

# DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET ESPÈCES BIOINDICATRICES ET ACCUMULATRICES DE MÉTAUX LOURDS AUX ABORDS DU PARC À RÉSIDUS MINIER DE SABODALA (SÉNÉGAL)

## *Abstract*

### **Key words:-**

biodiversity, contamination, bioavailability, phytoremediation, biomonitoring.

This study was conducted in the Sabodala mining area to characterize floristic diversity and assess metal contamination around the tailing's storage facility. A roving floristic survey was carried out, and samples of rhizospheric soils, roots, and leaves were collected from each recorded specimen. The samples were digested and analyzed by ICP-OES to determine trace metal concentrations and their bioavailability. In total, 37 species were recorded, belonging to 29 genera and 17 families. The dominant families were Combretaceae, Malvaceae, Fabaceae, and Lamiaceae. Biological spectra revealed the predominance of mesophanerophytes (40.54%) and microphanerophytes (37.84%), reflecting a flora typical of Sudanian-Guinean zones. Rhizospheric soil analysis showed that arsenic and antimony were mainly confined to the residual fraction, indicating low bioavailability, whereas nickel and cadmium exhibited partial mobility. Mean concentrations followed the order Ni > Sb > As > Cd. Bioaccumulation varied among species: Cd accumulated primarily in roots, while Ni was translocated to leaves in certain species. *Hexalobusmonopetalus* stood out with high Ni concentrations ( $\approx 247$  ppm in leaves and  $\approx 132$  ppm in roots), with bioconcentration and translocation factors greater than 1. These results suggest a strong potential of this species for the phytoremediation of nickel-contaminated soils. They also provide a useful baseline for the ecological management of mining sites and for the identification of bioindicator and accumulator species.

### **1      Introduction:-**

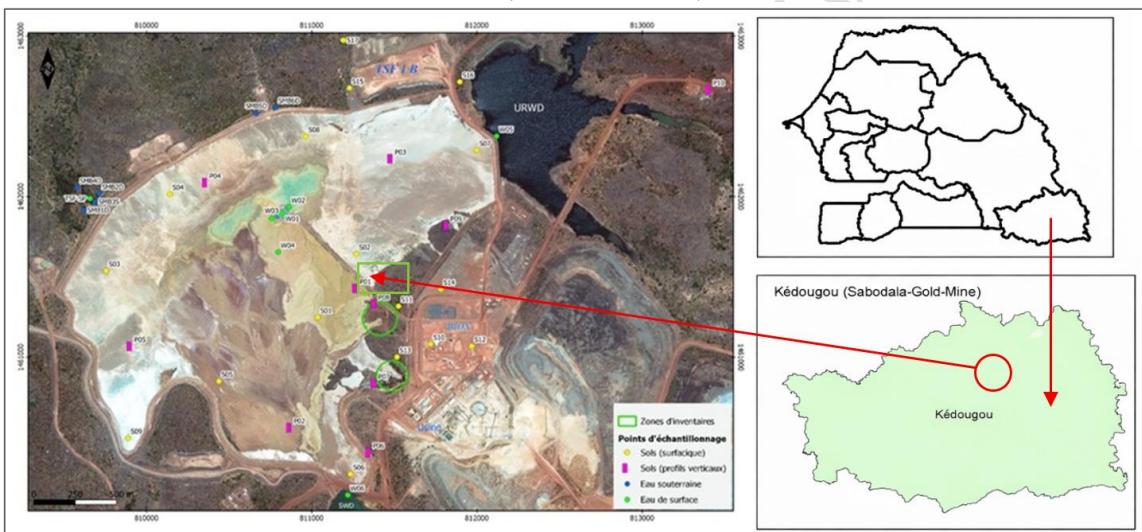
2      La région de Kédougou, située dans le sud-est du Sénégal, constitue l'un des principaux réservoirs de biodiversité du  
3      pays. Elle revêt une importance écologique majeure en raison de la richesse de ses formations végétales et de son  
4      rôle dans la régulation des services écosystémiques (Gaye, 2025). Elle est également reconnue pour son potentiel  
5      minier exceptionnel, avec la présence de gisements d'or, de fer, de marbre et d'autres substances minérales  
6      stratégiques (ANSO, 2015 ; CSE, 2020). Cette richesse géologique a favorisé, depuis plusieurs décennies,  
7      l'implantation et l'expansion de nombreuses compagnies minières nationales et internationales, entraînant une  
8      intensification des activités extractives (Boissy, 2024 ; Thiam, 2025).

9      Si l'exploitation minière constitue un levier important de développement économique et de création d'emplois, elle  
10     est également associée à des impacts environnementaux significatifs. De nombreuses études ont mis en évidence la  
11     dégradation des habitats naturels, la fragmentation des paysages, la régression de la biodiversité végétale et animale,  
12     ainsi que la contamination des sols et des ressources hydriques par des éléments traces métalliques issus des rejets  
13     miniers et des parcs à résidus (Alloway, 2013 ; Sarr et al., 2021 ; Bailly et al., 2022). Ces perturbations affectent  
14     particulièrement le couvert végétal, qui joue un rôle central dans la stabilisation des sols, le cycle des nutriments et  
15     la résilience des écosystèmes face aux pressions anthropiques et climatiques (Goudie, 2018).

16 La mine de Sabodala abrite l'un des plus importants complexes aurifères du Sénégal. L'extension progressive des  
 17 zones d'extraction et l'accumulation de résidus miniers soulèvent des préoccupations croissantes quant aux risques  
 18 de contamination métallique et à leurs effets sur les écosystèmes environnants. Dans ce contexte, la documentation  
 19 de la diversité floristique et l'évaluation du comportement des métaux lourds dans le système sol-plante  
 20 apparaissent essentielles pour établir un état de référence environnemental. Ces informations sont indispensables  
 21 pour orienter les stratégies de conservation, de restauration écologique et de gestion durable des sites miniers,  
 22 notamment à travers des approches de phytoremédiation adaptées aux conditions locales (Ali et al., 2013).  
 23 Cette présente étude a été conduite pour caractériser la diversité floristique autour du parc à résidus de la mine de  
 24 Sabodala et identifier les espèces végétales bioindicatrices et accumulatrices d'éléments traces métalliques dans le  
 25 système sol-plante.

## 26 **Matériel et méthodes:-**

27 **Présentation de la zone d'étude:-** La zone d'étude se situe dans la commune de Sabodala (Département de Saraya,  
 28 région de Kédougou), au sein de la ceinture de roches vertes de Mako (Sarr et al., 2021). Le climat est soudano-  
 29 guinéen, avec une pluviométrie annuelle moyenne autour de 900 mm et des températures pouvant dépasser 40°C en  
 30 saison sèche. Le paysage est une mosaïque forêts et de prairies. Les terres sont principalement utilisées pour  
 31 l'agriculture, l'exploitation artisanale de l'or, l'élevage de bétail et le pâturage. La zone abrite une très grande  
 32 biodiversité et est située à la frontière de deux écorégions que sont la savane soudanaise et la mosaïque guinéenne.  
 33 Les principales lithologies rencontrées sont des formations à dominante granitique, formations gréseuses ou  
 34 quartzitiques, formations mafiques et ultramafiques et enfin les pélites, les siltstones, les grauwackes et les  
 35 formations volcano-sédimentaires de Birrimien (Pathé et al., 2021).



37 **Figure 1:-**Carte de la localisation du parc à résidus de la mine de Sabodala.  
 38

## 39 **Méthodes**

40 **Inventaire et identification des espèces:-** L'inventaire floristique a été réalisé selon la méthode itinérante, consistant  
 41 à parcourir l'ensemble du site dans différentes directions afin de recenser toutes les espèces rencontrées. Les espèces  
 42 inventoriées ont été collectées, mises sous presse et identifiées au laboratoire à l'aide de flores de référence  
 43 (Berhaut, 1967 ; Berhaut, 1971-1979 ; Arbonnier, 2002) et des collections conservées à l'Herbier DAKAR. La  
 44 nomenclature taxonomique a suivi celle de Lebrun et Stork (1992-1997). La classification de Raunkier (1934) a  
 45 permis de distinguer les différents types biologiques que sont les nanophanérophytes (P), les chamephytes (C), les  
 46 hémicryptophytes (H), les géophytes (G), les thérophytes (T) et les plantes parasites (Par). Les affinités  
 47 phytogéographiques ont été établis sur la base des pourcentages d'espèces d'un type donné). Les subdivisions  
 48 chorologiques utilisées pour l'analyse des spectres biogéographiques sont celles définies par White (1986).

49  
 50 **Échantillonnage et traitements des différentes matrices:-** Afin d'évaluer la teneur en métaux lourds du sol et des  
 51 plantes, un total de 18 espèces ont été sélectionnées de manière aléatoire, dont 14 espèces ligneuses et 4 espèces  
 52 herbacées. Pour chaque espèce recensée, des échantillons de racines (R), de feuilles (F) et de sol racinaire (SR) ont  
 53 été prélevés, séchés et analysés afin d'évaluer le niveau de contamination métallique. Les échantillons de sols

54 racinaires ont été séchés à l'air libre et à température ambiante. Ils sont ensuite broyés à l'aide d'un mortier agate et  
55 tamisés à 63µm. Les fractions fines ayant servis aux différentes analyses au laboratoire sont stockées dans des  
56 sachets en polyéthylène. Les racines et les feuilles ont été séparées manuellement puis rincées à l'eau déminéralisée.  
57 Elles ont été séchées à l'air libre pendant environ 48 h puis broyées par un moulin *multi-purpose high-speed*  
58 *crusher* ayant d'être tamisées à l'aide d'un tamis 63µm et conservées.  
59

60 **Extraction et biodisponibilité des métaux lourds dans les sols racinaires:-** L'extraction des éléments de traces  
61 métalliques (ETM) totaux dans les sols a été réalisée à l'aide d'un mélange d'acide fluorhydrique et perchlorique  
62 ( $\text{HClO}_4$ ) selon la norme NF X 31-147, NF ISO 14869-1. La solution obtenue a été filtrée sur du papier filtre 0,45µm  
63 puis le filtrat a été dilué avec 50 ml d'eau distillée et conservée dans un récipient en polyéthylène. Une analyse par  
64 spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-AES) a permis de déterminer les teneurs  
65 en ETM. Des extractions séquentielles ont été réalisées selon la méthode de Tessier et al. (1979) afin d'évaluer la  
66 mobilité et la biodisponibilité potentielles des métaux dans le sol.  
67

68 **Extraction de métaux lourds dans les racines et les feuilles:-** Pour la minéralisation d'échantillons de plantes  
69 (feuilles et racines), environ 1 g de poudre a été traité par 10 ml de  $\text{H}_2\text{O}_2$  et 5 ml d'eau distillée, puis laissé au repos  
70 24 h pour oxydation de la matière organique. Ensuite, 10 ml de  $\text{HNO}_3$  (65 %), 10 ml de  $\text{HClO}_4$  (60 %) et 5 ml d'eau  
71 distillée ont été ajoutés progressivement. Après agitation pendant 1 heure et filtration (0,45 µm), le filtrat a été dilué  
72 à 50 ml avec de l'eau distillée et conservé dans un flacon en polyéthylène. Les teneurs en métaux traces ont été  
73 déterminées par ICP-OES et calculées à l'aide de la formule suivante :

$$T (\text{ppm}) = (C \times V) / S$$

74 Avec T = Teneur en traces de métaux en mg/kg ou ppm ; C = Concentration de l'élément en mg/l déterminée par  
75 ICP-OES ; S = Poids de l'échantillon en g de matrice et V = Volume final en ml (50 ml).

76 Deux indices ont été utilisés pour évaluer le comportement des plantes face aux métaux lourds. Le facteur de  
77 bioconcentration (FBC), calculé par le rapport teneur racinaire/teneur du sol, indique la capacité d'absorption et de  
78 concentration des métaux dans les racines (Cohen et al., 1998). Le facteur de translocation (FT), calculé par le  
79 rapport teneur foliaire/teneur racinaire, mesure le transport des métaux vers les parties aériennes (Cakaj et al., 2024).  
80 Pour ces deux facteurs, une valeur supérieure à 1 traduit respectivement une bioaccumulation racinaire ou une  
81 translocation efficace (Dinu et al., 2020).  
82

## 83 **Résultats:-**

### 84 **Composition floristique du parc à résidus de la mine de Sabodala:-**

85 La flore aux environs du parc à résidus de la mine de Sabodala est composée de 37 espèces dont 33 ligneux et 4  
86 herbacées, qui sont répartis dans 29 genres et 17 familles. Elle est exclusivement constituée d'Angiospermes. La  
87 Classe des Dicotylédones est la plus représentée en pourcentage d'espèces (97,14 %), de genres (96,55 %) et de  
88 familles (94,12 %) contre 1 seule espèce (*Bambusa vulgaris*) recensée chez les Monocotylédones (tableaux 1 et 2).  
89

90  
91  
92  
93  
94 **Tableau 1:-** Liste des espèces recensées aux environs du parc à résidus.

Famille	Nombre de genres	Nombre d'espèces	Noms scientifiques	TB	RG
Anacardiaceae	2	2	<i>Mangifera indica</i> L.	mP	Pan
			<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	mP	SZ
Annonaceae	1	1	<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.)	mp	SZ
Apocynaceae	2	2	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W. T. Aiton	mp	Pal
			<i>Leptadenia hastata</i> (Pers.) Decne.	Pg	AT
Bignoniaceae	1	1	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	mP	SZ
Boraginaceae	1	1	<i>Cordia myxa</i> L.	mP	Pal
Capparaceae	1	1	<i>Boscia angustifolia</i> A. Rich.	mp	Pal
Combretaceae	2	7	<i>Combretum adenogonium</i> Steud. ex A. Rich.	mp	S

			<i>Combretumlecardii</i> Engl. & Diels	mp	S
			<i>Combretummicranthum</i> G. Don	mp	S
			<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	mp	AT
			<i>Combretumnigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr.	mp	S
			<i>Combretumpaniculatum</i> Vent.	mp	AT
			<i>Guiera senegalensis</i> J.F. Gmel.	mp	AT
Fabaceae	4	4	<i>Cordylapinnata</i> (Lepr. ex A. Rich.)	mP	S
			<i>Piliostigmareticulatum</i> (DC.) Hochst.	mP	S
			<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	mP	SZ
			<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	mP	Cosm
Lamiaceae	2	3	<i>Hyptissuaveolens</i> Poir.	T	AM-AS
			<i>Vitex doniana</i> Sweet.	mp	AT
			<i>Vitex madiensis</i> Oliv.	mp	AT
Loranthaceae	1	1	<i>Tapinanthusbangwensis</i> Danser	Par	AT
Malvaceae	6	6	<i>Adansoniadigitata</i> L.	MP	AM
			<i>Ceibapentandra</i> (L.) Gaertn.	MP	Pan
			<i>Dombeyaquinqueseta</i> (Delile) Exell	mp	S
			<i>Hibiscus cannabinus</i> L.	T	AT
			<i>Sida alba</i> L.	T	Pan
			<i>Triumfettarhomboides</i> Jacq.	T	Pan
Meliaceae	1	1	<i>Khaya senegalensis</i> (Desr.) A. Juss.	mP	S
Moraceae	1	2	<i>Ficus dicranostyla</i> Mildbr.	mP	AT
			<i>Ficus platyphylla</i> Delile	mP	SZ
Poaceae	1	1	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C. Wendl.	mP	Pan
Rhamnaceae	1	2	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	mP	Pal
			<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	mp	Pal
Rubiaceae	1	1	<i>Sarcocephaluslatifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	mp	SG
Zygophyllaceae	1	1	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Delile	mP	Pal

95 Légende : TB = type biologique ; MP = mégaphanérophytes ; mP = mésophanérophytes, mp = microphanérophytes  
96 ; T = thérophytes, Par = parasite. RG = répartition géographique ; Pan = espèces pantropicales ; Pal = espèces paléo-  
97 tropicales ; AA = espèces afro-américaines ; AM = espèces afro-malgaches ; AM-AS = espèces américano-  
98 asiatiques ; AT = espèces afro-tropicales ; Cosm = espèces cosmopolites ; S = espèces soudaniennes ; SZ = espèces  
99 soudano-zambéziennes ; SG = espèces soudano-guinéennes.

100 Tableau 2 :- Structure de la flore aux environs du parc à résidus de la mine de Sabodala

Groupes taxonomiques	Familles		Genres		Espèces	
	Nombre	Proportion (%)	Nombre	Proportion (%)	Nombre	Proportion (%)
<b>Dicotylédones</b>	16	94,12 %	28	96,55 %	36	97,3 %
<b>Monocotylédones</b>	1	5,88 %	1	3,45 %	1	2,7 %
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>100,00 %</b>	<b>29</b>	<b>100,00 %</b>	<b>37</b>	<b>100,00 %</b>

101 La flore est dominée par quatre familles qui regroupent 54,06 % des espèces. Il s'agit des Combretaceae (18,92 %),  
102 des Malvaceae (16,22 %), des Fabaceae (10,81 %) et des Lamiaceae (8,11 %). Les Anacardiaceae, Apocynaceae,  
103 Moraceae et Rhamnaceae suivent avec une contribution totale de 21,64 % de la flore globale. Les familles les moins  
104 représentées sont les Annonaceae, Bignoniaceae, Boraginaceae, Capparaceae, Loranthaceae, Meliaceae et les  
105 Poaceae avec des contributions spécifiques de 2,70 % du total (tableau 3).  
106

107 **Tableau 3:-Contribution spécifiques des familles.**

Familles	Nombres d'espèces	Contribution des familles (%)
Combretaceae (D)	7	18,92 %
Malvaceae (D)	6	16,22 %
Fabaceae (D)	4	10,81 %
Lamiaceae (D)	3	8,11 %
Anacardiaceae (D)	2	5,41 %
Apocynaceae (D)	2	5,41 %
Moraceae (D)	2	5,41 %
Rhamnaceae (D)	2	5,41 %
Annonaceae (D)	1	2,70 %
Bignoniaceae (D)	1	2,70 %
Boraginaceae (D)	1	2,70 %
Capparaceae (D)	1	2,70 %
Loranthaceae	1	2,70 %
Meliaceae (D)	1	2,70 %
Poaceae (M)	1	2,70 %
Rubiaceae (D)	1	2,70 %
Zygophyllaceae (D)	1	2,70 %
<b>Total</b>	<b>37</b>	<b>100,00 %</b>

108 **Spectre biologique:-**Les phanérophytes sont largement dominantes. Les mésophanérophytes et les  
 109 microphanérophytes renferment respectivement 40,54 % et 37,84 % des espèces recensées soit 78,38 % de la flore  
 110 globale (tableau 4). Elles sont suivies des thérophytes (10,81 %). Les plantes parasites et les Phanérophytes  
 111 grimpantes constituent les formes de vie les moins représentées (2,86 %).

112  
113 **Tableau 4:-Formes biologiques des espèces recensées.**

Formes biologiques	Nombres	Proportions
Mégaphanérophytes	2	5,41 %
Mésophanérophytes	14	37,84 %
Microphanérophytes	15	40,54 %
Thérophytes	4	10,81 %
Parasites	1	2,70 %
Phanérophytes grimpantes	1	2,70 %
<b>TOTAL</b>	<b>37</b>	<b>100,00 %</b>

114 **Spectre chorologique:-**La flore est marquée par la dominance des espèces afrotropicales et des espèces  
 115 soudanaises qui représentent respectivement 24,32 % et 21,62 %. Elles sont suivies des espèces paléotropicales  
 116 (16,22 %), pantropicales et soudano-zambéziennes (13,51 %). Les espèces afro-malgaches, américano-asiatiques et  
 117 cosmopolites ne représentent chacune que 2,70 % de la flore (figure 2).

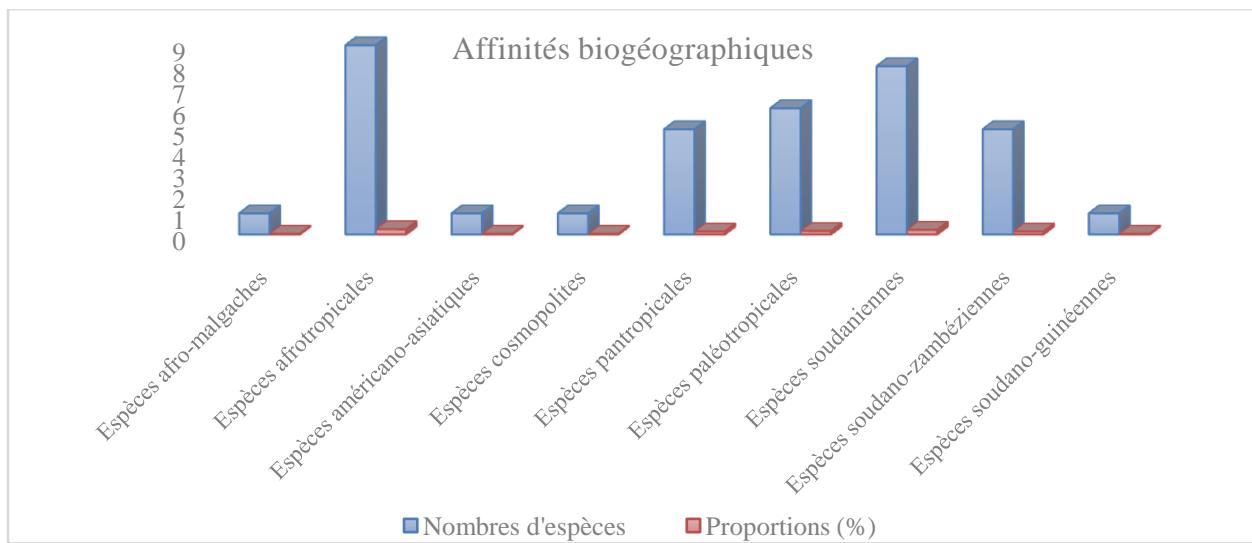


Figure 2: Répartition des espèces avec leurs affinités biogéographiques.

#### Bioaccumulation des métaux chez les espèces végétales:-

**Biodisponibilité des métaux dans le sol:-** La Figure 3 présente la répartition des teneurs en arsenic (As), antimoine (Sb), cadmium (Cd) et nickel (Ni) dans les différentes fractions géochimiques du sol sous végétation, selon le schéma de fractionnement séquentiel F1 à F5. La répartition de l'arsenic et de l'antimoine montre une concentration exclusive dans la fraction résiduelle (F5), qui représente 100 % de la teneur totale mesurée. La distribution du cadmium est répartie entre plusieurs fractions. La fraction résiduelle (F5) représente 50 % de la teneur totale. La fraction liée aux sulfures (F4) correspond à 34 %. La fraction carbonates (F2) représente 10 % tandis que les fractions échangeable (F1) et liée aux oxydes de fer et de manganèse (F3) présentent chacune une contribution de 3 %. Le nickel est majoritairement présent dans la fraction résiduelle (F5) qui concentre 73 % de la teneur totale. La fraction liée aux sulfures (F4) représente 26 %. Une faible proportion (soit 1 %) est associée à la fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (F3). Les fractions échangeables (F1) et carbonates (F2) affichent des valeurs nulles.

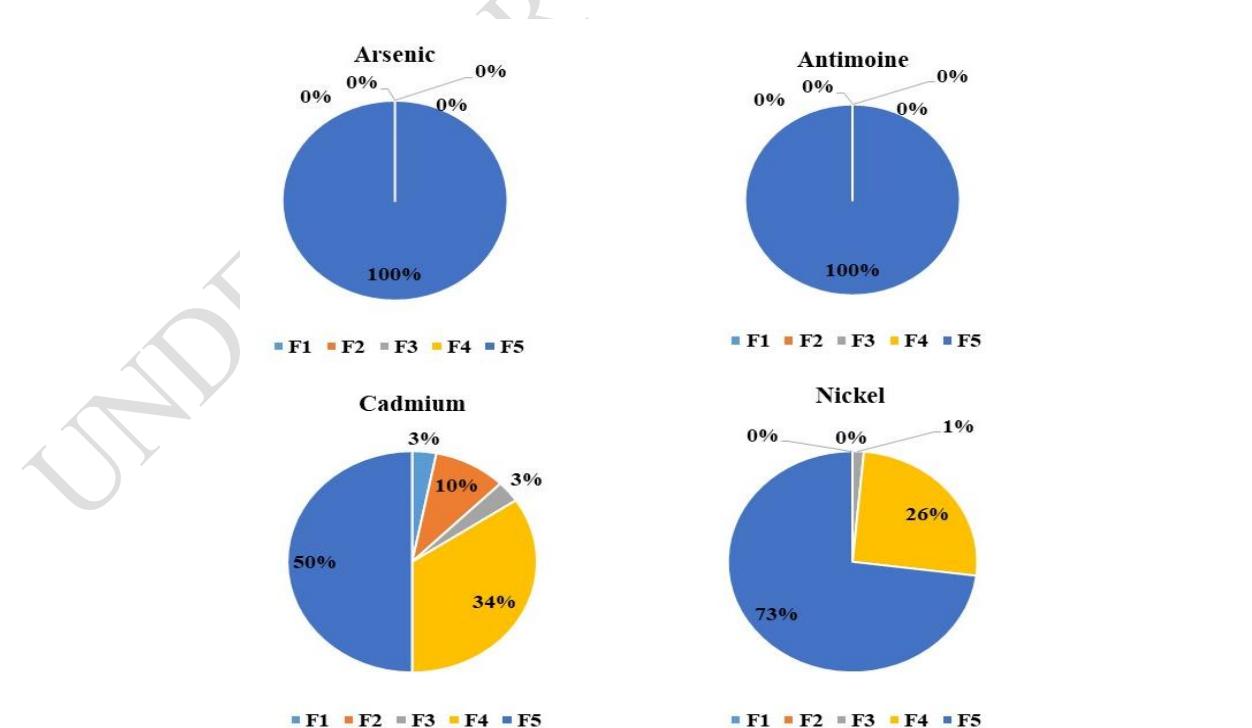


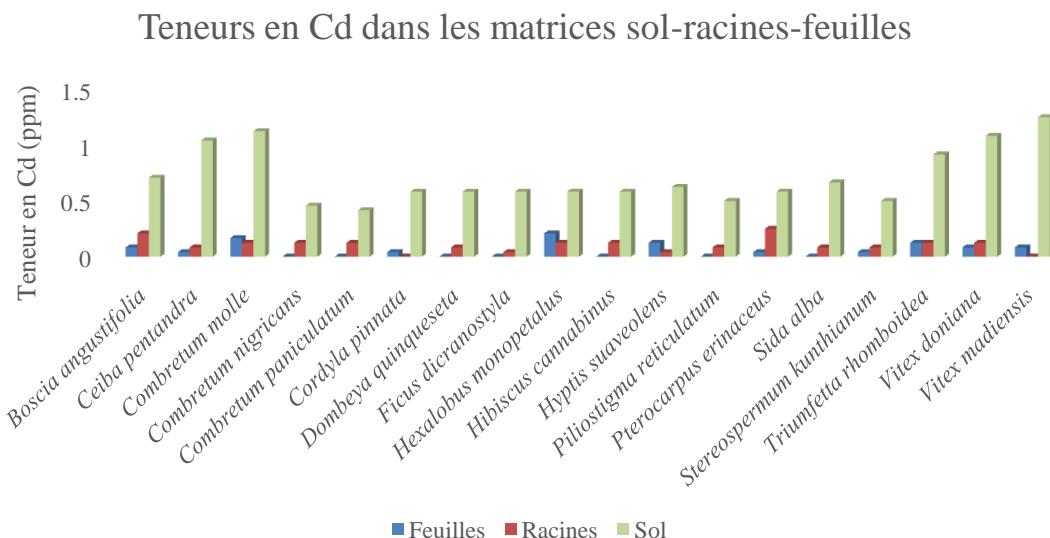
Figure 3: Répartition des teneurs en As, Cd, Ni et Sb dans les différentes fractions de sols sous-végétation.

134 **Teneurs des métaux (As, Cd, Ni et Sb) dans les sols racinaires:**-Les sols racinaires présentent des teneurs variables  
 135 en éléments traces métalliques avec une hiérarchie nette des concentrations moyennes selon l'ordre Ni > Sb > As >  
 136 Cd (Tableau 5). Les teneurs en nickel varient de 8,33 ppm (*S. kunthianum*) à 16,25 ppm (*V. doniana*), tandis que  
 137 l'arsenic oscille entre 1,67 ppm et 5,42 ppm. Le cadmium présente les valeurs les plus faibles, comprises entre 0,42  
 138 ppm (*C. paniculatum*) et 1,25 ppm (*V. madiensis*), alors que l'antimoine atteint des valeurs relativement élevées,  
 139 jusqu'à 7,92 ppm (*T. rhomboidea*).  
 140

141 **Tableau 5:-Teneurs en As, Cd, Ni et Sb dans les sols racinaires.**

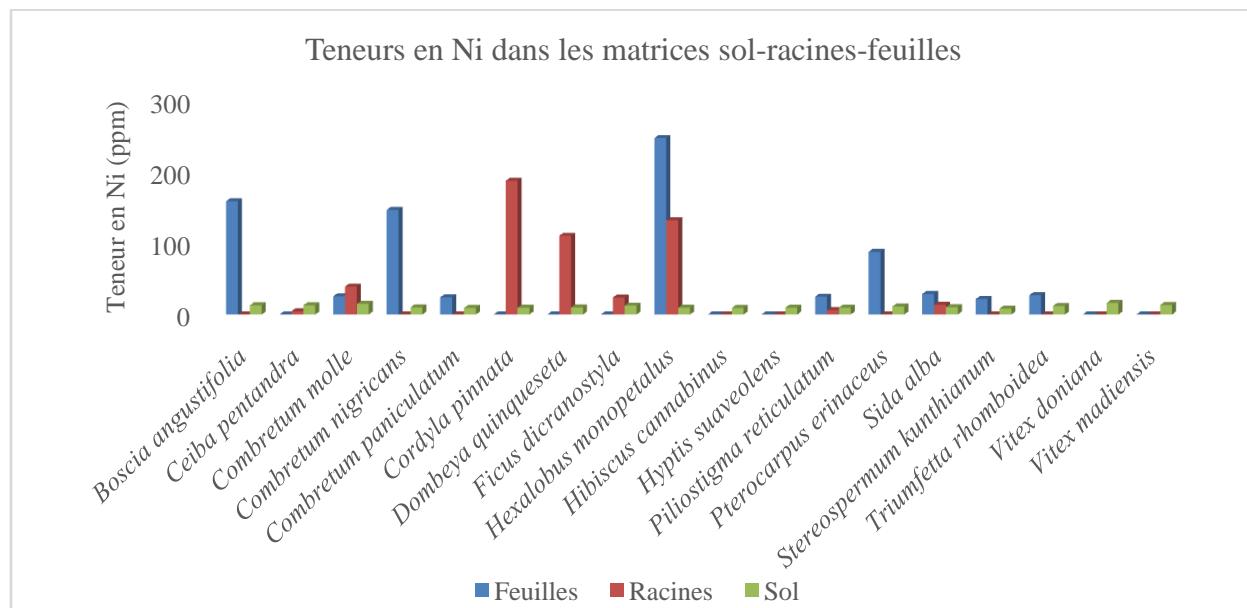
Sols racinaires des plantes	As	Cd	Ni	Sb
<i>Boscia angustifolia</i>	2,92	0,71	12,91	3,33
<i>Ceiba pentandra</i>	5,42	1,04	12,91	7,91
<i>Combretum molle</i>	4,58	1,12	15	6,249
<i>Combretum nigricans</i>	2,92	0,46	10	6,25
<i>Combretum paniculatum</i>	2,92	0,42	9,16	2,91
<i>Cordylapinnata</i>	4,17	0,58	9,58	6,66
<i>Dombeya quinqueseta</i>	3,33	0,58	10	4,16
<i>Ficus dicranostyla</i>	3,33	0,58	12,5	3,75
<i>Hexalobus monopetalus</i>	3,75	0,58	9,58	4,58
<i>Hibiscus cannabinus</i>	2,08	0,58	9,16	3,75
<i>Hyptis suaveolens</i>	2,5	0,62	9,58	4,58
<i>Piliostigma reticulatum</i>	3,33	0,5	9,58	6,25
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	3,33	0,58	11,25	2,5
<i>Sida alba</i>	2,92	0,67	10,41	3,75
<i>Strereospermum kunthianum</i>	1,67	0,5	8,33	3,33
<i>Triumfetta rhomboidea</i>	3,75	0,91	12,08	7,92
<i>Vitex doniana</i>	4,5	1,08	16,25	6,66
<i>Vitex madiensis</i>	4,58	1,25	13,33	7,08

142 **Bioaccumulation du Cadmium dans les matrices sol-racines-feuilles:**-L'analyse comparative du cadmium montre  
 143 une accumulation majoritaire dans les sols racinaires avec des teneurs comprises entre 0,42 et 1,25 ppm contre 0,04  
 144 à 0,25 ppm dans les racines et 0,04 à 0,21 ppm dans les feuilles (figure 4). Pour la plupart des espèces, la distribution  
 145 suit un ordre décroissant : sols racinaires > racines > feuilles. Toutefois, certaines espèces présentent une  
 146 accumulation plus marquée dans les parties aériennes. C'est le cas de *H. monopetalus*, *C. molle* et *H. suaveolens*,  
 147 avec des rapports feuilles/racines respectifs de 0,208/0,124 ppm, 0,166/0,124 ppm et 0,124/0,041 ppm.  
 148



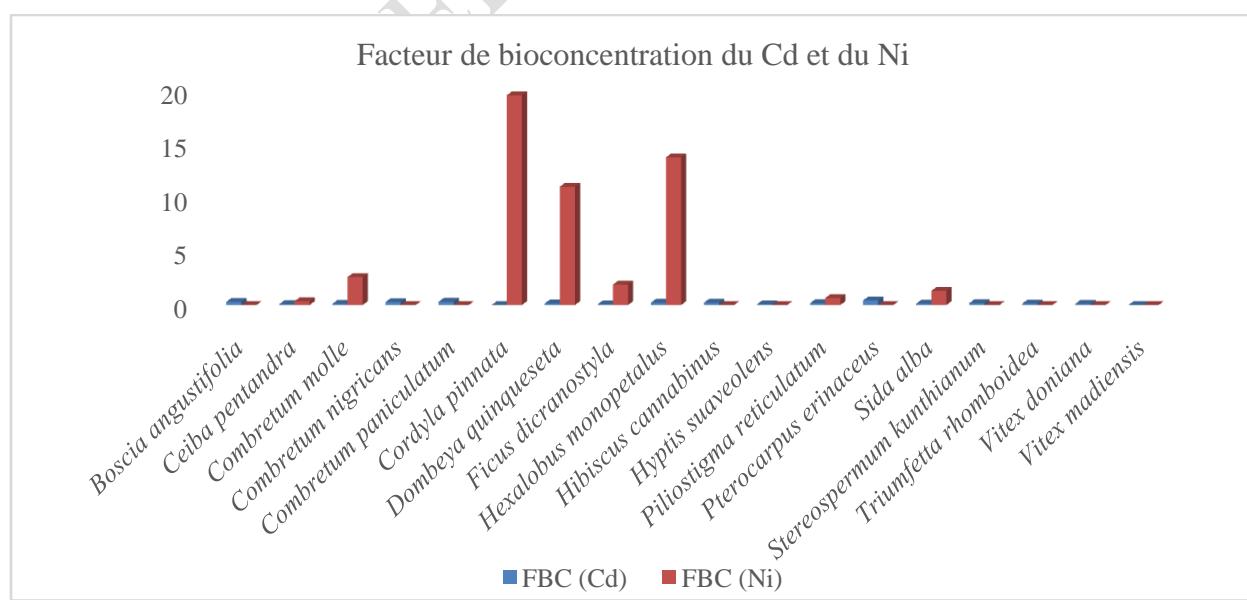
149 **Figure 4:-Concentration du Cd dans les différentes matrices sol-racines-feuilles.**

151 **Bioaccumulation du Nickel dans les matrices sol-racines-feuilles:-** Les concentrations en nickel montrent une forte  
 152 variabilité interspécifique (Figure 5). Certaines espèces présentent des teneurs racinaires très élevées dépassant le  
 153 seuil (50 ppm). Au niveau des racines, c'est le cas de *C. pinnata* (187,2 ppm), *H. monopetalus* (131,87 ppm) et *D.  
 154 quinqueseta* (110,24 ppm). S'agissant des feuilles, des concentrations très élevées sont observées chez *H.  
 155 monopetalus* (247,10 ppm) suivie de *B. angustifolia* (158,49 ppm), *C. nigricans* (146,43 ppm) et *P. erinaceus* (87,78  
 156 ppm).  
 157



158 **Figure 5:** Concentration du Ni dans les différentes matrices sol-racines-feuilles.  
 159

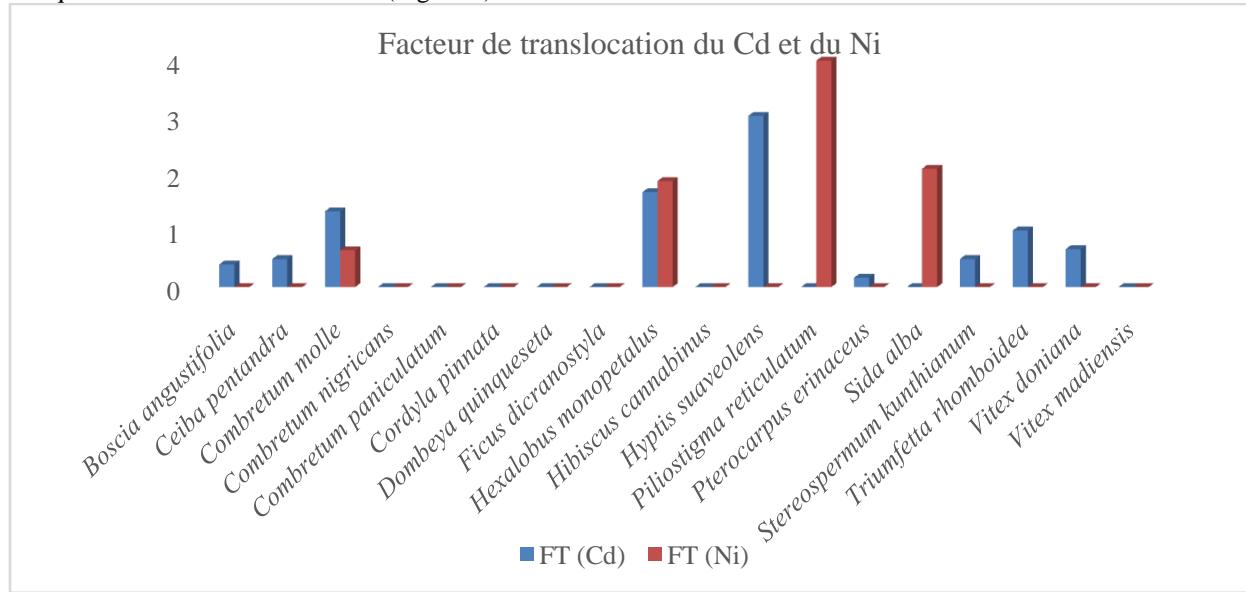
160 **Facteur de bioconcentration (FBC) du Cadmium et du Nickel :** Les facteurs de bioconcentration (FBC) du  
 161 cadmium sont généralement inférieurs à 1, traduisant un faible transfert sol-racine, ce qui est cohérent avec les  
 162 faibles concentrations observées dans les tissus végétaux. Pour le nickel, les FBC sont supérieurs à 1 pour plusieurs  
 163 espèces, avec des valeurs atteignant 19,57 chez *C. pinnata* et 13,78 chez *H. monopetalus* traduisant une capacité  
 164 élevée d'accumulation racinaire (figure 6).  
 165



166 **Figure 6:** Comparaison des facteurs de bioaccumulation du Cd et du Ni.  
 167

168 **Espèces végétales bioindicatrices et accumulatrices:-**

169 Pour le cadmium, 4 espèces végétales stockent le métal dans leurs feuilles à des valeurs de FT proches ou  
170 supérieures à 1. C'est le cas de *H. monopetalus*(FT = 1,68), *H. suaveolens* (FT = 3,02), *C. molle* (FT = 1,34) et *T.*  
171 *rhomboidea* (FT = 1). Les espèces présentant des concentrations élevées de nickel, à la fois dans les racines et les  
172 feuilles, traduisent une réponse directe à la contamination des sols. *H. monopetalus* se distingue particulièrement,  
173 avec des teneurs élevées dans les deux compartiments (247,10 ppm dans les feuilles et 131,87 ppm dans les racines)  
174 et un facteur de translocation supérieur à 1 (FT = 1,873), indiquant un transfert efficace vers les parties aériennes.  
175 D'autres espèces, telles que *P. reticulatum* (FT = 4) et *S. alba* (FT = 2,09), montrent également une translocation  
176 marquée du nickel vers les feuilles (Figure 7).



177  
178 **Figure 7:-Comparaison des facteurs de translocation du Cd et du Ni.**

179 **Discussion:-**

180 La composition floristique observée autour du parc à résidus est dominée par les Combretaceae, Malvaceae,  
181 Fabaceae et Lamiaceae, avec une prépondérance nette des mésophanérophytes et microphanérophytes (78,38 %).  
182 Cette structure est typique des savanes soudano-guinéennes et cohérente avec les travaux antérieurs menés dans la  
183 commune de Sabodala (Sarr et al., 2021) et plus largement dans la région de Kédougou, où les phanérophytes  
184 constituent l'ossature du couvert ligneux et assurent une partie essentielle des services écosystémiques (Goudie,  
185 2018). Les affinités biogéographiques sont dominées par les spectres afrotropicaux et soudaniens et renforcent l'idée  
186 d'une flore adaptée aux contraintes édaphiques et climatiques locales (White, 1986). Cette étude confirme ainsi le  
187 profil floristique attendu au voisinage de sites miniers de savane soudanaise, tout en fournissant une base de  
188 référence précieuse pour le suivi temporel de la biodiversité dans un contexte d'extension des activités extractives  
189 (Boissy, 2024).

190 Le fractionnement séquentiel met en évidence un confinement quasi total de l'arsenic (As) et de l'antimoine (Sb)  
191 dans la fraction résiduelle (F5). Ceci traduit une biodisponibilité faible, alors que le nickel (Ni) et le cadmium (Cd)  
192 présentent une mobilité partielle. Ce comportement conforte les travaux de Feng et al. (2005), Zhang et al. (2014) et  
193 Deng et al. (2025) selon lesquels la spéciation et la mobilité des ETM dépendent des propriétés du sol tels que le pH,  
194 la matière organique, le potentiel redox et la minéralogie des oxydes qui modulent l'adsorption/désorption et la  
195 complexation organo-minérale. En effet, un pH faible accroît la mobilité ionique et l'absorption végétale tandis  
196 qu'un pH élevé favorise la formation de complexes stables avec l'humus, réduisant la biodisponibilité (Navarro et  
197 al., 2018 ; Fu et al., 2019 ; Deng et al. 2025). Ces mécanismes expliqueraient l'ordre de concentrations moyennes Ni  
198 > Sb > As > Cd observé dans les sols racinaires.

199 S'agissant du Cd et du Ni, les résultats montrent un profil contrasté. Pour le cadmium, la plupart des espèces  
200 présentent des FBC < 1, indiquant un transfert sol-racines limité et une accumulation majoritaire dans le sol  
201 racinaire, avec des teneurs faibles dans les tissus végétaux. Ce schéma est compatible avec les observations  
202 rapportées par Bidar et al. (2009) et Dimitrova & Yurukova (2005) qui soulignent la faible translocation du Cd et la  
203 régulation physiologique limitant le passage vers les parties aériennes. À l'inverse, pour le nickel, plusieurs espèces

204 affichent des FBC > 1, traduisant une accumulation racinaire significative et, chez certaines, une translocation  
205 efficace vers les feuilles (FT > 1). Ce qui met en évidence un transport xylémien actif et une capacité de tolérance  
206 élevée (Dinu et al., 2020 ; Cakaj et al., 2024).

207 Parmi les espèces testées, *H. monopetalus* se distingue nettement par des teneurs très élevées en Ni ( $\approx 247$  ppm dans  
208 les feuilles et  $\approx 132$  ppm dans les racines) et des indices FBC/FT > 1. Ce qui en fait une candidate prioritaire à la  
209 phytoremédiation des sols contaminés au nickel et une bioindicatrice sensible de la contamination locale. D'autres  
210 espèces montrent des signaux de translocation du Ni (exemples de *P. reticulatum* et *S. alba* avec desFT > 1)  
211 potentiellement utiles en surveillance lorsque l'objectif est de capter des variations de contamination atmosphérique  
212 ou édaphique via les tissus foliaires. Ces constats rejoignent les conclusions de Ali et al. (2013) et Cakaj et al. (2024)  
213 sur le rôle des bioindicateurs et la diversité des réponses interspécifiques.

## 214 Conclusion:-

215 Cette étude souligne la pertinence d'une approche intégrée mobilisant la flore locale comme outil d'évaluation et de  
216 gestion environnementale des sites miniers. Elle contribue également à une meilleure compréhension des  
217 interactions sol-plante dans les contextes miniers soudano-guinéens. Les résultats fournissent un cadre de référence  
218 pour la biosurveillance environnementale, les stratégies de restauration écologique et l'utilisation d'espèces locales  
219 en phytoremédiation adaptée au contexte régional. À terme, ces travaux ouvrent des perspectives pour l'élaboration  
220 de dispositifs de gestion durable des zones minières intégrant à la fois la conservation de la biodiversité et la  
221 réduction des risques environnementaux.

## 222 Conflits d'intérêts:-

223 Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts.

## 224 Contributions des auteurs:-

225 AN, BT et TD ont participé à l'élaboration du protocole expérimental et à l'exploitation des données. AN et BT ont  
226 rédigé le manuscrit. NKGS a participé aux traitements statistiques des données. KN a supervisé les travaux.

## 227 Références bibliographiques:-

- 232 1. Ali, H., Khan, E., Sajad M. A. (2013). Phytoremediation of heavymetals: Concepts and applications. *Chemosphere*, 91, 869-881. doi: [10.1016/j.chemosphere.2013.01.075](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075)
- 233 2. Alloway, B. J. (2013). Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In: B. J. Alloway (Ed.), *Heavy Metals in Soils*. Dordrecht: Springer. pp. 11-50. doi: [10.1007/978-94-007-4470-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7)
- 234 3. ANSD (2015) Kédougou : Situation économique et sociale régionale – 2012. Rapport national. Ministère de l'Economie, des Finances et du Plan.
- 235 4. Bailly, F., Amir, H., Bart, F., Fogliani, B., Forlacroix, V. (2021). Environnement et restauration des sites miniers. *Géologues*. doi: [hal-03582006v1](https://doi.org/10.3582006v1)
- 236 5. Bidar, G., Pruvot, C., Garçon, G., Verdin, A., Shirali, P., Douay, F. (2009). Seasonal and annual variations of metaluptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Loliumperenne* growing in a heavymetal-contaminated field. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 16, 42-53. doi: [10.1007/s11356-008-0021-4](https://doi.org/10.1007/s11356-008-0021-4)
- 237 6. Boissy, R. (2024). La modélisation multicritère de la sensibilité des terres arables à l'érosion hydrique de la région de Kédougou (Sénégal). *Revue Espace Géographique et Société Marocaine*, 93, 47-67. doi: [10.34874/IMIST.PRSM/EGSM/53027](https://doi.org/10.34874/IMIST.PRSM/EGSM/53027)
- 238 7. Cakaj, A., Drziewiecka, K., Hanć, A., Lisiak-Zielińska, M., Ciszewska, L., Drapikowska, M. (2024). Plants as effective bioindicators for heavymetal pollution monitoring. *Environmental Research*, 256, 119222. doi: [10.1016/j.envres.2024.119222](https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119222)
- 239 8. Cohen, C. K., Fox, T. C., Garvin, D. F., Kochian, L. V. (1998). The role of iron-deficiency stress responses in stimulating heavy-metal transport in plants. *Plant Physiol.*, 116, 1063-1072. doi: [10.1104/pp.116.3.1063](https://doi.org/10.1104/pp.116.3.1063)
- 240 9. CSE (2020). *Rapport sur l'état de l'environnement au Sénégal*. Édition 2020. [cse\\_rapport sur l etat de l environnement au senegal 2020.pdf](https://cse-rapport.senegal.gouv.fr/cse_rapport_sur_l_etat_de_l_environnement_au_senegal_2020.pdf)
- 241 10. Deng, L., Yin, M., Yang, S., Wang, X., Chen, J., Miao, D., Yin, G., Zhai, S., Su, Y., Wu, C., Ren, Z. (2025). Assessment of metalresidues in soil and evaluate the plant accumulation in copper mine tailings of Dongchuan, Southwest China. *Front. Plant Sci.*, 16, 1528723. doi: [10.3389/fpls.2025.1528723](https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1528723)
- 242 11. Dimitrova, I., Yurukova, L. (2005). Bioindication of anthropogenic pollution with *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae): metal accumulation, morphological and stomatalleafcharacteristics. *Phytol. Balc.*, 11, 89-96. doi: [10.1111/j.1111-1111.2005.00001.x](https://doi.org/10.1111/j.1111-1111.2005.00001.x)

259 12. Dinu, C., Vasile, G. G., Buleandra, M., Popa, D. E., Gheorghe, S., Ungureanu, E. M. (2020). Translocation and  
260 accumulation of heavymetals in *Ocimum basilicum* L. plants grown in a mining-contaminatedsoil. *J.  
261 SoilsSediments*,20, 2141-2154. doi: [10.1007/s11368-019-02550-w](https://doi.org/10.1007/s11368-019-02550-w)

262 13. Feng, M., Shan, X., Zhang, S., Wen, B. (2005). A comparison of the rhizosphere-basedmethodwith DTPA,  
263 EDTA, CaCl<sub>2</sub>, and NaNO<sub>3</sub> extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley.  
264 *Environ. Pollution*,137, 231-240. doi: [10.1016/j.envpol.2005.02.003](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.003)

265 14. Fu, J., Yu, D., Chen, X., Su, Y., Li, C., Wei, Y. (2019).Recentresearchprogress in geochemicalproperties and  
266 restoration of heavymetals in contaminatedsoil by phytoremediation. *J. Mountain Science*,16, 2079-2095. doi:  
267 [10.1007/s11629-017-4752-x](https://doi.org/10.1007/s11629-017-4752-x)

268 15. Gaye, M. (2025).*Services écosystémiques et risques zoonotiques liés aux rongeurs dans les zones de lisière du  
269 Parc National du NiokoloKoba (Kédougou, Sénégal)*. Mémoire de Master. Université Assane Seck de  
270 Ziguinchor (UASZ). doi : [123456789/2552](https://doi.org/10.13456789/2552)

271 16. Goudie, A. S. (2018).*Human Impact on the Natural Environment: Past, Present and Future*, 8th Edition. Wiley-  
272 Blackwell.

273 17. Lebrun, J. P. Stork, A. L. (1991-1997).*Énumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale*. Genève, Suisse :  
274 Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève.

275 18. Navarro P, Almendro C, Gómez L, Jordán V, Bech B, Zorras A (2018) Trace metal content and availability of  
276 essential metals in agricultural soils of Alicante (Spain). *Sustainability*,10, 4534. doi: [10.3390/su10124534](https://doi.org/10.3390/su10124534)

277 19. Sarr, M., Camara, A. A., Diouf, J., Sarr, A., Mbaye, M. S., Kandioura, N. (2021). Étude de la flore ligneuse  
278 dans les zones d'exploitation minière de la commune de Sabodala (Kédougou, Sénégal). *Rev. Mar. Sci. Agron.  
279 Vét.*,9, 251-258. doi: [Actes IAVH2/article/view/942](https://doi.org/10.1007/s11629-017-4752-x)

280 20. Thiam, B. (2025).*Diversité floristique et évaluation du niveau de contamination de la zone minière de Sabodala  
281 (Commune Sabodala, Kédougou)*. Mémoire de Master. Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD).

282 21. White, F. (1986).*La végétation de l'Afrique : Mémoire accompagnant la carte de végétation de l'Afrique*  
283 Unesco/AETFAT/UNSO (Vol. 20). IRD Editions.

284 22. Zhang, C., Yu, Z., Zeng, G., Jiang, M., Yang, Z., Cui, F., Zhu, M., Shen, L., Hu, L/ (2014).Effects of  
285 sedimentgeochemicalproperties on heavymetalbioavailability. *Environ. Int.*,73, 270-281. doi:  
286 [10.1016/j.envint.2014.08.010](https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010)

287