

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



Jacques KILELA MWANASOMWE

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

**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**

Jacques KILELA MWANASOMWE

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 : 2022

Résumé

Les rejets miniers, industriels et les retombées des rejets atmosphériques sont de principales sources de contamination en éléments traces de vastes étendues des sols de l'arc cuprifère Katangais (RD Congo). La phytostabilisation s'avère une stratégie de la phytoremédiation la mieux appropriée pour la réhabilitation des sols dans cette région grâce au fait qu'en plus de ses avantages socio-économiques et environnementaux, on peut remédier de grandes étendues de sols dans le contexte de contamination polymétallique. Toutefois, les recherches de phytoremédiation en Afrique tropicale restent encore en phase expérimentale, l'implémentation à grande échelle est jusque-là très peu mise en œuvre. Néanmoins, les initiatives de plantation d'arbres mises en œuvre par les habitants dans les quartiers pollués à Lubumbashi et par l'entreprise minière Gécamines sur le bassin de décantation (BDD) à Kipushi ont fait l'objet de cette étude qui est d'améliorer les techniques de phytostabilisation pour la production des services écosystémiques en milieux pollués urbains et périurbains.

La première approche a étudié les pratiques agronomiques et la performance des espèces d'arbres installées en milieu urbain et périurbain. En milieu urbain (Lubumbashi), le nombre d'arbres par parcelle et d'espèce était plus élevé dans les quartiers non pollués (Kalebuka et Kaleja), dominés par des espèces fruitières, alors que les espèces non fruitières étaient plus dominantes dans le quartier pollué de Penga Penga. Près de 80% des habitants de Penga Penga utilisent des amendements contre 41 % seulement à Kalebuka. Ces amendements issus principalement de déchets ménagers et le sol des poubelles communes étaient enfouis dans les trous plus profonds (25 à 100 cm) en milieu pollué. Les arbres implantés en milieu non pollué tout comme ceux plantés avec amendements organiques tendaient à avoir une hauteur ou un diamètre à la hauteur de la poitrine (dhp) plus élevé. Quant au milieu périurbain (Kipushi), le peuplement installé sur le BDD avait une hauteur moyenne maximale de 6,7 m et un dhp moyen maximal de 21,9 cm. Cinq espèces (*Leucaena leucocephala*, *Albizia lebbeck*, *Acacia polyacantha*, *P. guajava* et *Senna spectabilis*) se sont bien régénérées. Toutefois, *L. leucocephala* a montré un caractère très envahissant. Au niveau souterrain, les couches amendées ont eu d'abondantes racines (75 à 200 et > 200 racines dm⁻²) comparé aux couches non amendées (15 à 75 et < 15 racines dm⁻²), mais la présence des racines dans les rejets contaminés montre néanmoins, la possibilité de survie à long terme des arbres sur les sols pollués.

La deuxième approche a évalué les attentes des habitants sur les services écosystémiques dans leur milieu ainsi que d'importantes fonctions écosystémiques obtenues après implantation d'arbres en milieu pollué. En milieu urbain, le service fruit, le service d'ombrage et brise-vent ont été les plus attendus par les habitants. Le service fruit était moins prioritaire pour les habitants de Penga Penga que ceux d'autres quartiers. Les espèces d'arbres implantées ont différemment facilité l'installation de la végétation spontanée. Le sol végétalisé a indiqué des concentrations moyennes en Cu, Co et Zn plus élevées que celles du sol nu, ce qui serait d'une part dû à la réduction de la mobilité des métaux du sol.

La dernière approche a traité de la concentration en éléments traces dans les organes et les charbons de bois de différentes espèces ligneuses plantées. En milieu urbain, la concentration en métaux dans les organes des espèces étudiées étaient légèrement plus élevée en milieu pollué comparé au milieu non pollué, mais les écarts entre ces deux milieux étaient plus faibles comparés à ceux du sol. De manière générale les concentrations en métaux (Co, Cu et Zn) ont été largement supérieures aux seuils dans les écorces et légèrement au-dessus des seuils pour les feuilles de *P. guajava* à Penga Penga et Kalebuka, et *Cupressus lusitanica* sur le BDD. Les fruits et le bois ont eu une concentration en métaux ne dépassant pas les seuils, excepté pour les fruits de *P. guajava* avec (2mg kg^{-1}) à Penga Penga. Il n'y a pas eu de différence significative entre la concentration en métaux des charbons de bois issus du site pollués comparés à ceux des sites non pollués. Par conséquent, il n'y a pas de danger lié particulièrement à l'utilisation de charbons issus des sites pollués.

Mots clés : bassin de décantation, éléments traces, pollution, contamination, phytoremédiation, phytostabilisation, espèce d'arbre, service écosystémique, fonction écosystémique, milieu urbain, milieu périurbain.

Abstract

Mining waste (backfill), tailings and atmospheric fallout from metal smelting are the main sources of trace element contamination of large areas of soils in the Katangan Copperbelt (DR Congo). Phytostabilization is one of the most appropriate phytoremediation strategies for soil remediation in this region because, in addition to its socio-economic and environmental benefits, it can remediate large areas of soil in the context of polymetallic contamination. However, phytoremediation research in tropical Africa is still in the experimental phase, with little large-scale implementation to date. Nevertheless, tree planting initiatives implemented by residents in polluted neighborhoods in Lubumbashi and by the mining company Gécamines on the tailings dam (TD) at Kipushi are the main object of this study, which is to improve phytostabilization techniques for the production of ecosystem services in urban and peri-urban polluted areas.

The first approach studied the agronomic practices and the performance of tree species installed in urban and peri-urban areas. In urban areas (Lubumbashi), the number of trees per plot and species was higher in the non-polluted areas (Kalebuka and Kaleja), which were dominated by fruit species, whereas non-fruit species were more dominant in the polluted area of Penga Penga. Nearly 80% of the inhabitants of Penga Penga use soil amendments compared to only 41% in Kalebuka. These amendments were mainly derived from household waste and the soil of common garbage areas and were put in deeper holes (25 to 100 cm) in polluted areas. Trees planted in non-polluted areas as well as those planted with organic amendments tended to have a higher height or diameter at breast height (dbh). In the peri-urban area (Kipushi), the stand on the TD had a maximum mean height of 6.7 m and a maximum mean dhp of 21.9 cm. Five species (*Leucaena leucocephala*, *Albizia lebbbeck*, *Acacia polyacantha*, *P. guajava* and *Senna spectabilis*) regenerated well. However, *L. leucocephala* showed a very invasive character. In the soil profiles, the amended layers had abundant roots (75 to 200 and > 200 roots dm⁻²) compared to the unamended layers (15 to 75 and < 15 roots dm⁻²), nevertheless, the presence of roots in the tailing layers shows the possibility of long-term survival of trees on the polluted soils.

The second approach evaluated the expectations of the residents on ecosystem services in their environment important and the ecosystem functions obtained after tree planting on pollute soil. In the urban area, the fruit service and the shade and windbreak service were the most expected by residents. Fruit service was less of a priority for residents of Penga Penga than for those in other neighborhoods. Implanted tree species differentially facilitated the establishment of spontaneous vegetation. The reclaimed soil showed higher average concentrations of Cu, Co, and Zn than the bare soil, which would be due in part to the reduced metal mobility of the soil.

The last approach addressed the concentration of trace elements in the organs and charcoal of different tree species. In the urban area, the concentration of metals in the organs of the studied species was slightly higher in the polluted area compared to the unpolluted area, but the differences between these two environments were smaller compared to those of the soil. In general, metal concentrations (Co, Cu and Zn) were

well above thresholds in bark and slightly above thresholds for leaves of *P. guajava* at Penga Penga and Kalebuka, and *Cupressus lusitanica* on the TD. Fruits and wood had metal concentration not exceeding thresholds, except for *P. guajava* fruits with (2mg kg^{-1}) at Penga Penga. There was no significant difference between the metal concentration of charcoal from the polluted site compared to those from the unpolluted sites. Therefore, there is no specific hazard associated with the use of charcoal from the polluted sites.

Key words: tailing dam (TD), trace elements, pollution, contamination, phytoremediation, phytostabilization, tree species, ecosystem service, ecosystem function, urban area, peri-urban area, reclaimed soil.

Remerciements

Le présent travail a été réalisé dans le cadre du programme de bourses exceptionnelles appelé encore bourse extraordinaire ou Programme de mobilité de l'ARÉS-CCD que je remercie beaucoup d'avoir disposé des conditions nécessaires pour la réalisation de cette thèse de doctorat. Ce parcours scientifique qui a débuté en 2018 et s'est achevé en 2022 m'a été très enrichissant en termes de connaissance et d'expérience que je mettrai en valeur dans ma carrière professionnelle.

Mes remerciements s'adressent particulièrement aux promoteurs de cette thèse :

Au Professeur Gilles COLINET pour avoir dirigé cette thèse, la rigueur scientifique qui vous caractérise m'a solidement construit comme sur un roc, j'aime beaucoup quand vous faites chaque chose en son temps « *I really appreciate !* »

Au Professeur Mylor NGOY SHUTCHA pour m'avoir initié à la recherche scientifique et dirigé jusqu'à ma maturité. Je n'oublierai jamais sa phrase magique qui me galvanisait, alors qu'il n'y avait pas de bourse, pas de financement, pas même de salaire...en fait rien, mais il disait toujours : « *Ta thèse va maintenant avancer !* » Shukurani à vous Doyen

Je remercie les membres de mon comité de thèse, le Professeur Gregory MAHY, Professeur Jan BOGAERT, Amandine LIENARD et Professeur Michel MPUNDU MUBEMBA pour leur temps consacré et les suggestions faites pour la réussite de ce travail.

Sa thèse et la mienne se complète comme les deux testaments, Merci beaucoup Serge LANGUNU pour tes nombreuses contributions dans cette thèse. Je remercie aussi Franck MPETEMBA WA KALALA, Alain TSHIBUNGU NKULU, Salvatora NKULU NSENGA, Donato KAYA MUYUMBA, Audry TSHIBANGU KAZADI, Patrick KASANGIJ A KASANGIJ, Fidèle CUMA MUSHAGALUSHA, Bill KASONGO WA NGOY KASHIKI, Sylvestre CABALA KALEBA, Pacifique KIZILA, Héritier KHOJ, Besmer Régis AHISSOU pour leurs nombreux conseils et contributions.

Remerciements particuliers aux autorités de la FSA (Faculté des Sciences Agronomiques), le Professeur Mylor NGOY SHUTCHA, doyen de la faculté ; Professeur Auguste CHOCHA MANDA, vice-doyen chargé de l'enseignement et Professeur Basile MUJINYA BAZIRAKE, vice-doyen chargé de la recherche pour leur assistance administrative et financière.

Merci à toute l'équipe de l'unité Echange Eau-Sol-Plante, l'intrepide Raphaël TARANTINO, Pauline BIRON, Emilie MARIT, Sibylle COMELIAU, Béatrice LAGRANGE pour leur assistance dans les analyses au laboratoire et d'autres questions techniques et administratives.

Je remercie beaucoup papa Pierre MUTAMBWE de l'entreprise minière KICO pour nous avoir donné accès à la plantation d'arbres du bassin de

décantation à Kipushi. Un grand merci aux habitants de Penga Penga pour avoir été toujours disposé à répondre aux questions d'enquêtes répétitives.

A mes parents Xavier et Agnès et à mes sœurs Mireille, Joëlle, Judith et Jémima et mes deux frères Chris et Julien pour m'avoir soutenu durant tout mon parcours de thèse

À mon épouse Enocencia, une femme très extraordinaire qui chaque jour me transmettait son énergie pour l'achèvement de cet ouvrage. À mes deux bonheurs, Jos et Hiram, je vous dédie ce travail.

Table des matières

Résumé	i
Abstract	iii
Remerciements	v
Table des matières	vii
Liste des figures.....	xii
Liste des tableaux	xiv
Liste des abréviations	xvi
Introduction générale	1
1. Contexte général	3
2. Attrait de l’Arc Cuprifère Katangais	3
3. Impacts de l’exploitation minière sur l’environnement.....	5
4. Réhabilitation des sites pollués en métaux traces	7
4.1 Méthodes physico-chimiques de dépollution des sols	7
4.2 Phytoremédiation.....	8
5. Avantages et limites des espèces herbacées et des arbres utilisés en phytoremédiation	9
5.1 Plantes herbacées.....	9
5.2 Arbres	10
5.3 Association d’espèces herbacées et ligneuses	11
5.4 Situation en Afrique tropicale.....	11
6. Services écosystémiques des sites pollués réhabilités	11
7. Milieu d’étude, objectifs et stratégie de recherche	14
7.1. Présentation des milieux d’étude.....	14
7.2 Objectifs et stratégie de recherche	18
8. Références	21
Chapitre 1 : Phytoremediation of polluted soils and waters in tropical Africa-the use of herbaceous plants and trees	29
Abstract	31
1. Introduction	31
2. Phytoremediation with herbaceous plants and trees in tropical Africa.....	33
3. Research and implementation of phytoremediation in DR Congo	53
4. Conclusion	55
5. References	56

Chapitre 2 : Improving ecosystem services in sites polluted by trace metals in the katangan Copperbelt (DR Congo) by planting trees: Do the species planted meet the needs of urban residents?65

Abstract	67
1. Introduction	67
2. Materiel and method.....	69
2.1 <i>Survey and data collection</i>	69
2.2 <i>Soil sampling</i>	69
2.3 <i>Resident characteristics</i>	71
2.4 <i>Data analysis</i>	71
3. Results	71
3.1 <i>Expected ecosystem services in the residential plots of urban areas</i> 71	
3.2 <i>Tree species planted in the four neighborhoods of Lubumbashi</i>	74
3.3 <i>Functional traits of tree species vs potential ecosystem services</i>	77
4. Discussion	80
4.1 <i>Expectation of the residents on ecosystem services provided by trees</i> 80	
4.2 <i>Diversity of trees species in the four suburbs</i>	80
4.3 <i>World most reported services of tree species frequently planted at Lubumbashi and implication for phytostabilisation</i>	81
4.4 <i>Decision process for Phytostabilisation and sustainability in the Copperbelt region</i>	82
5. Conclusion.....	82
6. References	83

Chapitre 3 : Évaluation des pratiques agronomiques, performance des arbres et des concentrations en ETM des organes des arbres dans un quartier pollué et un quartier non pollué à Lubumbashi91

Résumé	93
Abstract	93
1. Introduction	94
2. Milieu, matériel et méthodes	95
2.1 <i>Milieu d'étude</i>	95
2.2 <i>Collecte des données</i>	96
2.3 <i>Traitement des données</i>	98
3. Résultats	98
3.1 <i>Pratiques agronomiques mises en œuvre pour la plantation d'arbres</i> 98	

3.2	<i>Traits des arbres en fonction des sites et des amendements.....</i>	101
3.3	<i>Concentration des éléments traces dans les organes des espèces arbres</i>	105
4.	Discussion.....	107
4.1	<i>Stratégies de plantation d'arbres sur sol fortement contaminé en éléments traces</i>	107
4.2	<i>Performance des arbres en fonction des sites et des amendements</i>	108
4.3	<i>Niveau de concentration en éléments traces dans les organes des espèces ligneuses</i>	108
5.	Conclusion	109
6.	Références	110

Chapitre 4 : Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam..... 117

Abstract	119
1. Introduction	119
2. Material and methods	121
2.1 <i>Study area.....</i>	121
2.2 <i>Soil sampling</i>	121
2.3 <i>Vegetation Inventory.....</i>	121
2.4 <i>Plant sampling.....</i>	122
2.5 <i>Charcoal production and sampling.....</i>	122
2.6 <i>Chemical analysis of soil, plants, and charcoals.....</i>	122
2.7 <i>Statistical analysis</i>	122
3. Results	123
3.1 <i>Chemical characteristics of soil according to depth and vegetation cover</i>	123
3.2 <i>Dendrometric characteristics and performance of tree species in the TD stand</i>	125
3.3 <i>Diversity of spontaneous vegetation.....</i>	126
3.4 <i>Trace metal concentration in above-ground organs of trees on TD</i>	131
3.5 <i>Assessment of trace metal concentration in wood charcoals from TD trees</i>	133
4. Discussion.....	135
4.1 <i>Effect of depth and vegetation cover on chemical properties of soil</i>	135

4.2	<i>Performance of tree species and spontaneous vegetation on TD....</i>	135
4.3	<i>Tree species behavior toward trace metals and implication on charcoal production</i>	137
5.	Conclusion.....	138
6.	References	139
Chapitre 5 : Effect of organic amendment on the physicochemical characteristics of tailings dam soil and root development of tree species, fifteen years after planting.....		147
	Abstract	149
1.	Introduction	149
2.	Materials and methods.....	150
2.1	<i>Study area.....</i>	150
2.2	<i>Soil amendment and tree planting.....</i>	151
2.3	<i>Sampling design.....</i>	151
2.4	<i>Root development description</i>	152
2.5	<i>Soil sampling and analysis</i>	152
2.6	<i>Data analysis.....</i>	153
3.	Results	153
3.1	<i>Soil physicochemical properties of layers at the amended holes</i>	153
3.2	<i>Tree root development in the layers of amended holes</i>	156
3.3	<i>Root development according to tree species</i>	157
3.4	<i>Trace Metal Concentration in Tree Tissues</i>	159
3.5	<i>Root development according to physicochemical characteristics of the soil</i>	159
4.	Discussion	160
4.1	<i>Soil condition 15 years after amendment and tree planting.....</i>	160
4.2	<i>Root behavior according to soil layers, tree species, and soil characteristics</i>	161
4.3	<i>Heavy Metal Concentration Status of Ten Tree Species on the Tailings Dam</i>	162
5.	Conclusion.....	163
6.	References	163
Discussion générale.....		169
1.	Les arbres pour améliorer la production des SE dans les sites pollués de l'ACK : le choix en fonction des attentes et du niveau de pollution des quartiers ?	

2. Des pratiques agronomiques et performances des arbres différentes entre les quartiers pollués et non pollués de Lubumbashi.....	173
3. Fonctions écosystémiques fournies et amélioration de la production des SE dans les sites pollués par les activités minières	175
4. Recommandations et perspectives	177
5. Références	180
Annexes.....	187

Liste des figures

Figure 0.1 : Localisation de l’Arc Cuprifère Katangais (Kalongwe Mining SA).....	4
Figure 0.2 : Collines de l’Arc Cuprifère Katangais (photo : Boisson, 2016)	5
Figure 0.3 : Trois principales sources de contamination minière au sein de l’ACK (a : les retombées des rejets atmosphériques, b : rejets liquides ou tailings, c : rejets miniers et remblais, photos : Shutcha)	6
Figure 0.4 : Typologie des services écosystémiques et leurs exemples associés. Services d’approvisionnement, services de régulation, services culturels et services de support ou d’appui (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).	12
Figure 0.5 : Exemple de l’évaluation d’un service écosystémique d’une plantation forestière	13
Figure 0.6 : Localisation des sites d’étude sur la carte de la ville de Lubumbashi (Penga Penga et Gécamines : quartiers pollués, Kalebuka et Kaleja : quartiers non pollués)	15
Figure 0.7 : Quatre quartiers de Lubumbashi choisis comme milieux d’étude. (a) : quartier Gécamines avec des rangées de manguiers de part et d’autre de la route, (b) : quartier Penga Penga, (c) : quartier Kaleja, une parcelle résidentielle dominée par des manguiers, (d) : quartier Kalebuka	16
Figure 0.8 : Localisation du bassin de décantation dans la périphérie de Kipushi et la plantation d’arbres encadrée en rouge (Google Earth Pro)	17
Figure 0.9 : Bassin de décantation (BDD) de Kipushi avec la plantation d’espèces ligneuses (a) : sol de rejets miniers avec quelques taches de végétation sur les pointes des termitières submergées, (b) : couches de rejets du BDD en cours d’érosion, (c) : plantation d’espèces ligneuses sur le BDD, (d) : profil indiquant le sol amendé et non amendé au pied de l’arbres sur le BDD	17
Figure 0.10 : Organisation générale de la thèse.....	20
Figure 1.1 : Progress of publications recommending species and techniques for phytoremediation in tropical Africa	52
Figure 1.2 : Photos from the trial of tree plantation on the tailing dam of Kipushi. (a): tailings with some patches of vegetation (b): tree plantation on the tailing (c): Row of <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Senna siamea</i> and spontaneous species (d): Row of <i>L. leucocephala</i> , <i>A. auriculiformis</i> and spontaneous species (photos: Jacques Kilela).	54
Figure 1.3 : Photos from the suburb of Lubumbashi (Penga Penga) polluted by the metal fallout from the smelter. (a): Some residential plots at Penga Penga, (b): Young <i>Pinus spp</i> , <i>P. guajava</i> and big <i>L. leucocephala</i> , (c): <i>M. indica</i> and <i>Citrus lemon</i> , (d): two trees of <i>S. guineense</i> (Photos: Jacques Kilela).	55
Figure 2.1 : Descriptive statistics of the number of trees per residential plot, and species richness in four suburbs. (GCM Gécamines, KLB Kebuka, KLJ Kaleja, PP Penga Penga), n = 22 residential plots.....	74
Figure 2.2 : Principal component analysis of tree species distribution in four suburbs from Lubumbashi. GCM Gécamines, KLJ Kaleja, KLB Kalebuka, PP Penga Penga. Acau <i>Acacia auriculiformis</i> , Alle <i>Albizia lebeck</i> , Ansp <i>Angophora spp</i> , Anmu <i>Anona muricata</i> , Brsp <i>Brachystegia spiciformis</i> , Caca <i>Cajanus cajan</i> , Capa <i>Carica papaya</i> ,	

Cile *Citrus lemon*, Como *Combretum molle*, Dere *Delonix regia*, Elgu *Elaeis guineensis*, Euca *Eucalyptus camaldulensis*, Lele *Leucaena leucocephala*, Main *Mangifera indica*, Moru *Morus rubra*, Musi *Musa sinensis*, Peam *Persea americana*, Phmu *Phyllanthus muellerianus*, Pisy *Pinus sylvestris*, Psgu *Psidium guajava*, Sygu *Syzygium guineense*..... 76

Figure 2.3 : Decision process for phytostabilisation in urban and peri-urban polluted areas

Figure 3.1 : Fréquence de l'utilisation des pratiques agronomiques lors de la plantation des arbres à Penga Penga (PP) et Kalebuka (KLB). (a) Mode de plantation, mode1 : trou de plantation, mode2 : poubelle, mode3 : fosse septique, mode4 : termitière, mode5 : spontané. (b) matériel de plantation, (c) profondeur de plantation en cm ; n = 44. 99

Figure 3.2 : Fréquence d'utilisation des amendements pour la plantation des arbres à Penga Penga (PP) et Kalebuka (KLB). Avec am : avec amendements, sans am : sans amendements ; n = 44. 100

Figure 3.3 : Relations entre traits dendrométriques avec âge comme covariable dans le quartier pollué et non pollué. Kal : quartier non pollué de Kalebuka, PP : quartier pollué de Penga Penga ; A : DHP (diamètre à la hauteur de la poitrine), B : hauteur des arbres. N = 20 arbres/espèce/site. 102

Figure 3.4 : Relations entre traits dendrométriques avec âge comme covariable en fonction des amendements. am : amendé, na : non amendé ; A : DHP (diamètre à la hauteur de la poitrine), B : hauteur des arbres. N = 20 arbres/traitement/espèce .. 103

Figure 4.1 : 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)..... 124

Figure 4.2 : 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..... 125

Figure 4.3 : (a) location of the study area, (b) bare soil of tailings dam, (c) reclaimed area with trees species 139

Figure 5.1 : Soil compactness of layers in the profiles (L1: layer 1, L2: layer 2, LA: layer 3 amended, LNA: layer 3 unamended). 156

Figure 5.2 : 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] 157

Figure 5.3 : 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). 159

Figure 5.4 : 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). 160

Liste des tableaux

Table 1.1 : Research progress and potential species for phytoremediation in tropical Africa.....	34
Table 1.2 : Candidate species that were recommended in more than one publication	53
Table 2.1 : Chemical characteristics of soil collected inside residences from four suburbs in Lubumbashi (Penga Penga, Gécamines, Kalebuka, Kaleja). Median (minimum-maximum) n=10, macronutrients extracted with EDTA and pseudo-total TM extracted with aqua regia.....	70
Table 2.2 : Expected ecosystem services by residents from tree planting in four suburbs of Lubumbashi. Penga Penga (78 residents) and Gécamines (22 residents): trace metal polluted suburbs; Kalebuka (56 residents) and Kaleja (22 residents) unpolluted suburbs).....	73
Table 2.3 : Tree species identified in four suburbs of Lubumbashi. A survey was done in 22 residential plots for each suburb (total = 88). Mean area per plot = 656.3 m ² . (GCM Gécamines, PP: Penga Penga)	75
Table 2.4 : Reported ecosystem services documented from the most abundant species found in residential of four Lubumbashi neighborhoods.....	78
Table 3.1 : Résultats d'analyses des sols de Penga Penga et de Kalebuka (concentrations disponibles extraites à l'acétate d'ammonium + EDTA). Références du fond géochimique locale selon Shutcha et al. (2018). Moyenne (minimum-maximum), n = 12.....	97
Table 3.2 : Types d'amendements	100
Table 3.3 : Sources des amendements	101
Table 3.4 : Modèle linéaire d'ANCOVA sur les traits dendrométriques des espèces ligneuses en fonction des sites et des amendements.....	104
Table 3.5 : Concentration des éléments traces dans les feuilles et fruits des espèces fruitières (mg kg ⁻¹). Moyenne (Minimum – Maximum) n = 8 à 12.....	105
Table 3.6 : Concentration des éléments traces dans les feuilles et bois des espèces non fruitières (mg kg ⁻¹). Moyenne (Minimum – Maximum). n = 8 à 12.....	106
Table 4.1 : Dendrometric characteristics and performance of tree species in the TD 15 years after planting (1.5 ha).....	126
Table 4.2 : Diversity of spontaneous species around planted woody species (CL: <i>C. lusitanica</i> , SS: <i>S. siamea</i> , SSP: <i>S. spectabilis</i> , PS: <i>P. sylvestris</i> , LL: <i>L. leucocephala</i> , AP: <i>A. polyacantha</i> , PG: <i>P. guajava</i> , AA: <i>A. auriculiformis</i> , AL: <i>A. lebbeck</i>). dbh, diameter at breast height.....	127
Table 4.3 : Spontaneous vegetation around main tree species (64 quadrats of 9 m ² around trees in the plantation of 15000 m ² ; RA: relative abundance).....	129
Table 4.4 : Spontaneous vegetation in tree corridors (34 quadrats of 12m ² 17 corridors in the plantation of 15000 m ² ; RA: relative abundance).	130
Table 4.5 : Proportion of ecological and biological types of spontaneous vegetation at Kipushi tailing dams.....	131

Table 4.6 : Trace metal concentration in organs according to species and range of allowable concentration limits (mg kg ⁻¹ dry weight)	132
Table 4.7 : Comparison of trace metal concentration in leaves, wood and barks of tree species (mg kg ⁻¹ dry weight; n=2)	132
Table 4.8 : Trace metal concentration in wood and charcoals from contaminated and normal sites (mg kg ⁻¹ dry weight; n= 4). AA: <i>A. auriculiformis</i> , LL: <i>L. leucocephala</i>	134
Table 5.1 : Profile layer description.....	152
Table 5.2 : 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.	155
Table 5.3 : 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 (Shutcha et al., 2018). ***p < 0.001; ns, not significant. "a-c": Means not sharing any letter are significantly different.	155
Table 5.4 : Characteristics of roots according to tree species in amended and unamended layers	158
Table 5.5 : Trace metal concentration in fruits and leaves of <i>P. guajava</i> from the tailing tree plantation	163
Table 1 : Espèces ligneuses candidates pour la phytostabilisation en milieu pollué urbain et périurbain de l'arc cuprifère katangais.	179

Liste des abréviations

ACK : Arc Cuprifère Katangais
ANCOVA : analyse de covariance
ANOVA : analyse de la variance
BDD : bassin de décantation
CPAR: Centre for Agriculture and Rurality
DBH: diameter at breast height
DHP : diamètre à la hauteur de la poitrine
DRC : République Démocratique du Congo
EDTA: Éthylènediaminetétraacétique
ES: Ecosystem service
GCM : Générale des Carrières et des Mines
Gécamines : Générale des Carrières et des Mines
HSD: Honest Significant Difference
L1: Layer 1
L2 : Layer 2
LA : amended layer
LNA : unamended layer
OM: Organic Matter
PCA: Principal Component Analysis
PCoA: Principal Coordinate Analysis
PIB: Produit Intérieur Brut
RD Congo : République Démocratique
SE: Service Écosystémique

TD: Tailings Dams

TM: Trace metal

TOC: Total Organic Carbon

UMHK: Union Minière du Haut-Katanga

Introduction générale

1. Contexte général

La contamination en éléments traces métalliques (Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Ni...) des sols et des eaux de surface et souterraines devient de plus en plus alarmante dans le sud-est de la RD Congo à cause des activités minières intenses que cette région a connues depuis le début du 20^{ème} siècle. Le nombre des sites pollués, rivières, quartiers (à Lubumbashi, Likasi, Kolwezi et Kipushi) ou villages ne cesse d'augmenter vu la multiplicité des entreprises minières dans la région (Katemo et al., 2010 ; Mpundu, 2010 ; Shutcha, 2010 ; Amisi et al., 2018). On estime qu'il y a actuellement plus de 416 millions de tonnes de rejets industriels et de scories métallurgiques dans l'Arc Cuprifère Katangais (Kaniki et Tumba, 2019). L'explosion démographique causée par la migration des populations qui viennent chercher du travail dans cette région minière n'a fait qu'amplifier la situation. Les villes et villages s'élargissent, la présence d'humains dans les milieux fortement contaminés en métaux devient de plus en plus fréquente, notamment certaines zones polluées en périphérie des villes et villages, jadis inhabitées, sont de nos jours densément peuplées. Des problèmes d'intoxication dus à l'exposition aux éléments traces (As, Cd, Co, Pb, Se et U) de la population vivant dans des zones distantes de 3 à 10 km des sources de contamination à Lubumbashi ont déjà été signalés par Banza et al. (2009), Musimwa et al. (2016) et Mukendi et al. (2018). Ce qui plaide clairement pour l'urgence de remédier ces milieux. Des études en rapport avec la phytoremédiation ont été menées depuis la fin des années 90 par Leteinturier et al. (1999), Shutcha et al. (2010 et 2015), Boisson et al. (2015) et Mpundu et al. (2018) principalement. Des essais de terrain ont mené à recommander des espèces herbacées susceptibles de s'installer avec succès sur sols pollués dans le cadre de la phytostabilisation (Shutcha et al., 2010 et 2015 ; Boisson et al., 2015). Les espèces herbacées peuvent contribuer à limiter la dispersion des métaux, mais elles présentent de grandes limites en ce qui concerne la production des services écosystémiques en comparaison avec les espèces ligneuses. Une meilleure connaissance (i) de l'adaptation des espèces ligneuses aux fortes contaminations, (ii) de l'efficacité des procédés techniques de phytostabilisation, (iii) de la capacité de fourniture de services écosystémiques par les espaces arborés dans les milieux pollués urbains et périurbains, habités ou non, ainsi que (iv) de l'état de contamination en éléments traces métalliques des organes ou produits d'intérêt des espèces ligneuses est indispensable pour poser les choix les plus pertinents en matière de réhabilitation des sites pollués au sein de l'Arc Cuprifère Katangais (ACK).

2. Attrait de l'Arc Cuprifère Katangais

L'Arc Cuprifère Katangais (ACK) est la région minière située au sud-est de la RD Congo (dans la province du Haut-Katanga et du Lwalaba). Il présente des gisements de cuivre et de cobalt parmi les plus importants au monde et considérés comme des ressources minières de hautes valeurs économiques (**Figure 0.1**). Il couvre une superficie estimée à 20000 km² qui s'étend d'est en ouest sur une longueur de 300 km et une largeur de 50 km, dans la région de Kolwezi-Likasi, infléchissant vers le sud-est, dans la région de Lubumbashi. Les gisements miniers affleurent sous forme de

collines à cause de la tectonique panafricaine qui a amené en surface de nombreuses roches riches en minerais de cuivre et cobalt mais aussi en manganèse, zinc, nickel, uranium, etc. (**Figure 0.2**) (François, 1973 ; Okitaudji, 2001 ; Cailteux et al., 2005 *in* Boisson, 2016).



Figure 0.1 : Localisation de l’Arc Cuprifère Katangais (Kalongwe Mining SA)

L’exploitation des gisements miniers Katangais (notamment le cuivre) a d’abord principalement été effectuée par l’UMHK (Union Minière du Haut-Katanga) à partir de 1906. L’UMHK fut ensuite nationalisée en 1966 pour devenir la Générale des Carrières et des Mines (Gécamines) (François, 1973). L’activité minière a alors pris une grande ampleur au point que le pays sera classé cinquième producteur mondial de cuivre derrière les Etats Unis, le Canada, le Chili et la Zambie. Pendant la période prospère, la Gécamines produisait 450.000 tonnes de cuivre par an générant des recettes annuelles qui contribuaient jusqu’à 60 % du budget national dans les années 1970 et 1980 (Shutchu, 2010). Après une forte réduction des activités, la libéralisation du secteur minier en 1999 et l’augmentation du cours du cuivre sur le marché international ont entraîné une reprise considérable de l’activité minière avec l’installation de grandes entreprises multinationales américaines, européennes et asiatiques (Shutchu, 2010).



Figure 0.2 : Collines de l’Arc Cuprifère Katangais (photo : Boisson, 2016)

3. Impacts de l’exploitation minière sur l’environnement

L’exploitation minière contribue de manière significative à la croissance économique et au développement de la plupart des économies mondiales (Eggert, 2001 ; Mensah et al., 2015), par sa contribution à l’augmentation des recettes publiques (augmentation du PIB), l’emploi, l’apport de devises étrangères, l’amélioration des infrastructures et le progrès technologique (Hilson, 2002 ; Mensah et al., 2015 ; Asare et Darkoh, 2001). Cependant, il n’existe aucun impact positif direct des activités minières sur l’environnement. Razo et al. (2004) ont souligné que les activités minières constituent l’une des sources les plus importantes de dispersion des métaux lourds dans l’environnement. Les activités minières et sidérurgiques produisent de grandes quantités de rejets miniers (rochers et minerais à faible teneur), des rejets industriels (*tailing*), des retombées de poussières de fonderie et des scories (Shutcha et al., 2010 ; Kaniki et Tumba, 2019). Tous les modes de contamination de l’environnement par l’industrie minière sont rencontrés dans les différents sites contaminés de la province du Haut-Katanga et du Lwalaba (**Figure 0.3**). Plusieurs parcs à rejets miniers ont créé des micro-déserts sur les sites exploités et ces rejets ont été estimés à 416 millions de tonnes pour toute la région de l’arc cuprifère katangais (Kaniki et Tumba, 2019). Ces milieux sont caractérisés par des concentrations élevées en métaux dans le sol, des pH extrêmes (très bas ou très élevé), de faibles teneurs en nutriments disponibles, de faibles capacités de rétention en eau et une compaction élevée (Malaisse, 1997 ; Leteinturier et al., 1999 ; Pierzynski et al., 2002 ; Conesa et al., 2007).

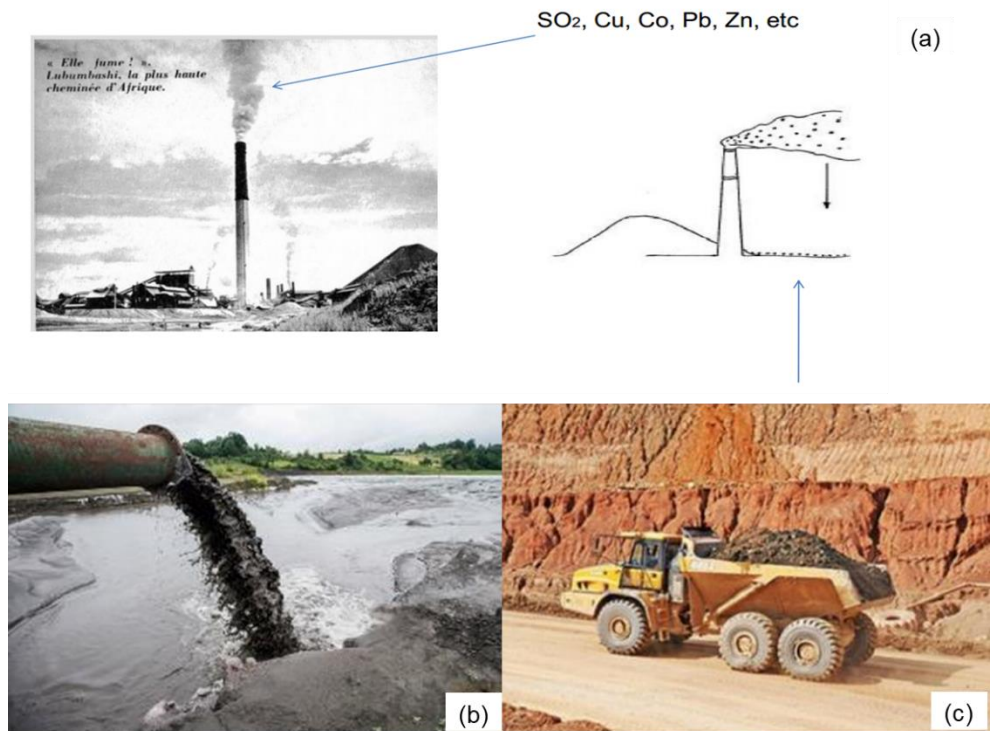


Figure 0.3 : Trois principales sources de contamination minière au sein de l'ACK. (a) : les retombées des rejets atmosphériques, (b) : rejets liquides ou tailings, (c) : rejets miniers et remblais, photos : Shutcha

Des atteintes environnementales sont observées à plusieurs niveaux :

- Erosion du sol par l'eau de pluie

Les pluies qui tombent rencontrent un sol nu ou avec une végétation clairsemée, ce qui le rend facilement érodable. Le ruissellement accru aboutit à la perte en terre, à la création de rigoles et ravines et à la dispersion des particules contaminées vers des milieux non contaminés, dont les rivières avoisinantes (Mendez et Maier, 2008 ; Shutcha, 2010)

- Erosion du sol par le vent

Le vent emporte les poussières riches en particules contaminées, qui soit sont inhalées par les hommes et les animaux, soit sont déposées sur des cultures ou contaminant d'autres surfaces (Mendez et Maier, 2008 ; Kim et al., 2009 ; Shutcha, 2010)

- Contamination des eaux de surface et des eaux souterraines

Certaines entreprises minières évacuent directement leurs eaux usées issues du procédé métallurgique vers les rivières. En outre, les déchets stockés sur un site

peuvent libérer des contaminants, soit par lessivage ou lixiviation vers la nappe souterraine, soit par ruissellement vers la rivière en aval du site pollué. La contamination des eaux de rivières en métaux lourds (Pb, U, V, Cu, Co et Cd) est à la base de la contamination des ressources halieutiques pouvant entraîner la baisse de la biodiversité (Katemo et al., 2010). Un grand nombre de rivières dans le Haut-Katanga ont été rapportées par plusieurs études comme présentant une eau impropre à la consommation et à l'agriculture à cause de la contamination en métaux lourds (Assani et Muteb, 1994 ; Katemo et al., 2010).

- Contamination des jardins et champs

Plusieurs études menées sur les jardins potagers installés par la population urbaine et paysanne au sein ou autour des sites pollués ont montré que les légumes provenant de ces jardins et des marchés de la ville de Lubumbashi présentent des concentrations en métaux lourds de loin supérieures aux limites acceptables (Mpundu et al., 2013 ; Mpundu et al., 2014). Des mines à ciel ouvert situées à proximité de champs cultivés seraient aussi à la base de la dégradation des sols et la baisse des rendements agricoles (CORDAID, 2015).

- Contamination de la chaîne alimentaire

Les hommes peuvent être exposés aux risques liés aux métaux lourds à travers la consommation d'aliments contaminés, l'inhalation de poussières, le contact cutané et l'ingestion du sol riche en métaux lourds, surtout pour ce qui concerne les enfants (Kim et al., 2009 ; Liao et al., 2014 ; Boskovic-Racocevic, 2014). Cependant, Khan et al. (2015) ont indiqué que le transfert sol-plante de métaux/métalloïdes toxiques est la voie la plus importante d'exposition de l'homme aux polluants du sol. Des études épidémiologiques menées dans les milieux pollués du Haut-Katanga ont rapporté des concentrations en éléments traces beaucoup plus élevées (en particulier As, Cd, Co, Pb, Se et U) dans l'urine, le sang et le sperme des populations humaines vivant à proximité des zones minières et des fonderies en comparaison à celles vivant dans une zone non minière, ce qui représente un risque sérieux pour la santé publique (Banza et al., 2009 ; Musimwa et al., 2016 ; Mukendi et al., 2018).

4. Réhabilitation des sites pollués en métaux traces

4.1 Méthodes physico-chimiques de dépollution des sols

Les méthodes physico-chimiques de dépollution des métaux traces dans le sol encore appelées méthodes conventionnelles ou traditionnelles reposent sur des processus physiques et/ou chimiques de décontamination. Les méthodes physiques consistent au déplacement, à la couverture ou la solidification du sol pollué. La remédiation chimique consiste à ajouter des réactifs qui vont favoriser l'extraction ou l'inactivation des polluants du sol (Tordoff et al., 2000; Neilson et al., 2003 ; Conesa et al., 2006). Elles sont rapides et efficaces pour améliorer les conditions du sol et empêcher la migration des contaminants, elles sont même mieux appropriées pour la remédiation des substrats fortement contaminés (Khan et Jones, 2009 *in* Wang et al., 2017). Mais, ces méthodes présentent de réels désavantages par le fait qu'elles demandent beaucoup de moyens (coût très élevé), elles peuvent difficilement

s'envisager sur de grandes étendues (Salt et al., 1995 ; Tordoff et al., 2000 ; Pulford et Dickinson, 2005). Vu les désavantages économiques et écologiques que ces méthodes conventionnelles présentent, la phytoremédiation peut être envisagée comme une alternative (Schnoor, 1997; Cunningham et Berti, 2000; Pilon-Smits, 2005).

4.2 Phytoremédiation

La phytoremédiation au sens large, encore appelée phytotechnologie, est un ensemble de technologies utilisant les plantes pour éliminer, détoxifier et contenir à la fois contaminants organiques et inorganiques, en particulier dans le sol (Pilon-Smits, 2005), et est indiquée par plusieurs chercheurs comme une stratégie de réhabilitation plus efficace, peu coûteuse et respectueuse de l'environnement (Bolan et al, 2011), qui traite les problèmes de pollution de grande étendues de sols et vise à rétablir un écosystème fonctionnel même dans les zones présentant des contaminations extrêmes en éléments traces (Dubourguier et al., 2001). L'utilisation de plantes ligneuses ou herbacées pour réhabiliter les sols est un aspect fondamental dans cette stratégie et les avantages que la phytoremédiation peut offrir dépendent du type de plantes utilisées pour cette fin (espèce herbacée ou d'arbre) et des modalités de mise en œuvre. Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation, mais les principales techniques adaptées aux contaminations métalliques sont les suivantes : phytostabilisation, phytoextraction, rhizofiltration et phytovolatilisation (Schnoor, 1997; Berti et Cunningham 2000; Pilon-Smits, 2005).

4.2.1 Phytostabilisation

La phytostabilisation est une technique qui utilise les plantes pour contenir les métaux dans le sol et qui permet d'atteindre l'objectif dans un laps de temps très réduit et d'établir un écosystème fonctionnel dans des zones fortement polluées et polymétalliques (Dubourguier et al., 2001). La stratégie qu'il convient de mettre en œuvre dans les conditions des sols très riches en métaux disponibles, pauvres en nutriments et souvent très compacts est la phytostabilisation assistée, qui consiste à installer les plantes présentant un bon potentiel sur le substrat riche en métaux avec des amendements en matière organique et/ou basiques pour améliorer les propriétés physiques (p.ex. augmenter la capacité de rétention d'eau et la densité du sol), chimiques (p.ex. augmenter la concentration en nutriments et le pH et diminuer la biodisponibilité des métaux) et biologiques (p.ex. accroître l'activité des microorganismes) du sol et ainsi faciliter l'installation du couvert végétal (Alvarenga et al., 2009 ; Lee et al., 2014 ; Burges et al. 2016 ; Labidi et al., 2017).

4.2.2 Phytoextraction

La phytoextraction est en grande partie une approche expérimentale qui utilise les plantes pour éliminer les métaux du sol (Berti et Cunningham, 2000 ; Pierzynski et al., 2002) ; cependant, cette stratégie est une approche qui n'est applicable qu'aux sites qui présentent des niveaux faibles à moyen de contamination en métaux traces à cause de la croissance très lente des plantes hyperaccumulatrices (Mahar et al., 2015) et du temps excessivement long que cette stratégie exige pour être efficace (Mertens et al., 2003).

4.2.3 Rhizofiltration

La rhizofiltration ou phytofiltration utilise des plantes pour filtrer les eaux de surface et souterraines contaminées en métaux traces. Dans cette technique les plantes sont utilisées pour créer une barrière hydraulique dans le traitement des eaux afin de réduire la dispersion verticale ou horizontale des métaux.

4.2.4 phytovolatilisation

La phytovolatilisation consiste à l'absorption et le rejet dans l'atmosphère des éléments traces métalliques comme le mercure, le sélénium et l'arsenic. Elle consiste en une accumulation des éléments traces dans les parties aériennes puis en leur relargage dans l'air sous une forme volatile moins toxique (Schnoor, 1997; Pilon-Smits, 2005 ; Lone et al., 2008).

5. Avantages et limites des espèces herbacées et des arbres utilisés en phytoremédiation

La phytostabilisation s'applique pour réhabiliter les sols pollués en métaux traces, ce qui conduit à l'établissement d'une couverture végétale persistante qui empêche la pollution de se propager par l'érosion, la percolation de l'eau, le lessivage et la dispersion des poussières contaminées par le vent (Berti et Cunningham, 2000). Les plantes constituent le matériel de base utilisé pour atteindre les objectifs dans cette stratégie (Pilon-Smits, 2005) ; Cependant, la plupart des études menées pour la mise en œuvre de cette stratégie sont basées sur des espèces herbacées, mais Pulford et Watson (2003) ont montré que l'utilisation d'arbres dans la phytoremédiation des sols contaminés en métaux traces a également fait l'objet d'une attention grandissante au cours de ces dernières décennies.

5.1 Plantes herbacées

5.1.1 Avantages

- La plupart des espèces accumulatrices et hyperaccumulatrices de métaux sont herbacées (Leteinturier, 2002).
- Les espèces herbacées peuvent bien se développer sur des sols extrêmement riches en métaux traces.
- Certains milieux pollués en métaux ont été spontanément couverts par des plantes herbacées lorsqu'un minimum de conditions pouvait s'améliorer (Shutcha et al., 2015).
- Elles peuvent pousser rapidement et produire des graines dans une échelle de temps très courte (2 ou 3 ans), une caractéristique qui contribue à la remédiation rapide des sols dégradés (Williams et Currey, 2002 ; Boisson et al., 2016) ;
- Esthétiquement agréables (Pierzynski et al., 2002).

5.1.2 Désavantages

- En général, les concentrations en métaux traces dans les tissus aériens des plantes herbacées sont beaucoup plus élevées que celles des arbres et arbustes

(Madejón et al., 2018) présentant un danger pour les herbivores et les humains (Mpundu et al., 2014).

- Les plantes herbacées fournissent peu de services écosystémiques comparativement aux arbres.
- Il n'est pas facile de rendre leur utilisation acceptable aux habitants vivant dans les milieux pollués, car ils ne peuvent pas obtenir d'autres services que celui de couvrir le sol nu.

5.2 Arbres

5.2.1 Avantages

- Une biomasse aérienne et souterraine importante qui constitue une précieuse séquestration du carbone (Baral et Guha, 2004) ;
- Les arbres ont des systèmes racinaires massifs, qui aident à fixer le sol et en plus, la couverture végétale peut favoriser la stabilisation physique du substrat (Stomp et al., 1993).
- La stabilité à long terme de la surface du sol est atteinte car les arbres sur pied diminuent l'érosion du substrat par le vent et l'eau (Johnson et al., 1992) ;
- La chute des feuilles, les bois et les racines morts ajoutent des quantités importantes de matière organique aux couches superficielles du sol, favorisant le cycle des éléments nutritifs, l'agrégation du sol et la capacité de rétention d'eau (Sarrah, 2002).
- Une grande quantité d'eau retirée du sol par le flux de transpiration diminue le flux descendant à travers le sol, et réduit ainsi les pertes par lessivage (Pulford et Dickinson, 2005).
- La stabilisation du sol par les arbres facilite l'installation d'espèces herbacées, de la microfaune et de la microflore du sol ; au final, la restauration des fonctions et des services de l'écosystème du sol (Mendez et Maier, 2008 ; Navarro-Cano et al., 2018).
- Le bois de l'arbre mature est utilisé dans la fabrication de produits commerciaux ; étant donné la faible absorption de métaux lourds de l'espèce, il est possible de récolter le bois cultivé sur les sols fortement affectés pour la fabrication de papier et de meubles (Dubourguier et al., 2001 ; Meeinkuirt et al., 2016) ou la production d'énergie (par exemple, le charbon de bois) (Pulford et Dickinson, 2005).
- Dans les zones résidentielles, les arbres peuvent fournir des fruits (Mcpherson, 1992), modérer le climat, améliorer la qualité de l'air, fournir l'ombrage et rafraîchissement dans les centres-villes (Nowak et Mcpherson, 1993 ; Killicoat et al., 2002 ; Lohr et al., 2004), réduire le ruissellement des eaux pluviales et les inondations (Mcpherson, 1992 ; Killicoat et al., 2002).
- Esthétiquement agréable (Pierzynski et al., 2002).

5.2.2 Désavantages

- Les effets positifs de la remédiation des arbres installés dans un milieu contaminé en métaux traces peuvent commencer à s'observer à partir de 3 ans, et les corridors de jeunes arbres sans végétation continueront de subir l'érosion

et la dégradation même lorsque le processus réhabilitation a été mis en œuvre (Pulford et Watson, 2003).

- Le préjudice environnemental et le risque de contamination de la chaîne alimentaire seront réduits uniquement en choisissant des espèces d'arbres qui n'accumulent pas de métaux traces (Mertens et al., 2003), ou des espèces qui accumulent les métaux dans leurs parties souterraines (Mahar et al., 2015).
- La concentration en métaux lourds dans le bois utilisé comme charbon de bois, bois de chauffage ou sciure de bois doit être contrôlée sur chaque espèce utilisée pour la phytostabilisation afin d'éviter l'exportation de la contamination dans les parcelles résidentielles ou les jardins (Meeinkuirt et al., 2016).

5.3 Association d'espèces herbacées et ligneuses

L'association d'espèces herbacées et ligneuses semble être une bonne option pour que les processus de phytoremédiation réussissent complètement dans les sols pollués, surtout lorsqu'il y a une pression temporelle. Les arbres peuvent être installés sur les terrains pour la phytostabilisation, mais ils nécessitent d'attendre de nombreuses années pour répondre aux attentes et les couloirs entre les arbres seront toujours sujets à l'érosion. L'installation de plantes herbacées (en particulier des poaceae) entre les lignes d'arbres est nécessaire pour obtenir de meilleurs résultats sur les sols nus pollués (Sarrailh, 2002 ; Mendez et Maier, 2008). De plus, l'installation d'habitats diversifiés maintient et augmente la diversité des espèces dans le site contaminé et augmente potentiellement la productivité et la biomasse des plantes (Mendez et Maier, 2008).

5.4 Situation en Afrique tropicale

Un état de l'art a été réalisé et est présenté au chapitre 1, sous forme d'un article soumis pour publication. Intitulé « Phytoremédiation des sols et des eaux pollués en Afrique tropicale -utilisation des plantes herbacées et ligneuses », il fait un relevé d'études de phytoremédiation effectuées en Afrique tropicale qui ont abouti à la recommandation d'espèces. De nombreuses espèces ont ainsi été testées en Afrique, et majoritairement des espèces herbacées.

Le chapitre fait également le point sur l'état d'avancement des recherches et l'implémentation de la phytoremédiation en RD Congo. Le constat principal est le manque d'expériences de terrain de phytostabilisation à large échelle.

6. Services écosystémiques des sites pollués réhabilités

Les services écosystémiques se définissent comme « les services que les populations humaines obtiennent directement ou indirectement des fonctions des écosystèmes » (Costanza et al., 1998; Millenium Ecosystem Assessment, 2005)

Le Millenium Ecosystem Assessment (2005) a classé les services écosystémiques en quatre catégories (**Figure 0.4**) : les services d’approvisionnement, de régulation, de support (ou d’appui) et les services culturels.

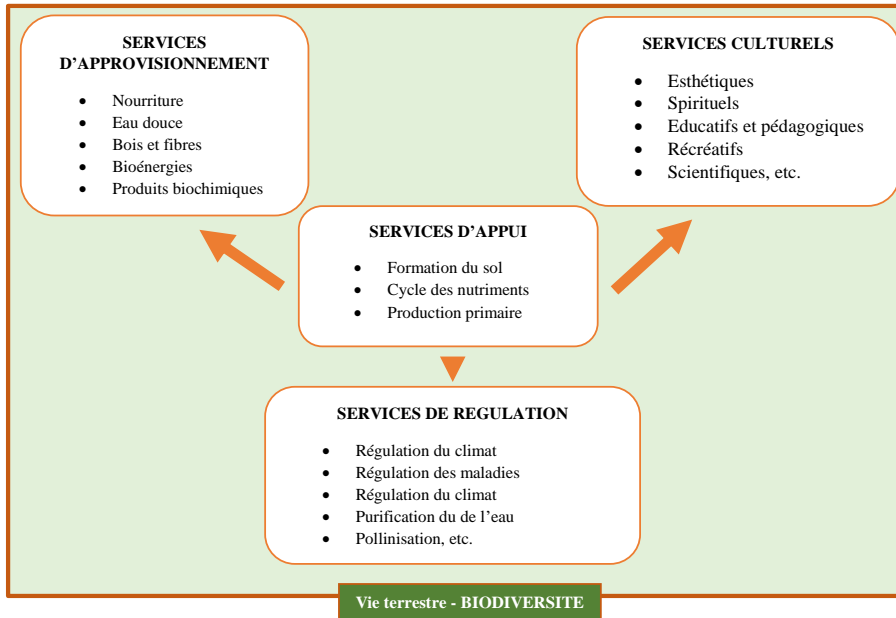


Figure 0.4 : Typologie des services écosystémiques et leurs exemples associés. Services d’approvisionnement, services de régulation, services culturels et services de support ou d’appui (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

A titre d’exemple (**Figure 0.5**), dans un écosystème forestier différents processus écologiques permettent la croissance des arbres (services d’appui). En conséquence, la forêt fournit un service de production de bois (approvisionnement) dont l’un des avantages pour la société est la fourniture de matériaux de construction (bénéfices). Les revenus générés et le nombre d’emplois créés sont deux indicateurs possibles de la valeur de ce service (Potschin et Haines-Young, 2011 ; Maebe et al., 2021).

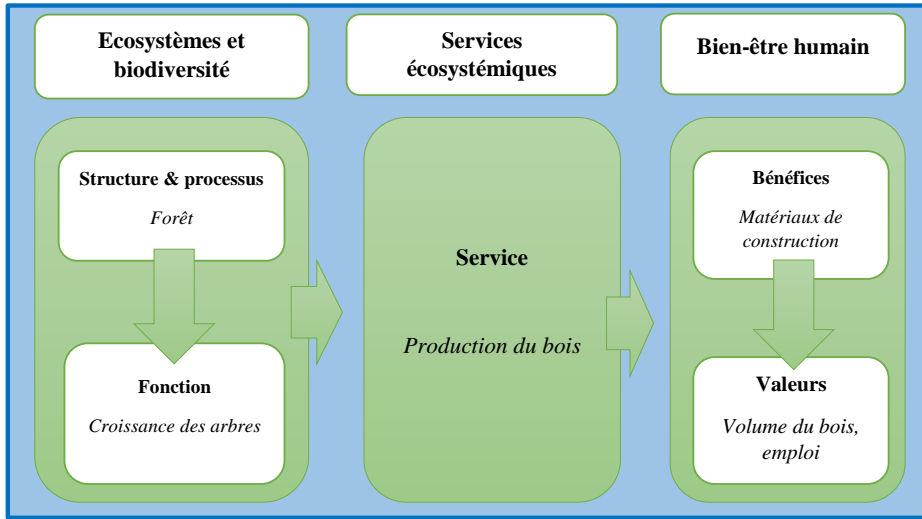


Figure 0.5 : Exemple de l'évaluation d'un service écosystémique d'une plantation forestière

La phytoremédiation vise à atténuer les risques liés à la contamination du sol et de l'eau. Cependant cette approche est moins avantageuse (le ratio cout-bénéfice reste toujours élevé) et limitée si le seul objectif reste la décontamination ou le contrôle de la pollution. La combinaison de la phytoremédiation avec l'utilisation durable et/ou rentable des sols offre l'avantage d'obtenir un bénéfice environnemental, ainsi que des avantages économiques et sociétaux, tout en assainissant les sols contaminés (Cundy et al., 2016). Lorsque la phytoremédiation est combinée à un autre usage qui est durable ou rentable, elle s'appelle alors « *phytomanagement* », et l'usage durable ou rentable constitue les services écosystémiques restaurés dont les bénéfices peuvent être environnementaux, économiques et sociétaux (Burges et al., 2018). Les bénéfices pouvant être obtenus après la réhabilitation d'un milieu avec les espèces herbacées ou les arbres sont les suivants :

- Bénéfices environnementaux : réduction de l'érosion du sol par l'eau et le vent, création d'un espace vert, contrôle du mouvement de l'eau en surface ou en profondeur, la séquestration du carbone, amélioration de la qualité de l'eau
- Bénéfices économiques : production du bois d'œuvre et de construction, production de bois-énergie, production de bioénergie
- Bénéfices sociétaux : espace vert urbain et parc de récréation, prévention des maladies liées à la contamination, protection contre les intempéries, production des aliments pour animal et humain (si le niveau de concentration dans ce dernier reste acceptable), amélioration de la qualité du sol, de l'eau et de l'air.

(Dubourguier et al., 2001 ; Cundy et al., 2016 ; Meeinkuir et al., 2016 ; Burges et al., 2018).

Le choix de la stratégie de phytoremédiation et du type ou de l'espèce de plantes est crucial pour déterminer le type de services à obtenir, ce choix est aussi déterminé par l'emplacement du site à réhabiliter qui peut se situer dans une zone urbaine ou périurbaine, habité ou non habité.

7. Milieu d'étude, objectifs et stratégie de recherche

Le présent travail a pour objet l'étude de l'implantation d'espèces d'arbres pour atténuer les impacts de la pollution des sols par phytostabilisation dans la région de l'arc cuprifère katangais. Localisées dans les provinces du Haut-Katanga et du Lualaba, de nombreuses zones ont été impactées par les activités minières. L'étude s'intéresse aux cas spécifiques des retombées atmosphériques à Lubumbashi et du bassin de décantation de Kipushi, sur lesquels des expériences ont été menées depuis une quinzaine d'années.

7.1. Présentation des milieux d'étude

7.1.1 Le milieu urbain de Lubumbashi

Lubumbashi, deuxième plus grande ville de la RD Congo après la capitale Kinshasa, aussi bien sur le plan démographique qu'économique, a été créée en 1910 après la découverte et la mise en valeur d'importants gisements de cuivre par l'Union Minière du Haut-Katanga (UMHK) qui est devenue plus tard la Générale des Carrières et des Mines (Gécamines). Il est le chef-lieu de la province du Haut-Katanga située au sud-est du pays dans le territoire de Kipushi.

La ville est divisée en 7 Communes : Lubumbashi, Kenya, Kampemba, Katuba, Kamalondo, Ruashi et Annexe. Et les communes elles-mêmes sont subdivisées en quartiers (65 quartiers) (**Figure 0.6**) (Chapelier, 1957 ; Nkuku et Remon, 2006). La commune Lubumbashi correspond à l'ancienne ville européenne et comprend actuellement le quartier commercial, les quartiers de résidence aisée et des quartiers d'auto-construction. Cette commune est longtemps restée à niveau socio-économique élevé, mais la récente explosion démographique et la dégradation des infrastructures ont entraîné une mobilité résidentielle de ses populations vers des quartiers périphériques plus spacieux et calmes. Au Sud du centre-ville, les communes Kamalondo et Kenya, quasiment à leur limite d'accueil, sont densément occupées et peuplées. L'habitat y subit actuellement une transformation importante, mais la commune Kenya s'accroît encore légèrement en périphérie dans les zones marécageuses. La commune Kampemba, très hétérogène dans ses fonctions et dans ses paysages, regorge les quartiers industriels (Nord et Sud) et une zone résidentielle. Dans cette commune, le bâti connaît une expansion rapide et l'habitat mixte semi-planifié du quartier Bel-air se juxtapose aux vastes extensions spontanées de Tabacongo, Kinkalabwamba, Naviundu... Les communes Katuba et Ruashi comprennent toutes des cités planifiées et équipées (eau, électricité) et des extensions spontanées récentes. La commune Annexe, avec un niveau socio-économique relativement faible, entoure de tous côtés l'espace urbain et se trouve peu à peu

grignotée par ce dernier. Elle s'est rapidement étendue en absorbant des localités rurales comme Kasungami, Kalebuka, Kabulameshi, Karavia, Kimbeimbe, Luano...(Useni, 2017).

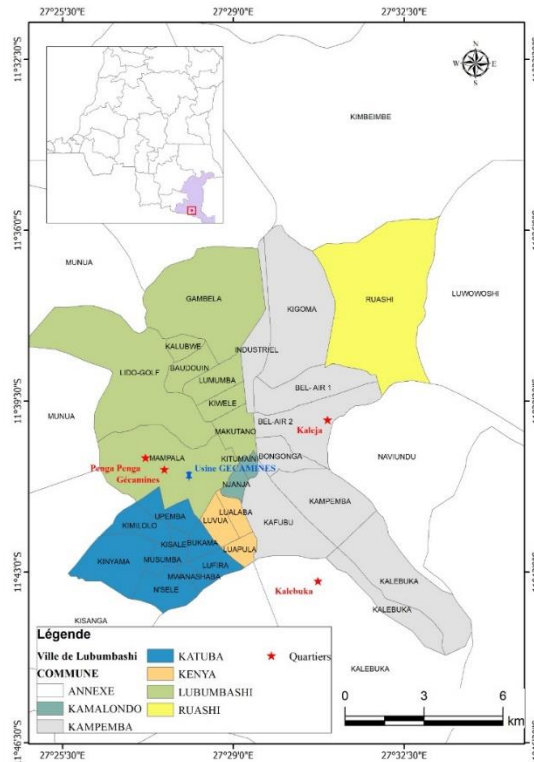


Figure 0.6 : Localisation des sites d'étude sur la carte de la ville de Lubumbashi (Penga Penga et Gécamines : quartiers pollués, Kalebuka et Kaleja : quartiers non pollués)

Le quartier Mampala, signifiant scorie, est situé dans la commune de Lubumbashi. Comme son nom l'indique, ce quartier est celui dans lequel avait été implantée la fonderie de cuivre (ancienne usine de la Gécamines). Au sein de celui-ci, deux blocs d'habitation se distinguent par l'ancienneté de l'habitat, ils sont plus proches de la source de contamination et sous les vents dominants. Le bloc de Gécamines (ancien camp des agents de la Gécamines) est plus ancien, tandis que le bloc de Penga Penga est nouvellement habité ; il est partagé entre une partie habitée et une partie occupée par le cimetière qui porte le même nom. Ces deux blocs sont considérés comme des quartiers par les habitants, il en sera de même dans ce document.

Le quartier Bel-air 2, communément appelé Kaleja (du nom de la ferme qui existait jadis dans ce milieu) est situé dans la commune Kampemba et le quartier Kalebuka est situé dans la commune Annexe. Ces deux quartiers, Kaleja (ancien quartier) et

Kalebuka (nouveau quartier) sont plus éloignés de la source de contamination et ont été moins impactés par celle-ci.

Dans ces quartiers, qu'ils soient pollués ou non, des initiatives de plantation d'arbres ont été mises en œuvre par les habitants.



Figure 0.7 : Quatre quartiers de Lubumbashi choisis comme milieux d'étude. (a) : quartier Gécamines avec des rangées de manguiers de part et d'autre de la route, (b) : quartier Penga Penga, (c) : quartier Kaleja, une parcelle résidentielle dominée par des manguiers, (d) : quartier Kalebuka

7.1.2 Le décanteur de Kipushi

L'objet d'études est la plantation d'arbres installée sur le bassin de décantation qui recueillait les rejets du concentrateur de minerais de cuivre et de zinc à proximité de la cité de Kipushi (**Figure 0.7**). Le site est appelé Katapula ou Changalae. La plantation d'arbres a été initiée et mise en œuvre par l'entreprise minière Gécamines (voir le dispositif de la plantation **annexe 5**). Les bassins artificiels créés par la construction des digues en terre dans la vallée de la rivière Kipushi servaient pour la rétention des particules solides après décantation. Les eaux de débordement étaient évacuées en aval dans la rivière (Kitobo, 2009). Il s'agit de dépôts finement stratifiés liés à la sédimentation des rejets liquides fortement contaminés en Cu et Zn qui ont abouti à la création d'un microdésert (**Figure 0.9**).



Figure 0.8 : Localisation du bassin de décantation dans la périphérie de Kipushi et la plantation d'arbres encadrée en rouge (Google Earth Pro)



Figure 0.9 : Bassin de décantation (BDD) de Kipushi avec la plantation d'espèces ligneuses (a) : sol de rejets miniers avec quelques taches de végétation sur les pointes des termitières submergées, (b) : couches de rejets du BDD en cours d'érosion, (c) : plantation d'espèces ligneuses sur le BDD, (d) : profil indiquant le sol amendé et non amendé au pied de l'arbres sur le BDD

7.2 Objectifs et stratégie de recherche

Les recherches menées dans cette thèse, structurée en cinq chapitres en plus de l'introduction et des discussions, ont pour objectif général d'améliorer les procédés de phytostabilisation des contaminants métalliques dans les sols en intégrant les aspects liés à la production de services écosystémiques en milieux urbains et périurbains.

Les objectifs spécifiques sont : i) faire un point sur l'état d'avancement des études de phytoremédiation en Afrique tropicale, ii) évaluer les attentes des habitants par rapport aux services écosystémiques que les arbres peuvent fournir dans les milieux habités, iii) évaluer les pratiques agronomiques utilisées pour la plantation d'arbres et la performance des espèces ligneuses installées dans les milieux contaminés, iv) évaluer les fonctions écosystémiques réalisées par les arbres implantés sur le bassin de décantation, v) étudier le risque de contamination lié à l'utilisation des produits des arbres (feuilles, fruits, bois et charbons) issus des milieux pollués.

Le premier objectif vise à faire un état de lieu des recherches en phytoremédiation en Afrique tropicale et en RD Congo dans le cas de la contamination métallique, en se focalisant sur les essais, la sélection des espèces et les réalisations sur terrain. Une revue bibliographique a été faite et confrontée à la réalité du terrain en RD Congo (**Chapitre 1**).

Le deuxième objectif contribue à la connaissance des attentes de la population sur les services écosystémiques des arbres qu'ils ont plantés dans leurs parcelles dans les quartiers pollués en éléments traces (Penga Penga et Gécamines) et les quartiers non pollués en éléments traces (Kalebuka et Kaleja) à Lubumbashi à travers une enquête menée par un questionnaire fermé (**Chapitre 2**).

Le troisième objectif vise à améliorer les techniques agronomiques et la performance des espèces d'arbres en milieu pollué urbain (**Chapitres 2 et 3**) et périurbain (**Chapitres 4 et 5**). Des enquêtes ont été menées à travers des questionnaires ouverts et fermés auprès de la population habitant dans les quartiers nouvellement peuplés, à savoir Penga Penga et Kalebuka pour identifier les pratiques de plantation. Les traits de performance des arbres (dhp, hauteur et âge des arbres) ont été mesurés dans les différents quartiers urbains (**Chapitres 2 et 3**) et à Kipushi (**Chapitre 4**), le niveau de régénération des espèces ligneuses, le développement des racines des arbres en fonction de la localisation dans le profil ont été mesurés sur le bassin de décantation à Kipushi (**Chapitre 5**).

Le quatrième objectif cherche à identifier les principales fonctions écosystémiques obtenues après implantation des espèces d'arbres en milieu pollué périurbain (bassin de décantation à Kipushi) que sont la croissance des arbres, la facilitation de la diversité en espèces spontanées et l'effet de la réduction de diffusion des éléments traces (**Chapitre 4**).

Enfin, le cinquième objectif s'inscrit dans le contrôle du risque contamination lié à l'utilisation des produits issus des arbres par l'évaluation de la concentration en éléments traces dans les organes valorisables, notamment les fruits comestibles et le bois à Lubumbashi (milieu urbain) (**Chapitre 3**) et à la périphérie de Kipushi (**Chapitre 4**). Les différents organes (feuilles, fruits, bois et écorces) ont été récoltés

sur les arbres à Penga Penga et Kalebuka (milieu pollué urbain) et dans la plantation d'arbres du bassin de décantation à Kipushi (milieu périurbain), des charbons de bois ont été aussi produits avec ces mêmes arbres et les témoins pour en avoir la connaissance sur la concentration en éléments traces.

L'organisation générale de la thèse entre objectifs, milieux d'études et chapitres, est présentée à la **Figure 0.10**.

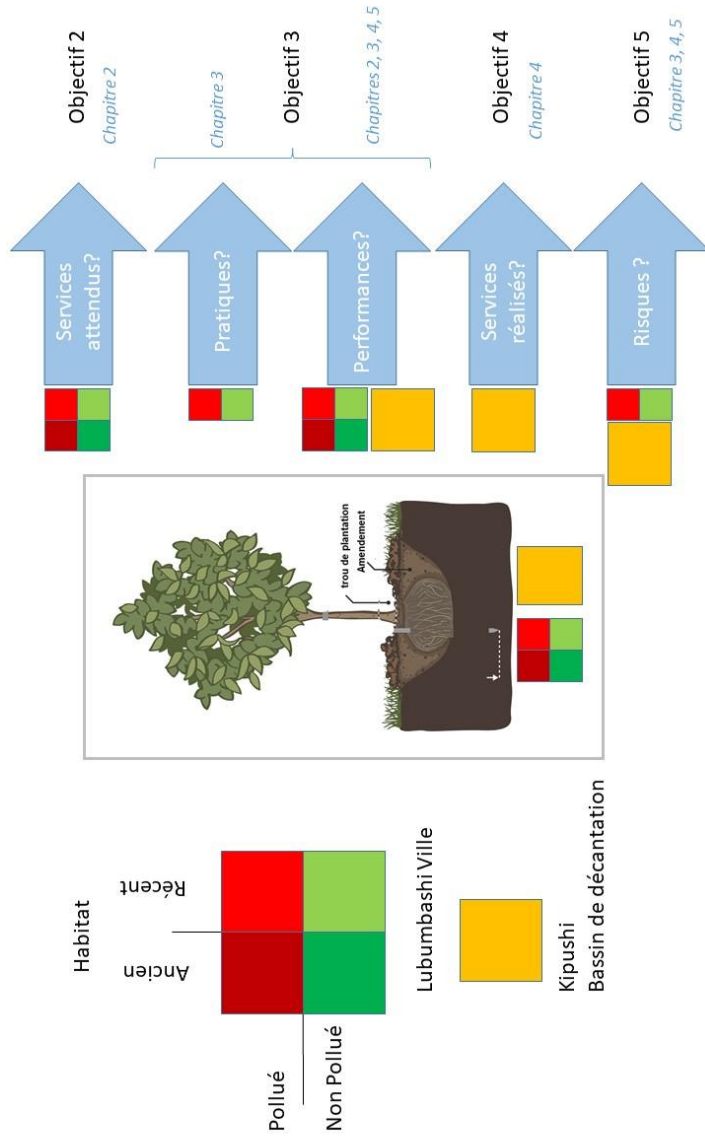


Figure 0.10 : Organisation générale de la thèse

8. Références

- Amisi Mwana, Y., Vranken, I., Nkulu, J., Lubala Toto Ruananz, F., Kyanika, D., Tshibang Nawej, S., ... Bogaert, J., 2018. L'activité minière au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux. pp267-279.
- Asare, B. K. & Darkoh, M.B.K., 2001. Socio-economic and environmental impacts of mining in Botswana: a case Study of the Selebi-Phikwe Copper-Nickel Mine. *Eastern Africa social science research review*, 17(2), 1-42.
- Assani A.A. & Muteb M., 1994. Aspect de pollution de la rivière Lubumbashi par la fonderie minière de la Gécamines. Bulletin de la Société Belge d'Études Géographiques, 2 : 211-223.
- Assessment, M.E., 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute.
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufried, 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. *Environmental Research* 109 (6): 745-52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>
- Baral, A. & Guha, S.G., 2004. Trees for Carbon Sequestration or Fossil Fuel Substitution: The Issue of Cost vs. Carbon Benefit. *Biomass and Bioenergy* 27 (1): 41-55. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.11.004>
- Berti W.R. & Cunningham S.D., 2000. *Phytostabilisation of metals*. In: *Raskin I, Ensley BD (eds) Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. Wiley, New York, pp 71–88.
- 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 (14): 13693-705. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5442-2>
- Bolan, N.S., Park, J.H., Robinson, B., Naidu, R. & Huh, K.Y., 2011. Phytostabilization. In *Advances in Agronomy*, 112:145-204. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00004-4>.
- Bošković-Rakočević, L., Milivojević, J., Milošević & T., Paunović, G., 2014. Heavy Metal Content of Soils and Plum Orchards in an Uncontaminated Area. *Water, Air, & Soil Pollution* 225 (11). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2199-z>
- 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 (août): 480-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.080>

- 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. *J. Afr. Earth Sci.* 42, 134–158. In Boisson, S. (2016). *Caractérisation de la niche édaphique des espèces cupro-cobalticoles du katanga (RD Congo) en vue de leur conservation et de leur valorisation dans des stratégies de phytostabilisation*. Thèse de doctorat, Université de Liège, Gembloux, Belgique, 250 p.
- Chapelier A., 1957. *Elisabethville, essai de géographie urbaine*. Académie royale des sciences coloniales, Classes des sciences naturelles et médicales, Tome VI, fasc. 5, 166p.
- Conesa, H.M., Schulin, R. & Nowack, B., 2007. A Laboratory Study on Revegetation and Metal Uptake in Native Plant Species from Neutral Mine Tailings. *Water, Air, and Soil Pollution* 183 (1-4): 201-12. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9369-1>
- CORNAID, 2015. *L'exploitation minière des zones rurales : quel développement pour les communautés locales ?* Building flourishing communities. pp 20-35.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M., 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecol. Econ.* 25, 3–15. In Sikuzani, Y.U., 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, Lubumbashi, RDC 233 p.
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Puschenreiter, M., Mench, M., Bert, V., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Li, X.N., Weyens, N., Witters, N. & Vangronsveld, J., 2016. Brownfields to Green Fields: Realising Wider Benefits from Practical Contaminant Phytomanagement Strategies. *Journal of Environmental Management* 184 (décembre): 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.028>
- Dubourguier, H-C, Petit, D., Deram A. & Logeay, C., 2001. *Le phytomanagement: éléments de synthèse. Pôle de compétence sites et sédiments pollués*, Lille.
- Eggert, R. G., 2001. *Mining and economic sustainability: National economies and local communities* (Vol. 19). International Institute for Environment and Development.
- François, A., 1973. *L'extrémité occidentale de l'Arc Cuprifère Shabien, Etude géologique-Département de géologie de la Gécamines*, Likasi (République du Zaïre), 65.
- Hilson, G., 2002. An Overview of Land Use Conflicts in Mining Communities. *Land Use Policy* 19 (1): 65-73. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(01\)00043-6](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(01)00043-6)
- Johnson, M.S., Cooke, J.A. & Stevenson, J.K.W., 2007. *Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining*. In *Issues in Environmental Science and Technology*, édité par R E Hester & R M Harrison, 31-48. Cambridge: Royal Society of Chemistry.

- 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 (2): 1406-13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.131>
- Katemo Manda, B., Colinet, G., André, L., Chocha Manda, A., Marquet, J. P. & Micha, J. C., 2010. Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo). *Tropicultura*, 28(4), 246-252.
- Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z. & Waqas, M. 2015. The Uptake and Bioaccumulation of Heavy Metals by Food Plants, Their Effects on Plants Nutrients, and Associated Health Risk: A Review. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (18): 13772-99.
- Khan, M.J. & Jones, D.L., 2009. Effect of Composts, Lime and Diammonium Phosphate on the Phytoavailability of Heavy Metals in a Copper Mine Tailing Soil. *Pedosphere* 19, 631–641. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- Killicoat, P., Puzio, E. & Stringer, R., 2002. *The economic value of trees in urban areas: estimating the benefits of Adelaide's street trees*. In Proceedings Treenet Symposium (Vol. 94, p. 106).
- Kim, H., Song, B., Kim, H. & Park, J., 2009. Distribution of Trace Metals at Two Abandoned Mine Sites in Korea and Arsenic-Associated Health Risk for the Residents. *Toxicology and Environmental Health Sciences* 1 (2): 83-90. <https://doi.org/10.1007/BF03216468>
- Kitobo, W. S., 2009. *Dépollution Et Valorisation Des Rejets Miniers Sulfurés Du Katanga. Cas Des Tailings De L'ancien Concentrateur De Kipushi*. Université de Liège: Thèse de doctorat. Faculté des Sciences Appliquées. 254p.
- 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 (4): 190-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.027>
- 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 (6): 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019>
- Leteinturier, B., Baker, A.J.M. & Malaisse, F., 1999. Early strategies of natural revegetation of metalliferous mine workings in south central Africa: a preliminary survey. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 3, 28–41.
- Leteinturier, B., 2002. *Évaluation du potentiel phytocénétique des gisements cuprifères d'Afrique centro-australe en vue de la phytoremédiation de sites*

- pollués par l'activité minière*. Gembloux, Belgique: Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux.
- Liao, X., Fu, Y., He, Y. & Yang, Y., 2014. Occurrence of Arsenic in Fruit of Mango Plant (*Mangifera Indica* L.) and Its Relationship to Soil Properties. *Catena* 113 (février): 213-18. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.07.011>
- Lohr, V. I., Pearson-Mims, C. H., Tarnai, J. & Dillman, D.A., 2004. How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*, 30 (1), 28-35.
- 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>
- Madejón, P., Domínguez, M.T., Madejón, E., Cabrera, F., Marañón, T. & Murillo, J.M., 2018. Soil-Plant Relationships and Contamination by Trace Elements: A Review of Twenty Years of Experimentation and Monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) Mine Accident. *Science of The Total Environment* 625 (juin): 50-63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.277>.
- Maebe, L., Gillet, L., Mercken, K., Seleck, M., Dufrêne, M., Boeraeve, F. & Mahy, G., 2021. *Ecosystem services assessment in the Extractive sector-Lessons from the Life in Quarries project*.
- 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 (avril): 111-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Malaisse, F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine : approche écologique et nutritionnelle*. Nature Sciences Société, 3(7), 88.
- McPherson, E.G., 1992. *Accounting for Benefits and Costs of Urban Greenspace*. *Landscape and Urban Planning* 22 (1): 41-51. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(92\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90006-L)
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Pichtel, J., Phusantisampan, T. & Saengwilai, P., 2016. Influence of Organic Amendments on Phytostabilization of Cd-Contaminated Soil by *Eucalyptus Camaldulensis*. *ScienceAsia* 42 (2): 83. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2016.42.083>
- Mendez, M.O. & Maier, R.M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives* 116 (3): 278-83. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>
- Mensah, A. K., Mahiri, I. O., Owusu, O., Mireku, O. D., Wireko, I. & Kissi, E.A., 2015. Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilisation. *Science of The Total Environment* 326, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.010>
- Mertens, J., Vervaeke, P., An De Schrijver & Luysaert S., 2004. Metal Uptake by Young Trees from Dredged Brackish Sediment: Limitations and Possibilities

- for Phytoextraction and Phytostabilisation. *Science of The Total Environment* 326 (1-3): 209-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.010>
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mpundu, M.M., Useni, S.Y., Kimuni, L.K. & Colinet, G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi (RD Congo). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2014 18(3), 367-375.
- 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.
- Mpundu, M.M.M., Yannick, U. S., François, N. N., Emmanuel, M. M., Prisca, K. K., Muyembe, M., ... & Kimuni, L.N., 2013. Évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les légumes feuilles vendus dans les différents marchés de la zone minière de Lubumbashi. *Journal of Applied Biosciences*, 66, 5106-5113.
- Mpundu, M.M., Liénard, A., Shutcha, M.N., Luhembwe, M.N. & 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 Boaert J., Collinet G. & Mahy G. 2018. *Anthropisation des paysages Katangais*. Presse Universitaire de Liège. Agronomie Gembloux, pp 177-191.
- 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. Exposition de l'homme aux éléments tracés métalliques et altération du sperme : étude menée dans les zones minières du Haut-Katanga en République Démocratique du Congo. *Pan Afr. Med. J.* 30. doi:10.11604/pamj.2018.30.35.13694
- Musimwa, A.M., Kanteng, G.W., Kitoko, H.T. & Luboya, O.N., 2016. Eléments traces dans le sérum des enfants malnutris et bien nourris vivants à Lubumbashi et Kawama dans un contexte d'un environnement de pollution minière. *Pan Afr. Med. J.* 24. doi:10.11604/pamj.2016.24.11.9236
- Navarro-Cano, J.A., Verdú, M. & Goberna, M., 2018. Trait-Based Selection of Nurse Plants to Restore Ecosystem Functions in Mine Tailings. Édité par Paul Kardol. *Journal of Applied Ecology* 55 (3): 1195-1206. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13094>
- Neilson, J.W., Artiola, J.F. & Maier, R.M., 2003. Characterization of Lead Removal from Contaminated Soils by Nontoxic Soil-Washing Agents. *J. Environ. Qual.* 32, 899–908. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.8990>
- Nkuku C. & Rémon M., 2006. *Stratégies de survie à Lubumbashi (RD Congo). Enquête sur 14000 ménages urbains*. Mémoires lieux de savoir : Archive congolaise, l'Harmattan, Paris In Useni, Y.S., 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, Lubumbashi, RDC 233 p
- Nowak, D. J. & McPherson, E.G., 1993. Quantifying the impact of trees: The Chicago urban forest climate project. *Unasylva*, 173(44), 39-44.
- Okitaudji R., 2001. Modele de formation des gisements cuivre-cobalt du Shaba en République Démocratique du Congo. *Bull. Acad. Soc. Lorraines. Sci.* 40(4), 17.
- Pierzynski, G.M., Schnoor, J.L., Youngman, A., Licht, L. & Erickson, L.E., 2002. Poplar Trees for Phytostabilization of Abandoned Zinc-Lead Smelter. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 6 (3): 177-83.
- 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>
- 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)
- Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F. & Monroy, M., 2004. Arsenic and Heavy Metal Pollution of Soil, Water and Sediments in a Semi-Arid Climate Mining Area in Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution* 152 (1-4): 129-52. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000015350.14520.c1>
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I. & Raskin, I., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nat. Biotechnol.* 13, 468-474. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
- Sanders, R.A., 1986. Urban Vegetation Impacts on the Hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecology* 9 (3-4): 361-76. [https://doi.org/10.1016/0304-4009\(86\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0304-4009(86)90009-4)
- Sarrailh J-M., 2002. La revégétalisation des exploitations minières : l'exemple de la Nouvelle- Calédonie. *Bois et forêt des tropiques*, 2002, N°272 (2), pp 26-30.
- Shutcha N.M., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga «Cas du quartier Gécamines/Penga Penga contaminés en métaux par les émissions de la fonderie de cuivre de l'Usine Gécamines/Lubumbashi»* (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC). 240p
- Shutcha, 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 (6): 616-32. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>
- Shutchka, 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(9), 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Stomp, A. Han, M.K.H. Wilbert, S. & Gordon, M.P., 1993. Genetic improvement of tree species for remediation of hazardous wastes. *In Vitro Cellular & Developmental Biology - Plant* 29 (4): 227-32. <https://doi.org/10.1007/BF02632039>
- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M. & Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2)
- Useni, Y.S., 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, Lubumbashi, RDC 233 p.
- Useni, Y.S., André M., Mahy G., Cabala S.K., Malaisse F., Munyemba F.K. & Bogaert J. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. In Bogaert, J., Colinet, G., & Mahy, G., 2018. *In Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux, Belgique p. 281-296.
- Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R. & Sun, W., 2017. A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere* 184, 594-600. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.025>
- Williams, D.J. & Currey, N.A., 2002. Engineering Closure of an Open Pit Gold Operation in a Semi-Arid Climate. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment* 16, 270–288. <https://doi.org/10.1076/ijsm.16.4.270.8632>

Phytoremediation of polluted soils and waters in tropical Africa-the use of herbaceous plants and trees

Mwanasomwe, J. K., Colinet, G. & Shutcha, M. N.

Phytoremediation of polluted soils and waters in tropical Africa-the use of herbaceous plants and trees. Soumis à Geoderma Regional

Abstract

Phytoremediation is a low cost and ecological friendly technology that has been used in recent decades to remediate polluted soil and water throughout the world. This strategy is best suited to the African developing countries given its net socio-economic and environmental benefits that it provides. A systematic quantitative literature review was performed and the scholarly electronic databases were searched to identify original research papers related to phytoremediation or reclamation and with the particular investigation in the DR Congo areas to show some reclamation trials. This study showed the status and progress of phytoremediation research in tropical Africa, the potential species (trees and herbaceous plants) recommended for phytoremediation of contaminated soils and wetlands and provided the insight into the reclamation trials with trees conducted on the Kipushi tailing dam and on the soil contaminated by metalliferous fallout from the copper smelter at Lubumbashi both in the Upper Katanga, DR Congo.

Keywords: Phytoremediation, tropical Africa, potential species, contaminated soils, tailing dam

1. Introduction

Metal soil contamination is one of the most persistent and complex environmental issues encompassing the legacies of past mining activities (Narendrula et al., 2011). Mine wastes including waste rock, overburden, slag, tailings, and fallout from smelters cause a serious environmental problem that may threaten whole ecosystems and humans (Munyemba, 2010; Venkateswarlu et al. 2016). A growing number of industries were installed in several regions of Africa in effort to mine the metal ores that enrich the continent's subsoil (Ashton et al., 2001; Shutcha, 2010). As consequence, mining contributed in no small measure to the contamination of the total environment including soil, air, sediments, surface and groundwater, thereby posing public health risks and associated impacts (Kaniki and Tumba, 2019; Fagiya et al., 2018). Humans and animals are exposed to heavy metals through several pathways that may include contaminated drinking water and food, inhaling particulates and contaminated soil (Banza et al., 2009; Qu et al., 2012). The recent 2 decades have witnessed a global surge in research on post-mining landscape restoration worldwide, and phytoremediation has been pointed out as a technology that is very suitable for the rehabilitation of polluted and degraded soils or waters by mining (i.e. phytoextraction, phytostabilization and rhizofiltration), since it is inexpensive, and environmentally-and eco-friendly rehabilitation approach (Schnoor, 1997; Cunningham and Berti, 2000; Pilon-Smits, 2005) that addresses large surface land pollution issues and restores a functional ecosystem even in the highest trace metal (or polymetal)-polluted areas (Dubourguier *et al.*, 2001). Several types of research have been performed in some tropical African countries that were confronted with mining impacts for the reclamation purposes of mine wastes and wastewaters since

this strategy fits well with the African developing countries given its net socio-economic and environmental benefits (Wang et al., 2017; Odoh et al., 2019). Two recent paper reviews addressing the progress of research and phytoremediation implementation on the polluted and degraded areas by mining in Africa have been put online in 2019. One was entitled «Status, progress and challenges of phytoremediation-An African scenario » (Odoh et al., 2019), and the other «Progress in the restoration of post-mining landscape in Africa » (Festin et al., 2019). The first summarized some research conducted on phytoremediation and plant species that should be used according to the type of contaminant and its related phytoremediation techniques in six countries of Africa, and the second assesses the phytoremediation research in eight African countries with more emphasis of the Zambian situation and the large African land reclamation on the post-mining landscape. Hence, the aim of the present review was (1) to depict the status and progress of phytoremediation research in tropical Africa and show the potential species recommended in each country, (2) to put the light on the advancement of phytoremediation and field's implementation in the polluted areas in DR Congo. A systematic quantitative literature review was performed and the scholarly electronic databases were searched to identify original research papers published in English and French language related to 'phytoremediation or reclamation'. These databases included: Google Scholar, Scopus as well as Google. Databases were searched between June 2020 and April 2021. Keywords used for the search included: 'heavy metal contamination and phytoremediation in (name of country)', 'phytoremediation in (name of country)', 'phytoremediation with trees in (name of country)', 'phytostabilization in (name of country)', 'soil reclamation in (name of country)', 'soil contamination and reclamation in (name of country)' 'phytoremediation of wastewater in (name of country)'. Additional papers were identified from the reference list of those research papers found through the database search. This review was considering every phytoremediation publication that involved land/water degradation or contamination after mining activities and a publication dealing with water or soil contamination with trace metals using higher plants for reclamation.

2. Phytoremediation with herbaceous plants and trees in tropical Africa

Tropical Africa accounts for 56 publications that are related to phytoremediation and ending up by recommending candidate species for soil or water reclamation; with 12 publications that recommended trees for soil reclamation, 16 publications recommending herbaceous species for phytoremediation of contaminated waters and wetlands, and 32 publications recommending herbaceous species for soil reclamation (4 publications recommended species for more than one category). **Table 1.1** compiles all research found in different subtropical African countries. In columns countries were ranked following the alphabetic order, then we have the recommended species according to the country and the category for reclamation purpose (herbaceous species for soil reclamation, species for water and wetland reclamation and tree species for soil reclamation) and then the authors in rows. According to the number of publications on phytoremediation/reclamation of degraded or polluted lands and waters with trace metals in tropical Africa, the following were the results: twelve tropical African countries have shown a growing pace in phytoremediation research, with (1) Nigeria (17 publications), (2) DR Congo (10 publications), (3) South Africa and Zambia (5 publications each), (4) Ghana (4 publications), (5) Ethiopia and Kenya (3 publications each), (6) Cameroon, Ivory Coast, Tanzania and Zimbabwe (2 publications each), (7) Madagascar (1 publication).

Table 1.1 : Research progress and potential species for phytoremediation in tropical Africa

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
Cameroun (2)	<i>Dissotis rotundifolia</i>	Phytoextraction potential of soil rich in Pb	-	-	Lum et al., 2014
	<i>Eleusine indica</i>	Phytostabilisation potential of soil rich in Cu and Pb	-	-	
	<i>Kyllinga erecta</i>	Phytostabilisation potential of soil rich in Pb	-	-	
	<i>Paspalum orbiculare</i>	Phytoextraction potential of soil rich in Fe in the soil	-	-	
	<i>Amaranthus spinosus</i>	Potential for phytoextraction of Fe and Cd	-	-	Atangana, 2019
	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Potential for phytoextraction of Mn and Pb	-	-	
	<i>Armeria maritima</i>	Potential for phytoextraction of Pb and Zn	-	-	
	<i>Atriplex canescens</i>	Good candidate for phytoextraction of Hg (an hyperaccumulator)	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Berkheya coddii</i>	Candidate for phytoextraction of Hg	-	-	
	<i>Brassica juncea</i>	Potential for phytoextraction or phytovolatilization of Hg	-	-	
	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	Good candidate for the rhizofiltration of Cd	-	
	<i>Lemna minor</i>	-	Candidate for the rhizofiltration of Cr in water	-	
	<i>Phalaris arundinacea</i>	Candidate for phytoextraction of Fe		-	
	<i>Phragmites australis</i>	-	Candidate for rhizofiltration of polymetal contamination	-	
	<i>Typha latifolia</i>	-	Candidate for rhizofiltration of Mn	-	
	<i>Viola calaminaria</i>	Candidate for phytoextraction of Fe	-	-	
Ethiopia (3)	<i>Azolla filiculoides</i>	-	Good accumulator Fe, Mn, Zn, and Cu	-	Amare et al., 2018
	<i>Lemna minor</i>	-	Good phytoaccumulator for Fe, Mn, Zn, and Co	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Cymbopogon citratus</i>	Potential for phytoextraction	Good candidate for mine waste drainages decontamination of Co, Zn, Cd, Pb, Ni,	-	Girmay, 2019
	<i>Sesbania sesban</i>	-	Potential for rhizofiltration	Potential for phytoextraction	Nigussie and Alemayehu, 2013
Ivory Coast (2)		-	-	Phytoextraction of Ni, Cr, Pb (when inoculated with <i>Pontoscolex corethrurus</i>)	Bongoua et al., 2019
	<i>Acacia mangium</i>			phytostabilization process Cr, Ni and Pb (uninoculated)	
	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	Good candidate for the rhizofiltration of Zn, Cd, Cu, and Cr in wastewater	-	Yapoga et al., 2013
Ghana (4)			Candidate for rhizofiltration of Fe, Cu, Zn and Hg	-	Anning et., al 2013
	<i>Limnocharis flava</i>	-			
	<i>Thalia geniculata</i>	-	Candidate for rhizofiltration of Fe, Cu, Zn and Hg	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Typha latifolia</i>	-	Good candidate for hyperaccumulation of Hg (can remove also Fe and Zn)	-	
	<i>Lactuca sativa</i>	Candidate for phytoextraction of Fe, Zn, Mn and Cu aided with the shea nut shell amendments	Candidate for rhizofiltration of Fe, Zn, Mn and Cu aided by the shea nut shell amendments	-	Quainoo et al., 2015
	<i>Aspilia africana</i>	Potential species for phytoextraction of Cu	-	-	
	<i>Leucaena leucocephala</i>	-	-	Candidate for phytostabilization of polymetal contamination	Petelka et al., 2019; Tetteh et al., 2015
	<i>Senna siamea</i>	-	-	Candidate for phytostabilization of polymetal contamination	
	<i>Acacia mangium</i>	-	-	Potential species for reclamation of mined land	Tetteh et al., 2015
	<i>Gliricidia sepium</i>	-	-	Potential species for reclamation of mined land	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Senna siamea</i>	-	-	Potential species for reclamation of mined land	
Kenya (3)	<i>Bambusa bambos</i>	Good potential for phytoextraction of Cr in soils	-	-	
	<i>Bambusa blumeana</i>	Good potential for phytostabilization of Cr on tannery soils ranging from 1337.0 to 3398.0 mg kg ⁻¹	-	-	
	<i>Bambusa vulgaris</i>	Good potential for phytostabilization of Cr on tannery soils ranging from 1337.0 to 3398.0 mg kg ⁻¹	-	-	Were et al., 2017
	<i>Dendrocalamus asper</i>	Good potential for phytostabilization of Cr on tannery soils ranging from 1337.0 to 3398.0 mg kg ⁻¹	-	-	
	<i>Dendrocalamus membranaceus</i>	Good potential for phytostabilization of Cr on tannery soils ranging	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
		from 1337.0 to 3398.0 mg kg ⁻¹			
	<i>Casuarina equisetifolia</i> sp.	-	-	Potential species for reclamation of degraded soils by a quarrying for limestone	Siachoono, 2009
	<i>Commelina bengalensis</i>	-	Potential for rhizofiltration of water rich in Cu, Pb and Cd metals	-	Kimenyu et al., 2009
Nigeria (17)	<i>Adansonia digitata</i>	-	-	Potential for phytoextraction in multi-heavy metal contaminated soils	
	<i>Azadirachta indica</i>	-	-	Potential for phytoextraction in multi-heavy metal contaminated soils	Abdullahi et al., 2016
	<i>Jatropha curcas</i>	Potential for phytoextraction in multi-heavy metal contaminated soils	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Helianthus annuus</i>	Potential for phytoextraction of Pb, Zn, Cr	-	-	Adesodun et al., 2009; Wilberforce, 2015
	<i>Tithonia diversifolia</i>	Potential for phytoextraction of Pb and Zn	-	-	
	<i>Pteris vittata</i>	Good candidate for phytoextraction of As (an hyperaccumulator)	-	-	Oloyde et al., 2013
	<i>Bryophyllum pinnatum</i>	Potential for phytoextraction in multi-heavy metal contaminated soils	-	-	Ekwumemgbo et al., 2013
	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	Promising species for cleaning up Zn, Cr, Cu, Cd, Pb, Ag, As, Ni (an accumulator)	-	Odjegba and Fasidi, 2007; Ephraim et al., 2018; Aisien et al., 2010; Agunbiade et al., 2009; Ajibade et al., 2013; Ugya and Hua, 2019
	<i>Corrigiola Telephiifolia</i>	Potential for phytoextraction of As	-	-	Onyia et al., 2020

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Cyperus Exaltatus</i>	Potential for phytoextraction of As	-	-	
	<i>Pteridium Aquilinum</i>	Potential for phytoextraction of As	-	-	
	<i>Chromolaena odorata</i>	Potential for phytoextraction of Pb and Ni	-	-	Wilberforce, 2015; Anoliefo et al., 2008
	<i>Imperata cylindrica</i>	Potential for phytoextraction of Mn and Cr	-	-	
	<i>Cenchrus biflorus</i>	Potential for phytostabilization of spoiled mining sites	-	-	
	<i>Cynodon dactylon</i>	Potential for phytostabilization of spoiled mining sites	-	-	Sabo and Ladan, 2018; Anoliefo et al., 2008
	<i>Cyperus rotundus</i>	Potential for phytostabilization of spoiled mining sites	-	-	
	<i>Zea mays</i>	Potential for trace metal phytoextraction (an accumulator)	-	-	Wuana and Okieimen, 2010
	<i>Ricinus communis</i>	Potential for phytoextraction of Cd, Co, Ni and Pb	-	-	Yashim et al., 2015

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Eragrostis tenella</i>	Possible phytoremediating agent	-	-	Anoliefo et al., 2008
	<i>Amaranthus spinosus</i>	Possible phytoremediating agent	-	-	
	<i>Eleusine indica</i>	Possible phytoremediating agent	-	-	
	<i>Panicum maximum</i>	Possible phytoremediating agent	-	-	
	<i>Azolla pinnata</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	Ugya and Hua, 2019
	<i>Lemna minor</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	
	<i>Pistia stratiotes</i>	-	Good candidate for rhizofiltration	-	
	<i>Salvinia molesta</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	
	<i>Typha domingensis</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	Mukhtar and Abdullahi, 2017
RD Congo (10)	<i>Haumaniastrum katangense</i>	Good Co hyperaccumulator (phytoextraction) and Cu phytostabilization	-	-	Leteinturier et al., 1999 ; Chipeng et al.,

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Haumaniastrum robertii</i>	Good Co hyperaccumulator (phytoextraction)	-	-	2009; van der Ent et al., 2019
	<i>Aeolanthus biformifolius</i>	Good Cu hyperaccumulator (phytoextraction)	-	-	
	<i>Leucaena leucocephala</i>	-	-	Good candidate for phytostabilization of polluted multi-metal soils	Mpundu et al., 2018
	<i>Anisopapus chinensis</i>	Candidate for phytoremediation of mumti-metal contamination	-	-	
	<i>Bidens oligoflora</i>	Candidate for phytoremediation of mumti-metal contamination	-	-	Leteinturier et al., 1999
	<i>Bulbostylis cupricola</i>	Candidate for phytoremediation of mumti-metal contamination	-	-	
	<i>Bulbostylis pseudoperennis</i>	Candidate for phytoremediation of	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Crepidiorhopalon tenuis</i>	mumti-metal contamination Candidate for phytoremediation of mumti-metal contamination	-	-	
	<i>Pteris vitata</i>	Candidate for phytoremediation of mumti-metal contamination	-	-	
	<i>Microchloa altera</i>	Good candidate for phytostabilization of polluted multi-metal soils	-	-	Shutchka et al., 2010; Shutchka et al., 2015; Leteinturier et al., 1999
	<i>Andropogon schirensis</i>	Potential species for phytostabilization	-	-	
	<i>Eragrostis racemosa</i>	Potential species for phytostabilization	-	-	Boisson et al., 2016
	<i>Hyparrhenia diplandra</i>	Potential species for phytostabilization	-	-	
	<i>Loudetia simplex</i>	Potential species for phytostabilization	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Monocymbium cerasiiforme</i>	Potential species for phytostabilization	-	-	Shutchta et al., 2010; Boisson et al., 2016
	<i>Cynodon dactylon</i>	Potential species for phytostabilization aided with NPK fertiliser	-	-	Granger and O'Connor, 2015
	<i>Jatropha curcas</i>	Potential for phytosyablization of Cu (using transplant)	-	-	Mununga et al., 2017
	<i>Phragmites australis</i>	-	Potential for rhizofiltration (accumulator)	-	Katemo et al, 2010
South Africa (4)	<i>Chromolaena odorata</i>	Potential for phytoextraction of trace metals	-	-	Atagana, 2011
	<i>Berkheya coddii</i>	Potential candidate for phytoextraction of Ni in moderately contaminated soils	-	-	Robinson et al., 1997
	<i>Juncus effusus</i>	-	Potential for phytoextraction of Fe and Mn	-	Schachtschneider et al., 2017
	<i>Phragmites australis</i>	-	Candidate for phytoextraction of Fe and Mn	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Schoenoplectus corymbosus</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	
	<i>Typha capensis</i>	-	Potential for rhizofiltration	-	
	<i>Rhus lancea</i>	-	-	Potential for phytostabilization and production of secondary metabolites	Mokgalaka-Matlala et al., 2010
Tanzania (2)	<i>Sporobolus sp</i>	Potential for phytoextraction of Cu (an hyperaccumulator)	-	-	
	<i>Launea cornuta</i>	Potential for Cu and Zn phytoextraction	-	-	
	<i>Tagetes minuta</i>	Potential for Cu, Pb and Zn phytoextraction	-	-	Mkumbo et al., 2012
	<i>Blotiella glabra</i>	Potential for Cu and Zn phytoextraction	-	-	
	<i>Pteridium aquilinum</i>	Potential for Zn phytoextraction and Phytostalization of Pb	-	-	
	<i>Stylochaeton natalensis</i>	Potential for Phytostalization of Zn	-	-	
	<i>Cyperus exaltatus</i>	-	potential for phytoextraction of Cd,	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Fuirena umbellata</i>	-	Zn and Ni, phytostabilization of Pb Potential for phytoextraction of Cr and Cd	-	
	<i>Hoslundia opposita</i>	Potential for phytoextraction of Cr, Cd and Pb		-	
	<i>Hygrophylla auriculata</i>	-	Potential for phytoextraction of Cr, Cd and Ni	-	Mganga et al., 2011
	<i>Leersia hexandra</i>	-	Potential for phytoextraction of PB and Ni	-	
	<i>Pluchea dioscoridis</i>	Phytoextraction of Cr, phytostabilization of Ni and Cd	-	-	
	<i>Typha capensis</i>	-	Phytoextraction of Cd, phytostabilization of Ni	-	
Zambia (5)	<i>Indigofera spicata</i>	Potential for phytostabilisation of metals	-	-	Leteinturier et al., 2001
	<i>Melinis repens</i>	Potential for phytostabilisation of metals	-	-	

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Cynodon dactylon</i>	Potential for phytostabilisation of metals	-	-	
	<i>Aristida adscencionis</i>	Potential for phytostabilisation of metals	-	-	
	<i>Pennisetum setaceum</i>	Potential for phytostabilisation of metals	-	-	
	<i>Helianthus annuus</i>	Potential for phytoextraction of Zn and Pb	-	-	Mbukia and Mbewe, 2017
	<i>Conyza cordata</i>	Potential for phytostabilisation of Cu	-	-	
	<i>Cymbopogon densiflorus</i>	Potential for phytostabilisation of Cu	-	-	
	<i>Digitaria eriantha</i>	Potential for phytostabilisation of Zn and Cu phytoextraction	-	-	Kachenga et al., 2020
	<i>Kyllinga alba</i>	Potential for phytostabilisation of Cu	-	-	
	<i>Dichrostachys cinerea</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	Festin et al., 2019

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Dodonaea viscosa</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Peltophorum africanum</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Pericopsis angolensis</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Rhus longipes</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Senna singueana</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Syzygium guineense</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Vachellia polyacantha</i>	-	-	Potential candidates for Cu phytostabilization	
	<i>Acacia polyacantha</i>	-	-	Potential for phytostabilization of mine tailings	Kaming'a and Stephen

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Acacia sieberana</i>	-	-	Potential for phytostabilization of mine tailings	Syampungani, 2012
	<i>Bauhinia thonningii</i>	-	-	Potential for phytostabilization of mine tailings	
	<i>Peltophorum africanum</i>	-	-	Potential for phytostabilization of mine tailings	
	<i>Toona ciliata</i>	-	-	Potential for phytostabilization of mine tailings	
Zimbabwe (3)	<i>Acacia saligna</i>	-	-	Potential for phytoremediation of Ni, Cu and Fe	Masvodza et al., 2013
	<i>Acacia polyacantha</i>	-	-	Potential for phytoremediation of Ni, Cu and Fe	
	<i>Cenchrus ciliaris</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	Piha et al., 1995;
	<i>Cynodon dactylon</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	van Rensburg and Morgenthal, 2004

Countries/No articles	Recommended species	Herbaceous species for soil reclamation	Species for water and wet land reclamation	Tree species for soil reclamation	Authors
	<i>Eleusine coracana</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	
	<i>Eragrostis curvula</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	
	<i>Eragrostis lehmanniana</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	
	<i>Panicum maximum</i>	Potential for phytoremediation of mine spoils wastes	-	-	

In more than one publication (from 2 to 5), twelve herbaceous species and five tree species were recommended for phytoremediation of soils and five species for reclamation of polluted waters (**Table 1.2**). The number of publications in tropical Africa overall has followed the global trend in phytoremediation, with few publications (1 to 2 papers) in the late 1900s and elevated publications (20 to more) in the last two lusters (**Figure 1.1**). The same as Festin et al. (2019) and Odoh et al. (2019), it is observed that there has been substantial progress in identifying species suitable for phytoremediation, but most of these studies are still limited to the pot, greenhouse and field experiments or studies on the biological traits of species in natural contaminated habitats. There are still few large-scale implementations of phytoremediation in the trace metal-polluted areas and waters in tropical Africa.



Figure 1.1: Progress of publications recommending species and techniques for phytoremediation in tropical Africa

Table 1.2 : Candidate species that were recommended in more than one publication

	Recommended species	Number of publications	Number of countries
Herbaceous species for soil reclamation	<i>Cynodon dactylon</i>	5	4
	<i>Chromolaena odorata</i>	3	2
	<i>Haumaniastrum katangense</i>	3	1
	<i>Haumaniastrum robertii</i>	3	1
	<i>Helianthus annuus</i>	3	2
	<i>Microchloa altera</i>	3	1
	<i>Berkheya coddii</i>	2	2
	<i>Cymbopogon citratus (densiflorus)</i>	2	2
	<i>Jatropha curcas</i>	2	2
	<i>Monocymbium ceresiforme</i>	2	1
	<i>Panicum maximum</i>	2	2
<i>Pteris vittata</i>	2	1	
Species for water and wetland reclamation	<i>Eichhornia crassipes</i>	7	2
	<i>Lemna minor</i>	3	3
	<i>Phragmites australis</i>	3	3
	<i>Cyperus exaltatus</i>	2	2
	<i>Typha latifolia</i>	2	2
Tree species for soil reclamation	<i>Acacia mangium</i>	2	2
	<i>Acacia polyacantha</i>	2	2
	<i>Leucaena leucocephala</i>	2	2
	<i>Peltophorum africanum</i>	2	1
	<i>Senna siamea</i>	2	1

3. Research and implementation of phytoremediation in DR Congo

Zambia and DR Congo are the two countries of Africa that are hosting a region that is among the most polluted lands in the world (the African Copperbelt) (Blacksmith Institute, 2007; Narendrula et al., 2011). The levels of copper and cobalt in soils from mining sites of Lubumbashi (DR Congo) were up to 200-fold higher and zinc 70-fold higher compared to contaminated Sudbury sites and tailings in Canada (Narendrula et al., 2011). The contaminated bare soils at Lubumbashi can present a total concentration of copper up to 42,500 mg kg⁻¹, while the soil of the nearest forest can have only 220 mg kg⁻¹ (Shutchka et al., 2015). The phytoremediation research on soils in DR Congo, and even in Zambia have suggested the phytostabilisation strategy to be more realistic than Phytoextraction, given the high trace metal concentration and the low biomass of hyperaccumulator species (Dubourguier et al., 2001; Leteinturier, 2002; Merteens et al., 2003; Shutchka et al., 2010; Mahar et al., 2015). Leteinturier et

al. (1999), Shutcha et al. (2010), Boisson et al. (2016) and Mpundu et al. (2018) (**Table 1.1**) suggested some herbaceous and tree species for phytostabilisation that can be aided with the use of organic or lime amendments, but the implementation of these results at large scale is still under expectance for the reclamation of the Congolese mine waste areas and tailings dams. Nevertheless, trials of tree plantation have been done on trace metal-polluted soils from two different sources of contamination, one is a copper and zinc tailings dams at the periphery of Kipushi town and the second is the Cu fallout from the smelter in the suburb of Lubumbashi both in the Upper Katanga province, DR Congo. The first tree planting trial was conducted by the local mining (Gécamines) to encounter the contaminated dust to residents of Kipushi town in the year 2005 and the second trial is conducted by residents of Penga Penga, the suburb of Lubumbashi, in the residential plots from 2000-2015 (**Figures 1.2 and 1.3**).

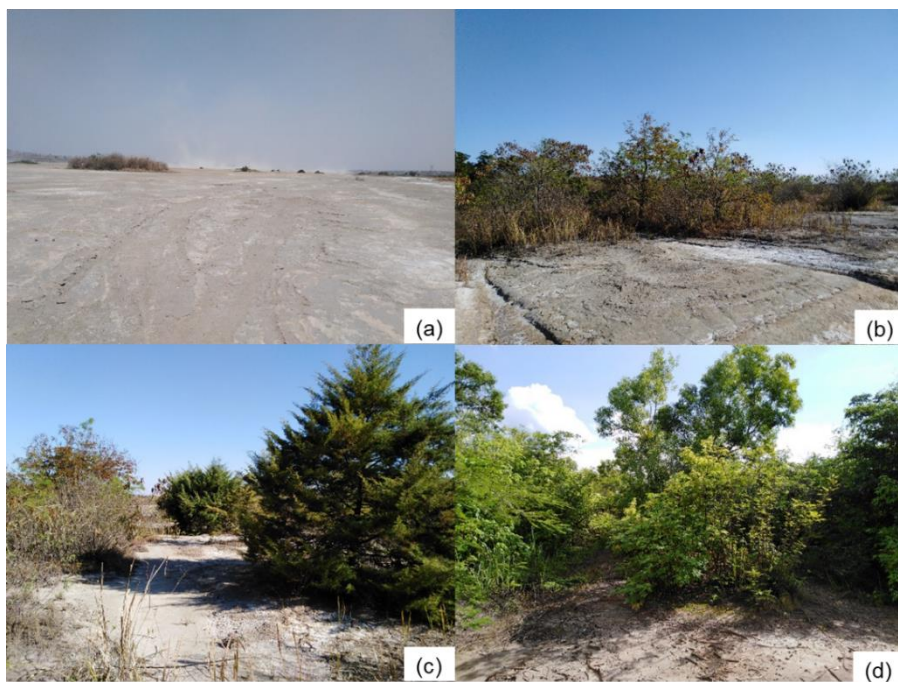


Figure 1.2 : Photos from the trial of tree plantation on the tailing dam of Kipushi. (a): tailings with some patches of vegetation (b): tree plantation on the tailing (c): Row of *Cupressus lusitanica*, *Senna siamea* and spontaneous species (d): Row of *L. leucocephala*, *A. auriculiformis* and spontaneous species (photos: Jacques Kilela).

Research that will be done in these areas must respond to questions like: (1) what are the agronomic practices used for installing trees in these lands? (2) What is the heavy metal concentration status of these various tree species? (3) how is the performance of these tree species compared to the same species grown on the

unpolluted soils (4) what are tree species that can meet ecosystem services on polluted soils in urban and non-urban areas?



Figure 1.3 : Photos from the suburb of Lubumbashi (Penga Penga) polluted by the metal fallout from the smelter. (a): Some residential plots at Penga Penga, (b): Young *Pinus spp*, *P. guajava* and big *L. leucocephala*, (c): *M. indica* and *Citrus lemon*, (d): two trees of *S. guineense* (Photos: Jacques Kilela).

4. Conclusion

Substantial progress in identifying or selecting candidate species and improved techniques for phytoremediation of land and waters in tropical Africa is increasingly observed, especially in Nigeria, DR Congo, South Africa and Zambia in the last decade, but most of these studies are still limited on pot, greenhouse and field's experiments or a study on the biological traits of species in natural contaminated habitats. Few large-scale phytoremediation works in the trace metal-polluted and degraded areas and waters in tropical Africa have been implemented so far. Restoration and research at a large scale are eventually needed in these areas to alleviate the negative effects of soil and water pollution on the environment and

human health. Phytostabilisation assisted with organic or inorganic amendments is the strategy that has been suggested for the reclamation of soils in DR Congo and Zambia, given to the elevated metal concentration of their polluted areas (among the most polluted regions in the world). Moreover, the tree planting trials that were conducted by local mining on the tailing dam and by residents in the polluted suburb of Lubumbashi all in DR Congo, may provide enough information (concerning species and techniques) for the large-scale implementation program of phytoremediation in the Copperbelt region.

5. References

- Abdullahi, U., Audu, A. A. & Shuaibu, L., 2016. Phytoremediation of Contaminated Soils from Challawa Industrial Estate, Kano-Nigeria. *Science Journal of Analytical Chemistry*, 4(5), 59.
- Adesodun, J.K., Atayese, M.O., Agbaje, T.A., Osadiaye, B.A., Mafe, O.F. & Soretire, A.A., 2010. Phytoremediation Potentials of Sunflowers (*Tithonia Diversifolia* and *Helianthus Annuus*) for Metals in Soils Contaminated with Zinc and Lead Nitrates. *Water, Air, and Soil Pollution* 207 (1-4): 195-201. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0128-3>
- Agunbiade, F.O., Olu-Owolabi, B.I. & Adebowale, K.O., 2009. Phytoremediation Potential of *Eichornia Crassipes* in Metal-Contaminated Coastal Water. *Bioresource Technology* 100 (19): 4521-26. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.011>
- Aisien, F. A., Faleye, O., & Aisien, E.T., 2010. Phytoremediation of heavy metals in aqueous solutions. *Leonardo Journal of Sciences*, 17(4), 37-46.
- Ajibade, F. O., Adeniran, K. A., & Egbuna, C.K., 2013. Phytoremediation efficiencies of water hyacinth in removing heavy metals in domestic sewage (A Case Study of University of Ilorin, Nigeria). *The International Journal of Engineering and Science*, 2(12), 16-27.
- Alekseeva, I.G., G.P. Lapina, Z.D. Tulovskaia, & Izmailova, V.N., 1975. Structure formation in interphase adsorption layers of lysozyme at liquid boundaries. *Biofizika* 20, 566–569.
- Amare, E., Kebede, F., Berihu, T. & Mulat, W., 2018. Field-Based Investigation on Phytoremediation Potentials of *Lemna Minor* and *Azolla Filiculoides* in Tropical, Semiarid Regions: Case of Ethiopia. *International Journal of Phytoremediation* 20 (10): 965-72. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365333>
- Anning, A.K., Korsah, P.E. & Addo-Fordjour, P., 2013. Phytoremediation of Wastewater with *Limncharis Flava*, *Thalia Geniculata* and *Typha Latifolia* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation* 15 (5): 452-64. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.716098>
- Anoliefo, G. O., Ikhajiagbe, B., Okonokhua, B. O., Edegbai, B. O., & Obasuyi, D.C., 2008. Metal tolerant species distribution and richness in and around the metal

- based industries: possible candidates for phytoremediation. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2(11), 360-370.
- Ashton, P. J., Love, D., Mahachi, H., & Dirks, P.H.G.M., 2001. An overview of the impact of mining and mineral processing operations on water resources and water quality in the Zambezi, Limpopo and Olifants Catchments in Southern Africa. *Contract Report to the Mining, Minerals and Sustainable Development (Southern Africa) Project*, by CSIR-Environmentek, Pretoria and Geology Department, University of Zimbabwe-Harare. Report No. ENV-PC, 42, 1-362.
- Atagana, H.I., 2011. Bioremediation of Co-Contamination of Crude Oil and Heavy Metals in Soil by Phytoremediation Using *Chromolaena Odorata* (L) King & H.E. Robinson. *Water, Air, & Soil Pollution* 215 (1-4): 261-71. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0476-z>
- Atangana, B.M.S., 2019. Travail de fin d'études : "Rehabilitation d'un site minier dégrade du secteur de betareoya (est Cameroun)".
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., Kabyla, B.I., Luboya, O.N., Ilunga, A.N., Mutombo, A.M. & Nemery, B., 2009. High Human Exposure to Cobalt and Other Metals in Katanga, a Mining Area of the Democratic Republic of Congo. *Environmental Research* 109 (6): 745-52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>
- Blacksmith Institute, 2007. *The world's worst polluted places* (pp. 1-69). The top ten of the dirty thirty, Blacksmith Institute, New York, USA. Retrieved from <http://www.worstpolluted.org>
- 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 (14): 13693-705. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5442-2>
- Bongoua-Devisme, A.J., Akotto, O.F., Guety, T., Kouakou, S.A.A.E., Ndoye, F. & Diouf, D., 2019. Enhancement of phytoremediation efficiency of *Acacia mangium* using earthworms in metal-contaminated soil in Bonoua, Ivory Coast. *African Journal of Biotechnology* 18 (27): 622-31. <https://doi.org/10.5897/AJB2019.16852>
- Chipeng, F.K., Hermans, C., Colinet, G., Faucon, M.-P., Ngongo, M., Meerts, P. & Verbruggen, N., 2010. Copper Tolerance in the Cuprophyte *Haumaniastrum Katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant and Soil* 328 (1-2): 235-44. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0105-z>
- Cunningham, S.D. & D.W. Ow., 1996. Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiology* 110 (3): 715-19. <https://doi.org/10.1104/pp.110.3.715>
- Dubourguier, H.C., Petit, D., Deram, A., Logeay, C., Allard, V., Lefrançois, A., & Sols, P.D.C.S.E., 1999. Le phytomanagement. Eléments de synthèse. Pôle de compétence sites et sédiments pollués, Lille, 53p.

- Ekwumemgbo, P.A., Eddy, N.O. & Omoniyi, I.K., 2013. Decontamination of Heavy Metals in Polluted Soil by Phytoremediation Using *Bryophyllum Pinnatum*. Édité par Nicola Pirrone. *E3S Web of Conferences* 1: 13004. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130113004>
- Ent, A., Malaisse, F., Erskine, P. D., Mesjasz-Przybyłowicz, J., Przybyłowicz, W. J., Barnabas, A. D., Sośnicka, M. & Harris, H.H., 2019. Abnormal Concentrations of Cu–Co in *Haumaniastrum Katangense*, *Haumaniastrum Robertii* and *Aeolanthus Biformifolius*: Contamination or Hyperaccumulation? *Metallomics* 11 (3): 586-96. <https://doi.org/10.1039/c8mt00300a>
- Ephraim, B.E., Ajayi, I.O., & Ugbaja, A. N., 2018. Pb, Zn, Cu, Ni and Co contents of water and sediments, in relation to phytoremediation and translocation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. Solms.) at some creeks of the great Kwa river, Southeastern Nigeria. *Int J Environ Pollut Res*, 6, 16-37.
- Fayiga, A.O., Ipinmoroti, M.O. & Chirenje, T., 2018. Environmental Pollution in Africa. *Environment, Development and Sustainability* 20 (1): 41-73. <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9894-4>
- Festin, E.S., Tigabu, M. & Chileshe, M.N., Syampungani, S., Odén, P.C., 2019. Progresses in Restoration of Post-Mining Landscape in Africa. *Journal of Forestry Research* 30 (2): 381-96. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>
- Gebru, M.G., 2019. Phytoremediation of Heavy Metals Released from Mining Waste Drainage using selected plant species, in Ethiopia. *Budapest International Research in Exact Sciences (BirEx) Journal* 1 (3): 1-4. <https://doi.org/10.33258/birex.v1i3.343>
- Granger, J. & O'Connor, T., 2015. Establishing *Cynodon Dactylon* on Mining Tailings and Mining-Impacted Soil of a Copper–cobalt Mine in the Democratic Republic of the Congo. *African Journal of Range & Forage Science* 32 (3): 173-82. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.980756>
- Kachenga, L., Chabwela, H.N. & Mwafuluka, K. 2020. Phytoremediation Potential of Indigenous Plants Growing at Nchanga Mine in Chingola, Zambia. *Open Journal of Ecology* 10 (02): 45-61. <https://doi.org/10.4236/oje.2020.102004>
- Kaming'a, M. K. & Syampungani, S., 2012. Performance of tree species growing on tailings dam soils in Zambia: a basis for selection of species for re-vegetating tailings dams. *Journal of Environmental Science and Engineering. B, 1(7B)*, 827.
- 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 (février): 1406-13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.131>
- Kimenyu, P. N., Oyaro, N., Chacha, J. S., & Tsanuo, M. K. 2009. The potential of *Commelina bengalensis*, *Amaranthus hybridus*, *Zea mays* for phytoremediation of heavy metals from contaminated soils. *Sains Malays* 38 : 61–68.

- Leteinturier, B., 2002. Évaluation du potentiel phytocénotique des gisements cuprifères d'Afrique centro-australe en vue de la phytoremédiation de sites pollués par l'activité minière. *Gembloux, Belgique: Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux*.
- Leteinturier, B., Laroche, J., Matera, J. & Malaisse, F., 2001. Reclamation of lead/zinc processing wastes at Kabwe, Zambia: a phytogeochemical approach. *South African journal of science*, 97(11), 624-627.
- 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.
- Lohr, V. I., Pearson-Mims, C. H., Tarnai, J., & Dillman, D.A., 2004. How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*, 30(1), 28-35.
- Lum, A. Fontem, E. S. A. Ngwa, D. Chikoye, & Suh, C.E., 2014. Phytoremediation Potential of Weeds in Heavy Metal Contaminated Soils of the Bassa Industrial Zone of Douala, Cameroon. *International Journal of Phytoremediation* 16, 302–319. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.773282>
- 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 (avril): 111-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Makar, A.B., McMartin, K.E., Palese, M. & Tephly, T.R., 1975. Formate Assay in Body Fluids: Application in Methanol Poisoning. *Biochemical Medicine* 13 (2): 117-26. [https://doi.org/10.1016/0006-2944\(75\)90147-7](https://doi.org/10.1016/0006-2944(75)90147-7)
- Mbuki, R., & Mbewe, G., 2017. Phytoremediation of Lead and Zinc Metals Using Sunflower: Sampled from an Abandoned Mine Tailing Dump Site in Kabwe, Zambia. *The International Journal of Multi-Disciplinary Research* Pg, 1-11.
- McPherson, G.E., 1992. Accounting for Benefits and Costs of Urban Greenspace. *Landscape and Urban Planning* 22 (1): 41-51. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(92\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90006-L)
- Mertens, J., Vervaeke, P., Schrijver, A.D. & Luyssaert, S., 2004. Metal Uptake by Young Trees from Dredged Brackish Sediment: Limitations and Possibilities for Phytoextraction and Phytostabilisation. *Science of The Total Environment* 326 (1-3): 209-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.010>
- Mokgalaka-Matlala, N. S., Regnier, T. C., Combrinck, S., & Weiersbye, I.M., 2010. Selection of tree species as assets for mine phytoremediation using the genus *Rhus* (Anacardiaceae) as a model. In *Proceedings of the fifth International Conference on Mine Closure* pp. 343-350.
- Mpundu, M.M., Lienard A., Shutcha M.N., Ngongo M.L. & Colinet G., 2018. Phytostabilisation des sols contaminés au Katanga : résultats d'expérimentation sur la sélection d'espèces ligneuses combinées à des doses croissantes d'amendements. In Boert J., Collinet G. & Mahy G. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Presse Universitaire de Liège. Agronomie Gembloux, Belgique pp 177-191.

- Mukhtar, A.A. & Abdullahi, I.L., 2017. Heavy metals phytoremediation using *Typha domingensis* Flourishing in an industrial effluent drainage in Kano, Nigeria. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences* 10 (1): 277. <https://doi.org/10.4314/bajopas.v10i1.41>
- Mununga, K.F., Kaumbu, K.J.M., Chuimika, M.M., Mwilambwe, K.X., Maloba, K.J.P., Banza, I.M., ... & Mpundu, M.M.M., 2017. Phytostabilization test of contaminated sites by metallic trace elements in the region of Lubumbashi (DR Congo): tolerance range of *Jatropha curcas* with copper sulphate. *Journal of Applied Biosciences*, 112, 11080-11090.
- Munyemba, K.F., 2010. *Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi: évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie*. Thèse Doctorale, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC) p. 284
- Narendrula, R., Nkongolo, K.K. & Beckett, P., 2012. Comparative Soil Metal Analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, DR-Congo). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88 (2): 187-92. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0485-7>
- Nigusie, Z., 2013. *Sesbania sesban* (L.) Merrill: Potential uses of an underutilized multipurpose tree in Ethiopia . *African Journal of Plant Science* 7 (10): 468-75. <https://doi.org/10.5897/AJPS2012.0716>
- Odjegba, V.J. & Fasidi, I.O., 2007. Phytoremediation of Heavy Metals by *Eichhornia Crassipes*. *The Environmentalist* 27 (3): 349-55. <https://doi.org/10.1007/s10669-007-9047-2>
- 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 (mai): 365-78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.090>
- Oloyede, F., Akomolafe, G. & Odiwe, I., 2013. Arsenic hyperaccumulation and phytoremediation potentials of *Pteris vittata* and *P. ensiformis* (ferns) in Nigeria. *Acta Botanica Hungarica* 55 (3-4): 377-84. <https://doi.org/10.1556/ABot.55.2013.3-4.12>
- Onyia, P.C., Ozoko, D.C. & Ifediegwu, S.I., 2021. Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Soils by Arsenic Hyperaccumulating Plants in Selected Areas of Enugu State, Southeastern, Nigeria. *Geology, Ecology, and Landscapes* 5 (4): 308-19. <https://doi.org/10.1080/24749508.2020.1809058>
- 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>
- Piha, M.I., Vallack, H.W., Reeler, B.M. & Michael, N., 1995. A Low Input Approach to Vegetation Establishment on Mine and Coal Ash Wastes in Semi-Arid Regions. I. Tin Mine Tailings in Zimbabwe. *The Journal of Applied Ecology* 32 (2): 372. <https://doi.org/10.2307/2405103>

- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56(1), 15–39.
- Qu, C.-S., Ma, Z.-W., Yang, J., Liu, Y., Bi, J. & Huang, L., 2012. Human Exposure Pathways of Heavy Metals in a Lead-Zinc Mining Area, Jiangsu Province, China. Édité par Jaymie Meliker. *PLoS ONE* 7 (11): e46793. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046793>
- Quainoo, A. K., Konadu, A., & Kumi, M., 2015. The potential of shea nut shells in phytoremediation of heavy metals in contaminated soil using lettuce (*Lactuca sativa*) as a test crop. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 6(1),1-7. <http://hdl.handle.net/123456789/851>
- Robinson, B.H., Brooks, R.R., Howes, A.W., Kirkman, J.H. & Gregg, P.E.H., 1997. The Potential of the High-Biomass Nickel Hyperaccumulator *Berkheya Coddii* for Phytoremediation and Phytomining. *Journal of Geochemical Exploration* 60 (2): 115-26. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(97\)00036-8](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(97)00036-8)
- Sabo, A., & Ladan, M., 2018. Phytoremediation Potential of Some Indigenous Herbaceous Plant Species Growing on Metalliferous Mining Site at Nahuta, Bauchi State, Nigeria. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food* 12(4), 41-46.
- Sarasin, G., 2011. Biotechnologie des symbioses racinaires en restauration écologique des écosystèmes dégradés à Madagascar. Mémoire de Master, Université de Laval, Canada. p103
- Schachtschneider, K., Chamier, J., & Somerset, V., 2017. Phytostabilization of metals by indigenous riparian vegetation. *Water SA*, 43(2), 177-185.
- Schnoor, J.L. 1997. *Phytoremédiation. Technology evaluation report TE-98-01*. Ground Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh. 43p.
- Schnoor, J.L., 2000. Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, 133-150.
- Shuaibu, L., Abdullahi, U., Yaradua, A.I. & Bungudu, J.I., 2021. Phytoremediation Potentials of *Cynodon dactylon* on Heavy Metal Contaminated Soils from Challawa Industrial Estate, Kano-Nigeria. *Asian Journal of Applied Chemistry Research*, octobre, 25-36. <https://doi.org/10.9734/ajacr/2021/v9i330216>
- Shutchka, M.N., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga «Cas du quartier Gécamines/Penga Penga contaminés en métaux par les émissions de la fonderie de cuivre de l'Usine Gécamines/Lubumbashi»* (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC). 240 p
- Shutchka, 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(6), 616–632. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>

- Shutchu, 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(9), 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Shutchu, 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(6), 616–632. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>
- Siachoono, S.M., 2009. Land reclamation efforts in haller park, mombasa. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 2(2), 019–025. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>
- Tetteh, E., Ampofo, K. & Logah, V., 2015. Adopted practices for mined land reclamation in Ghana: a case study of Anglogold Ashanti Iduapriem mine ltd. *Journal of Science and Technology (Ghana)* 35 (2): 77. <https://doi.org/10.4314/just.v35i2.8>
- Ugya, A. Y., Hua, X., & Ma, J., 2019. Phytoremediation as a tool for the remediation of wastewater resulting from dyeing activities. *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(2), 3723–3735.
- van der Ent, A., Malaisse, F., Erskine, P.D., Mesjasz-Przybyłowicz, J., Przybyłowicz, W.J., Barnabas, A.D., Sośnicka, M. & Harris, H.H., 2019. Abnormal concentrations of Cu–Co in *Haumaniastrum katangense*, *Haumaniastrum robertii* and *Aeolanthus bififormifolius* : contamination or hyperaccumulation? *Metallomics* 11, 586–596.
- Van Rensburg, L., & Morgenthal, T., 2004. The effect of woodchip waste on vegetation establishment during platinum tailings rehabilitation. *South African journal of science*, 100(5), 294–300. <https://doi.org/10.1039/c8mt00300a>
- Venkateswarlu, K., Nirola, R., Kuppusamy, S., Thavamani, P., Naidu, R. & Megharaj, M., 2016. Abandoned Metalliferous Mines: Ecological Impacts and Potential Approaches for Reclamation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 15 (2): 327–54. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6>
- Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R. & Sun, W., 2017. A Review on in Situ Phytoremediation of Mine Tailings. *Chemosphere* 184 (octobre): 594–600. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.025>
- Were, F.H., Wafula, G.A. & Wairungu, S., 2017. Phytoremediation Using Bamboo to Reduce the Risk of Chromium Exposure from a Contaminated Tannery Site in Kenya. *Journal of Health and Pollution* 7 (16): 12–25. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-7.16.12>
- Wilberforce, J.O.O., 2015. Phytoremediation potentials of common Nigerian weeds for the purpose of cleaning up a lead-zinc derelict mine. *American Chemical Science Journal*, 6(3), 158–163.

- Wuana, R.A. & Okieimen, F.E., 2010. Phytoremediation potential of maize (*Zea mays* L.). A review. *African Journal of General Agriculture*, 6(4), 275-287.
- Yapoga, S., Ossey, Y. B., & Kouame, V., 2013. Phytoremediation of zinc, cadmium, copper and chrome from industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. *International Journal of Conservation Science*, 4(1), 81-86
- Yashim, Z. I., Agbaji, E. B., Gimba, C. E., & Idris, S.O., 2015. Phytoremediation potential of *Ricinus communis* L.(Castor oil plant) in Northern Nigeria. *Int. J. Plant Soil Sci*, 10(5), 1-8.

2

Improving ecosystem services in sites polluted by trace metals in the katangan Copperbelt (DR Congo) by planting trees: Do the species planted meet the needs of urban residents?

Chapitre non publié.

Article en préparation

Abstract

Natural ecosystem loss and the environmental degradation of city quality due to rapid urbanization associated with soil pollution from mining activity have become a great dilemma in the mining city of Lubumbashi (DR Congo, Africa). This study aimed to assess the ecosystem service expectancy from the urban residents toward trees (both in polluted and unpolluted areas), investigate the species and tree abundancy and establish the list of tree species mostly planted by residents and their related ecosystem services reported worldwide, and then establish a decision chart for the choice and sustainable use of tree species for the phytostabilisation process in urban and non-urban areas of the katangan Copperbelt. Surveys were conducted on 178 urban residents (Penga Penga, Gécamines, Kaleja and Kalebuka) and on 88 residential plots. In all the neighborhoods supplying fruits, shade provision and windbreak were identified as the most expected ecosystem services. Penga Penga residents tended to expect more regulating services than Gécamines, Kaleja and Kalebuka residents who tended to prefer more provisioning services overall. Thirty-four tree species were identified during the survey, fruiting exotic species dominated by *Mangifera indica* (44.7 %) and *Persea Americana* (21.2%) were the most frequent in the suburbs of Lubumbashi either in the polluted or the unpolluted suburbs. The species richness varied among the suburbs with higher values where the soil trace metal concentrations are lower (Kalebuka and Kaleja: 23 and 22 respectively) compared to where the soil is highly contaminated (Gécamines and Penga Penga: 12 and 18 respectively). Tree species that were more frequent or abundant in metal-rich and non-metal-rich soils and providing more ecosystem services as reported in the literature, and that can meet the need either in urban or non-urban areas are likely to be the good option for sustainable reclamation.

Keywords: urbanization, soil pollution, suburb, tree species, ecosystem service

1. Introduction

Mining is important cash-providing activities to the economy of a country (Eggert, 2001; Cetinkaya and Nur, 2011) but later becomes the most important heavy metal source in the environment (Candeias et al., 2014). Although some heavy metals are essential for the functioning of organisms in trace quantity, i.e. Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn, etc. (Kabata-Pendias and Pendias, 2001) and others have not been conclusively proven to play any role in the biological and physiological processes, i.e. As, Cd, Hg, and Pb; both categories are known to be very hazardous to life when they are in excessive quantity in the environment (Koller et al., 2004; Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013). When heavy metals are deposited through mineral wastes (waste rocks, tailing or slags) on a given land after mining activities they can cause serious damage leading to bare soils (Leteinturier et al., 1999) and if no appropriate method of contaminant disposal or rehabilitation has taken place, they can be dispersed through wind or water actions to larger areas or leach into soils contaminating

agricultural lands, surface and groundwater over many years (Yukselen, 2002; Kien et al., 2010). Indeed, land contamination by trace metals has become a global issue concerning food security and human health risk. Human exposure to heavy metal contamination may consist of inhaling the dust from contaminated soil, dermal contact (Kim et al., 2009), and consumption of foodstuffs loaded with heavy metals (Karavoltzos et al., 2002). Among the most widely diffused remediation technologies of contaminated soil with trace metals, phytoremediation is an in situ low-cost and low-impact technology that has received overwhelming attention in these last decades, owing to its environmentally-and eco-friendly nature and easy large-scale applicability (Salt et al., 1995; Pilon-Smits, 2005). Phytoremediation aims to mitigate the risks associated with soil and water contamination. However, this approach is less advantageous and limited if the sole objective remains decontamination or pollution control. The combination of phytoremediation with sustainable and/or profitable land use offers the advantage of obtaining environmental benefits, as well as economic and societal benefits while remediating contaminated soils (Cundy et al., 2016). When phytoremediation is combined with another use that is profitable, it is referred to as 'phytomanagement' and the profitable use is the restored ecosystem service (Potschin and Haines-Young, 2011). Both tree and herbaceous species are used for phytoremediation, especially phytostabilisation since this technology is well suited to large and elevated trace metal concentration areas (Dubourguier et al., 2001), however, trees present advantages to gaining more ecosystem services than herbaceous plants (Sopper, 1993). The multiple goods and benefits of trees in urban areas have been clearly highlighted by several researchers in the world; urban trees can provide food (Mcpherson, 1992), allow the energy conservation, moderate the climate, improve air quality, shading and cooling downtown areas (Nowak and Mcpherson, 1993; Killocoat et al., 2002; Lohr et al., 2004), reduce storm runoff and flooding (Sanders, 1986 in Mcpherson, 1992; Mcpherson, 1992; Killocoat et al., 2002), air pollution mitigation (pollutant traps) (Nowak and Mcpherson, 1993), create habitat for birds and small animals (Killocoat et al., 2002; Shackleton et al., 2015), noise filters (Mcpherson et al., 1997 in Muthulingam and Thangavel, 2012), supply wood for energy (Shackleton et al., 2015), enhance the beauty of our communities by adding color, texture, and form to urban landscapes (Killocoat et al., 2002; Shackleton et al., 2015). The katangan Copperbelt has numerous sites classified among the most polluted areas in the world (Narendrula et al., 2011), these polluted sites may be either mine deposits from the quarry, metalliferous fallout from the copper smelter and tailing from hydrometallurgical process (Faucon et al., 2011; Pourret et al., 2015) are found both in rural and urban areas of this region. Lubumbashi, the biggest city of the katangan Copperbelt, has been drastically affected by the metal contamination due to the metalliferous fallout from the copper smelter of Gécamines, where a large area of land presents high concentrations of heavy metal in soil that hampers the vegetation growth (Shutcha et al., 2010; Faucon et al., 2011). In these last two decades, the whole area has been densely populated and some different species of trees are being increasingly observed in residential plots. This study aimed (1) to assess the expectation of the Lubumbashi residents on the ecosystem services that may be provided by trees in their residential plots in polluted and unpolluted suburbs (2) to investigate the species and tree abundance in polluted and unpolluted suburbs of

Lubumbashi and establish a list of tree species mostly planted by residents and their related ecosystem services reported worldwide, and thereafter (3) to draw steps of decision process for the choice use of tree species for the phytostabilisation of trace metal-polluted areas in the katangan Copperbelt.

2. Materiel and method

2.1 *Survey and data collection*

2.1.1 Face to face interview

The survey was conducted in four suburbs of Lubumbashi, at Penga Penga (a newly inhabited area) and Gécamines (a long-time inhabited area) which are trace metal-polluted areas from the copper mining of Gécamines (Mpundu, 2010), and then at Kalebuka (a newly inhabited area) and Kaleja (a long-time inhabited area) which are considered as unpolluted suburbs. The survey was conducted on 178 participants overall (78 at Penga Penga, 56 at Kalebuka and 22 at Gécamines and Kaleja) between August 2019 and September 2020. The mean area of residential plots was Gécamines: 310 m², Penga Penga: 673 m², Kalebuka: 688 m² and Kaleja: 952 m².

The respondent was either the one who planted the tree or the one who participated in the tree planting activity at the residential plots. After asking questions from the questionnaire, we could tick off the respondent's answers on the questionnaire assertions (see **annex 1**). The question related to expected ecosystem services was thus open to interviewed people.

2.1.2 Survey design

The choice of a residential plot was conducted in this way: after the first street was randomly selected in a given suburb, the third street was selected by jumping two streets. A plot was randomly chosen by counting five plots after the first targeted in a street, progressing by choosing the fifth plot at right and the fifth at left. The table in **annex 1** gives the questionnaire design of the survey and the **annex 2** shows the procedure of plot selection in the neighborhood.

2.2 *Soil sampling*

Forty composite soil samples were collected at Penga Penga and Gécamines (suburbs with metal-rich soil) and Kalebuka and Kaleja (suburbs with polluted soil), ten samples for each suburb, in Lubumbashi DR Congo (**Table 2.1**). The total organic carbon, pH, potassium, magnesium and calcium were analyzed at the laboratory of the Provincial Centre for Agriculture and Rurality (CPAR) of La Hulpe, Belgium; and copper, cobalt, zinc and lead at the laboratory of Gembloux Agro-Bio Tech, Axe Echanges Eau-Sol Plant, University of Liège.

Table 2.1 : Chemical characteristics of soil collected inside residences from four suburbs in Lubumbashi (Penga Penga, Gécamines, Kalebuka, Kaleja). Median (minimum-maximum) n=10, macronutrients extracted with EDTA and pseudo-total TM extracted with aqua regia.

Minerals, pH, TOC, TM	Penga Penga	Gécamines	Kalebuka	Kaleja	Reference*
pH _{eau}	6.9 (5.1 – 7.7)	–	7.5 (5.9 – 8.3)	–	5.5 (4.9 – 6.8)
pH _{KCl}	6.7 (4.9 – 7.9)	–	6.8 (5.2 – 8.2)	–	4.1 (3.8 – 5.8)
TOC (%)	1.4 (0.6 – 3.3)	–	1.2 (0.4 – 2.0)	–	2.3 (1 – 5)
P (mg 100g ⁻¹)	9.2 (0.4 – 29.8)	–	4.8 (0.7 – 9.0)	–	–
K (mg 100g ⁻¹)	22.4 (7.9 – 50.9)	–	28.6 (27.5 – 29.6)	–	–
Ca (mg 100g ⁻¹)	198 (26 – 638)	–	498 (100 – 896)	–	–
Mg (mg 100g ⁻¹)	13.3 (3.4 – 32.1)	–	19.8 (12.6 – 26.9)	–	–
Cu (mg kg ⁻¹)	1643 (893 – 6301)a	6140 (644 – 23362)a	344.5 (162 – 859)b	149 (59 – 375)c	191 (20 – 456)
Co (mg kg ⁻¹)	98.5 (38 – 217)a	322 (59 – 1519)a	24.5 (21 – 96)b	12 (6.3 – 56)b	20 (7.1 – 38)
Zn (mg kg ⁻¹)	471 (224 – 1041)a	1742 (645 – 6290)a	174.5 (109 – 286)b	98 (34 – 196)c	69 (26 – 180)
Pb (mg kg ⁻¹)	228 (63 – 1103)a	277 (62 – 1033)a	46 (29 – 67)b	15 (7.3 – 33)c	100 (7.0 – 82.3)

*(Shutchka et al., 2018)

2.3 Resident characteristics

The majority of Penga Penga, Kalebuka and Kaleja residents occupied their plots in the range years from 2000 to 2009, while most of Gécamines' residents (55%) are older in their plots (from 1980 to 1989). Concerning the respondent gender, the proportion of men was slightly lower than that of women at Penga Penga (37.5% male and 62.4% female), but slightly higher at Kalebuka and Kaleja (45.5% male and 54.5% female). And lastly, the prevailing educational level of residents was primary in all suburbs and the majority of respondents' ages ranged from 37 to 56 years old.

2.4 Data analysis

Khi squared test was used to treat responses on the expected ecosystem services from residents in suburbs through the contingency table and at a p 0.05 comparison. The relative abundance (or frequency) of trees was calculated from a total number of tree individuals per species in all the four suburbs surveyed, while the principal component analysis (PCA) was depicting the distribution of species according to suburbs. The comparison of tree numbers per residential plot was performed using the non-parametric test of Kruskal Wallis as data were not normally distributed. The Khi squared test, PCA and the Kruskal Wallis were performed with R studio software version R.4.0.

3. Results

3.1 Expected ecosystem services in the residential plots of urban areas

Table 4 shows the expected ecosystem services (ES) by the residents from tree planting at Penga Penga, Gécamines, Kalebuka and Kaleja suburbs. The provisioning ES cited were fruits and medicinal resources supplied by trees. The regulating and supporting ES were the windbreak effect, cooling air locally, shade provision, dust decrease in air and prevention of erosion. The cultural ES that was expected by residents were related to aesthetics.

In all the neighborhoods supplying fruits, shade provision and windbreak were identified as the most expected ES, followed by cooling the air locally and supplying medicinal plants services and lastly improving air quality by dust decrease was only cited in the polluted suburbs of Penga Penga and Gécamines, aesthetic service was cited at Kaleja, Penga Penga and Gécamines, and the service of preventing soil erosion due to rainfall and wind was only mentioned one time at Penga Penga (**Table 2.2**). Fruit supply by trees was the most expected ES (61.1%), followed by shade provision (56.7%) and windbreak effect (50.6%). The other ES had a frequency of citation varying from 0.6% to 23.9 %. There were differences in the frequency of the expectations on supplying edible fruits and medicinal plants and on moderation of extreme events (wind break), while no significant difference was shown concerning

other services in all the suburbs after a Chi-squared test. More expectations were noticed for supplying edible fruits at Kaleja and Gécamines (90.9%) and Kalebuka (78.6%) than at Penga Penga (50.0%) where residents expect to benefit from provisioning services in the same way as the regulating service. The expectation of gaining wind break service was lower at Gécamines (22.7%) compared to the other 3 neighborhoods.

Table 2.2 : Expected ecosystem services by residents from tree planting in four suburbs of Lubumbashi. Penga Penga (78 residents) and Gécamines (22 residents): trace metal polluted suburbs; Kalebuka (56 residents) and Kaleja (22 residents) unpolluted suburbs).

Category of the Ecosystem services	Specification	Penga Penga	Gécamines	Kalebuka	Kaleja	All (178)	X ² (0.05)
Provisioning							
Food	Supplying edible fruits	50.0% (39)	90.9% (20)	78.6% (44)	90.9% (20)	69.1% (123)	25.5***
Medicinal resources	Supplying medicinal plants	2.6% (2)	13.6% (3)	5.4% (3)	18.2% (4)	6.7% (12)	8.6*
Regulating and Supporting							
Moderation of extreme events	Windbreak	53.9% (42)	22.7% (5)	53.6% (30)	59.1% (13)	50.6% (90)	7.9*
Local climate and air quality regulation	Cooling the air locally	5.1% (4)	18.2% (4)	8.9% (5)	18.2% (4)	9.6% (17)	5.6NS
Local climate and air quality regulation	Shade provision	61.5% (48)	59.1% (13)	42.8% (24)	72.7% (16)	56.7% (101)	7.5NS
Local climate and air quality regulation	Decreasing dust in the air	7.7% (6)	4.6% (1)	0.0% (0)	0.0% (0)	3.9% (7)	6.1NS
Erosion prevention and maintenance of soil fertility	Preventing soil erosion due to rainfall and wind	1.3% (1)	0.0% (0)	0.0% (0)	0.0% (0)	0.6% (1)	1.3NS
Cultural services							
Aesthetic appreciation and inspiration for culture	Aesthetic	3.9% (3)	0.0% (0)	1.8% (1)	9.1% (2)	3.4% (6)	3.5NS

3.2 Tree species planted in the four neighborhoods of Lubumbashi

The survey counted 486 trees in all the 88 plots (22 plots for each suburb) with Kalebuka contributing with a higher number (181 trees, 33.7 %) followed by Kaleja (136 trees, 25.3 %) while lower contributions were found at Penga Penga (92 trees, 17.1 %) and Gécamines (77 trees, 14.3 %). The number of trees per residential plot varied following the total number of trees found in the overall suburb. The residences located in the suburbs with metal-rich soil have a lower number of trees per residence (Penga Penga: 4.8, 0-18; Gécamines: 3.7, 0-12) compared to those with the non-metal-rich soil (Kalebuka: 9.2, 3-21; Kaleja: 6.7, 1-15) (**Figure 2.1**). The non-parametric test of Kruskal Wallis showed the statistical difference ($P < 0.05$) in the number of trees per residential plot between the unpolluted suburbs (Kalebuka and Kaleja) and the polluted suburbs (Penga Penga and Gécamines). Thirty-four tree species were identified during the survey (**Table 2.3**). Among them, the fruiting exotic species were the most abundant either in the metal-polluted or unpolluted suburbs. *Mangifera indica* was the most abundant species with a total of 217 individuals i.e 44.7 % of the total number of trees identified, followed by *Persea americana* (21.2%). The other fruit species had a frequency lower than 10 %. The frequencies of all the native miombo species were lower than 3 %.

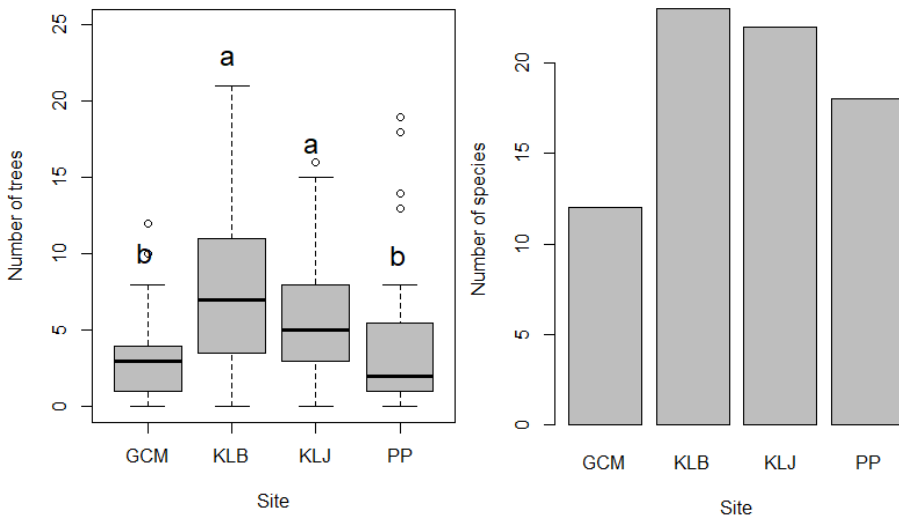


Figure 2.1: Descriptive statistics of the number of trees per residential plot, and species richness in four suburbs. (GCM Gécamines, KLB Kalebuka, KLJ Kaleja, PP Penga Penga), n = 22 residential plots

Table 2.3 : Tree species identified in four suburbs of Lubumbashi. A survey was done in 22 residential plots for each suburb (total = 88). Mean area per plot = 656.3 m². (GCM Gécamines, PP: Penga Penga)

Species	PP	GCM	Kalebuka	Kaleja	Total	% of total
<i>Mangifera indica</i>	27	41	85	64	217	44.7
<i>Persea americana</i>	22	19	45	17	103	21.2
<i>Carica papaya</i>	2	2	12	12	28	5.8
<i>Psidium guajava</i>	6	4	6	10	26	5.3
<i>Acacia auriculiformis</i>	17	0	1	2	20	4.1
<i>Citrus limon</i>	2	1	11	3	17	3.5
<i>Syzygium guineense</i>	3	2	3	3	11	2.3
<i>Brachystegia spiciformis</i>	7	0	1	0	8	1.6
<i>Eucalyptus spp</i>	0	5	1	1	7	1.4
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	2	4	6	1.2
<i>Annona muricata</i>	0	2	0	3	5	1.0
<i>Leucaena leucocephala</i>	2	1	0	2	5	1.0
<i>Combretum molle</i>	0	0	2	2	4	0.8
<i>Phyllanthus muellerianus</i>	1	0	2	1	4	0.8
<i>Moringa oleifera</i>	0	0	0	3	3	0.6
<i>Morus rubra</i>	0	0	1	2	3	0.6
<i>Croton mubango</i>	0	0	0	2	2	0.4
<i>Albizia adiantifolia</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Albizia lebbek</i>	1	0	0	0	1	0.2
<i>Baphia bequaertii</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Citrus X sinensis</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Cocos nucifera</i>	0	0	0	1	1	0.2
<i>Cupressus lusitanica</i>	0	0	0	1	1	0.2
<i>Dalbergia boehmii</i>	0	0	0	1	1	0.2
<i>Delonix regia</i>	1	0	0	0	1	0.2
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Julbernardia paniculata</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Ochna scheinfurthiana</i>	0	0	0	1	1	0.2
<i>Pericopsis angolensis</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Piliostigma thonningii</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Pinus radiata</i>	0	0	0	1	1	0.2
<i>Angofora spp</i>	1	0	0	0	1	0.2
<i>Pseudocedrela kotschy</i>	0	0	1	0	1	0.2
<i>Punica granatum</i>	0	0	1	0	1	0.2
Total	92	77	181	136	486	
Num per parcel	4.2	3.5	8.2	6.2	5.5	
Proportion to the total (%)	17.1	14.3	33.7	25.3	90.5	

The species richness varied among the suburbs with higher values where the soil trace metal concentrations are lower (Kalebuka and Kaleja: 23 and 22 respectively) compared to where the soil has been enriched in trace metals (Gécamines and Penga

Penga: 12 and 18 respectively) (**Figure 2.1**). The PCA shows that tree species composition differs between neighborhoods (**Figure 2.2**). The two neighborhoods with metal-rich soils have a negative load on the two first axes (82.7 % of variation), in particular, Penga Penga has a higher and negative load on the second axis, Kaleja had a higher and positive charge on axis 2, while Kalebuka had a higher and positive load on axis 1. The most abundant fruiting species had positive loads on axis 1 (eg: *M. indica*, *P. americana* and *C. lemon*) and/or on axis 2 (eg: *P. guajava*) and were related to the non-metal rich neighborhoods. The exotic non-fruiting species *A. auriculiformis* relied to Penga Penga as well as some miombo species that are present with very few individuals (in general 1 individual per suburb, see **Table 2.3**).

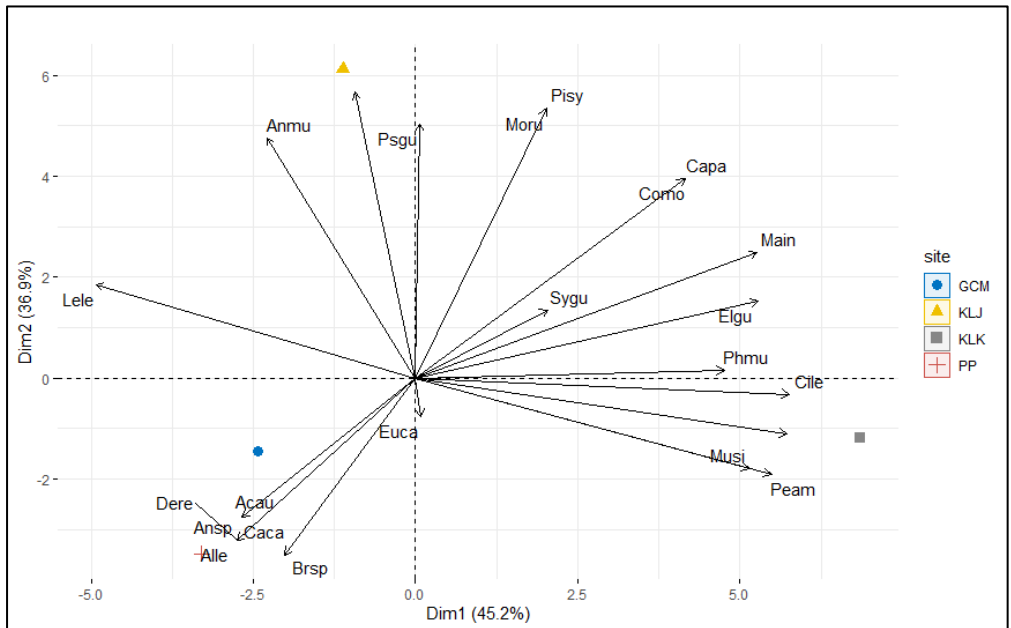


Figure 2.2: Principal component analysis of tree species distribution in four suburbs from Lubumbashi. GCM Gécamines, KLJ Kaleja, KLK Kalebuka, PP Penga Penga. Acau *Acacia auriculiformis*, Alle *Albizia lebbek*, Ansp *Angophora spp*, Anmu *Anona muricata*, Brsp *Brachystegia spiciformis*, Caca *Cajanus cajan*, Capa *Carica papaya*, Cile *Citrus lemon*, Como *Combretum molle*, Dere *Delonix regia*, Elgu *Elaeis guineensis*, Euca *Eucalyptus camaldulensis*, Lele *Leucaena leucocephala*, Main *Mangifera indica*, Moru *Morus rubra*, Musi *Musa sinensis*, Peam *Persea americana*, Phmu *Phyllanthus muellerianus*, Pisy *Pinus sylvestris*, Psgu *Psidium guajava*, Sygu *Syzygium guineense*.

3.3 Functional traits of tree species vs potential ecosystem services

Trees species present a high variability of characteristics that contributes to the well-being of humans. These characters taken as ecosystem services in ecology are to be considered on tree choice and purpose for the sustainable reclamation of areas. **Table 2.4** outlines some reported ecosystem services documented from the most abundant species found in residential plots of the four Lubumbashi neighborhoods.

Table 2.4 : Reported ecosystem services documented from the most abundant species found in residential neighborhoods of four Lubumbashi neighborhoods.

Scientific name	Ecosystem services	Utilization	Dyservice	Country or region	Authors
<i>Mangifera indica</i>	Provisioning,	Food (fruits), medicinal (leaves, barks), fuel wood (tree branches), cosmetic and edible oil (kernel)	Unreported	DRC, India	Pradhan et al., 2020; Nadeem et al, 2016 ; Shah et al, 2010
	Regulating and supporting	Shade			
	Cultural	Maintaining social cohesion			
<i>Persea americana</i>	Provisioning	Food (fruits), medicinal (leaves)	Unreported	Cameroun, Tanzania, India, Nigeria	Wagner et al, 2019; Temgoua et al, 2018; Yasir et al, 2010; Adeyemi et al, 2002
	Regulating and supporting	Shade			
<i>Carica papaya</i>	Provisioning	Food (fruits), medicinal (leaves and seeds), latex, soap (leaves)	Unreported	DRC, Nepal	Silva et al, 2007 ; Makumbelo et al, 2002
<i>Psidium guajava</i>	Provisioning	Food (fruits), medicinal (leaves), tool handle (tree branches)	Invasive	Kenya, DRC, Vitnam	Nguyen et al, 2020 ; Kawawa et al, 2016
<i>Acacia auriculiformis</i>	Provisioning	Fuel wood (charcoal and fire wood)	Invasive, depleting groundwater	RDC, Malaysia	USAID repport, 2019; Asif et al, 2017; Proces et al, 2017; Boldrini et al, 2017 ; Bisiaux et al., 2009
	Regulating and supporting	N-fixing, Reclamation			
<i>Citrus limon</i>	Provisioning	Food (fruits), medicinal (fruits and leaves), cosmetic (fruits)	Unreported	India, Jordan	Klimek-Szczykutowicz and Ekiert, 2020 ; Al-Qudah et al, 2018 ; Pal, 2017
<i>Syzygium guineense</i>	Provisioning	Food (fruits), fuel wood, medicinal (leaves)	Unreported	DRC, Benin,	Badou et al, 2019 ; Boldrini et al, 2017

Chapitre 2 – Improving ecosystem services in sites polluted by trace metals in the katangan Copperbelt (DR Congo) by planting trees: Do the species planted meet the needs of urban residents ?

Scientific name	Ecosystem services	Utilization	Dyservice	Country or region	Authors
<i>Brachystegia spiciformis</i>	Regulating and supporting	Shade or shelter	Unreported	East and southern Africa	Degreef et al, 2020 ; Mgumia et al, 2017;
	Provisioning	Food (ectomycorrhizal mushrooms), Fuel wood, timber, fodder, medicinal,			
	Regulating and supporting	Shade or shelter			
<i>Eucaplyptus spp</i>	Provisioning	Timber, furniture, paper, fuel wood, Medicinal and natural pesticide (leaves)	Soil acidification, depleting groundwater and nutrients, threat for biodiversity	Ethiopia, India	Zegeye, 2014; Batish et al., 2008; Sangha and Jalota, 2005; Lemenih and Bekele, 2004; Pohjonen and Pukkala, 1990
	Regulating and supporting	Shade or shelter,			
<i>Pinus sylvestris</i>	Provisioning	Timber, furniture, paper,	Soil acidification	Scandinavia, Canada	Durrant et al, 2016 ; Brand et al., 1986
	Regulating and supporting	Reclamation			
<i>Annona muricata</i>	Provisioning	Food, medicinal, insecticide	Poison (leaves)	Benin, Mexico	Gbonsou et al, 2020; Gavamukulya et al, 2017 ; Le Donne et al, 2017
<i>Leucaena leucocephala</i>	Provisioning	Timber, fuelwood, forage,	Invasive	Tropical regions	de Sousa Machado et al., 2020; Richardson and Rejmànek, 2011; Whitesell and Parrotta, 2008

4. Discussion

4.1 *Expectation of the residents on ecosystem services provided by trees*

Overall, these findings reveal that residents in these four neighborhoods of Lubumbashi do recognize and appreciate the multiple benefits of trees in their environments and have made diligent efforts to plant trees. Trees are welcomed for the provisioning services (fruit, medicine), regulating services (shade, wind break, cooling air, dust barrier, preventing soil erosion) and cultural service (aesthetics).

Fruit supply by trees, followed by shade provision and windbreak effects were the services mostly expected of urban residents, this shows the need for food in the residential plot (Shackleton et al., 2015) and the missing of trees in the area at the time of occupation, then trees are needed to meet firstly these expectations. Apart from the fact that the Penga Penga area was void of trees because of the degradation caused by air and soil pollution from mineral processing (Leteinturier et al., 1999), Useni et al. (2018) also showed that the expansion of the building at Lubumbashi led to a reduction of natural habitats, which implies the loss of trees in a newly allotted area. However, residents of Kalebuka, Gécamines and Kaleja tended to expect specifically more fruits than those of Penga Penga. The fact that Penga Penga residents expected more regulating services (shade, windwindbreak and decreasing dust in the air) than provisioning (Fruit and medicinal plants) might be due to the severity of pollution in this environment and then regulating services are a priority (Shutchka, 2010). The service expectations from trees show the nature of the living area (Shackleton et al., 2015). It is also worth noting that, most of the trees found in the Gécamines neighborhood (*M. indica*) were planted before the pollution of soil and the coming of residents which could have had an influence on the resident's perception of ecosystem services provided by trees in this neighborhood. The residents in all neighborhoods disclosed that they are already enjoying these services from trees which they planted and the fruits that are produced (mainly mango, avocado, guava, lemon and papaw) are consumed and sometime sold.

4.2 *Diversity of trees species in the four suburbs*

The polluted suburbs of Penga Penga and Gécamines had a lower number of trees per neighborhood and per residential plot and a poor number of species compared to the unpolluted suburbs (Kalebuka and Kaleja), the lower taxonomic richness in the polluted areas explains what most of Penga Penga and Gécamines residents testified during surveys that there were several trials and failures in growing trees before getting a mature tree because of the soil hostility to sustain plants, while residents of Kalebuka and Kaleja did not report such experience. The Penga Penga or Gécamines tree species provide a list to be looked at to select good tree candidates for phytostabilization (Berti and Cunningham, 2000; Mendez and Maier, 2008; Dary et al., 2010) of other urban areas in the Copperbelt region. The exotic trees were the most planted in all the four suburbs as ever since exotic tree species are mostly used in reforestation (Carpenter et al., 2004), and they represent a substantial component of

urban forests in cities all over the world (Sjoman et al., 2016); but the report from residents in all suburbs indicates that the native trees (miombo species) observed were seedlings found at the time of plot occupation that was preserved. Native tree species were shown to be more dominant compared to exotic in Chennai metropolitan city in India (Muthulingam and Thangavel, 2012), but this study concerned the urban forests which should be considered differently to individual trees in residential plots (Roy et al., 2012; Selmi, 2014). Moreover, thirty-four species were recorded overall and fruiting exotic species dominated with *M. indica* (44.7 %) and *P. americana* (21.2%) were the most abundant either in the polluted or unpolluted suburbs which confirms the fact that fruit supply was the service most expected to residents overall (**Table 2.2**). This shows that residents in these urban areas (suburbs) are poor, tending to use products from trees as food, Shackleton et al. (2015) showed also that residents living in informal settlements ranked food supply as the first reason for planting or preserving trees while those in the townships enjoyed the splendor that such trees provide. The PCA (Figure 5) shows that the most abundant fruit species, i.e. *M. indica*, *P. americana*, *C. lemon* and *P. guajava* were related to the non-metal rich neighborhoods (Kalebuka and Kaleja). While the exotic non-fruit species *A. auriculiformis*, as well as some miombo species, relied on Penga Penga which reveals that trees in the metal-rich areas are much more needed for regulating services than provisioning services, whereas provisioning services (fruits) are more needed than regulating services in the unpolluted neighborhoods. This shows the awareness of residents on the types of environment in which they live (Shackleton et al., 2015).

4.3 World most reported services of tree species frequently planted at Lubumbashi and implication for phytostabilisation

Trees within urban landscapes are found in both public and private spaces, and their benefits, values and meanings for residents may vary with time (Mincey et al., 2013), the type of environment (Pradhan et al., 2020), and inhabitant standard of living (Shackleton et al., 2015); Urban green spaces safeguards quality life in urban areas by contributing provisions for livelihood like foodstuffs and medicines while enriching human wellbeing through providing and sustaining clean environment along with and satisfying spiritual, aesthetic and social needs of inhabitants (Nowak et al., 2008; McPherson et al., 2011). Phytostabilisation is the only suitable method for rehabilitation of soils in the Copperbelt region because of the elevated metal concentration and large size of polluted lands (Dubourguier et al., 2001); given their structure and characteristics, tree species present more advantages in the reclamation of contaminated lands compared to grasses (Pulford et Watson, 2003).

The three steps of decision process (**Figure 2.3**) lead to the combination of phytostabilisation with sustainable land use to offer the advantage of obtaining environmental benefits, as well as economic and social benefits while remediating contaminated soils either in the urban or non-urban areas (Cundy et al., 2016).

4.4 Decision process for Phytostabilisation and sustainability in the Copperbelt region

Results obtained from this survey and literatures lead to drawing a decision process chart (Figure 2.3) that is outlining the approach to be followed for the reclamation of trace metal-polluted lands while obtaining suitable services according to the type of area (urban or rural areas) through the use of tree species in the context of the Katangan Copperbelt region. Step 1: type of the contaminated area (urban or non-urban), step 2: categories of goods or services that are expected from the rehabilitation, step 3: choice of a species that can respond to more than one service. Tree species that were more frequent or abundant in polluted and unpolluted soils and provide more ecosystem services as reported in the literature, and that can meet the need or be realistic either in urban or non-urban areas are supposed to be a good option for the sustainable reclamation.

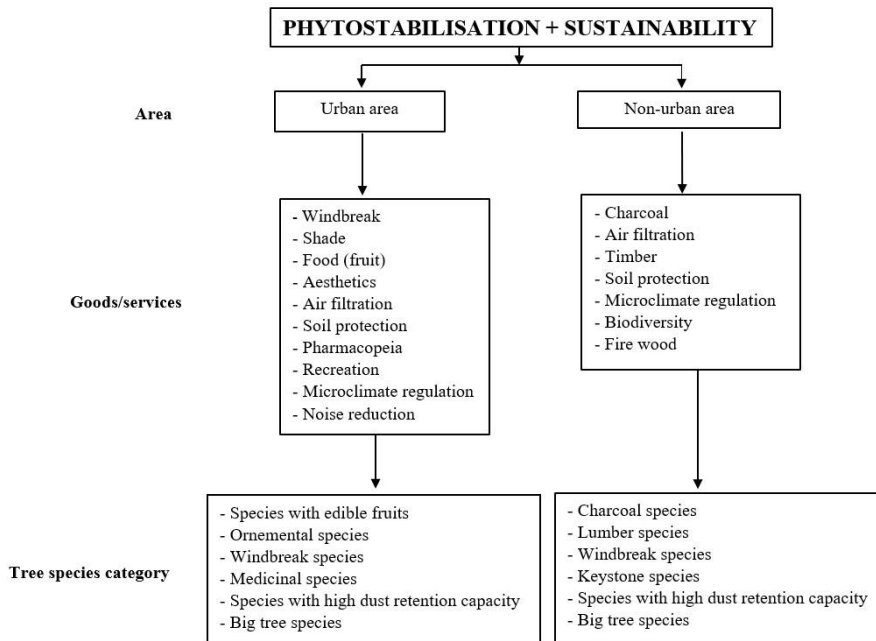


Figure 2.3: Decision process for phytostabilisation in urban and peri-urban polluted areas

5. Conclusion

Destruction of the natural ecosystem and the environmental degradation of city quality due to rapid urbanization poses a dilemma when associated with pollution of soil by trace metals due to mining activity. This study puts on light strategies to be

adopted by policy planners to provide remedies to the environmental negative effects through the needs and behavior of residents in Lubumbashi (polluted and unpolluted) neighborhoods. Therefore, did trees that were grown by residents in suburbs meet their needs? The results showed that the majority of trees that were grown by residents in the Lubumbashi neighborhoods perfectly revealed the kind of environment in which they live, e.g. the resident living in the polluted suburb (Penga Penga) desired more regulating services than those living in the unpolluted suburb, while fruits were the most desired overall. Moreover, the number of trees per plot and species was higher in the unpolluted neighborhoods (Kalebuka and Kaleja) compared to the polluted neighborhoods (Penga Penga and Gécamines) and was characterized by a dominance of fruit tree species (*M. indica*, *P. americana*, *C. papaya* and *P. guajava*) whereas Penga Penga led with the non-fruit species (*A. auriculiformis* and *B. spiciformis*). These results provide guidelines on the choice of species according to its behavior toward polluted and unpolluted soils, and the reported ecosystem services on it in relation to the type of areas (urban or non-urban areas) for the sustainable reclamation in the Copperbelt region.

6. References

- Adeyemi, O.O., Okpo, S.O. & Ogunti, O.O., 2002. Analgesic and anti-inflammatory effects of the aqueous extract of leaves of *Persea americana* Mill (Lauraceae). *Fitoterapia*, 73(5), 375-380. [https://doi.org/10.1016/S0367-326X\(02\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S0367-326X(02)00118-1)
- Alloway, B.J., 2013. Heavy metals and metalloids as micronutrients for plants and animals. In *Heavy metals in soils* (pp. 195-209). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_7
- Al-Qudah, T. S., Zahra, U., Rehman, R., Majeed, M. I., Sadique, S., Al-Qudah, T. S. & Tahtamouni, R. W. 2018. Lemon as a source of functional and medicinal ingredient: A review. *International Journal of Chemical and Biochemical Sciences*, 14, 55-61.
- Asif, M.J., Thopla, N., G., Lai Hoe, A. & Wickneswari, R., 2017. Growth performance and lignin content of *Acacia mangium* Willd. And *Acacia auriculiformis* A. Cunn. Ex Benth. Under normal and stressed conditions. *Journal of Forest Science*, 63(No. 8), 381-392. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01770.x>
- 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. *International Journal of Environmental Studies*, 76(5), 827-842. <https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1620537>
- Batish, D.R., Singh, H.P., Kohli, R.K. & Kaur, S., 2008. Eucalyptus essential oil as a natural pesticide. *Forest ecology and management*, 256(12), 2166-2174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.008>

- Berti, W.R. & Cunningham, S.D., 2000. *Phytostabilisation of metals*. In : Raskin I, Ensley BD (eds) *Phytoremediation of toxic metals : Using plants to clean-up the environment*.
- 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 & FORETS DES TROPIQUES*, 301, 21-32. <https://doi.org/10.19182/bft2009.301.a20404>
- Boldrini, S., Bracke, C., Daïnou, K., Vermeulen, C., Fétiveau, J., Shutcha, N.M. & Doucet, J.L., 2017. *Plantation agroforestière d'Acacia auriculiformis dans le Haut-Katanga. Guide technique*. LES PRESSES AGRONOMIQUES DE GEMBOUX, A.S.B.L.
- Brand, D. G., Kehoe, P., & Connors, M. 1986. Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(6), 1389-1391. <https://doi.org/10.1139/x86-248>
- Brand, D.G., Kehoe, P., & Connors, M., 1986. Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(6), 1389-1391. <https://doi.org/10.1139/x86-248>
- Candeias, C., Melo, R., Ávila, P.F., Ferreira da Silva, E., Salgueiro, A. R. & Teixeira, J.P., 2014. Heavy metal pollution in mine–soil–plant system in S. Francisco de Assis – Panasqueira mine (Portugal). *Applied Geochemistry*, 44, 12-26. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.07.009>
- Carpenter, L.F., Nichols, D.J. & Sandi, E., 2004. Early growth of native and exotic trees planted on degraded tropical pasture. *Forest Ecology and Management*, 196(2-3), 367-378. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.030>
- Cetinkaya, G. & Sozen, N., 2011. Plant Species Potentially Useful in the Phytostabilization Process for the Abandoned CMC Mining Site in Northern Cyprus. *International Journal of Phytoremediation*, 13(7), 681-691.
- Coria-Téllez, A.V., Montalvo-González, E., Yahia, E. M. & Obledo-Vázquez, E.N., 2018. *Annona muricata* : A comprehensive review on its traditional medicinal uses, phytochemicals, pharmacological activities, mechanisms of action and toxicity. *Arabian Journal of Chemistry*, 11(5), 662-691.
- Cundy, A.B., Bardos, R. P., Puschenreiter, M., Mench, M., Bert, V., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Li, X. N., Weyens, N., Witters, N. & Vangronsveld, J., 2016. Brownfields to green fields: Realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. *Journal of Environmental Management*, 184, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.028>
- Dary, M., Chamber-Pérez, M. A., Palomares, A.J. & Pajuelo, E., 2010. “In situ” phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 323-330. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.035>
- Degreef, J., Kasongo, B., Niyongabo, E. & Kesel, A.D., 2020. Edible mushrooms, a vulnerable ecosystem service from African miombo woodlands. *BASE*, 70-80. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.18508>

- Dubourguier, H.-C., Petit, D., Deram, A. & Logeay, C., 2001. *Le phytomanagement : Éléments de synthèse*. Pôles de compétence Sites et sédiments pollués.
- Durrant, H.T., de Rigo, D. & Caudullo, G., 2016. Pinus sylvestris in Europe : Distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species*.
- Eggert, R.G., 2001. *Mining and Economic Sustainability : National Economies and Local Communities* (Vol.1-19).
- Faucon, M.-P., Parmentier, I., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M. & Meerts, P., 2011. May Rare Metallophytes Benefit from Disturbed Soils Following Mining Activity? The Case of the Crepidorhopalon tenuis in Katanga (D. R. Congo). *Restoration Ecology*, 19(3), 333-343. . <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00585.x>
- Gavamukulya, Y., Wamunyokoli, F. & El-Shemy, H.A., 2017. Annona muricata : Is the natural therapy to most disease conditions including cancer growing in our backyard? A systematic review of its research history and future prospects. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, 10(9), 835-848. <https://doi.org/10.1016/j.apjtm.2017.08.009>
- Gbonsou, I.A., Badou, R.B., Dassou, H.G., Mèdèhouénu, T.C.M. & Edoth, P.A., 2020. Connaissances ethnobotaniques du Corossolier (Annona muricata L.) au Sud du Bénin. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 44(3), : 7727-7744.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H., 2001. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press.
- Karavoltos, S., Sakellari, A., Dimopoulos, M., Dasenakis, M. & Scoullas, M., 2002. Cadmium content in foodstuffs from the Greek market. *Food Additives and Contaminants*, 19(10), 954-962. <https://doi.org/10.1080/02652030210136973>
- Kawawa, R.C., Obiri, J.F., Muyekho, F. N., Omayio, D.O., Akevi, H. & Mwaura, A., 2016. Allelopathic potential of invasive Psidium guajava L., against selected native tree species in Kakamega Tropical Forest, Western Kenya. *IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 11(05), 80-86. <https://doi.org/10.9790/3008-1105028086>
- Kien, C.N., Noi, N. V., Son, L.T., Ngoc, H.M., Tanaka, S., Nishina, T. & Iwasaki, K., 2010. Heavy metal contamination of agricultural soils around a chromite mine in Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56(2), 344-356. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00451.x>
- Kim, H., Song, B., Kim, H. & Park, J., 2009. Distribution of Trace Metals at Two Abandoned Mine Sites in Korea and Arsenic-Associated Health Risk for the Residents. *Toxicol. Environ. Health. Sci.*, 83-90.
- Klimek-Szczykutowicz, S. & Ekiert, H., 2020. Citrus limon (Lemon) Phenomenon—A Review of the Chemistry, Pharmacological Properties, Applications in the Modern Pharmaceutical, Food, and Cosmetics Industries, and Biotechnological Studies. *Plants*, 9(1), 119. <https://doi.org/10.3390/plants9010119>

- Koller, K., Brown, T., Spurgeon, A. & Levy, L., 2004. Recent Developments in Low-Level Lead Exposure and Intellectual Impairment in Children. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), 987-994. <https://doi.org/10.1289/ehp.6941>
- Lawry, D., 2002. *TREENET Proceedings of the 3rd National Street Tree Symposium : 5th & 6th September 2002*. Treenet Inc.
- Le Donne, M., Lentini, M., Alibrandi, A., Salimbeni, V., Mazzeo, F., Triolo, O. & D'Anna, R., 2017. Antiviral activity of ellagic acid and *Annona muricata* in cervical HPV related pre-neoplastic lesions: A randomized trial. *Journal of Functional Foods*, 35, 549-554. <https://doi.org/10.1016/j.jff.2017.06.006>
- Lemenih, M. & Bekele, T., 2004. Effect of age on calorific value and some mechanical properties of three Eucalyptus species grown in Ethiopia. *Biomass and Bioenergy*, 27(3), 223-232. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.01.006>
- 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.
- Lohr, V.I., Pearson-Mims, C.H., Tarnai, J. & Dillman, D.A., 2004. How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*, 30(1), 28-35.
- Makumbelo, E., Lukoki, L., Paulus, J.S. & Luyindula, N., 2002. Inventaire des espèces végétales mises en culture dans les parcelles en milieu urbain. Cas de la commune de Limete-Kinshasa-RD Congo. *Tropicultura*, 20(2), 89-95.
- McPherson, G.E., 1992. Accounting for benefits and costs of urban greenspace. *Landscape and Urban Planning*, 22(1), 41-51.
- McPherson, E.G., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R. & Rowntree, R., 1997. Quantifying urban forest structure, function, and value : The Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems*, 1(1), 49-61. <https://doi.org/10.1023/A:1014350822458>
- McPherson, E. G., Simpson, J. R., Xiao, Q. & Wu, C., 2011. Million trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. *Landscape and Urban Planning*, 99(1), 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.08.011>
- Mendez, M. O. & Maier, R.M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 278-283. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>
- Mgumia, H.F., 2017. Traditional Uses of Miombo Woodland Tree Species in Sikonge District, Tanzania. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 2(4), 69.
- Mincey, S. K., Hutten, M., Fischer, B.C., Evans, T.P., Stewart, S.I. & Vogt, J.M., 2013. Structuring institutional analysis for urban ecosystems : A key to sustainable urban forest management. *Urban Ecosystems*, 16(3), 553-571. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0286-3>
- Mpundu, 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.

- Muthulingam, U. & Thangavel, S., 2012. Density, diversity and richness of woody plants in urban green spaces : A case study in Chennai metropolitan city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(4), 450-459. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.08.003>
- Nadeem, M., Imran, M. & Khalique, A., 2016. Promising features of mango (*Mangifera indica* L.) kernel oil : A review. *Journal of Food Science and Technology*, 53(5), 2185-2195. <https://doi.org/10.1007/s13197-015-2166-8>
- Narendrula, R., Nkongolo, K.K. & Beckett, P., 2012. Comparative Soil Metal Analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, DR-Congo). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(2), 187-192. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0485-7>
- Nguyen, M.P., Vaast, P., Pagella, T. & Sinclair, F., 2020. Local Knowledge about Ecosystem Services Provided by Trees in Coffee Agroforestry Practices in Northwest Vietnam. *Land*, 9(12), 486. <https://doi.org/10.3390/land9120486>
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., Hoehn, R. E., Walton, J.T. & Bond, J., 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture & Urban Forestry*. 34 (6): 347-358.
- Nowak, D.J. & McPherson, E.G., 1993. Quantifying the impact of trees: The Chicago urban forest climate project. *Unasylva*, 173(44), 39-44.
- Pal, M., 2017. Lemon: A versatile fruit of multiple uses. *Agriculture World*, 3, 52-54.
- Pilon-Smits, E.A.H., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* Vol. 56: 15-39.
- Pohjonen, V. & Pukkala, T., 1990. Eucalyptus globulus in Ethiopian forestry. *Forest ecology and Management*, 36(1), 19-31. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90061-F](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90061-F)
- 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>
- 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>
- Pradhan, R., Manohar K. A., Vineeta, Sarkar, B.C., Bhat, J. A., Shukla, G. & Chakravarty, S., 2020. Ecosystem services of urban green sites- A case study from Eastern Himalayan foothills. *Trees, Forests and People*, 2, 100029. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100029>
- 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, I. D. & Watson, C. 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees—a Review. *Environ Int* (2003) 29(4):529–40. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Roy, S., Byrne, J. & Pickering, C., 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban forestry & urban greening*, 11(4), 351-363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I. & Raskin, I., 1995. Phytoremediation : A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Nature Biotechnology*, 13(5), 468-474. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
- Sanders, R.A., 1986. Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecology*, 9(3-4), 361-376. [https://doi.org/10.1016/0304-4009\(86\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0304-4009(86)90009-4)
- Sangha, K.K. & Jalota, R.K., 2005. Value of ecological services of exotic Eucalyptus tereticornis and native Dalbergia sissoo tree plantations of north-western India. *Conservation and Society*, 92-109.
- Selmi, W., 2014. *Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine Application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg*. Doctoral dissertation, Université de Strasbourg, France, 344 p.
- Shackleton, S., Chinyimba, A., Hebinck, P., Shackleton, C. & Kaoma, H., 2015. Multiple benefits and values of trees in urban landscapes in two towns in northern South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 136, 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.004>
- Shah, K., Patel, M., Patel, R. & Parmar, P., 2010. Mangifera Indica (Mango). *Pharmacognosy Reviews*, 4(7), 42. <https://doi.org/10.4103/0973-7847.65325>
- Shutcha, 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(6), 616-632. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>
- Shutcha, 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. & Colinet G., 2018. Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. *In Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux, Belgique p 215-228.
- Shutcha, N.M., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga « Cas du quartier Gécamines/Penga Penga contaminés en métaux par les émissions de la fonderie de cuivre de l'Usine Gécamines/Lubumbashi*».Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi, Lubumbashi, RDC), 240 p.

- Silva, J.D., Rashid, Z., Nhut, D. T., Sivakumar, D., Gera, A., Souza, M.T. & Tennant, P., 2007. Papaya (*Carica papaya* L.) biology and biotechnology. *Tree and Forestry Science and Biotechnology*, 1(1), 47-73.
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J.D., Sæbø, A. & Kowarik, I., 2016. Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237-241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
- Sopper, W.E., 1993. *Municipal sludge use in land reclamation*. CRC Press.
- Temgoua, L.F., Dongmo, W., Nguimdo, V. & Nguena, C., 2018. Diversité Ligneuse et Stock de Carbone des Systèmes Agroforestiers à base de Cacaoyers à l'Est Cameroun: Cas de la Forêt d'Enseignement et de Recherche de l'Université de Dschang. *Journal of Applied Biosciences*, 122, 12274-12286.
- USAID, 2019. Potential Long-term Ecological Impacts of Non-native Acacia Plantations to the Kinshasa Region of the DRC, 34 p.
- Useni, Y.S., André M., Mahy G., Cabala S. K., Malaisse F., Munyemba F.K. & Bogaert J. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. In Bogaert, J., Colinet, G., & Mahy, G., 2018. In Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomique Gembloux, Belgique p. 281-296.
- Wagner, S., Rigal, C., Liebig, T., Mremi, R., Hemp, A., Jones, M., Price, E. & Preziosi, R., 2019. Ecosystem Services and Importance of Common Tree Species in Coffee-Agroforestry Systems : Local Knowledge of Small-Scale Farmers at Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *Forests*, 10(11), 963. <https://doi.org/10.3390/f10110963>
- Whitesell, C.D. & Parrotta, J.A., 2008. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. *Woody Plant Seed Manual*.
- Yasir, M., Das, S. & Kharya, M., 2010. The phytochemical and pharmacological profile of *Persea americana* Mill. *Pharmacognosy Reviews*, 4(7), 77. <https://doi.org/10.4103/0973-7847.65332>
- Yukselen M., 2002. Characterization of heavy metal contaminated soils in Northern Cyprus. *Environmental Geology*, 42(6), 597-603. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0556-5>
- Zegeye, H., 2010. Environmental and socio-economic implications of *Eucalyptus* in Ethiopia. *Ethiop Inst Agric Res* 2010, 184-205.

3

Évaluation des pratiques agronomiques, performance des arbres et des concentrations en ETM des organes des arbres dans un quartier pollué et un quartier non pollué à Lubumbashi

Chapitre non publié.

Article en préparation

Résumé

Le quartier Penga Penga à Lubumbashi est reconnu comme l'une des zones les plus polluées en éléments traces au monde. Maintenant que la densité de l'habitat augmente, différentes espèces d'arbres fruitiers ou non fruitiers peuvent être observées dans les parcelles des habitants. Ce travail vise à évaluer les pratiques agronomiques utilisées pour la plantation d'arbres dans ce milieu extrême, leur performance et déterminer la concentration en éléments traces dans les organes. Des enquêtes ont été effectuées par la voie d'un questionnaire (à Penga Penga et Kalebuka, référence non polluée), des mesures des traits dendrométriques prélevées sur des arbres, et des échantillons de feuilles, fruits, bois et écorces ont été collectés. Les résultats montrent que l'utilisation de plantules dans des trous de plantation profonds (25 à 100 cm) et remplis d'amendements était la pratique utilisée par les habitants en milieu fortement contaminé. Les déchets ménagers et le sol des poubelles communes étaient les amendements les plus couramment utilisés, ce qui se justifie par la facilité d'accès des ces amendements. Les arbres implantés en milieux non pollués tout comme ceux plantés avec amendements organiques tendaient à avoir une hauteur ou un diamètre à la hauteur de la poitrine (dhp) plus élevé. Les amendements paraissent avoir un effet sur l'amélioration de la performance des arbres à long terme. Les espèces fruitières (*Mangifera indica* et *Persea americana*) et non fruitières (*Acacia auriculiformis*, *Leucaena leucocephala* et *Syzygium guineese*) n'ont pas présenté de différences significatives en concentration en éléments traces entre les deux quartiers, malgré la contamination plus élevée du sol à Penga Penga. Alors que, *Psidium guajava* a présenté des concentrations en Cu dans les feuilles (31,6 et 22,7mg kg⁻¹) et Co dans les fruits (2 mg kg⁻¹) au-delà des seuils, les autres espèces ne présentent apparemment pas de risque de contamination de la chaîne alimentaire.

Mots clés : Penga Penga, pratiques agronomiques, éléments traces, performance, espèce d'arbres, contamination

Abstract

The Penga Penga neighborhood in Lubumbashi is recognized as one of the most trace element polluted areas in the world. Now that the density of the habitat is increasing, different species of fruit and non-fruit trees can be observed in the residential plots. This work aims to evaluate the agronomic practices used for tree planting in this extreme environment, their performance and determine the concentration of trace elements in the organs. Surveys were carried out through a questionnaire (in Penga Penga and Kalebuka, unpolluted reference), measurements of dendrometric traits were taken from trees, and samples of leaves, fruits, wood and bark were collected. The results show that the use of seedlings in deep planting holes (25-100 cm) filled with soil amendments was the practice used by the inhabitants in highly contaminated areas. Household waste and soil from public dumping were the

most common amendments used, which is justified by the easy access of these amendments. Trees planted in non-polluted areas as well as those planted with organic amendments tended to have a higher height or diameter at breast height (dbh). The amendments appear to have an effect on improving tree performance in the long term. Fruit (*Mangifera indica* and *Persea americana*) and non-fruit species (*Acacia auriculiformis*, *Leucaena leucocephala* and *Syzygium guineense*) did not show significant differences in trace element concentrations between the two neighborhoods, despite the higher soil contamination at Penga Penga. Whereas, *Psidium guajava* showed Cu concentrations in leaves (31.6 and 22.7 mg kg⁻¹) and Co in fruits (2 mg mg kg⁻¹) above the thresholds, the other species apparently do not present a risk of contamination of the food chain.

Keywords: Penga Penga, agronomic practices, trace elements, performance, tree species, contamination

1. Introduction

La pollution des sols par les éléments traces est l'un des problèmes environnementaux les plus alarmants dans le monde (Adriano, 2001). De nombreuses surfaces ont été polluées en éléments traces depuis les premières étapes de la révolution industrielle et les activités minières sont l'une des sources qui y contribuent pour une grande part (Candeias et al., 2014). En fait, une concentration élevée en éléments traces dans un environnement (sol, eau ou air) augmente de manière très significative les risques d'exposition pour les humains, les animaux, les micro-organismes et les plantes (Leteinturier et al., 1999; Koller et al., 2004; Doumett et al., 2008). Dans le sud du Katanga par exemple, les paysages des villes de Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi sont fortement marqués par les impacts visuels négatifs de l'industrie minière et présentent de nombreuses zones contaminées en éléments traces métalliques (remblais miniers, bassins de décantation, retombées métallifères et zones à pelouse métallicole) (Leteinturier et al., 1999 ; Yamba et al., 2018). Les éléments traces provenant des milieux pollués peuvent être dispersés par l'action du vent ou de l'eau sur de plus grandes zones ou être lixiviés dans les sols, affectant ainsi les zones urbaines et agricoles, les eaux de surface et les eaux souterraines pendant de nombreuses années (Yukselen, 2002 ; Kien et al., 2010). L'exposition humaine à la contamination par les éléments traces peut consister en inhalation des poussières du sol contaminé, en contacts cutanés (Kim et al., 2009) et en consommation d'aliments contaminés en éléments traces (Karavoltzos et al., 2002). Des études épidémiologiques au Katanga ont rapporté des concentrations d'éléments traces beaucoup plus élevées (en particulier As, Cd, Co, Pb, et U) dans l'urine, le sang et le sperme des populations vivant à proximité des zones minières et des fonderies en comparaison de celles vivant dans la zone non minière, ce qui représente un grave danger sur la santé (Banza et al., 2009 ; Musimwa et al., 2016 ; Mukendi et al., 2018) et nécessite la mise en œuvre de projet de remédiation des sols à grande échelle. Parmi les méthodes de remédiation des sols contaminés par des éléments traces déjà connues, la phytostabilisation semble être particulièrement adaptée aux grandes

étendues des sols contaminés avec une concentration élevée en un ou plusieurs métaux, car elle permet l'établissement rapide d'un couvert végétal de manière écologique et durable (Cunningham et al., 1995 ; Mendez et Maier, 2008 ; Alvarenga et al., 2009).

De nos jours, plusieurs études suggèrent l'utilisation d'espèces ligneuses pour la phytostabilisation des sols contaminés (Mendez et Maier, 2008), car certaines espèces d'arbres répondent mieux aux exigences pour la phytostabilisation, à savoir : un taux de croissance élevé avec une grande biomasse, un taux de recouvrement élevé, une tolérance aux concentrations élevées de métaux traces dans le sol et une résistance aux conditions environnementales stressantes, telles que la sécheresse, l'acidité, la pauvreté en nutriments, une faible translocation des métaux vers les parties aériennes, un enracinement profond (Berti et Cunningham, 2000 ; Mendez et Maier, 2008 ; Dary et al., 2010 ; Sandell et al., 2019). En outre, les arbres permettent de générer des gains économiques et divers services écosystémiques (Burgess et al., 2018), tels que la production de bois d'œuvre, de bois de chauffage et de charbon de bois dans les zones rurales ; de brise-vent, d'ombrage et de refroidissement de l'air, de nourriture et d'esthétique dans les zones urbaines (Mcpherson, 1992 ; Nowak et Mcpherson, 1993 ; Killocoat et al., 2002 ; Lohr et al., 2004). La plantation d'arbres dans les parcelles d'habitation a toujours été mise en œuvre par les habitants installés dans les différents quartiers de la ville de Lubumbashi. Toutefois, le site de Penga Penga est l'un des milieux les plus pollués en éléments traces à Lubumbashi et le succès de la plantation d'arbres dans ce milieu repose entre autres sur les itinéraires techniques développés. En outre, pour juger du succès de la plantation d'arbres, il est crucial d'intégrer des critères de performance des arbres (traits morphologiques) et de teneurs en métaux.

L'objectif de cette étude était (1) d'évaluer les pratiques agronomiques mises en œuvre pour l'implantation d'arbres en milieu pollué de Penga Penga en comparaison avec un milieu non pollué (Kalebuka), (2) d'évaluer la performance des arbres en fonction des sites et de l'amendement apporté, (3) d'étudier le risque de contamination en métaux lié à l'utilisation des produits (fruits, feuilles et bois) issus des sites pollués.

2. Milieu, matériel et méthodes

2.1 Milieu d'étude

Cette étude a été réalisée à Lubumbashi, capitale de la province du Haut-Katanga, dans le sud-est de la République démocratique du Congo. Située entre 11°27' et 11°47' S et entre 27°19' et 27°40' E. La ville bénéficie d'un climat tropical sec (type Cw du système de classification de Köppen) avec une pluviométrie annuelle moyenne proche de 1200-1300 mm, une température moyenne annuelle autour de 20°C et une humidité relative moyenne annuelle de 66 %. Sa population a été estimée à plus de 2 millions d'habitants en 2016 (UNDESA, 2016). La fonderie de cuivre, aujourd'hui appelée Gécamines, a été construite en 1911 (Leblanc et Malaisse, 1978) et a été active jusqu'à

la fin des années 1980. Cependant, une grave dégradation de l'environnement, principalement due à la contamination métallique issue des retombées de rejets atmosphériques persiste dans le milieu jusqu'aujourd'hui, avec des impacts beaucoup plus importants dans les zones les plus proches de la fonderie et le côté ouest du centre-ville, selon la direction du vent dominant. Le quartier Penga Penga qui est l'une des zones les plus concernées par cette pollution métallique (Shutchka et al., 2015) a été le milieu d'étude de ce travail, situé à 2 km de l'usine (source de contamination). Le quartier Kalebuka (quartier non pollué) situé à 7 km au sud de l'usine, a été le deuxième milieu d'étude (voir **Figure 0.6** introduction générale). Avant l'installation des habitants, le paysage de Penga Penga était composé d'une mosaïque de végétation courte et clairsemée et d'arbustes rabougris et épars avec de grandes étendues des sols nus (Shutchka et al., 2015). Depuis que la population a commencé à s'installer dans cette zone, des arbres appartenant à différentes espèces sont observés dans certaines parcelles d'habitation.

2.2 Collecte des données

Cette étude a été menée selon deux approches complémentaires : une enquête sur les pratiques agronomiques utilisées pour la plantation d'arbres (questionnaire en **annexe 3**) et les mesures dendrométriques accompagnées de la collecte des échantillons des plantes et du sol pour l'analyse des teneurs en métaux.

2.2.1 Interview face à face

Des questions ouvertes ont été posées à 44 habitants de Penga Penga et 44 habitants de Kalebuka entre août et novembre 2019. Le participant était soit celui qui a participé à l'activité de plantation d'arbres, soit celui qui a assisté à cette activité de plantation dans la propriété familiale. Après avoir posé une question ouverte à l'enquêté, nous pouvions cocher la réponse sur les classes prédéfinies du questionnaire (voir **annexe 3**). Le choix des rues et des parcelles à enquêter était conduit de la manière suivante : la première rue a été choisie de façon aléatoire, puis la troisième rue a été sélectionnée en sautant deux rues. ; en suite la première parcelle était choisie aléatoirement à gauche ou à droite au seuil de la rue, puis choisir la cinquième parcelle à droite, puis la cinquième à gauche (**annexe 2**).

La majorité des répondants se sont installés entre les années 2000 et 2009 dans les deux sites (36% à Penga Penga et 57% à Kalebuka), 62,5% des répondants étaient des femmes à Penga Penga contre 47,1% à Kalebuka. Le niveau d'éducation dominant était l'école primaire avec 47,5% à Penga Penga et 54,4% à Kalebuka ; la tranche d'âge était de 37-56 ans pour les deux sites (voir le tableau **annexe 4**).

2.2.2 Mesure des arbres et collecte des échantillons de plantes et des sols

Le DHP (diamètre à hauteur de poitrine : 1,30 m) et la hauteur ont été mesurés sur chaque arbre. Un mètre ruban a été utilisé pour mesurer le DHP et un clinomètre Suunto a été utilisé pour mesurer la hauteur des arbres. Dix arbres en bonne santé ont été choisis pour chaque espèce (4 espèces : *A. auriculiformis*, *M. indica*, *P. americana* et *S. guineense*), par traitement (2 traitements : 10 arbres amendés et 10 non amendés)

et pour 2 sites (Penga Penga et Kalebuka), 80 arbres par site et 160 arbres pour les deux sites. L'âge des arbres a été donné par les habitants lors des enquêtes.

Les échantillons de plantes et de sol ont été prélevés de manière aléatoire en 12 points d'échantillonnage distants de 200 à 300 m, en commençant par une distance de 1 km de la source de contamination (Gécamines) jusqu'à une distance de 4 km, ceci se faisait dans les parcelles d'habitation. Dans le quartier Penga Penga, les échantillons de sol ont été prélevés au pied de l'arbre (sol amendé) et à 5 m du pied de l'arbre (sol non amendé). Ensuite, huit échantillons de plantes et de sol ont été collectés à Kalebuka. Un échantillon de plante (feuilles, fruits, bois ou écorces) était récolté sur 2 à 4 arbres différents. Un échantillon composite de sol a été collecté à chaque point d'échantillonnage. Après collecte, le sol a été séché à l'air pendant 72 h et tamisé à travers un tamis de 2 mm de maille, et ensuite séché dans l'étuve à 40°C pendant 24 h pour réduire l'humidité restante. Le **Tableau 3.1** présente des résultats d'analyses de sols des deux quartiers.

Table 3.1 : Résultats d'analyses des sols de Penga Penga et de Kalebuka (concentrations disponibles extraites à l'acétate d'ammonium + EDTA). Références du fond géochimique locale selon Shutcha et al. (2018). Moyenne (minimum-maximum), n = 12.

	Penga Penga		Kalebuka	Références locales
	Sol amendé	Sol non amendé		
pH (KCl)	6,8 (6,1-7,8)	6,3 (4,8-7,8)	6,8 (5,4-8,2)	-
TOC (%)	1,8 (0,8-3,3)	1,6 (0,5-3,0)	1,2 (0,4-2,0)	-
K (mg kg ⁻¹)	242 (120-385)	227 (79-508)	286 (275-296)	-
Mg (mg kg ⁻¹)	189 (87-320)	135 (34-312)	198 (126-269)	-
Ca (mg kg ⁻¹)	3 010 (860-6 380)	1 926 (260-5 850)	4980 (1 000-8 960)	-
Cu (mg kg ⁻¹)	1 342 (219-3 662)	2 966 (213-17 096)	47,7 (45,3-50,0)	20 - 455
Co (mg kg ⁻¹)	12 (3,6-46,6)	21 (4,6-90)	2,2 (1,9-2,5)	7,1 - 38
Zn (mg kg ⁻¹)	135 (28-397)	202 (21-736)	18,2 (0-36,4)	25 - 180

Les échantillons de plantes étaient constitués de bois (une branche d'arbre de 15 cm de long et 4-5 cm de diamètre), de feuilles et de fruits. Les fruits provenaient d'arbres fruitiers (*M. indica*, *P. americana* et *P. guajava*), et le bois d'arbres non fruitiers (*A. auriculiformis*, *L. leucocephala* et *S. guineense*). Les échantillons de feuilles et de fruits ont été lavés à l'eau du robinet puis à l'eau distillée. Après avoir été séchés à l'air libre, tous les échantillons ont été mis dans des enveloppes en papier et séchés ensemble dans l'étuve à la température de 75°C pendant 72 h pour les feuilles et les fruits, et 120 h pour les bois et les écorces (l'écorce a été détachée de l'échantillon de bois). Tous les échantillons de plantes ont été broyés en poudre pour la minéralisation. Deux grammes d'échantillons ont été pesés dans un bécher de 150 ml et attaqués avec

30 ml de mélange de 65% HNO₃ et 70% HClO₄, puis laissés sur une plaque pour une réaction à froid pendant 16h. La solution a ensuite été chauffée jusqu'à évaporation complète. Les résidus solides ont été dissous dans 5ml de HCl 10% et transvasés dans une fiole jaugée de 25 ml. Les concentrations de Cu, Co, Zn dans les extraits ont été déterminées à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique à flamme (VARIAN).

Les analyses de sols et de plantes ont été effectués au laboratoire de l'Axe Echange Eau-Sol-Plante de Gembloux Agro Bio-Tech, Université de Liège, en Belgique.

2.3 *Traitement des données*

Les statistiques descriptives (moyenne, minimum et maximum) ont été effectuées sur les données de sols et de plantes pour les deux sites (Penga Penga et Kalebuka). Le test de Khi-carré (X²) a été appliqué pour les données d'enquête. Lorsque le khi-carré calculé a été supérieur au khi-carré théorique ($p < 0,05$), il était conclu qu'il y a une dépendance des résultats.

L'analyse de la covariance (ANCOVA) a servi à étudier les corrélations des traits dendrométriques des arbres entre les deux sites et entre les arbres amendés et non amendés en matière organique sur un modèle linéaire avec l'âge comme covariable. L'interaction DHP*âge et hauteur*âge permettait de montrer si la pente entre deux droites était significative ($p < 0,05$). Les tests ANCOVA et de Khi-carré ont été effectués avec le logiciel R 4.0.3 et les analyses descriptives avec Minitab 18.

3. Résultats

3.1 *Pratiques agronomiques mises en œuvre pour la plantation d'arbres*

3.1.1 *Méthodes de plantation*

La fréquence des pratiques agronomiques utilisées pour la plantation des arbres était différente selon qu'on soit dans le site très riche en cuivre (Penga Penga) et le site moins riche en cuivre (Kalebuka) ($p < 0,05$). La plantation dans un trou amendé (**Figure 3.1a**) était le mode de plantation le plus fréquemment utilisé dans les deux sites (PP : 94,6% ; KLB : 100%). La plantation à Penga Penga s'effectuait en plus à une fréquence faible (de 2 à 11%) : sur des poubelles (10,7%), une ancienne fosse septique (5,4%), une termitière (3,6%) ou en croissance spontanée (1,8%) tandis qu'à Kalebuka à part plantation dans le trou, les seuls autres arbres provenaient de croissance spontanée. Le matériel de plantation d'arbres le plus utilisé à Penga Penga était les plantules (91,2%), suivi de graines (29,8%) et 0% pour l'utilisation des boutures ; alors qu'à Kalebuka la fréquence d'utilisation des plantules et des graines était la même (55%) et l'utilisation des boutures était de 5% (**Figure 3.1b**). La fréquence dans les profondeurs des trous de plantation (**Figure 3.1c**) a été plus élevée pour la tranche de 0-24cm à Kalebuka (74,1%) et 14,1 à 3,7% pour le reste des tranches de profondeurs ; alors qu'elle était plus élevée pour la tranche de profondeurs de 25-49cm (37,3%) à Penga Penga et 14,8 à 27,5% pour le reste des tranches de profondeurs.

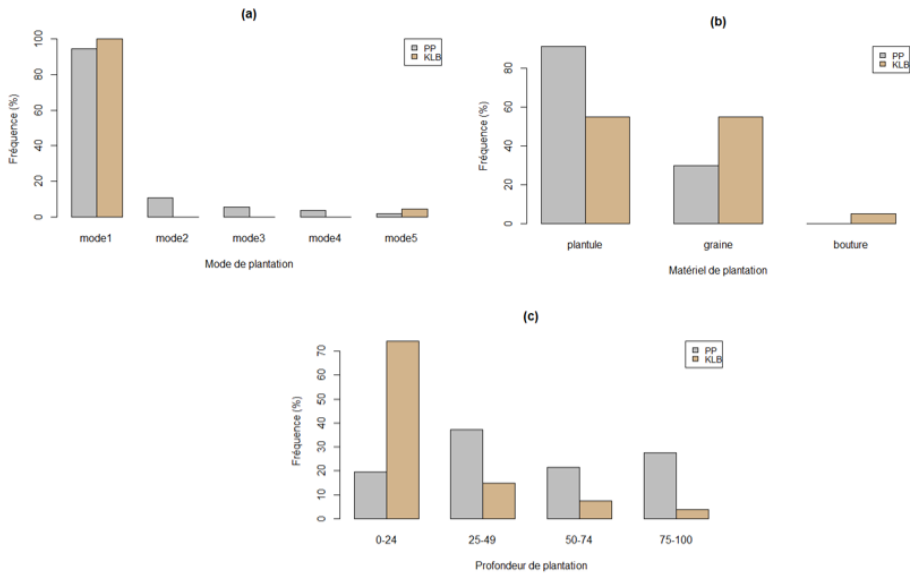


Figure 3.1 : Fréquence de l'utilisation des pratiques agronomiques lors de la plantation des arbres à Penga Penga (PP) et Kalebuka (KLB). (a) Mode de plantation, mode1 : trou de plantation, mode2 : poubelle, mode3 : fosse septique, mode4 : termitière, mode5 : spontané. (b) matériel de plantation, (c) profondeur de plantation en cm ; n = 44.

3.1.2 Usage des amendements

La fréquence d'utilisation des amendements pour la plantation d'arbres était plus élevée à Penga Penga (77,2%) qu'à Kalebuka (41,2%) (**Figure 3.2**). Le χ^2 calculé 9,0 vs χ^2 théorique 3,8 ($p < 0,05$).

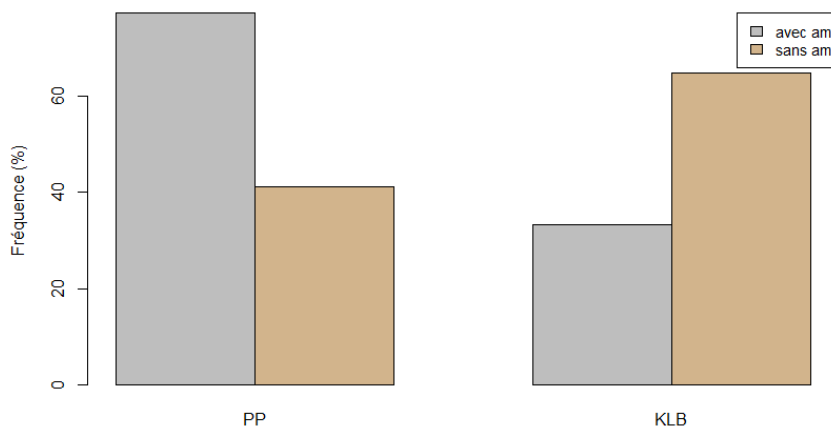


Figure 3.2 : Fréquence d'utilisation des amendements pour la plantation des arbres à Penga Penga (PP) et Kalebuka (KLB). Avec am : avec amendements, sans am : sans amendements ; n = 44.

Les habitants de Penga Penga utilisent plusieurs types d'amendements et leur combinaison pour la plantation d'arbres, alors que ceux de Kalebuka en utilisent moins (**Tableau 3.2**). Les déchets ménagers suivis de sol de poubelles étaient les deux types d'amendements le plus utilisés dans les deux sites (déchets ménagers : 30% et 46%, sol de poubelle : 20% et 31% respectivement à Penga Penga et kalebuka) ; Les excréments d'animaux étaient beaucoup plus sollicités comme amendement seul ou en combinaison à Penga Penga qu'à Kalebuka. Il convient de noter que les habitants de Kalebuka utilisent moins les amendements que ceux de Penga Penga (**Figure 3.2**).

Table 3.2 : Types d'amendements

Types d'amendements	Penga Penga (%)	Kalebuka (%)
Herbes mortes du jardin	-	15
Excréments d'animaux	18	8
Déchets de la meule de brique	2	-
Déchets ménagers	30	46
Déchets ménagers + excréments animaux	16	-
Termitière	9	-
Termitière + excréments animaux	2	-
Termitière + déchets ménagers	2	-
Sol de poubelle	20	31
Sol de poubelle + excréments animaux	2	-
Engrais (urée)	2	-

Les animaux d'élevage (37,8%), suivis de ménages et de poubelle (35,6%) étaient les sources les plus importantes des amendements à Penga Penga, alors que les ménages (50%), poubelle (28,6%) et les herbes mortes des jardins (14,3%) étaient les sources les plus importantes des amendements à Kalebuka (**Tableau 3.3**).

Table 3.3 : Sources des amendements

Sources des amendements	Penga Penga (%)	Kalebuka (%)
Animaux d'élevage	37,8	7,1
Jardin (herbes mortes)	-	14,3
Marché (Urée)	2,2	-
Ménage	35,6	50,0
Meule de brique	2,2	-
Poubelle	35,6	28,6
Termitière	13,3	-

3.2 Traits des arbres en fonction des sites et des amendements

L'analyse de la covariance (ANCOVA) a établi une corrélation des traits dendrométriques des arbres dans le quartier pollué (Penga Penga) et le quartier non pollué (Kalebuka) et entre les arbres amendés et non amendés en matière organique avec l'âge comme covariable (**Figure 3.3 et 3.4**). La corrélation entre l'âge et les traits dendrométriques (DHP et hauteur) était plus élevée pour les arbres de Kalebuka qu'à Penga Penga, ceci était vrai tant pour les arbres amendés que pour les arbres non amendés (**Tableau 3.4**).

Par rapport aux sites (ou quartiers) (**Figure 3.3**), le DHP et la hauteur des arbres étaient plus élevés à Kalebuka comparativement à Penga Penga (compte tenu des différences d'âge des arbres $p < 0,05$, **Tableau 3.4**), mais l'âge des arbres était beaucoup plus à la base de la différence entre les deux sites pour la hauteur de *A. auriculiformis* ($p > 0,05$). Les amendements ont favorisé de manière significative la croissance soit en hauteur soit en diamètre des arbres de *A. auriculiformis*, *S. guineense* et *M. indica* ($p < 0,05$, **Tableau 3.4**) et aucun effet des amendements n'a été signalé sur la hauteur et le diamètre de *P. americana* ($p > 0,05$) (**Figure 3.4**).

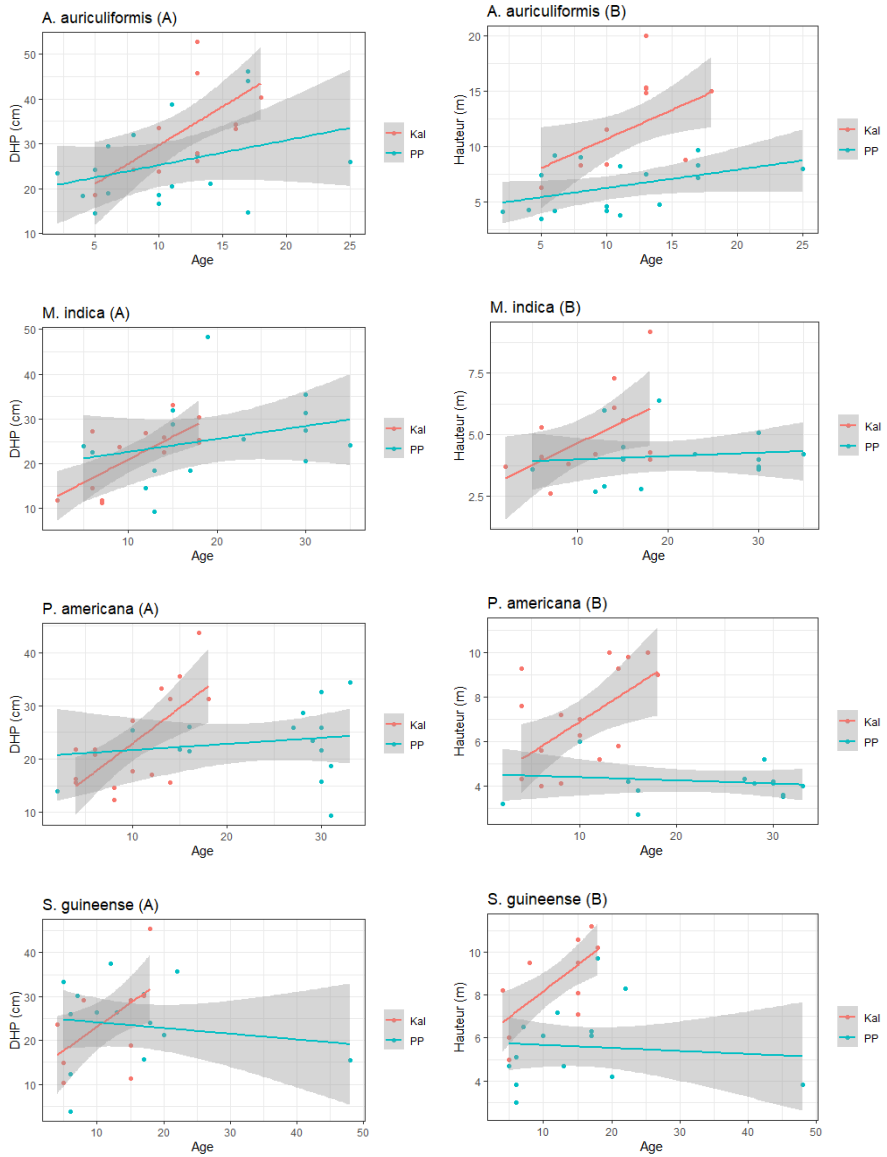


Figure 3.3 : Relations entre traits dendrométriques avec âge comme covariable dans le quartier pollué et non pollué. Kal : quartier non pollué de Kalebuka, PP : quartier pollué de Penga Penga ; A : DHP (diamètre à la hauteur de la poitrine), B : hauteur des arbres. N = 20 arbres/espèce/site.

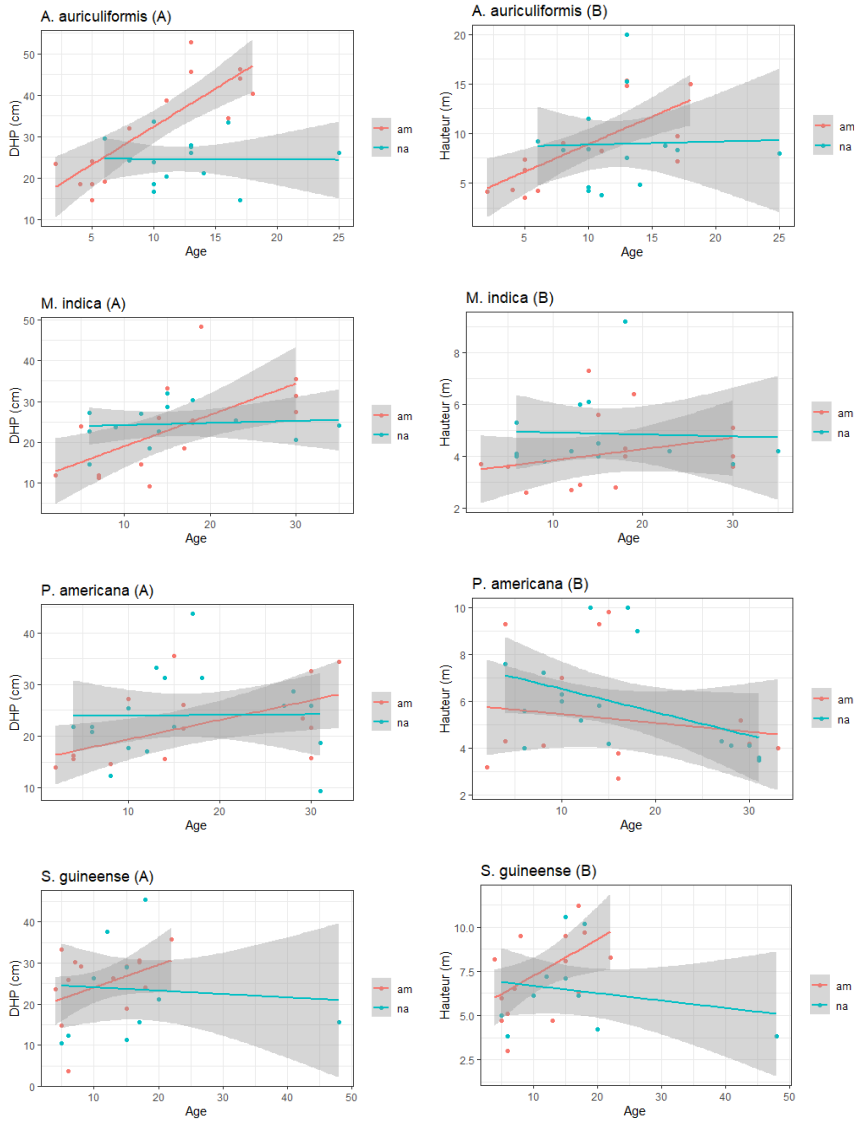


Figure 3.4 : Relations entre traits dendrométriques avec âge comme covariable en fonction des amendements. am : amendé, na : non amendé ; A : DHP (diamètre à la hauteur de la poitrine), B : hauteur des arbres. N = 20 arbres/traitement/espèce

Table 3.4 : Modèle linéaire d'ANCOVA sur les traits dendrométriques des espèces ligneuses en fonction des sites et des amendements

Sites				Amendements			
Espèce	Réponse	Hauteur	DHP	Espèce	Réponse	Hauteur	DHP
<i>A. auriculiformis</i>	Age (p < 0,05)	0,001**	0,0025**	<i>A. auriculiformis</i>	Age (p < 0,05)	0,009**	0,000***
	Site (p < 0,05)	0,000***	0,048*		Amendement (p < 0,05)	0,46ns	0,000***
	Age-site (p < 0,05)	0,10ns	0,092ns		Age-amendement (p < 0,05)	0,059ns	0,000***
	R ² (Penga Penga)	20,2%	11,7%		R ² (amendé)	50,0%	63,3%
	R ² (Kalebuka)	27,5%	39,0%		R ² (non amendé)	0,1%	0,1%
<i>M. indica</i>	Age (p < 0,05)	0,42ns	0,007**	<i>M. indica</i>	Age (p < 0,05)	0,47ns	0,005**
	Site (p < 0,05)	0,06ns	0,90ns		Amendement (p < 0,05)	0,15ns	0,622ns
	Age-site (p < 0,05)	0,038*	0,09ns		Age-amendement (p < 0,05)	0,42ns	0,027*
	R ² (Penga Penga)	1,4%	8,60%		R ² (amendé)	8,1%	42,5%
	R ² (Kalebuka)	31,2%	58,30%		R ² (non amendé)	0,2%	0,9%
<i>P. americana</i>	Age (p < 0,05)	0,02*	0,06ns	<i>P. americana</i>	Age (p < 0,05)	0,09ns	0,10ns
	Site (p < 0,05)	0,000***	0,17ns		Amendement (p < 0,05)	0,34ns	0,36ns
	Age-site (p < 0,05)	0,002**	0,003**		Age-amendement (p < 0,05)	0,41ns	0,17ns
	R ² (Penga Penga)	2,4%	3,0%		R ² (amendé)	3,3%	30,9%
	R ² (Kalebuka)	33,1%	48,3%		R ² (non amendé)	19,0%	0,0%
<i>S. guineense</i>	Age (p < 0,05)	0,71ns	0,90ns	<i>S. guineense</i>	Age (p < 0,05)	0,77ns	0,90ns
	Site (p < 0,05)	0,000***	0,59ns		Amendement (p < 0,05)	0,16ns	0,69ns
	Age-site (p < 0,05)	0,005**	0,018*		Age-amendement (p < 0,05)	0,019*	0,18ns
	R ² (Penga Penga)	2,4%	2,8%		R ² (amendé)	28,5%	17,20%
	R ² (Kalebuka)	33,1%	32,7%		R ² (non amendé)	5,1%	0,70%

3.3 Concentration des éléments traces dans les organes des espèces arbres

3.3.1 Concentration des éléments traces dans les espèces fruitières

La concentration en éléments traces métalliques était légèrement plus élevée dans les feuilles et fruits de *M. indica*, *P. americana* et *P. guajava* à Penga Penga en comparaison de ceux de Kalebuka (**Tableau 3.5**), comme pour ce qui concerne le cuivre 19,9 mg kg⁻¹ ; 20,3 mg kg⁻¹ et 31,6 mg kg⁻¹ pour *M. indica*, *P. americana* et *P. guajava* respectivement à Penga Penga et 9,0 mg kg⁻¹ ; 11,1 mg kg⁻¹ ; 22,7 mg kg⁻¹ pour *M. indica*, *P. americana* et *P. guajava* respectivement. La concentration en Cu et en Co dans les feuilles de *P. guajava* et *P. americana* était légèrement supérieure aux valeurs seuils (Cu : 20 mg kg⁻¹) dans les deux sites. Pour ce qui est des fruits, seule la concentration en Co dans les fruits de *P. guajava* (2 mg kg⁻¹) dépassait légèrement le seuil (Co : 1 mg kg⁻¹).

Table 3.5 : Concentration des éléments traces dans les feuilles et fruits des espèces fruitières (mg kg⁻¹). Moyenne (Minimum – Maximum) n = 8 à 12

	ETM	Espèce	Penga Penga	Kalebuka	Référence*
Feuille	Cu	<i>M. indica</i>	19,9 (7,9-51,9)	9,0 (5,5-12,5)	20
		<i>P. americana</i>	20,3 (12,5-51,4)	11,1 (10,8-11,4)	
		<i>P. guajava</i>	31,6 (19,2-51,1)	22,7 (22,3-23,0)	
	Co	<i>M. indica</i>	1,6 (0,6-2,4)	1,1 (0,8-1,5)	1
		<i>P. americana</i>	2,3 (1,4-3,8)	1,9 (1,5-2,2)	
		<i>P. guajava</i>	2,6 (1,3-5,3)	2,1 (1,9-2,4)	
	Zn	<i>M. indica</i>	40,1 (21,1-93,4)	24,1 (20,3-27,8)	100
		<i>P. americana</i>	56,0 (24,7-114,8)	32,2 (16,9-47,4)	
		<i>P. guajava</i>	59,6 (34,8-86,4)	36,6 (31,3-41,8)	
Fruit	Cu	<i>M. indica</i>	5,8 (4,5-7,1)	4,0 (3,2-4,7)	20
		<i>P. americana</i>	11,4 (6,6-18,5)	6,8 (6,6-7,0)	
		<i>P. guajava</i>	10,8 (7,8-14,5)	10,6 (9,1-12,1)	
	Co	<i>M. indica</i>	0,5 (0,4-0,6)	0,2 (0,2-0,3)	1
		<i>P. americana</i>	1,3 (1,0-1,5)	0,5 (0,4-0,5)	
		<i>P. guajava</i>	2,0 (0,5-4,9)	0,5 (0,5-0,6)	
	Zn	<i>M. indica</i>	14,7 (10,9-18,5)	12,9 (7,2-18,5)	100
		<i>P. americana</i>	37,3 (12,8-93,0)	22,5 (17,8-27,2)	
		<i>P. guajava</i>	29,4 (18,9-50,6)	16,7 (15,7-17,6)	

*(Elderfield, 2000 ; Mendez et Maier, 2008)

3.3.2 Espèces non fruitières

La concentration moyenne en zinc dans les feuilles de *A. auriculiformis* a été plus élevée 110,7 mg kg⁻¹ à Kalebuka en comparaison avec Penga Penga et avec les autres espèces. Même si la concentration en métaux dans les organes était globalement élevée à Penga Penga, les écarts entre les deux sites n'étaient pas significativement différents dans la plupart des cas (**Tableau 3.6**). Lorsqu'on considère uniquement les concentrations observées à Penga Penga, on peut constater que les valeurs sont largement plus élevées dans les écorces comparativement aux feuilles et au bois.

Table 3.6 : Concentration des éléments traces dans les feuilles et bois des espèces non fruitières (mg kg⁻¹). Moyenne (Minimum – Maximum). n = 8 à 12

ETM	Espèce	Penga Penga	Kalebuka	
Feuille	Cu	<i>A. auriculiformis</i>	15,1 (10,9-19,8)	19,7 (5,7-33,8)
		<i>L. leucocephala</i>	18,4 (11,8-34,5)	10,9 (9,9-11,9)
		<i>S. guineense</i>	8,6 (6,0-11,6)	7,4 (5,6-9,2)
	Co	<i>A. auriculiformis</i>	1,3 (0,5-2)	0,3 (0,3-0,4)
		<i>L. leucocephala</i>	2,1 (0,4-3,4)	1,5 (1,1-1,8)
		<i>S. guineense</i>	0,9 (0,5-1,4)	0,7 (0,6-0,7)
	Zn	<i>A. auriculiformis</i>	38,1 (19,6-73,9)	110,7 (107,7-113,6)
		<i>L. leucocephala</i>	59,4 (29,0-84,0)	30,2 (21,0-39,4)
		<i>S. guineense</i>	12,2 (7,0-19,7)	9,8 (6,7-12,9)
Ecorce	Cu	<i>A. auriculiformis</i>	129,7 (29-463,1)	na
		<i>L. leucocephala</i>	85,2 (28,9-180,7)	na
		<i>S. guineense</i>	86,5 (18,1-335,7)	na
	Co	<i>A. auriculiformis</i>	5,9 (2,8-13,6)	na
		<i>L. leucocephala</i>	6,0 (1,9-14,2)	na
		<i>S. guineense</i>	3,8 (1,2-7,8)	na
	Zn	<i>A. auriculiformis</i>	63 (14,4-175)a	na
		<i>L. leucocephala</i>	77,3 (29-155,4)	na
		<i>S. guineense</i>	33,4 (14,4-68,2)	na
Bois	Cu	<i>A. auriculiformis</i>	9,9 (3,3-41,1)	4,0 (3,0-5,1)
		<i>L. leucocephala</i>	7,6 (4,2-16,1)	2,7 (2,6-2,9)
		<i>S. guineense</i>	11,6 (3,1-46,2)	2,8 (2,8-2,9)
	Co	<i>A. auriculiformis</i>	0,9 (0,6-1,5)	0,5 (0,2-0,8)
		<i>L. leucocephala</i>	0,9 (0,5-1,2)	0,3 (0,1-0,4)
		<i>S. guineense</i>	0,6 (0,2-1,0)	0,4 (0,4-0,5)
	Zn	<i>A. auriculiformis</i>	6,9 (3,3-18,1)	7,1 (6,5-7,8)
		<i>L. leucocephala</i>	9,5 (4,6-16,5)	4,4 (3,3-5,6)
		<i>S. guineense</i>	8,2 (5,2-12,4)	5,1 (5,1-5,2)

*(Elderfield, 2000 ; Mendez et Maier, 2008)

4. Discussion

4.1 *Stratégies de plantation d'arbres sur sol fortement contaminé en éléments traces*

La connaissance des techniques de plantation d'arbres par les habitants à Penga Penga venait premièrement de leur expérience personnelle (l'expérience d'agriculteur pour 57% des habitants), 27% l'ont fait par essais-erreurs, 14% ont acquis la connaissance de la part de leurs voisins ou proches et seulement 2% l'ont acquis par vulgarisation lors de la distribution de plantules par la mairie (données non montrées).

L'installation des plantules dans les trous était le mode de plantation le plus utilisé par les habitants dans les deux quartiers, mais en plus de ça les habitants de Penga Penga recourent à plusieurs autres moyens pour implanter les arbres, tels que une ancienne fosse-poubelle remplie d'ordures, une ancienne fosse septique (puits des toilettes) ou une ancienne termitière (termitière aplanie), ce qui témoigne de nombreuses tentatives mises en œuvres par les habitants pour la plantation d'arbres dans ce milieu pollué en éléments traces métalliques. La plantation des arbres sur d'anciennes fosses-poubelles et fosses septiques dans ce milieu fortement contaminé se justifie, étant donné la grande quantité de matière organique qu'elles fournissent et les propriétés physico-chimiques particulières des termitières (substrat riche en nutriments, pH élevé, sol argileux) (Mujinya et al. (2011) qui peuvent faciliter la croissance des arbres. Les trous de plantation sont plus pratiques et mieux indiqués pour la plantation d'arbres, surtout en milieux contaminés ou stressants, parce qu'on peut y apporter une quantité bien mesurée d'amendements avant de planter un arbre (Pierzynski et al., 2002 ; Ona et al., 2021). La profondeur des trous de plantation était plus élevée (25-100 cm) en milieu pollué qu'en milieu non pollué (0-25 cm). Ceci est justifié par le fait que les trous plus profonds permettent un apport important d'amendements, ce qui est nécessaire au succès d'implantation des arbres dans un milieu stressant (de Oliveira et al., 2022). Toutefois, il est toujours nécessaire de connaître la quantité d'amendements ou la profondeur optimale pour une bonne implantation des espèces utilisées en phytostabilisation.

Les plantules comme matériel de plantation sont majoritairement utilisées dans le quartier pollué de Penga Penga, alors que les plantules et les graines ont été utilisées de manière équivalente à Kalebuka, l'utilisation des plantules serait préférable dans la réhabilitation des sites miniers avec les arbres étant donné que les métaux traces peuvent avoir un effet nuisible sur le stade de germination des graines (Houshm et Moraghebi, 2011 ; Mpundu et al., 2018).

Les sols contaminés présentent généralement des contraintes physicochimiques pour la croissance de plantes, telles que pH extrême, faible fertilité du sol, faible teneur en matière organique, toxicité des métaux, densité du sol élevée, faible rétention d'eau, faible perméabilité à l'air (Wong, 2003) ; pour surmonter ces limites, des amendements organiques ou calcaires peuvent être apportés au sol et l'on parle alors de phytoremédiation assistée (Alvarenga et al., 2009 ; Lee et al., 2014 ; Labidi et al., 2017). Notre étude montre que la fréquence d'utilisation des amendements

organiques pour la plantation d'arbres était plus élevée à Penga Penga (milieu pollué) qu'à Kalebuka (milieu non pollué), environ 80 % contre 41 % respectivement. Les déchets ménagers, les sols de poubelles communes et les excréments animaux ont été les amendements les plus utilisés dans les deux quartiers, ce qui est justifié par l'accessibilité de ces amendements. Le recours à une plus grande diversité d'amendements (10 à Penga Penga vs 4 à Kalebuka) serait justifié par la recherche de solutions multiples pour le succès d'implantation d'arbres. L'utilisation contrôlée des déchets ménagers et des sols issus des poubelles communes comme amendements des sols pollués est privilégiée si s'agit de ressources accessibles en grande quantité, étant donné que tous les ménages produisent des déchets chaque jour et que cette pratique contribue à la valorisation des déchets produits en milieux urbains (Bellitürk et al., 2015 ; Roohi et al., 2020).

4.2 Performance des arbres en fonction des sites et des amendements

Les résultats obtenus dans cette étude montrent des tendances différentes de performance des arbres entre les deux sites (Penga Penga et Kalebuka) et en fonction de l'utilisation des amendements. Les arbres implantés en milieu pollué présentaient une croissance en diamètre ou en hauteur globalement plus faibles que ceux du milieu non pollué (Kalebuka). L'effet de la toxicité en métaux traces du sol entre ces deux milieux (concentration en Cu, Co et Zn plus élevée à Penga Penga qu'à Kalebuka, **Tableau 3.4**) pourrait être la raison principale de cette différence de performance (Cornelissen et al., 2003 ; Meeinkuirt et al., 2012) vu que les teneurs en macronutriments (P, K, Ca) entre les deux sols étaient similaires. Mais un effet à long terme des amendements sur la hauteur ou le diamètre des arbres était observé sur *A. auriculiformis*, *S. guineense* et *M. indica* (compte tenu des différences d'âge des arbres, $p < 0,05$), alors que *P. americana* semble insensible à la présence d'amendements) (**Figure 3.3 et 3.4**).

Ces résultats sont aussi renforcés par le fait que les arbres du site non pollué et ceux qui étaient plantés avec les amendements organiques tendaient à montrer une corrélation croissance-âge (R^2) plus élevée comparés à ceux du milieu pollué ou qui n'ont pas été amendés dans la plupart des cas. Ce qui serait dû aux stress environnementaux, en l'occurrence la toxicité métallique qui ralentit la croissance des arbres (Meeinkuirt et al., 2012 ; Costa-Saura et al., 2016 ; Ciernikova et al., 2021). Même à long terme, les amendements continuent à avoir un effet sur l'amélioration de la performance des arbres (Shutchka et al., 2015; Lee et al., 2014; Mollon et al., 2016).

4.3 Niveau de concentration en éléments traces dans les organes des espèces ligneuses

Alors que les différences observées entre les concentrations en Cu, Co et Zn disponibles dans les sols de Penga Penga et de Kalebuka (Co : 21 ; Cu : 2966 et Zn : 202 mg kg⁻¹ vs Co : 2,2 ; Cu : 48 et Zn : 18 mg kg⁻¹ respectivement) étaient

importantes, ces écarts ont été plus faibles dans les organes des arbres entre les deux sites, quoique les teneurs étaient globalement plus élevées à Penga Penga. Ce qui soutient que la concentration en métaux dans les feuilles et les écorces aurait en plus du sol une origine atmosphérique, malgré que les feuilles soient lavées avant analyse (Laureysens et al., 2004), étant donné que toute la ville de Lubumbashi est située dans le périmètre de contamination (Mpundu, 2010). Toutefois, ces faibles écarts pourraient aussi être dus à une réponse non linéaire des arbres qui limiteraient l'accumulation des métaux.

La concentration très élevée du Zn dans les feuilles de *A. auriculiformis* à Kalebuka (111 mg kg^{-1}) peut provenir d'un résultat accidentel ou être due à un facteur non contrôlé, vu qu'à Penga Penga même où le sol avait une concentration en Zn élevée, celle des feuilles étaient restée inférieure au seuil.

La concentration en Cu (*P. guajava* site pollué et non pollué) et Co (toutes espèces fruitières et *L. leucocephala*) dans les feuilles a été légèrement au-dessus du seuil retenu (Kataba-Pendias et Pendias, 2001 dans Mendez et Maier, 2008), mais comme ce ne sont pas des organes régulièrement consommés par les humains, celle-ci présente un risque très réduit comparé aux légumes. Mpundu et al. (2014) ont montré que la concentration en Cu dans les amarantes pouvait aller jusqu'à 31 mg kg^{-1} sur sol normal et 121 mg kg^{-1} sur sol contaminé de Penga Penga, soutenant la conclusion de Madejón et al., 2018 qui avaient déclaré que les concentrations en métaux traces dans les tissus aériens des plantes herbacées sont souvent plus élevées que celles des arbres et arbustes. Pour ce qui concerne les fruits, la concentration en Co dans les goyaves récoltées à Penga Penga dépassait aussi légèrement la valeur seuil ($2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ contre un seuil de 1 mg kg^{-1}), le calcul de la quantité à consommer par jour ou par semaine est important pour éviter toute intoxication comme cela avait été fait pour les légumes et les champignons (Mpundu et al., 2013 ; Kashiki et al., 2020). Vu que notre étude s'est effectuée sur les fruits qui n'avaient pas encore atteint la maturité, il serait important qu'une étude soit répétée sur un échantillon élargi de fruits mûrs en vue de tirer des conclusions définitives.

De manière globale la concentration en métaux a suivi le schéma suivant : écorces > feuilles > fruits = bois. La concentration d'un métal au sein de la plante peut dépendre de l'organe lui-même, de l'espèce ou de la forme du métal dans le sol (Baker et Brooks, 1989 ; Laureysens et al., 2004 ; Tomasevic et al., 2011; Madeira et al., 2012).

5. Conclusion

Les conditions très stressantes liées à la contamination du sol en éléments traces métalliques dans le sol de Penga Penga sont à la base de la mise en place d'une multiplicité de pratiques agronomiques et de l'usage important d'amendements en comparaison avec le site de Kalebuka. L'installation des plantules dans les trous de plantation profonds et remplis d'amendements était la pratique utilisée par les habitants de Penga Penga, alors que l'installation des plantules ou graines dans les trous de plantation peu profonds avec peu d'apport d'amendements était la pratique

utilisée par les habitants de Kalebuka. Les déchets ménagers et le sol venant des poubelles communes étaient des amendements couramment utilisés, ce qui est justifié par l'accès facile à des quantités importantes d'amendements. Des différences claires de performance liées à l'effet du site (pollué et non pollué) et des amendements sont observées sur la hauteur et le diamètre des arbres. Les arbres implantés en milieux non pollués tout comme ceux plantés avec amendements organiques tendaient à avoir une hauteur ou un diamètre plus élevé.

L'utilisation des espèces fruitières (*P. guajava*, *M. indica* et *P. americana*) et non fruitières (*A. auriculiformis*, *L. leucocephala* et *S. guineense*) pour la phytostabilisation des sols pollués à Lubumbashi (Penga Penga) ne présenterait pas de risques majeurs de contamination de la chaîne alimentaire si la consommation régulière des feuilles est évitée et par le fait que les mangues et avocats n'ont pas présenté de concentrations en métaux inquiétantes à l'exception des goyaves dont la concentration en cobalt a été légèrement au-dessus du seuil à Penga Penga. L'étude sur un échantillonnage élargi des fruits mûrs serait à effectuer en vue de tirer des conclusions définitives sur l'utilisation des arbres fruitiers en phytostabilisation.

6. Références

- Adriano, D.C., 2001. *Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals* (Vol. 860). New York: Springer.
- Alvarenga, P., A.P. Gonçalves, R.M. Fernandes, A. de Varennes, G. Vallini, E. Duarte & Cunha-Queda, A.C., 2009. Organic Residues as Immobilizing Agents in Aided Phytostabilization: (I) Effects on Soil Chemical Characteristics. *Chemosphere* 74 (10): 1292-1300. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.063>
- Amisi Mwana, Y., Vranken, I., Nkulu, J., Lubala Toto Ruananz, F., Kyanika, D., Tshibang Nawej, S., ... Bogaert, J. L'activité minière au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M., 2018., *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux. pp267-279.
- Baker, A.J. & Brooks, R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., Kabyla, B.I., Luboya, O.N., Ilunga, A.N., Mutombo, A.M. & Nemery, B., 2009. High Human Exposure to Cobalt and Other Metals in Katanga, a Mining Area of the Democratic Republic of Congo. *Environmental Research* 109 (6): 745-52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>
- Belliturk K., Shrestha P. & Görres J.H., 2015. *The Importance of Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil Using Vermicompost for Sustainable Agriculture*. *J Rice Res* 3: e114. doi:10.4172/2375-4338.1000e114

- Berti, W.R. & Cunningham, S.D., 2000. Phytostabilisation of metals. In: Raskin I. Ensley BD (eds) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. Wiley. New York. pp 71–88.
- 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 (août): 480-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.080>
- Candeias, C., Melo, R., Ávila, P.F., Ferreira da Silva, E., Salgueiro, A.R. & Teixeira, J.P., 2014. Heavy Metal Pollution in Mine–soil–plant System in S. Francisco de Assis – Panasqueira Mine (Portugal). *Applied Geochemistry* 44 (mai): 12-26. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.07.009>
- Čierniková, M., Vykouková, I. & Orfánus, T., Masarovičová, E., 2021. Functional Traits of Plant Species Suitable for Revegetation of Landfill Waste from Nickel Smelter. *Applied Sciences* 11 (2): 658. <https://doi.org/10.3390/app11020658>.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E. Reich, P.B. et al., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51, 335. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Costa-Saura, J.M., Martínez-Vilalta, J., Trabucco, A., Spano, D. & Mereu, S., 2016. Specific Leaf Area and Hydraulic Traits Explain Niche Segregation along an Aridity Gradient in Mediterranean Woody Species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 21 (8): 23-30. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.05.001>
- Cunningham, S.D. & Ow, D.W., 1996. Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiology* 110 (3): 715-19. <https://doi.org/10.1104/pp.110.3.715>
- Dary, M., Chamber-Pérez, M.A., Palomares, A.J. & Pajuelo, E., 2010. In Situ Phytostabilisation of Heavy Metal Polluted Soils Using *Lupinus luteus* Inoculated with Metal Resistant Plant-Growth Promoting Rhizobacteria. *Journal of Hazardous Materials* 177 (1-3): 323-30. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.035>
- de Oliveira, V.P., Martins, W.B. R., de Matos Rodrigues, J. I., Silva, A. R., Lopes, J.D.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>
- Doumett, S., L. Lamperi, L. Checchini, E. Azzarello, S. Mugnai, S. Mancuso, G. Petruzzelli & 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): 1481-90. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.083>
- Elderfield H., 2000. *Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. Berlin, Heidelberg, New York,

- London, Paris, Tokyo, Hong Kong: Springer-Verlag p. 398, ISBN: REIMANN, C. & CARITAT P. de. 1998. doi10.1007/178-3-642-72016-1
- Festin, E.S., Tigabu, M., Chileshe, M.N., Syampungani, S. & Odén, P.C., 2019. Progresses in Restoration of Post-Mining Landscape in Africa. *Journal of Forestry Research* 30 (2): 381-96. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>
- Houshm, A. & Moraghebi, F., 2011. Effect of mixed cadmium, copper, nickel and zinc on seed germination and seedling growth of safflower. *African Journal of Agricultural Research*, 6(5), 1182-1187.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants, in Mendez M.O, Maier P.M. 2008. Phytostabilisation of mine tailings in arid and semiarid environments—An emerging remediation technology. *Environ Health Persp.* 116(3):278–283.
- Karavoltzos, S., Sakellari, A., Dimopoulos, M., Dasenakis, M. & Scoullou, M., 2002. Cadmium Content in Foodstuffs from the Greek Market. *Food Additives and Contaminants* 19 (10): 954-62. <https://doi.org/10.1080/02652030210136973>
- Kashiki, B.K.W.N., Kesel, A.D., Noret, N., Meerts, P., & Degreef, J., 2020. Trace Metals and Safe Consumption of Edible Fungi from Upper-Katanga (DR Congo). *J Food Nutr Disor* 9, 2, 2.
- Kien, C.N., Noi, N.V., Son, L.T., Ngoc, H.M., Tanaka, S., Nishina, T. & Iwasaki, K., 2010. Heavy Metal Contamination of Agricultural Soils around a Chromite Mine in Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition* 56 (2): 344-56. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00451.x>.
- Killicoat, P., Puzio, E. & Stringer, R., 2002. *The economic value of trees in urban areas: estimating the benefits of Adelaide's street trees. In Proceedings Treenet Symposium* (Vol. 94, p. 106).
- Kim, H., Song, B., Kim, H. & Park, J., 2009. Distribution of Trace Metals at Two Abandoned Mine Sites in Korea and Arsenic-Associated Health Risk for the Residents. *Toxicology and Environmental Health Sciences* 1 (2): 83-90. <https://doi.org/10.1007/BF03216468>
- Koller, K., Levy, L. Brown, T. & Spurgeon, A., 2005. Low-Level Lead Exposure and Intellectual Impairment in Children: Koller et Al. Respond. *Environmental Health Perspectives* 113 (1). <https://doi.org/10.1289/ehp.113-1253736>
- 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 (avril): 190-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.027>
- Laureysens, I., Blust, R., De Temmerman, L., Lemmens, C. & Ceulemans, R., 2004. Clonal Variation in Heavy Metal Accumulation and Biomass Production in a Poplar Coppice Culture: I. Seasonal Variation in Leaf, Wood and Bark Concentrations. *Environmental Pollution* 131 (3): 485-94. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.009>

- Leblanc, M. & Malaisse F., 1978. Lubumbashi, un écosystème urbain tropical. Centre international de sémiologie, Université national du zaïre. 152p.
- 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 (juin): 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019>
- Leteinturier, B., Baker, A.J.M., & Malaisse, F., 1999. Early strategies of natural revegetation of metalliferous mine workings in south central Africa: a preliminary survey. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 3, 28–41.
- Lohr, V.I., Pearson-Mims, C. H., Tarnai, J., & Dillman, D.A., 2004. How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*, 30(1), 28-35.
- Madeira, A.C., de Varennes, A., Abreu, M.M., Esteves, C. & Magalhães, M.C.F., 2012. Tomato and parsley growth, arsenic uptake and translocation in a contaminated amended soil. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.004>
- Madejón, P., Domínguez, M.T., Madejón, E., Cabrera, F., Marañón, T. & Murillo, J.M., 2018. Soil-Plant Relationships and Contamination by Trace Elements: A Review of Twenty Years of Experimentation and Monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) Mine Accident. *Science of The Total Environment* 625 (juin): 50-63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.277>
- McPherson, G.E., 1992. Accounting for Benefits and Costs of Urban Greenspace. *Landscape and Urban Planning* 22 (1): 41-51. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(92\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90006-L)
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Pichtel, J., Phusantisampan, T. & Saengwilai, P., 2016. Influence of Organic Amendments on Phytostabilization of Cd-Contaminated Soil by Eucalyptus Camaldulensis. *ScienceAsia* 42 (2): 83. doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2016.42.083
- Mendez, M.O. & Maier, R.M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives* 116 (3): 278-83. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>
- Mollon, L.C., Norton, G.J., Trakal, L., Moreno-Jimenez, E., Elouali, F.Z., Hough, R.L. & Beesley, L., 2016. Mobility and Toxicity of Heavy Metal(Loid)s Arising from Contaminated Wood Ash Application to a Pasture Grassland Soil. *Environmental Pollution* 218 (novembre): 419-27.
- Mpundu, M.M., 2010. *Contaminations des sols en Eléments Traces Métalliques à Lubumbashi Katanga/RDCongo*. *Evaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix de solutions de remédiation*. PhD thesis. University of Lubumbashi, DR Congo, pp. 460.
- Mpundu, M.M.M., Useni, S.Y., François, N. N., Emmanuel, M. M., Prisca, K. K., Muyembe, M., ... Luciens, N. K., 2013. Évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les légumes feuilles vendus dans les différents

- marchés de la zone minière de Lubumbashi. *Journal of Applied Biosciences*, 66, 5106-5113.
- Mpundu M. M., Useni S. Y., Kimuni L. K. & Colinet G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi (RD Congo). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(3), 367-375.
- Mpundu, M.M., Liénard, A., Shutcha, M.N., Luhembwe, M. N. & Colinet, G. 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., Gilles C & Gregory M., 2018. *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux, pp177-191.
- Mujinya, B.B., Mees, F., Boeckx, P., Bodé, S., Baert, G., Erens, H., ...& Van Ranst, E., 2011. The origin of carbonates in termite mounds of the Lubumbashi area, DR Congo. *Geoderma*, 165(1), 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.009>
- 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. Exposition de l'homme aux éléments tracés métalliques et altération du sperme : étude menée dans les zones minières du Haut-Katanga en République Démocratique du Congo. *Pan Afr. Med. J.* 30. doi:10.11604/pamj.2018.30.35.13694
- Musimwa, A.M., Kanteng, G.W., Kitoko, H.T. & Luboya, O.N., 2016. Eléments traces dans le sérum des enfants malnutris et bien nourris vivants à Lubumbashi et Kawama dans un contexte d'un environnement de pollution minière. *Pan Afr. Med. J.* 24. doi:10.11604/pamj.2016.24.11.9236
- Narendrula, R., Nkongolo, K.K. & Beckett, P., 2012. Comparative Soil Metal Analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, DR-Congo). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88 (2): 187-92. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0485-7>
- Nowak, D. J. & McPherson, E.G., 1993. Quantifying the impact of trees: The Chicago urban forest climate project. *Unasylva*, 173(44), 39-44. <https://doi.org/10.3390/f12050548>
- Oná, M.B., Goberna, M. & Navarro-Cano, J.A., 2021. Natural Seed Limitation and Effectiveness of Forest Plantations to Restore Semiarid Abandoned Metal Mining Areas in SE Spain. *Forests* 12 (5): 548. <https://doi.org/10.3390/f12050548>
- Pierzynski, G.M., Schnoor, J.L., Youngman, A., Licht, L. & Erickson, L.E., 2002. Poplar Trees for Phytostabilization of Abandoned Zinc-Lead Smelter. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 6 (3): 177-83. <https://doi.org/10.4172/2375-4338.1000e114>
- Roohi, R., Jafari, M., Jahantab, E., Aman, M. S., Moameri, M. & Zare, S., 2020. Application of artificial neural network model for the identification the effect of municipal waste compost and biochar on phytoremediation of contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 208, 106399.
- Shutcha, M.N., Faucon, M.-P., Kamengwa K., C., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo L., 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(9), 81–90.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Shutchu, M.N., Mukobo R.P., Muyumba K.D., Mpundu M.M., Faucon M P., Lubalega K. T., Ludovic A., Annabelle J., Vandenneede N., Pourret O., Ngongo L.M., & Colinet G., 2018. Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux. pp 215-228.
- Tomašević, M., Aničić, M., Jovanović, L., Perić-Grujić, A. & Ristić, M., 2011. Deciduous Tree Leaves in Trace Elements Biomonitoring: A Contribution to Methodology. *Ecological Indicators* 11 (6): 1689-95.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.017>
- UNDESA, 2016. The world's cities in 2016. Data Booklet (ST/ESA/SER.A/352).
- Yukselen, M., 2002. Characterization of heavy metal contaminated soils in Northern Cyprus. *Environmental Geology* 42 (6): 597-603.
<https://doi.org/10.1007/s00254-002-0556-5>

Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam

Mwanasomwe, J.K., Langunu, S., Shutcha, M.N. & Colinet, G. (2022). Effects of 15-Year-Old Plantation on Soil Conditions, Spontaneous Vegetation, and the Trace Metal Content in Wood Products at Kipushi Tailings Dam. Frontiers in Soil Science, 2.

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 lebbek*, *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

1. 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., 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.

2. Material and methods

2.1 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 4.3**). 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 (**annex 5**).

2.2 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.

2.3 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.

2.4 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*.

2.5 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 *Julbernardia paniculata*).

2.6 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.

2.7 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.

3. Results

3.1 *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 4.1 and 4.2**).

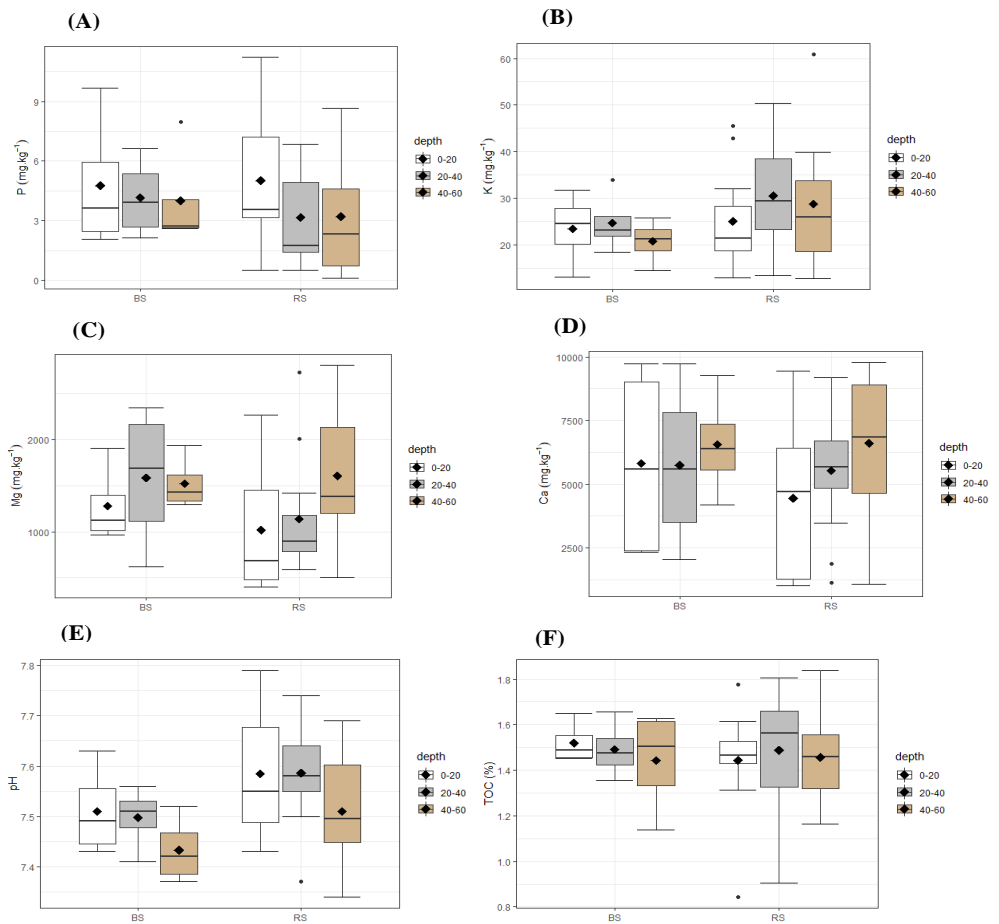


Figure 4.1 : Available macronutrient concentration and pH in the reclaimed soil (RS) and on the bare soil (BS) at different depth (0–20cm, 20–40cm, and 40–60 cm). $n = 12$ for RS, and $n = 4$ for BS. TOC, total organic carbon. (A): P, (B): K, (C): Mg, (D): Ca, (E).

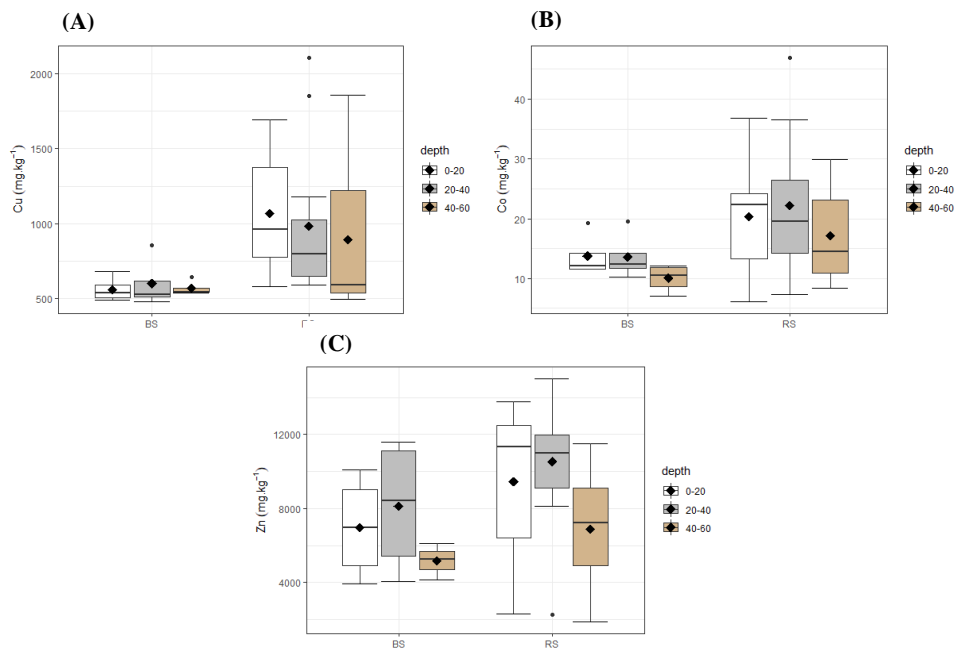


Figure 4.2 : Available trace metal concentration (mg kg^{-1}) in the reclaimed soil (RS) and on bare soil (BS) at different depth measurements (0–20cm, 20–40cm, and 40–60 cm). $n = 12$ for RS, and $n = 4$ for BS. (A): Cu, (B): Co, (C): Zn.

3.2 Dendrometric characteristics and performance of tree species in the TD stand

A total of 126 trees with $\text{dbh} \geq 10$ 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 4.1**; *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 the 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 4.1 : 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

3.3 Diversity of spontaneous vegetation

3.3.1 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 4.2**).

Table 4.2 : 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. lebbeck*). 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 4.3**).

Table 4.3 : 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 olygoflora</i>	1.9	Therophytes	Metallophytes
<i>Calea urticifolia</i>	1.9	Nanophanerophytes	Weedy taxa
<i>Arthraxon micans</i>	1.5	Therophytes	Metallophytes
<i>Albizia lebeck</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)

3.3.2 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 4.4**).

Table 4.4 : 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

3.3.3 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 4.5**). 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 4.5 : 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	Faculative 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)

3.4 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 4.6**). 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. lebeck*; whereas only *C. lusitanica* had higher Zn concentration in leaves.

Table 4.6 : 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 4.7**). 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 4.7 : 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	<i>p</i> (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***

3.5 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 4.8**). 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 4.8 : 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		**	***	*

4. Discussion

4.1 *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).

4.2 *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; Perlati 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.

4.3 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.

5. 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.

Note: Kipushi mapp and the tailings dam

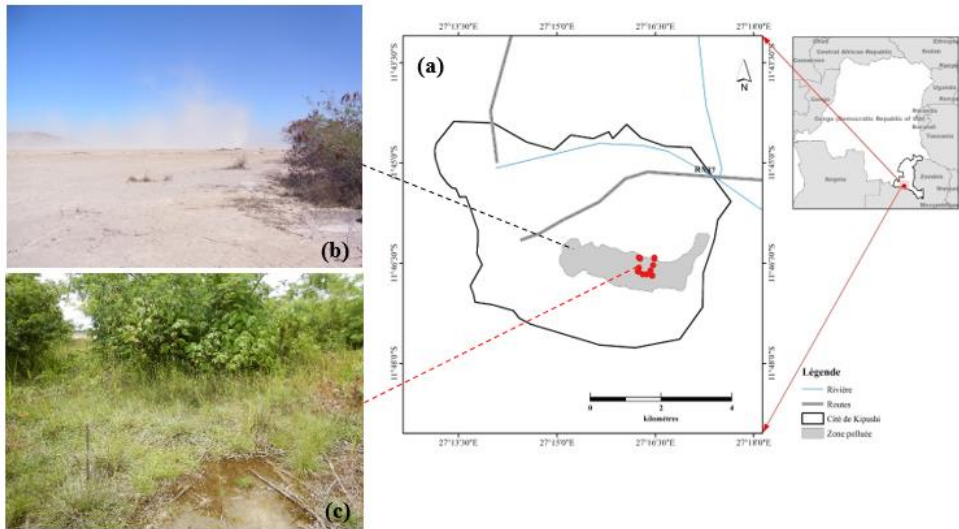


Figure 4.3 : (a) location of the study area, (b) bare soil of tailings dam, (c) reclaimed area with trees species

6. References

- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of Heavy Metals—Concepts and Applications. *Chemosphere* 91(7):869–81. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Baker, A.J., 1981. Accumulators and Excluders-Strategies in the Response of Plants to Heavy Metals. *J Plant Nutr.* 3(1-4):643–54. doi: 10.1080/01904168109362867
- Baker, A.J. & Brooks, R., 1989. Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery* 1:81–126.
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., et al., 2009. High Human Exposure to Cobalt and Other Metals in Katanga. A Mining Area of the Democratic Republic of Congo. *Environ Res* (2009) 109 (6):745–52. doi: 10.1016/j.envres.2009.04.012
- Bazihizina, N., Redwan, M., Taiti, C., Giordano, C., Monetti, E., Masi, E., et al., 2015. Root Based Responses Account for Psidium Guajava Survival at High Nickel Concentration. *J Plant Physiol*, 174:137–46. doi: 10.1016/j.jplph.2014.10.011

- Berti, W.R. & Cunningham, S.D., 2000. *Phytostabilisation of Metals*. In: I Raskin and BD Ensley, editors. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-Up the Environment*. New York: Wiley, p. pp 71–88.
- Bošković-Rakočević, L., Milivojević, J., Milošević, T. & Paunović, G., 2014. Heavy Metal Content of Soils and Plum Orchards in an Uncontaminated Area. *Water. Air. Soil Pollution*. 225(11):2199.
- Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., Garbisu, C. & Garbisu, C., 2018. From Phytoremediation of Soil Contaminants to Phytomanagement of Ecosystem Services in Metal Contaminated Sites. *Int J Phytoremediation*, 20 (4):384–97. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.008
- Candeias, C., Melo, R., Á vila, P. F., da Silva, E. F., Salgueiro, A.R. & Teixeira, J.P., 2014. Heavy Metal Pollution in Mine-Soil-Plant System in S. Francisco De Assis-Panasqueira Mine (Portugal). *Appl Geochem*, 44:12–26. doi: 10.1016/j.apgeochem.2013.07.009
- Chidumayo, E.N., 1987. Woodland Structure, Destruction and Conservation in the Copperbelt Area of Zambia. *Biol Conserv* (1987) 40(2):89–100. doi: 10.1016/0006-3207(87)90060-7
- Chowdhury, A. & Maiti, S.K., 2016. Identification of Metal Tolerant Plant Species in Mangrove Ecosystem by Using Community Study and Multivariate Analysis: A Case Study From Indian Sunderban. *Environ Earth Sci*, 75(9):1–21. doi: 10.1007/s12665-016-5391-1
- Commission of the European Communities. Commission Decision of 3 November, 2006 Establishing Revised Ecological Criteria and the Related Assessment and Verification Requirements for the Award of the Community Eco-Label to Soil Improvers. 2006. Off J Euro. Union. L. 325:28–34. 69.
- Córdova, 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(1):135–44. doi: 10.1016/j.geoderma.2011.07.022
- de Sousa Machado, M.T., Drummond, J.A. & Barreto, C.G., 2020. *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit in Brazil: History of an Invasive Plant. *Estudos Ibero-Americanos* 46(1):e33976–6. doi: 10.1544/1980-864x.2020.1.33976
- Dickinson, N.M., Baker, A.J.M., Doronila, A., Laidlaw, S. & Reeves, R.D., 2009. Phytoremediation of Inorganics: Realism and Synergies. *Int J Phytorem*, 11:97–114. doi: 10.1080/15226510802378368
- Dubourguier, H-C., Deram, D. & Logeay, C., 2001. *Le Phytomanagement: Eléments De Synthèse*. Lille: Pôle de compétence sites et sédiments pollués.
- Duvigneaud, P. & Denaeyer-De Smet, S., 1963. *Cuivre Et Végétation Au Katanga*. *Bull Soc R Bot Belg*. 96:92–231. 37.
- Escarré, J., Lefèbvre, C., Raboyeau, S., Dossantos, A., Gruber, W., Marel, J.C.C., et al., 2011. Heavy Metal Concentration Survey in Soils and Plants of the Les Malines Mining District (Southern France): Implications for Soil Restoration. *Water Air Soil Pollut*, 216(1):485–504. doi: 10.1007/s11270-010-0547-1

- Faucon, M.P., Parmentier, I., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M. & Meerts, P., 2011. May Rare Metallophytes Benefit From Disturbed Soils Following Mining Activity? The Case of the *Crepidiorhopalon Tenuis* in Katanga (DR Congo). *Restor Ecol*, 19(3):333–43. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00585.x
- Festin, E.S., Salk, C., Tigabu, M., Syampungani, S. & Odén, P.C., 2019. Biological Traits of Tropical Trees Suitable for Restoration of Copper-Polluted Lands. *Ecological Engineering*, 138:118–25. doi: 10.1016/j.ecoleng.2019.07.010
- Gómez-Sagasti, M.T., Alkorta, I., Becerril, J. M., Epelde, L., Anza, M. & Garbisu, C., 2012. Microbial Monitoring of the Recovery of Soil Quality During Heavy Metal Phytoremediation. *Water Air Soil pollut.* 223(6):3249–62. doi: 10.1007/s11270-012-1106-8
- Gooden, B., French, K., Turner, P.J. & Downey, P.O., 2009. Impact Threshold for an Alien Plant Invader, *Lantana camara* L., on Native Plant Communities. *Biol Conserv* 142(11):2631–41. doi: 10.1016/j.biocon.2009.06.012
- 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 Ecol Evol*, 146(2):173–82. doi: 10.5091/plecevo.2013.816
- Kambing'a, M.K., & Syampungani, S., 2012. Performance of Tree Species Growing on Tailings Dam Soils in Zambia: A Basis for Selection of Species for Re-Vegetating Tailings Dams. *J Environ Sci Eng*, 1(7B):827.
- Kaniki, A.T. & Tumba, K., 2019. Management of Mineral Processing Tailings and Metallurgical Slags of the Congolese Copperbelt: *Environmental Stakes and Perspectives*. *J Cleaner Production*. 210:1406–13. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.11.131
- Khan, M.S., Zaidi, A., Goel, R. & Musarrat, J., 2011. Biomanagement of Metal-Contaminated Soils Vol. 20). *Springer Science & Business Media* (Dordrech Heidelberg London New York).
- Kien, C.N., Noi, N. V., Son, L.T., Ngoc, H.M., Tanaka, S & Nishina, T., et al., 2010. Heavy Metal Contamination of Agricultural Soils Around a Chromite Mine in Vietnam. *Soil Sci Plant Nutr*, 56(2):344–56. doi: 10.1111/j.1747-0765.2010.00451.x
- Kim, H., Song, B, Kim, H. & Park, J., 2009. Distribution of Trace Metals at Two Abandoned Mine Sites in Korea and Arsenic-Associated Health Risk for the Residents. *Toxicol Environ Heal Sci*, 1(2):83–90. doi: 10.1007/BF03216468
- Kitobo, W.S., 2009. *Dépollution Et Valorisation Des Rejets Miniers Sulfurés Du Katanga. Cas Des Tailings De L'ancien Concentrateur De Kipushi*. Université de Liège: Thèse de doctorat. Faculté des Sciences Appliquées. 254p.
- Kwesiga, F., Akinnifesi, F.K., Mafongoya, P.L., McDermott, M.H. & Agumya, A., 2003. Agroforestry Research and Development in Southern Africa During the 1990s: Review and Challenges Ahead. *Agroforestry Syst* (2003) 59(3):173–86. doi: 10.1023/B:AGFO.0000005222.68054.38

- Laureysens, I., Blust, R., De Temmerman, L., Lemmens, C. & Ceulemans, R., 2004. Clonal Variation in Heavy Metal Accumulation and Biomass Production in a Poplar Coppice Culture: I. Seasonal Variation in Leaf, Wood and Bark Concentrations. *Environ Pollut.* 131(3):485–94. doi: 10.1016/j.envpol.2016.07.021
- Leteinturier, B., 2002. *Evaluation Du Potential Phytocénétique Des Gisements Cuprifères D’Afrique Centro-Australe En Vue De La Phytoremédiation De Sites Pollués Par L’activité Minière*. Thèse de doctorat. Gembloux: Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.
- Leteinturier, B., Laroche, J., Matera, J. & Malaisse, F., 2001. Reclamation of lead/zinc processing wastes at Kabwe, Zambia: a phytogeochemical approach. *South African journal of science*, 97(11), 624–627.
- Liao, X., Fu, Y., He, Y. & Yang, Y., 2014. Occurrence of Arsenic in Fruit of Mango Plant (*Mangifera Indica* L.) and its Relationship to Soil Properties. *Catena*, 113:213–8. doi: 10.1016/j.catena.2013.07.011
- Lone, M.I., He, Z.L., Stoffella, P.J. & Yang, X.E., 2008. Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils and Water: Progresses and Perspectives. *J Zhejiang Univ Sci B*, 9(3):210–20. doi: 10.1631/jzus.B0710633
- Madeira, A.C., De Varennes, A., Abreu, M.M., Esteves, C. & Magalhães, M.C.F., 2012. Tomato and Parsley Growth, Arsenic Uptake and Translocation in a Contaminated Amended Soil. *J Geochemical Explor*, 123:114–21. doi:10.1016/j.gexplo.2012.04.004
- 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. *Environ Pollut*, 139(1):40–52. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.034
- Małachowska-Jutysz, A. & Gnida, A., 2015. Mechanisms of Stress Avoidance and Tolerance by Plants Used in Phytoremediation of Heavy Metals. *Arch Environ Prot*, 41(4):104–14. doi: 101515/aep-2015-0045
- Malambo, F.M. & Syampungani, S., 2008. Opportunities and Challenges for Sustainable Management of Miombo Woodlands: The Zambian Perspective. *Work. Pap. Finn. For Res Inst (RDC)* (2008) 98:125–30.
- Manikandan, M., Kannan, V., Mahalingam, K., Vimala, A. & Chun, S., 2016. Phytoremediation Potential of Chromium-Containing Tannery Effluent-Contaminated Soil by Native Indian Timber-Yielding Tree Species. Preparative. *Biochem Biotechnol* 46(1):100–8. doi: 10.1080/10826068.2015.1045607
- Martin, I. & Bardos, P., 1996. A Review of Full-Scale Treatment Technologies for the Remediation of Contaminated Land. In: ID Pulford and C. Watson, editors. 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees-a Review. *Environment International*, vol. 29 . Richmond. Surrey: EPP Publications. p. 529– 540.

- McCutcheon, S.C. & Schnoor, J.L., 2004. *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*. (Washington, DC 20460, USA: John Wiley & Sons).
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Pitchel, J., Phusantisampan T. & Saengwilai, P., 2016. Influence of Organic Amendments on Phytostabilisation of Cd-Contaminated Soil by Eucalyptus Camaldulensis. *ScienceAsia*, 42:83–91. doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2016.42.083
- Mendez, M.O. & Maier, R. M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—an Emerging Remediation Technology. *Environ Health Perspect*, 116(3):278–83. doi: 10.1289/ehp.10608
- Mensah, A.K., 2015. Role of Revegetation in Restoring Fertility of Degraded Mined Soils in Ghana: A Review. *Int J Biodiversity Conserv*, 7(2):57–80. doi:10.5897/IJBC 2014.0775
- Mollon, L.C., Norton, G. J., Trakal, L., Moreno-Jimenez, E., Elouali, F. Z., Hough, R. L., et al., 2016. Mobility and Toxicity of Heavy Metal (Loid) s Arising From Contaminated Wood Ash Application to a Pasture Grassland Soil. *Environmental Pollution*, 218:419–27.
- Mpundu, MM., 2010. *Contaminations Des Sols En Eléments Traces Métalliques À Lubumbashi Katanga/RDCongo. Evaluation Des Risques De Contamination De La Chaîne Alimentaire Et Choix De Solutions De Remédiation*. Thèse de doctorat. DR Congo: University of Lubumbashi. p. 460.
- Naderizadeh, Z., Khademi, H. & Ayoubi, S., 2016. Biomonitoring of Atmospheric Heavy Metals Pollution Using Dust Deposited on Date Palm Leaves in Southwestern Iran. *Atmósfera*, 29(2):141–55. doi: 10.20937/ATM.2016.29.02.04
- Navarro-Cano, J.A., Verdú, M. & Goberna, M., 2018. Trait-Based Selection of Nurse Plants to Restore Ecosystem Functions in Mine Tailings. *J Appl Ecol*, 55(3):1195–206. doi: 10.1111/1365-2664.13094
- Oliva, S.R. & Mingorance, M.D., 2006. Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution by Aboveground Plant Parts. *Chemosphere* 65(2):177–82. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.003
- Perlatti, F., Ferreira, T.O., da Costa Roberto, F. A., Romero, R. E., Sartor, L. R. & Otero, X.L., 2015. Trace Metal/Metalloid Concentrations in Waste Rock, Soils and Spontaneous Plants in the Surroundings of an Abandoned Mine in Semi-Arid NE-Brazil. *Environ Earth Sci*, 74(6):5427–41. doi: 10.1007/s12665-015-4556-7
- Perrino, E. V., Brunetti, G. & Farrag, K., 2014. Plant Communities in Multi-Metal Contaminated Soils: A Case Study in the National Park of Alta Murgia (Apulia Region-Southern Italy). *Int J Phytoremem*. 16(9):871–88. doi: 10.1080/15226514.2013.798626
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Biol*, 56:15–39. doi:10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214

- Pourret, O., Lange, B., Bonhoure, J., Colinet, G., Decrée, S., Mahy, G., et al., 2016. Assessment of Soil Metal Distribution and Environmental Impact of Mining in Katanga (Democratic Republic of Congo). *Appl Geochem*, 64:43–55. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.07.012
- Prach, K. & Pyšek, P., 2001. Using Spontaneous Succession for Restoration of Human-Disturbed Habitats: Experience From Central Europe. *Ecol Eng*, 17(1):55–62. doi: 10.1016/S0925-8574(00)00132-4
- Prasad, M.N.V., Sajwan, K. S. & Naidu, R., 2005. *Phytoremediation Technologies Using Trees. In: Trace Elements in the Environment*. (Boca Raton: CRC Press). p. 401–22.
- Pulford, I.D. & Watson, C., 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees—a Review. *Environ Int* (2003) 29(4):529–40. doi: 10.1016/S0160-4120(02)00152-6
- Rana, V. & Maiti, S.K., 2018. Differential Distribution of Metals in Tree Tissues Growing on Reclaimed Coal Mine Overburden Dumps, Jharia Coal Field (India). *Environ Sci pollut Res*, 25(10):9745–58. doi: 10.1007/s11356-018-1254-5
- Remon, E., Bouchardon, J.L., Cornier, B., Guy, B., Leclerc, J.C. & Faure, O., 2005. Soil Characteristics, Heavy Metal Availability and Vegetation Recovery at a Former Metallurgical Landfill: Implications in Risk Assessment and Site Restoration. *Environ Pollut*, 137(2):316–23. doi: 10.1016/j.envpol.2005.01.012
- Richardson, D.M. & Rejmánek, M., 2011. Trees and Shrubs as Invasive Alien Species—a Global Review. *Diversity Distributions*, 17(5):788–809. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x
- Shutch, M.N., 2010. *Phytostabilisation Des Sols Contaminés En Métaux Lourds Par L'activité Minière Au Katanga «Cas Du Quartier Gécamines/Penga Penga Contaminés En Métaux Par Les Émissions De La Fonderie De Cuivre De L'usine Gécamines/Lubumbashi»*. Université de Lubumbashi. Thèse de doctorat. DR Congo: University of Lubumbashi. p. 240.
- Shutch, M.N., Faucon, M-P., Kamengwa, C.K., Colinet, G., Mahy, G., & Ngongo, M. L., et al., 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). *Ecol Eng*, 82:81–90. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.062
- Shutch, M.N., Mpundu, M.M., Faucon, M.P., Ngongo, M.L., Visser, M., Collinet, G., et al. 2010. Phytostabilisation of Copper-Contaminated Soil in Katanga: An Experiment With Three Native Grasses and Two Amendments. *Int J Phytorem*, 12:616–32. doi: 10.1080/15226510903390411
- Shutch, M.N., Mukobo, R.P., Muyumba, D.K., Mubemba, M.M., Faucon, MP, Kimbamba, TL, et al., 2018. Fond Pédogéochimique Et Cartographie Des Pollutions Des Sols À Lubumbashi. In: J Boaert, G Collinet and G Mahy, editors. *Anthropisation Des Paysages Katangais*. Agronomie Gembloux: Presse Universitaire de Liège. p. pp 215–228.

- Taghipour, M., Ayoubi, S. & Khademi, H., 2011. Contribution of Lithologic and Anthropogenic Factors to Surface Soil Heavy Metals in Western Iran Using Multivariate Geostatistical Analyses. *Soil Sediment Contamination.: Int J*, 20(8):921–37. doi:10.1080/15320383.2011.620045
- Tomašević, M., Aničić, M., Jovanović, L., Perić-Grujić, A. & Ristić, M., 2011. Deciduous Tree Leaves in Trace Elements Biomonitoring: A Contribution to Methodology. *Ecol Indic*, 11(6):1689–95. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.04.017
- Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R. & Sun, W., 2017. A Review on in Situ Phytoremediation of Mine Tailings. *Chemosphere*. 184:594–600. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.06.025
- Wong, J.W. C., Ip, C.M. & Wong, M.H., 1998. Acid-Forming Capacity of Pb-Zn Mine Tailings and its Implications for Mine Rehabilitation. *Environ Geochem. Health* (1998) 20:149–55. doi 10.1023/A:10065891242204
- Yang, J., Tang, L., Guan, Y.L. & Sun, W.B., 2012. Genetic Diversity of an Alien Invasive Plant Mexican Sunflower (*Tithonia Diversifolia*) in China. *Weed Sci*, 60(4):552–7. doi: 10.1614/WS-D-11-00175.1
- Yukselen, M.A., 2002. Characterization of Heavy Metal Contaminated Soils in Northern Cyprus. *Environ Geology*, 42:597–603. doi: 10.1007/s00254-002-0556-5

Effect of organic amendment on the physicochemical characteristics of tailings dam soil and root development of tree species, fifteen years after planting

Kilela Mwanasomwe, J., Langunu, S., Nkulu, S. N., Shutcha, M. N., & Colinet, G., 2022. Effect of Organic Amendment on the Physicochemical Characteristics of Tailings Dam Soil and Root Development of Tree Species, Fifteen Years After Planting. Frontiers in Soil Science, 2.

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

1. 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 perenniality 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.

2. Materials and methods

2.1 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.

2.2 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 lebbeck*, *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 (**annex 5**).

2.3 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 5.1**).

Table 5.1 : 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

2.4 *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 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 mm), (6) very fine to medium (all roots < 5 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).

2.5 *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.

2.6 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).

3. Results

3.1 Soil physicochemical properties of layers at the amended holes

All the measured parameters in **Table 5.2** (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 5.3** (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 $11,956 \text{ mg } \text{kg}^{-1}$, respectively, and Cd being 96.8 and $69.9 \text{ mg } \text{kg}^{-1}$ respectively; the amended layer (layer 3 A) had the lowest concentration in these two elements (Zn: $3741 \text{ mg } \text{kg}^{-1}$ 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 5.2 : 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 5.3 : 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 (Shutchu 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 5.1**); 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.

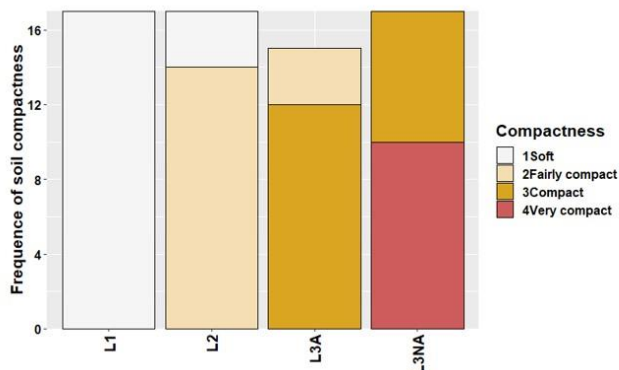


Figure 5.1 : Soil compactness of layers in the profiles (L1: layer 1, L2: layer 2, LA: layer 3 amended, LNA: layer 3 unamended).

3.2 *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 5.2**). Root abundance (**Figure 5.2A**): 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 5.2B**): 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 5.2C**): 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 5.2D**): 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.

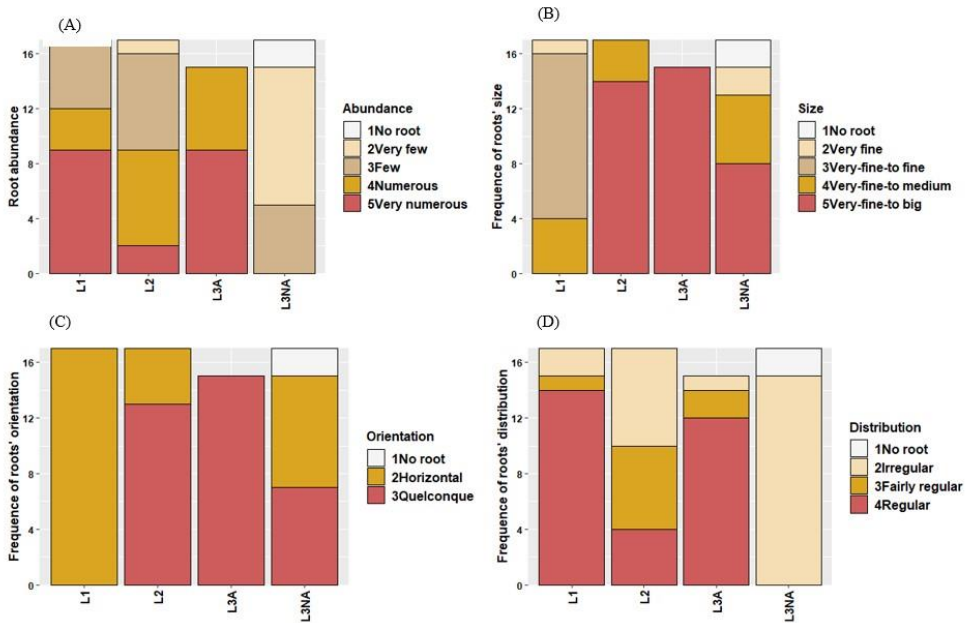


Figure 5.2 : Tree root characteristics in different layers of soil [L1: layer 1, L2: layer 2, L3A: layer 3 amended, L3NA: layer 3 unamended; (A) root abundance, (B) root size, (C) root orientation, (D) root distribution]

3.3 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. lebeck*, *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. lebeck*, *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 5.4**).

Table 5.4 : 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. lebbbeck</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

3.4 Trace Metal Concentration in Tree Tissues

In addition to tree root behavior in different tailing layers, (**Figure 5.3**) 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.

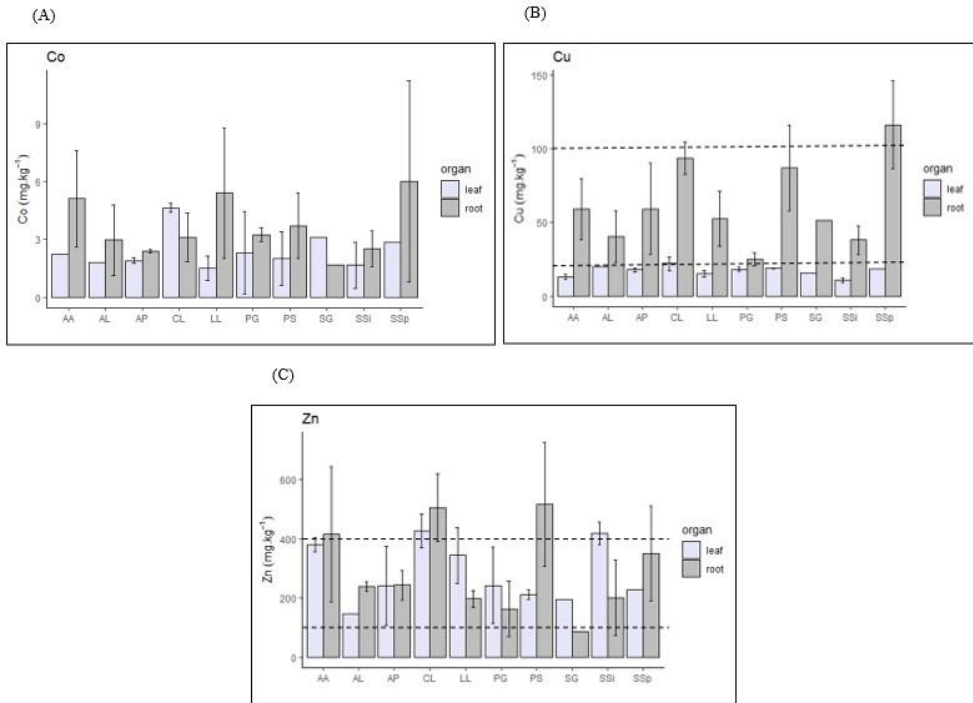


Figure 5.3 : Accumulation of Co, Cu, and Zn (mg kg^{-1}) in different tissues of trees on the tailings. AA: *A. auriculiformis*, AL: *A. lebbeck*, AP: *A. polyacantha*, CL: *C. lusitanica*, LL: *L. leucocephala*, PG: *P. guajava*, PS: *P. sylvestris*, SG: *S. guineense*, SSI: *S. siamea*, SSp: *S. spectabilis*. 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).

3.5 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 5.4**). 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 5.4**).

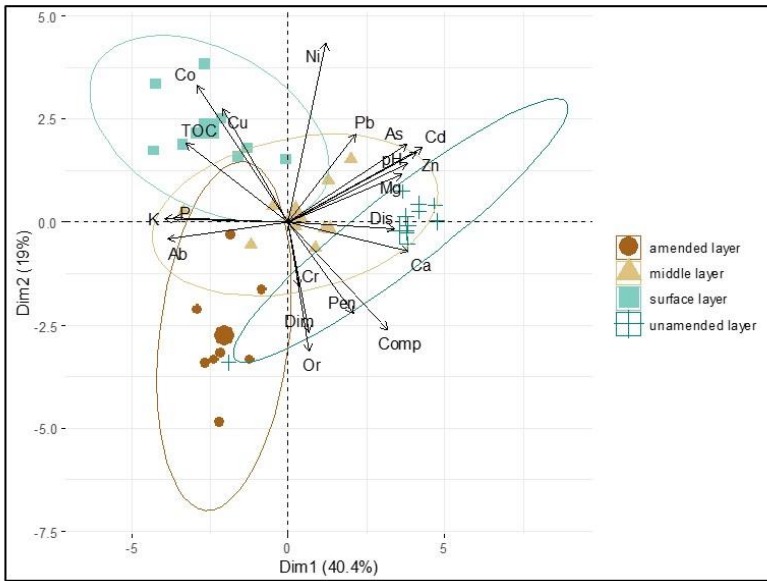


Figure 5.4 : Principal coordinate analysis (PCoA) of root parameters according to the physicochemical characteristics of tailing soil (Ab: abundance of roots, Dim: dimension of roots, Dis: distribution of roots, Or: orientation of roots, Pen: penetration of roots).

4. Discussion

4.1 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 5.1**) 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 5.3**). 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).

4.2 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 5.4**) 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 5.4**), 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 (Shutchka 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).

4.3 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 5.5** 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 5.5 : 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).

5. 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 tailings 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.

6. References

Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. & Cunha-Queda, A.C., 2009. Organic Residues as Immobilizing Agents in Aided Phytostabilization: (I) Effects on Soil Chemical

- Characteristics. *Chemosphere* 74 (10): 1292-1300. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.063>.
- Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) : References Et stratégies d'interprétation*. Programme ASPITET Editions Quae. p 410
- Banza, C.L.N., Nawrot, T.S., Haufroid, V., Decrée, S., De Putter, T., Smolders, E., Kabyla, B.I., Luboya, O.N., Ilunga, A.N., Mutombo, A.M. & Nemery, B., 2009. High Human Exposure to Cobalt and Other Metals in Katanga, a Mining Area of the Democratic Republic of Congo. *Environmental Research* 109 (6): 745-52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.04.012>.
- Bazihizina, N., Redwan, M., Taiti, C., Giordano, C., Monetti, E., Masi, E., Azzarello, E. & Mancuso, S., 2015. Root Based Responses Account for Psidium Guajava Survival at High Nickel Concentration. *Journal of Plant Physiology* 174 (2): 137-46. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.10.011>.
- 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 (14): 13693-705. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5442-2>.
- Brennan, A., Jiménez, E.M., Puschenreiter, M., Albuquerque, J.A. & Switzer, C., 2014. Effects of Biochar Amendment on Root Traits and Contaminant Availability of Maize Plants in a Copper and Arsenic Impacted Soil. *Plant and Soil* 379 (1-2): 351-60. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2074-0>.
- Conesa, H.M., Schulin, R. & Nowack, B., 2007. Laboratory Study on Revegetation and Metal Uptake in Native Plant Species from Neutral Mine Tailings. *Water, Air, and Soil Pollution* 183 (1-4): 201-12. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9369-1>.
- Cuma Mushagalusa, F., 2018. *Mécanismes de structuration des communautés végétales sur les Hautes termitières dans la plaine de Lubumbashi (RD Congo)*. PhD Thesis. DR Congo: University of Lubumbashi. p. 181.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R. & Huang, J.W., 1995. Phytoremediation of Contaminated Soils. *Trends in Biotechnology* 13 (9): 393-97. [https://doi.org/10.1016/S0167-7799\(00\)88987-8](https://doi.org/10.1016/S0167-7799(00)88987-8).
- Delecour F. & Kindermans M., 1977. *Manuel de description des sols*. Faculté des Sciences Agronomiques l'Etat Service la Sci du Sol, 62.
- Dudka, S. & Adriano, D.C., 1997. Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review. *Journal of Environmental Quality* 26 (3): 590-602. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030003x>.
- Elderfield H., 2000. *Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong: Springer-Verlag p. 398, ISBN: REIMANN, C. & CARITAT P. de. 1998.
- Festin E.S., 2020. *Post-mining restoration in Zambia. screening native tree species for phytoremediation potential*. Ph.D. Thesis. In: Faculty of Forest Science, Southern Swedish Research Centre, Alnarp. p. 77.

- Festin, S.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 (novembre): 118-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.010>.
- Ginocchio, R., León-Lobos, P., Arellano, E.C., Anic, V., Ovalle, J.F. & Baker, A.J.M., 2017. Soil Physicochemical Factors as Environmental Filters for Spontaneous Plant Colonization of Abandoned Tailing Dumps. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (15): 13484-96. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8894-8>.
- Gómez-Sagasti, M.T., Alkorta, I., Becerril, J.M., Epelde, L., Anza, M. & Garbisu, C., 2012. Microbial Monitoring of the Recovery of Soil Quality During Heavy Metal Phytoremediation. *Water, Air, & Soil Pollution* 223 (6): 3249-62. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1106-8>.
- Guittonny-Larchevêque, M. & Pednault, C., 2016. Substrate Comparison for Short-Term Success of a Multispecies Tree Plantation in Thickened Tailings of a Boreal Gold Mine. *New Forests* 47 (5): 763-81. <https://doi.org/10.1007/s11056-016-9543-7>.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, FL : CRC Press
- Kambing'a M.K. & Syampungani S., 2012. Performance of Tree Species Growing on Tailings Dam Soils in Zambia: A Basis for Selection of Species for Re-Vegetating Tailings Dams. *J Environ Sci Eng* 1(7B):827
- 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 (février): 1406-13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.131>.
- 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 (1): 243-59. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.013>.
- Kidd, P., Mench M., Alvarez-López, V., Bert, V., Dimitriou, J., Wolfgang, FH. & Rolf Herzig, R., 2015. Agronomic Practices for Improving Gentle Remediation of Trace Element-Contaminated Soils. *International Journal of Phytoremediation* 17 (11): 1005-37. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.1003788>.
- Kien, C.N., Noi, N.V., Son, L.T., Ngoc, H.M., Tanaka, S., Nishina, T. & Iwasaki, K., 2010. Heavy Metal Contamination of Agricultural Soils around a Chromite Mine in Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition* 56 (2): 344-56. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00451.x>.
- Kitobo W.S., 2009. *Dépollution Et Valorisation Des Rejets Miniers Sulfure's Du Katanga. Cas Des Tailings De L'ancien Concentrateur De Kipushi* (Doctoral Dissertation. Thèse De Doctorat. Faculté des Sciences Appliquées. Université de Liège, Belgique. p. 254.
- 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 (avril): 190-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.027>.
- 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 (juin): 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019>.
- Mendez, M.O. & Maier, R.M. 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives* 116 (3): 278-83. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>.
- Mollon, L.C., Norton, G.J., Trakal, L., Moreno-Jimenez, E., Elouali, F.Z. & Hough, R.L., Beesley, L., 2016. Mobility and Toxicity of Heavy Metal (Loid)s Arising from Contaminated Wood Ash Application to a Pasture Grassland Soil. *Environmental Pollution* 218 (novembre): 419-27. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.021>.
- New T.R., 1984. *A Biology of Acacias*. In: *A Biology of Acacias*. Oxford: Oxford University Press in Association With La Trobe University Press.
- Perlatti, F., Ferreira, T.O., da Costa Roberto, F.A., Romero, R.E., Sartor, L.R. & Otero, X.L. 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* 74 (6): 5427-41. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4556-7>.
- Perry, T.C., Divan, A.M., Raya Rodriguez, M.T. & Lúcia Atz, V., 2010. Psidium Guajava as a Bioaccumulator of Nickel around an Oil Refinery, Southern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73 (4): 647-54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.10.001>.
- Pilon-Smits, E., 2005. PHYTOREMEDIATION. *Annual Review of Plant Biology* 56 (1): 15-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>.
- 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 (janvier): 43-55. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.07.012>.
- Pulford, I.D. & 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).
- Rana, V. & Maiti, S.K., 2018. Differential Distribution of Metals in Tree Tissues Growing on Reclaimed Coal Mine Overburden Dumps, Jharia Coal Field (India). *Environmental Science and Pollution Research* 25 (10): 9745-58. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1254-5>.
- Shutcha, 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 (6): 616-32. <https://doi.org/10.1080/15226510903390411>.
- Shutchka, 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. & Colinet G., 2018. Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi. In: Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomie Gembloux. pp 215-228.
- Titshall, L.W., Hughes, J.C. & Bester, H.C., 2013. Characterisation of Alkaline Tailings from a Lead/Zinc Mine in South Africa and Evaluation of Their Revegetation Potential Using Five Indigenous Grass Species. *South African Journal of Plant and Soil* 30 (2): 97-105. <https://doi.org/10.1080/02571862.2013.807361>.
- Wong J.W.C., Ip C.M. & Wong M.H., 1998. Acid-forming capacity of Pb-Zn mine tailings and its implications for mine rehabilitation. *Environ Geochem Health* 20:149–55. doi: 10.1023/A:1006589124204
- Wong, M., 2003. Ecological Restoration of Mine Degraded Soils, with Emphasis on Metal Contaminated Soils. *Chemosphere* 50 (6): 775-80. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1).

Discussion générale

Cette étude s'est focalisée sur cinq objectifs. Les deux premiers objectifs étaient de faire un point sur l'état d'avancement des études de phytoremédiation en Afrique tropicale et d'évaluer les attentes des habitants par rapport aux services écosystémiques que les arbres peuvent fournir dans les milieux habités, ceux-ci font l'objet du premier point de la discussion ; le troisième objectif qui était d'évaluer les pratiques agronomiques utilisées pour la plantation d'arbres et la performance des espèces ligneuses installées dans les milieux contaminés, est développé dans le deuxième point de la discussion et enfin les quatrième et cinquième objectifs étaient d'évaluer les fonctions écosystémiques réalisées par les arbres implantés sur le bassin de décantation et d'étudier le risque de contamination lié à l'utilisation des produits des arbres (feuilles, fruits, bois et charbons) issus des milieux pollués. Ceux-ci sont intégrés dans le troisième point de la discussion générale. Les recommandations et perspectives terminent ce document.

1. Les arbres pour améliorer la production des SE dans les sites pollués de l'ACK : le choix en fonction des attentes et du niveau de pollution des quartiers ?

Les recherches en phytoremédiation des sites pollués par les éléments traces métalliques en Afrique tropicale ont drastiquement augmenté durant ces deux dernières décennies et des progrès notables ont été enregistrés sur l'identification d'espèces candidates pour la phytostabilisation, la phytoextraction ou la rhizofiltration. En effet, de nombreuses études ont pu mettre en évidence la faisabilité de l'installation de végétations sur des sites pollués en métaux traces, le plus souvent facilitée par l'application d'amendements organiques et/ou inorganiques (**Table 1.1**) (Shutchka et al., 2010 ; 2015 ; Festin et al., 2019 ; Odoh et al., 2019). Toutefois, la plupart de ces recherches sont encore expérimentales et les essais sont réalisés à l'échelle de la station ; l'implémentation à grande échelle (que ce soit avec les espèces herbacées ou ligneuses) est encore très limitée (Festin et al., 2019 ; Odoh et al., 2019).

Les recherches réalisées sur la phytoremediation des sites pollués en éléments traces métalliques au sein de l'Arc cuprifère Katangais (ACK) ont principalement été orientées vers l'utilisation d'espèces herbacées tolérantes de la flore cuprocobalticole (Shutchka et al., 2010 ; 2015 ; Boisson et al., 2015 ; Faucon et al., 2016). Les résultats issus de ces essais sont encourageants quant à l'utilisation de certaines espèces de la flore du cuivre dans la phytoremediation pour l'installation durable de couvertures végétales sur les sites pollués de l'arc cuprifère. Néanmoins, si ces végétations herbacées métallobytes permettent de répondre aux préoccupations environnementales et de limiter la dispersion environnementale des métaux, elles ne permettent pas d'améliorer la production d'autres services écosystémiques et principalement ceux d'utilisation directe de la biomasse végétale auprès des populations habitant les quartiers sujets à des pollutions liées à l'activité minière (cfr **Chapitre 2**).

Les plantations d'arbres sont connues pour leur capacité à contribuer à l'amélioration des services écosystémiques produits par les végétations installées dans le cadre de projets de phytoremediation. Très peu d'études ont abordé l'utilisation des plantes ligneuses pour la phytoremédiation des sites pollués dans l'ACK et elles sont le plus souvent restées à l'échelle d'essais en pots (Kaumbu, 2010 ; Mwanasomwe, 2012 ; Mpundu et al., 2018). Toutefois, les observations personnelles ont mis en évidence que des initiatives de plantations ont été mise en œuvre par des habitants des quartiers pollués (notamment à Gécamines-Penga Penga) ou alors par la Gécamines sur le bassin de décantation de Kipushi.

Les investigations réalisées dans le cadre de la présente étude ont mis en évidence quelques différences entre les services écosystémiques (SE) attendus des plantations d'arbres entre les quartiers pollués et non pollués (**Table 2.2**). Le quartier Penga Penga a présenté un profil différent en ce qui concerne la proportion de personnes ayant cité la production de fruits comestibles et la réduction des poussières de l'air comme SE attendus de la plantation des arbres. En effet, la production des fruits comestibles est le SE qui a été cité avec la plus grande pondération pour l'ensemble des personnes interrogées, particulièrement dans les deux quartiers non pollués (> 90 %) et à GCM (> 78%). Seuls 50% de personnes interrogées à Penga Penga ont cité la production de fruits comestibles comme SE attendu. Par ailleurs, l'effet brise-vent et la fourniture d'ombre (le rafraîchissement local de l'air) sont cités comme des SE de régulation et de soutien les plus attendus d'une plantation d'arbres alors que la réduction des poussières dans l'air n'a été citée que dans les deux quartiers pollués. Ce résultat indique une différence dans les attentes des populations en fonction de leur lieu de résidence, et partant des problèmes environnementaux auxquels elles sont confrontées. Les résultats sur les pratiques agronomiques développées pour la plantation d'arbres (voir chapitre 3), et qui sont discutés plus en détails dans les paragraphes ci-dessous, soutiennent cette thèse d'une priorisation différente des SE attendus de la plantation d'arbres entre les zones polluées et les zones non polluées. Signalons que la préférence marquée pour les arbres fruitiers dans les quartiers concernés par l'étude rentre dans la logique des descriptions faites par Shackleton et al. (2015) comme un indicateur du niveau de vie modeste de la population, où le choix des habitants vivant dans les quartiers modestes porte sur les arbres fruitiers, tandis que celui des habitants des quartiers riches est principalement porté sur les arbres à vertus esthétiques.

Les résultats montrent que le nombre d'arbres et le nombre d'espèces sont bien plus importants dans les quartiers non pollués comparativement aux quartiers pollués (**Figures 2.1 et 2.2, Table 2.3**). Considérant que des quartiers d'âges similaires ont été comparés, cette situation est expliquée par les difficultés éprouvées par les habitants à planter des arbres dans les quartiers pollués par l'activité minière. Le cortège d'arbres présents à Penga Penga, avec une présence d'*A. auriculiformis* plus importante comparativement aux autres quartiers, soutient la thèse de difficultés plus importantes à mettre en culture des arbres dans les quartiers pollués en métaux traces. En effet, *A. auriculiformis* a montré de meilleures aptitudes à s'établir dans des sols à fortes concentrations en métaux dans les essais entrepris dans la présente étude ainsi que dans des études précédentes (Mwanasomwe, 2012 ; Mpundu et al., 2018).

Les attentes en production de fruits semblent être prises en compte dans le choix des arbres plantés dans les différents quartiers, avec 77% d'espèces à vocation fruitière sur l'ensemble des arbres plantés dans les quartiers concernés par l'étude. Bien que les espèces fruitières inventoriées puissent fournir plusieurs SE à la fois, il paraît important de mieux cibler le choix des arbres pour mieux optimiser les SE fournis par les arbres en milieu urbain. Ceci est particulièrement vrai pour le quartier Penga Penga où *A. auriculiformis* a été inventorié comme espèce non fruitière la plus abondante, ne produisant pas de fruits comestibles (du moins localement). Son choix est principalement guidé par le besoin de planter des arbres dans les conditions extrêmes de pollution de sols. Toutefois, il s'agit d'une espèce répertoriée comme invasive et pourrait nuire à la biodiversité localement. Ce disservice, ainsi que d'autres répertoriés pour d'autres espèces, devraient être davantage pris en compte dans le choix des espèces d'arbres à planter dans les sites pollués.

En définitive, les résultats du présent travail montrent que le choix des espèces ligneuses pour améliorer les SE dans les quartiers pollués et rencontrer les attentes des populations exige une diversité spécifique et fonctionnelle en intégrant les catégories suivantes : des espèces à fruits comestibles, des espèces d'ombrage et à fort potentiel de rafraîchissement local de l'air, des espèces à forte capacité de rétention des poussières, des espèces à gros fûts et houppiers pour assurer un effet brise-vent, etc. En milieu péri-urbain et sur des aires publiques, on peut ajouter des espèces à potentiel intéressant pour la production de charbon de bois, des espèces à bois d'œuvre, des espèces clés de voûte ou assurant la facilitation d'autres espèces... (**Figure 2.3**). Ce choix devrait, bien entendu, tenir compte des caractéristiques des plantes requises pour la phytostabilisation, (Pulford et Watson, 2003 ; Mendez et Maier, 2008 ; Gomez-Sagasti et al., 2012 ; Festin et al., 2019) : un développement racinaire et une biomasse importante en milieux riches en éléments traces, une couverture permanente du sol et une translocation d'éléments traces racine-feuilles aussi faible que possible afin de limiter le transfert des métaux dans la chaîne alimentaire.

2. Des pratiques agronomiques et performances des arbres différentes entre les quartiers pollués et non pollués de Lubumbashi

La phytostabilisation est rarement implantée (sauf faible concentration en métaux) sans l'utilisation d'amendements visant à corriger les paramètres physico-chimiques et diminuer l'exposition (ADEME, 2012 ; Lee et al., 2014 ; Labidi et al., 2017). L'approche combinant des enquêtes auprès des habitants, des mesures de traits de plantes et des analyses minérales a été intéressante pour appréhender la pertinence et l'intérêt des pratiques adoptées par les habitants des quartiers pour planter les arbres dans un contexte de pollution.

Les résultats de l'enquête menée dans cette étude ont montré que certains habitants de Penga Penga ont développé des pratiques pour assurer l'installation des arbres dans leurs parcelles malgré les niveaux élevés de concentration des métaux traces dans le

sol. Les difficultés de plantation des arbres ont poussé les habitants à adopter des pratiques agronomiques différentes de celles appliquées par les habitants de Kalebuka (**Chapitre 3**). En effet, près de 80% des habitants de Penga Penga utilisent des amendements lors de la plantation des arbres alors que seulement 41 % des personnes interrogées à Kalebuka utilisent les amendements (**Figure 3.2**). Bien que les déchets ménagers et le sol venant des poubelles soient les plus utilisés dans les deux quartiers, les habitants de Penga Penga utilisent une plus grande diversité d'amendements (10 à Penga Penga vs 4 à Kalebuka) (**Table 3.2**) et ils les enfouissent dans des trous de plantations plus profonds que ceux de Kalebuka (**Figure 3.1**). Par exemple, l'utilisation de sol de termitière comme amendement a été indiquée uniquement par les personnes interrogées à Penga Penga.

Nous n'avons pas été capables de considérer l'effet bénéfique des amendements organiques et minéraux sur la survie et la croissance des plantes à Penga Penga comme rapportés dans les essais précédents (Shutchu et al., 2010 ; 2015 ; Mpundu et al., 2018), et considérant les propriétés physico-chimiques des termitières (Mujinya et al., 2011 ; Cuma Mushagalusa et al., 2018), on peut aisément comprendre le choix et l'application des amendements par les personnes interrogées à Penga Penga. Les résultats sur les traits dendrométriques (hauteur et DHP) soutiennent le choix et l'utilisation des amendements, car les meilleures performances de hauteur et DHP élevés ont été associées à l'utilisation d'amendements (**Figure 3.4**), indiquant un niveau de stress plus faible (Meeinkuirt et al., 2012; Ciernikova et al., 2021 ; Mwanasomwe et al., 2022). Les meilleures performances ont aussi été associées au site de Kalebuka, qui est moins riche en métaux en comparaison au site de Penga Penga, l'effet lié à la toxicité métallique qui est plus élevée à Penga Penga (4 à 9 fois plus élevée pour le Cu) serait la cause principale de cette différence de performance (Cornelissen et al., 2003 ; Mpundu et al., 2014 ; Costa-Saura et al., 2016).

Les corrélations n'ont pas pu être établies correctement entre les valeurs des traits mesurés (hauteur et DHP) sur les plantes et les concentrations en métaux dans le sol et devraient être mieux mis en évidence dans les futures études. Néanmoins, les analyses minérales ont montré que les concentrations les plus élevées dans les séries de données ont été globalement observées à Penga Penga par rapport à Kalebuka. Ceci met en évidence une exposition plus élevée aux éléments trace métalliques des arbres implantés à Penga Penga. Les concentrations plus élevées de métaux traces observées dans les écorces des arbres comparativement aux feuilles, fruits et bois sont normales et liées à une plus grande exposition aux poussières environnantes. Les fruits et les bois ont été les organes avec les concentrations en métaux les plus faibles, justifié par leur plus faible exposition aux métaux et la faculté de la plante à stocker plus de métaux dans un organe plutôt que dans un autre (Laureysens et al., 2004 ; Tomasevic et al., 2011 ; Madeira et al., 2012). Toutefois, la concentration de Co dans les fruits de *P. guajava* (2 mg kg^{-1}) à Penga Penga a dépassé la gamme de valeur seuil ($0.02 - 1 \text{ mg kg}^{-1}$). En définitive, les résultats de cette étude montrent que de manière implicite ou directe, les habitants de quartiers pollués sont conscients des problèmes environnementaux et capables d'adopter des pratiques culturelles capables d'assurer des plantations d'arbres afin d'améliorer la production des SE à l'échelle de leurs parcelles d'habitation. Toutefois, il persiste un besoin réel d'améliorer les itinéraires

techniques pour réduire le niveau de stress qu'ils subissent et proposer une plus grande gamme d'espèces à cultiver. En plus, même si ce risque de contamination n'est pas signalé sur les fruits d'autres espèces (*M. indica* et *P. americana*) et sur les autres métaux, il est nécessaire qu'une quantité des fruits à consommer dans le temps soit déterminée pour éviter toute intoxication.

3. Fonctions écosystémiques fournies et amélioration de la production des SE dans les sites pollués par les activités minières

Quinze années après l'implantation d'arbres sur le bassin de décantation (BDD) à Kipushi, l'étude s'ajoutant à celle effectuée à Lubumbashi, a montré des résultats portant sur la performance des arbres au niveau aérien et souterrain, la facilitation de la révégétalisation spontanée, la limitation de la diffusion des métaux traces du sol et l'étude sur la possibilité de produire des fruits et du bois-énergie sain en milieux riches en métaux traces.

Il n'a pas été possible de fournir les résultats sur la survie des espèces par manque d'information sur le nombre d'espèces d'arbres plantées (les documents n'ayant pas été bien préservés par les techniciens du projet). Dix espèces ayant différents nombres d'individus ont été inventoriées : *A. auriculiformis*, *A. polyacantha*, *A. lebeck*, *C. lusitanica*, *L. leucocephala*, *P. sylvestris*, *P. guajava*, *S. siamea*, *S. spectabilis* et *S. guineense* (Table 4.1) dominées par un nombre largement élevé d'individus adultes et jeunes de *L. leucocephala*. L'augmentation drastique des individus jeunes et adultes de *L. leucocephala* justifie que l'espèce est en train de devenir de plus en plus envahissante dans ce peuplement et il serait souhaitable d'éviter son utilisation dans le programme de phytostabilisation (Richardson et Rejmánek, 2011 ; de Sousa Machado et al., 2020). En revanche, *A. lebeck*, *A. polyacantha*, *P. guajava* et *S. spectabilis* ont eu une régénération équilibrée avec le nombre de jeunes en cours d'augmentation. La régénération des espèces sur le sol pollué est un trait à considérer sur les espèces utilisées dans la phytostabilisation en milieu pollué périurbain (Madejon et al., 2006 ; Perrino et al., 2014) pour sa contribution à l'augmentation de la densité et de la viabilité de l'écosystème. La hauteur et le DHP moyens plus élevés étaient 6,7 m et 21,9 cm respectivement et une hauteur dominante de 8,6 m dominés par *A. auriculiformis*. Toutefois, comparé à un peuplement d'*A. auriculiformis* sur le sol normal dont la hauteur dominante atteignait 17 m pour le même âge (Procès et al., 2017), ceci prouve clairement l'état de stress dans lequel vivent les arbres dans cet environnement.

La facilitation à la révégétalisation spontanée contribue à la diversité spécifique locale et la viabilité de l'écosystème créé en milieu pollué (Mendez et Maier, 2008). Ainsi, l'amélioration de la phytostabilisation passe par la sélection d'espèces pouvant faciliter l'établissement d'autres espèces végétales, ces espèces implantées sont alors appelées « espèces clé de voute » (Navarro-Cano et al., 2018). *P. guajava*, *A.*

polyacantha, *A. auriculiformis*, *L. leucocephala* et *A. lebbeck* ont fortement contribué à la diversité spécifique dans ce milieu à cause de la richesse spécifique et le taux de recouvrement des espèces installées naturellement en-dessous de leur voûte (**Table 4.3 et 4.4**). Ceci est lié à l'effet synergique vis-à-vis de la diversité locale, toutefois, la contribution des amendements sur cette facilitation est aussi à prendre en compte (Cordova et al., 2011).

La plantation d'arbres dans le trou de plantation rempli d'amendements contribue fortement à la réussite de leur implantation dans le milieu caractérisé par un stress abiotique lié à la concentration en éléments traces très élevée, le pH extrême et une instabilité physique du sol (Conesa et al., 2007) ; ce qui s'appelle alors la phytostabilisation aidée (Lee et al., 2014 ; Labidi et al., 2017). Le risque de cette procédure est que les racines des plantes puissent seulement se contenter de la partie du sol où les conditions sont meilleures et ne pas explorer des zones présentant de fortes limitations chimiques (ex. la toxicité des métaux) ou physique (ex. la compaction du sol) ce qui peut être fatal sur la viabilité des plantes à long terme. Malgré que les couches amendées (avec la matière organique et le sol de surface) soient encore plus riches en macronutriments (P, K, Mg et Ca) et ont favorisé le développement d'abondantes racines des arbres, un faible nombre de racines de toutes dimensions s'est développé dans la couche des rejets. Comme rapporté par Guittonny-Larchevêque et Pednault (2016), un enracinement plus élargi dans ces conditions indique la possibilité de survie à long terme des arbres sur le BDD. Il convient de noter que *A. polyacantha* et *P. guajava* ont été les espèces qui ont développé une quantité de racines plus élevée dans la couche des rejets (15 – 75 racines dm^{-2}) comparativement aux huit autres espèces (< 15 racines dm^{-2}). Ces deux espèces avaient aussi été indiquées par Kambing'a et Syampungani (2012), Bazihizina et al. (2015), Perlatti et al. (2015) et Festin et al. (2019) comme des espèces très tolérantes aux sols riches en métaux (**Table 5.4 et Figure 5.2**).

L'effet phytostabilisateur de cette plantation d'arbres dans ce milieu pollué était étudié à travers la comparaison des teneurs en éléments chimiques (macronutriments et éléments traces métalliques) dans le sens vertical (profondeur de 0 – 60 cm) et horizontal (sol végétalisé et le sol nu). Aucun effet d'amélioration de la fertilité du sol lié à la plantation d'arbres n'a été signalé, ceci serait dû au fait que la végétation installée n'a pas encore produit assez de matière organique pouvant enrichir le sol dans les couloirs, surtout que la végétation plus dense était observée autour des pieds des arbres et non dans les couloirs où les échantillons de sols ont été collectés, toutefois, la faible abondance des microorganismes qui caractérisent les sols contaminés serait aussi l'une des causes (Renella et al., 2008). Pour ce qui concerne les éléments traces, le sol végétalisé présentait globalement des concentrations en Cu, Co et Zn plus élevées que le sol nu, ce qui peut paraître comme un effet de limitation de la dispersion des métaux lié à la couverture végétale (**Figure 4.2**). Ce résultat est en conformité avec celui de Shutcha et al. (2015) qui ont justifié cela par l'action de l'érosion sur le sol nu où les éléments traces sont en permanence transportés vers d'autres milieux, augmentant ainsi le risque de l'élargissement de la contamination (Yukselen et al., 2002 ; Kien et al., 2010). Par ailleurs, Castaldi et al. (2009) avaient observé une augmentation de la concentration en Cd et Zn disponible du sol dans la

culture du pois, soulignant que la concentration disponible sous un sol végétalisé dépend aussi d'une espèce à l'autre, comme rapporté par Jacob et Otte (2004) que les racines des plantes (par la sécrétion de protons, acides organiques, phytochélatines, acides aminés et enzymes) et les microorganismes du sol sont capables d'augmenter la biodisponibilité de certains métaux dans la rhizosphère, surtout à pH neutre.

La concentration en éléments traces au sein des espèces d'arbres installées en milieu périurbain, BDD de Kipushi, (*A. auriculiformis*, *A. polyacantha*, *A. lebbeck*, *C. lusitanica*, *L. leucocephala* et *S. guineense*) a montré les mêmes tendances que celles des milieux urbains avec des concentrations en métaux plus élevées dans les écorces et moins élevées dans le bois, ce qui n'est pas inquiétant étant donné que l'organe le plus utile dans ce milieu est le bois ; toutefois, la concentration Co et Zn dans les écorces a été supérieure à celle des espèces d'arbres à Penga Penga. Oliva et Mingorance (2006) avaient suggéré que le bois pouvait accumuler des éléments traces provenant principalement du sol et que sa concentration en métaux ne reflète pas la pollution atmosphérique, alors que l'écorce peut accumuler des polluants atmosphériques par le biais de dépôts humides et secs et s'est avérée être un bon bioindicateur pour la surveillance de la pollution atmosphérique.

La restauration/régénération des gains économiques et d'autres services écosystémiques sont des bénéfices d'une phytoremédiation plus durable (Burges et al., 2018). Cette étude a montré qu'il est possible de récolter du bois et faire du charbon. Toutefois, les concentrations en métaux ont été très faibles dans le bois, mais plus élevées dans le charbon de bois issu des sites pollués et même des sites non pollués. Ceci est probablement dû à la perte des matières fraîches du bois (effet de la carbonisation), ce qui peut entraîner une augmentation de la concentration des métaux, étant donné qu'ils ne se volatilisent pas ou peu, ou encore à une contamination des charbons de bois par les particules de sol (Oliva et Mingorance, 2006) pendant la carbonisation, étant donné que le contexte pédogéochimique de cette région est caractérisé par des sols riches en métaux traces (Shutchka et al., 2018) (**Table 4.8**). Maitriser la concentration des métaux dans la cendre des charbons devient nécessaire, étant donné que cette dernière est utilisée comme amendements dans les jardins ménagers. Toutefois, Mollon et al. (2016) avaient suggéré que lorsque les amendements sont associés au fumier ou au compost, la matrice d'acides humiques de la matière organique et l'effet alcalin de la cendre augmentent le pH du sol tout en diminuant considérablement la mobilité des métaux dans le sol et leur absorption par les plantes.

4. Recommandations et perspectives

Les différentes études menées dans ce travail ont montré que le choix opéré sur les espèces ligneuses pour la phytostabilisation doit tenir compte de leur performance en milieu pollué et des services écosystémiques que celles-ci peuvent fournir selon que l'on se trouve en milieu urbain ou périurbain (habité ou non habité). Sur base des résultats obtenus, de la revue de la littérature et de l'observation personnelle des espèces sur le terrain, différentes espèces ligneuses sont proposées comme bonnes candidates pour la phytostabilisation (**Table 1**). Ce tableau suggère une utilisation

équilibrée des espèces natives et exotiques dans les milieux pollués périurbains, ceci répondrait mieux au besoin de mise en valeur de la biodiversité locale et d'éviter les risques d'invasion des espèces exotiques (Pejchar et Mooney, 2009).

Il est nécessaire de mettre en expérimentation plus d'espèces natives en vue promouvoir celles pouvant bien répondre aux critères de phytostabilisation.

Il serait, en outre important de mener des études détaillées pour évaluer la concentration de tous les éléments traces contaminant des sols de l'ACK (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, As et Mn) dans les fruits murs de toutes les espèces à fruits comestibles (*P. americana*, *M. indica*, *P. guajava*, *C. lemon* et *S. guineense*) rencontrées dans les milieux fortement contaminés en comparaison avec les milieux non contaminés, de déterminer les doses hebdomadaires tolérables à consommer afin d'écarter tout risque toxicologique. En outre, les teneurs en éléments traces dans les cendres de bois de chauffe et de charbon de bois issus des sites contaminés et non contaminés de cette région minière devraient être analysées en comparaison avec des seuils de concentration acceptables dans les amendements organiques.

Par ailleurs, l'accessibilité aux amendements à appliquer est un facteur à prendre en compte pour des opérations de phytostabilisation à grande échelle. Ainsi, les recommandations suivantes sont proposées : i) tester les différentes quantités d'amendements ou profondeurs des trous (sur la gamme allant de 25 à 100 cm) en vue de trouver la quantité ou la profondeur optimale pour la bonne implantation des espèces, ii) mélanger les amendements organiques avec le sol non contaminé fertile pour surmonter l'obstacle dû à l'inaccessibilité aux grandes quantités d'amendements organiques et iii) utiliser les amendements issus des déchets organiques urbains peut être un atout pour les opérations de phytostabilisation sur de vastes étendues polluées.

Table 1 : Espèces ligneuses candidates pour la phytostabilisation en milieu pollué urbain et périurbain de l'arc cuprifère katangais.

Milieu	Espèce	Performance	Services	Disservices
Milieu pollué urbain	<i>Albizia lebbbeck</i>	bonne	ombrage, brise-vent, ornemental	-
	<i>Delonix regia</i>	moyenne	ombrage et ornemental	-
	<i>Mangifera indica</i>	bonne	aliment, ombrage, brise-vent, propriété médicinale	risque de contamination des fruits
	<i>Moringa oleifera</i>	moyenne	aliment, propriété médicinale	-
	<i>Persea americana</i>	très bonne	aliment, ombrage, brise-vent, propriété médicinale	risque de contamination des fruits
	<i>Senna siamea</i>	moyenne	ombrage et ornemental, propriété médicinale	-
	<i>Senna spectabilis</i>	moyenne	ombrage et ornemental	-
	<i>Syzygium guineense</i>	bonne	aliment, ombrage, brise-vent	risque de contamination des fruits
Milieu pollué périurbain	<i>Acacia polyacantha</i>	très bonne	bois de chauffe, charbon de bois, clé de voûte	arbre épineux
	<i>Albizia lebbbeck</i>	bonne	bois de chauffe, charbon de bois	-
	<i>Brachystegia spiciformis</i>	moyenne	bois de chauffe, charbon de bois	-
	<i>Julbernardia paniculata</i>	moyenne	bois de chauffe, charbon de bois	-
	<i>Psidium guajava</i>	très bonne	clé de voûte	risque de contamination des fruits
	<i>Syzygium guineense</i>	bonne	bois de chauffe et charbon de bois	risque de contamination des fruits

5. Références

- ADEME, 2012. Phytotechnologies appliquées aux sites pollués. Journée technique nationale – Paris 7^{ème}, Recueil des interventions p115.
- Baker, A.J. & Brooks, R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126
- Bazihizina, N., Redwan, M., Taiti, C., Giordano, C., Monetti, E., Masi, E., et al., 2015. Root Based Responses Account for Psidium Guajava Survival at High Nickel Concentration. *J Plant Physiol*, 174:137–46. doi: 10.1016/j.jplph.2014.10.011
- 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 (8): 480-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.080>
- Castaldi, P., Melis, P., Silvetti, M., Deiana, P. & Garau, G., 2009. Influence of pea and wheat growth on Pb, Cd, and Zn mobility and soil biological status in a polluted amended soil. *Geoderma*, 151(3-4), 241-248. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.009>
- Čierniková, M., Vykouková, I., Orfánus, T. & Masarovičová, E., 2021. Functional Traits of Plant Species Suitable for Revegetation of Landfill Waste from Nickel Smelter. *Applied Sciences* 11 (2): 658. <https://doi.org/10.3390/app11020658>
- Conesa, H.M., Schulin, R. & Nowack, B., 2007. A Laboratory Study on Revegetation and Metal Uptake in Native Plant Species from Neutral Mine Tailings. *Water, Air, and Soil Pollution* 183 (1-4): 201-12. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9369-1>
- Córdova, 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(1):135–44. doi: 10.1016/j.geoderma.2011.07.022
- Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P. B. Reich, et al., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51, 335
- Costa-Saura, J.M., Martínez-Vilalta, J., Trabucco, A., Spano, D. & Mereu, S., 2016. Specific Leaf Area and Hydraulic Traits Explain Niche Segregation along an Aridity Gradient in Mediterranean Woody Species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 21 (8): 23-30. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.05.001>

- Cuma Mushagalusa, F., 2018. *Mécanismes de structuration des communautés végétales sur les Hautes termitières dans la plaine de Lubumbashi (RD Congo)*. PhD Thesis. DR Congo: University of Lubumbashi. p. 181
- Cuma Mushagalusa, F., Bauman, D., Mujinya Bazirake, B., Mleci, Y., Kalenga, M., Ngoy Shutcha, M. & Meerts, P., 2018. Edaphic specialization in relation to termite mounds in Katanga (DR Congo): A reciprocal transplant experiment with congeneric tree species. *Journal of vegetation science*, 29(5), 921-932. <https://doi.org/10.1111/jvs.12675>
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Puschenreiter, M., Mench, M., Bert, V., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Li, X.N., Weyens, N., Witters, N. & Vangronsveld, J., 2016. Brownfields to Green Fields: Realising Wider Benefits from Practical Contaminant Phytomanagement Strategies. *Journal of Environmental Management* 184 (décembre): 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.028>
- Dubourguier H-C, Petit D, Deram A & Logeay, C., 2001. *Le phytomanagement: éléments de synthèse*. Pôle de compétence sites et sédiments pollués, Lille.
- Faucon, M.P., Le Stradic, S., Boisson, S., Séleck, M., Lange, B., Guillaume, D., ... & Mahy, G., 2016. Implication of plant-soil relationships for conservation and restoration of copper-cobalt ecosystems. *Plant and soil*, 403(1), 153-165. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2745-5>
- Festin, E.S., Tigabu, M., Chileshe, M.N., Syampungani, S. & Odén, P.C., 2019. Progresses in Restoration of Post-Mining Landscape in Africa. *Journal of Forestry Research* 30 (2): 381-96. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>.
- Gómez-Sagasti, M.T., Alkorta, I., Becerril, J.M., Epelde, L., Anza, M. & Garbisu, C., 2012. Microbial Monitoring of the Recovery of Soil Quality During Heavy Metal Phytoremediation. *Water, Air, & Soil Pollution* 223 (6): 3249-62. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1106-8>
- Guittonny-Larchevêque, M. & Pednault, C., 2016. Substrate Comparison for Short-Term Success of a Multispecies Tree Plantation in Thickened Tailings of a Boreal Gold Mine. *New Forests* 47 (5): 763-81. <https://doi.org/10.1007/s11056-016-9543-7>
- Houshm, A. & Moraghebi, F. 2011. Effect of mixed cadmium, copper, nickel and zinc on seed germination and seedling growth of safflower. *African Journal of Agricultural Research*, 6(5), 1182-1187. DOI: 10.5897/AJAR10.1033
- Jacob, D. L. & Otte, M.L., 2004. Influence of *Typha latifolia* and fertilization on metal mobility in two different Pb-Zn mine tailings types. *Science of the total environment*, 333(1-3), 9-24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.005>
- Kambing'a M.K. & Syampungani S., 2012. Performance of Tree Species Growing on Tailings Dam Soils in Zambia: A Basis for Selection of Species for Re-Vegetating Tailings Dams. *J Environ Sci Eng* 1(7B):827.
- Kaumbu, K.J-M., 2010. Contribution à une mise en culture des espèces ligneuses fixatrices d'azote (légumineuse) pour la restauration écologique des sols

- contaminés en métaux lourds au Katanga : Cas d'*Albizzia lebeck* (L.) BENT, *Dichrostachys cinerea*, (L.) WIGHT et ARN et *Leucaena leucocephala* (Lam) DE WIT. (Mémoire DEA Faculté des sciences agronomiques Université de Lubumbashi) p50.
- Kien, C.N., Noi, N.V., Son, L.T., Ngoc, H.M., Tanaka, S., Nishina, T. & Iwasaki, K., 2010. Heavy metal contamination of agricultural soils around a chromite mine in Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56(2), 344-356. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00451.x>
- Kunert, N. & Zailaa, J., 2019. Specific Leaf Area for Five Tropical Tree Species Growing in Different Tree Species Mixtures in Central Panama. *New Forests* 50 (6): 873-90. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09706-z>.
- 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 (4): 190-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.027>.
- Laureysens, I, Blust, R., De Temmerman, L., Lemmens, C. & Ceulemans, R., 2004. Clonal Variation in Heavy Metal Accumulation and Biomass Production in a Poplar Coppice Culture: I. Seasonal Variation in Leaf, Wood and Bark Concentrations. *Environmental Pollution* 131 (3): 485-94. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.009>.
- Leblanc, M. & Malaisse, F., 1978. Lubumbashi, un écosystème urbain tropical. Centre international de sémiologie. Université nationale du Zaïre, pp. 152.
- 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 (6): 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.019>.
- Leteinturier, B., Baker, A.J.M. & Malaisse, F., 1999. Early strategies of natural revegetation of metalliferous mine workings in south central Africa: a preliminary survey. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 3, 28-41.
- Liao, X., Fu, Y., He, Y. & Yang, Y., 2014. Occurrence of Arsenic in Fruit of Mango Plant (*Mangifera indica* L.) and Its Relationship to Soil Properties. *CATENA* 113 (2): 213-18. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.07.011>.
- Machado, M.T.D.S., Drummond, J.A. & Barreto, C.G., 2020. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in Brazil: history of an invasive plant. *Estudos Ibero-Americanos* 46 (1): 33976. <https://doi.org/10.15448/1980-864X.2020.1.33976>.
- Madeira, A.C., de Varennes, A., Abreu, M.M., Esteves, C. & Magalhães, M.C.F., 2012. Tomato and Parsley Growth, Arsenic Uptake and Translocation in a

- Contaminated Amended Soil ». *Journal of Geochemical Exploration* 123 (décembre): 114-21. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.04.004>.
- Madejón, P., Domínguez, M.T., Madejón, E., Cabrera, F., Marañón, T. & Murillo, J.M., 2018. Soil-Plant Relationships and Contamination by Trace Elements: A Review of Twenty Years of Experimentation and Monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) Mine Accident. *Science of The Total Environment* 625 (juin): 50-63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.277>.
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Pichtel, J., Phusantisampan, T. & Saengwilai, P., 2016. Influence of Organic Amendments on Phytostabilization of Cd-Contaminated Soil by Eucalyptus Camaldulensis . *ScienceAsia* 42 (2): 83. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2016.42.083>.
- Mendez, M.O. & Maier, R.M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives* 116 (3): 278-83. <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>.
- Mollon, L.C., Norton, G.J., Trakal, L., Moreno-Jimenez, E., Elouali, F.Z., Hough, R.L. & Beesley, L., 2016. Mobility and Toxicity of Heavy Metal(Loid)s Arising from Contaminated Wood Ash Application to a Pasture Grassland Soil. *Environmental Pollution* 218 (11): 419-27. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.021>.
- Mpundu M. M., Useni S. Y., Kimuni L. K. & Colinet G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi (RD Congo). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(3), 367-375.
- Mpundu, M. M., Liénard, A., Shutcha, M. N., Luhembwe, M. N. & 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 Boert J., Collinet G. & Mahy G. 2018. *Anthropisation des paysages Katangais*. Presse Universitaire de Liège. Agronomie Gembloux, pp 177-191.
- Mpundu, M.M., 2010. *Contaminations des sols en Eléments Traces Métalliques à Lubumbashi Katanga/RDCongo*. *Evaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix de solutions de remédiation*. PhD thesis. University of Lubumbashi, DR Congo, pp. 460.
- Mujinya, B.B., Mees, F., Boeckx, P., Bodé, S., Baert, G., Erens, H., ... & Van Ranst, E., 2011. The origin of carbonates in termite mounds of the Lubumbashi area, DR Congo. *Geoderma*, 165(1), 95-105. <https://doi:10.1016/j.geoderma.2011.07.009>
- Mwanasomwe, J.K., 2012. *Sélection des espèces ligneuses pour la phytostabilisation et la valorisation des sols contaminés en ETMs Gécamines/Penga Penga*. (Mémoire DEA Faculté des sciences agronomiques Université de Lubumbashi), p50.
- Mwanasomwe, J.K., Langunu, S., Nkulu, S.N., Shutcha, M.N. & Colinet, G., 2022. Effect of Organic Amendment on the Physicochemical Characteristics of

- Tailings Dam Soil and Root Development of Tree Species, Fifteen Years After Planting. *Frontiers in Soil Science*, 2. 10.3389/fsoil.2022.934999
- 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 (mai): 365-78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.090>.
- Perlatti, F., Ferreira, T. O., da Costa Roberto, F. A., Romero, R. E., Sartor, L. R., & Otero, X. L., 2015. Trace Metal/Metalloid Concentrations in Waste Rock, Soils and Spontaneous Plants in the Surroundings of an Abandoned Mine in Semi-Arid NE-Brazil. *Environ Earth Sci*, 74(6):5427–41. doi: 10.1007/s12665-015-4556-7
- Perrino, E.V., Brunetti, G. & Farrag, K., 2014. Plant Communities in Multi-Metal Contaminated Soils: A Case Study in the National Park of Alta Murgia (Apulia Region - Southern Italy). *International Journal of Phytoremediation* 16 (9): 871-88. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798626>.
- Proces, P., Dubiez, E., Bisiaux, F., Péroches, A. & Fayolle, A., 2017. Production d'Acacia auriculiformis dans le système agroforestier de Mampu, plateau Batéké, République démocratique du Congo. *BOIS ET FORÊTS DES TROPIQUES*, 2017, N°334 (4). <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31489>
- 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)
- Renella, G., Landi, L., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Pietramellara, G., Mench, M., & Nannipieri, P., 2008. Long-term effects of aided phytostabilisation of trace elements on microbial biomass and activity, enzyme activities, and composition of microbial community in the Jales contaminated mine spoils. *Environmental Pollution*, 152(3), 702-712. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.053>
- Rossini Oliva, S. & Mingorance, M.D., 2006. Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution by Aboveground Plant Parts. *Chemosphere* 65 (2): 177-82. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.003>
- Shackleton, S., Chinyimba, A., Hebinck, P., Shackleton, C. & Kaoma, H., 2015. Multiple Benefits and Values of Trees in Urban Landscapes in Two Towns in Northern South Africa. *Landscape and Urban Planning* 136 (4): 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.004>
- Shutcha M.N., Mpundu M.M., Faucon M.P., Ngongo M.L. Visser M., Collinet 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>
- Shutcha N.M., 2010. *Phytostabilisation des sols contaminés en métaux lourds par l'activité minière au Katanga «Cas du quartier Gécamines/Penga Penga contaminés en métaux par les émissions de la fonderie de cuivre de l'Usine*

Gécamines/Lubumbashi» (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat. Université de Lubumbashi)

- Shutchka, M.N., Faucon, M.-P. Kamengwa K.C., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo L. 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 (septembre): 81-90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.062>
- Shutchka, 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. & Colinet G., 2018. Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège-Agronomique Gembloux. pp 215-228
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J.D., Sæbø, A. & Kowarik, I., 2016. Diversification of the Urban Forest—Can We Afford to Exclude Exotic Tree Species? *Urban Forestry & Urban Greening* 18 (août): 237-41. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
- Solanki, R. & Dhankhar, R., 2011. Biochemical Changes and Adaptive Strategies of Plants under Heavy Metal Stress. *Biologia* 66 (2): 195-204. <https://doi.org/10.2478/s11756-011-0005-6>.
- Tomašević, M., Aničić, M., Jovanović, L., Perić-Grujić, A. & Ristić, M., 2011. Deciduous Tree Leaves in Trace Elements Biomonitoring: A Contribution to Methodology. *Ecological Indicators* 11 (6): 1689-95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.017>
- Useni Y.S., André M., Mahy G., Cabala S.K., Malaisse F., Munyemba F.K. & Bogaert J., 2018. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. In : Bogaert J., Gilles C. & Gregory M. (Eds). *Anthropisation des paysages Katangais*. Presses Universitaires de Liège-Agronomique Gembloux. pp 281-296
- Yukselen, M., 2002. Characterization of heavy metal contaminated soils in Northern Cyprus. *Environmental Geology* 42 (6): 597-603. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0556-5>.

Annexes

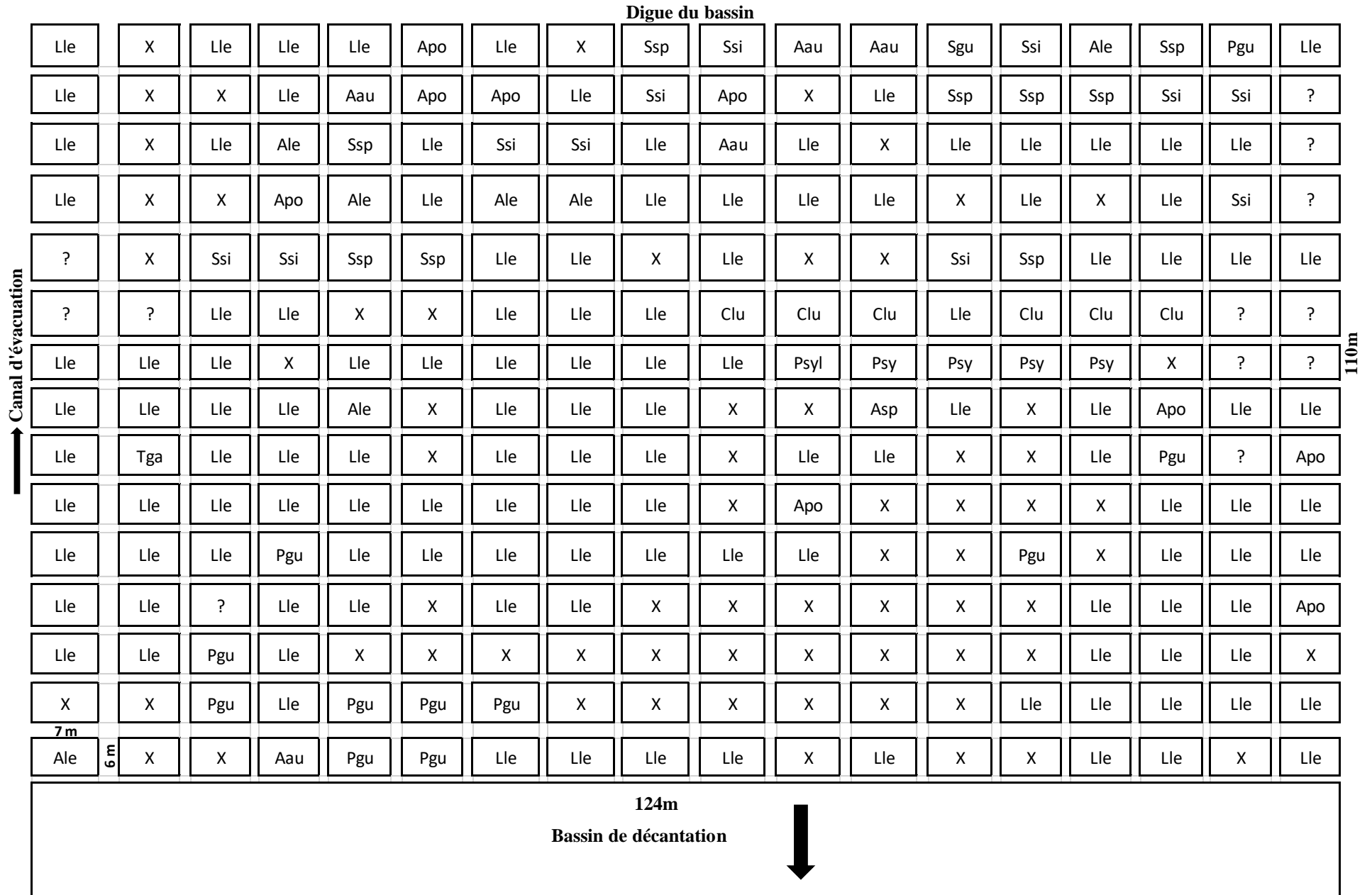
Annex 3: Questionnaire d'enquête (Chapitre 3)

1. Quelle est l'année de l'aménagement dans la parcelle ?
2. Application des amendements pour la plantation d'arbres ?
a. aucun **b.** sol normal **c.** terre de termitière **d.** déchets ménagers **e.** excréments animaux **f.** autre
3. Source d'amendements
a. cercle hippique **b.** ménage **c.** termitière **d.** élevage **e.** poubelle **f.** autre
4. Mode de plantation d'arbres
a. dans le trou de plantation **b.** sur la poubelle **c.** sur l'ancienne fosse septique **d.** autre
5. Depth of plantation
a. 0cm **b.** 25cm **c.** 50cm **d.** 75cm **e.** 100cm **f.** 125cm **g.** 150cm **h.** other
6. Plantation material
a. graine **b.** plantule **c.** bouture **d.** autre
7. Gender of respondents
a. male **b.** female
8. Age de l'enquêté
9. Niveau éducationnel du répondant
a. aucun **b.** gradué **c.** licencié **d.** primaire **e.** secondaire

Annexe 4: Descriptive statistics of socio-demographic characteristics of participants (Chapitre 2 et 3)

Sites	Variables	Options	(%)	Sites	Variables	Options	(%)
Penga Penga	Plot settling period	From 1970 to 1979	0	Kalebuka	Plot settling period	From 1970 to 1979	6
		From 1980 to 1989	24			From 1980 to 1989	9,1
		From 1990 to 1999	24			From 1990 to 1999	12,1
		From 2000 to 2009	36			From 2000 to 2009	57,6
		From 2010 to 2019	16			From 2010 to 2019	15,2
	Sex	Male	37,5		Sex	Male	52,9
		Female	62,5			Female	47,1
	Educationnal level	None	16,4		Educationnal level	None	36,4
		Primary	47,5			Primary	54,4
		Secondary	31,1			Secondary	9,1
		Undergraduate	1,6			Undergraduate	0
		Graduate	3,3			Graduate	0
	Age	17-36	11,3		Age	17-36	2,9
		37-56	50,9			37-56	58,8
		57-76	35,9			57-76	32,6
		77-96	1,9			77-96	5,9

Annexe 5: Dispositif de la plantation d'arbres sur le bassin de décantation (**Chapitre 4 et 5**)



Légende

?: non planté

X: mort

Lle: *Leucaena leucocephala*

Ale: *Albizia lebbbeck*

Aau: *Acacia auriculiformis*

Pgu: *Psidium guajava*

Apo: *Acacia polyacantha*

Psy: *Pinus sylvestris*

Clu: *Cupressus lusitanica*

Ssp: *Senna spectabilis*

Ssi: *Senna siamea*

Asp: *Acacia sp*

Sgu: *Syzygium guineense*

Tga: *Thespesia garckeana*

Total supposés : 270

?: 12

X : 67

Plantés : 258

Survivants : 191