The state of African cities. Re-imagining sustainable urban transition. United Nations, Human Settlements programs, 273p.
- Useni S. Y., Boisson S., Cabala K. S., Nkuku K. C., Malaisse, F., Halleux, J-M., Bogaert, J., Munyemba K.F., 2020. Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi, RD Congo. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 24(1)
- Useni S.Y., 2017. Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'anthropisation paysagère le long du gradient urbain-rural de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, République Démocratique du Congo). Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, RD Congo. p233
- Useni S.Y., Malaisse F., Cabala K.S., Munyemba K.F. & Bogaert J., 2017. Le rayon de déforestation autour de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo) : synthèse. *Tropicultura*, 35(3) : 215-221
- Useni Sikuzani, Y., Khoji Muteya, H., Yona Mleci, J., Mpanda Mukenza, M., Malaisse, F., Bogaert, J., 2024. The Restoration of Degraded Landscapes along the Urban–Rural Gradient of Lubumbashi City (Democratic Republic of the Congo) by *Acacia auriculiformis* Plantations: Their Spatial Dynamics and Impact on Plant Diversity. *Ecologies* 5, 25–41. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010002>
- Useni Sikuzani, Y., Mpibwe Kalenga, A., Yona Mleci, J., N'Tambwe Nghonda, D., Malaisse, F., Bogaert, J., 2022. Assessment of Street Tree Diversity, Structure and Protection in Planned and Unplanned Neighborhoods of Lubumbashi City (DR Congo). *Sustainability* 14, 3830. <https://doi.org/10.3390/su14073830>
- Useni, Y.S., Malaisse, F., Yona, J.M., Mwamba, T.M., Bogaert, J., 2021. Diversity, use and management of household-located fruit trees in two rapidly developing towns in Southeastern D.R. Congo. *Urban Forestry & Urban Greening* 63, 127220. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127220>
- Väänänen, K., Leppänen, M.T., Chen, X., Akkanen, J., 2018. Metal bioavailability in ecological risk assessment of freshwater ecosystems: From science to environmental management. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 147, 430–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.064>
- Vamerali, T., Bandiera, M., and Mosca, G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ. Chem. Lett.* 8, 1–17. doi: 10.1007/s10311-009-0268-0
- Van Brusselen, D., Kayembe-Kitenge, T., Mbuyi-Musanazayi, S., Lubala Kasole, T.,

- Kabamba Ngombe, L., Musa Obadia, P., Kyanika wa Mukoma, D., Van Herck, K., Avonts, D., Devriendt, K., Smolders, E., Nkulu, C.B.L., Nemery, B., 2020. Metal mining and birth defects: a case-control study in Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo. *Lancet Planet. Health* 4, e158–e167. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30059-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30059-0)
- Van Ranst E., Verloo M., Demeyer A., Pauwels J.M., 1999. *Manual for the soil chemistry and fertility laboratory*. Ghent University, Faculty Agricultural and Applied biological Sciences, Ghent, Belgium, 243p.
- Vandermoere, F., 2008. Hazard Perception, Risk Perception, and the Need for Decontamination by Residents Exposed to Soil Pollution: The Role of Sustainability and the Limits of Expert Knowledge. *Risk Analysis* 28, 387–398. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01025.x>
- Vangronsveld, J., & Cunningham, S. D., 1998. Introduction to the concepts. Metal-contaminated soils: inactivation and in situ phytoremediation, *Springer Berlin*, 1998p.1 – 15
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., Van Der Lelie, D., Mench, M., 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ Sci Pollut Res* 16, 765–794. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Vesković, J., Bulatović, S., Miletić, A., Tadić, T., Marković, B., Nastasović, A., Onjia, A., 2024. Source-specific probabilistic health risk assessment of potentially toxic elements in groundwater of a copper mining and smelter area. *Stoch Environ Res Risk Assess*, <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02643-6>
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A.G., Pigna, M., 2010. MOBILITY AND BIOAVAILABILITY OF HEAVY METALS AND METALLOIDS IN SOIL ENVIRONMENTS. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 10. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
- Vospernik, S., Heym, M., Pretzsch, H., Pach, M., Steckel, M., Aldea, J., Brazaitis, G., Bravo-Oviedo, A., Del Rio, M., Löf, M., Pardos, M., Bielak, K., Bravo, F., Coll, L., Černý, J., Droessler, L., Ehbrecht, M., Jansons, A., Korboulewsky, N., Jourdan, M., Nord-Larsen, T., Nothdurft, A., Ruiz-Peinado, R., Ponette, Q., Sitko, R., Svoboda, M., Wolff, B., 2023. Tree species growth response to climate in mixtures of *Quercus robur*/*Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* across Europe - a dynamic, sensitive equilibrium. *Forest Ecology and Management* 530, 120753. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120753>
- Walker, D.J., Clemente, R., Bernal, M.P., 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.020>

- Wan, X., Lei, M., Chen, T., 2016. Cost-benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Science of The Total Environment* 563–564, 796–802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.080>
- Wang, B., Hou, J., Wu, X., Niu, X., Zhou, F., 2024. Assessing Phytoremediation Potential: Dominant Plants in Soils Impacted by Polymetal(loid)lic Mining. *Processes* 12, 833. <https://doi.org/10.3390/pr12040833>
- Wang, F., Li, Z., Xia, H., Zou, B., Li, N., Liu, J., Zhu, W., 2010. Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in southern China. *Soil Science and Plant Nutrition* 56, 297–306. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00454.x>
- Wang, J., Aghajani Delavar, M., 2023. Techno-economic analysis of phytoremediation: A strategic rethinking. *Science of The Total Environment* 902, 165949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165949>
- Wang, L., Rinklebe, J., Tack, F.M.G., Hou, D., 2021. A review of green remediation strategies for heavy metal contaminated soil. *Soil Use and Management* 37, 936–963. <https://doi.org/10.1111/sum.12717>
- Wang, L., Rinklebe, J., Tack, F.M.G., Hou, D., 2021. A review of green remediation strategies for heavy metal contaminated soil. *Soil Use and Management* 37, 936–963. <https://doi.org/10.1111/sum.12717>
- Wang, X.-P.; Shan, X.-Q.; Zhang, S.-Z.; Wen, B., 2004. A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere*, 55, 811–822.
- Wang, Z., Bao, J., Wang, T., Moryani, H.T., Kang, W., Zheng, J., Zhan, C., Xiao, W., 2021. Hazardous Heavy Metals Accumulation and Health Risk Assessment of Different Vegetable Species in Contaminated Soils from a Typical Mining City, Central China. *IJERPH* 18, 2617. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052617>
- Weir, E., Doty, S., 2016. Social acceptability of phytoremediation: The role of risk and values. *International Journal of Phytoremediation* 18, 1029–1036. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183571>
- Wenzel, W.W., 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil* 321, 385–408. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9686-1>
- WHO (World Health Organization), 2003. *Report Fruit and Vegetable Initiative, Report of the Meeting*; WHO: Geneva, Switzerland; pp. 25–27.
- WHO, 2016. The 20 Most Polluted Cities in the World. WHO's Urban Ambient Air Pollution Database Geneva. Switzerland. www.who.int/phe.
- WHO, 2020. *Food Safety, Decision of the thirteenth World Health Assembly*, New

- York, NY; WHO: Geneva, Switzerland.
- World Bank Group. Sub-Saharan Africa: Poverty and Equity Briefs. 2020. Available online: https://databank.worldbank.org/data/download/poverty/33EF03BB-9722-4AE2-ABC7-AA2972D68AFE/Global_POVEQ_SSA.pdf (consulté le 20 Novembre 2024).
- World Bank. 2023. Democratic Republic of the Congo, Country Economic Memorandum: Case Study 1: Mining (EV battery) Value Chains. Available online: <https://documents1.worldbank.org/curated/en/099101723140622516/pdf/P17516105e95da0de0a34c0dd670e6f75cf.pdf> (Consulté le 05 Janvier 2025)
- Wu, X., Cobbina, S.J., Mao, G., Xu, H., Zhang, Z., Yang, L., 2016. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environ Sci Pollut Res* 23, 8244–8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
- Wu, X., Cobbina, S.J., Mao, G., Xu, H., Zhang, Z., Yang, L., 2016. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environ Sci Pollut Res* 23, 8244–8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
- Xia, H.P. & Cai, X.A., 2004. Ecological restoration technologies for mined lands: a review. *Chinese Journal of Applied Ecology*.
- Xiong, J., Madejón, P., Madejón, E., Cabrera, F., 2015. Assisted Natural Remediation of a Trace Element-Contaminated Acid Soil: An Eight-Year Field Study. *Pedosphere* 25, 250-262. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60010-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60010-8)
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S.N., Mohd Yusof, M.L., Ghosh, S., Chen, Z., 2020. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Front. Plant Sci.* 11, 359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yan, A.; Wang, Y.; Tan, S.N.; Mohd Yusof, M.L.; Ghosh, S.; Chenm, Z., 2020. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Front. Plant Sci.* 11, 359.
- Yang, Y., Dong, M., Cao, Y., Wang, J., Tang, M., Ban, Y., 2017. Comparisons of Soil Properties, Enzyme Activities and Microbial Communities in Heavy Metal Contaminated Bulk and Rhizosphere Soils of Robinia pseudoacacia L. in the Northern Foot of Qinling Mountain. *Forests* 8, 430. <https://doi.org/10.3390/f8110430>
- Yang, Y.; Liang, Y.; Ghosh, A.; Song, Y.; Chen, H.; Tang, M., 2015. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi status and heavy metal accumulation characteristics of tree species in a lead–zinc mine area: Potential applications for phytoremediation. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 13179–13193.

- <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4521-8>.
- Yassir B, Sana EF, Alain P 2016. Contamination by trace elements of agricultural soils around Sidi Bou Othmane in abandoned mine tailings in Marrakech, Morocco. *Pollution* 2:93–101
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment* 368, 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Zaman, W., Ali, S., Akhtar, M.S., 2024. Harnessing the Power of Plants: Innovative Approaches to Pollution Prevention and Mitigation. *Sustainability* 16, 10587. <https://doi.org/10.3390/su162310587>
- Zaman, W., Ali, S., Akhtar, M.S., 2024. Harnessing the Power of Plants: Innovative Approaches to Pollution Prevention and Mitigation. *Sustainability* 16, 10587. <https://doi.org/10.3390/su162310587>
- Zbiral, J.2001. Comparison of methods for soil pH determination. *Rostl. Vyroby.*, 47, 463–466.
- Zeng, X., Deng, C., Liang, Y., Fu, J., Zhang, S., Ni, T., 2023. Ecological risk evaluation and sensitivity analysis of heavy metals on soil organisms under human activities in the Tibet Plateau, China, *PLOS ONE*, 18, 0285116, doi: 10.1371/journal.pone.0285116
- Zhang, J., Cao, X., Yao, Z., Lin, Q., Yan, B., Cui, X., He, Z., Yang, X., Wang, C.-H., Chen, G., 2021. Phytoremediation of Cd-contaminated farmland soil via various *Sedum alfredii*-oilseed rape cropping systems: Efficiency comparison and cost-benefit analysis. *Journal of Hazardous Materials* 419, 126489. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126489>
- Zhang, J., Yang, S., Huang, Y., Zhou, S., 2015. The Tolerance and Accumulation of *Miscanthus Sacchariflorus* (maxim.) Benth., an Energy Plant Species, to Cadmium. *International Journal of Phytoremediation* 17, 538–545. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.922925>
- Zhang, Y.; Hou, D.; O’connor, D.; Shen, Z.; Shi, P.; Ok, Y.S.; Tsang, D.C.W.; Wen, Y.; Luo, M., 2019. Lead contamination in Chinese surface soils: Source identification, spatial-temporal distribution and associated health risks. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 49, 1386–1423
- Zheng, S. Wang, Q. Yu, H. Huang, X. and Li, F., 2020. Interactive effects of multiple heavy metal(loid)s on their bioavailability in contaminated paddy soils in a large region, *Sci. Total Environ.*, 708, 135126, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135126.
- Zheng, X., Lin, H., Du, D., Li, G., Alam, O., Cheng, Z., Liu, X., Jiang, S., Li, J., 2024. Remediation of heavy metals polluted soil environment: A critical review on biological approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 284, 116883. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116883>
- Zheng, X., Lin, H., Du, D., Li, G., Alam, O., Cheng, Z., Liu, X., Jiang, S., Li,

- J., 2024. Remediation of heavy metals polluted soil environment: A critical review on biological approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 284, 116883. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116883>
- Zhuang, P., McBride, M.B., Xia, H., Li, N., Li, Z., 2009. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Sci. Total Environ.* 407, 1551–1561. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.061>
- Zinati, G.M., Li, Y.C., Bryan, H.H., 2001. Utilization of Compost Increases Organic Carbon and Its Humin, Humic and Fulvic Acid Fractions In Calcareous Soil. *Compost Science & Utilization* 9, 156-162. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2001.10702030>
- Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., Anjum, M.Z., 2019. Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management* 250, 109557. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>
- Zwolak, I., 2025. Disentangling the role of selenium in antagonizing the toxicity of arsenic and cadmium. *Arch Toxicol* 99, 513–540. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03918-9>

Annexes

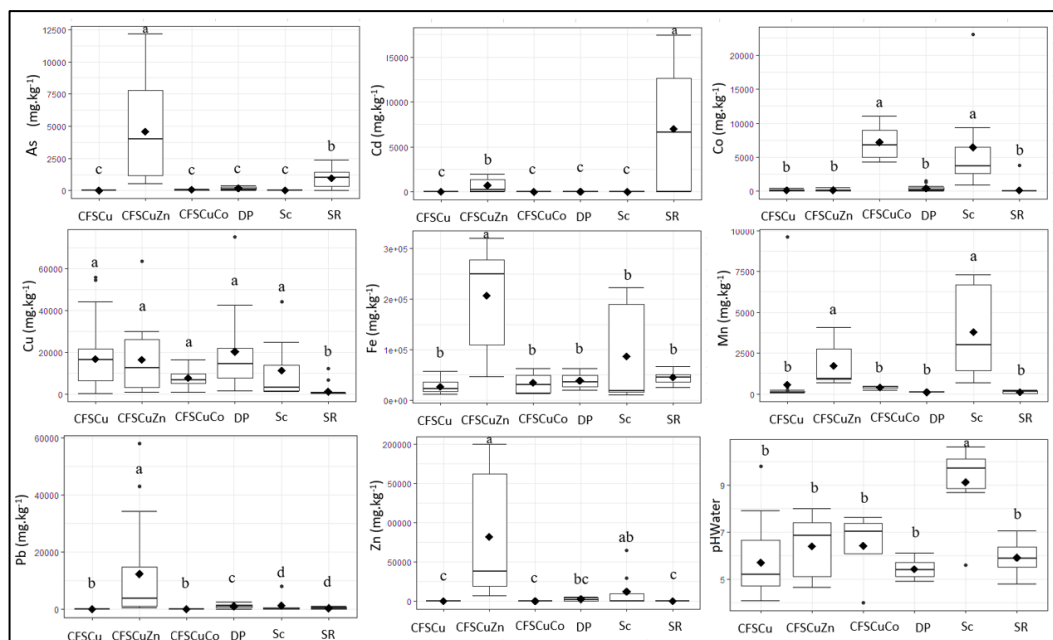


Figure A1. Comparison of metal concentrations in different types of discharge. CFSCu = wastes from concentrates of Cu sulfides by flotation, CFSCuZn = wastes from concentrates of Cu and Zn sulfides by flotation, COCuCo = wastes from concentrates of Cu and Co oxides, DP = deposit from smelting emissions, Sc = slag, SR = river sediments from mining plants.

Tableau A2: Total trace metal concentrations in Gécamines Penga Penga phytostabilisation trial plots in 2019. Averages + Standard deviation.

Compost (t ha) ⁻¹	Limestone (t ha) ⁻¹	Cd	Co	Cu	Pb	Zn
0	0	10.5 ± 3.7	137 ± 72	4388 ± 2413	264 ± 125	790 ± 387
	2.5	10.1 ± 3.0	150 ± 50	4398 ± 1991	328 ± 127	927 ± 298
	5	10.4 ± 3.6	126 ± 79	4594 ± 3284	324 ± 285	775 ± 441
	10	9.8 ± 2.6	187 ± 193	5328 ± 2535	425 ± 316	930 ± 589
45	0	8.1 ± 2.4	135 ± 76	3692 ± 2151	318 ± 241	818 ± 425
	2.5	16.4 ± 12.1	192 ± 130	2681 ± 1699	710 ± 738	1271 ± 1002
	5	13.6 ± 3.9	144 ± 49	2381 ± 4544	500 ± 358	1152 ± 558
	10	11.7 ± 4.5	241 ± 208	5270 ± 2672	442 ± 279	1113 ± 730
225	0	14.7 ± 9.6	208 ± 176	4482 ± 3479	478 ± 407	1455 ± 1258
	2.5	12.1 ± 7.3	247 ± 365	4665 ± 3190	399 ± 396	1178 ± 1197
	5	14.9 ± 10.2	208 ± 144	3251 ± 2219	682 ± 755	1184 ± 860
	10	11.7 ± 5.1	158 ± 65	6010 ± 5390	448 ± 395	991 ± 379
ANOVA						
Compost		<i>p</i> = 0.15 NS	<i>p</i> = 0.42 NS	<i>p</i> = 0.22 NS	<i>p</i> = 0.17 NS	<i>p</i> = 0.17 NS
Limestone		<i>p</i> = 0.59 NS	<i>p</i> = 0.78 NS	<i>p</i> = 0.67 NS	<i>p</i> = 0.58 NS	<i>p</i> = 0.94 NS
Compost x Limestone		<i>p</i> = 0.39 NS	<i>p</i> = 0.85 NS	<i>p</i> = 0.49 NS	<i>p</i> = 0.52 NS	<i>p</i> = 0.78 NS

NS = no significant difference; *: *P* < 0.05; **: *P* < 0.01; ***: *P* < 0.001

Tableau A2. EDTA-extractable trace metal concentrations in Gécamines Penga Penga phytostabilisation trial plots in 2019. Averages + Standard deviation.

Compost (t. ha) ⁻¹	Limestone (t. ha) ⁻¹	Cd (mg.kg) ⁻¹	Co (mg.kg) ⁻¹	Cu (mg.kg) ⁻¹	Pb (mg.kg) ⁻¹	Zn (mg.kg) ⁻¹
0	0	3.79 ± 1.6	32.8 ± 18.0	2116 ± 1886	144.3 ± 74.8	152.9 ± 69.5
	2.5	3.33 ± 2.1	26.7 ± 20.4	1698 ± 1255	135.0 ± 87.2	134.5 ± 81.8
	5	3.59 ± 1.1	28.9 ± 12.2	1774 ± 1002	127.4 ± 144.7	137.8 ± 46.2
	10	4.61 ± 2.6	43.1 ± 29.8	2586 ± 1002	193.0 ± 150.0	191.2 ± 46.2
45	0	4.50 ± 1.9	38.9 ± 20.4	1901 ± 642	126.4 ± 642.3	185.9 ± 103.9
	2.5	2.02 ± 0.5	14.8 ± 7.19	659 ± 172	46.6 ± 15.5	79.16 ± 21.9
	5	2.39 ± 0.7	17.0 ± 6.6	1193 ± 707	102.4 ± 101.5	100.2 ± 37.7
	10	2.98 ± 1.5	21.4 ± 16.2	1609 ± 1248	111.41 ± 83.6	124.5 ± 73.9
225	0	2.70 ± 1.3	17.0 ± 8.4	2041 ± 2868	132.0 ± 170.9	519.36 ± 73.9
	2.5	3.50 ± 2.0	29.5 ± 23.9	1524 ± 1169	84.3 ± 43.8	141.3 ± 945.7
	5	2.59 ± 1.1	20.8 ± 9.2	937 ± 1637	69.8 ± 125.0	101.9 ± 63.6
	10	2.05 ± 0.3	13.5 ± 3.46	706 ± 200	51.9 ± 17.2	123.6 ± 80.9
ANOVA						
Blocks		$p = 0.0001^{***}$	$p = 0.011^*$	$p = 0.000^{***}$	$p = 0.0005^{***}$	$p = 0.327$ NS
Compost		$p = 0.033^*$	$p = 0.009^{**}$	$p = 0.003^{**}$	$p = 0.017^{**}$	$p = 0.452$ NS
Limestone		$p = 0.458$ NS	$p = 0.551$ NS	$p = 0.46$ NS	$p = 0.426$ NS	$p = 0.258$ NS
Compost x Limestone		$p = 0.537$ NS	$p = 0.147$ NS	$p = 0.25$ NS	$p = 0.494$ NS	$p = 0.863$ NS

NS = no significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tableau A3: Trace metal concentrations extractable with 0.1 M CaCl₂ in Gécamines Penga Penga phytostabilisation trial plots in 2019. Means + standard deviation.

Compost (t. ha) ⁻¹	Limestone (t. ha) ⁻¹	Cd (mg.kg) ⁻¹	Co (mg.kg) ⁻¹	Cu (mg.kg) ⁻¹	Pb (mg.kg) ⁻¹	Zn (mg.kg) ⁻¹
0	0	1.40 ± 0.4	7.63 ± 2.6	42.25 ± 23.9	0.37 ± 0.1	40.39 ± 17.0
	2.5	1.50 ± 0.7	9.31 ± 5.0	49.25 ± 30.7	0.49 ± 0.3	46.56 ± 23.3
	5	1.50 ± 0.4	9.23 ± 2.8	59.06 ± 44.4	0.72 ± 0.8	47.03 ± 23.1
	10	1.43 ± 0.6	8.39 ± 3.6	54.01 ± 41.7	0.65 ± 0.6	44.39 ± 23.1
45	0	0.98 ± 0.6	5.39 ± 3.7	29.17 ± 22.0	0.29 ± 0.1	26.33 ± 18.4
	2.5	0.70 ± 0.3	4.50 ± 3.7	16.08 ± 14.1	0.19 ± 0.1	20.84 ± 16.2
	5	0.98 ± 0.2	5.64 ± 1.9	38.53 ± 28.0	0.41 ± 0.3	35.25 ± 15.3
	10	1.03 ± 0.5	5.72 ± 3.0	41.62 ± 38.0	0.41 ± 0.3	33.98 ± 18.9
225	0	0.80 ± 0.3	5.07 ± 3.4	55.71 ± 95.8	0.91 ± 1.6	61.34 ± 85.5
	2.5	1.44 ± 0.5	7.96 ± 3.2	42.82 ± 23.1	0.35 ± 0.1	47.95 ± 20.1
	5	0.98 ± 0.3	5.33 ± 1.7	25.49 ± 18.7	0.30 ± 0.1	28.96 ± 15.5
	10	0.80 ± 0.3	4.77 ± 2.8	18.75 ± 15.0	0.21 ± 0.1	24.96 ± 17.0
ANOVA						
Block		$p = 0.000^{***}$	$p = 0.000^{***}$	$p = 0.000^{***}$	$p = 0.000^{***}$	$p = 0.000^{***}$
Compost		$p = 0.002^{**}$	$p = 0.003^{**}$	$p = 0.005^{**}$	$p = 0.06$ NS	$p = 0.016^{**}$
Limestone		$p = 0.51$ NS	$p = 0.44$ NS	$p = 0.74$ NS	$p = 0.78$ NS	$p = 0.57$ NS
Compost x Limestone		$p = 0.70$ NS	$p = 0.91$ NS	$p = 0.41$ NS	$p = 0.58$ NS	$p = 0.79$ NS

NS = no significant difference; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Annexes 4.

Mwanasomwe, J. K., Langunu, S., Shutcha, M. N., Colinet, G., 2022a. Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam, *Front. Soil Sci.*, 2, 934491, doi: 10.3389/fsoil.2022.934491

Abstract

Phytostabilization is a more appropriate way for rehabilitation of metal-polluted environments in the Copperbelt region. A 1.5-hectare tree planting trial had been installed on the tailings dam (TD) with the help of organic matter (OM) mixed to topsoil. Then, 15 years later, this study aimed to evaluate the performance of the tree plantation, in regard to soils and spontaneous vegetation. The Cu and Co concentration was higher in the reclaimed soil compared with the unreclaimed. *Acacia auriculiformis*, *Acacia polyacantha*, *Albizia lebbeck*, *Pinus sylvestris*, *Psidium guajava*, *Senna siamea*, *Senna spectabilis*, and *Syzygium guineense* responded well to the criteria of phytostabilization, whereas *Leucaena leucocephala* was very invasive. Metal concentration was manifold higher in charcoals than in woods (Zn: 3.8–39.8 mg kg⁻¹ in wood versus 272–523 mg kg⁻¹ in charcoal) with no differences between charcoals regardless of the origin. The tree implantation aided with amendments can meet the criteria of phytostabilization through good survival and regeneration in the heavily contaminated TD.

Keywords: tree species, trace metals, reclaimed area, spontaneous vegetation, charcoal

Introduction

Mining is one of the larger spreaders of trace metals in the environment (Candeias et al., 2014). Once trace metals are introduced into the environment, they cannot be biodegraded; they persist indefinitely and cause pollution of air, water, and soils (Khan et al., 2011; Malachoskwa-Justz and Gnida, 2015). The contamination of soil with trace metals leads to the loss of species diversity, resulting in the replacement of the original flora with a metal-tolerant flora, sparse vegetation, or large areas of bare soil (Mpundu, 2010; Shutcha et al., 2015; Chowdhry and Maiti, 2016; Navarro-Caro et al., 2018). When polluted lands remain bare and unreclaimed for a long time, they can spread trace metals to larger areas via eolian dispersion and water erosion contaminating agricultural lands, surface, and groundwater over many years (Mendez et Maier, 2008). People may be exposed to trace metal hazards through food consumption, dust inhalation, dermal contact, and ingestion (for children) from polluted lands (Kim et al., 2009; Liao et al., 2014; Boskovic-Rakocevic et al., 2014;

Naderizadeh et al., 2016). In the Copperbelt region, for instance, a last epidemiological study in Katanga reported much higher trace metal concentrations (particularly As, Cd, Co, Pb, and U) in the urine of the neighboring human populations living close to mining areas and smelting plants representing a serious health hazard compared with those from a non-mining area (Taghipour et al., 2011). Three types of areas affected by mining and ore processing were identified in the Copperbelt region: mine deposits from quarries, and soils contaminated by metalliferous fallout from the copper smelter and tailings from hydrometallurgical process (Banza et al., 2009, Pourret et al., 2016). The tailings dam (TD) in Katanga Copperbelt can create more concerns given the larger and deeper soil volumes that they have (Wong et al., 2016; Navarro-Caro et al., 2018, Kaniki and Tumba, 2019), and then, their management to prevent health risks and environmental damage is as challenging in this region as it is in other mining regions throughout the world (Wang et al., 2017; Kaniki and Tumba, 2019), mostly due to the high cost, the unfeasibility in large areas, and creation of secondary pollution problems by the physicochemical soil remediation engineering techniques (Martin et al., 1996; Berti and Cunningham, 2000; Pulford and Watson, 2003; Wang et al., 2017). For this reason, the use of phytoremediation becomes very crucial, because it is an efficient, low cost, and eco-friendly technology, based on plants that has been carried for land remediation in these recent years (McCutcheon and Schnoor, 2005; Pilon-Smits, 2005; Lone et al., 2008). Among the various phytoremediation techniques, phytostabilization is indicated as very suitable for large and elevated trace metal concentration areas (Dubourguier et al., 2001), because it is a technique that uses plants to contain metals in the soil and prevent their leaching or lateral migration (Berti and Cunningham, 2000; Pilon-Smits, 2005). The successful phytostabilization will be observed when there is a long-term succession of the plant community in TD to promote soil development processes and microbial diversity and, finally, to restore soil ecosystem functions to a state of self-sustainability (Mendez and Maier, 2008). Burges et al. (2018) showed that phytoremediation should be based not only on the reduction of contaminants but also on the restoration/or regeneration of economic gain and other wider services, becoming then the phytomanagement. Tree species are suitable to respond to this purpose because wood of the mature tree is used in the manufacture of commercial products; if the metal uptake of the species in wood is low, then it is feasible to harvest the wood grown on heavy-affected soils for making paper and furniture (Dubourguier et al., 2001; Meinkuirt et al., 2016) or energy production (e.g., charcoal or firewood) (Prasad et al., 2005). Since, the miombo woodland in the Copperbelt region is permanently regressing, mainly because of slash-and-burn agriculture, charcoal production, and timber harvesting (Chidumayo, 1987; Malambo et Syampungani, 2008). Therefore, reforestation with native and exotic fast-growing species is a means of combating forest degradation and reducing pressure on forests. In this way, the installation of woody species in polluted areas is also a good option to contribute to the reduction of wood harvesting in natural forests by recovering polluted sites (Kwesiga et al., 2003). However, knowing the trace metal concentration status of tree species prior to firewood or charcoal production would be very crucial in this kind of environment to prevent transfer of trace metals from

polluted lands to residential plots (Meeinkuirt et al., 2016; Dickinson et al., 2009). The objectives of this study were to (i) compare the macro and metal-element content between the reclaimed soil and bare soil on TD, (ii) assess the performance of the tree plantation and the diversity of spontaneous species facilitated by tree species, and (iii) investigate metal content in tissues of tree species and their implications on charcoal production.

Material and methods

Study area

The study was conducted at Kipushi, 30 km west of the city of Lubumbashi in the Upper Katanga province, DR Congo (11° 46' 27.1" N and 27° 16' 21.6" E with an altitude ranging 1,300 m). The climate is the same as in Lubumbashi characterized by 6-month respective dry (May to October) and rainy (November to April) seasons, with 1,300 mm of annual rainfall. Temperatures range from 16° to 33°C, with the lowest values in the first half of the dry season (June to July). Three big TD are found in this mining town of Kipushi, created by the liquid discharges from the processing of copper–zinc sulfide ores since 1960 (Kitobo, 2009). The TD was created in the lowland where miombo woodland vegetation was replaced by bare soil due to the change of physicochemical conditions of soils. Because of its proximity to the residential areas, the size, and the hazards to the public health, one of the three Kipushi TDs was selected for the trial of tree planting in 2005 (see the map **Figure A4.1**). This TD covers around 146 hectares, with the tree plantation covering 1.5 hectare. The circular planting holes had on average 2-m diameter and 1-m depth in which all the TD soil was removed and replaced by the amendments (organic amendments combined with topsoil from uncontaminated areas), and the seedlings composed of different tree species were planted in 2005.

Soil sampling

The sampling of soil was stratified, with sampling points distant of 35 m × 30 m. The number of samples was 16, i.e., 12 samples were collected in the reclaimed area and four samples (controls) in the unreclaimed area (bare soil). At each point, a soil sample was taken at three different depth measurements (0 to 20, 20 to 40, and 40 to 60 cm) using the auger.

Vegetation Inventory

The vegetation inventory was conducted during the years 2019–2020 (whereas trees were planted in 2005). A total of 258 amended holes filled with amendments were counted, but only 191 were having living trees composed of 10 different species, namely, *Acacia auriculiformis*, *Acacia polyacantha*, *Albizia lebbeck*, *Cupressus lusitanica*, *Leucaena leucocephala*, *Pinus sylvestris*, *Psidium guajava*, *Senna siamea*, *Senna spectabilis*, and *Syzygium guineense* with an unequal number of individuals. The inventory of spontaneous species was carried out in rainy season (January 2020). Then, squares of 9 m² were established for the inventory of spontaneous species that established themselves around planted trees and squares of 12m² for the inventory of

spontaneous species that established themselves in between tree lines. The species recovery was done according to the Braun-Blanquet's phytosociological method, where the defined species are given an abundance-dominance coefficient.

Plant sampling

Leaves, barks, and wood were collected from two trees of species that can provide good wood usable for energy or timber, namely, *Acacia auriculiformis*, *Acacia polyacantha*, *Albizia lebbek*, *Cupressus lusitanica*, *Leucaena leucocephala*, and *Syzygium guineense*.

Charcoal production and sampling

Micromillstones were made to produce charcoals from the wood of *A. auriculiformis* and *L. leucocephala*, chosen for their high height and number of individuals on the TD plantation. The same was done with their wood in the non-polluted areas. Four micromillstones were made for each species in the polluted and the non-polluted area, and, lastly, four samples of charcoals were randomly taken from millstones made of miombo woodland trees (dominated by *Brachystegia boehmii* and *Julbernadia paniculata*).

Chemical analysis of soil, plants, and charcoals

Soil analyses were performed on air-dried samples (2 mm). The total organic carbon, pH KCl, available macronutrients (phosphorous, potassium, calcium, and magnesium), and trace metals (copper, cobalt, and zinc) were analyzed using the ammonium acetate-EDTA extraction at the Provincial Centre for Agriculture and Rurality (CPAR) of La Hulpe, Belgium. The average fractions of Cu, Co, and Zn total concentrations in this TD are 1,700, 45, and 14,000 mg kg⁻¹, respectively [see also Pourret et al. (2016)]. The plant samples consisted of wood (a tree branch of 15 cm long), leaves, and barks (barks were separated from the same wood after drying). Leaves samples were washed with tap water and then with distilled water, after all air-dried samples were put into paper envelopes and dried together in the proofer at the temperature of 95°C during 72 h for leaves and 120 h for woods and barks to obtain dry weight. Then, these were crushed into powder for mineralization attack and analyses in the laboratory of Gembloux Agro-Bio Tech, Axe Echanges Eau-Sol Plant, University of Liège. Two grams of homogenized samples were weighed into a 150-ml beaker and attacked with 30 ml of mixed 65% HNO₃ and 70% HClO₄ on a plate for a cold reaction during 16 h; then, the solution is heated until the solid residues remain; after cooling, 5 ml of 10% HCl was added unto the residues, poured into a 25-ml volumetric flask, and diluted to the mark. The concentrations of Cu, Co, and Zn in the digests were determined using a flame atomic absorption spectrometer. The results were obtained in milligrams per liter and then converted into milligrams per kilogram. Charcoals were crushed and sieved into a 2-mm mesh sieve and followed the same process of mineralization and analysis as plant organs.

Statistical analysis

Data from chemical elements in soil, tree organs, and charcoals were analyzed using R software (version 4.0.3). The fitting of the data to a normal distribution for all parameters measured was checked with the Shapiro–Wilk test. When necessary, analytical data were transformed using logarithms to assure normal distribution. Two-way ANOVA was applied on soil, 2 soils (reclaimed and unreclaimed) and 3 depths (0–20, 20–40 and 40–60 cm) and as well as for charcoals, main samples (wood and charcoal) and subsamples (tree species and their origin); and one-way ANOVA was applied for comparing metal concentration according to organs and according to species. Means were compared using the Tukey's (honestly significant difference) HSD test with an error of 5%. Species richness and Shannon's diversity index were computed, concerning the influence of tree species on spontaneous vegetation diversity, and the relative abundance was calculated to assess the diversity in spontaneous vegetation around trees and in corridors. The computations were done after transformation of Braun-Blanquet coefficients into percentage with Shannon index (H') and the evenness (EH); the square around tree species is considered in this case as specific habitats. The species richness and the recovery rate of the spontaneous vegetation were compared using a one-way ANOVA with tree species as factors.

Results

Chemical characteristics of soil according to depth and vegetation cover

There was no reclaimed soil, depth, and interaction effect on the concentration of available macronutrients EDTA (phosphorous, potassium, calcium, and magnesium), pH KCl, and total organic carbon after the ANOVA test ($p > 0.05$). However, ranges between minimum and maximum of phosphorous and potassium were larger in the reclaimed soil compared with the unreclaimed soil; and the pH level was alkaline in both soil conditions (7.0 to 7.7). The available concentration of trace metals indicates that this TD is extremely contaminated in Zn and Cu both on reclaimed and bare soil compared with the pedogeochemical background of this region, which is of Zn, Cu, and Co of 69, 187, and 20 mg kg⁻¹, respectively (35). However, copper and cobalt concentration on the mobile fraction of metals was significantly high in the reclaimed soil (composed of woody and herbaceous plants) than in the bare soil ($p < 0.05$) with no significant difference for zinc; however, the two first depths tended to have a higher average, median, and maximum Zn concentration in the reclaimed soil than in the bare soil (**Figures A4.1 and A4.2**).

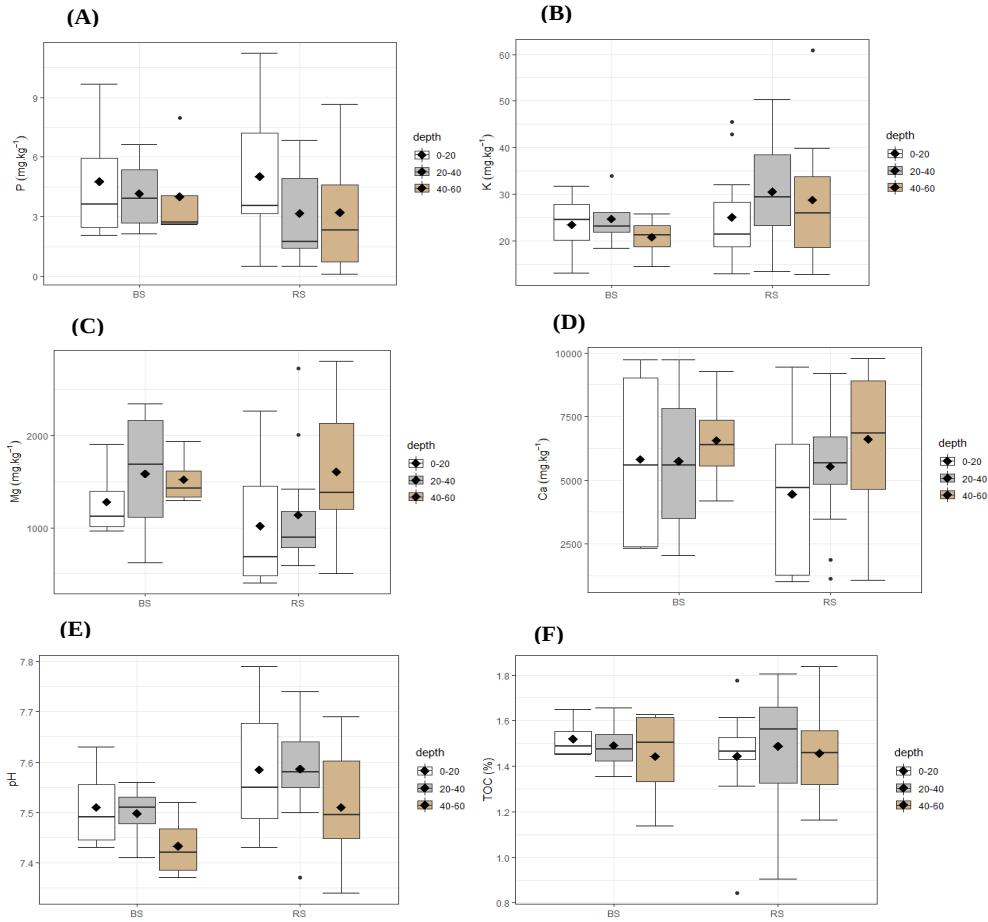


Figure A4.1: Available macronutrient concentration and pH in the reclaimed soil (RS) and on the bare soil (BS) at different depth (0–20cm, 20–40cm, and 40–60 cm). n = 12 for RS, and n = 4 for BS. TOC, total organic carbon. (A): P, (B): K, (C): Mg, (D): Ca, (E).

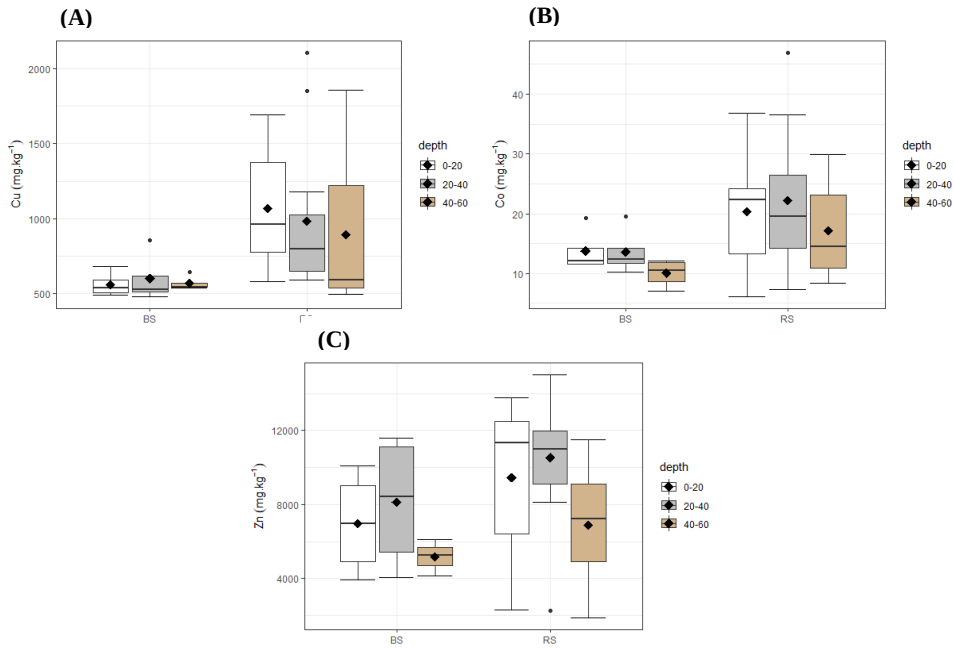


Figure A4.2: Available trace metal concentration (mg kg⁻¹) in the reclaimed soil (RS) and on bare soil (BS) at different depth measurements (0–20cm, 20–40cm, and 40–60 cm). n = 12 for RS, and n = 4 for BS. (A): Cu, (B): Co, (C): Zn.

Dendrometric characteristics and performance of tree species in the TD stand

A total of 126 trees with dbh ≥ 10 cm were numbered in the Kipushi TD (1.5 ha) in 2020 (planted in 2005). Ten tree species with an uneven number of tree individuals are listed in **Table A4.1**; *L. leucocephala* had the most abundant tree individuals. It is followed by *S. siamea*, *A. polyacantha*, and *A. lebbeck*. Then, *C. lusitanica*, *A. auriculiformis*, *P. sylvestris*, *S. spectabilis*, and *P. guajava* contributed with four to six individuals, whereas *S. guineense* was only represented by one individual. *A. auriculiformis* had the highest mean height (6.7 m) and dbh (21.9 cm), and the other species had the height ranging from 3.4 to 5.5 m and the dbh from 7.9 to 16.6 cm. An individual was counted as juveniles when it had a height from 15 to 150 cm; *L. leucocephala* had highest and increasing number of juveniles (716 to 1,032), followed by *A. lebbeck* (38 to 81), *A. polyacantha* (2 to 25), *P. guajava* (8 to 15), and *S. spectabilis* (4 to 15) between the 2 years. *A. auriculiformis*, *C. lusitanica*, *P. sylvestris*, *S. siamea*, and *S. guineense* had a decrease to nil juveniles between the 2 years.

Table A4.1: Dendrometric characteristics and performance of tree species in the TD 15 years after planting (1.5 ha).

Species	Number of individuals	Mean height (m)	dbh (cm)	No of juveniles in 2020	No of juveniles in 2021
<i>A. auriculiformis</i>	5	6.7	21.9	2	0
<i>A. polyacantha</i>	8	4.3	10.3	2	25
<i>A. lebbeck</i>	8	4.4	16.6	38	81
<i>C. lusitanica</i>	6	4.5	12.2	0	0
<i>L. leucocephala</i>	73	4.3	11.6	716	1032
<i>P. sylvestris</i>	5	4.5	10.4	2	0
<i>P. guajava</i>	4	3.4	5.5	8	15
<i>S. siamea</i>	11	5.4	14.8	3	1
<i>S. spectabilis</i>	5	4.2	13.9	4	10
<i>S. guineense</i>	1	5.5	7.9	1	0

Diversity of spontaneous vegetation

Diversity of spontaneous vegetation around trees

- *Spontaneous species diversity according to main tree species*

Table 15 shows the diversity of vegetation that has been established naturally around the woody species planted on the TD with *P. guajava* having a high number of spontaneous species (11 species) in comparison with other tree species (six to seven species) and *C. lusitanica* having a lower number of spontaneous species (four species). Eight tree species shared nearly the same recovery rate of spontaneous species, ranging from 70.8% to 166.3% (ANOVA, $p = 0.000$); *C. lusitanica* (32.0%) had the lowest recovery rate of species. Considering Shannon diversity (H'), *C. lusitanica* had the lowest diversity (1.97) and evenness of spontaneous species (0.60), and *L. leucocephala* showed lower evenness in its habitats (0.63), whereas the diversity was nearly the same around other tree species (**Table A4.2**).

Table A4.2 : Diversity of spontaneous species around planted woody species (CL: *C. lusitanica*, SS: *S. siamea*, SSp: *S. spectabilis*, PS: *P. sylvestris*, LL: *L. leucocephala*, AP: *A. polyacantha*, PG: *P. guajava*, AA: *A. auriculiformis*, AL: *A. lebbbeck*). dbh, diameter at breast height.

	CL	SS	SSp	PS	LL	AP	PG	AA	AL	<i>p</i> (0.05)
Species richness (S)	3.8±0.7c	6.2±0.9bc	7.2±2.0bc	7.3±2.2b	7.25±1.2b	7.4±1.5b	11.1±3.3a	7±2.6bc	5.8±2.0bc	0.000***
Recovery (%)	32.0±28.9b	99.9±27.4a	70.8±19.3ab	83.8±38.0a	166.3±74.8a	112.4±23.9a	142.0±61.4a	117.3±121.8a	121.6±63.6a	0.000***
Diversity (H')	1.97	2.66	2.64	2.65	2.79	2.60	2.98	2.70	2.62	
Evenness (EH)	0.60	0.70	0.74	0.70	0.63	0.66	0.71	0.81	0.71	

- *Relative abundance of spontaneous species and their biological and ecological characteristics*

Thirty-four species in total were recorded on the 64 squares around tree species, each species shown with its biological and ecological types - the ecological type being the relation of species to trace metals on TD. *Tithonia diversifolia*, *Leucaena leucocephala*, *Imperata cylindrica*, *Celosia trigyna*, *Lantana camara*, *Cyperus sp.*, *Michrochloa altera*, and *Hyparrhenia rufa* are the species that were the most abundant in the square around trees with 22.3%, 21.7%, 18.5%, 9.6%, 4.2%, 2.5%, 2.3%, and 2.1% respectively; and the rest of the species had a lower abundance that ranged from 1.9% to 0.02% (**Table A4.3**).

Table A4.3 : Spontaneous vegetation around main tree species (64 quadrats of 9 m² around trees in the plantation of 15000 m²; RA: relative abundance)

Spontaneous species	RA %	Biological type	Ecological type*
<i>Tithonia diversifolia</i>	22.3	Hemicryptophytes	Facultative metallophytes
<i>Leucaena leucocephala</i>	21.7	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Imperata cylindrica</i>	18.5	Geophytes	Facultative metallophytes
<i>Celosia trigyna</i>	9.5	Therophytes	Metallophytes
<i>Lantana camara</i>	4.2	Nanophanerophytes	Facultative metallophytes
<i>Cyperus sp</i>	2.4	Therophytes	Weedy taxa
<i>Microchloa altera</i>	2.3	Hemicryptophytes	Metallophytes
<i>Hyparrhenia rufa</i>	2.1	Hemicryptophytes	Facultative metallophytes
<i>Panicum maximum</i>	1.9	Hemicryptophytes	Facultative metallophytes
<i>Bidens olyniflora</i>	1.9	Therophytes	Metallophytes
<i>Calea urticifolia</i>	1.9	Nanophanerophytes	Weedy taxa
<i>Arthraxon micans</i>	1.5	Therophytes	Metallophytes
<i>Albizia lebbek</i>	1.0	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Senna spectabilis</i>	0.9	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Glycine wightii</i>	0.9	Therophytes	Weedy taxa
<i>Triumfetta sp</i>	0.9	Therophytes	Weedy taxa
<i>Mirabilis jalapa</i>	0.7	Therophytes	Weedy taxa
<i>Oxalis semiloba</i>	0.6	Therophytes	Weedy taxa
<i>Bulbostylis pseudoperennis</i>	0.5	Therophytes	Metallophytes
<i>Acacia polyacantha</i>	0.6	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Mucuna poggei</i>	0.6	Microphanerophytes	Weedy taxa
<i>Nicandra physaloides</i>	0.5	Therophytes	Weedy taxa
<i>Cynodon dactylon</i>	0.5	Geo-hemicryptophytes	Facultative metallophytes
<i>Psidium guajava</i>	0.3	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Quercus sp</i>	0.2	Mesophanerophytes	Weedy taxa
<i>Crotalaria spp</i>	0.1	Therophytes	Metallophytes
<i>Ipomoea cairica</i>	0.1	Therophytes	Weedy taxa
<i>Commelina sp</i>	0.1	Therophytes	Weedy taxa
<i>Phyllanthus muellerianus</i>	0.1	Phanerophytes	Weedy taxa
<i>Ricinus communis</i>	0.06	Nanophanerophytes	Weedy taxa
<i>Bidens pilosa</i>	0.05	Therophytes	Weedy taxa
<i>Cyperus alternifolius</i>	0.05	Hemicryptophytes	Weedy taxa
<i>Senna siamea</i>	0.05	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Abelmoschus esculentus</i>	0.02	Therophytes	Weedy taxa

*(Duvigneaud and Denaeyer- De Smet, 1963; Leteinturier, 2002)

Diversity of spontaneous species in the corridor of trees

A total of 28 species were recorded on 34 quadrats in the corridors of trees, each species with its biological and ecological characteristics. *C. trigyna* (33.2%), *I. cylindrica* (26.1%), *M. altera* (9.5%), *B. pseudoperennis* (6.9%), *L. leucocephala* (6.1%), *T. diversifolia* (5.9%), and *A. hispidus* (2.9%) were the most abundant and the rest of the species had a relative abundance lower than 2% (**Table A4.4**).

Table 4.1 : Spontaneous vegetation in tree corridors (34 quadrats of 12m² 17 corridors in the plantation of 15000 m²; RA: relative abundance).

Spontaneous species	RA %	Biological type	Ecological type*
<i>Celosia trigyna</i>	33.2	Therophytes	Metallophytes
<i>Imperata cylindrica</i>	26.1	Geophytes	Facultative metallophyte
<i>Microchloa altera</i>	9.5	Hemicryptophytes	Metallophytes
<i>Bulbostylis pseudoperennis</i>	6.9	Therophytes	Metallophytes
<i>Leucaena leucocephala</i>	6.0	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Tithonia diversifolia</i>	5.9	Hemicryptophytes	Facultative metallophyte
<i>Arthraxon micans</i>	2.9	Therophytes	Metallophytes
<i>Panicum maximum</i>	1.7	Hemicryptophytes	Facultative metallophyte
<i>Bidens olygoflora</i>	1.7	Therophytes	Metallophytes
<i>Quercus sp</i>	1.0	Mesophanerophytes	Weedy taxa
<i>Cynodon dactylon</i>	0.7	Geo-hemicryptophytes	Facultative metallophyte
<i>Ipomoea cairica</i>	0.6	Therophytes	Weedy taxa
<i>Albizia lebbek</i>	0.5	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Glycine wightii</i>	0.5	Therophytes	Weedy taxa
<i>Hyparrhenia rufa</i>	0.4	Hemicryptophytes	Facultative metallophyte
<i>Commelina sp</i>	0.4	Therophytes	Weedy taxa
<i>Phragmites australis</i>	0.4	Hemicryptophytes	Facultative metallophyte
<i>Cyperus sp</i>	0.4	Therophytes	Weedy taxa
<i>Lantana camara</i>	0.3	Nanophanerophytes	Facultative metallophyte
<i>Mirabilis jalapa</i>	0.1	Therophytes	Weedy taxa
<i>Triumfetta sp</i>	0.1	Therophytes	Weedy taxa
<i>Calea urticifolia</i>	0.08	Nanophanerophytes	Weedy taxa
<i>Crotalaria sp</i>	0.08	Therophytes	Metallophytes
<i>Digitaria sp</i>	0.08	Hemicryptophytes	Weedy taxa
<i>Phyllanthus muellerianus</i>	0.08	Phanerophytes	Weedy taxa
<i>Psidium guajava</i>	0.08	Phanerophytes	Tree juveniles
<i>Annona senegalensis</i>	0.03	Phanerophytes	Weedy taxa
<i>Oxalis semiloba</i>	0.03	Therophytes	Weedy taxa

Diversity of spontaneous species according to biological and ecological type

Both soil around trees and on corridors are largely dominated by therophytes (44.1% and 42.9%, respectively), followed by phanerophytes (20.6%), hemicryptophytes (14.7%), and less than 9% for other types on soil conditions around trees; whereas, hemicryptophytes (21.4%), then phanerophytes (17.9%), and other types with less than 8% rate on soil conditions of corridors (**Table A4.5**). Weedy taxa were the most dominant spontaneous species in this TD; juveniles of trees, true metallophytes, and facultative metallophytes had the same proportion around trees, whereas facultative metallophytes, true metallophytes, and tree juveniles had different rates (25.0%, 21.4%, and 10.7% respectively) in corridors.

Table A4.5 : Proportion of ecological and biological types of spontaneous vegetation at Kipushi tailing dams

Spontaneous vegetation around trees			Spontaneous vegetation in tree corridors		
Biological type	No	Rate %	Biological type	No	Rate %
Geo-hemicryptophytes	1	2.9	Geo-hemicryptophytes	1	3.6
Geophytes	1	2.9	Geophytes	1	3.6
Mesophanerophytes	1	2.9	Mesophanerophytes	1	3.6
Microphanerophytes	1	2.9	Nanophanerophytes	2	7.1
Nanophanerophytes	3	8.8	Phanerophytes	5	17.9
Hemicryptophytes	5	14.7	Hemicryptophytes	6	21.4
Phanerophytes	7	20.6	Therophytes	12	42.9
Therophytes	15	44.1	Total	28	100.0
Total	34	100.0			
Ecological type			Ecological type		
Facultative metallophytes*	6	17.6	Tree juveniles	3	10.7
Metallophytes*	6	17.6	Metallophytes*	6	21.4
Tree juveniles	6	17.6	Facultative metallophyte*	7	25.0
Weedy taxa	16	47.1	Weedy taxa	12	42.9
Total	34	100.0	Total	28	100.0

*(Duvigneaud and Denaeyer-De Smet, 1963; Leteinturier, 2002)

Trace metal concentration in above-ground organs of trees on TD

The ANOVA test showed no significant difference on concentration means of Cu and Co in leaves and of Cu and Zn in wood among tree species altogether (**Table A4.6**). However, the concentration of Zn trended to be high in leaves and barks of *C. lusitanica* 426.1 mg kg⁻¹ and 528.9 mg kg⁻¹, respectively, and in barks of *L. leucocephala* (710.2 mg kg⁻¹), whereas *S. guineense* trended to have high Co concentration in wood and barks (3.3 and 26.4mg kg⁻¹, respectively). Compared with the toxicity limit range, barks were the organs that had Cu and Zn concentrations

above the limits for *C. lusitanica* and *S. guineense*, and Zn alone for *L. leucocephala* and *A. lebbeck*; whereas only *C. lusitanica* had higher Zn concentration in leaves.

Table A4.6 : Trace metal concentration in organs according to species and range of allowable concentration limits (mg kg⁻¹ dry weight)

Organs	Species	Cu	Co	Zn
Leaves	<i>A. auriculiformis</i>	18.1 ± 3.6	3.1 ± 0.4	225.5 ± 27.6ab
	<i>A. lebbeck</i>	20.9 ± 1.4	1.6 ± 0.3	135.6 ± 14.4b
	<i>A. polyacantha</i>	18.1 ± 1.5	2.4 ± 2.17	241.3 ± 132.3ab
	<i>C. lusitanica</i>	22.2 ± 4.7	4.6 ± 0.2	426.1 ± 56.1a
	<i>L. leucocephala</i>	15.0 ± 2.0	1.5 ± 0.6	343.1 ± 93.8ab
	<i>S. guineense</i>	17.6 ± 2.8	3.3 ± 0.3	182.7 ± 16.8ab
	<i>p</i> (0.05)	0.312	0.105	0.047*
Wood	<i>A. auriculiformis</i>	2.4 ± 0.6	0.4 ± 0.0b	35 ± 14.1
	<i>A. lebbeck</i>	6.3 ± 3.2	0.6 ± 0.5b	47.1 ± 21.2
	<i>A. polyacantha</i>	6.0 ± 2.1	0.8 ± 0.2b	38.1 ± 5.3
	<i>C. lusitanica</i>	6.1 ± 1.3	1.2 ± 0.1b	44.6 ± 13.3
	<i>L. leucocephala</i>	6.7 ± 3.8	1.0 ± 0.2b	99.8 ± 48.1
	<i>S. guineense</i>	12.1 ± 1.6	2.6 ± 0.2a	106.9 ± 5.8
	<i>p</i> (0.05)	0.252	0.003**	0.062
Barks	<i>A. auriculiformis</i>	16.9 ± 7.9b	4.27 ± 2.5b	132 ± 59.4c
	<i>A. lebbeck</i>	41.9 ± 2.9b	7.4 ± 0.2b	517.8 ± 10.2ab
	<i>A. polyacantha</i>	28.2 ± 2.0b	3.6 ± 0.5b	285.1 ± 7.4bc
	<i>C. lusitanica</i>	160.8 ± 64.5a	18.3 ± 9.6ab	528.9 ± 56.4a
	<i>L. leucocephala</i>	82.8 ± 29.4ab	20.4 ± 4.4ab	710.2 ± 123.3a
	<i>S. guineense</i>	104.2 ± 5.7ab	26.4 ± 0.5a	490.2 ± 5.6ab
	<i>p</i> (0.05)	0.017*	0.0085**	0.0007***
	TLR	2 - 20	-	100 - 400

The concentration of these three trace metals (Cu, Co and Zn) was significantly or trended to be high in barks > leaves > wood (**Table A4.7**). Wood was the organ with the lower concentration of copper, cobalt and zinc compared to bark and leaves for *C. lusitanica*, *S. guineense*, *L. leucocephala* *A. lebbeck* and *A. polyacantha*.

Table A4.7 : Comparison of trace metal concentration in leaves, wood and barks of tree species (mg kg⁻¹ dry weight; n=2)

Trace metals	Species	Leaves	wood	Barks	p (0.05)
Copper	<i>A. auriculiformis</i>	18.1 ± 3.5a	2.4 ± 0.6b	16.9 ± 7.9a	0.01*
	<i>A. lebbeck</i>	20.9 ± 1.4b	6.3 ± 3.2c	42.9 ± 2.9a	0.002**
	<i>A. polyacantha</i>	18.1 ± 1.5b	6.0 ± 2.2c	28.2 ± 2.2a	0.003**
	<i>C. lusitanica</i>	22.2 ± 4.7b	6.1 ± 1.4c	160.8 ± 64.5a	0.004**
	<i>L. leucocephala</i>	15.1 ± 2.0ab	6.7 ± 3.8b	82.8 ± 29.4a	0.01*
	<i>S. guineense</i>	17.6 ± 2.8b	12.1 ± 1.6b	104.2 ± 5.7a	0.000***
Cobalt	<i>A. auriculiformis</i>	3.1 ± 0.4a	0.4 ± 0.0b	4.3 ± 2.5a	0.01*
	<i>A. lebbeck</i>	1.6 ± 0.3b	0.6 ± 0.5b	7.4 ± 0.2a	0.001**
	<i>A. polyacantha</i>	2.4 ± 2.2	0.8 ± 0.2	3.6 ± 0.5	0.246
	<i>C. lusitanica</i>	4.6 ± 0.2a	1.2 ± 1.1b	18.3 ± 9.6a	0.009**
	<i>L. leucocephala</i>	1.5 ± 0.6b	1.0 ± 0.2b	20.4 ± 4.4a	0.008**
	<i>S. guineense</i>	3.4 ± 0.3b	2.6 ± 0.2b	26.4 ± 0.5a	0.000***
Zinc	<i>A. auriculiformis</i>	225.5 ± 27.6a	35.0 ± 14.1b	132.0 ± 59.4ab	0.03*
	<i>A. lebbeck</i>	135.6 ± 14.4b	47.1 ± 21.2c	517.8 ± 10.2a	0.000***
	<i>A. polyacantha</i>	241.3 ± 132.3a	38.1 ± 5.3b	285.1 ± 7.4a	0.01*
	<i>C. lusitanica</i>	426.1 ± 56.1a	44.6 ± 13.3b	528.9 ± 56.4a	0.002**
	<i>L. leucocephala</i>	343.1 ± 93.8ab	99.8 ± 48.1b	710.2 ± 123.3a	0.01*
	<i>S. guineense</i>	182.7 ± 16.8b	106.9 ± 5.8c	490.2 ± 5.6a	0.000***

Assessment of trace metal concentration in wood charcoals from TD trees

Two way-ANOVA with samples (wood and charcoal) as the first factor and subsamples (wood and charcoals from different species and soils) as the second factor showed high significant differences between charcoal and wood samples and between subsamples and the interaction effect ($p < 0.001$ and $p < 0.01$) (**Table A4.8**). The concentration of Cu, Co, and Zn was manifold higher in charcoals compared with wood for all species and soils. There was no any significant difference of metal concentration in charcoals of *A. auriculiformis* and *L. leucocephala* from TD soil and normal soil, but charcoals from these two species (*A. auriculiformis* and *L. leucocephala*) had a high Cu and Co concentration than in charcoal from miombo woodland species except the zinc concentration that was similar in charcoals altogether. Whereas, no clear tendency could be drawn concerning metal concentration in wood from the three groups, i.e., *A. auriculiformis* and *L. leucocephala* wood from TD, *A. auriculiformis* and *L. leucocephala* wood from normal soil, and miombo wood trees, with lower and closer metal concentrations.

Table A4.8 : Trace metal concentration in wood and charcoals from contaminated and normal sites (mg kg⁻¹ dry weight; n= 4). AA: *A. auriculiformis*, LL: *L. leucocephala*

Samples	Sub-samples	Cu	Co	Zn
Wood	AA normal soil	2.8 (2.4 – 3.0)bc	0.4 (–)b	3.8 (2.0 – 6.0)e
	AA tailing	2.5 (2.0 – 2.8)d	0.4 (–)b	39.8 (25.0 – 45.0)bcd
	LL normal soil	3.4 (2.8 – 4.1)bc	0.4 (–)b	13 (2.0 – 30.0)de
	LL tailing	2.6 (2.3 – 2.9)d	0.4 (–)b	35 (20.0 – 55.0)cd
	Miombo trees	0.4 (–)d	0.4 (–)b	8.3 (7.0 – 9.0)de
Charcoal	AA normal soil	122.3 (58.8 – 219.5)a	31.9 (17.4 – 54.6)a	317.6 (162.8 – 578.2)a
	AA tailing	159.9 (38.2 – 320.5)a	38.4 (7.5 – 70.5)a	523 (169 – 1129)a
	LL normal soil	117.6 (48 – 180.5)a	32.5 (13.3 – 49.6)a	272 (123.6 – 456.8)a
	LL tailing	84.6 (30.7 – 142.8)a	18.9 (1.9 – 40.1)a	249.4 (117.2 – 321.6)ab
	Miombo trees	8.5 (5.9 – 11.6)b	0.0 b	325 (29 – 651)abc
Samples		***	***	***
Sub-samples		***	***	**
Interaction		**	***	*

Discussion

Effect of depth and vegetation cover on chemical properties of soil

Fertility parameters (phosphorous, potassium, magnesium, calcium, total organic carbon, and pH) in TD did not differ horizontally (at the reclaimed soil and bare soil) and vertically (from 0 to 60 cm). The similarity of P, K, and TOC between these two parts of soil may be due to the fact that the vegetation installed has not yet provided enough organic matters to improve fertility in the corridors of trees where samples were collected. It is also worth noting that dense and closed vegetation was observed around trees than on the corridors because of the amendments made to the trees corroborating the result of Shutcha et al. (2015), where the vegetation plots amended with compost and limestone had significantly high P, TOC, pH, and Ca than on the bare soil 5 years later. Moreover, the concentration ranges of P and K (P, 1–9 mg kg⁻¹; K, 10–45 mg kg⁻¹) of this TD were relatively low compared with non-disturbed metalliferous and nonmetalliferous soils of this region (P, 5–772 mg kg⁻¹; K, 10–163 mg kg⁻¹) (Faucon et al., 2011; Ilunga wa Ilunga et al., 2013). The high Ca, Mg, and alkaline pH (7.5) are due to the addition of lime by the mining companies (Kitobo, 2009; Festin et al., 2019). The TOC on the bare soil of Kipushi TD (1.6%) was also found by Pourret et al. (2016) (2%) and was largely higher than the TOC concentration on bare soil of the metalliferous fallout from copper smelter (0.3%) (Shutcha et al., 2015). The trace metal concentration was higher (mostly Co and Cu) in the reclaimed soil than in the bare soil; this result goes in the same line with that of Shutcha et al. (2015) who justified it by the erosion effect, in which the bare soil is permanently undergoing through wind and rainwater carrying trace metals to other new areas, increasing the contamination risk to different compartments of the environment (Yukselen, 2002; Kien et al., 2010). The concentration of trace metals did not differ from soil surface to 60-cm depth, showing that the contaminated layer of this TD was deeper in contrast to the metalliferous fallout soils from smelter that have a high concentration of metals on the surface which decreases with depth (Mpundu, 2010).

Performance of tree species and spontaneous vegetation on TD

The soil in this TD was bare, with no single plant species present at the time of tree implantation, except on the top of termite mounds (Shutcha, 2010). Fifteen years after tree planting, 10 tree species overall have been identified as thriving well, and the high growth rate and tolerance to high heavy metal concentrations have been indicated by Ali et al. (2013) to be among the beneficial traits for qualified species for phytostabilization. *L. leucocephala* (73 stems) had the largest number of stems, seven times higher than *S. siamea* (11 stems) that was the second in number of stems. The high number of stems of *L. leucocephala* is also due to its high and fast capacity to regenerate, as *L. leucocephala* could regenerate on the amended pits of another species or of the same species in a very short period after planting (personal observation). Spontaneous regeneration on the polluted soil should be considered to select those who present good traits for phytostabilization (Madejon et al., 2006; Perrino et al., 2014). However, the high and fast capacity to regenerate and the large number of

juveniles recorded in this TD confirm the invasive character of *L. leucocephala* already reported in several regions of the world (Richardson et al., 2011; de Sousa Machado, 2020). All species, except *C. lusitanica*, could have juveniles reaching up to 15 cm high, but *L. leucocephala*, *A. lebbeck*, *A. polyacantha*, *P. guajava*, and *S. spectabilis* showed an increasing number of juveniles within 2 years (2020 and 2021).

The seedlings from *A. auriculiformis*, *P. sylvestris*, *S. siamea*, *S. guineense*, and *C. lusitanica* reaching 15 cm of height were scarce, and the few that grew could not survive in the period of 1 year. The phytoremediation potential of some species used in this trial was also reported by other researchers: *A. lebbeck* and *A. auriculiformis* on Cr-contaminated soil in India (Manikandan et al., 2016) and *P. guajava* on Cu- and Ni-contaminated soil as a high tolerance species to metal stress in Zambia, Brazil, and Italy (Kambinga and Syampungani, 2012; Bazihizina et al. 2015; Perlatti et al., 2015); *A. polyacantha* and *S. guineense* on copper-rich TD with high tolerance in Zambia (Festin et al., 2019, Kambinga and Syampungani, 2012) were the two native species meeting the phytostabilization criterion that the species should be native to the region that needs to be depolluted (Remon et al., 2005; Escarré et al., 2011). The assessment of spontaneous vegetation on the 9 m² around tree species indicated that the species richness ranged from 4 to 11, with *C. lusitanica* (4) and *A. lebbeck* (6) having a lower number of species and *P. guajava* (11) having a higher number of species. The species' recovery rates ranged from 27.3% to 164.2% with *C. lusitanica*, *S. siamea*, *P. sylvestris*, and *S. spectabilis* having a lower recovery rate and *L. leucocephala*, *P. guajava*, and *A. polyacantha* having a higher recovery rate of spontaneous vegetation. However, the species richness, recovery rate, and diversity of spontaneous species depend not only on the main tree species to facilitate spontaneous colonization but also on the amendments used when planting the trees and the tree-shade density accompanied by thick litter. Cordova et al. (2011) showed that the application of compost and lime on trace metal-polluted soil could lead to the same plant cover and biomass production between spontaneous and assisted revegetation, implying that the sole use of amendments on trace metal contaminated soil can induce spontaneous revegetation when the disturbance is reduced and a seed bank is sufficient (Festin et al., 2019, Prach and Pysek, 2001). However, active human intervention is necessary for efforts to accelerate and/or influence the successional trajectory and provide to the contaminated area with a reclamation pattern (Mendez and Maier, 2008; Burges et al., 2018; Mensah, 2015). In terms of relative abundance of spontaneous vegetation, facultative metallophytes (*T. diversifolia*, 22.3%; *I. cylindrica*, 18.5%; *L. camara*, 4.2%; *H. rufa*, 2.1%) were the most dominant around trees, whereas true metallophytes (*C. trigyna*, 33.2%; *M. altera*, 9.5%; *B. pseudoperennis*, 6.9%; *A. micans*, 2.9%) dominated on the corridors. Soil conditions around trees were more favorable due to amendments applied in the plantation hole to aid phytostabilization (Madejon et al., 2006; Cordova et al., 2011), whereas in corridors, these were the tailings without any amendment influence. Weedy taxa, true metallophytes, and facultative metallophytes are also important groups of species that should be looked upon to select useful plants for phytostabilization (Perrino et al., 2014); nevertheless, species already reported as invasive, such as *T. diversifolia* (Yang et al., 2012) and *L. camara* (Gooden et al., 2009), should be avoided in the reclamation of degraded lands. *M. altera* has been proven as a good hemicryptophyte species to be used for

phytostabilization of polluted lands in the Copperbelt region (Shutchka et al., 2010). It is also worth noting that facultative metallophytes are species that can have some populations in metal-rich soil (Leteinturier, 2002) and non-metal-rich soil; while weedy taxa and tree juveniles are just non-metallophyte species.

Tree species behavior toward trace metals and implication on charcoal production

One of the criteria for plants suitable for phytostabilization is to keep root-to-shoot translocation as small as possible (excluder behavior; Baker, 1981) to prevent the entry of contaminants into the food chain (Mendez and Maier, 2008; Gomez-Sagasti et al., 2012). The metal accumulation in plants may be tissue-specific (Oliva and Mingorance, 2006; Rana et al., 2018), metal-specific, or species-specific characteristics (Baker and Brooks, 1989; Tomasevic et al., 2011; Madeira et al., 2012). This result suggests that more significant differences between these tree species were observed on barks concerning Cu, Zn, and Co concentration in organs than on leaves and wood, with *C. lusitanica*, *S. guineense*, and *L. leucocephala* tending to have higher concentrations than *A. auriculiformis*, *A. polyacantha*, and *A. lebbeck*. The concentration of these three trace metals in tree tissues (Cu, Co, and Zn) followed this pattern: bark > leaves > wood for *C. lusitanica*, *S. guineense*, *L. leucocephala*, and *A. lebbeck* and *A. polyacantha* likewise on copper, but the pattern for *A. auriculiformis* was bark = leaves > wood. These results are confirmed by other investigations (on *Pinus pinea* and *Nerium oleander*, and in poplar coppice culture) showing trace metal concentrations being lower in wood compared with bark and leaves; metals in bark could be lower, equal, or higher depending on the type of metals or species (Oliva and Mingorance, 2006; Laureysens et al., 2004). Metal contents in bark tissues were above the toxicity limit range concerning Cu (20–100 mg kg⁻¹) or Zn (100–400 mg kg⁻¹) for *C. lusitanica*, *S. guineense*, *L. leucocephala*, and *A. lebbeck*, but wood was far below the toxicity limit range. Oliva and Mingorance (Oliva and Mingorance, 2006) suggested that wood can accumulate elements mainly from the soil and its metal concentration does not reflect the atmospheric pollution, whereas bark can accumulate atmospheric pollutants through wet and dry deposition and has been found to be a useful bioindicator and biomonitor for airborne pollution monitoring.

It is feasible to harvest the wood of the mature trees grown on heavy metal-affected soils for energy production, i.e., charcoal or firewood (Dubourguier et al., 2001; Prasad et al., 2005). This study points out the trace metal concentration status of wood charcoal from *A. auriculiformis* and *L. leucocephala* from polluted and unpolluted land and with miombo woodland species; the findings show that metal concentrations in charcoal from all species were far higher in charcoal than in wood regardless of the origin (Cu: charcoal, 8.5–159.9 mg kg⁻¹; wood, 0.4–3.4 mg kg⁻¹; Co: charcoal, 18.5–38.4 mg kg⁻¹; wood, 0.4 mg kg⁻¹; Zn: charcoal, 272–523 mg kg⁻¹; wood, 3.8–39.8 mg kg⁻¹) with the exception of Co content in miombo woodland charcoal, which was the same in charcoals and in wood. The high metal content in charcoals than in wood of the same species may be due to the loss of all the fresh matters from the wood product that might lead to the increase of metal concentration as metals do not volatilize during

the burning process or the contamination of charcoals from soil (Oliva and Mingorance, 2006) during the manufacturing time, because the soil geochemical background of this region is characterized by metal-rich soil (Shutcha et al., 2018). The European Commission decision suggested the limits of trace metal concentration in soil improvers with Cu of 100 mg kg⁻¹ and Zn of 300 mg kg⁻¹ (Commission of the European Community, 2006), which may lead to analyze metal concentration in the ash from these charcoals and know whether there is a risk of metal contamination to gardens or residential plots; however, Mollon et al. (2016) suggested that ash amendment loaded with metals may increase metal concentration in soil and plants mostly when it is applied alone; however, when combined with manure or compost, the humic acid matrix of OM and the liming effect increasing pH reduce significantly the effect of metals on soil and their absorption by plants.

Conclusion

This study reports the results from the plantation trial of mixed exotic and native tree species for the phytostabilization of the Kipushi TD aided with organic matter and topsoil amendments. This TD is extremely rich in Zn and Cu, but Cu accompanied by Co concentration was clearly higher in the reclaimed soil than in the bare soil, which confirms the metal stabilization effect of plants in this phytoremediation strategy. However, there was no significant difference of K and P content between these two soils. Two native species (*A. polyacantha* and *S. guineense*) and eight exotic species (*A. auriculiformis*, *A. lebbeck*, *C. lusitanica*, *L. leucocephala*, *P. sylvestris*, *P. guajava*, *S. siamea*, and *S. spectabilis*) were recorded 15 years after planting. Beyond growth and survival, *L. leucocephala*, *P. guajava*, *A. polyacantha*, and *A. lebbeck* showed good performance in regeneration and the facilitation of spontaneous species. However, it would be better to avoid the use of *L. leucocephala* in the phytostabilization program as much as possible, because of its invasive nature. Spontaneous vegetation had 28 species in corridors and 34 species around trees with different biological and ecological types. Barks followed by leaves were likely showing high Zn, Cu, and Co concentrations in most of the six-tree species, whereas wood had far lower content. This testifies that the metal concentrations in these organs might be airborne rather than soilborne; however, the Zn, Cu, and Co concentrations were manifold higher in charcoal than in wood with no significant differences between charcoals regardless of the origin. Knowing metal concentration in wood ashes would be necessary because the ash has always been used by people as a soil amendment for gardening.

Annexes 5.

Mwanasomwe, J.K., Langunu, S., Nkulu, S.N., Shutcha, M.N., Colinet, G., 2022b. Effect of Organic Amendment on the Physicochemical Characteristics of Tailings Dam Soil and Root Development of Tree Species, Fifteen Years After Planting. *Front. Soil Sci.*, 2, 934999. <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.934999>

Abstract

Among mine wastes, tailings are known to have the largest environmental impact, as they have high concentrations of trace elements and are susceptible to wind dispersal and water erosion. A tree plantation trial was installed at Kipushi tailing (DR Congo) in order to mitigate the contaminant dispersal in the surrounding areas. Fifteen years later, the present study was conducted for the purpose of investigating the macronutrient and metal content in amended holes and assessing the performance of tree species through root behavior in the tailings dams. Results show elevated available P, K, Ca, and Mg concentration in the surface and amended layers, which is higher than the unpolluted soil of the miombo woodland. Trace metals were manifold higher compared to the pedo-geochemical background of the region, with Cu and Co concentration tending to increase in the organic matter-rich layers, while Zn, Cd, Pb, and As remained higher in tailings. Compared to the tailing layer, roots grew well in the amended layers, but few roots ranging from very fine to big from all the surviving species were able to grow beyond the amended layers, indicating the possibility of tree survival on the tailings dams over many years. *Acacia polyacantha* and *Psidium guajava* are species that showed a higher quantity of roots in the unamended tailing layers. Leaves should be avoided for human or animal consumption, but as the concentration of Cu, Zn, and Co in guava was lower, there is no indication of hazards in case of their consumption. Therefore, the use of well-adapted tree species on the mix-up of the organic amendments with the uncontaminated topsoil seemed to be a good technique for the reclamation of larger polluted areas.

Keywords: trace metal, tailings, amendment, tree species, reclamation

Introduction

Free of human interference, the soil trace element content is largely dependent on that of the soil parent material and acting weathering processes (Kidd et al., 2009). An increasingly industrialized society has, however, led to the widespread introduction of trace metals and metalloids into our environment, causing acute and diffuse contamination of soil (Kidd et al., 2009; Kaniki et al., 2019). Among mine wastes, tailings are known to have the largest environmental impact, as they have the highest concentrations of trace elements and are the most susceptible to the wind dispersal and water erosion (Dudka et al., 1997; Wong et al., 1998), which are the main mechanisms for the expansion of metals from tailings. The effects of these pollutants can reach local and, in some cases, regional scales, affecting urban and agricultural

areas (Kien et al., 2010). Consequently, these pollutants can pose a risk to human health if no appropriate method of contaminant disposal or rehabilitation has taken place (Conesa et al., 2007; Shutcha et al., 2010). That is why the last few decades have seen the rise of phytoremediation technologies, which notably include contaminant extraction or stabilization and plant-based, generally termed “phytoextraction and phytostabilization” (Pilon-Smits, 2005; Kidd et al., 2015). Phytostabilization is employed to treat trace-element polluted soils involving the establishment of a vegetation cap on tailings dams that prevents pollution spread by erosion, water percolation, leaching, and wind dispersal of the toxic dust in a cost-effective manner (Cunningham et al., 1995; Alvarenga et al., 2009). However, the selection of appropriate plant species is crucial to achieving successful phytostabilization (Boisson et al., 2016). The selected plants should develop an extensive root system and large biomass in the presence of high concentrations of trace elements while keeping the translocation of trace elements from roots to shoots as low as possible and thereby limiting the propagation of metals into the food chain (Pulford and Watson, 2003; Mendez and Maier, 2008; Gomez-Sagasti et al., 2012). The stabilization of pollutants can be an important remediation option for large areas with high and multi-elemental contamination (Kidd et al., 2009). Many abandoned and post-operative tailings dams are barren with bare soil or have minimal to slow natural vegetative colonization (Kaniki et al., 2019; Festin et al., 2019). Common physicochemical limitations to plant growth on tailings dams include extreme pH, high salt content, lack of required nutrients, metal toxicities, high bulk density, slow water infiltration, poor water retention, and low air permeability (Wong, 2003; Festin, 2020). To overcome these limitations, amendments may be added (Lee, 2014). In situ stabilization of metals can be combined with phytostabilization to overcome the physicochemical limitations and establish a green cover. If such revegetation is performed in combination with immobilizing agents, it can be considered as aided phytostabilization (Alvarenga et al., 2009; Labidi et al., 2017). Moreover, the use of organic amendments such as organic wastes presents double advantages: readily available in high quantity and provides nutrients up to adequate levels for most plant species (Labidi et al., 2017). The use of a tree vegetation cap on trace element polluted lands offers the advantages of perennality and an important deep root system (Pulford and Watson, 2003), but more concerns are focused on the tree root behaviors in tailings amended with organic matters; the results of Guittonny-Larchevêque and Pednault (2016) showed that the mixing of compost with tailings improved their macroporosity and tree survival, although root growth was restricted to the amended tailings, resulting in lower growth and survival rates. Then, this paper aimed (1) to investigate the concentration of macro- and micronutrients in the tailing layers and in plants 15 years after amendment (2) to assess tree species performance through root development in tailings (3) to assess the relationship between the tree root development and the physicochemical characteristics of tailing layers.

Materials and methods

Study area

The study was conducted at Kipushi, a mining town located 30 km west of the city of Lubumbashi, in Upper Katanga province, DR Congo (11° 46' 27.1'' N and 27° 16' 21.6'' E with an altitude of 1,300 m). The climate is the same as in Lubumbashi characterized by 6-month respective dry (May–October) and rainy (November–April) seasons, where 1,300 mm of annual precipitation is recorded. Temperatures range from 16 to 33°C, with the lowest values in the first half of the dry season (June–July). Three large tailings dams are found in this mining town, which have been filled by liquid discharges from the processing of copper-zinc sulfide ores since 1960 (Kitobo, 2009). Due to its proximity to the residential areas, its size, and the hazard to public health, one of these three tailings (Katapula tailing) was selected for the trial of tree planting in 2005. This tailings dam covers around 146 hectares, but the tree plantation covered an area of 1.5 hectares.

Soil amendment and tree planting

The organic amendment was collected from the public dumping mixed with the topsoil under some ruderal species. After sorting plastics and other solid wastes, the organic and soil amendment were put in the planting holes (planters' explanation). The circular planting holes had, on average, a 2-m diameter and a 1-m depth in which all the tailing soil was removed and replaced by the amendments, and the following seedlings composed of different species have been planted since 2005: *Acacia auriculiformis*, *Acacia polyacantha*, *Albizia lebbbeck*, *Cupressus lusitanica*, *Leucaena leucocephala*, *Pinus sylvestris*, *Psidium guajava*, *Senna siamea*, *Senna spectabilis*, and *Syzygium guineense*; most of these woody species are commonly used for land afforestation in the Upper Katanga.

Sampling design

Fourteen years later, profiles were dug at the base of 10 trees of different species depicting the amended and unamended layer by two profiles per species (20 profiles in total). These profiles had four distinct layers; in these layers, the soil structure, texture, and consistency were described, and the root abundance (number of roots dm⁻²), size (expressed in mm), orientation, distribution, and penetration were evaluated according to the soil description in the manual of Delecour and Kindermans (1977) (**Table A5.1**).

Table A5.1 : Profile layer description

Tailing layers	Thickness (cm)	Description	Structure	Texture	Compactness
Layer 1	0-6	The surface layer is composed of litter and rich in humus	Fibrous and laminated	Silt and sandy-silt	Soft
Layer 2	6-22	The reshaping layer, composed of the mixture of OM and the tailing substrate returned after planting	Lumpy	Silt and sandy-silt	Slightly compact and soft
Layer 3 amended	22-100	Layer composed with the mixture OM and soil filled in the planting hole	Lumpy	Silt and sandy-silt	Slightly compact to compact
Layer 3 unamended	22-999	Layer composed of the original substrate, tailings from the hydrometallurgical treatment of ores	Massive-lamellar	Silt	Compact to very compact

Root development description

The tree root development was described by their abundance, size, distribution, orientation, and penetration within soil layers. Root abundance was the estimation of the number of roots per dm^2 of soil according to the five clusters: (1) no root (0 root dm^{-2}), (2) very few ($200 \text{ roots dm}^{-2}$). The root size was the determination of the diameter of roots through 7 clusters: (1) very fine (5 mm), (5) very fine to fine (all roots $< 2 \text{ mm}$), (6) very fine to medium (all roots $< 5 \text{ mm}$), and (7) very fine to big (the root of all diameters). Root distribution is characterized by the density of roots within soil layers: (1) regular, (2) fairly regular, and (3) irregular. Root orientation shows the preferential orientation of roots within the layer: (1) horizontal and (2) quelconque (when a root took both horizontal and vertical orientation mixed up). Root penetration shows the behavior of fine and very fine roots in relation to structural aggregates: (1) inped (the root penetrates in the aggregates) and (2) exped (the root passes between the aggregates) (Delecour and Kindermans, 1977).

Soil sampling and analysis

A soil sample of 150 g was collected at each layer of the profile, this being 4 composite samples per two profiles on 1 species and 40 samples for 10 species. After collection, the soil was air-dried for 72 h, ground and sieved through a 2-mm mesh, and then dried in the proofer at 40°C for 24 h to reduce the remaining moisture. The

total organic carbon, pH KCl, extractible macronutrients (P, K, Ca, and Mg) with EDTA, and pseudo-total concentration of trace elements (Zn, Cu, Co, Cd, Pb, Ni, As, and Cr) with aqua regia were analyzed at the Provincial Centre for Agriculture and Rurality (CPAR) of La Hulpe, Belgium.

Data analysis

One-way analysis of variance (ANOVA) was applied to compare the means of different tailing layers; after Shapiro–Wilk test, data were transformed using logarithms to assure normal distribution. Where significant *p-values* ($p < 0.05$) were obtained, differences between modality means were evaluated using Tukey’s HSD *post hoc test* ($p < 0.05$). Root development description was displayed using stacked bar charts where the horizontal axis would show profile layers and the vertical axis would show groups of root characteristics. Root development (root growth) in relation to physicochemical characteristics of layers in the tailings was also addressed through a two-dimensional principal coordinate analysis (PCoA). With this ordination technique, the relationship between soil characteristics, root development, and layer of soil (or tailings) was displayed. All analyses were conducted using R software (version 4.0.3).

Results

Soil physicochemical properties of layers at the amended holes

All the measured parameters in **Table A5.2** (pH, TOC, and macronutrients) showed a very high significant difference between layers after one-way ANOVA ($p < 0.001$). The unamended layer (layer 3 NA) had a significant level of pH with approximately one-half higher (7.5 ± 0.1) than other layers that had a similar level of pH, the superficial layer (layer 1) exhibited the highest total organic carbon ($4.8 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ of soil), but the amended layer (layer 3 A) tended to be higher than the unamended layer (layer 3 NA), this being 2.5 and $1.6 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ of soil, respectively; however, this difference was not statistically significant. Phosphorus and potassium were higher in organic matter-rich layers (layer 1 and layer 3 A), with 14.8 and $15 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ for P, respectively, and 14.4 and $13.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ for K, respectively; the unamended layer showed the lowest P and K content in this soil (3.4 and $4.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$, respectively). As for pH, Ca and Mg content were higher in the unamended layer, with Ca being $1,523 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ and Mg being $352.8 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$, whereas the lowest values of Ca and Mg were observed in layer 1 (404.1 and $203.7 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$, respectively).

All the observed parameters in **Table A5.3** (trace metals) showed a very high significant difference between layers after one-way ANOVA ($p < 0.001$), except Cr ($p = 0.36$). The unamended layer (layer 3 NA) and intermediate layer (layer 2) had the highest Zn and Cd content ($p < 0.001$), with Zn being $13,852$ and $11,956 \text{ mg kg}^{-1}$, respectively, and Cd being 96.8 and 69.9 mg kg^{-1} respectively; the amended layer (layer 3 A) had the lowest concentration in these two elements (Zn: 3741 mg kg^{-1} and Cd: 23.1 mg kg^{-1}). The superficial layer (layer 1) exhibited a higher concentration of Cu (3654 mg kg^{-1}) and Co (933 mg kg^{-1}) in comparison to other layers, but this was

similar to layer 2 concerning Cu, while the amended and unamended layer had a similar concentration of both Cu and Co. The amended layer had lower Pb and Ni concentrations compared to other layers and As remained high in the unamended layer and the lowest value was observed on the amended layer. All trace metal concentrations from different layers of this studied tailings dam plantation were manifold higher than the international threshold values and the pedo-geochemical background throughout the region.

Table A5.2 : Available macronutrients of soil layers at the amended holes in the tailings dam. A, amended; NA, unamended. "a-c": Means not sharing any letter are significantly different.

Soil layers	pH KCl	TOC g 100g ⁻¹	P ₂ O ₅ mg 100g ⁻¹	K ₂ O mg 100g ⁻¹	CaO mg 100g ⁻¹	MgO mg 100g ⁻¹
Layer 1	6.9 ± 0.2b	4.8 ± 1.9a	14.8 ± 7.9ab	14.4 ± 4.9a	404.1 ± 42.6c	203.7 ± 35.2b
Layer 2	7.0 ± 0.3b	2.8 ± 1.7b	9.7 ± 9.0b	10 ± 5.3a	505.5 ± 210.4bc	204.4 ± 49.7b
Layer 3 A	6.8 ± 0.3b	2.5 ± 0.7bc	15 ± 4.7a	13.8 ± 4.0a	671.2 ± 266.9b	133.1 ± 92.9c
Layer 3 NA	7.5 ± 0.1a	1.6 ± 0.5c	3.4 ± 0.5c	4.8 ± 1.5b	1523 ± 139.1a	352.8 ± 64.3a
P < 0.05	***	***	***	***	***	***

Table A5.3 : Pseudo-total metal concentrations of soil layers at the amended holes in the tailings dam (mg kg⁻¹, n = 10). A, amended; NA, unamended; Threshold values (Baize, 1997; Kabata-Pendias, 2001); Reference values: pedo-geochemical background values of the Lubumbashi region (Shutchka et al., 2018). ***p < 0.001; ns, not significant. "a-c": Means not sharing any letter are significantly different.

Soil layers	Zn	Cu	Co	Cd	Pb	Ni	Cr	As
Layer 1	6852 ± 2651b	3654 ± 814a	933 ± 407a	48.4 ± 15.9b	556.9 ± 230.1a	20.8 ± 2.8a	22.4 ± 5.6	314 ± 156b
Layer 2	11956 ± 3918a	2836 ± 970ab	186.4 ± 189.6b	69.9 ± 21.1ab	909 ± 556a	18.2 ± 2.2a	25.3 ± 6.0	330 ± 107b
Layer 3 A	3741 ± 2195c	2212 ± 2220b	48.6 ± 26.4c	23.1 ± 12.6c	275.3 ± 170b	12.3 ± 2.7b	31.44 ± 25	85 ± 637c
Layer 3 NA	13852 ± 1398a	1673.9 ± 251.5b	45.4 ± 7.4c	96.8 ± 9.0a	699.3 ± 89.4a	19.5 ± 2.0a	27.8 ± 3.5	608 ± 1418a
P < 0.05	***	***	***	***	***	***	ns	***
Threshold values	300	200	40	5	100	150	-	-
Reference values	69	187	20	-	40	-	-	-

The soil compactness differed from one layer to another (**Figure A5.1**); the superficial (L1) layer was totally dominated by soft soil, layer 2 (L2) was fairly compact, the amended layer (LA) was dominated by compact soil, while the unamended layer (LNA) was dominated by compact to very compact soil.

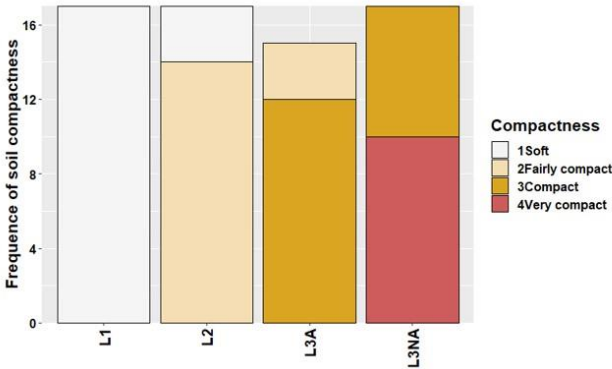


Figure A5.1 : Soil compactness of layers in the profiles (L1: layer 1, L2: layer 2, LA: layer 3 amended, LNA: layer 3 unamended).

Tree root development in the layers of amended holes

The development of tree roots in layers of the tailing soil was described through 4 different characteristics, the abundance, the size, the orientation, and distribution (**Figure A5.2**). Root abundance (**Figure A5.2A**): layers 1 and 3 amended had a large proportion of very numerous roots than other layers. Layer 2 was dominated by an equal proportion of numerous roots and few roots, while layer 3 unamended was dominated by a large share of very few roots followed by few roots with the presence of no root layers.

Root size (**Figure A5.2B**): layers 2 and 3 amended had a larger share of very fine to big roots followed by layer 3 unamended, and layer 1 (L1) was dominated by a larger share of very fine to fine roots. Root orientation (**Figure A5.2C**): layer 2 (L2) and layer 3 amended (LA) were dominated by a larger share of quelconque (a root that took both horizontal and vertical orientation), L1 was totally dominated by horizontal roots, and the LNA had horizontal and mixed horizontal and vertical orientation, with a little share of no root.

Root distribution (**Figure A5.2D**): The L1 and LA layers were largely dominated by a share of regular root distribution, L2 had an equal share of fairly regular and irregular root distribution followed by a little share of regular distribution, while LNA was largely dominated by irregular root distribution followed by no root layers.

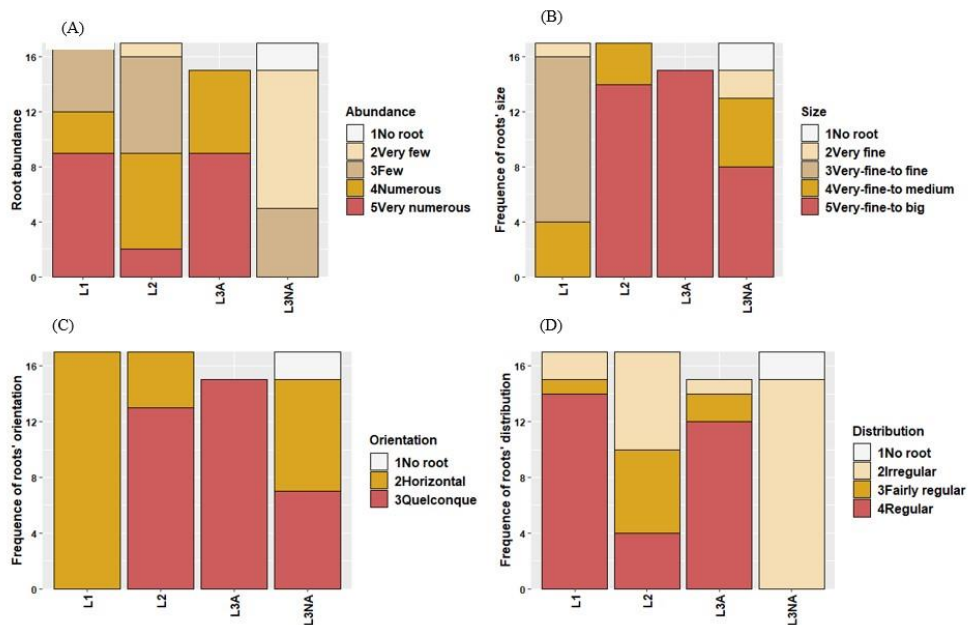


Figure A5.2 : Tree root characteristics in different layers of soil [L1: layer 1, L2: layer 2, L3A: layer 3 amended, L3NA: layer 3 unamended; (A) root abundance, (B) root size, (C) root orientation, (D) root distribution]

Root development according to tree species

Root abundance in amended layers ranged from 75 to 200 roots dm^{-2} and >200 roots dm^{-2} with *P. sylvestris*, *A. lebbeck*, *L. leucocephala*, *S. siamea*, *S. spectabilis*, and *S. guineense* showing a root abundance >200 roots dm^{-2} , whereas in the unamended layers, the root abundance ranged from < 15 roots dm^{-2} and 15 to 75 roots dm^{-2} only *A. polyacantha* and *P. guayava* had a high root abundance that ranged from 15 to 75 roots dm^{-2} while the rest of the species were under 15 roots dm^{-2} . Root size of all tree species ranged from very fine to big in amended layers but only *A. lebbeck*, *L. leucocephala*, *S. siamea*, and *A. polyacantha* had root sizes ranging from very fine to big in the fine roots in these unamended layers. The distribution of roots in the amended layers was regular to fairly regular in all tree species with the exception of *P. guajava*, which had irregular root distribution in these layers, but root distribution was irregular in all tree species in the unamended layers (**Table A5.4**).

Table A5.4 : Characteristics of roots according to tree species in amended and unamended layers

Species	Soil layers	Root abundance	Root size	Root distribution
<i>A. auriculiformis</i>	Amended layer	Numerous roots (75 to 200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to medium	Irregular
<i>C. lusitanica</i>	Amended layer	Numerous roots (75 to 200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to medium and big	Irregular
<i>P. sylvestris</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to medium and big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to medium and big	Irregular
<i>A. lebbeck</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Irregular
<i>L. leucocephala</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Fairley regular and regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Irregular
<i>S. siamea</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Fairley regular and regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Irregular
<i>S. spectabilis</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine	Irregular
<i>S. guineense</i>	Amended layer	Very numerous roots (>200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Regular
	Unamended layer	Very few roots (< 15 roots dm ⁻²)	Very fine to medium	Irregular
<i>P. guajava</i>	Amended layer	Numerous roots (75 to 200 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Irregular
	Unamended layer	Few (15 to 75 roots dm ⁻²)	Very fine	Irregular
<i>A. polyacantha</i>	Unamended layer	Few (15 to 75 roots dm ⁻²)	Very fine to big	Irregular

Trace Metal Concentration in Tree Tissues

In addition to tree root behavior in different tailing layers, **(Figure A5.3)** displays the metal accumulation status of tree species in this tailings dam. Most of the tree species had higher Co, Cu, and Zn concentrations in roots than in leaves. Trees had Cu concentrations in leaves and roots within the normal range, except for *S. spectabilis*, which had higher Cu concentrations in roots accompanied by a slightly higher concentration of Zn in leaves, whereas, *A. auriculiformis*, *C. lusitanica*, and *P. guajava* had a higher concentration of Zn in their roots.

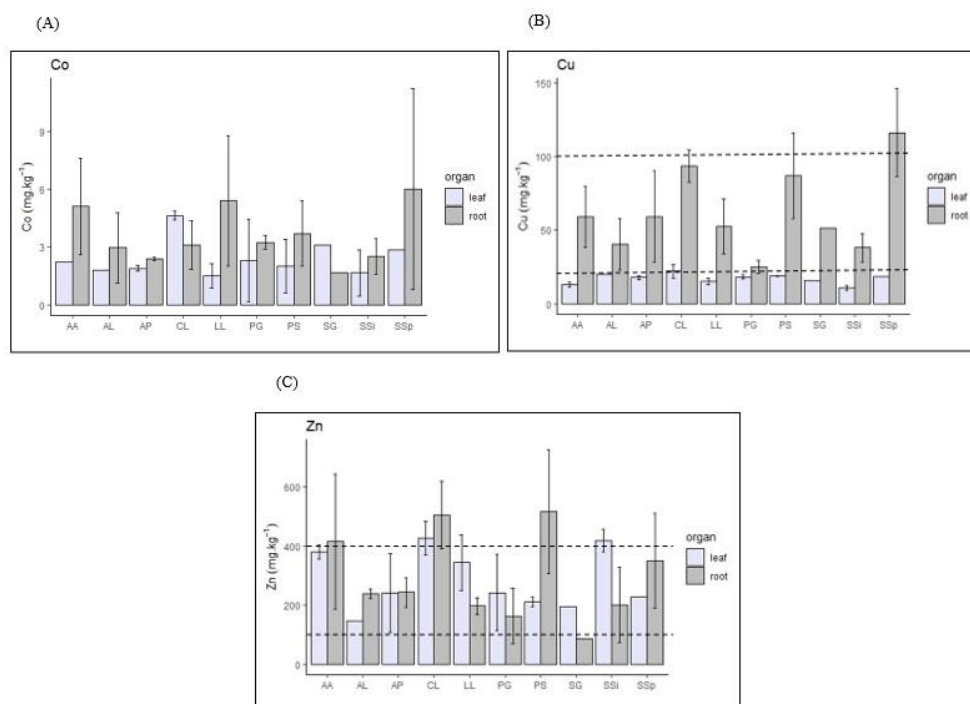


Figure A5.5 : Accumulation of Co, Cu, and Zn (mg kg⁻¹) in different tissues of trees on the tailings. AA: *A. auriculiformis*, AL: *A. lebbeck*, AP: *A. polyacantha*, CL: *C. lusitanica*, LL: *L. leucocephala*, PG: *P. guajava*, PS: *P. sylvestris*, SG: *S. guineense*, SSI: *S. siamea*, SSp: *S. spectabilis*. Dotted lines are normal ranges of trace elements in plants, Cu: 20–100 mg kg⁻¹ and Zn: 100–400 mg kg⁻¹ (Mendez and Maier, 2008).

Root development according to physicochemical characteristics of the soil

PCoA was applied to investigate the relationships between root parameters and physicochemical characteristics of the soil (tailings). The first two dimensions of PCoA (PCoA1 and PCoA2) explained 59.4% of the total variation, with component 1 accounting for 40.4% and component 2 accounting for 19% of the variance (**Figure**

A5.4). This analysis showed that root abundance was positively correlated to K and P within the amended and middle layer, and the size, orientation, and penetration of roots were influenced by the compactness of the substrates (see details in Figures 14 and 15); root distribution covaried with Ca, Mg, Zn, and pH (this correlation was high in the unamended layer). Cu and Co appeared to have a strong affinity with TOC within the surface layer (Figure A5.4).

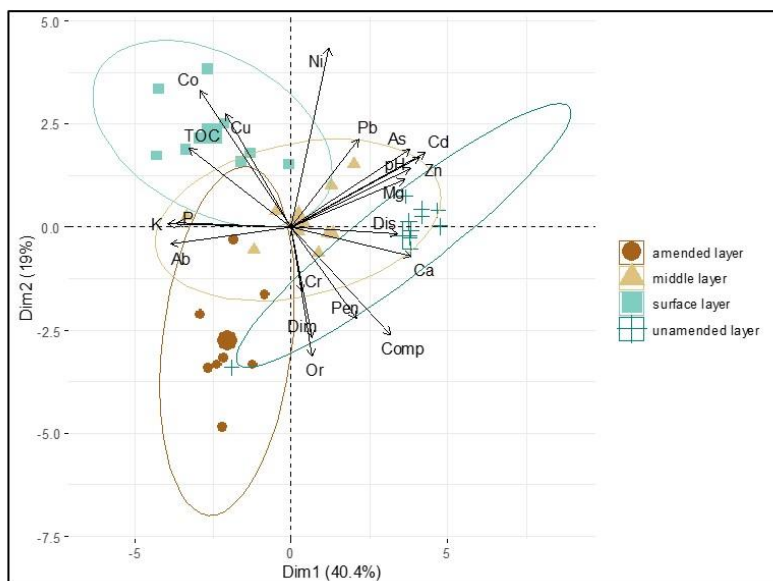


Figure A5.4 : Principal coordinate analysis (PCoA) of root parameters according to the physicochemical characteristics of tailing soil (Ab: abundance of roots, Dim: dimension of roots, Dis: distribution of roots, Or: orientation of roots, Pen: penetration of roots).

Discussion

Soil condition 15 years after amendment and tree planting

The nutrient concentration in the amended layers of tailings was still adequate for tree survival since it was much higher or similar compared to uncontaminated soils from the nearest miombo woodland (Cuma Mushagalusa, 2018) (tailings: P: 15 mg 100 g⁻¹, K: 13.8 mg 100 g⁻¹, Mg: 133.1 mg 100 g⁻¹, Ca: 671.2 mg 100 g⁻¹; miombo woodland soil: P: 0.3 mg 100 g⁻¹, K: 15.5 mg 100 g⁻¹, Mg: 4.3 mg 100 g⁻¹, Ca: 4.8 mg 100 g⁻¹). The high Ca, Mg, and alkaline pH (7.5) in this soil is due to the lime effect added by the mining companies during the metallurgical process (Kitobo, 2009; Festin et al., 2019) and influenced this high pH and Ca and Mg concentration in the amended and surface layer, thus contributing to the soil fertility. The high TOC, P, and K concentrations on the surface layer (layers 1 and 2) prove that the decomposition and mineralization of the litter are ongoing in spite of the high metal concentration in the soil, and can provide more nutrients to the in-depth layers. The

unamended layers had very compact to compact (**Figure A5.1**) soil since they are constituted by the original material of the tailings that commonly have high bulk density, compaction due to the fine soil texture, and low infiltration rate (Wong, 2003; Titshall et al., 2013; Pourret et al., 2016). Festin (2020) showed that soil compaction coupled with poor macro-nutrient availability and the toxic levels of heavy metals are major barriers to revegetation of mine waste sites. All layers had pseudo-total trace metal concentrations manifold higher than international threshold values (Kabata-Pendias, 2001; Baize, 1997), with Zn, Cd, and As being higher in the unamended layer (tailing layer) than in other layers. The maximum values of Zn in tailing layers were 200 times higher than the pedo-geochemical background of the Lubumbashi region, 47 times for Co, 20 times for Cu, and 17 times for Pb (Shutchka et al., 2018). The high values and particular distribution pattern of zinc in this layer (tailing layer) are due to the zinc-rich ore minerals that were exploited by the Gécamines' plant at Kipushi (Kitobo, 2009).

The Cu and Co tended to be higher in the top layers (litter-rich layer) and lower in the tailing layer, while Pb and Ni were lowest in the amended layer (**Table A5.3**). The organic matter content, dust falling and caught by tree leaves, speciation, and the affinity between chemical elements may be the cause of variation of metal concentration in these layers (Pourret et al., 2016).

Root behavior according to soil layers, tree species, and soil characteristics

Guittonny-Larchevêque and Pednault (2016) in a reclamation trial of tailings showed that roots of trees grown on compost mixed with tailings were restricted to the amended tailings, resulting in lower tree growth and survival rates, while those grown on uncontaminated topsoil amendment had roots growing in the tailings under the soil layers. Amendments in this study were a mixture of organic wastes from dumping with topsoil, and the result showed that tree roots could well develop in the amended layers (very abundant, from very fine to big and regularly distributed), given that nutrient contents were higher and substrates were less compact in this layer compared to the unamended tailing layer that had few to very few roots and irregularly distributed. Nevertheless, the presence of roots in the unamended tailing layer (from very fine to medium or big) indicates that root development in tailings was possible despite the high compactness of the substrates and the elevated total concentration of Zn, Cd, and Pb. Of the ten species, *A. polyacantha* and *P. guajava* (**Table A5.4**) showed a higher number of roots (15 to 75 roots dm⁻² of soil) in the unamended tailing layers compared to 8 other tree species (less than 15 roots dm⁻² of soil), and among the two, *A. polyacantha* appeared to have root sizes from very fine to big, while *P. guajava* had only very fine roots in these layers. These two species (*A. polyacantha* and *P. guajava*) were confirmed by Kambing'a and Syampungani (2012), Bazihizina et al. (2015) Perlatti et al. (2015), and Festin et al. (2019) as highly tolerant species to metal-rich soils. *A. polyacantha* is a native species mostly found in the lowlands of miombo woodland, and this was the initial state of this area before pollution. New (1984) also showed that Acacia species are considered to be invasive as they have the potential to survive and adapt to varying environments. They have a wider ecological amplitude, and as leguminous plants, they are capable of fixing atmospheric nitrogen

into the soil and therefore tend to improve the nutrient status of the soils with time. *P. guajava* has been proven to have a high tolerance to metal stress (Perry et al., 2010). Bazihizina et al. (2015) tested the tolerance of the species to Ni in the hydroponic experiments and attested that *P. guajava* could have good growth on treatments with higher concentrations of Ni with lower translocation to shoots, suggesting a potential role for the phytostabilization of polluted soils. Species that are less sensitive to stress factors (in this case, metal toxicity and soil compactness) need to be promoted to implement phytostabilization of tailings dam with fewer amendments. The more the constraints in the tailings dam, i.e., poor soil nutrients, high concentration of heavy metals, and compactness were reduced by the application amendments, the more improved was the root behavior (Guittonny-Larcheveque and Pednault 2016; Brennan et al., 2014). The abundance of roots was positively influenced by the fertility of the soil, whereas the size, orientation, and penetration of roots were not related to fertility or to the toxicity of metals, but to the compactness of the substrate. The pseudo-total concentration of Cu and Co appeared to be very high in surface and amended layers than in the tailing layer (unamended layer) with high affinity to TOC (**Figure A5.4**), but this elevated concentration of Cu and Co did not impair root development in the amended layer, likely due to the organic matter effect reducing trace metal mobility or toxicity (Shutcha et al., 2010; Lee et al., 2014; Mollon et al., 2016), and the high affinity of Cu and Co with the TOC may be due to the ability of the organic matter to sorb some metals as copper confirmed by Pourret et al. (2016).

Heavy Metal Concentration Status of Ten Tree Species on the Tailings Dam

In spite of elevated metal concentration in soil, ranging from 3,741 to 13,852 for Zn, from 1,674 to 3,654 for Cu, and from 45 to 933 for Co and manifold higher compared to the pedo-geochemical background, the trace metal content in tissues (leaf and root) of ten different tree species was within or slightly above the range limit for Zn and Cu. It is also worth noting that the higher accumulation of metals in roots than in the above part of trees is a good characteristic of species for phytostabilization (Mendez and Maier, 2008; Festin et al., 2019; Rana et Maiti, 2018). Nevertheless, leaves of *S. simea* and *C. lusitanica* need to be avoided as their Zn content could go beyond the normal range. The Co threshold range in non-edible tissues of plants for the soil of the Copperbelt region is yet to be clearly discussed. However, considering the threshold of 0.02–1 mg kg⁻¹ for Co (Elderfield, 2000), leaves should be avoided for human or animal consumption. However, *P. guajava* is known for producing edible fruits, but are guavas from the tailing plantation contaminated? The Co, Cu, and Zn concentrations in fruits of *P. guajava* as shown in **Table A5.5** were all within the normal range, but consumption of leaves is to be avoided because of the Co concentration that was beyond the normal range.

Table A5.5 : Trace metal concentration in fruits and leaves of *P. guajava* from the tailing tree plantation

Tissues	Metals (mg kg ⁻¹)		
	Cu	Co	Zn
Fruit	7.1	1.1	96.8
Leaf	18.1	2.3	241.3
Threshold*	2-20	0.02-1	100-400

*(Elderfield, 2000; Mendez and Maier, 2008).

Conclusion

Fifteen years after amendment with organic waste mixed with topsoil and tree planting on the tailings dam, the nutrient concentration in the amended holes was still affordable for tree survival, although Cu and Co concentration tended to increase in organic matter-rich layers. Tree roots behaved well in the amended layer (very abundant, all sizes, and regularly distributed) in comparison to the tailing layer; however, a few roots of the surviving species ranging from very fine to big went horizontally beyond the amended layer, indicating the possibility of tree survival on the tailing's dams over many years. Of the 10 species, *A. polyacantha* and *P. guajava* showed an abundant root development in the unamended tailing layers compared to the other 8 tree species. Species that are less sensitive to stress factors (in this case, metal toxicity and soil compactness) need to be promoted to implement phytostabilization of tailings dams with fewer amendments, and the topsoil from the uncontaminated areas should be added to the organic amendments for the rehabilitation of larger areas. This case study shows the feasibility of a long-term phytostabilization using trees in the metal-polluted lands due to the fact that amendments could overthrow limits on metal toxicity and soil compactness, and tree roots, in turn, attempted to grow beyond the area dominated by the amendments. Moreover, the metal concentrations in leaves were within or slightly higher than the normal range, with the caution that they are not for human or animal consumption, but given the lower content of Cu, Zn, and Co in guava, there is no indication of hazards in case of their consumption.