

Université MUSTAPHA Stambouli
Mascara



جامعة مصطفى اسطمبولي
معسكر

Faculté des Sciences et Technologies

Département de Génie des Procédés

Filière de la formation : Génie de l'environnement

Laboratoire de Génie des Procédés et Chimie des Solutions

THESE de DOCTORAT de 3^{ème} cycle LMD

Spécialité : Génie des procédés et environnement

Intitulée :

**Phytoremédiation des sols pollués par les métaux
lourds : évaluations des potentialités des plantes de la
région de Mascara**

Présentée par :

M^{me} . SEDDIKI Asmaa

Devant le jury :

Le: 09/07/2024

Présidente	BEKHTI Siad Amaria	Pr	Université de Mascara
Examinatrice	TALEB Zoubida	MCA	Université de Sidi-Bel-Abbès
Examinatrice	DJELLOULI Hadja M	Pr	Université de Sidi-Bel-Abbès
Examineur	REGUIG Abdelkrim	Pr	Université de Mascara
Rapporteur	ATMA Wafa	MCA	Université de Mascara
Co-Rapporteur	BEKHTI Nabila	MCA	Université de Mascara

Année Universitaire : 2023-2024

Remerciements

Louange à ALLAH Tout Puissant de m'avoir donné le courage et la patience pour mener à bien ce modeste travail.

Ce travail a été effectué au sein du Laboratoire de Génie des Procédés et Chimie des Solutions Université de Mustapha Stambouli de Mascara.

Je tiens tout d'abord à remercier Madame **ATMA Wafa** pour l'encadrement, les encouragements et pour sa disponibilité et ses orientations elle m'a accordés au cours de la réalisation de ce travail de recherche.

Je tiens à remercier également Madame **Bekhti Nabila**, pour son soutien constant durant ma thèse et pour ses compétences scientifiques et ses conseils qui m'ont permis de mener à bien ces travaux.

Je remercie Madame **BEKHTI Siad Amaria Professeur** de l'Université Mustapha Stambouli de Mascara d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Merci tout particulièrement Madame **TALEB Zoubida** et Madame **DJELLOULI Hadja M** professeurs de l'université de Sidi-Bel-Abbès 1, qui ont accepté de juger ce travail.

J'exprime ici toute ma reconnaissance envers Monsieur **REGUIG Abdelkrim** Professeur à l'Université de Mustapha Stambouli de Mascara, pour avoir accepté de participer au jury de cette thèse.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mon père pour son soutien indéfectible tout au long de cette période : Ta présence, tes encouragements constants et ton soutien inconditionnel ont été la source de ma force et de ma détermination. Tes conseils avisés et ta sagesse ont illuminé mon chemin, et je suis profondément reconnaissante de t'avoir à mes côtés. Merci du fond du cœur pour tout ce que tu as fait pour moi.

Enfin J'adresse un très grand merci à mon mari qui a partagé tous les moments de joie et également les moments plus difficiles, pour son soutien indéfectible et ses encouragements.



Dédicaces

A mes parents

A mon mari et mes enfants : Wael, kosai et Amina

A ma famille et ma belle-famille

A tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à ma formation.



Sommaire

Résumé	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
PREMIÈRE PARTIE : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE	
Introduction générale	1
Chapitre I. Pollution des sols par les métaux lourds	
1. Les métaux lourds	4
1.1. Généralités	
1.2. Origine des métaux lourds	5
1.2.1. Origines naturelles	6
1.2.2. Origines anthropiques	6
1.3. Mobilité et biodisponibilité d'un élément	7
1.3.1. Mobilité et biodisponibilité	7
1.3.2. Facteurs liés au sol intervenant dans la biodisponibilité des métaux lourds	8
1.3.2.1. influence du pH	8
1.3.2.2. potentiel d'oxydo-réduction (Eh)	8
1.3.2.3. capacité d'échange cationique (CEC)	8
1.3.2.4. Influence des micro-organismes	9
1.3.2.5. température	9
1.3.2.6. humidité du sol	9
1.4. Pollution des sols par les métaux lourds	10
1.4.1. cas du plomb	10
1.4.1.1. Généralités et origines	10
1.4.1.2. Toxicité du Plomb	10
1.4.1.3. Transport et accumulation du plomb	12
1.4.2. cas du Nickel	13
1.4.2.1 Généralités et sources	13
1.4.2.2 Toxicité du Nickel	13

1.4.2.3 Transport et accumulation du Nickel	14
1.4.3. Cas du Cadmium	14
1.4.3.1. Généralités et sources	14
1.4.3.2. Toxicité du Cadmium	15
1.4.3.3. Transport et accumulation du Cadmium	17
1.5. métaux lourds dans le système sol-plante	17
1.5.1. Facteurs physico-chimiques du sol	17
1.5.2. Mobilité et biodisponibilité des éléments-traces métalliques	19
1.5.3. Systèmes de tolérance des métaux	20
1.5.4. Impact des métaux lourds sur les plantes	21
2. Techniques de dépollution des sols	22
2.1. techniques physicochimiques	22
2.2. méthodes de bioremédiation	25
2.2.1. atténuation naturelle,	26
2.2.2. biostimulation	26
2.2.3. bioaugmentation	26
Chapitre II. La phytoremédiation	
1. La phytoremédiation	27
1.1. Définition de la phytoremédiation	27
1.2. Techniques de phytoremédiation	27
1.3. Phytostabilisation	28
1.4. phytodécontamination	29
1.4.1. Phytovolatilisation	29
1.4.2. Rhizofiltration	30
1.4.3. Phytodégradation	30
1.4.4. Phytostimulation(ou Rhizo-dégradation)	31
1.4.5. Phytoextraction	33
2. Phytoextraction des sols contaminés par les métaux lourds	33
2.1 stratégies de phytoaccumulation	35
2.1.1 Phytoextraction continue	36

2.1.2 Phytoextraction continue Phytoextraction induite	36
3. Importance de la phytoremédiation et phytoextraction	38
3.1. Importance de la La Phytoremédiation	38
3.2. Importance de la La phytoextraction	38
4. facteurs qui influencent sur l'efficacité de la phytoremédiation	39
4.1. L'hyperaccumulation	40
4.1.1 Plantes hyperaccumulatrices	41
4.1.2. Choix des plantes	41
5. Avantages et limites de la technique de phytoremédiation	42
• avantages	42
• limites	42
5.1. Avantages et limites de la technique de phytoextraction	43
• avantages	43
• limites	43
6. Récupération des métaux	43
DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL & MÉTHODES	
CHAPITRE I. Méthodologie expérimentale	
1. Choix du site d'étude	45
2. Présentation des plantes étudiées	46
2.1 Nerium oleander L	46
2.2 Sorghum bicolor L	47
2.3 Anredera cordifolia	48
3. Préparation des solutions	49
3. 1 solution polluante	49
3.1.1 Nickel	49
3. 1.2 Cadmium	49
3. 1.3 Plomb	49
3.2. solution Nutritive	50
3.3. solution de l'agent chélateur	50
4. Conception expérimentale	51
4.1. Préparation du sol et des pots	51

4.2. Germination des graines de Nerium oleander L. et Sorghum bicolor L.	51
4.3. Pré-culture et culture de l'Anredera cordifolia	53
4.4. Plan d'expériences	54
Chapitre II. Méthodes d'analyse	
1. Méthodes d'analyse	56
1.1. Etude des paramètres éco-physiologiques	56
1.2. Analyses des sols	56
1.2.1. Caractéristiques physico chimiques	56
1.2.2. Minéralisation, extraction et dosage des métaux lourds	57
2. Extraction et analyses spécifiques des métaux lourds dans les plantes	57
3. Formules pour le calcul des facteurs d'accumulation et translocation	58
4. Analyses statistiques	58
TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS & DISCUSSION	
Chapitre I. Résultats	
1. Caractéristiques physico-chimiques des sols.	60
2. Nerium oleander L.	60
2.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques	60
2.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante	63
2.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux	65
2.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds	65
2.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds	65
2.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes	66
3. Sorghum bicolor L.	68
3.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques	68
3.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante	71
3.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux	73
3.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds	73

3.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds	73
3.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes	74
4. Anredera cordifolia	76
4.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques	76
4.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante	78
4.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux	79
4.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds	79
4.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds	80
4.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes	80
Chapitre II discussion	
1. Effet des métaux lourds sur la biomasse sèche	83
2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties des Plantes	84
3. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds	85
4. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds	87
5. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes	88
Conclusion générale et perspectives	92
Références Bibliographiques	
Publication	

ملخص

نمت دراسة المعالجة الزينية للزنك والكاديوم والرصاص لمدة 12 أسبوع باستخدام EDTA والمحلول المغذية في ثلاثة نباتات: الدفلى، الذرة الرفيعة ذات اللوزين، وأزديرا كوردفوليا. يدرس هذا العمل إمكانات: الدفلى، الذرة الرفيعة ذات اللوزين، وأزديرا كوردفوليا في المعالجة الزينية للتربة الملوثة بالزنك والكاديوم والرصاص. نمت زراعة النباتات في نية أو عبة نحوي على تربة ملوثة صناعاتاً مع زيادة معاملات الزنك والكاديوم والرصاص (0، 50، 100 ملغم / لتر) المربطة أو غير المربطة بمض أسيتيك الإيثيلين ثنائي أمين رباعي (EDTA) والمحلول المغذية (15:15:15 NPK). تم تحليل تراكم المعادن في أجزاء مختلفة من النباتات بواسطة AAS وأظهرت النتائج أن إضافة EDTA و NPK في وجود تركيز مخففة من المعادن أدى إلى زيادة الوزن الجاف. كشفت النتائج عن اكتشاف مهم مفاده أن الدفلى ثبت أنه تراكم ممتاز للمعادن الثقيلة في وجود أو عدم وجود EDTA و NPK. كما أظهرت النتائج أن النباتات بالكاد تمتص الزنك في (الدفلى) والرصاص في (أزديرا كوردفوليا) من التربة ونقلها إلى الأجزاء الهوائية في وجود المحلول المغذية. تشير النتائج إلى أن الذرة الرفيعة غير فعالة في المعالجة الزينية للكاديوم (Cd) والزنك (Ni)، لأنها لا تراكم هذه المعادن بكفاءة في جذورها أو في أجزائها الهوائية، مع عوامل الإزاحة (TF) وعوامل التركيز الحيوي (BCF). أقل من 1. من ناحية أخرى، تعتبر الذرة الرفيعة مناسبة تماماً لامتصاص الزنك والرصاص (Pb)، حيث أنها تركز هذا المعدن بكفاءة في جذورها ونقلها إلى أجزائها الهوائية، مع TF و BCF أكبر من 1. بالنسبة للدفلى، قيم TF و BCF الأعلى أكبر من 1 إلى 50 للكاديوم. اقترح أن هذا النبات يتميز بخصائص تراكم الكاديوم المفرط. حتى أن الدفلى يمتص الرصاص، مع تركيز بيولوجي مرتفع و TF منخفض، ناهي يمكن استخدامه لتحسين السقار النباتي للمواقع الملوثة. وبالتالي، ناهي يمثل إمكانية معالجة التربة الملوثة بالكاديوم.

خاتمة وقد تبين أن نباتات الدفلى وأزديرا كوردفوليا مناسبة لاستخلاص الزنك من التربة الملوثة بالكاديوم والرصاص. من ناحية أخرى، فإن الذرة الرفيعة ليست فعالة في المعالجة الزينية للكاديوم والزنك. ومع ذلك، نود تبين أنه مثالي لاستخلاص الزنك والرصاص، وبالتالي يساهم في البحث حول إمكانات نباتات معالجة الزنك في الجزائر.

الكلمات المفتاحية: المعالجة الزينية، الزنك، الكاديوم، الرصاص، التراكم، زيريوم الدفلى L، الذرة الرفيعة ثنائية اللون، وأزديرا كوردفوليا.

ABSTRACT

Phytoremediation of Nickel Ni, Cadmium Cd, and Lead Pb applied over a twelve-week period using EDTA and nutrient solutions was studied in three plants: *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L., and *Anredera cordifolia*. This research explores the potential of *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L., and *Anredera cordifolia* for phytoremediation of soils contaminated with Nickel, Cadmium, and Lead. The plants were grown in solution and in pots containing artificially contaminated soil with varying concentrations of Ni and Cd and Pb (0, 50, 100 mg/L) with or without ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) and NPK nutrient solutions (15:15:15). Metal accumulation in different plant parts was analyzed by AAS. The results showed that the addition of EDTA and NPK in the presence of different metal concentrations increased dry weight. *Anredera cordifolia* was found to be an excellent accumulator of heavy metals in the presence or absence of EDTA and NPK. The results also revealed that plants barely absorb Ni (in *Nerium oleander*) and Pb (in *Anredera cordifolia*) from the soil and transport them to the aerial parts in the presence of NPK. The results indicate that *Sorghum* is not effective for the phytoremediation of Cadmium (Cd) and Nickel (Ni) as it does not efficiently accumulate these metals in its roots or aerial parts, with translocation factors (TF) and bioconcentration factors (BCF) below 1. However, *Sorghum* is well-suited for lead (Pb) phytoextraction, as it efficiently concentrates this metal in its roots and transports it to the aerial parts, with TF and BCF above 1. For *Nerium oleander*, high BCF and TF values >1 for Cd suggest it has hyperaccumulating characteristics for Cadmium. Although *Nerium oleander* is tolerant to Pb, with a high BCF and low TF, it can be used for phytostabilization of contaminated sites, showing potential for remediating soils contaminated with Cadmium. In conclusion, *Nerium oleander* L. and *Anredera cordifolia* have shown to be suitable for phytoextraction of soils contaminated with Cadmium and Lead. On the other hand, *Sorghum* is not effective for Cd and Ni phytoremediation but is ideal for Pb phytoextraction, contributing to research on the potential of phytoremediation technologies in Algeria.

Keywords: phytoremediation, Nickel, Cadmium, Lead, accumulation, *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L., and *Anredera cordifolia*.

Résumé :

La phytoremédiation du Nickel Ni, du cadmium Cd, et du plomb Pb appliquée durant douze semaines à l'aide de l'EDTA et les solutions nutritives, En utilisant trois plantes : Nerium oleander L. Sorghum bicolor L. et Anredera cordifolia. Ce travail étudie le potentiel de : Nerium oleander L, Sorghum bicolor L. et Anredera cordifolia pour la phytoremédiation des sols contaminés par le Nickel et le Cadmium et le plomb. Les plantes ont été cultivées en solution et dans des pots contenant un sol contaminé artificiellement avec l'augmentation des traitements de Ni et Cd et Pb (0, 50, 100 mg / L) associée ou non à l'éthylènediaminetétra acide acétique (EDTA) et les solutions nutritives NPK (15 :15 :15). L'accumulation des métaux dans différentes parties des plantes a été analysée par SAA Les résultats ont montré que l'ajout d'EDTA et de NPK en présence de différentes concentrations de métaux augmentait le poids sec. Les résultats ont révélé une découverte significative que l'Anredera cordifolia s'avère être un excellent accumulateur de métaux lourds en présence ou en absence de l'EDTA et du NPK . Les résultats ont également révélé que les plantes absorbent à peine le Ni dans (N oléandre) et Pb dans (Anredera cordifolia) du sol et le transportent vers les parties aériennes en présence de NPK. Les résultats indiquent que le sorgho n'est pas efficace pour la phytoremédiation du cadmium (Cd) et du nickel (Ni), car il n'accumule pas ces métaux efficacement dans ses racines ni dans ses parties aériennes, avec des facteurs de translocation (TF) et des facteurs de bioconcentration (BCF) inférieurs à 1. En revanche, le sorgho est bien adapté pour la phytoextraction du plomb (Pb), puisqu'il concentre efficacement ce métal dans ses racines et le transporte vers ses parties aériennes, avec des TF et des BCF supérieurs à 1. En ce qui concerne le Nerium oleander, des valeurs élevées de BCF et de TF >1 à 50 pour le Cd Laissent penser que cette plante possède les caractéristiques d'un hyperaccumulateur de Cd. Même si le Nerium oleander est tolérant au Pb, avec un BCF élevé et un TF faible, il peut être utilisé pour la phytostabilisation des sites contaminés. Ainsi, il présente un potentiel pour la remédiation des sols contaminés par le cadmium.

Pour conclure, les plantes Nerium oleander L. et Anredera cordifolia se sont révélées adaptées pour la phytoextraction des sols contaminés par le cadmium et le plomb. En revanche, le sorgho n'est pas efficace pour la phytoremédiation du Cd et du Ni. Cependant, il s'avère idéal pour la phytoextraction du Pb, et contribue ainsi aux recherches sur le potentiel des technologies de phytoremédiation en Algérie.

Mot clés : phytoremédiation, Nickel, Cadmium, plomb, accumulation, *Nerium oleander L*, *Sorghum bicolor L*, et *Anredera cordifolia*.

Liste des figures

N°	Titre	Page
Partie 1 : Etude bibliographique		
Figure I.1	Origine des métaux lourds dans le sol	5
Figure I.2	Déplacements des ETM dans le sol	8
Figure I.3	Principe du transfert des métaux vers les parties aériennes de la plante	18
Figure I.4	Impact des métaux lourds sur les plantes	22
Figure I.5	Techniques de dépollution des sites	23
Figure I. 6	Schéma de la Phytostabilisation	29
Figure I.7	Schéma de la phytovolatilisation	30
Figure I.8	Phytodégradation des contaminants organiques	31
Figure I.9	Mécanisme de rhizodégradation	32
Figure I. 10	Mécanisme de phytoextraction	33
Figure I. 11	phytoextraction, absorption des contaminants	34
Figure I. 12	Méthodes de la phytoaccumulation provoquée	36
Partie 2 : Matériels et méthodes		
Figure II.1	Image satellites Google Earth du site de prélèvement du sol (photo personnelle)	45
Figure II.2	Laurier rose (<i>Nerium oleander</i>) (photo personnelle)	46
Figure II.3	Représentation des structures végétatives et reproductives de la culture du sorgho (<i>Sorghum bicolor</i>) (photo personnelle)	47
Figure II.4	Parties de L'Anredera (photo personnelle)	48
Figure II.5	Préparation du sol et des pots (photo personnelle)	51
Figure II.6	Germination et repiquage des graines de <i>Nerium oleander</i> L. (photo personnelle)	52
Figure II.7	Germination et repiquage des graines de <i>Sorghum bicolor</i> L (photo personnelle)	53
Figure II.8	Culture de l'Anredera cordifolia en pot (photo personnelle)	54
Figure II.9	Conception des expériences des trois plantes dans les trois groupes	55
Partie 03 : Résultats et discussion		
Figure III .1	Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du <i>Nerium oleander</i> L.	61

Figure III.2	Effets des traitements sur le poids sec des plantes du <i>Nerium oleander</i> L.	62
Figure III.3	Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Nerium oleander</i> L	63
Figure III. 4	Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Nerium oleander</i> L	64
Figure III.5	Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Nerium oleander</i> L.	64
Figure III.6	Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du <i>Sorghum bicolor</i> L.	65
Figure III .7	Effets des traitements sur le poids sec des plantes du <i>Sorghum bicolor</i> L.	70
Figure III.8	Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Sorghum bicolor</i> L.	71
Figure III. 9	Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Sorghum bicolor</i> L.	72
Figure III.10	Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Sorghum bicolor</i> L.	72

Figure III.11	Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du <i>Anredera cordifolia</i> .	76
Figure III .12	Effets des traitements sur le poids sec des plantes du <i>Anredera cordifolia</i> .	77
Figure III .13	Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Anredera cordifolia</i>	85
Figure III .14	Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Anredera cordifolia</i>	78
Figure III .15	Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de <i>Anredera cordifolia</i> L.	78

Liste des tableaux

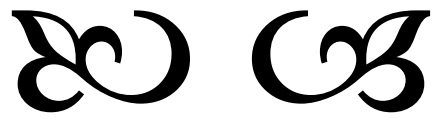
N°	Titre	Page
	Partie 1 : Etude Bibliographique	
Tableau I.1	Principaux facteurs relatifs au sol surveillant l'acheminement des métaux lourds du sol vers le végétal	9
Tableau I.2	techniques de remédiation d'une contamination métallique du sol	25
Tableau I.3	ensemble des différentes technologies de phytoremédiation	28
Tableau I.4	Principales caractéristiques des deux stratégies de phytoextraction des métaux des sols	37
	Partie 03 : Résultats et discussion	
Tableau III.1	Caractéristiques physiques et chimiques du sol	60
Tableau III.2	Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour <i>Nerium oleander</i> L.	66
Tableau III.3	Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour <i>Sorghum bicolor</i> L.	74
Tableau III.4	Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour <i>Sorghum bicolor</i> L.	80

Liste des abréviations

%:	Pourcentage
BCF	Facteur de bioconcentration
BF	Facteur de bioaccumulation
Cd	Cadmium
EDTA	L'acide éthylène diamine tétra acétique
ETM	Elément trace métallique
FWS	Free water surface wetland (Les marais artificiels à surface de l'eau libre)
g	Gramme
Kg	Kilogramme
MES	Matière en suspension
METOX	Métaux toxiques
mg/kg	Milligramme par kilogramme
MS	Matière sèche
mS/cm	Milli siemens par centimètre.
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Ppm	Partie par million
SAA	Spectrométrie d'absorption atomique
TF	Facteur de translocation.



Introduction générale



Introduction générale

Le développement industriel, l'urbanisation et l'explosion démographique des deux dernières décennies ont entraîné la production de quantités massives de déchets toxiques dans de nombreuses régions du monde. Ces déchets dangereux comprennent une variété de polluants organiques et inorganiques qui constituent de graves menaces pour les écosystèmes (Chandra et Kumar, 2017).

Les métaux lourds sont les principaux contaminants inorganiques en raison de l'utilisation de boues ou de compost municipal, de pesticides, d'engrais et des émissions des incinérateurs de déchets municipaux, des gaz d'échappement des voitures, des résidus des mines métallifères et des fonderies. Les métaux/métalloïdes les plus courants trouvés sur les sites contaminés sont le plomb (Pb), le chrome (Cr), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le mercure (Hg).

Leur présence dans le sol peut présenter des risques pour les humains et l'écosystème et inhiber la biodégradation des contaminants organiques (Mitra et al., 2022). Ces polluants pénètrent dans l'environnement et affectent les fonctions biologiques et physiologiques, tandis que d'autres minéraux s'accumulent dans un ou plusieurs organes du corps humain, provoquant plusieurs maladies graves comme le cancer (Briffa et al., 2020).

Des technologies de remédiation mécaniques ou physico-chimiques, Stabilisation / immobilisation et désorption thermique, peuvent être appliqués pour l'élimination des contaminants. Ces techniques sont généralement coûteuses et perturbent les mécanismes biologiques du sol.

A cet effet, la technologie de la phytoremédiation a reçu une considération croissante. (Belluck et al, 2006, Marques et al, 2009b).

La phytoremédiation est une technologie innovante d'utilisation des plantes pour éliminer ou dégrader les éléments toxiques du sol et de l'eau. Cette technologie peut être subdivisée en cinq stratégies distinctes dont la phytodégradation, la phytoextraction, la phytostabilisation, la phytovolatilisation et la rhizofiltration. Pour les substances inorganiques, les mécanismes peuvent être classés en phytostabilisation et phytoextraction (Babu et al., 2021).

Cependant, la sélection appropriée des espèces végétales est l'un des facteurs clés de la recherche en phytoremédiation. Il existe plusieurs groupes d'espèces végétales selon leur capacité d'accumulation des métaux lourds. En particulier, les plantes candidates à l'élimination des métaux lourds doivent être résistantes et capables de les transférer du sol vers la partie aérienne via la rhizosphère. (Fischerova' et al., 2005).

Le terme « hyperaccumulateur » a été utilisé pour la première fois par Baker et Brooks (1989) pour décrire les plantes capables d'absorber de grandes quantités de métaux. À l'heure actuelle, environ 400 espèces sont connues comme plantes hyperaccumulatrices.

La phytoextraction, une méthode courante de phytoremédiation, comprend l'absorption du contaminant par les racines des plantes avec une accumulation ultérieure dans les parties aériennes de la plante, généralement suivie par la récolte puis l'élimination de la biomasse végétale.

Il existe deux stratégies de base pour la phytoremédiation, naturelle et assistée, la première utilise des plantes accumulatrices seules et la seconde est la phytoextraction assistée par l'ajout des produits chimiques ou naturels (Jabeen et al., 2009). L'ajout d'agents chélateurs comme l'EDTA et des amendements chimiques comme le NPK aux sols contaminés peut augmenter les niveaux d'absorption de métaux toxiques du sol et les transloquer ultérieurs vers la partie aérienne (Hart et al., 2022).

L'objet principal de ce travail est d'évaluer le potentiel de la phytoremédiation et de contribuer à la connaissance de la flore tolérante aux métaux toxiques de la région de Mascara.

De plus, l'étude a examiné l'effet de différents amendements, à savoir le NPK comme engrais et l'EDTA comme agent chélateur, sur l'absorption et l'accumulation de Cadmium, de nickel et de plomb dans différentes parties des plantes : *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L. et *Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, 1757.

Le manuscrit s'articule autour de trois parties :

La première partie propose une rétrospective bibliographique. Elle est divisée en deux chapitres. Le premier concerne l'étude de la pollution des sols par les métaux lourds et leurs effets sur les plantes et l'homme. Dans le deuxième chapitre nous présenterons les mécanismes principaux de la technique de la phytoremédiation.

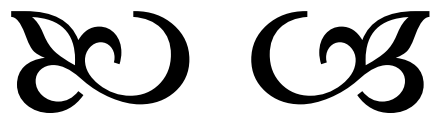
Une présentation des matériels et méthodes et les techniques d'analyse utilisées pour répondre à nos objectifs est indiquées dans la deuxième partie.

Une dernière partie présente les résultats obtenus et leurs discussions de l'évaluation du potentiel de *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L. et d'*Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, 1757 lors de la phytoremédiation naturelle et assistée par EDTA et NPK du sol contaminé par le Cadmium, le Nickel et le Plomb.

Au terme de cette thèse, est présentée une synthèse globale des résultats obtenus, accompagnée de perspectives et de recommandations.

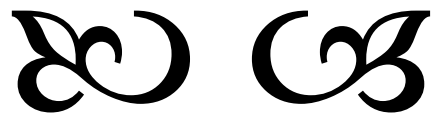


Première Partie
Étude Bibliographique





Chapitre I. Pollution des sols par les métaux lourds



1. Les métaux lourds

1.1 Généralités

Le concept "métaux lourds" désigne même habituellement des constituants par confusion et ne possédant pas des indices communs en négligeant leur signification (masse volumique $> 5\text{g cm}^{-3}$, numéro atomique élevé et ayant la capacité de produire des sulfures moins solubles) (Adriano 1986).

Cinquante éléments du tableau périodique sont arrangés dont 35 sont comptés très toxiques mais 13 sont répartis en tant que polluants fondamentaux, se sont (antimoine, arsenic, béryllium, cadmium, chrome, plomb, mercure, nickel, sélénium, argent, thallium, zinc et cuivre). (Singh et al., 2003)

Les significations des métaux lourds sont multiples et dépendent des objectifs de la démonstration envisagée dans le cadre où elle y est.

On appelle élément trace métallique ETM :

- Tout élément dont la densité est supérieure à 5.
- Possède un numéro atomique important, pratiquement qui dépasse celui du sodium

($Z = 11$).

- Peut-être délétère pour les systèmes biologiques.

Les éléments traces métalliques (ETM) ont couramment une concentration inférieure à 0.1 %. Ils expriment uniquement 0.6% de l'ensemble de la croûte terrestre tandis que les 12 éléments essentiels (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) en forment 99.4% (Alloway 1995; Baize 1997).

Au niveau des écosystèmes terrestres, les ETM (métaux et métalloïdes) sont rangés en 3 groupes (Walker et al. 1996 ; Defaye et al. 1998) suivant leurs conséquences, leurs réactions avec les constituants organiques et minérales du sol :

- Les éléments « essentiels » : leur rôle essentiel pour l'évolution des espèces végétales et pour une meilleure élaboration des organismes vivants.
- Les éléments « non essentiels » : sont nocifs à quelques concentrations et sont capables d'engendrer des insuffisances en éléments essentiels.
- Les éléments dépourvus des qualités précédentes n'ont aucun effet fatal.
- Un métal est évalué en tant qu'essentiel en cas où les indices pathologiques se manifestent lorsque sa teneur baisse ; ils se cachent quand il est additionné (Förstner et Wittmann, 1979).

Un élément essentiel est aussi capable de se transformer toxique quand il apparaît à des concentrations élevées. Ces éléments sont : l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se), le silicium (Si), l'étain (Sn), le vanadium (V) et le zinc (Zn).

Les éléments non essentiels ne disposent d'aucune activité biologique en ce moment déclarée. Comme le mercure (Hg), l'argent (Ag), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb), (Masson & Jenkins, 1995) . Ils sont interprétés autant que nuisibles au moment où ils existent dans le milieu et engendrent des conséquences biologiques délétères à des concentrations minimales .

Considérés comme micronutriments essentiels pour les plantes, les ions de métaux lourds Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Ni^{2+} et Co^{2+} Fe^{2+} étant requis dans les concentrations les plus élevées (Kunze et al., 2001), présents en surplus tous ces métaux sont dangereux tout comme ceux qui sont non essentiels Cd^{2+} , Hg^{+2} et Pb^{2+} .

1.2 Les origines des métaux lourds dans le sol

Le problème majeur avec les métaux lourds est qu'ils ne subissent pas la biodégradation, et alors durent durant longtemps dans le sol. Leur présence peut être naturelle ou anthropogénique (Figure I.1).

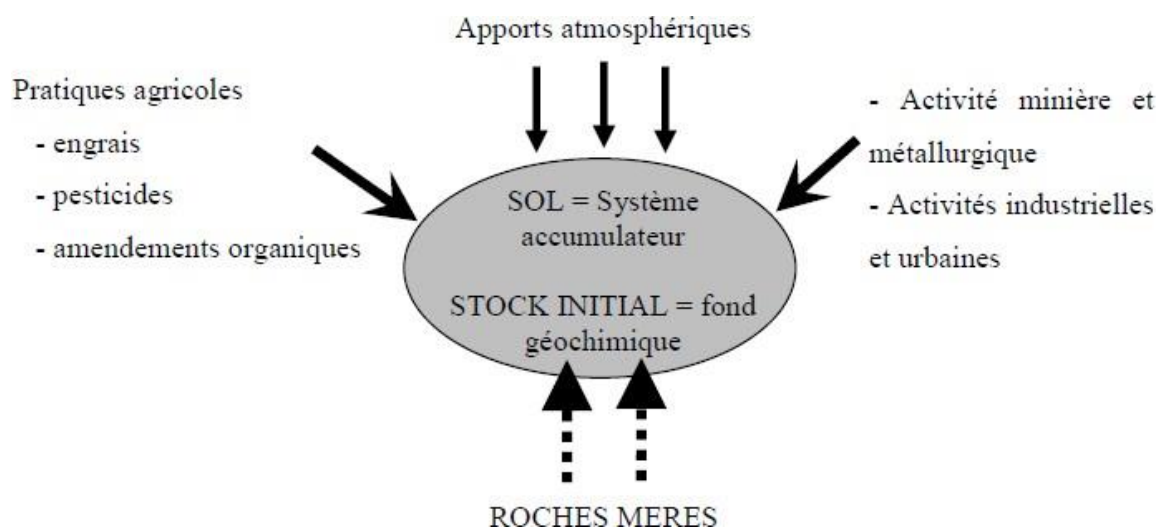


Figure I.1 : Origine des métaux lourds dans le sol (D'après Robert et Juste, 1999)

1.2.1 Origines naturelles des métaux lourds

Les métaux lourds ont une origine naturelle, provenant principalement de processus géologiques tels que l'érosion des roches et des minéraux, les activités volcaniques et les dépôts atmosphériques. Par exemple, des métaux comme le plomb, le cadmium, le zinc et le cuivre peuvent être présents dans les sols et les roches en raison de leur composition géologique (Alloway, 2013).

Le fond pédo-géochimique naturel peut changer énormément, en tenant compte de l'espèce du matériau parental et du genre de sol ou s'est évolué

Cependant, les phénomènes majeurs intervenants dans le fond pédo-géochimique naturel incluent l'héritage reçu de la roche mère, le cycle biogéochimique dans les sols et dans les plantes, Les transferts pédologiques verticaux et latéraux et enfin les apports diffus aériens d'origine lointaine se trouvent les poussières libérées par l'activité volcanique, les embruns maritimes et les vents lointains. (Baize, 2002).

1.2.2 Origines anthropiques des métaux lourds

La source essentielle de contamination est d'origine anthropique comme la calcination de combustibles fossiles, la combustion des rejets ménagères et de l'industrie, les cimenteries et les aciéries, la tenue des routes en bon état, le chauffage et la circulation routière (combustion du carburant), la corrosion des voitures, l'usure des freins et pneumatiques et la dégradation des pots catalytiques.

Les types majeurs de la pollution anthropique, origines de l'élévation des flux de métaux : sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution relative aux activités de l'agriculture et la pollution engendrée par les industries (Lamprea, 2009).

Parmi les différents éléments métalliques rejetés dans la nature durant des activités anthropiques, le zinc, le plomb, le chrome, le cadmium, le cuivre et le nickel sont les plus couramment mesurés dans les études environnementales en raison de la diversité des sources d'émission (Lamprea, 2009).

1.3. Mobilité et biodisponibilité d'un élément

Les métaux lourds se comportent dans les sols en fonction des interactions physicochimiques entre les ions métalliques et les particules organiques et minérales du sol.

L'isolement des éléments traces par les composés du sol peut se produire de plusieurs manières (Deschamps et al. 2006) qui les interprètent de la façon suivante :

➤ Adsorption

Dans les compositions du sol, les argiles sont considérées comme des adsorbants pratiques. Ce sont des silicates (généralement d'aluminium) qui ont une composition en feuillets de charges négatives laissant des lacunes où l'eau et les cations peuvent s'assembler (Stengel et Gelin, 1998). Lorsque les métaux s'adhèrent à la surface d'un substrat par des liaisons ioniques ou covalentes, l'adsorption a tendance à se transformer chimiquement (chimisorption). Les liaisons sont spécifiques entre les ions métalliques et des groupes anioniques du sol dont des constituants organiques ont des fonctions carboxyliques, phénoliques ou carbonyles. Dans cette situation l'adsorption est moins réversible que la physisorption et provoque une couche mono moléculaire.

➤ Précipitation

Les ETM présents sous forme dissoute en solution sont susceptibles de passer à un état solide qui deviendra peu mobile dans le sol. Les précipités peuvent s'assembler à la surface de particules ou dans des pores du sol occupés par de l'eau. Les ETM précipitent spécialement sous forme d'hydroxyde, de carbonate, de phosphate ou de sulfure.

1.3.1 La Mobilité et la biodisponibilité

La mobilité est le pouvoir d'un élément de se déplacer d'un compartiment du sol à un autre.

La biodisponibilité indique la capacité d'un élément présent dans le sol, à être absorbé par un être vivant. Dans les cas des plantes, on vise la phytodisponibilité (Baize et Tercé, 2002).

La mobilité d'un métal donné dépend de type de sol, de sa texture, des paramètres qui affectent les interactions des métaux avec ce sol.(Figure I.2) :

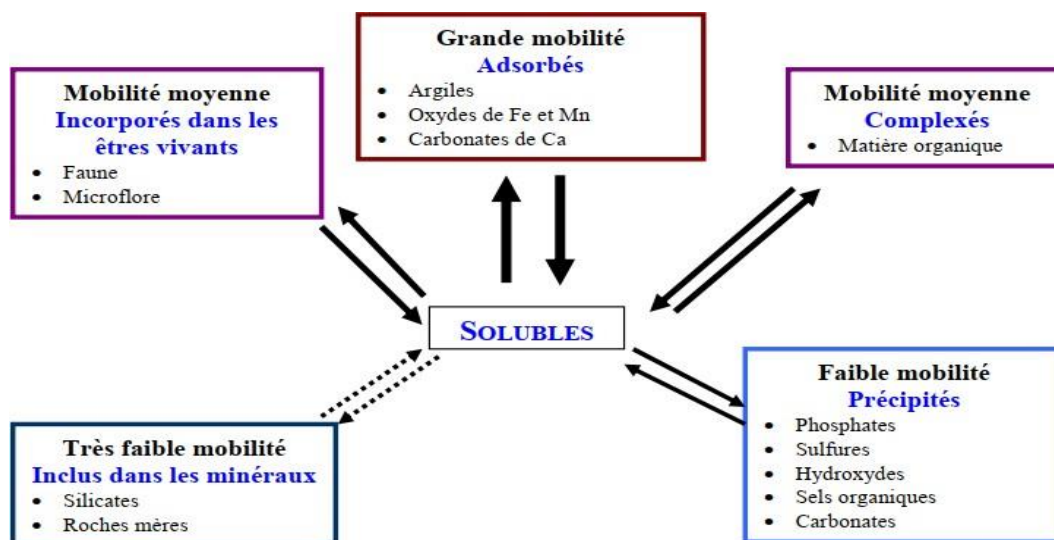


Figure I.2 : Mobilité des métaux dans le sol (Juste et al. 1995).

1.3.2. Facteurs liés au sol intervenant dans la biodisponibilité des métaux lourds

1.3.2.1. L'influence du pH

Un pH faible accélère généralement la phytodisponibilité des ETM. Effectivement, plus le sol est acide, plus le transfert de Cd, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Ni, Tl, As vers la plante est considérable, parce que ces éléments sont davantage solubles (Tableau I.1)

1.3.2.2. Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Les conditions, lorsqu'elles sont, soit réductrices (Eh faible) soit, oxydantes (Eh élevé) vont avoir un effet sur la biodisponibilité des éléments métalliques (Tableau I.1).

L'action d'Eh est indirecte : le Cd, le Cu, le Co, le Ni, le Pb et le Zn sont divalents dans les conditions « classiques » de sol.

Les effets du potentiel d'oxydo-réduction sont indirects car ils réagissent particulièrement par action sur les oxydes de Fe et de Mn et sur la matière organique.

1.3.2.3. La capacité d'échange cationique (CEC)

Plus la CEC est importante, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu, Tl) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes donc moins transformés par les plantes (Tableau I.1).

Tableau I.1: Principaux facteurs relatifs au sol surveillant l'acheminement des métaux lourds du sol vers le végétal (D'après Leschber et al., 1984; Rose et al., 1979)

		Transfert très faible	Transfert faible	Transfert moyen	Transfert élevé	Transfert très élevé
pH	neutre-alcalin	Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Pb, Zn, Cd, Tl, As			Se, Mo
	acide	Se, Mo		Cu, Pb, Cr, As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Tl	
Eh	oxydant	Cr	Pb	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd, As	Mo, Se	
	réducteur	Cr, Hg, Cu, Se, Mo, Cd, Pb, As	Zn, Co, Ni			
CEC	élevée	Cu, Ni, Pb	As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn			
	faible				As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn	Cu, Ni, Pb

1.3.2.4. Influence des micro-organismes

Plusieurs processus microbiens sont susceptibles d'agir sur le déplacement des éléments métalliques dans les sols soit par solubilisation, à travers insolubilisation ou grâce à la volatilisation.

1.3.2.5. La température

La température peut intervenir d'une façon directe, facilite la dissolution de composés de l'élément quand elle augmente. Aussi d'une manière indirecte en excitant la biodégradation de la matière organique et donc l'obtention de matières acides ou complexantes.

1.3.2.6. L'humidité du sol

Elle influence d'une façon indirecte en favorisant l'intervention biologique du sol et par conséquent l'élaboration de matières ayant le pouvoir d'activer les micro-éléments, par aération, par contre le facteur d'humidité est susceptible d'atteindre à défaut l'aération du sol.

1.4. Pollution des sols par les ETM

1.4.1 Cas du plomb

1.4.1.1. Généralités et origines

Le plomb issu de la famille des cristallogènes, de notation Pb et a un numéro atomique 82. (Mahan, 1987).

Le Pb à l'état originaire est rare, et dû à son caractère chalcophile il est associé au gisement de sulfures ; on le soustrait de son origine minérale principale, la galène (PbS) qui en renferme 86.6% en poids, de plus des minerais réunis aux Zn (la sphalérite), à l'argent et en grande quantité avec le cuivre (Hurlbut Jr. et Klein, 1982).

Il a deux types d'oxydation 2^+ et 4^+ . La forme tétravalente est un très fort oxydant puissant, or il n'est pas stable dans la nature, à l'opposé de la forme divalente, il est le plus permanent dans l'environnement (Callender, 2003)

En solution dans les eaux naturelles Pb^{2+} il est lié avec les carbonates, puisque ces eaux appartiennent à l'intervalle de pH entre 6 à 8 (Hem, 1976).

Le Pb peut être sous forme ionique dans le sol, soluble ou complexé à peu près intensément aux particules (Raskin et Ensley, 2000).

Les industries productrices et consommatrices de métaux, font leurs décharges dans la nature avec des masses importantes en métaux et en particulier le plomb (Pb)

Elles sont susceptibles de polluer l'environnement (eau, air, sol, plantes).. et aurait une conséquence sur la santé humaine (Garnier, 2005) .

Le plomb est ainsi utilisé pour la production de batteries et accumulateurs, en tant qu'antidétonant dans certains carburants, pour la fabrication de certaines peintures, de canalisations d'eau, de divers produits destinés à la construction (étanchéité des balcons ou des rebords de fenêtres) ou pour la fabrication artisanale de remèdes, cosmétique et récipients.

1.4.1.2. Toxicité du Plomb

Quand les métaux lourds sont omniprésents en quantité importante dans le sol, ils expriment une double menace, ils sont susceptibles d'être transférés par le haut (par les plantes) et par le bas (vers les nappes phréatiques).

Le plomb absorbé par les plantes est donc emmagasiné surtout dans les racines et sa translocation vers les parties aériennes est très limitée (Dahmani-Muller et al., 2000 ; Kohler et al., 2000-a ; Dahmani-Muller et al., 2001 ; Hozhina et al., 2001).

La quantité de plomb dans la plante qui a poussé sur une surface contaminée, est, en général, bien corrélée à la quantité de plomb dans le sol, malgré que cette relation diffère selon les organes de la plante (Kabata-Pendias, 2001).

En effet, le plomb transporté par les particules atmosphériques, source majeure de pollution en plomb, est aussi facilement prélevé à travers les feuilles (Kabata-Pendias, 2001).

Il a été calculé que jusqu'à 95 % du plomb total dans la plante pourrait provenir de dépôts atmosphériques sur les plantes à feuilles (Dalenberg et van Driel, 1990).

Le plomb rassemble dans le corps humain et est nocif. C'est une matière sans activité physiologique qui s'entasse pratiquement dans l'os compact, susceptible par la suite de se transformer en une source interne de pollution.

Le plomb peut entrer dans le corps par digestion, inhalation et parfois à travers la peau. La vitesse à laquelle il est éliminé est très lente, surtout à travers les urines. Il passe par le placenta et s'accumule dans le lait de la mère ; d'où la possibilité d'atteindre le fœtus et le nourrisson.

L'exposition chronique est la principale cause actuelle de l'intoxication au plomb ou saturnisme. Les petits enfants sont sensibles à une intoxication à cause de divers facteurs : ils consomment davantage de poussières par le contact main-bouche, retiennent une quantité plus importante de plomb dans leur corps pour une même exposition que les adultes, et leur système nerveux en pleine croissance est plus susceptible d'être affecté par la toxicité du plomb.

La particularité du saturnisme infantile est qu'il affecte le système nerveux central, entraînant des problèmes au niveau des fonctions supérieures comme l'apprentissage, la mémoire et le comportement, même avec de faibles expositions, et persiste dans le temps. Les symptômes de l'empoisonnement au plomb à un stade précoce ne sont pas spécifiques, rendant ainsi leur détection difficile. En général, c'est la présence de risques d'exposition qui amène le médecin à demander un test de plomb dans le sang. (Almeras et al, 2012))

Le Pb atteint également le seuil du métabolisme total de la plante, surtout la photosynthèse (Fargašová 2001), freine l'élongation des racines (Peng et al. 2005) et peut causer des dégâts au niveau de la membrane (Sharma et Dubey, 2005).

Les plantes subissant la phototoxicité par le Pb, leurs racines deviennent brunes à cause d'une élévation de la subérisation, une baisse du chevelu racinaire, de l'augmentation et l'obtention de biomasse (Piechalak et al., 2002).

Les résultats montrent en réalité que le plomb bloque ou limite la division cellulaire, entraînant un partage plus étroit des racines latérales (Obroucheva et al. 1998). En surplus,

l'exposition au Pb déclenche une dégradation des structures des cellules en se rattachant à leurs composants, surtout le plasmalemmes, ce qui perturbe la cellule au niveau de la perméabilité à l'eau et la balance hydrique de la plante

La plante exposée au Pb est déséquilibrée par la soustraction et l'acheminement d'éléments essentiels en particulier le calcium de même le Fe, K, Mg, Mn et Zn ;

Le Pb est précisément non disponible pour les plantes lorsqu'il est coincé avec la matière organique, adsorbé sur les oxydes ou les argiles, précipité sous forme de carbonates ou d'hydroxydes (Athalye et al. 1995; Blaylock et al., 1997).

Lorsque le Pb s'infiltré dans les racines, il est en relation avec de fortes concentrations en phosphates, un pH élevé et des concentrations considérables en carbonate et bicarbonate dans les espaces intracellulaires, ce qui conduit à l'immobiliser sur les parois cellulaires (Sharma et Dubey 2005).

Pour s'opposer aux effets nuisibles qui résultent de la présence de plomb dans leur milieu de culture, les plantes déclenchent deux types de stratégie.

La première est l'évitement qui consiste à accumuler le plomb dans l'apoplasme ou à l'isoler vite dans les vacuoles s'il atteint le symplasme. Ces mécanismes ne sont pas uniques (Yang et al., 2005 ; Clemens, 2006).

1.4.1.3. Transport et accumulation du plomb

La majorité des recherches ont démontré que le Pb pénètre de manière systématique dans les racines des plantes et est transféré d'une forme apoplasmique en direction des vaisseaux conducteurs et les voies de transpiration, le Pb ne pouvant pas être transporté efficacement de façon symplastique dans les plantes (Clemens et al. 2002; Tung et Temple 1996).

Il peut ensuite soit précipiter avec des phosphates, se déplacer dans le xylème ou être échangé avec le phloème (Brennan et Shelley 1999).

Une fois dans le xylème, il peut être adsorbé sur la paroi cellulaire, le Pb est alors accumulé dans la tige et les feuilles, rend les vaisseaux rigides (Weis et Weis 2004).

Le plomb est accumulé par les racines de 3 à 50 fois plus qu'au niveau des feuilles, le facteur de translocation est ensuite assez faible (Huang et Cunningham ,1996).

Le plomb affecte aussi la nutrition minérale, en émouvant le prélèvement et le transport des nutriments par la plante, tels que Ca, Fe, Mg, Mn, P et Zn, par le blocage de leur entrée ou par la combinaison à eux, et par conséquent les rendre indisponibles pour les plantes (Xiong, 1997).

Le plomb est l'un des métaux les moins aisément transférés dans les parties aériennes des plantes. Alors, la quantité de métal contenue dans les différents organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, ensuite de sa translocation des racines vers les feuilles. Seulement, la majorité du plomb absorbé demeure dans les racines, et une faible proportion est transloquée réellement vers les parties aériennes (Briat et Lebrun, 1999 ; Baize, 1997 ; Patra et al., 2004).

1.4.2. Cas du Nickel

1.4.2.1. Généralités et sources

Le nickel Ni constitue à peu près 20 mg / kg dans la croûte terrestre sa proportion est comprise entre 1400 à 2000 mg / kg dans les roches ultramafiques, sa concentration décroît pour atteindre l'intervalle 20 mg / kg dans les granites. Il est également présent dans les roches sédimentaires entre 5 à 90 mg / kg, la proportion la plus grande se situe dans les dépôts contenant l'argile. (Kabata-Pendias et Pendias, 2011). Le Ni est pris en compte ainsi qu'un oligoélément ordinaire parmi les polluants. Le Ni est évacué dans le milieu à partir d'éléments naturels, de la même façon que les ressources de l'industrie (Shahzad et al., 2018 ; Rahi et al., 2021).

L'évacuation principalement de Ni dans l'environnement, son existence dans les sols cultivés, est un problème prédominant (Shukla et al, 2015). Ses concentrations oscillent entre 10 à 40 ppm dans la majorité des sols or elles dépassent 1 000 ppm dans ceux qui sont serpentins ou les sols améliorés par les minerais de Nickel (Klein et al., 2022).

L'utilisation du nickel est excessive pour fabriquer des aciers Inoxydables (62%), les alliages et superalliages (12%) les aciers et fontes alliées (11%) les traitements de surface (10 %). Les autres formes Nickel-Aluminium. (Chiffolleau, 2001)

1.4.2.2 Toxicité du Nickel

Le nickel et ses composés sont inhalés par les voies respiratoires et absorbé par le tube digestif. Entre 20 à 35 % du nickel inhalé (en qualité de particules peu solubles), sont absorbés par voie orale, quarante fois plus de nickel en passant par le tractus gastro-intestinal.

Présent dans le lait ou dans des boissons et des jus, la biodisponibilité du nickel diminue et existe aussi par voie cutanée. La dermatite de contact, engendrée par l'exposition épidermique, est la conséquence la plus fréquentée du nickel dans la population.

La toxicité aiguë se décompose en deux phases : immédiate et retardée. Les conséquences de l'immédiate sont : les maux de tête, des troubles, des vomissements, de l'insomnie. Une période asymptomatique la précède avant le début de la phase retardée. Cette dernière est principalement pulmonaire. Des décès par cancers bronchiques atteignent les travailleurs qui sont exposés à des concentrations supérieures à 0,04 mg de nickel/m³, sous forme de monoxyde ou de métal. (INRIS, 2006 ; Poëy et Philibert, 2000)

L'accumulation du Nickel et leur transfert constituent donc un danger pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble.

1.4.2.3. Transport et accumulation du Nickel

Le nickel se trouve en grande partie dans les organismes vivants et semble normal au niveau des tissus végétaux, bien que son absence ne bloque pas la croissance des plantes (Verlière et Heller, 1981). Plusieurs études menées au cours des quarante dernières années tendent à démontrer que le nickel, à des concentrations minimales, est important pour le développement des végétaux supérieurs. Cependant, le nickel devient toxique à des concentrations élevées : soit plus de 10 mg·kg⁻¹ pour les plantes sensibles et plus de 50 mg·kg⁻¹ pour les plantes tolérantes (Gerendás et al., 1999), ce qui provoque une phytotoxicité entraînant une chlorose. Le stress causé par le nickel diminue considérablement les échanges gazeux des feuilles, affecte la fonction du photosystème et perturbe l'équilibre osmotique chez la tomate (Jahan et al., 2020). Les racines, qui fournissent des nutriments et de l'eau aux parties aériennes des plantes, sont les premiers organes à être affectés par le nickel (Altaf et al., 2021a).

1.4.3. Cas du Cadmium

1.4.3.1. Généralités et sources

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48 (Mahan, 1987).

Le cadmium se trouve presque dans tous les minerais de zinc (la teneur en cadmium est comprise entre 0.01 à 0.05%). Il existe aussi dans des mines de plomb et de cuivre, ainsi que dans des phosphates naturels (Hurlbut Jr. et Klein, 1982).

Pendant sa spéciation, il est estimé dans la majorité des cas, comme dissous, adsorbé à la portion solide, le cadmium se manifeste en suspension dans les rivières ou dans des eaux proches de leur fond.

L'adsorption du cadmium (Cd) dans la phase solide est considérée comme un risque significatif pour déterminer la concentration de ce métal dans les eaux naturelles (Lum, 1987). Le cadmium provient principalement des activités métallurgiques liées à l'extraction du zinc, où il est présent dans les minerais sous forme de sulfures (ZnS), ainsi que dans ceux de plomb, de cuivre et d'autres métaux phosphatés, tant durant l'extraction que lors de la fusion et de la purification de ces minéraux.

Il n'existe pas de mines de cadmium; sa production est essentiellement métallurgique, dérivée du traitement des minerais de zinc, principalement en Chine et en Corée du Sud (Lefebvre et Tavignot, 2019).

Approximativement, 80 % du cadmium est utilisé sous forme métallique, principalement dans les batteries rechargeables au nickel-cadmium et les piles alcalines. Environ 10 % est employé comme pigment dans divers produits tels que les peintures, les verres et les matières plastiques. Le cadmium est pareillement utilisé pour abaisser les points de fusion de divers alliages, tels que les baguettes de soudure ou de brasure, ainsi que dans la fabrication de roulements à billes, de câbles électriques, de cellules photoélectriques et de semi-conducteurs. De plus, le cadmium agit comme stabilisateur dans certaines matières plastiques, telles que le PVC, afin de les rendre plus résistantes à la chaleur et aux rayons UV. Il se trouve également sous forme d'impuretés dans certains engrais phosphatés, métaux ferreux et non ferreux, ainsi que lors de la combustion de matières organiques fossiles (pétrole, gaz, charbon) et dans les boues des stations d'épuration et de traitement des eaux usées, ainsi que dans les centres d'enfouissement et d'incinération (Andujar et al., 2010).

Le cadmium peut représenter un risque environnemental important, et de nombreux pays ont adopté des législations visant à réduire son utilisation et la dispersion environnementale qui en résulte.

1.4.3.2. Toxicité du Cadmium

Le cadmium est un métal non essentiel à la vie. Une fois absorbé, il se disperse dans l'organisme ; les concentrations les plus élevées se retrouvent principalement dans les reins, les os et les poumons (ATSDR, 2008). Les intoxications par le cadmium et ses composés sont principalement dues à l'inhalation de vapeurs et de poussières, et dans une moindre mesure à l'ingestion d'aliments contaminés. Dans le sang, il est majoritairement intra-érythrocytaire, lié

à l'hémoglobine. La fixation tissulaire est ensuite diffuse sous forme liée à la métallothionéine, une protéine de transport et de stockage dont le cadmium, comme la plupart des métaux, induit la synthèse intracellulaire. Il s'accumule principalement dans le foie et les reins, puis s'élimine par voie urinaire, mais sa demi-vie biologique chez l'homme est de 10 à 20 ans (Series et al., 1998).

Chez l'homme, il provoque des problèmes rénaux et une augmentation de la tension artérielle (Plumlee et Ziegler, 2003). Les effets toxiques du cadmium ne se limitent pas à l'homme ; ils affectent également les végétaux et les animaux (Järup et al., 1999). La phytotoxicité du cadmium se manifeste d'abord par une réduction de la croissance, des chloroses suivies éventuellement par des nécroses, et la plante peut devenir inerte en cas d'intoxication aiguë. La concentration seuil du cadmium perturbant le fonctionnement des plantes non adaptées à ce métal se situe entre 8 et 12 mg/kg (Balsberg Pahlsson, 1989; Abin et al., 2019).

L'origine de la phytotoxicité n'est pas totalement élucidée, mais elle est supposée être due à un dérèglement de la photosynthèse ou de la nutrition minérale (Fe, Ca, Mg, K, et P) (DalCorso et al., 2008). Le cadmium, très mobile dans la solution du sol, peut entrer en concurrence avec d'autres éléments nécessaires, déclenchant un dérèglement de la nutrition minérale de la plante (Benavides et al., 2005).

Cette perturbation causée par le cadmium se traduit par :

La séquestration des ions Ca^{2+} sous forme de cristaux d'oxalate dans les vaisseaux du xylème des plantes traitées au cadmium (Barcelo et al., 1988).

Une augmentation de l'accumulation d'un métal tel que le zinc (Girling et Peterson, 1981).

Schützendübel et al. (2001) ont démontré qu'une prolongation de l'exposition des racines à 50 μM de Cd provoque un arrêt de la croissance. De plus, une exposition prolongée au cadmium entraîne l'apparition de chlorose dans les feuilles, suivie d'une diminution du taux de chlorophylle (Padmaja et al., 1990).

Il est important de noter que le cadmium n'affecte pas la croissance de toutes les plantes de la même manière : *Arabidopsis halleri* et *Małgorzata Wójcik* peuvent continuer à se développer et à se reproduire en présence de cadmium (Dahmani-Müller et al., 2001; Wójcik et al., 2005). Le cadmium entraîne une inhibition de la photosynthèse en perturbant l'ultrastructure des chloroplastes, en limitant la synthèse de la chlorophylle, de la plastoquinone et des caroténoïdes, en affectant le transport des électrons, en bloquant l'activité des enzymes du cycle de Calvin, et en réduisant la disponibilité de CO_2 en raison de la fermeture des stomates (Seregin, 2001).

1.4.3.3. Transport et accumulation du Cadmium

Le cadmium est un élément qui n'est pas essentiel pour les plantes et il est fortement toxique. Sa toxicité est évaluée de 2 à 20 fois plus augmentée que celle des autres métaux lourds (Das et al., 1997) et, pour Pahlsson (1989), il est classé le quatrième métal le plus toxique pour les plantes vasculaires.

Le cadmium est témoin dans la majorité des sols, dissous dans leurs solutions dans la gamme de concentrations des nanomoles sous une manière d'ions libres hydratés et complexés par des ligands organiques et inorganiques. (Wagner, 1993).

L'affectation du cadmium au niveau de la membrane cellulaire est donc réalisée sans doute via des conducteurs en plus des ions divalents surtout ceux du fer et du zinc mais probablement aussi par les canaux à calcium.

Les chemins de l'enfermement du métal dans la racine ont un effet en précisant la vitesse de translocation en direction des parties aériennes de la plante. (Clemens, 2006).

L'aptitude du métal dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante (phytodisponibilité) découle d'un nombre considérable de facteurs bio-géochimiques liés au type du sol et aux structures chimiques du métal dans la solution du sol.

Le transfert vers la plante est soumis spécialement au pH et à la concentration du métal dans le sol, à la présence/absence d'autres cations, du zinc sur tout (de la masse de carbone organique dissout : le cadmium peut être réellement phytoaccumulé sous forme de complexe cadmium-acide organique à poids moléculaire minime (Cieslinski et al., 1998 ; Nan et al., 2002).

1.5. Les métaux lourds dans le système sol-plante

1.5.1 Facteurs physico-chimiques du sol influençant la biodisponibilité des métaux lourds

Lorsque le système racinaire d'une plante est en contact avec du sol et de l'eau contaminés, la plante absorbe les polluants du sol ou de l'eau dans ses tissus et peut être transférée vers les tiges et les feuilles par transpiration. Certains contaminants absorbés par les plantes peuvent être rejetés dans l'atmosphère depuis la surface des feuilles (Wang et Delavar, 2024) (Figure I. 3)

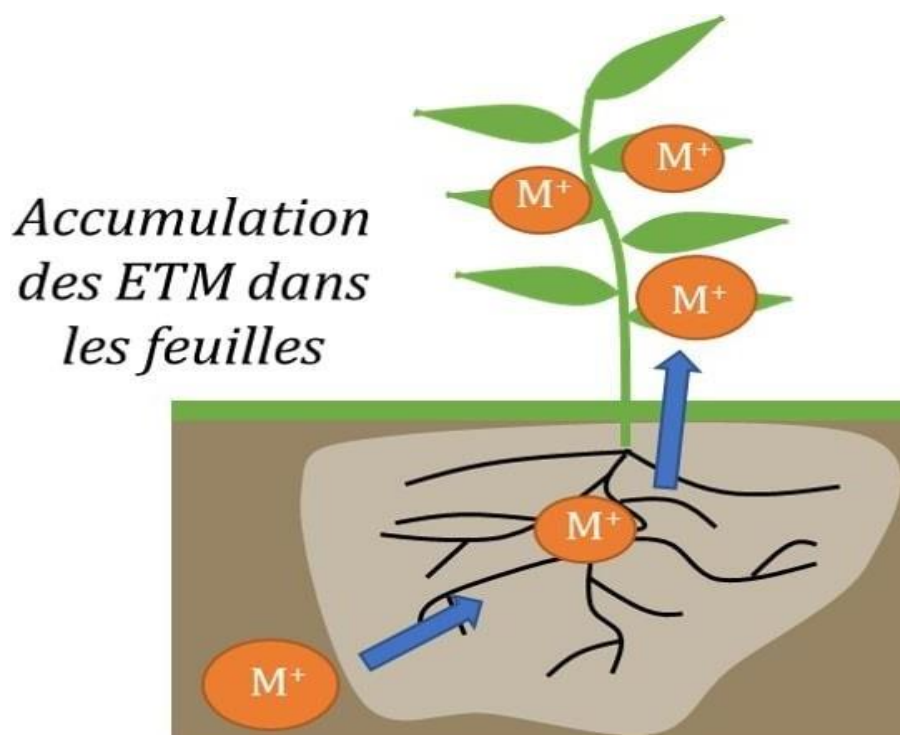


Figure I.3 principe du transfert des métaux vers les parties aériennes de la plante (Grison, 2022) .

Premièrement, les concentrations d'éléments chimiques dans divers types de sols et de paysages de base pourraient entraîner une mobilité et une accumulation différentes de polluants, affectant l'absorption et la biodisponibilité des métaux et des nutriments en raison de mécanismes biogéochimiques complexes tels que la réaction redox, l'adsorption/désorption, la chélation et l'action microbienne. Premièrement, Les ions métalliques sont mouvementés par la sécrétion de chélateurs et absorbés grâce à des mécanismes de de transfert localisés sur la membrane plasmique avant d'être chélatés et/ou acheminées vers la vacuole. Ensuite, les métaux ensuite sont transportés par les racines vers les parties aériennes par le xylème.

Dans la feuille, les métaux se dirigent entre les cellules au moyen des plasmodesmes avant d'être amassés dans les trichomes ou dans les organites internes comme l'appareil de Golgi, la vacuole, le réticulum endoplasmique (Clemens, 2002).

Entre les végétaux tolérants, il est éventuel de distinguer trois grands types différents de méthodes avec des contaminants métalliques, basées sur les rapports entre les teneurs en

métaux lourds du sol et celles des organes aériens des plantes considérées (Baker, 1981). On définit alors :

- **Les « accumulateurs »** l'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes sont en grandes quantités, proportionnellement aux concentrations des métaux au niveau du sol.
- **Les « excluders »** ont une minime concentration foliaire, conservée, stable en contrôlant l'acheminement en commençant par les racines au moment où la concentration dans le sol demeure insuffisamment haute. Autrement, le processus du contrôle est dépassé et un amas considéré intervient entraînant la mort de l'individu.
- **Les « indicateurs »** ne montrent aucun contrôle de la translocation donc les concentrations racinaires et foliaires sont en équilibre, et proportionnelles aux teneurs du sol. C'est pareil, par exemple pour le pissenlit (*Taraxacum officinale*) qui accumule divers métaux lourds en fonction de la pollution environnementale (Kuleff and Djingova, 1984)

Il n'y a aucune relation déterminée entre la teneur des métaux lourds dans le sol et leur absorption par les plantes. L'absorption est en fonction de la solubilité des métaux dans le sol et de ses propriétés, des variations climatiques, des amendements et des systèmes racinaires (Remon, 2000). Dans les sols acides et pauvres en engrais naturels, les métaux lourds sont probablement absorbés par les plantes. Mais, dans les sols basiques, riches en humus, les métaux lourds sont bloqués (Smati et al., 2011)

1.5.2. Mobilité et biodisponibilité des éléments-traces métalliques

La teneur globale d'un élément reflète une idée du « stock » générale de l'élément au bout d'un moment donné.

La mobilité d'un élément est son pouvoir de déplacer d'un compartiment du sol à un autre et la biodisponibilité est connue par l'aptitude de ce même élément de circuler d'un compartiment du sol vers le vivant (Juste, 1988; Vanobberghen, 2011).

C'est aussi que la possibilité d'une teneur totale d'un élément donné dans le sol soit abusive or, si la biodisponibilité est limitée, le péril relatif à l'absorption par la plante de cet élément paraît diminué.

Cependant, cela ne reflète aucune idée sur la réalité du danger des métaux lourds relatif à leur mobilité dans le sol et leur biodisponibilité pour les organismes vivants (Baize, 1994).

Plusieurs facteurs influencent la mobilité des métaux dans le sol.

Les plus reconnus sont le pH, le potentiel redox, la quantité et la composition de la matière organique, la capacité d'échange cationique, la température et l'activité microbiologique.

Certains métaux sont essentiels pour la plante, l'animal et l'Homme. Leur transport et leur concentration sont contrôlés pour maintenir une teneur constante indépendamment de la teneur à laquelle l'organisme vivant est exposé (homéostasie).. (Evlard, A., & Campanella, 2013)

1.5.3. Systèmes de tolérance des métaux

Chaque espèce végétale a son système de tolérance et une seule et même espèce peut développer plusieurs systèmes de tolérance à la fois.

Ce paragraphe reprend les principaux mécanismes de tolérance vis-à-vis des métaux. (Evlard, A., & Campanella, 2013)

Pour pénétrer dans la racine, le métal peut suivre la voie « intracytoplasmique » (symplaste) ou la voie « extracellulaire » (apoplaste) via des mécanismes de transport passif ou actif, qu'ils soient spécifiques ou non. Une fois à l'intérieur de la cellule, le métal peut être expulsé (stratégie d'exclusion).

Des transporteurs de métaux sont alors impliqués dans le transfert des ions métalliques du symplaste vers l'apoplaste. Si le métal reste à l'intérieur de la cellule, la plante peut réduire son impact en régulant sa distribution intracellulaire et inter organes. La plante peut ainsi empêcher le transport des métaux vers les parties aériennes et limiter leur accumulation aux racines, ou, à l'inverse, favoriser leur accumulation dans les parties supérieures (stratégie d'accumulation). (Evlard, A., & Campanella, 2013)

1.5.4. Impact des métaux lourds sur les plantes

La pollution des sols agricoles par des métaux lourds s'est transformée en une préoccupation fondamentale de l'environnement en raison de leurs répercussions écologiques négatives et de leurs incidences délétères aiguës et durables sur les plantes cultivées sur ces sols (Yadav, 2010).

La pollution des sols par les métaux lourds favorise leur absorption par les plantes, entraînant leur accumulation dans les tissus végétaux et des conséquences possibles phytotoxiques visibles (Figure I.4) reflétés en termes de chlorose, nécrose, flétrissement, inhibition de la croissance et brunissement des extrémités des feuilles (Ghnaya et al., 2016).

Les métaux déclenchent même des dégradations de l'efficacité des membranes en impliquant la peroxydation des lipides, la dégradation de la perméabilité de la membrane plasmique atteignant de cette manière à la dispersion des ions, excitent des déséquilibres du métabolisme du chlorose en bloquant la biosynthèse de la chlorophylle et en cernant l'activité des enzymes causés dans la fixation du CO₂ (Bouazizi et al., 2010; Lamhamdi et al., 2013).

Certes, l'absorption des métaux par les plantes dépend surtout de leur concentration, au type du sol et ses caractéristiques et aux espèces végétales (Fahr et al., 2013).

En plus, les métaux ont la capacité de substituer les éléments fondamentaux ou des enzymes qui déséquilibrent par la suite leur fonction et causent des résultats toxiques indirects (Asati et al., 2016). Au niveau de ce stage, la contamination par les métaux lourds rend le sol inconvenant à la croissance des plantes et abîme la biodiversité, ce qui produit des rendements faibles (Etesami, 2018; Kukreja et Goutam, 2012).

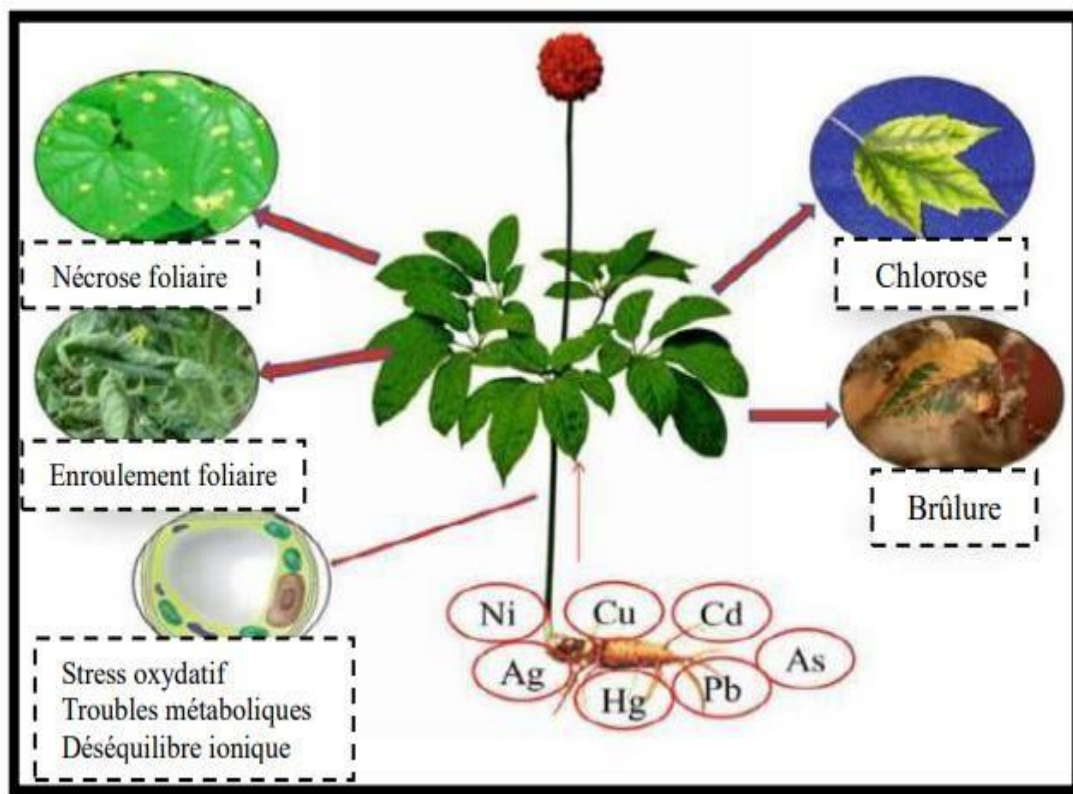


Figure I.4 : Impact des métaux lourds sur les plantes (Liu et al., 2015).

2. Techniques de dépollution des sols :

L'utilisation d'une technique de dépollution du sol contaminé dépend de plusieurs critères technologiques, organisationnels, économiques, environnementaux et sociopolitiques.

Le travail sur un écosystème pollué permet la mise en place des systèmes de remédiation/restauration sélectionnés et de la gestion à long terme.

Pour procéder à une gestion optimale, il faut établir une évaluation de l'état sanitaire de la zone par une analyse précise de la polluée (nature chimique, niveau de contamination, ...) et une évaluation des effets toxiques et ensuite une analyse des perturbations écologiques.

L'utilisation d'une technique au lieu d'une autre dépend de plusieurs critères : technologiques, organisationnels, économiques, environnementaux et sociopolitiques (Nathanail et al., 2002 ; Edwards ,2005).

Les stratégies de traitement des matrices polluées reposent sur des opérations dites 'hors site', 'sur site' et 'in situ' (Simonnot and Croze, 2008).

Ces opérations de traitement peuvent être résumées comme suit (Figure I. 5):

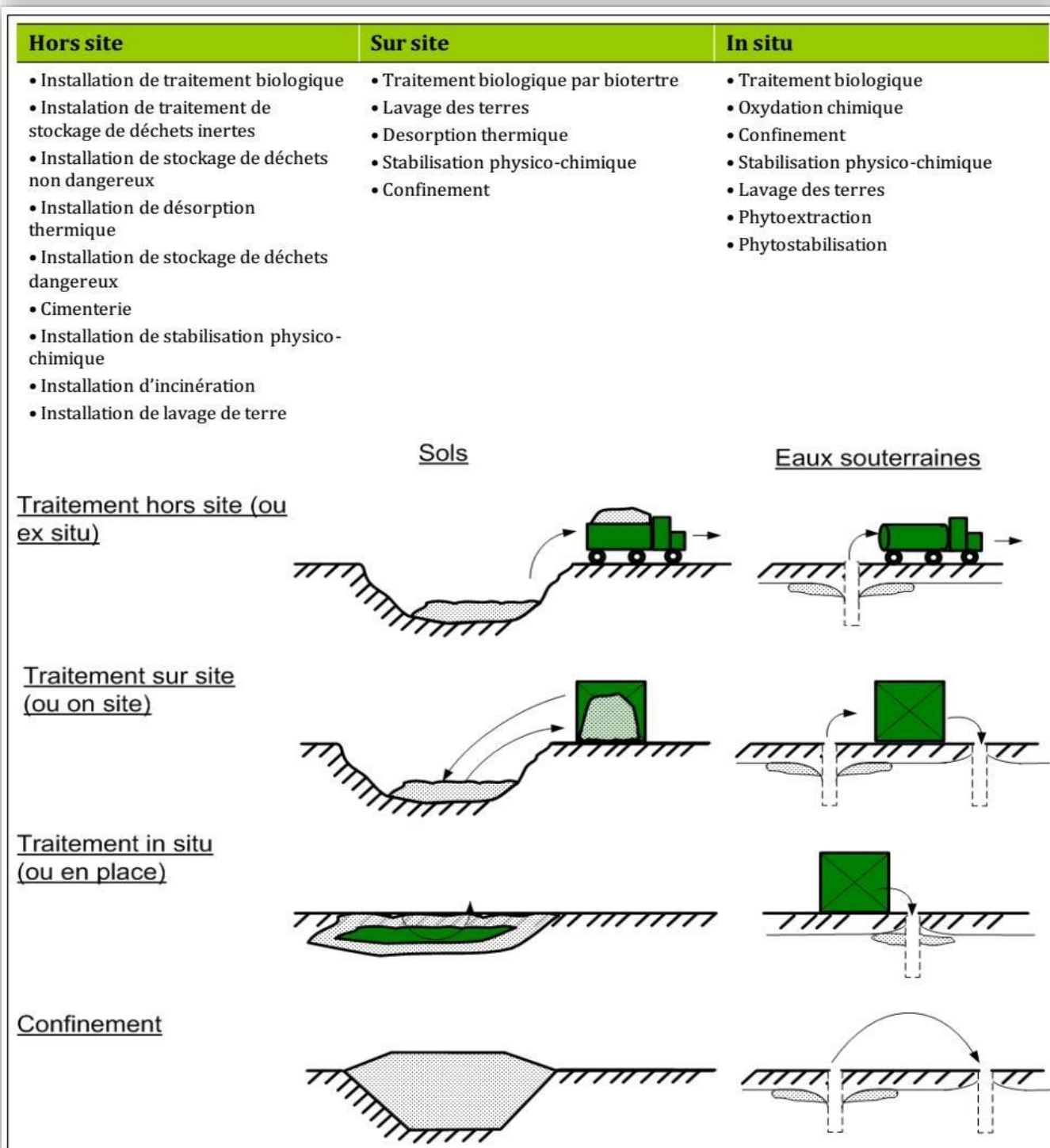


Figure I.5: Techniques de dépollution des sites (Hyman & Dupont , 2001; ADEME ,2009)

- Les traitements ‘hors site’ permettent l’excavation/extraction du milieu pollué (déchets, terre, eau) et son évacuation vers un centre de traitement spécialisé (incinérateur, centre d’enfouissement technique, ...),
- Les traitements ‘sur site’ se récapitulent à excaver les terres ou les eaux polluées et à les traiter sur le site même,
- Les traitements ‘in situ’ correspondent à un traitement sans excavation, le sol et les eaux souterraines sont laissés en place. Alors il faut extraire le polluant seul, le dégrader ou de le fixer dans le sol.
- Confinement : il consiste à empêcher/limiter la migration des polluants. Cette méthode peut être combinée au traitement ‘sur site’ et ‘in situ’ et ne pas faire l’objet d’une technique de traitement à part entière.

(Hyman & Dupont , 2001; ADEME ,2009)

2.1. Techniques physico-chimiques

Les techniques de remédiation physique sont appréciées pour leurs résultats rapides, dépassant souvent les méthodes biologiques et chimiques en termes de rapidité, cruciales pour une réduction immédiate des risques (Arumugham, et al., 2021). Ces méthodes traitent efficacement divers contaminants et sont particulièrement connues pour extraire directement les polluants, réduisant ainsi les risques liés à la rétention de polluants in situ, courante dans les approches biologiques.

L'adaptabilité est un autre avantage, avec des options d'applications in situ (sur site) et ex situ (hors site), qui peuvent être adaptées en fonction des besoins et des contraintes spécifiques du site.

Les techniques de dépollution chimique, malgré leur efficacité, présentent plusieurs inconvénients. Ils peuvent conduire à une pollution secondaire en produisant des sous-produits nocifs ou en transformant les contaminants en d'autres substances toxiques, nécessitant souvent un traitement supplémentaire (Jinlan, et al., 2016) . .

Les applications in situ peuvent perturber le site, en l’affectant potentiellement, les caractéristiques et la spécification des nappes phréatiques. De plus, ces méthodes peuvent rencontrer une résistance réglementaire et publique, en particulier dans les zones résidentielles ou écologiquement sensibles (Daniel et al., 2022).

Entre les méthodes physiques, l'excavation admet à enlever la couche de sol contaminé et de le mettre en dépôt loin de sa source. Elle cause des difficultés étant donné que le sol contaminé n'est pas détruit mais tout simplement déplacé et il est obligatoire en plus de disposer du sol non contaminé pour remplacer le sol enlevé.

En ce qui concerne les techniques chimiques, toutes ces méthodes sont la plupart du temps, difficiles à mettre en place, coûteuses et nuisible pour l'écosystème. Les techniques de phytoremédiation sont une option moins coûteuse et non nuisible (Daniel, et al., 2022).

(Tableau I.2)

Tableau I.2: Les techniques de remédiation d'une contamination métallique du sol

Techniques physique	Techniques physique	phytoremediation	Techniques mixtes
Excavation	Lessivage	Phytoextraction	Phytostabilisation
Solidification	Précipitation	Phytostabilisation	Utilisations des
Vitrification	Echange d'ions	Phytofiltration	mycorhizes
Tamassage du sol	Adsorption	Phytovolatilisation	
Couverture du sol	Chaulage	Phytodégradation	
Labourage des horizons profonds		Atténuation naturelle	
		Paillage	

2.2. Les méthodes de bioremédiation

La bioremédiation est une technologie plus écologique qui se base sur l'utilisation d'organismes ou de micro-organismes pour affaiblir ou extraire les polluants du sol. Le traitement en réacteur, ou bioslurry, repose sur la création d'une boue épaisse en mettant le sol en suspension avec de l'eau et des micro-organismes. La biodégradation est ainsi stimulée par oxygénation et apport de nutriments. Cette technique s'applique spécialement aux sols difficiles à traiter et aux substances peu biodégradables ; elle permet un contrôle plus efficace des conditions de la biodégradation (homogénéisation, chauffage, apports de nutriments...), ce qui implique une biodégradation augmentée. Le landfarming repose sur l'épandage de terres contaminées sur des surfaces plus ou moins préparées à l'avance. Cette méthode est pratiquée principalement ex situ, mais également in situ sur une épaisseur ne dépassant pas 50 à 60 cm. Le traitement biologique par aération du sol, ou bioventing, fournit aux micro-organismes

présents dans le sol l'oxygène nécessaire à la biodégradation par injection d'air. (Vidali, 2001 ; Gentry et al., 2004).

La bioremédiation par les plantes « Phytoremédiation » , est une particularité de la « bioremédiation » qui indique la totalité de méthodes qui a pour objectif l'exploitation de la capacité de certaines plantes pour dépolluer et stabiliser des sites (sols, eaux) contaminés par différents polluants (organiques et inorganiques) (Cheng, 2003).

La complexité de la bioremédiation souligne l'importance de comprendre l'écologie microbienne et la science du sol, ainsi qu'une planification et une surveillance rigoureuses. (S. Hellmann, et al., 2024)

2. 2 .1. L'atténuation naturelle

L'atténuation naturelle est un processus par lequel des polluants présents dans l'environnement sont réduits ou éliminés sans intervention humaine directe (Mulligan et Yong 2004).

Ce processus repose sur des mécanismes naturels tels que la biodégradation, la dispersion, la dilution, la volatilisation, l'adsorption, et les réactions chimiques et biologiques qui peuvent transformer ou immobiliser les contaminants.

Cette pratique est seulement consacrée pour un nombre restreint de sites à cause du temps de dépollution qui peut quelquefois rattraper plusieurs dizaines d'années et de la surveillance permanente qui est exigée (Heitzer et Sayler ,1993).

2. 2 .2 . La biostimulation

La biostimulation implique l'ajout de nutriments ou d'engrais (souvent appelés amendements) pour stimuler la croissance et l'activité métabolique des microbes indigènes.

L'ajout de nutriments limitants au système augmente la capacité de dégradation de la population microbienne déjà présente. Les sites adaptés à la biostimulation comprennent ceux qui ne nécessitent pas de nettoyage urgent, ceux à concentration modérée de contaminants, ceux ayant un long historique de contamination ou ceux se trouvant dans un aquifère pollué confiné (Ritter, et al., 1995).

2. 2 .3 . La bioaugmentation

La bio augmentation est la supplémentation intentionnelle d'un site pollué avec des micro-organismes dégradants spécifiques à un contaminant. Cette pratique croit la quantité du dégradants, activant de cette manière la biodégradation des polluants (Eze, M.O, et al., 2021).

Cette méthode paraît fondamentale lorsque la matrice à analyser est appauvrie en microorganismes dont ils sont adoptés en masse, ex situ, sous surveillance, avant de les libérer dans la matrice à traiter.

Elle peut entraîner un bénéfice en temps important pour la remédiation : 43 jours suffisaient à la bioaugmentation afin d'octroyer un résultat pareil pour dégradation de polychloroéthènes que la biostimulation durant de 121 jours (Lendvay et coll, 2003).

Les interactions entre les cellules bactériennes et les métaux sont dirigés par des mécanismes passifs ou actifs (Chang, 1997; Haferburg & Kothe, 2007) :

- Les premiers ne relèvent pas du métabolisme et alors de l'état physiologique des cellules (vivantes ou mortes), ils sont instantanés et réversibles. Ils se produisent à l'interface cellule/solution et mettent des mécanismes en risque comme l'échange ionique, la complexation de surface ou la précipitation.
- Les deuxièmes relèvent du métabolisme des cellules et sont alors spécifiques à chaque souche bactérienne, ils sont plus lents et couramment inductibles. Ces interactions passives et actives reposent sur la structure cellulaire et sont aptes d'intervenir en même temps.

La plupart du temps, on considère que les métaux lourds peuvent être fixés dans la structure cellulaire et donc biosorbés sur des sites de liaisons. Cela ne dépend pas du métabolisme et est renommé par le terme de biosorption ou « passive uptake » (Malik, 2004).

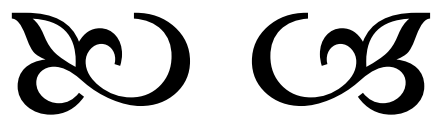
Les métaux peuvent aussi entrer les cellules en passant la membrane par l'intermédiaire du métabolisme. Ce genre d'assimilation est connu sous le terme d'assimilation ou « active uptake » (Malik, 2004).

Ces deux genres d'interaction sont habituellement regroupés sous le terme de bioaccumulation. Chez les cellules métaboliquement actives, l'assimilation passe par deux phases. Une phase initiale de biosorption accélérée suivi d'une phase plus lente d'assimilation active qui dépend du métabolisme et des métaux considérés

Dans cette étude, nous avons appliqué la méthode de phytoremédiation, qui consiste à utiliser des plantes pour extraire, stabiliser ou dégrader les polluants présents dans le sol. Cette technique, considérée comme une solution écologique et durable, permet de traiter les sols contaminés en exploitant les capacités naturelles des plantes à accumuler ou à transformer les substances toxiques. En mettant en œuvre cette approche, nous visons à réduire la concentration des polluants dans le sol tout en favorisant la restauration de l'écosystème affecté.



Chapitre II. La phytoremédiation



1. La phytoremédiation

1.1. Définition de la phytoremédiation

La phytoremédiation est une technologie de dépollution qui utilise des plantes pour éliminer, stabiliser ou dégrader les contaminants présents dans le sol, l'eau et l'air. Cette méthode exploite les capacités naturelles des plantes à accumuler, transformer ou immobiliser les substances toxiques, telles que les métaux lourds, les pesticides et les hydrocarbures. Elle est considérée comme une solution écologique et économique pour la réhabilitation des sites contaminés, car elle minimise les perturbations environnementales et peut être mise en œuvre in situ. (Salt et al.; 1995 ; Bhat et al., 2022 ; Oladoye et al., 2022).

Beaucoup de ces catégories se chevauchent considérablement dans leur signification et leur mécanisme de phytoremédiation (Syta et al., 2021).

Cunningham et Berti (1993) définissent la phytoremédiation en tant qu'une technique qui utilise les plantes vasculaires afin d'éliminer les polluants de l'environnement ou les rendre inoffensifs dont sont divisées en deux groupes : Les pseudométallophytes poussent sur les sols contaminés et non contaminés et les métalloytes absolus ne poussent que sur les sols qui sont contaminés par des métaux et riches naturellement en métaux.

Il existe des plantes adaptées aux minéraux qui sont souvent considérées comme des espèces communes qui leur sont conformes aux gisements métallifères. Elles sont susceptibles pour la la phytovolatilisation et phytostabilisation ainsi que pour l'analyse des mécanismes de tolérance or leur pouvoir d'assembler des métaux aux niveau des parties aérienne et négligeable (0.005 à 0.05% de la matiere sèche (Baker AJM, 1997).

La phytoremédiation a été conseillée autant qu'une solution possible afin de traiter les sols moyennement pollués par rapport aux méthodes d'excavation coûteuses associées à un traitement ou un dépôt sur / hors site (Ernst, 1996 ; Frick et al., 1999).

1.2. Techniques de phytoremédiation

Le mot phytoremédiation englobe deux techniques de remédiation (**Tableau I.3**)

- La phytostabilisation a pour but de minimiser le transfert des contaminants, surtout des métaux, dans des sols ou des sédiments contaminés.
- La phytodécontamination qui cible la teneur afin de restreindre des contaminants omniprésents dans le milieu (Buchanan et al., 2002).

Tableau I.3: Vue d'ensemble des différentes technologies de phytoremédiation (EPA,2000)

Mécanisme	But du processus	Milieu	Contaminants	Plantes
Rhizofiltration	Extraction et capture du contaminant	Eau souterraine et de surface	Métaux et radionucléides	Tournesol, moutarde indienne, jacinthe d'eau
Phytostabilisation	Contenir le contaminant	Sol, sédiments et boues	Arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc	Moutarde indienne, peupliers hybrides, graminées
Phytoextraction	Extraction et capture du contaminant	Sol, sédiments et boues	Métaux : argent, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, manganèse, mercure, molybdène, nickel, plomb et zinc Radionucléides : Strontium 90, Césium 137, Plutonium 129, Uranium 234 et 238	Moutarde indienne, Thlaspi, Alyssum, tournesol, peupliers hybrides
Phytodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues, eau souterraine et de surface	Composés organiques, solvants chlorés, phénols, herbicides et munitions	Peupliers et herbes
Rhizodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues et eau souterraine	Composés organiques (HAP, pesticides, solvants chlorés et BPC)	Peupliers hybrides, peuplier deltoïde, saules
Phytovolatilisation	Extraction du contaminant et relâchement dans l'atmosphère	Eau de surface, sol, sédiments et boues	Solvants chlorés et quelques composés inorganiques (arsenic, mercure et sélénium)	Peupliers

1.3 Phytostabilisation

La phytostabilisation est une technique applicable aux sols contaminés par des métaux et des sédiments, consistant à utiliser la revégétalisation pour immobiliser les contaminants et empêcher leur dispersion dans l'environnement, notamment vers les eaux souterraines et les zones habitées. Cette méthode vise à réduire la mobilité des contaminants dans les écosystèmes, limitant ainsi leur potentiel d'impact environnemental et sanitaire. (Figure I. 6). Cette stratégie est plus rentable pour la remédiation des sols très pollués. Elle fait appel aux plantes tolérantes non accumulatrices pour que les métaux n'interviennent pas dans la chaîne alimentaire.

Les plantes tolérantes aux métaux sont utilisées pour abaisser la mobilité des métaux afin de réduire les risques de dégradations supplémentaires de l'environnement en procédant au lessivage dans les eaux souterraines ou par la propagation aérienne (Rai et al., 2021).

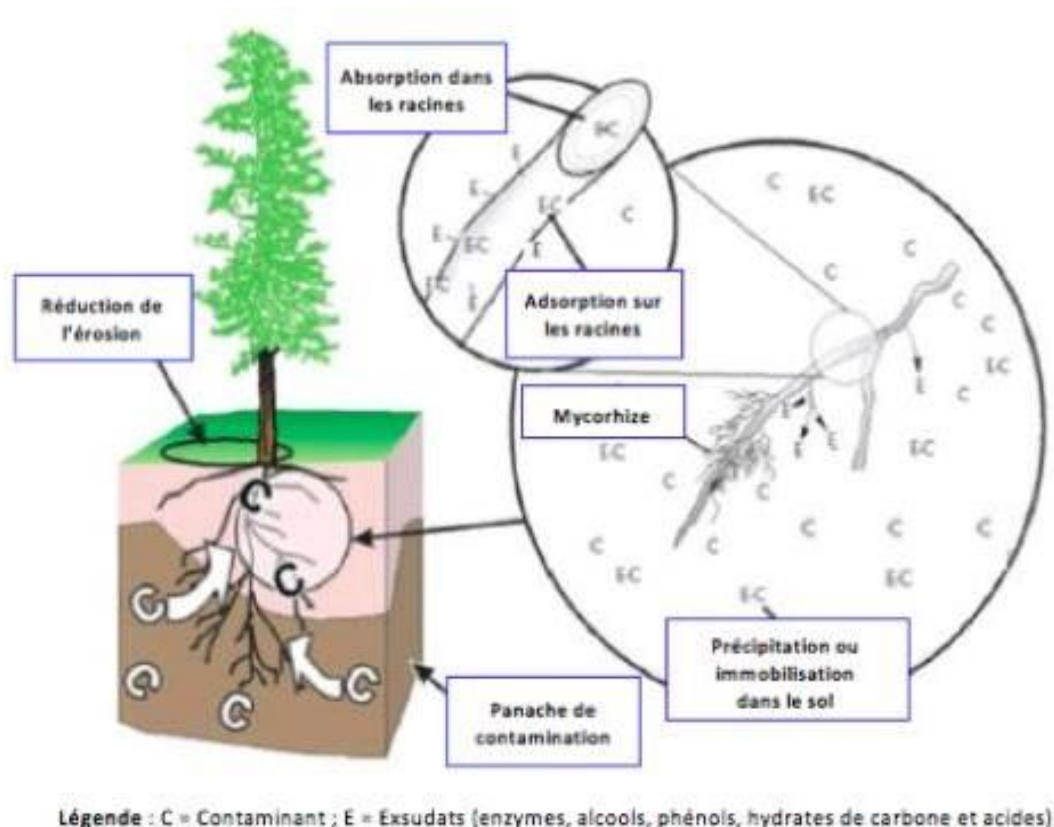


Figure I. 6: Schéma de la Phytostabilisation (ITRC, 2001)

I.4 La phytodécontamination

I.4.1 Phytovolatilisation

Dans cette méthode, les racines absorbent les contaminants solubles, transloqués vers les feuilles et évacués dans l'atmosphère par les stomates ; moins toxiques ou après une transformation métabolique (**Figure I. 7**).

De la même façon, le sélénium par exemple est susceptible d'être relâché dans l'atmosphère sous forme de diméthyl sélénite ou de diméthyl disélénite et le mercure aussi volatilisé après réduction (Pilon-Smits et al., 2014 ; Zayed et al., 2020).

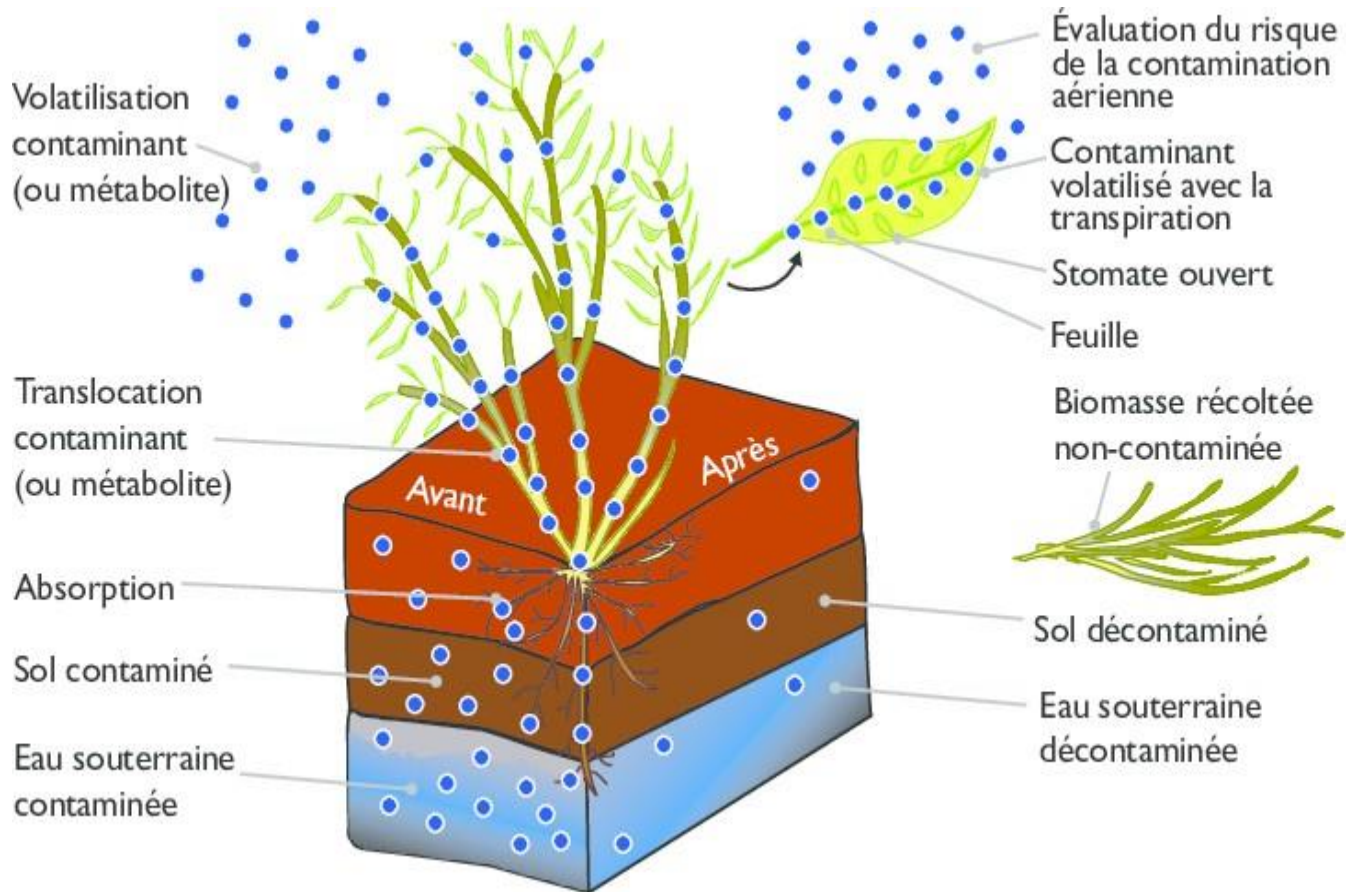


Figure I. 7: Schéma de la phytovolatilisation (louise.h , 2016)

1.4.2 Rhizofiltration

C'est un jumelage de la phytoextraction et de la phytostabilisation afin de nettoyer les eaux contaminées.

L'adsorption, l'absorption ou la précipitation des métaux toxiques à travers les racines possède un rôle important dans cette pratique et par conséquent des surfaces de racines sont obligatoires. Malgré qu'elle soit plus utilisée pour les contaminants inorganiques, la rhizofiltration a également été appliquée aux eaux contenant des polluants organiques (herbicides, nitrotoluène, hydrocarbures...). Ces composés peuvent être métabolisés et la rhizofiltration devient alors de la phytodégradation (Aoun,2008).

1.4.3 Phytodégradation

La phytodégradation (ou phytotransformation) dépend de la transformation des polluants organiques en composés peu toxiques même complètement minéralisés (**Figure I. 8**) ; elle

est accomplie à partir de multiples enzymes, internes ou sécrétées par la plante (Chaudhry et al., 2016).

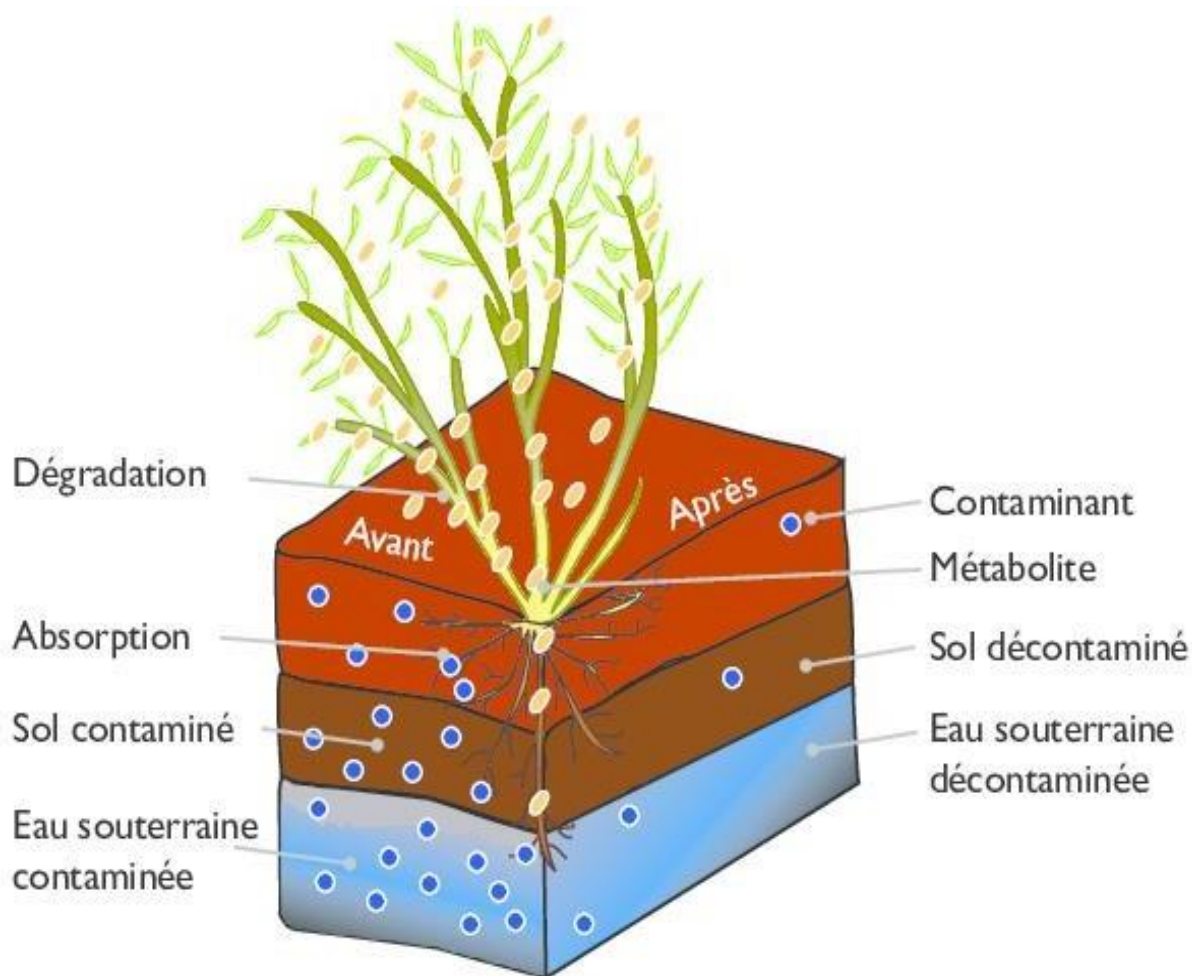


Figure I. 8: Phytodégradation des contaminants organiques (louise.h , 2016)

1.4.4 La rhizodégradation

La rhizodégradation appelée aussi phytostimulation (**Figure I.9**) se fait aux alentours du sol qui limite les racines des plantes où les bactéries utilisent les composés naturels libérés par les cellules racinaires comme substrat, accélérant ainsi la dégradation des polluants. Cellules végétales améliorent la structure du sol, permettant le transport de l'eau et l'oxygénation. (Chen et al, 2022)

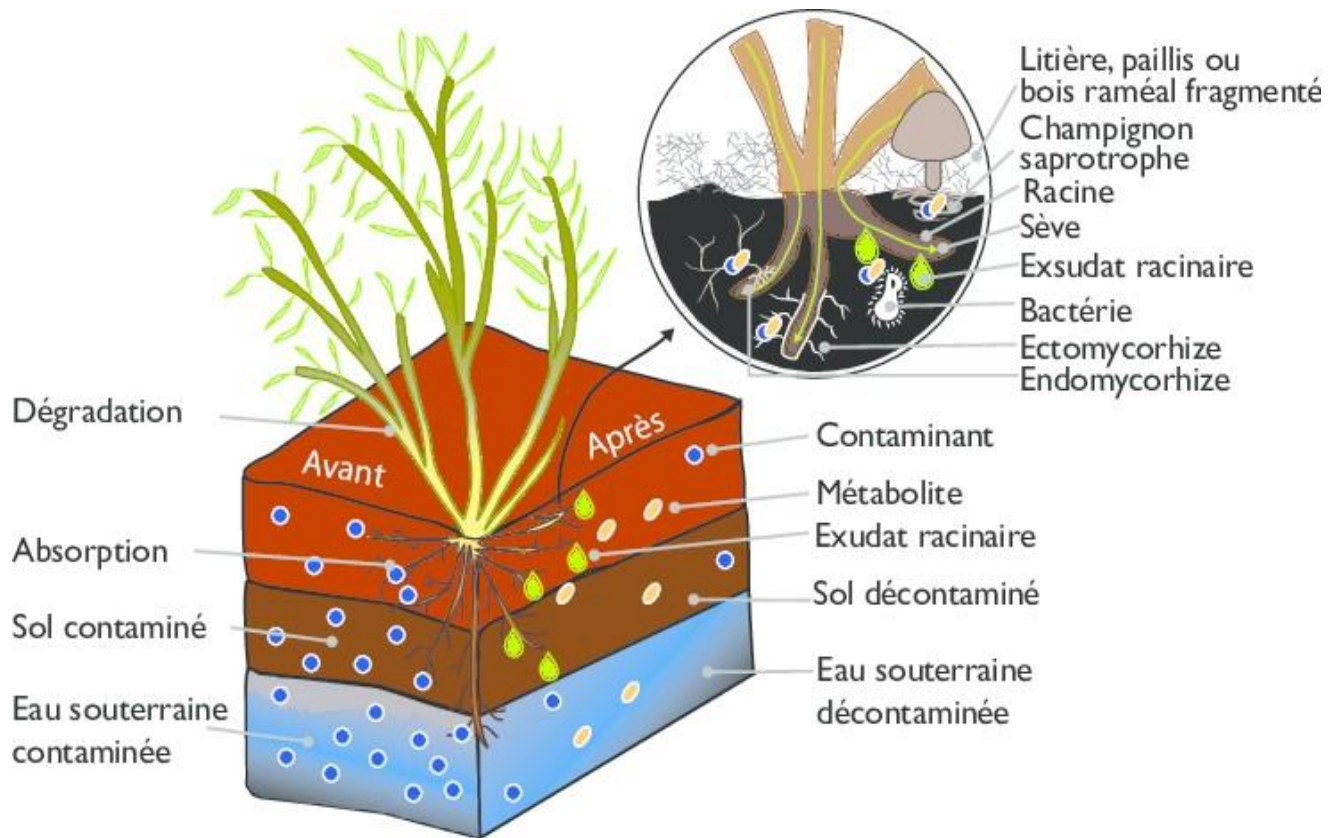


Figure I.9 : Mécanisme de rhizodégradation (louise.h ; 2016)

C'est une stratégie, assistée par les microbes, repose sur l'inoculation de bactéries favorisant la croissance des plantes et/ou de champignons souvent sous forme de consortiums, pour faciliter la croissance des plantes et performances dans les conditions difficiles qui caractérisent sols contaminés. (Waseem et al., 2024)

Il est intéressant de noter que le domaine de la phytoremédiation a récemment orientée vers la phytogestion (Moreira et al., 2021), un concept axé sur l'utilisation de plantes pour générer des produits et un écosystème services tout en assainissant un sol contaminé. Les sites contaminés par des métaux peuvent cacher d'autres risques différents de ceux associés à la toxicité des métaux. À propos, du métal contaminé les sols peuvent être des réservoirs de bactéries résistantes aux antibiotiques (ARA) et gènes de résistance aux antibiotiques (ARG) (Alkorta et Garbisu, 2021 ;Cai et al., 2023 ; Song et al., 2024).

1.4.5 Phytoextraction

C'est la technique qui utilise des plantes accumulatrices afin de transporter les métaux lourds du sol et les accumulés dans les parties récoltables de la plante (Nanda Kumar et al., 1995). La phytoextraction, paraît la solution souhaitable pour éliminer les contaminants du sol et les séparer sans détruire la structure et la fertilité du sol (Ghosh et Spingh, 2005; Pilon-Smits, 2005). (Figure I. 9)

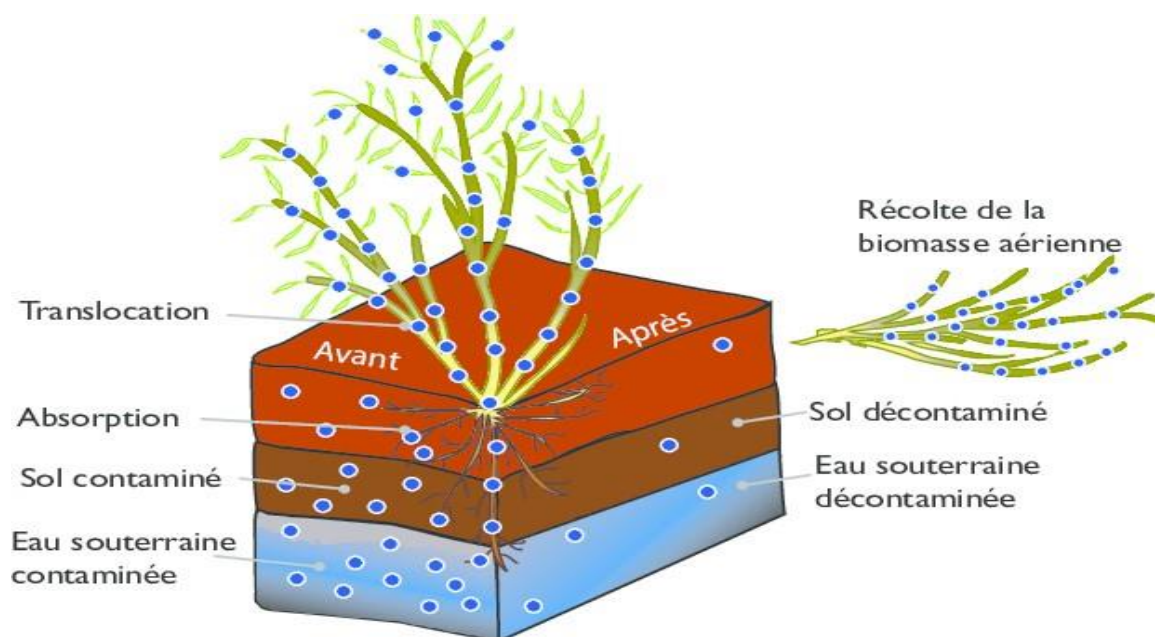


Figure I. 9 mécanisme de phytoextraction (louise.h , 2016)

2. Phytoextraction des sols contaminés par les métaux lourds

La phytoextraction est donc basée sur la faculté des végétaux à tolérer les contaminants, à les prélever par leurs racines puis à les transférer et à les accumuler en quantité significative dans leurs parties récoltables, le plus souvent les organes aériens (tige, feuilles, organes reproducteurs). Elle suppose la biodisponibilité du polluant dans le sol. (Yanitch et al., 2020). C'est pour cette raison que les plantes susceptibles d'accumuler des métaux lourds sont cultivées sur des sites pollués, et la biomasse aérienne enrichie en métaux est collectée, ce qui entraîne l'élimination d'une partie du polluant du sol. Puisqu'il est beaucoup plus facile de récolter des pousses que des racines, le transfert de métal vers les pousses est un processus physiologique important. (Figure I. 11)

L'approche de phytoremédiation la plus efficace pour éliminer les métaux lourds et les métalloïdes des sols perturbés est la phytoextraction. C'est aussi l'option la plus fiable commercialement.

L'efficacité de la phytoextraction en tant que solution possible de traitement de la pollution de l'environnement dépend de divers paramètres, notamment la biodisponibilité des métaux lourds, les caractéristiques du terrain, la spéciation des métaux lourds et pouvoir de la plante à absorber les métaux et à accumuler des composants aériens (Yan et al., 2020).

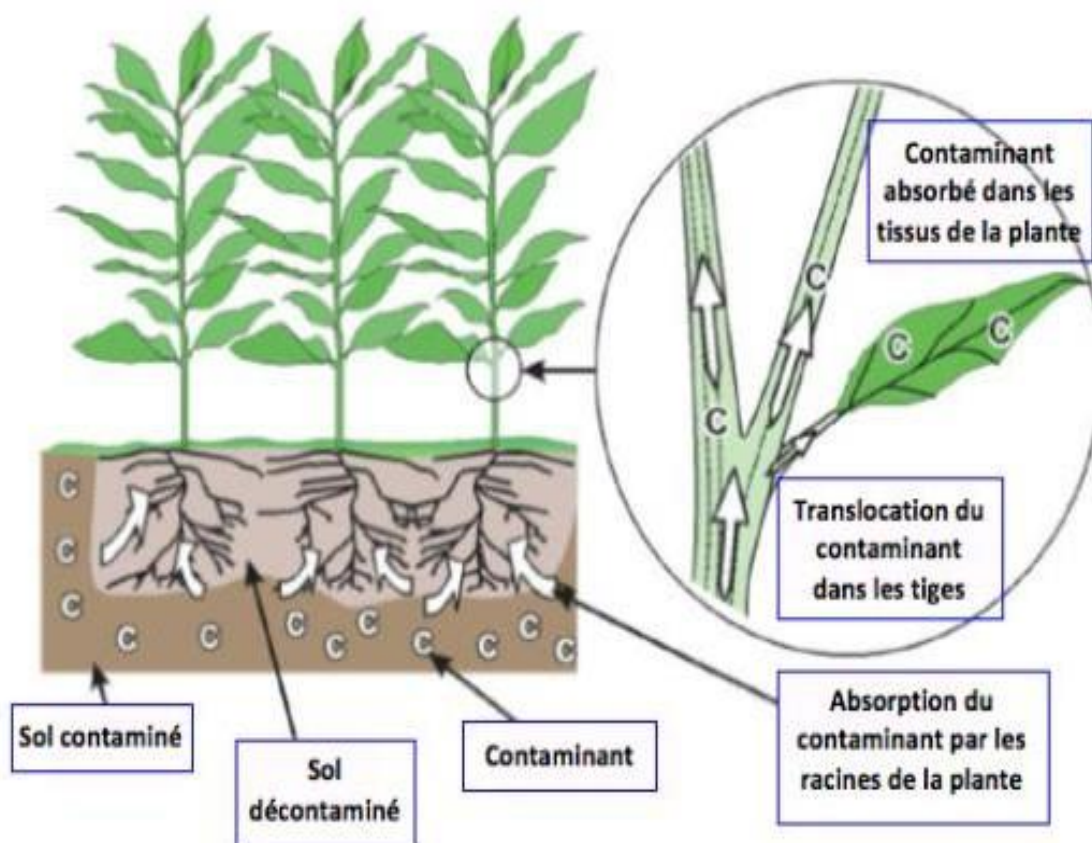


Figure I. 11: Phytoextraction, absorption des contaminants (ITRC, 2001)

Une biodisponibilité faible peut restreindre parfois l'absorption des métaux du sol par les plantes, la raison pour laquelle des chercheurs s'intéressent aux effets de développement chimique de la phytoextraction des métaux dans le sol en intervenant des agents mobilisateurs chimiques ($C_6H_8O_7$, EDTA, acides....)

Elles ont été étudié en combinaison avec beaucoup de plantes non hyperaccumulatrices or à biomasse élevée (c'est-à-dire le saule (*Salix* spp.), le peuplier (*Populus* spp.), tournesol (*H.*

annuus) et moutarde indienne (*B. juncea*) pour enlever les métaux des sols (Blaylock et al., 1997).

La quantité de métal absorbée par le système racinaire et transférée dans les pousses ne relève pas seulement du pourcentage du métal dans la fraction biodisponible, mais aussi de la forme (libre ion ou lié à un complexant) dans laquelle ils sont présents dans cette portion (Kamnev et al., 2004).

Les parties supérieures de la plante contiennent des métaux de 4 à 5% de leur masse séchée même si la plante s'expose à une réaction non bénéfique.

L'extraction des métaux toxiques peut être provoquée par l'ajout de quelques chélates au terrain qui font que les métaux soient dissolubles davantage et croissent de cette manière la disponibilité (Raskin et al., 1997).

Après la récolte, les plantes subissent un traitement par des techniques relevant de la chimie, de la biologie. Cette pratique à un seuil où elle pas fonctionnelle pour des lieux extrêmement pollués. Le seuil doit atteindre des valeurs de la capacité des plantes ayant un pouvoir d'absorption. (Cunningham et al., 1995).

II.1 Les stratégies de phytoaccumulation

Deux méthodes envisagées pour la phytoextraction idéale des terrains envahis par les EMS : la phytoextraction naturelle et celle induite ou provoquée. (**Figure I. 12**)

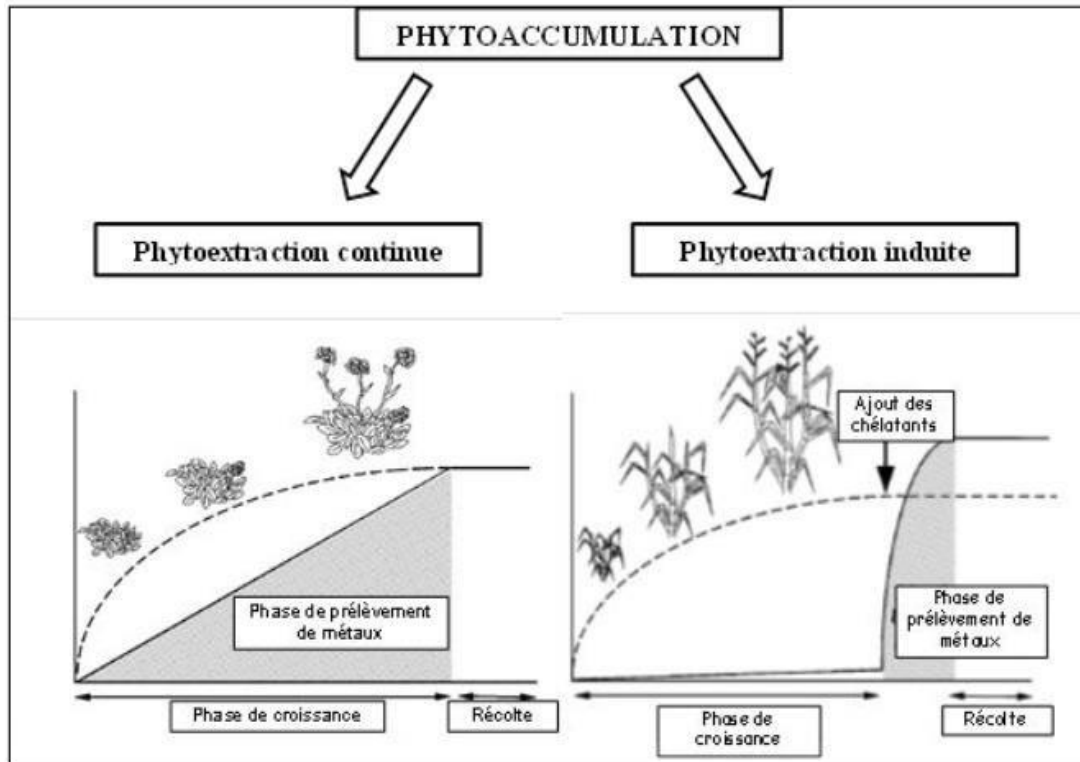


Figure I. 12: Méthodes de la phytoaccumulation provoquée (Salt et al., 1998).

II.1.1 Phytoextraction continue

Elle se sert uniquement des plantes ayant la capacité d'extraire sans l'intervention d'autres facteurs, des teneurs considérables de métaux se trouvant sur des sites pollués sans la présence des indices de toxicité. Donc, C'est l'utilisation des plantes hyperaccumulatrices ayant le pouvoir d'extraire d'une façon naturelle de quantités importantes de métaux lourds des sol.(Baker et al., 1994).

II.1.2 Phytoextraction assistée (induite)

C'est une technique préconise l'utilisation des plantes à biomasse élevée, non hyperaccumulatrices susceptibles d'absorber des grandes quantités de métaux du sol en améliorant leurs solubilités par l'application d'agents mobilisateurs chimiques tels que l'acide citrique, l'EDTA (acide éthylènediaminetétraacétique) et NTA (acide nitrilotriacétique).

Elle est subordonnée à l'ajout de chélateurs qui permettent à des plantes qui ne sont pas en mesure de l'absorption or elles possèdent une biomasse importante l'en leur permettant par des chélateurs par application sur un terrain ou sans dans un milieu qualifié de l'hydroponie (Huang et al., 1997) soit par arrosage en pulvérisation foliaire (Evangelou et al.,2007).

Il est conseillé de se servir des molécules biodégradables comme l'EDDS ou l'acide citrique à la place de l'EDTA. Certainement, ce dernier peut subir légèrement la photodégradation et la biodégradation et élabore des complexes fixes avec quelques éléments-traces qui sont de cette façon lavables sans difficultés et enfin capables à en faire partie de la chaîne trophique.

Par ailleurs, des démonstrations ont révélé la nocivité de l'EDTA sur des cas de microorganismes et quelques plantes, engendrant dans cette situation une réduction de la biomasse aérienne. (Grcman et al., 2001).

L'emploi de l'acide citrique est probablement excitant du fait qu'elle est naturelle, et n'est pas nocive pour les plantes et facilement dégradable dans le sol (Meers, 2005 ; Smolinska et Krol, 2012).

Les Principales caractéristiques des deux stratégies de phytoextraction des métaux des sols naturelle et assistée sont présenté dans le (**Tableau I. 5**)

Tableau I. 4: Principales caractéristiques des deux stratégies de phytoextraction des métaux des sols (adapté de Nascimento et al., 2006)

Phytoextraction naturelle	Phytoextraction assistée
Les plantes sont des hyperaccumulateurs des métaux naturellement	Les plantes sont normalement des exclusions métalliques
Croissance lente, faible production de biomasse	Plantes à croissance rapide et à haute biomasse
Capacité naturelle à extraire une grande quantité des métaux du sol	Les chélateurs synthétiques et les acides organiques sont utilisés pour améliorer l'absorption des métaux
Translocation efficace des métaux de racines aux pousses	Les amendements chimiques augmentent la transfert de métal des racines aux pousses
Haute tolérance; survie avec une haute concentration de métaux dans les tissus	Faible tolérance aux métaux; l'augmentation de l'absorption entraîne la mort de la plante
Aucun inconvénient environnemental concernant les métaux	Risque de lixiviation des chélates métalliques vers eaux souterraines
les plants sont très spécifiques et le transfert des métaux peuvent être améliorés avec des amendements	Disponibilité et adoption de presque tous

3. Importance de la phytoremédiation et phytoextraction

3.1. Importance de la La Phytoremédiation

La pratique des plantes pour éliminer des polluants organiques et inorganiques des eaux contaminées est une méthode antique (Hartman, 1975) par contre l'application des plantes pour extraire les polluants organiques des sols infectés est nouvelle. Des démonstrations énormes ont révélé que l'élimination des polluants est plus accélérée par plantation du sol, et il est bénéfique d'en pratiquer (Hartman, 1975).

Les exsudats racinaires stimulent la consommation des plantes, la croissance microbienne et l'activité de la rhizosphère, et régulent divers processus physicochimiques (Yaashikaa et al., 2022). La plante est habitée par des micro-organismes bénéfiques qui contribuent directement à la croissance et au développement des plantes ainsi qu'à la dégradation des polluants.

En conséquence, le microbiome végétal n'est peut-être pas idéal et peut nécessiter une intervention humaine plus ciblée afin d'utiliser au mieux le microbiome végétal pour la dégradation des polluants dans le cadre de la phytoremédiation (Sharma et al., 2021).

Les contraintes environnementales dues aux changements d'humidité et de température du sol peuvent empêcher la réponse des microbes aux changements du substrat.

Cependant, le plus important inconvénient de la méthode de phytoremédiation est que les plantes hyperaccumulatrices sont définies comme polluants secondaires et classés comme déchets dangereux car ils contiennent quantités excessives de métaux lourds dans leur tissu (Delil et al., 2020). Néanmoins, dans cette méthode, les plantes récoltées peuvent être facilement et traitées en toute sécurité par cendres, compostage ou séchage, ou ils peuvent être recyclés et retirés de la classe de polluants secondaires (Lasat, 2002 ; Töre & Özkoç, 2022).

3.2. Importance de la phytoextraction

La phytoextraction, paraît le point de vue envisagé pour écarter les infectants du sol et les séparer sans détruire la texture et la productivité du sol (Pilon-Smits, 2005).

L'efficacité de la phytoextraction peut être restreinte par la sorption des métaux à la surface des particules du sol et leur faible solubilité ; pourtant, les métaux peuvent être solubilisés par l'ajout de l'agent complexant favorisant une absorption croissante par les plantes tout au long du temps (phytoextraction assistée ou induite) (Pivetz, 2001)

4. Facteurs influençant de la phytoremédiation :

Les facteurs qui influencent sur le traitement des sols par la phytoremédiation sont les suivants :

- Les pratiques agronomiques et les amendements du sol peuvent modifier les propriétés du sol et la matière organique du sol, entraînant des effets sur la mobilité et la biodisponibilité des polluants .
- Les interactions entre le sol, les plantes et les microbes sont essentielles dans les écosystèmes terrestres et la phytoremédiation (Mitra et al., 2021).
- Les exsudats racinaires stimulent la consommation des plantes, la croissance microbienne et l'activité de la rhizosphère, et régulent divers processus physicochimiques (Yaashikaa et al., 2022).
- La plante est habitée par des micro-organismes bénéfiques qui contribuent directement à la croissance et au développement des plantes ainsi qu'à la dégradation des polluants.
- Le microbiome végétal n'est peut-être pas idéal et peut nécessiter une intervention humaine plus ciblée afin d'utiliser au mieux le microbiome végétal pour la dégradation des polluants dans le cadre de la phytoremédiation (Sharma et al., 2021).
- Des incertitudes importantes entre l'évaluation des modèles de phytoremédiation et les mesures correctives sur le terrain , en conséquence, les recherches futures donneront la priorité aux modèles intégrés de phytoremédiation qui intègrent une description plus cohérente des processus physico-chimiques dans les domaines du sol et des plantes
- Le problème d'accumulation de contaminants dans les fruits des plantes et autres parties comestibles des légumes et des cultures se pose.
- La toxicité et la disponibilité biologique des composés de biodégradation ne sont pas identifiées.
- La technologie est contrôlée par des facteurs pédoclimatiques.
- Le processus n'est pas aussi efficace pour les régions à forte concentration de polluants. (Wang et Delavar, 2023).

4.1. L'hyperaccumulation

L'hyperaccumulation de métal est une intégration écophysologique aux sols métallifères (Maywald et al, 1997) ; et sa fonction n'est pas encore révélée, mais des expériences ont été réalisées, qui maintiennent l'hypothèse que l'hyperaccumulation de métal fonctionne comme un mécanisme de défense contre les phytopathogènes (Boyd et al., 1994), et fait obstacle également à la prédation

Jusqu'à présent 400 espèces végétales ont été reconnues comme des hyperaccumulateurs naturels de métaux, représentent < 0,2% de tous les angiospermes (McGrath et Zhao, 2003).

L'hyperaccumulation de métaux lourds par les plantes supérieures est un phénomène complexe Il contient plusieurs étapes, telles en tant que :

- ✓ transport de métaux à travers la membrane plasmique de cellules racinaires
- ✓ chargement et translocation de xylème;

4.1.1. Plantes hyperaccumulatrices

La notion d'hyperaccumulateurs utilisée afin de dépolluer les métaux polluants le sol a été introduite pour la première fois et discutée par Chaney (1983).

Au fond l'application des hyperaccumulateurs naturels présente certains inconvénients, ce que signifie que les plantes hyperaccumulatrices sont pratiquement petits, la production de la biomasse est lente et manque de culture établie (Wenzel et al., 1999).

Toutefois les espèces hyperaccumulatrices de métaux ont couramment une production faible de biomasse annuellement et son rarement adaptées à un nettoyage rapide des sols fortement pollués. En outre, des expériences de phytoremédiation ont fréquemment été réalisées en utilisant des éléments nutritifs aérés.

ou des sols artificiellement enrichis de métaux lourds (Kumar et al., 1995). Pour améliorer la solubilité des métaux, on pense que les plantes excrètent des ligands organiques ou abaissent le pH du sol dans la rhizosphère (Brown et al., 1994).

L'espèce végétale parfaite pour assainir un sol contaminé par les métaux lourds devrait être une culture qui produit la biomasse, tolère et accumule simultanément les contaminants d'intérêt (Ebbs et Kochian, 1997). La combinaison est possible, un arrangement est probable entre l'hyperaccumulation et la biomasse plus faible (Ebbs et Kochian, 1997).

Dans le processus de contaminants hyperaccumulateurs (Dushenkov et al., 1995)., certaines plantes peuvent assainir les sols contaminés à des niveaux acceptables. Au cas où l'objectif d'assainissement est la récolte d'un contaminant après l'hyperaccumulation par les plantes sélectionnées, il est désirable qu'elles soient capables de déplacer le contaminant de la racine dans les tissus au-dessus du sol, comme les pousses et les feuilles (Nellessen et Fletcher, 1993) . Si le contaminant reste dans les racines, la récolte pour l'élimination ou la récupération peut être plus difficile.

Il a été émis l'hypothèse que de nombreuses plantes résistantes au sel pourraient être des hyperaccumulateurs de métaux lourds (Munir et al., 2022) et offrir ainsi un plus grand potentiel à des fins de phytoremédiation (Garci-Caparros et al., 2022).

4.1.2. Choix des plantes

Les caractéristiques de la plante envisagée pour la phytoextraction sont:

1. Posséder la propriété de supporter le métal à un niveau élevé
2. L'accumulation raisonnable à des niveaux élevés du métal dans leurs tissus aériens
3. Le taux de croissance rapide
4. Production d'une biomasse logiquement élevée dans le champ
5. Avoir un système racinaire abondant (Alkorta et al., 2004).

Aux fins de phytoextraction, Punshon et al. (1996), ont suggéré que les caractéristiques suivantes étaient bénéfiques:

- ✓ capacité à pousser sur un sol pauvre en nutriments
- ✓ système racinaire profond
- ✓ taux de croissance rapide
- ✓ trait de résistance aux métaux.
- ✓ facilement récoltable.

5. Avantages et limites de la technique de phytoremédiation

- **Les avantages :**

- elle peut être réalisée environnements in situ et ex situ,
- la technologie se prête à une grande variété de substances inorganiques et organiques,
- convient à l'assainissement de vastes zones de terres et les écosystèmes aquatiques et peut être simplement mise en œuvre,
- la technique est adaptée aux endroits avec des polluants peu profonds,
- c'est rentable par rapport aux méthodes conventionnelles comme il ne nécessite pas l'achat de grosses machines,
- il est facile à mettre en œuvre et à entretenir et acceptée par le public,
- la culture des arbres sur les sites contaminés les rend esthétiques et agréables à l'oeil et cette approche permet également de récupérer la fertilité des sols en libérant de la matière organique à la surface du sol.

En résumé, la phytoremédiation est essentielle pour faire le monde un endroit plus sain et plus beau. La phytoremédiation est une approche verte du nettoyage zones polluées qui utilisent les propriétés inhérentes aux plantes propriétés détoxifiantes pour améliorer la biodiversité, restaurer les écosystèmes et réduire les effets du climat changement. La phytoremédiation ouvre la voie vers un avenir plus durable et plus résilient face à préoccupations environnementales croissantes (États-Unis, 2021).

- **Les limite**

La technologie verte de la phytoremédiation présente également les limites suivantes :

- le processus de phytoremédiation prend des années pour réhabiliter un site contaminé,
- il est plus lent que les méthodes conventionnelles
- le problème de accumulation de contaminants dans les fruits des plantes et autres parties comestibles des légumes et des cultures se pose
- la toxicité et la disponibilité biologique des composés de biodégradation ne sont pas identifiés
- la technologie est contrôlée par des facteurs pédoclimatiques
- le processus n'est pas aussi efficace pour les régions à forte concentration de polluants.

-Les stratégies de phytoremédiation des métaux présentent des inconvénients importants qui entravent leur utilisation commerciale (Wang et Delavar, 2023).

-Elle est limitée à la surface et à la profondeur occupées par les racines et peut augmenter le risque d'accumulation de métaux en avant de la chaîne trophique (El Rasafi et al., 2023).

5.1. Avantages et limites de la technique de phytoextraction

- **Avantages**

La phytoextraction du phytomining est le processus d'extraction de métaux riches valeur commerciale des parties récoltables des hyperaccumulateurs. Il s'agit d'une technologie commercialement prometteuse à exploiter métaux de grande valeur provenant d'environnements pollués et l'efficacité du processus dépend des propriétés chimiques du sol, de l'état chimique du métal et des espèces de plantes utilisées (Sinha et al., 2021).

La possibilité de recyclage de ces métaux ("phytomining") rendrait cette technique encore plus rentable (Leblanc et al., 1999).

- **Limites**

La phytoextraction peut réduire les concentrations totales de métaux, mais elle nécessite des délais inacceptablement longs pour réduire ces concentrations en dessous des limites réglementaires (Tang, 2023).

6. Récupération des métaux

La technique, appelée phytoextraction, offre un double avantage : la dépollution des sols et la récupération des métaux, contribuant ainsi à l'économie circulaire.

La récupération des métaux après phytoremédiation est une étape cruciale qui permet non seulement de nettoyer les sols contaminés, mais aussi de récupérer des métaux précieux ou utiles pour une réutilisation industrielle.

Après que les plantes hyperaccumulatrices ont absorbé et concentré les polluants, notamment les métaux lourds, dans leurs tissus, elles doivent être récoltées de manière appropriée pour éviter toute redistribution des contaminants dans l'environnement. Cette étape implique généralement la coupe et la collecte des parties des plantes, telles que les feuilles, les tiges et les racines, qui ont accumulé les métaux.

Les plantes récoltées sont ensuite traitées pour récupérer les métaux accumulés. Cela peut inclure des procédés tels que l'incinération contrôlée, la pyrolyse, ou la lixiviation, où les cendres résultantes ou les solutions sont traitées pour extraire les métaux.

Selon Chaney et al. (2007), l'efficacité de la récupération des métaux dépend de plusieurs facteurs, y compris la concentration de métaux dans les plantes, le type de plante utilisée et les méthodes de traitement post-récolte. Robinson et al. (2009) ont également souligné que la récolte et le traitement des plantes hyperaccumulatrices doivent être optimisés pour maximiser la récupération des métaux tout en minimisant les impacts environnementaux.

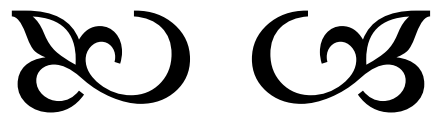


**DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL &
MÉTHODES**





**CHAPITRE I. Méthodologie
expérimentale**



Ce chapitre présente les dispositifs expérimentaux et les techniques d'analyse utilisées.

Trois plantes ont été étudiées, visant à suivre le développement et la croissance de la plante ainsi que l'accumulation du Ni dans ses tissus. Les premières cultures ont été conduites en sol (pots) et en conditions au laboratoire.

1. Choix du site d'étude

Le sol a été prélevé dans une parcelle non cultivée dans le site de l'université de Mustapha Stambouli - la Wilaya de Mascara (35°24'51"N 0°07'35"E).



Figure II .1 : Image satellites Google Earth du site de prélèvement du sol

Le sol a été prélevé dans une parcelle non cultivée et non irriguée à partir de la couche supérieure de (15-30 cm), Le sol est séché à l'air libre, broyé puis tamisé à 2 mm.

Il est ensuite homogénéisé, 3 kg sont pesés et placés dans chaque pot en plastique.

2. Présentation des plantes étudiées

2.1. *Nerium oleander* L.

Le laurier rose, *Nerium oleander*, est une plante de la famille des Apocynacées présente sur le pourtour méditerranéen (Figure II.2)

Le laurier rose ou *Nerium oleander* L (famille des Apocynaceae) est un arbuste à feuillage persistant très répandu en zones tropicales et subtropicales.

Nerium vient du grec *neros* qui signifie 'humide' et évoque ainsi l'environnement préférentiel de croissance de cet arbuste : on le trouve très souvent dans les lits des rivières asséchées, dans le Sud des Etats-Unis (de la Floride à la Californie) ou en Europe autour du bassin méditerranéen (France, Espagne, Afrique du Nord, Algérie...).

Outre ces espèces sauvages, il est de plus en plus cultivé comme arbuste ornemental ou pour former des clôtures dans les parcs et jardins car sa hauteur peut atteindre 2 à 3 mètres (Pellet et al., 2015 ; Moulisma et al., 2000).

Cette plante est un arbuste à fleurs persistant, appartenant à la famille des Apocynacées, et a été utilisée pour étudier la distribution des métaux lourds dans les sols de différents pays (Monaci et al., 2020). Il a été rapporté que *N. oleander* est un bioindicateur utile de la pollution par le plomb et d'autres métaux lourds dans les environnements méditerranéens (Seridou et al., 2022). En Algérie, peu d'études sont en cours sur la phytoremédiation des sols contaminés.



Figure II.2 : Laurier rose (*Nerium oleander*) – famille des Apocynacées. (Pellet et al., 2015).

2.2. Sorghum bicolor L.

D'après l'étymologie, le sorgho (*Sorghum bicolor*), de l'italien sorgo qui veut dire « je pousse » appartient au groupe des plantes les plus cultivées auparavant dans le monde (Gayet, 2016). C'est une céréale annuelle de la famille des poacées, cultivée dans les zones tropicales semi-arides d'Afrique et d'Asie et en Algérie (Koffi et al., 2011).

C'est une plante spécialement solide qui supporte formidablement la chaleur et à la sécheresse (Allam et al., 2018). Le sorgho possède des intérêts agroécologiques importants et services environnementaux comme l'aménagement et la conservation des sols, restriction et remédiation des pesticides, détoxification des sols pollués (Chantereau et al., 2013).

Au-delà de l'utilisation, le sorgho égorge d'énormes intérêts agroécologiques et services environnementaux tels que l'amélioration et la conservation des sols, limitation et remédiation des pesticides, détoxification des sols pollués (Chantereau et al ; 2013).

Des études antérieures ont démontré que le sorgho doux a la capacité d'absorber des métaux lourds (An 2004, Marchiol et al., 2007, Tian et al., 2015).

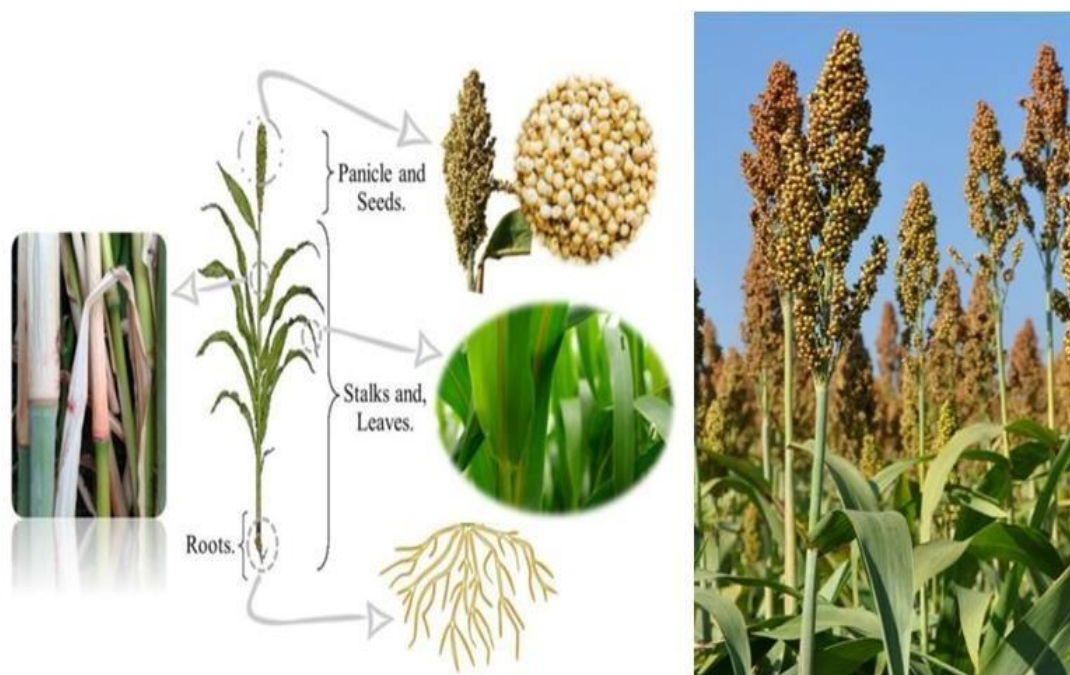


Figure II.3: Représentation des structures végétatives et reproductives de la culture du sorgho (*Sorghum bicolor*). Adapté de (Jardim et al., 2020)

2.3. Anredera cordifolia

Anredera cordifolia (Liane de Madère, Mignonette vine) est une plante grimpante, que l'on trouve aux bordures des forêts, sur les clôtures le long des routes et dans les parcelles de terre. Elle est également présente dans les régions anthropisées, comme dans les terrains vagues des zones urbaines, car elle est considérée comme rudérale

L'Anredera cordifolia est une plante indigène du nord-est de l'Argentine, du nord-ouest de l'Argentine, de la Bolivie, du sud du Brésil, du sud-est du Brésil, de la Colombie, de l'Équateur, du Paraguay, du Pérou, de l'Uruguay et du Venezuela et se trouve en Algérie.

Cette plante est considérée comme une mauvaise herbe environnementale sérieuse en raison des dommages structurels qu'elle cause à la végétation indigène, c'est une herbe grimpante.

La tige est mince, enroulée et sans poils, atteignant environ 30 m de long. Initialement verte, rose ou rouge et herbacée, elle devient ensuite brune, écailleuse et ligneuse, atteignant 2-3 cm de diamètre avec l'âge (Figure II.4). Elle produit de fins tubercules à la fois les racines (rhizome d'environ 2 cm de diamètre) et aux nœuds sur les tiges aériennes (Purwasih et al., 2018; Alba et al., 2020 ;Silalahi, 2024).



Figure II.4 : Parties de L'Anredera cordifolia (a. fleur; b. feuilles; c. tige; d. tubercule)(Purwasih et al., 2018)

3. Préparation des solutions

3.1. Les Solutions polluantes

3.1.1 Le Nickel Ni

Le Nickel est utilisé sous la forme de $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ nitrate de nickel (II) hexa hydraté qui est mise en solution dans de l'eau distillée.

Afin d'obtenir une concentration de 50 ppm et 100ppm nous avons procédé aux calculs ci-dessous :

$$Poids = \frac{C \left(\frac{mg}{Kg} \text{ ou ppm} \right) \cdot Poids \text{ du sol (Kg) } \cdot M_{\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}} \text{ (g/mol)}}{M_{\text{Ni}} \text{ (g/ mol)}} \quad (1)$$

C : concentration V : volume M : masse molaire

3.1.2 Le cadmium

Le Cadmium est utilisé sous la forme $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ qui est mise en solution dans de l'eau distillée.

Afin d'obtenir une concentration de 50 ppm et 100ppm nous avons procédé aux calculs ci-dessous :

$$Poids = \frac{C \left(\frac{mg}{Kg} \text{ ou ppm} \right) \cdot Poids \text{ du sol (Kg) } \cdot M_{\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}} \text{ (g/mol)}}{M_{\text{Cd}} \text{ (g/ mol)}} \quad (2)$$

3.1.3 Le Plomb

Le plomb est utilisé sous la forme d'une poudre d'acétate de plomb qui est mise en solution dans de l'eau distillée. Afin d'obtenir une concentration de 50 ppm et 100 ppm, nous avons procédé aux calculs ci-dessous :

$$Poids = \frac{C \left(\frac{mg}{Kg} \text{ ou ppm} \right) \cdot Poids \text{ du sol (Kg) } * M_{\text{Pb}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}} \text{ (g/mol)}}{M_{\text{Pb}} \text{ (g/ mol)}} \quad (3)$$

C : la concentration et M : la masse molaire

3.2. La solution nutritive

Des amendements ont été appliqués avec une solution nutritive contenant NPK d'engrais inorganique commercial (15:15:15) à 2 g/l (Carbonell et al, 2011 ; Al-Menaie et al., 2012 ; Atma et al., 2017).

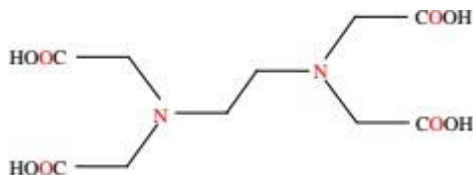
Le NPK (15 :15 :15) a été obtenu à partir de complexe industriel FERTIAL, Annaba, Algérie.

Le NPK 15 15 15 est doté d'un pouvoir acidifiant grâce aux éléments qui le composent (acide phosphorique, azote ammoniacal et sulfate de potasse). Tous ces éléments ont un pH très bas, ils concourent à acidifier fortement la rhizosphère, à libérer et à faciliter l'assimilation des éléments nutritifs. L'équilibre de la formule est bien adapté aux exigences de toutes les cultures.

3.3. La solution de l'agent chélateur

Bien que nécessaire dans un environnement hydroponique et en sol, l'EDTA a été utilisé dans certaines expériences afin d'examiner ses effets sur la biomasse totale des plantes et la translocation et l'absorption des métaux.

L'EDTA est un complexant hexadentate (groupements amine et carboxyle)



L'EDTA a été ajouté à 0,265 g /l (0,708 mM) pour se rapprocher d'une concentration de 0,1 g/ kg dans des applications de pour évaluer l'impact des chélateurs synthétiques sur l'absorption des métaux et translocation.

Le choix de cette concentration est basé sur les expérimentations de (January et al. 2008) qui ont été réalisées sur *Helianthus annuus L.* et de (Atma et al.,2017) sur *l'arundo donax L.*

4. Conception expérimentale

4.1. Préparation du sol et des pots

Les cultures ont été réalisées dans des pots en plastique de 4.5 litre, 20.5 cm de diamètre. Avant la mise en pot du sol, le fond des pots est tapissé d'une couche de graviers afin d'assurer le drainage. Chaque pot a été rempli à hauteur de 3 kg de sol.

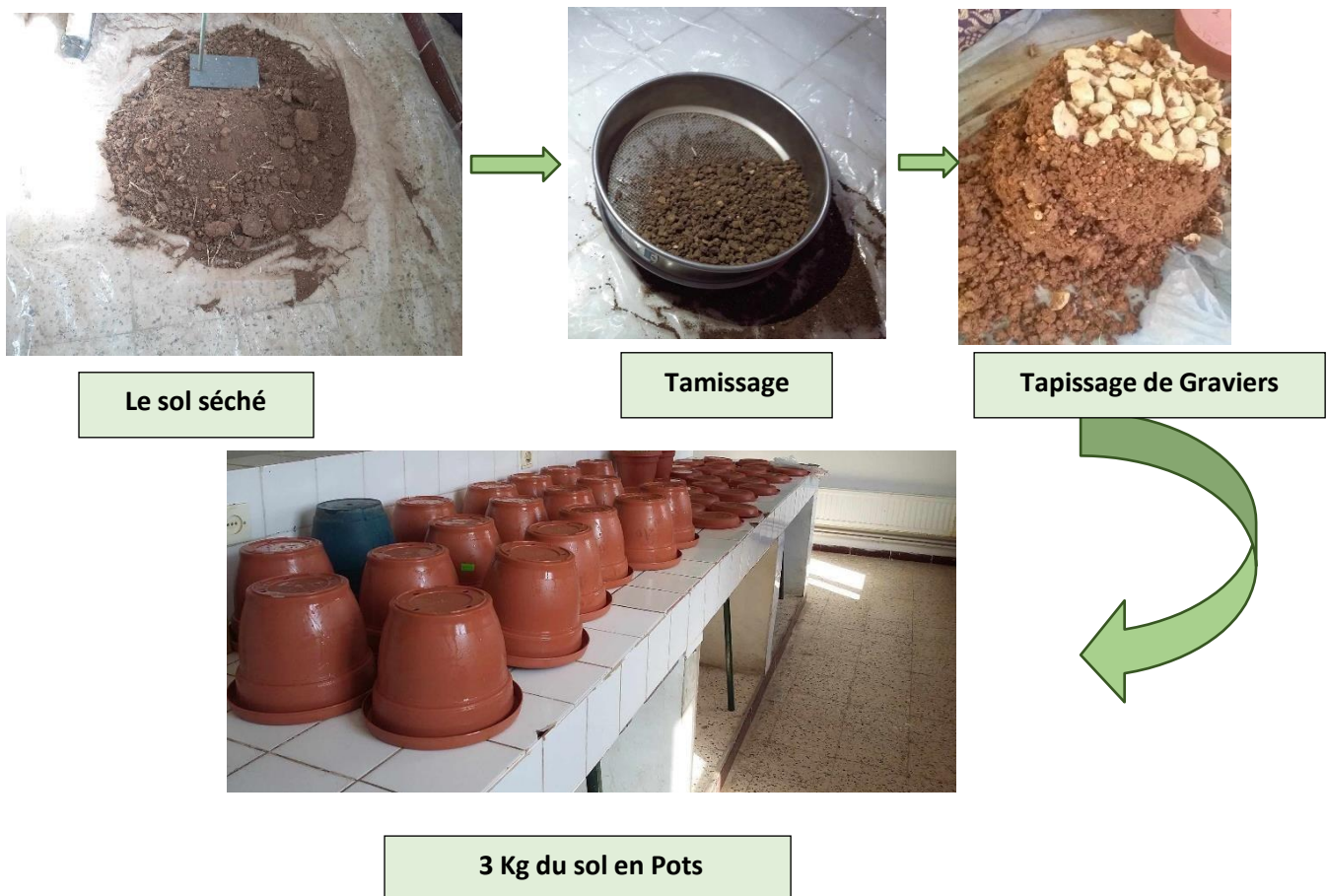


Figure II.5 : Préparation du sol et des pots

4.2. Germination des graines de *Nerium oleander* L. et *Sorghum bicolor* L.

Au laboratoire, nous avons préparé au préalable les graines en les décortiquant de leur bractée afin de faciliter la germination. Ensuite, les graines sont sélectionnées selon leur morphologie, leur taille, leur couleur et leur aspect sanitaire (absence de contaminations). Celles-ci sont trempées dans l'hypochlorite de sodium à 8% pendant trois minutes (élimination éventuelle des champignons), puis elles sont rincées plusieurs

fois à l'eau distillée. Les graines sont ensuite semées dans des alvéoles pour la production de plantules.

Le substrat contenu dans les alvéoles est constitué de sol, arrosé avec de l'eau distillée, un jour sur deux, jusqu'au développement des plantules.

Au bout de deux semaines après l'apparition des premières feuilles, les plantules sont repiquées soigneusement dans les pots. Tous les deux jours, ces plantules sont arrosées à l'eau distillée.



Figure II.6 : Germination et repiquage des graines de Nerium oleander L.

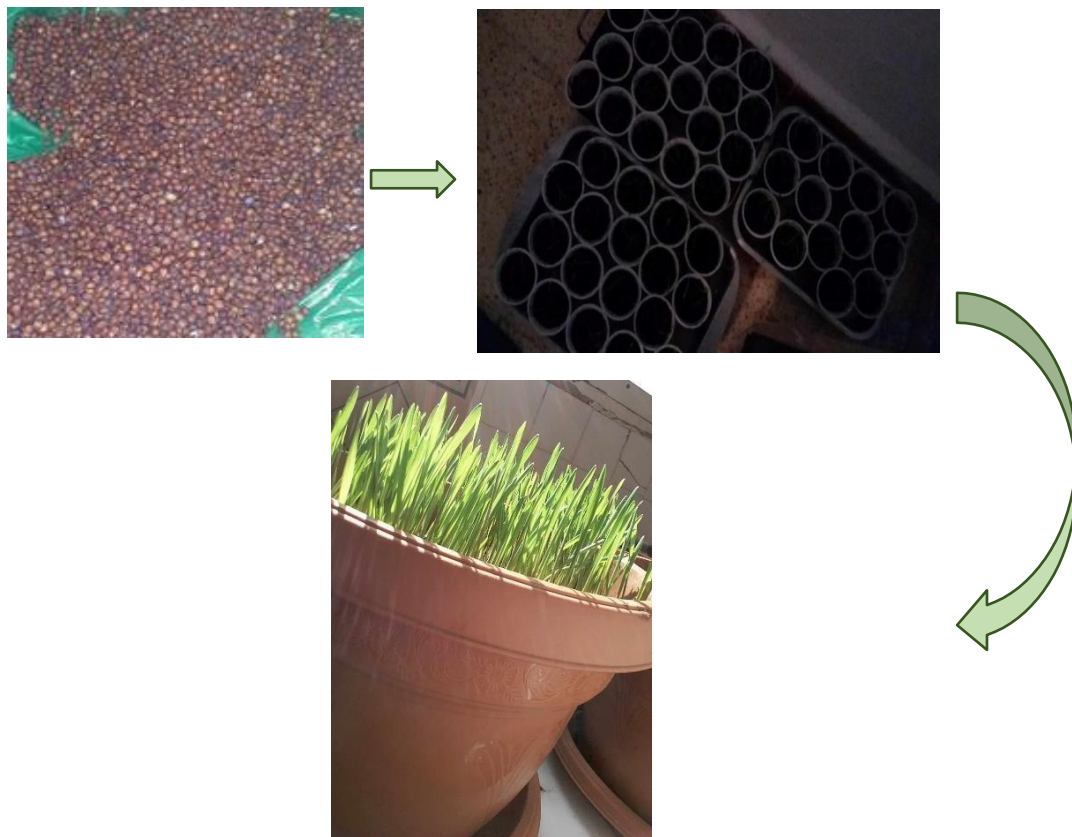


Figure II.7 : Germination et repiquage des graines de Sorghum bicolor L.

4.3. Pré-culture et culture de l'*Anredera cordifolia*

Des tubercules aériens accrochés aux tiges ont été rincé à l'eau distillée.

Sur l'ensemble des tubercules, nous avons sélectionné des petits tubercules de la même taille et ensuite transplantée dans des pots.

Les cultures ont été réalisées dans des pots en plastique de 4.5 litre, (22 cm de diamètre, 15 cm de hauteur) cm de diamètre. Avant la mise en pot du substrat, le fond des pots a été garni d'une couche de graviers afin d'assurer le drainage. Chaque pot a été rempli à hauteur de 3 kg de sol.



Figure II.8 : culture de l'Anredera cordifolia en pot

Pendant les expériences, les pots étaient arrosés tous les trois jours avec de l'eau distillée.

Les pots ont été conservés pendant trois mois dans des conditions de laboratoire et l'expérience s'est déroulée de février à mai 2020.

4.4 Plan d'expériences

Les plantes ont été cultivées en pots pendant 90 jours dans des conditions de serre en laboratoire. Après une semaine de transfert dans les pots, les plantes de *N. oleander* L. ont été arrosées avec différents traitements de concentration de métaux et d'amendements. Au début de l'expérience, les pots ont également été divisés en trois groupes expérimentaux :

- 1- Le premier groupe de pots contenait du sol contaminé sans amendements : Cd50 (50 mg de Cd ajouté à 1 kg de sol sec), Cd100 (100 mg de Cd ajouté à 1 kg de sol sec), Ni50 (50 mg de Ni ajouté à 1 kg de sol sec), Ni100 (100 mg de Ni ajouté à 1 kg de sol sec), Pb50 (50 mg de Pb ajouté à 1 kg de sol sec) et Pb100 (100 mg de Pb ajouté à 1 kg de sol sec).
- 2- Des amendements ont été appliqués pour le deuxième groupe avec une solution nutritive contenant de l'engrais inorganique commercial NPK (15:15:15) à 2 g L⁻¹ (Al-Menaie et al., 2012).
- 3- Pour le troisième groupe, après 15 jours de croissance en pots, un traitement avec 0,265 g L⁻¹ d'EDTA (0,708 mM) a été appliqué pour atteindre une concentration approximative de 0,1 mg kg⁻¹ dans les applications de sol.

Chaque traitement a été réalisé en triplicat. Afin de comparer avec d'autres expériences dans la littérature, le Cd, le Ni et le Pb ont été appliqués sous forme de nitrates. Le cadmium sous

forme de $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, le nickel sous forme de $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ et le plomb sous forme de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. Le pH des solutions de métaux a été ajusté à 6,0-6,5. Les pots sont disposés selon le plan d'expérimentation suivant (Figure II.9):

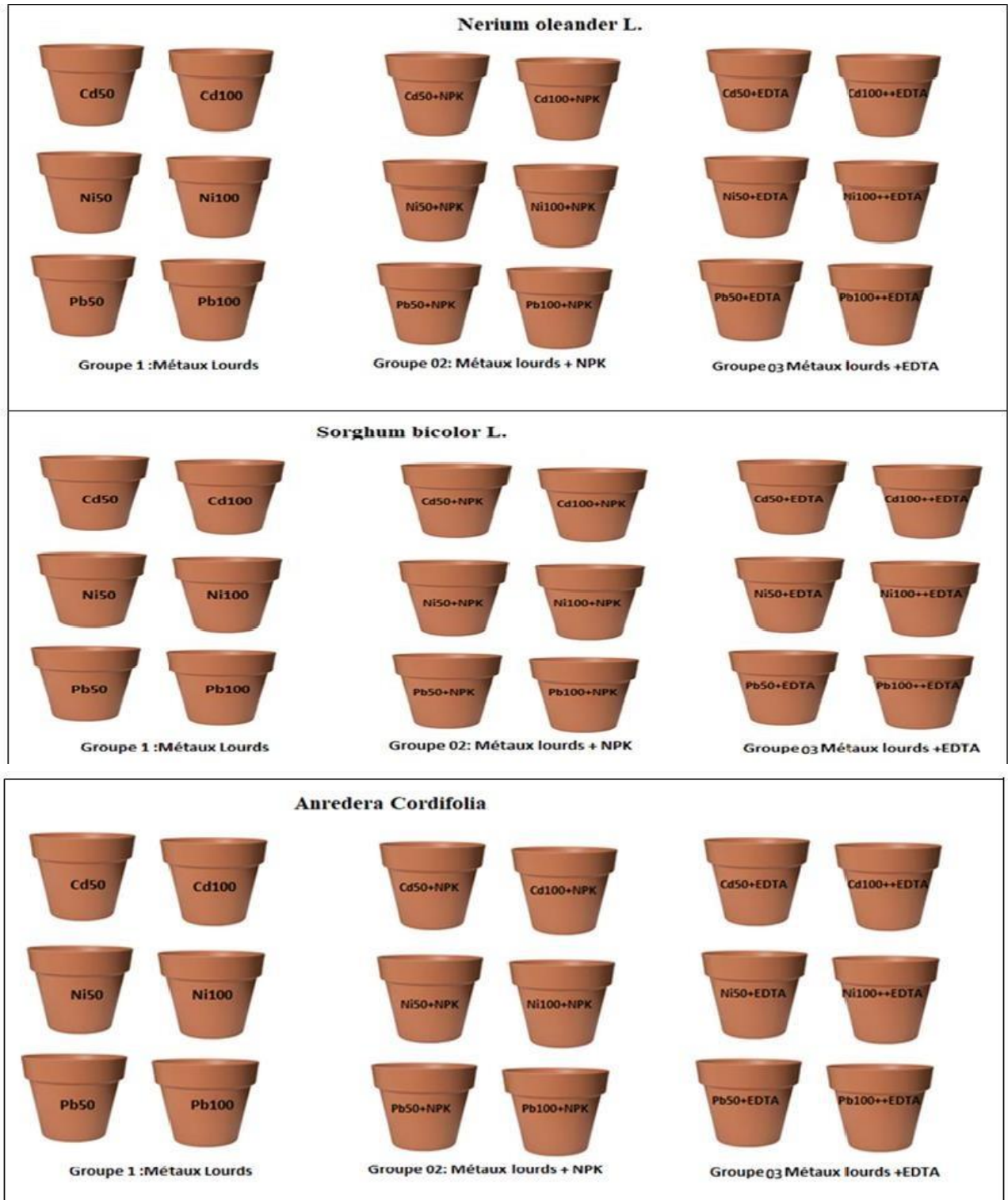
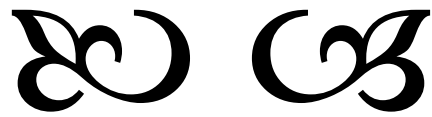


Figure II.9 : conception des expériences des trois plantes dans les trois groupes



Chapitre II. Méthodes d'analyse



1. Etude des paramètres écophysologiques

Durant toute la période de l'expérimentation, une observation visuelle (décoloration, jaunissement, pigmentation, ...) et une mesure de croissance de la partie aérienne des plantes (nombre de feuilles, longueur de tige) sont réalisées chaque semaine.

Les plantes sont traitées pendant un mois, à la fin on procède au dosage des paramètres morphologiques, physiologiques.

L'étude du matériel végétal a été réalisée par des observations et des mesures biométriques sur les racines, les tiges et les feuilles (Nombre des feuilles, Hauteur de la tige, Longueur de la racine)

Au terme de chaque traitement, les plantes âgées de 90 jours sont séparées en racines, tiges et feuilles. Chaque organe est pesé immédiatement pour détermination de sa biomasse fraîche. Les racines, préalablement rincées dans de l'eau distillée, sont mises, avec leurs parties aériennes correspondantes, dans une étuve à 70°C pour la détermination de leur biomasse sèche.

2. Analyses du sol

2.1. Caractéristiques physico chimiques

Toutes les analyses de sol ont été effectuées selon les procédures classiques courantes de notre laboratoire.

Le pH (H₂O) : mesuré à l'aide d'un pH-mètre à électrode de verre dans une suspension. 1 / 2.5 (1 volume de sol pour 2.5 volume d'eau).

Granulométrie : détermination des différentes fractions qui constituent un échantillon de sol (terre fine, diamètre inférieur à 2mm). Les fractions de sable (0.05-2mm) sont obtenues par tamisage. Les fractions argileuses et limoneuses sont déterminées par sédimentation en appliquant la loi de Stokes.

Matière organique : Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte au feu (PAF)

La conductivité électrique : déterminée à l'aide d'un conductimètre à 25 C° avec un rapport sol/eau (1/2.5).

Les caractéristiques physico-chimiques du sol ont été effectuées en utilisant des méthodes standard iséescité dans (Wilke, 2005)

La méthode pour déterminer les teneurs totales en Fe, Mg, Ca, K, P, Si et Al dans le sol par spectrométrie à fluorescence de rayons X, XRF (X-ray fluorescence de type CubiX XRF / PANalytical) a été appliquée pour l'analyse des échantillons de sol.(Bachmann et al, 2009)

2.2. Minéralisation, extraction et dosage des métaux lourds

Peser dans un erlenmeyer rodé de 250ml, 1 g de l'échantillon préalablement séché (16heures à 105°C) et broyé. Ajouter 1 ml de HNO₃ et 3ml d'HCl concentrés. Fixer sous réfrigérant et chauffer jusqu'à ébullition. Maintenir l'ébullition durant 15 mn. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, filtrer le contenu de l'erlenmeyer sur filtre en papier à vitesse moyenne ou sur une membrane de type Millipore dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon les besoins. Rincer plusieurs fois le résidu insoluble retenu sur le filtre par quelques ml d'eau déminéralisée ; amener à volume. Selon ses auteurs, cette technique a été testée avec succès dans divers milieux (sols, sédiments, particules atmosphériques) pour les éléments suivants : As ; Cd ; Cr ; Cu ; Mn ; Ni ; Pb ; Sb et Zn. (Hoenig, 2001 ;Hseu, 2004) .

Le dosage des métaux est réalisé par la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF). Cette méthode est appliquée pour le sol, les sédiments et pour le matériel biologique.

3. Extraction et analyses spécifiques des métaux lourds dans les plantes :

Digestion sulfo-nitrique- eau oxygénée (selon Hoenig, 2001 ; Hseu , 2004).

Peser dans un erlenmeyer rodé de 250ml, 1 g de l'échantillon préalablement séché (16heures à 105°C) et broyé. Placer sous réfrigérant et introduire par le haut de celui-ci 1 ml d'acide sulfurique concentré, 3 ml d'acide nitrique concentré et 3 ml d'eau oxygénée à 30%. Porter doucement à ébullition en contrôlant la formation possible de mousse ; maintenir en ébullition douce durant 15 mn. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, filtrer le contenu de l'erlenmeyer sur filtre en papier à vitesse moyenne ou sur une membrane de type Millipore dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon les besoins. Rincer plusieurs fois le résidu insoluble retenu sur le filtre par quelques ml d'eau déminéralisée ; amener à volume. Selon ses auteurs, cette technique a été testée avec succès dans divers milieux (sols, sédiments, particules atmosphériques) pour les éléments suivants : As ; Cd ; Co ;Cr ; Cu ; Mn ; Ni ; Pb ; Sb et Zn.

Selon (EPA, 1995) et (Lancaster and Keller-McNultyPour, 1998), Pour réduire le nombre d'analyses et des coûts relatifs, la concentration de Ni a été déterminée sur un échantillon

composite obtenu par mélanger trois répétitions pour chaque partie de la plante (tiges, feuilles et racines).

4. Formules pour le calcul des facteurs d'accumulation et translocation

La capacité des plantes à extraire ou à stabiliser les métaux dans le sol peut être déterminée en utilisant trois facteurs :

BF (facteur de bioaccumulation), BCF (facteur de bioconcentration) et TF (facteur de translocation).

Le Facteur de bio-accumulation (BF), définie comme étant le rapport de la concentration en métal dans la biomasse aérienne à la concentration en métal dans le sol.

BCF a été défini comme étant le rapport de la concentration des métaux dans les racines des plantes au métal dans le sol, tandis que l'efficacité de la plante à absorber et à transloquer les contaminants métalliques par les racines dans la tige et les feuilles a été évaluée par le facteur de translocation (FT).

Le facteur de bioaccumulation (BF), le facteur de bioconcentration (FBC), et le facteur de translocation (TF) ont été calculés comme suit (Bonanno, 2012; Korzeniowska et al, 2015):

$$BCF = \frac{[Ni]_{racine}}{[Ni]_{sol ; solution}},$$

$$BF = \frac{[Ni]_{partie\ aérienne}}{[Ni]_{sol;solution}}$$

$$TF = \frac{[Ni]_{Partie\ aérienne}}{[Ni]_{racine}}$$

Les concentrations [Ni] sont en (mg.kg⁻¹ de MS : matière sèche)

5. Analyses statistiques

Les analyses statistiques sont réalisées à l'aide du Macro Real Statistics sur Microsoft Office Excel 2010.

Les données présentées sous forme de graphiques, histogrammes ou de tableaux sont les moyennes et les erreurs standards. Une analyse de la variance (ANOVA) est réalisée, suivie d'un test de comparaisons de Student.

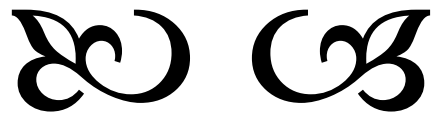


**TROISIÈME PARTIE :
RÉSULTATS & DISCUSSION**





Chapitre I. Résultats



1. Caractéristiques physico-chimiques du sol.

Les échantillons de sol ont été analysés pour divers paramètres, y compris le pH (mesuré dans un rapport sol/eau de 1:2,5), la matière organique (déterminée par la méthode de perte par calcination) et la conductivité électrique du sol (utilisant un rapport sol/solution de 1:2,5). La méthode de l'hydromètre a été utilisée pour déterminer la texture du sol, tandis que la fluorescence X (CubiX XRF/PANalytical) a été employée pour étudier la teneur en minéraux. Les procédures standard de Wilke (2005) ont été suivies pour déterminer les caractéristiques physico-chimiques du sol, qui sont énumérées dans le (Tableau III.1) Sur la base de l'analyse, le sol a été classé comme sable fin limoneux et considéré comme un témoin, un pH de 8.03, un taux de matière organique faible ne dépassant pas 1.32% assez caractéristique des sols du tell algérien.

Tableau III.1. Caractéristiques physiques et chimiques du sol

Caractéristiques physico-chimiques	%	Minéraux	%
Argile	2.33	SiO ₂	83.87
Limon	16.14	Al ₂ O ₃	6.67
Sable	80.87	Fe ₂ O ₃	2.84
pH	8.03	K ₂ O	1.27
Matière organique (%)	1.32	CaO	2.78
Conductivité (mS/cm)	52.8	MgO	0.23
Cd (mg/Kg)	1.7		
Ni (mg/Kg)	0.8		
Pb (mg/Kg)	0.3		
Texture	Sable fin limoneux		

2. *Nerium oleander* L.

2.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques

Pendant les 90 jours de cette expérience, toutes les plantes de tous les traitements ne présentent pas de toxicité (Figure III .1). Les données présentées montrent la hauteur des plantes (Figure I .1), la longueur des racines (Figure III.1. A) et la biomasse sèche (Figure III.1. B) des plantes de *N. oleander* L. cultivées dans un sol contaminé par Ni et Cd à des concentrations variées (0, 50 et 100 mg/L) et Pb (0, 50 et 100 mg/L) exposées à différents traitements : métal + NPK et métal + EDTA. Les résultats obtenus ont montré que des concentrations moyennes de Ni50+EDTA ont amélioré la croissance (Figure I.1. A)

Cependant, à des concentrations plus élevées en Pb50, la croissance des plantes a été réduite. La longueur des racines a été influencée par l'ajout de Cd100+EDTA (Figure III.1. B).

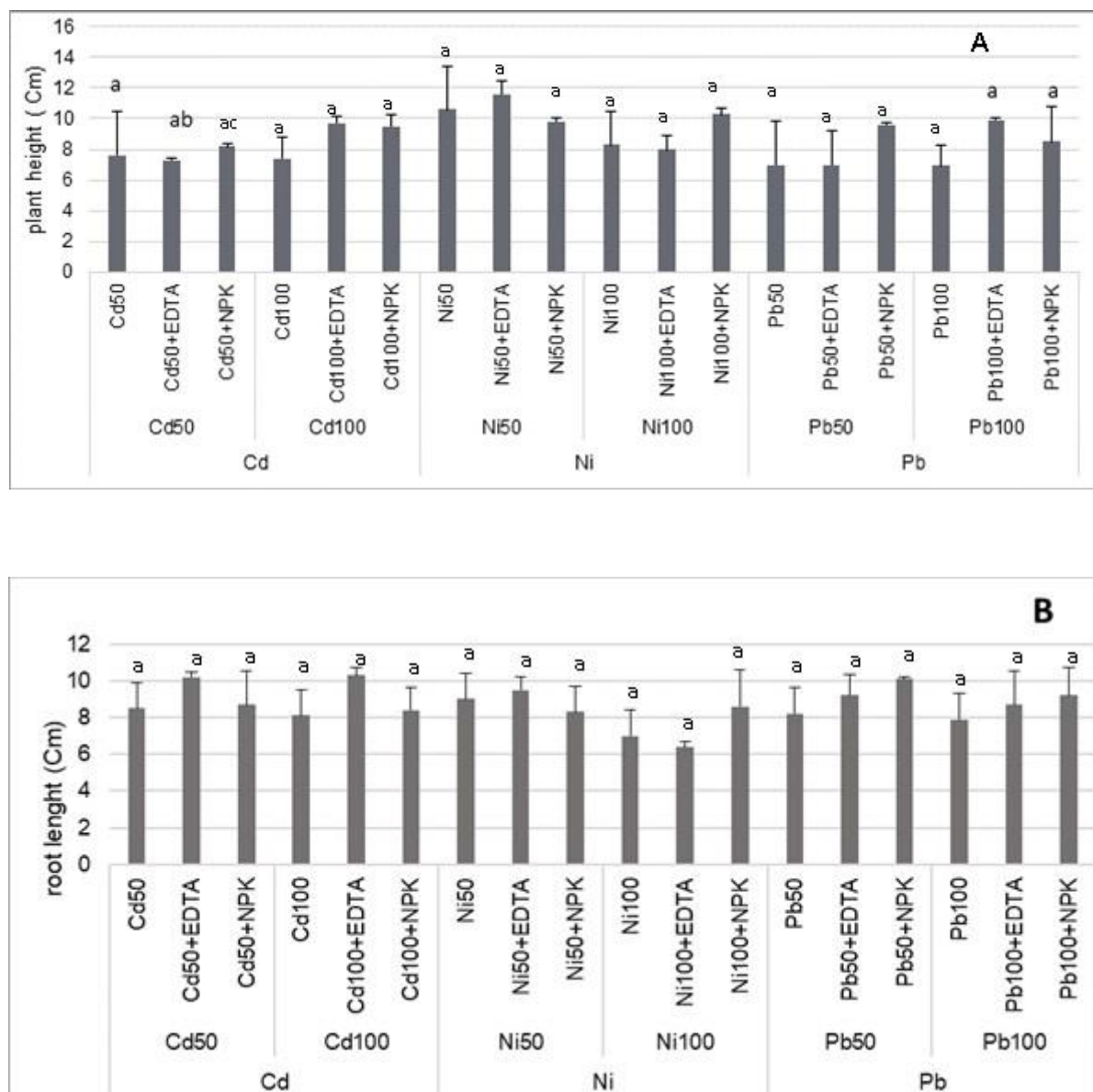


Figure III .1 : Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du *Nerium oleander* L. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon (n = 3). Des lettres différentes dans le même groupe indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ selon le test t de Student.

Les traitements ont eu des effets significatifs sur la hauteur des plantes ($p \leq 0,001$), celle-ci ayant été significativement améliorée par l'ajout de Cd. Le meilleur résultat obtenu se situe entre 10 et 11 cm avec le traitement Ni + EDTA (Figure III.1.A). La longueur des racines de *N. oleander* L. (Figure III.1.B) n'était pas statistiquement significative pour tous les traitements ($p \geq 0,05$). La longueur des racines (Figure I.1.b) était plus grande dans les traitements Ni100 + EDTA que dans les traitements Cd et Pb, bien que cet effet ne soit pas statistiquement significatif ($P \geq 0,05$). Les résultats ont montré que l'ajout d'EDTA et de NPK en présence de différentes concentrations de métaux a amélioré le poids sec (Figure III.2) des plantes par rapport à celles cultivées en l'absence de ce chélateur et de cet engrais pendant 90 jours.

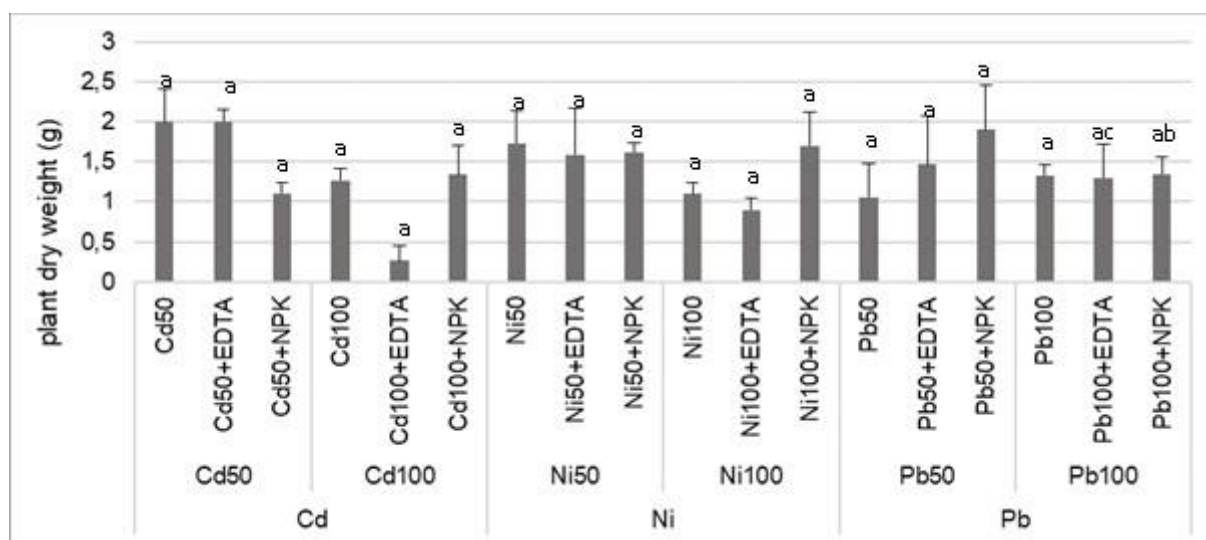


Figure III.2 : Effets des traitements sur le poids sec des plantes du *Nerium oleander* L.. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon ($n = 3$). Des lettres différentes dans le même groupe indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ selon le test t de Student.

Néanmoins, les valeurs les plus élevées de poids sec ont été observées dans les traitements témoins et ceux avec Cd100+EDTA. Le poids sec des plantes dans les traitements témoins, Cd50 et Cd50+EDTA était de 2 g et 2,1 g respectivement, tandis qu'il était de 0,26 g et 0,9 g dans les traitements avec 100 mg/kg de Ni et Cd en présence d'EDTA. Cependant, dans la présente étude, les résultats ont indiqué une réduction significative de la biomasse sèche des plantes de *N. oleander* L. avec l'augmentation de la concentration de Pb dans les traitements avec EDTA et NPK.

2.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante

Les résultats de la concentration des métaux dans les différentes parties des plantes cultivées dans un sol contaminé et chélaté sont présentés dans la (Figure III.3) pour le Cd, la (Figure III.4) pour le Ni et la (Figure III.5) pour le Pb.

Ces figures montrent comment les métaux se répartissent dans les racines, les tiges et les feuilles des plantes en réponse aux différents traitements de contamination et de chélation.

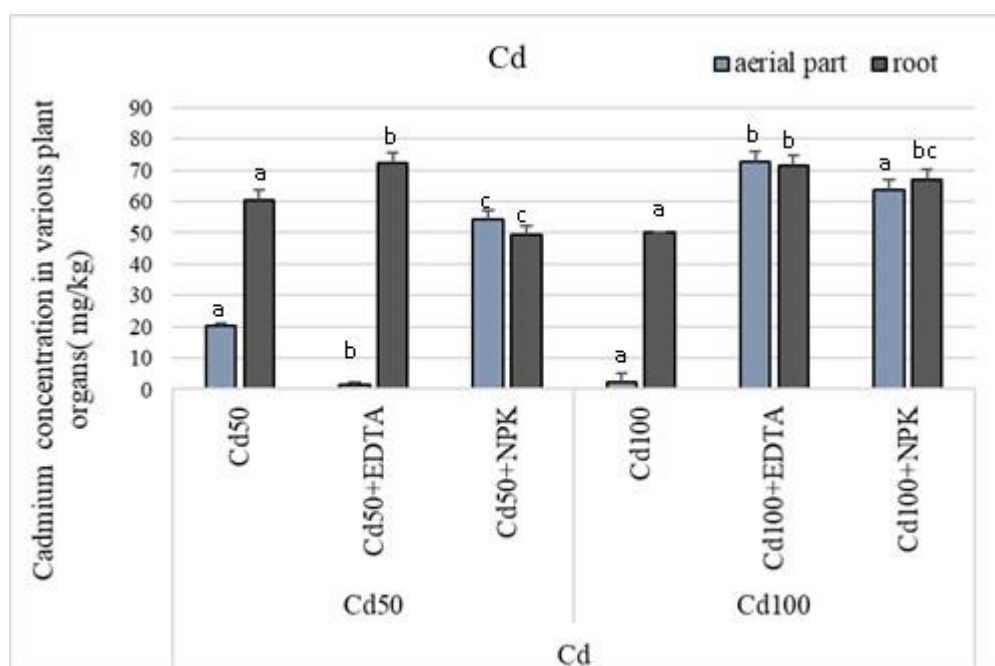


Figure III.3 : Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Nerium oleander* L. cultivées dans des sols avec Cd, Cd + NPK et Cd + EDTA. Des lettres différentes dans le même groupe indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ selon le test t de Student.

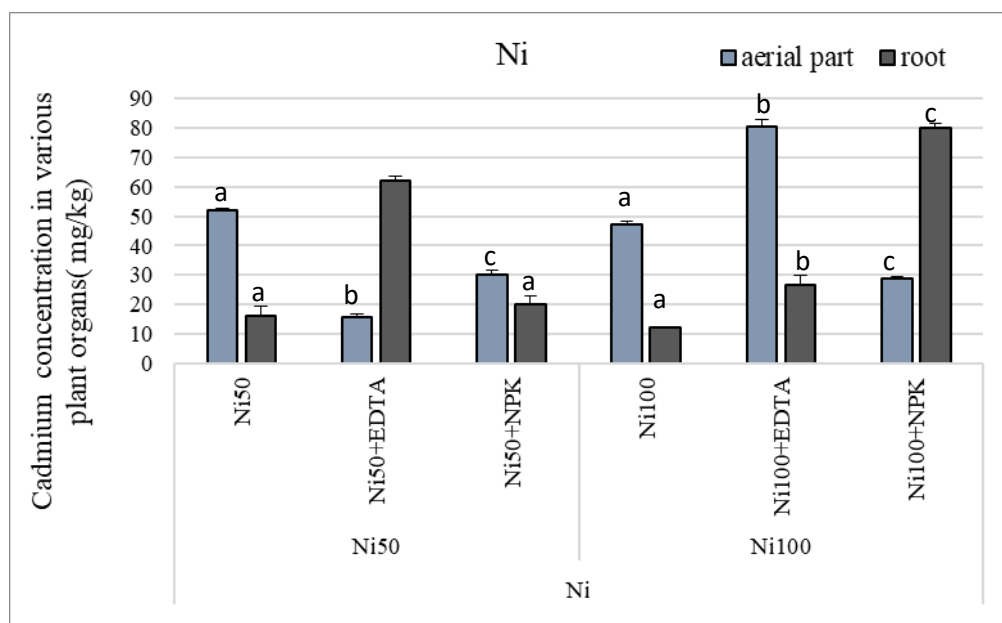


Figure III. 4 : Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Nerium oleander* L. cultivées dans des sols amendés avec Ni, Ni + NPK et Ni + EDTA. Des lettres différentes dans le même groupe indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ selon le test t de Student.

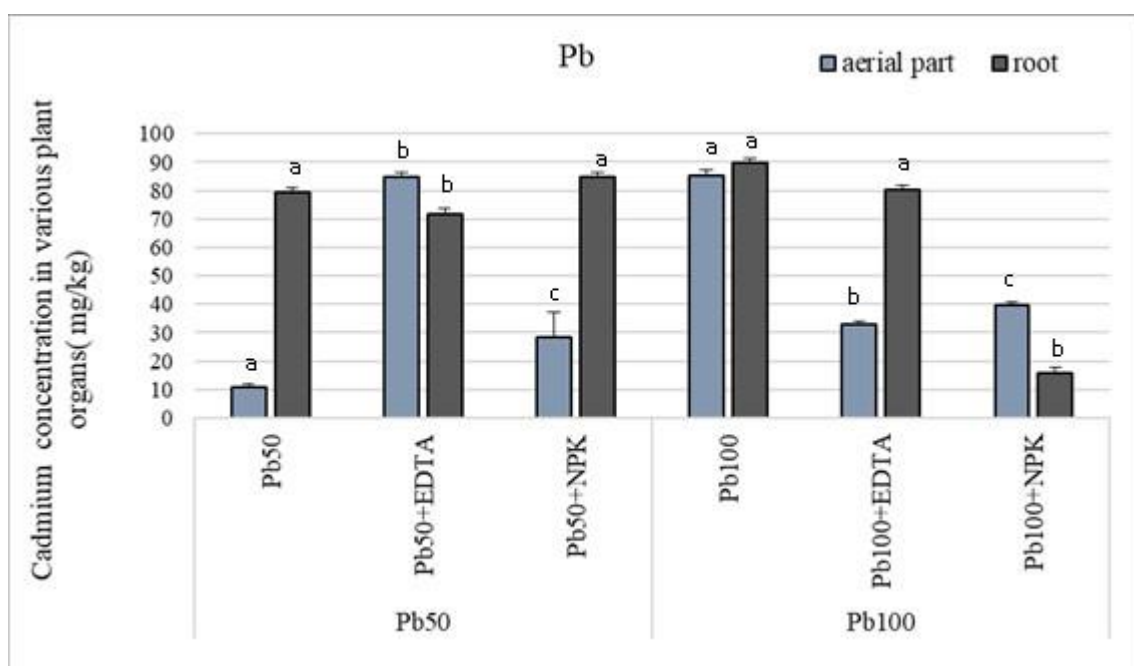


Figure III.5 : Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Nerium oleander* L. cultivées dans des sols amendés avec Pb, Pb + NPK et Pb + EDTA. Des lettres différentes dans le même groupe indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ selon le test t de Student.

2.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux

La concentration maximale dans les racines était de 89,7 mg/kg à Pb100 avec apport (Figure III.5). Cependant, la concentration minimale était de 2,3 mg/kg à Cd100 dans la partie aérienne (Figure III.3). Pour les traitements sans additions, le métal n'était pas statistiquement significatif. Globalement, les concentrations totales de Pb dans les plantes étaient plus élevées que celles de Ni (Figure III. 4) et de Cd.

Bien que le contenu en métaux ait diminué avec l'augmentation de la concentration de métaux dans le sol, le schéma d'accumulation dans les différents organes des plantes était le suivant :

- Pb > Cd > Ni pour divers traitements.

2.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds

L'accumulation des éléments métalliques dans la partie aérienne était plus élevée que dans les racines en présence d'agent chélatant. La concentration maximale dans les racines était de 80,2 mg/kg à Pb100+EDTA. Pour la partie aérienne, l'absorption maximale a été observée à Pb50+EDTA, soit 84,9 mg/kg. La concentration en Cd à 50 mg était de 1,6 mg/kg. La concentration en Pb dans les racines augmentait avec l'augmentation de Pb dans le sol, tandis que l'absorption de Pb diminuait dans la partie aérienne du sol. Cependant, la comparaison entre les trois métaux Cd dans la (Figure III.3), Ni dans la (Figure III. 4) et Pb dans la (Figure III.5) montre une corrélation directe entre la concentration totale de métaux dans la plante pour toutes les solutions d'irrigation avec EDTA. Le schéma d'accumulation des métaux dans la plante était le suivant : Pb > Cd > Ni pour divers traitements.

2.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds

À des concentrations élevées de Pb (100 mg/kg de sol), la concentration minimale dans les racines était de 16,01 mg/kg p.s., et la concentration maximale dans les racines était de 84,9 mg/kg à Pb50 (Figure III. 5). Pour la partie aérienne, la teneur en Ni diminuait avec l'augmentation de la concentration de Ni dans le sol (Figure III.4). L'absorption maximale a été observée pour le traitement Cd100+NPK, qui était de 63,8 mg/kg p.s. La concentration totale de Ni dans la plante variait de 50,27 à 108,9 mg/kg p.s. pour différentes concentrations de Ni fournies (Figure III. 4). Contrairement au traitement avec EDTA et au traitement métallique sans amendement, le schéma d'accumulation dans la plante était le suivant : Cd > Pb > Ni.

2.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes

La capacité de translocation des métaux dans les plantes peut être évaluée, ce qui estime l'efficacité d'une plante à transférer le métal des racines à la partie aérienne pour les plantes cultivées dans un sol contaminé (Tableau III. 2) avec ou sans présence de NPK et d'EDTA.

Tableau III.2. Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour *Nerium oleander* L. cultivé sous différents traitements. Les valeurs > 1 sont en gras.

Control

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
			0.87	0.80	0.96

Cadmium

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Cd	Cd50	Cd50	1,212	0,404	0,33
		Cd50+EDTA	1,444	0,03	0,021
		Cd50+NPK	1	1,084	1,09
	Cd100	Cd100	0,5	0,023	0,046
		Cd100+EDTA	0,716	0,729	1,02
		Cd100+NPK	0,67	0,638	0,95

Nickel

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Ni	Ni50	Ni50	0,3236	1,036	3,20
		Ni50+EDTA	1,238	0,312	0,25
		Ni50+NPK	0,4	0,6054	1,51
	Ni100	Ni100	0,122	0,472	3,87
		Ni100+EDTA	0,266	0,803	3,02
		Ni100+NPK	0,801	0,288	0,36

Plomb

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Pb	Pb50	Pb50	1,586	0,218	0,14
		Pb50+EDTA	1,438	1,7	1,18
		Pb50+NPK	1,698	0,568	0,33
	Pb100	Pb100	0,897	0,853	0,95
		Pb100+EDTA	0,802	0,331	0,41
		Pb100+NPK	0,16	0,397	2,48

- **Translocation des Métaux dans *N. oleander L.***

Les valeurs de TF pour les traitements avec Ni étaient principalement supérieures à 1, sauf pour Ni50+EDTA et Ni100+NPK. Le TF maximal pour le Ni a été observé pour Ni100 avec une valeur de 3,87. Seuls dans les essais avec amendements pour les traitements au Pb et au Cd, les TF obtenus étaient supérieurs à 1 (>1). Les valeurs de TF pour le Cd ont été enregistrées à Cd50+NPK et Cd100+EDTA avec des valeurs de 1,09 et 1,02 respectivement, tandis que la valeur la plus basse était TF = 0,02 pour le traitement Cd50+EDTA. Cependant, toutes les concentrations du traitement Pb ont montré des valeurs de TF < 1, sauf Pb50+EDTA et Pb100+NPK avec des valeurs de TF de 1,18 et 2,48 respectivement.

- **Facteur de Bioconcentration (BCF)**

Pour les deux traitements, toutes les valeurs de BCF étaient < 1 à des concentrations élevées de métal et étaient à un niveau bas : de 0,12 à 0,89 (tableau I.2.). Les valeurs de BCF n'ont pas dépassé la valeur critique de 1, ce qui prouve une très faible capacité de *N. oleander L.* à accumuler les métaux à des concentrations élevées. Dans toutes les expériences avec EDTA, le BCF était supérieur à 1 (>1) à 50 mg/kg pour Ni, Cd et 50 mg/kg de sol pour Pb. Le BCF maximal a été obtenu pour l'application de Pb50. Cependant, les métaux avec EDTA ont été accumulés plus efficacement en comparaison avec les métaux avec NPK.

- **Bioaccumulation des Métaux dans *N. oleander L.***

Le facteur de bioaccumulation, défini comme le ratio de la concentration de métal dans la partie aérienne à la concentration de métal dans le sol, a été calculé dans la plante *N. oleander L.* Le facteur de bioaccumulation maximal (BF= 1,7) a été observé dans le sol traité avec Pb+EDTA à une concentration de 50 mg/kg. Il a été observé que le BF diminuait avec

l'augmentation des concentrations de métal pour toutes les applications. Dans toutes les expériences, le BF était bien inférieur à 1 (<1) pour tous les traitements, sauf Cd50+NPK, Ni50 et Pb50+EDTA.

3. *Sorghum bicolor* L.

3.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques

Après 90 jours de cette expérience, Les plantes exposées à une concentration de 100 mg/l des métaux ont montré des symptômes de toxicité légère. Les données présentées montrent la hauteur des plantes (Figure III.6), la longueur des racines (Figure III. 7) et la biomasse sèche (Figure III. 8) des plantes de *Sorghum bicolor* L. cultivées dans un sol contaminé par Ni et Cd à des concentrations variées (0, 50 et 100 mg/L) et Pb (0, 50 et 100 mg/L) exposées à différents traitements : métal, métal + NPK et métal + EDTA.

Les résultats obtenus ont montré que des concentrations moyennes de Ni50+EDTA ont amélioré la croissance (Figure III. 6. A) cependant, à des concentrations plus élevées en Pb50, la croissance des plantes a été réduite. La longueur des racines a été influencée par l'ajout de Cd100+EDTA (Figure III. 6.B).

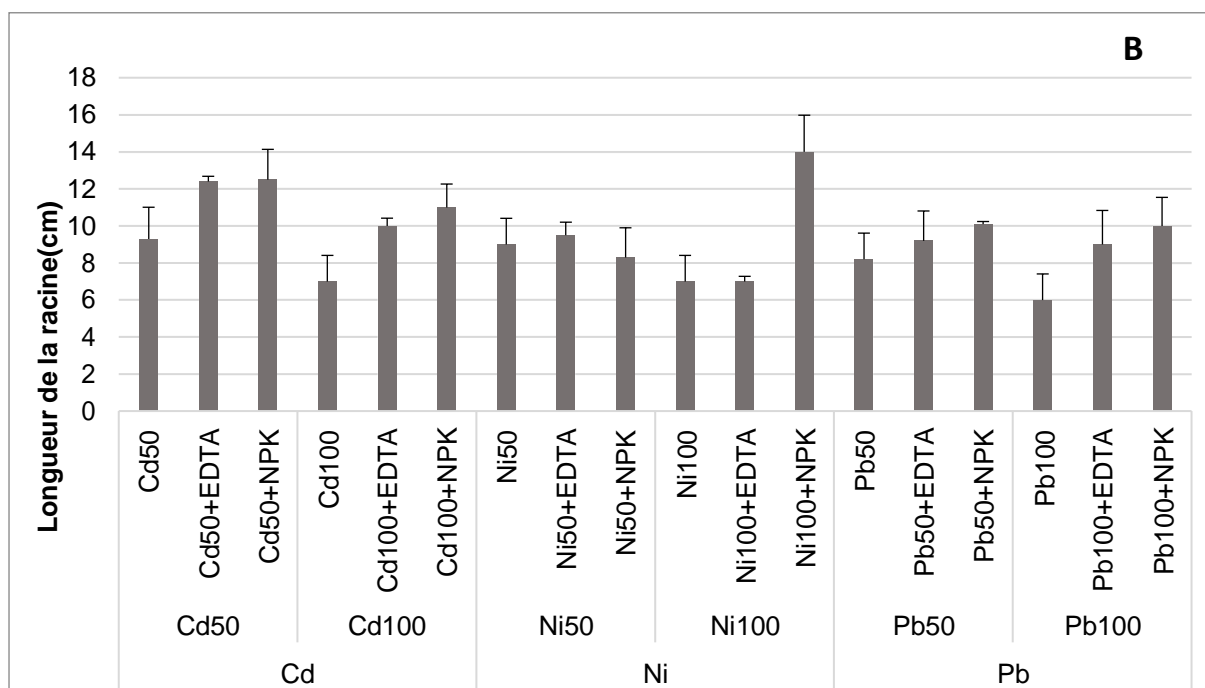
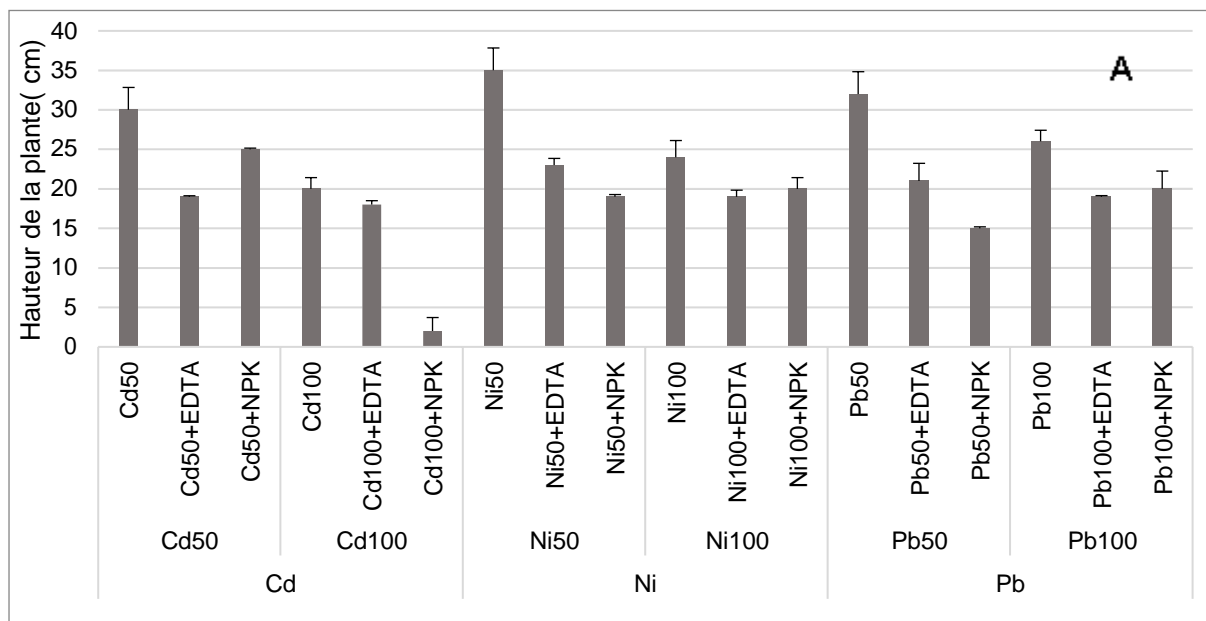


Figure III.6 : Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du *Sorghum bicolor* L. . Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon (n = 3).

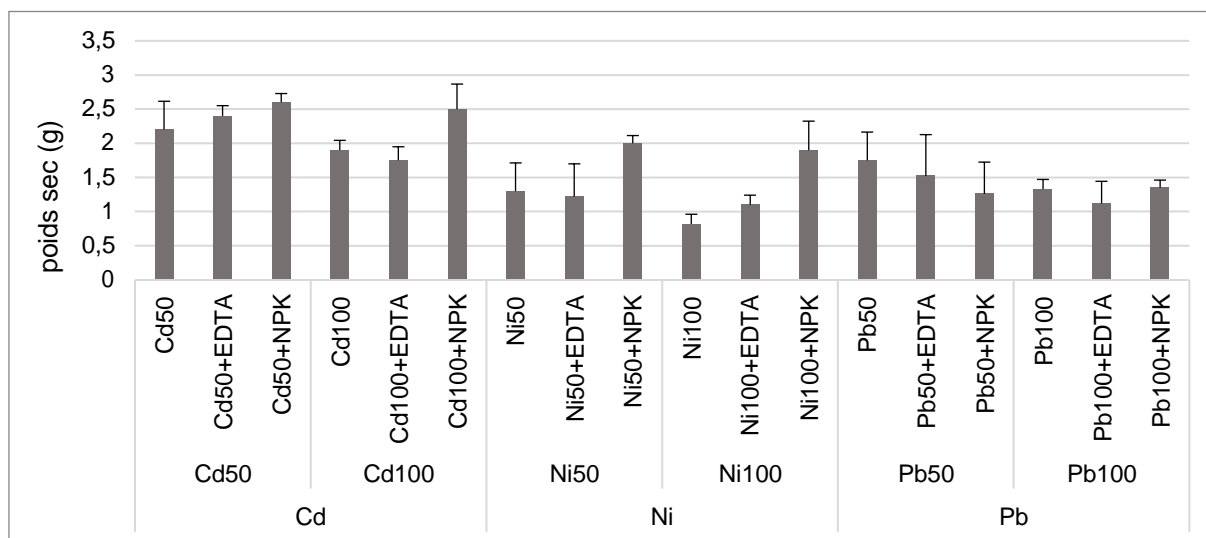


Figure III.7 : Effets des traitements sur le poids sec des plantes du *Sorghum bicolor* L.. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon (n = 3).

Les traitements ont eu des effets significatifs sur la hauteur des plantes ($p \leq 0,001$), celle-ci ayant été significativement améliorée par l'ajout de Cd. Le meilleur résultat obtenu se situe entre 12 et 14 cm avec le traitement Ni100 + NPK (Figure III.6.A). La longueur des racines (Figure III. 6.B) était plus grande dans les traitements Ni100 + NPK et Cd50+NPK que dans les traitements Pb. Les résultats ont montré que l'ajout de NPK en présence de différentes concentrations de métaux a amélioré le poids sec (Figure III.7) des plantes par rapport à celles cultivées en l'absence de ce chélateur pendant 90 jours.

Néanmoins, les valeurs les plus élevées de poids sec ont été observées dans les traitements témoins (3.2 g) et ceux avec Cd50+NPK. Le poids sec des plantes dans les traitements Cd50+NPK et Cd50+EDTA était de 2.6 g et 2,4 g respectivement, tandis qu'il était de 1.1 g et 1.75 g dans les traitements avec 100 mg/kg de Ni et Cd en présence d'EDTA. Cependant, dans la présente étude, les résultats ont indiqué une réduction significative de la biomasse sèche des plantes de *Sorghum bicolor* L. avec l'augmentation de la concentration de Pb et Ni dans les traitements avec EDTA et NPK.

3.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante

Les résultats de la concentration des métaux dans les différentes parties des plantes cultivées dans un sol contaminé et chélaté sont présentés dans la (Figure III. 8) pour le Cd, la (Figure III.9) pour le Ni et la (Figure III. 10) pour le Pb.

Ces figures montrent comment les métaux se répartissent dans les racines, les tiges et les feuilles des plantes en réponse aux différents traitements de contamination et de chélation.

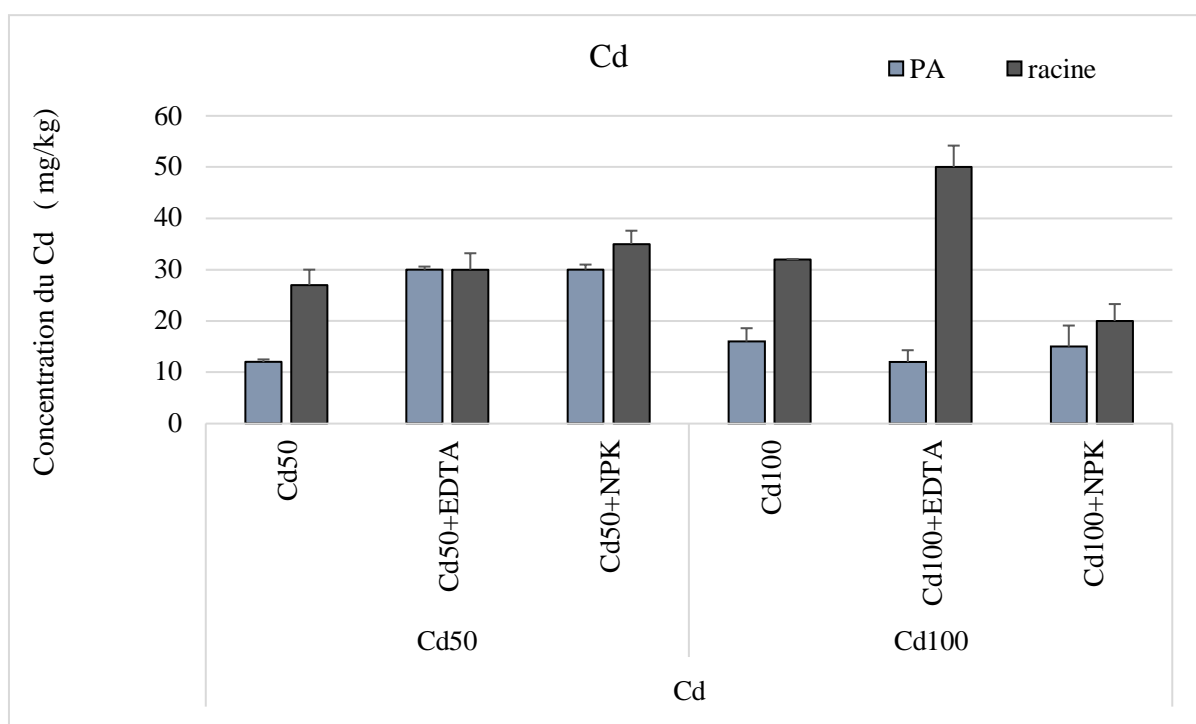


Figure III.8 : Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Sorghum bicolor* L. cultivées dans des sols avec Cd, Cd + NPK et Cd + EDTA. (PA : partie aérienne)

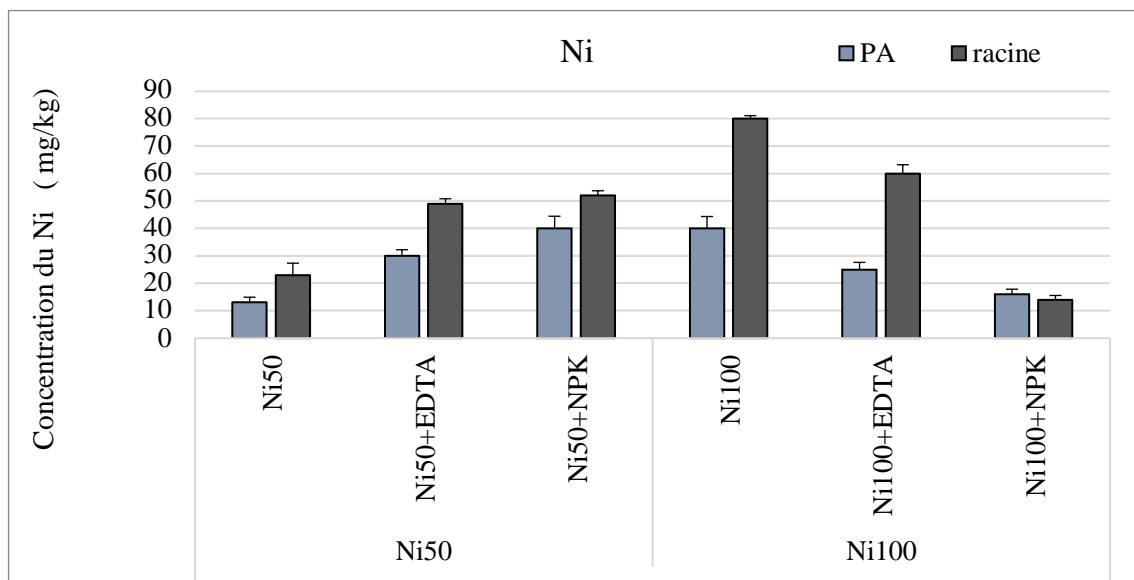


Figure III. 9 : Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Sorghum bicolor* L. cultivées dans des sols amendés avec Ni, Ni + NPK et Ni + EDTA. (PA : partie aérienne)

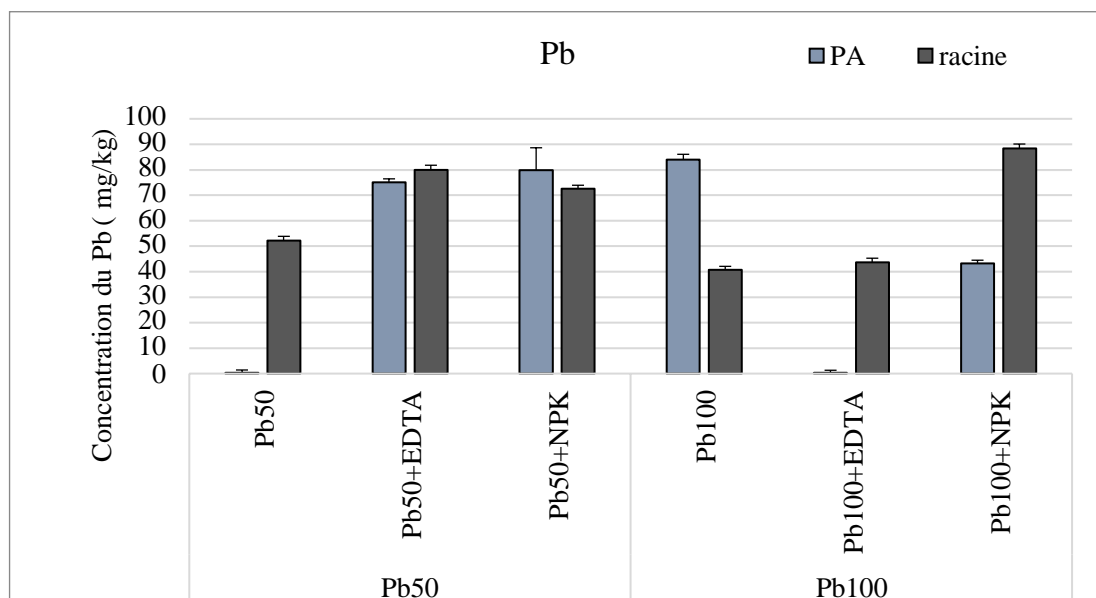


Figure III.10 : Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Sorghum bicolor* L. cultivées dans des sols amendés avec Pb, Pb + NPK et Pb + EDTA. (PA : partie aérienne)

3.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux

La concentration maximale dans les racines était de 80 mg/kg à Ni100 avec apport (Figure III.9). Cependant, la concentration minimale était de 0.3 mg/kg à Pb50 dans la partie aérienne (Figure III.10). Globalement, les concentrations totales de Pb dans les plantes étaient plus élevées que celles de Ni (Figure III.9) et de Cd.

Bien que le contenu en métaux ait diminué avec l'augmentation de la concentration de métaux dans le sol, le schéma d'accumulation dans les différents organes des plantes était le suivant :

- $Pb > Ni > Cd$ pour divers traitements.

3.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds

L'accumulation des éléments métalliques dans la partie aérienne était plus élevée que dans les racines en présence d'agent chélatant. La concentration maximale dans les racines était de 80 mg/kg à Pb50+EDTA. Pour la partie aérienne, l'absorption maximale a été observée à Pb50+EDTA, soit 75.1 mg/kg. La concentration en Cd à 50 mg/l était de 30 mg/kg. La concentration en Pb dans les racines et dans la partie aérienne diminuait avec l'augmentation du Pb dans le sol. Cependant, la comparaison entre les trois métaux Cd dans la (Figure III. 8), Ni dans la (Figure III. 9) et Pb dans la (Figure III.10) montre une corrélation directe entre la concentration totale de métaux dans la plante pour toutes les solutions d'irrigation avec EDTA. Le schéma d'accumulation des métaux dans la plante était le suivant : $Cd > Pb > Ni$ pour divers traitements.

3.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds

À la concentrations de Ni (100 mg/kg du sol), la concentration est minimale dans les racines (13,9 mg/kg p.s), et la concentration maximale dans les racines était de 87,8 mg/kg à Pb100 (Figure III. 10). Pour la partie aérienne, la teneur en métaux diminuait avec l'augmentation de la concentration dans le sol. L'absorption totale maximale a été observée pour le traitement Pb50+NPK, qui était de 152.3 mg/kg p.s dans la plante. La concentration totale de Ni dans la plante variait de 30,27 à 91,9 mg/kg p.s. pour différentes concentrations de Ni fournies (Figure III.9). Contrairement au traitement avec EDTA, le schéma d'accumulation dans la plante était le suivant : $Pb > Ni > Cd$

3.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes

La capacité de translocation des métaux dans les plantes peut être évaluée, ce qui estime l'efficacité d'une plante à transférer le métal des racines à la partie aérienne pour les plantes cultivées dans un sol contaminé (Tableau III.3) avec ou sans présence de NPK et d'EDTA.

Tableau III.3 : Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour *Sorghum bicolor* L. cultivé sous différents traitements. Les valeurs > 1 sont en gras.

Control

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
			0.87	0.80	0.96

Cadmium

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Cd	Cd50	Cd50	0,54	0,24	0,44
		Cd50+EDTA	0,6	0,6	1
		Cd50+NPK	0,35	0,3	0,857142857
	Cd100	Cd100	0,32	0,16	0,5
		Cd100+EDTA	0,5	0,12	0,24
		Cd100+NPK	0,54	0,24	0,44

Nickel

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Ni	Ni50	Ni50	0,46	0,26	0,57
		Ni50+EDTA	0,98	0,6	0,61
		Ni50+NPK	0,52	0,4	0,77
	Ni100	Ni100	0,8	0,4	0,5
		Ni100+EDTA	0,6	0,25	0,42
		Ni100+NPK	0,46	0,26	0,57

Plomb

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Pb	Pb50	Pb50	1,044	0,006	0,0057
		Pb50+EDTA	1,6	1,5	0,9375
		Pb50+NPK	0,73	0,8	1,1
	Pb100	Pb100	0,41	0,84	2,06
		Pb100+EDTA	0,44	0,003	0,006
		Pb100+NPK	1,04	0,006	0,005

- *Translocation des Métaux dans Sorghum bicolor L.*

Les valeurs de TF pour les traitements avec Cd étaient principalement inférieures à 1, sauf pour Cd50+EDTA. Le TF maximal a été observé pour Pb100 avec une valeur de 2.06. La valeur de TF pour le Pb a été enregistrée à Pb50+NPK avec une valeur de 1,1, tandis que la valeur la plus basse était TF = 0,003 pour le traitement Pb100+EDTA. Cependant, toutes les concentrations du traitement Ni ont montré des valeurs de TF < 1.

- *Facteur de Bioconcentration (BCF)*

Pour les deux traitements Cd et Ni, toutes les valeurs de BCF étaient < 1 à des concentrations élevées de métal et étaient à un niveau bas : de 0,3 à 9 (tableau III. 3). Les valeurs de BCF n'ont pas dépassé la valeur critique de 1, ce qui prouve une très faible capacité à accumuler les métaux à des concentrations élevées. Dans les expériences de Pb, le BCF était supérieur à 1 (>1) pour Pb50+EDTA et Pb50. Le BCF maximal a été obtenu pour l'application de Pb50. Cependant, les métaux avec NPK ont été accumulés moins efficacement en comparaison avec les métaux et avec EDTA

- *Bioaccumulation des Métaux dans Sorghum bicolor L.*

Le facteur de bioaccumulation maximal (BF= 1,5) a été observé dans le sol traité avec Pb50+EDTA. Il a été observé que le BF diminuait avec l'augmentation des concentrations de métal pour toutes les applications. Dans toutes les expériences, le BF était bien inférieur à 1 (<1) pour tous les traitements.

4. *Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, 1757

4.1. Effet des métaux lourds sur les paramètres morphologiques

Pendant les 90 jours de cette expérience, toutes les plantes de tous les traitements n'ont montré aucun symptôme de toxicité. Les données présentées montrent la hauteur des plantes (Figure III. 11), la longueur des racines (Figure III.12) et la biomasse sèche (Figure I.13) des plantes. Les résultats obtenus ont montré que des concentrations moyennes en présence de NPK ont amélioré la croissance (Figure III. 11.A) cependant, à des concentrations plus élevées, la croissance des plantes a été réduite. La longueur des racines a été influencée par l'ajout de EDTA .

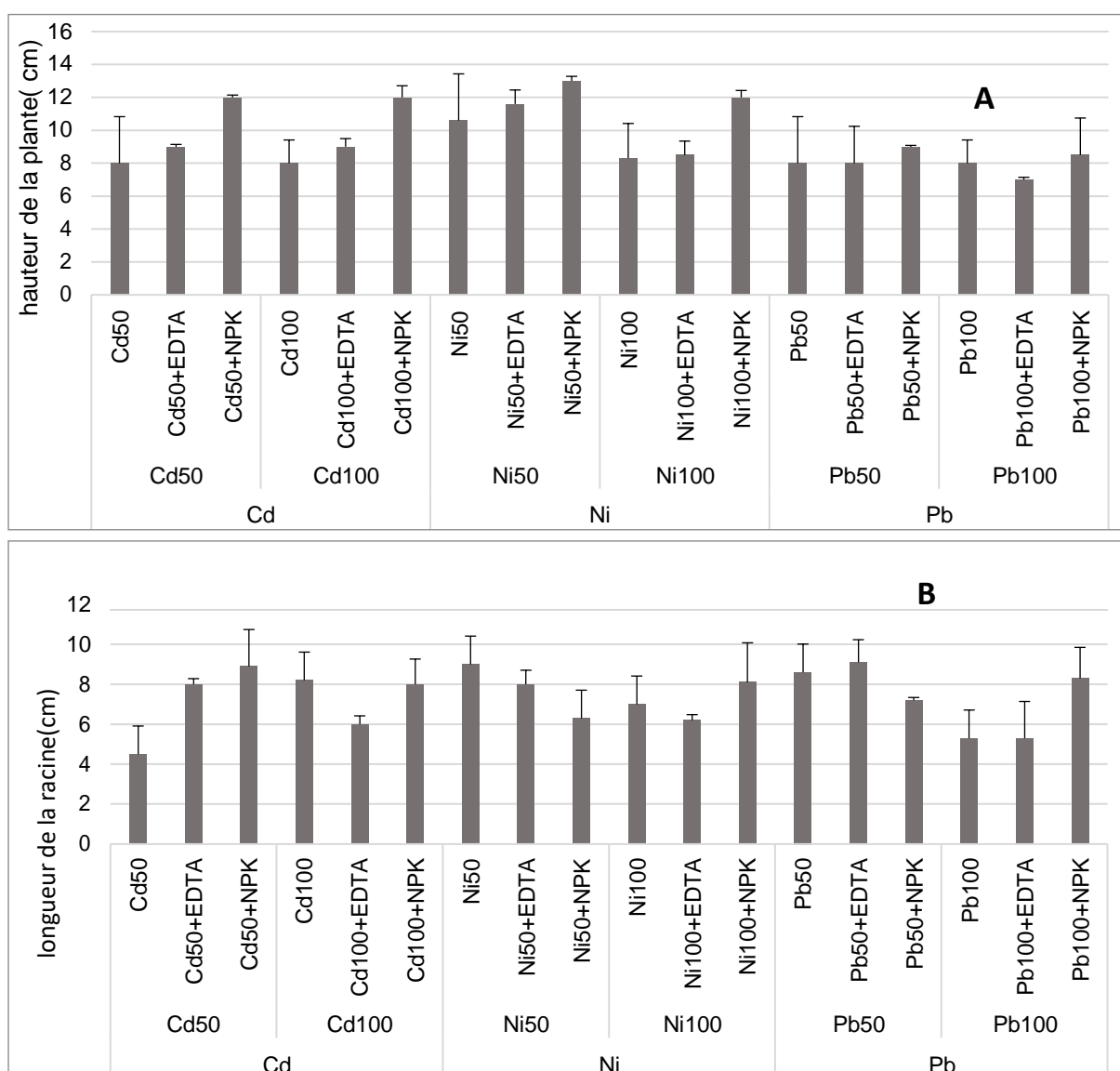


Figure III.11 : Effet des différents traitements Cd, Ni, Pb, EDTA et NPK sur la hauteur des plantes (A) et la longueur des racines (B) du *Anredera cordifolia*. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon (n = 3).

Les traitements ont eu des effets significatifs sur la hauteur des plantes ($p \leq 0,001$), celle-ci ayant été significativement améliorée par l'ajout de Cd. Le meilleur résultat obtenu se situe entre 10 et 11 cm avec le traitement Ni + EDTA (Figure III .11.A). La longueur des racines de *N. oleander* L. (Figure I. 11.B) n'était pas statistiquement significative pour tous les traitements ($p \geq 0,05$). La longueur des racines (Figure III. 11.B) était plus grande dans les traitements Ni100 + EDTA que dans les traitements Cd et Pb, bien que cet effet ne soit pas statistiquement significatif ($P \geq 0,05$). Les résultats ont montré que l'ajout d'EDTA et de NPK en présence de différentes concentrations de métaux a amélioré le poids sec (Figure III .12) des plantes par rapport à celles cultivées en l'absence de ce chélateur et de cet engrais pendant 90 jours.

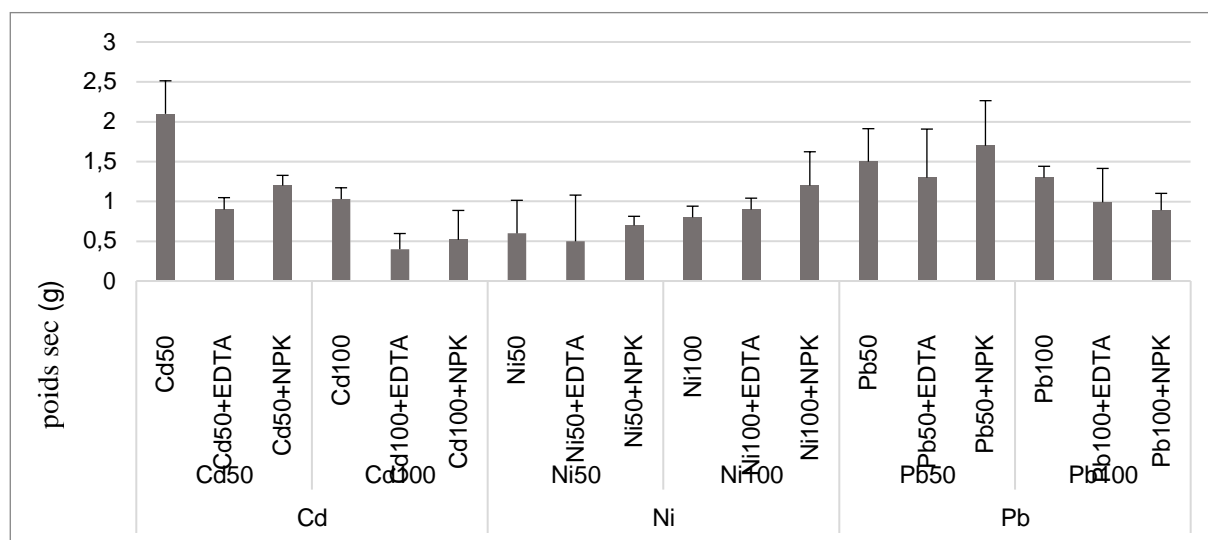


Figure III .12: Effets des traitements sur le poids sec des plantes du *Anredera cordifolia*. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'échantillon ($n = 3$).

Néanmoins, les valeurs les plus élevées de poids sec ont été observées dans les traitements témoins (4.2 g) et ceux avec Cd50. Le poids sec des plantes dans les traitements témoins, Pb50 et Pb50+EDTA était de 1.5g et 1.2 g respectivement, tandis qu'il était de 0,4 g et 0.8 g dans les traitements avec Cd100+EDTA et Ni100+EDTA. Cependant, dans la présente étude, les résultats ont indiqué une réduction significative de la biomasse sèche des plantes de *Anredera cordifolia* L. avec l'augmentation de la concentration de Cd et Ni dans les traitements avec EDTA et NPK.

4.2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties de la Plante

Les résultats de la concentration des métaux dans les différentes parties des plantes cultivées dans un sol contaminé et chélaté sont présentés dans la (Figure III .13) pour le Cd, la (Figure III .14) pour le Ni et la (Figure III. 15) pour le Pb.

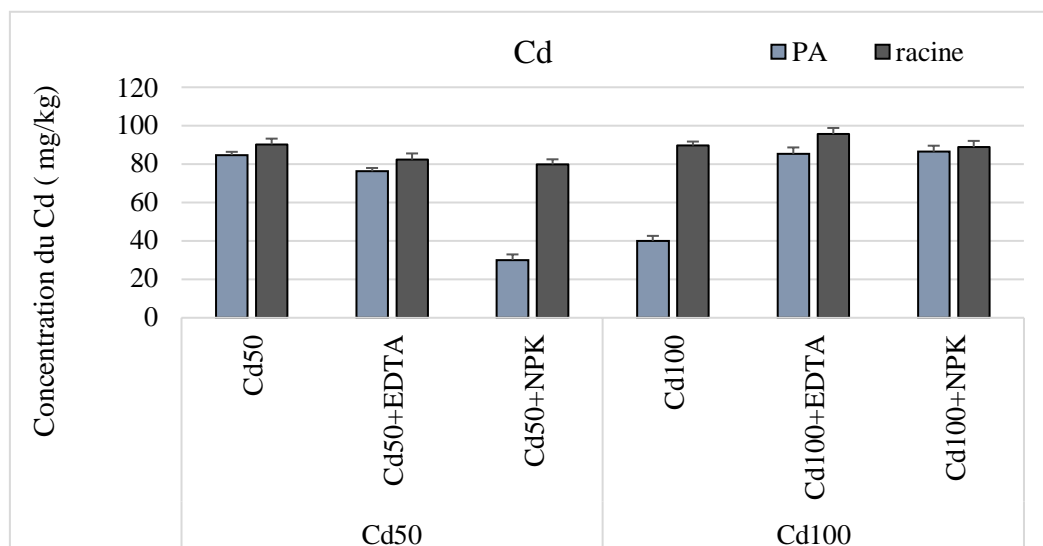


Figure III .13 : Concentrations de Cadmium (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Anredera cordifolia* cultivées dans des sols avec Cd, Cd + NPK et Cd + EDTA. (PA : partie aérienne)

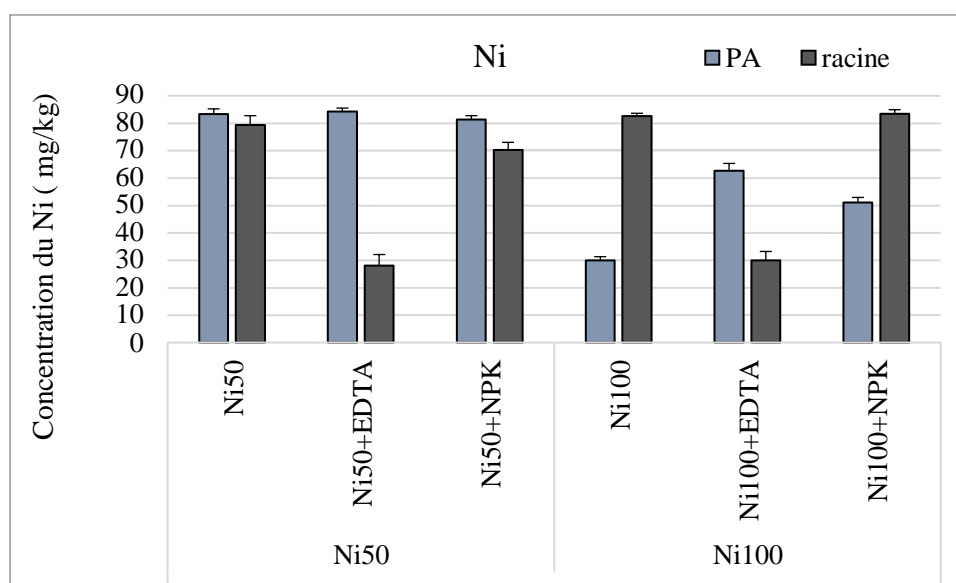


Figure III .14 : Concentrations de Nickel (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Anredera cordifolia* cultivées dans des sols amendés avec Ni, Ni + NPK et Ni + EDTA. (PA : partie aérienne)

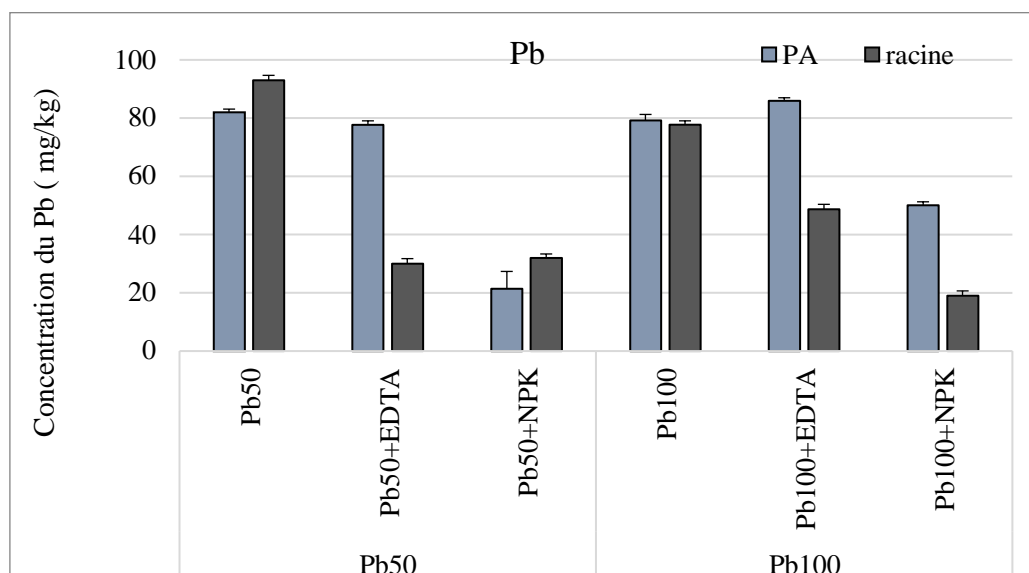


Figure III.15 : Concentrations de Plomb (mg / kg p.s.) dans différentes parties des plantes de *Anredera cordifolia* L. cultivées dans des sols amendés avec Pb, Pb + NPK et Pb + EDTA. (PA : partie aérienne)

4.3. Accumulation Maximale et Minimale des Métaux

La concentration maximale dans les racines était de 93 mg/kg à Pb50 avec apport (Figure III .15). Cependant, la concentration minimale était de 30.3 mg/kg à Ni100 dans la partie aérienne (Figure III. 13). Globalement, les concentrations totales de Pb dans les plantes étaient plus élevées que celles de Ni (Figure III. 9) et de Cd.

Bien que le contenu en métaux ait diminué avec l'augmentation de la concentration de métaux dans le sol, le schéma d'accumulation dans les différents organes des plantes était le suivant :

- $Pb > Cd > Ni$ pour divers traitements.

4.4. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds

L'accumulation des éléments métalliques dans la partie aérienne était similaire que dans les racines en présence d'agent chélatant. La concentration maximale dans les racines était de 95 mg/kg à Cd100+EDTA. Pour la partie aérienne, l'absorption maximale a été observée à Pb100+EDTA, soit 86 mg/kg. La concentration en Cd à 50 mg était de 158.6 mg/kg /plante. La concentration en Pb dans les racines augmentait avec l'augmentation de Pb dans le sol, tandis que l'absorption de Pb diminuait dans la partie aérienne du sol. Cependant, la comparaison entre les trois métaux Cd dans la (Figure III.8), Ni dans la (Figure III .9) et Pb dans la (Figure I.10) montre une corrélation directe entre la concentration totale de métaux dans la plante pour toutes les solutions d'irrigation avec EDTA. Le schéma d'accumulation des métaux dans la plante était le suivant : $Cd > Pb > Ni$ pour divers traitements.

4.5. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds

À des concentrations élevées de Pb (100 mg/kg de sol), la concentration minimale dans les racines était de 19 mg/kg p.s., et la concentration maximale dans les racines était de 88.8 mg/kg à Cd100 (Figure III. 15). Pour la partie aérienne, la teneur en Ni diminuait avec l'augmentation de la concentration de Ni dans le sol (Figure III .14). La concentration totale dans la plante variait de 53 à 175.2 mg/kg p.s. pour différentes concentrations des métaux. Contrairement au traitement avec EDTA et au traitement métallique sans amendement, le schéma d'accumulation dans la plante était le suivant : Cd > Ni > Pb

4.6. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes

La capacité de translocation des métaux dans les plantes peut être évaluée, ce qui estime l'efficacité d'une plante à transférer le métal des racines à la partie aérienne pour les plantes cultivées dans un sol contaminé (Tableau III. 4) avec ou sans présence de NPK et d'EDTA.

Tableau III. 4 : Facteur de Bioaccumulation (BF), Facteur de Bioconcentration (BCF) et Facteur de Translocation (TF) pour *Sorghum bicolor* L. cultivé sous différents traitements. Les valeurs > 1 sont en gras.

Control

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
			-	-	-

Cadmium

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Cd	Cd50	Cd50	1,80	1,69	0,94
		Cd50+EDTA	1,65	1,53	0,93
		Cd50+NPK	1,60	0,60	0,38
	Cd100	Cd100	0,90	0,40	0,45
		Cd100+EDTA	0,96	0,85	0,89
		Cd100+NPK	0,89	0,86	0,97

Nickel

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Ni	Ni50	Ni50	1,59	1,67	1,05
		Ni50+EDTA	0,56	1,65	3,00
		Ni50+NPK	1,41	1,63	1,16
	Ni100	Ni100	0,83	0,300	0,363
		Ni100+EDTA	0,30	0,63	2,09
		Ni100+NPK	0,83	0,51	0,61

Plomb

Expérience	Traitement	Amendement	BCF	BF	TF
Pb	Pb50	Pb50	1,9	1,6	0,9
		Pb50+EDTA	0,60	1,6	2,6
		Pb50+NPK	0,64	0,4	0,7
	Pb100	Pb100	0,8	0,8	1,0
		Pb100+EDTA	0,5	0,9	1,8
		Pb100+NPK	0,2	0,3	2,5

- **Translocation des Métaux dans *Anredera cordifolia*L.**

Les valeurs de TF pour les traitements avec Cd sont principalement inférieures à 1. Le TF maximal pour le Ni a été observé pour Ni50+EDTA avec une valeur de 3. Seuls dans les essais avec amendements pour les traitements au Pb et au Cd, les TF obtenus étaient supérieurs à 1 (>1). Les valeurs de TF pour le Pb ont été enregistrées à Pb50+EDTA et Pb100+EDTA avec des valeurs de 2.6 et 1.8 respectivement, tandis que la valeur la plus basse était TF = 0,3 pour le traitement Ni100. Cependant, toutes les concentrations du traitement Cd ont montré des valeurs de TF < 1.

- **Facteur de Bioconcentration (BCF)**

Pour les deux traitements, toutes les valeurs de BCF étaient < 1 à des concentrations élevées de métal et étaient à un niveau bas : de 0,2 à 0,96 (tableau I 4). Les valeurs de BCF n'ont pas dépassé la valeur critique de 1, ce qui prouve une très faible capacité de la plante à accumuler les métaux à des concentrations élevées. Dans toutes les expériences avec 50mg/l sans ajouts, le BCF était supérieur à 1 (>1). Le BCF maximal a été obtenu pour l'application de Pb50.

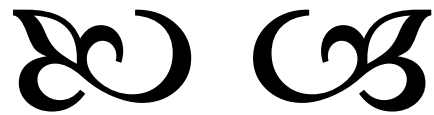
Cependant, les métaux avec NPK ont été accumulés plus efficacement en comparaison avec les métaux avec EDTA.

- ***Bioaccumulation des Métaux dans *Anredera cordifolia****

Le facteur de bioaccumulation, défini comme le ratio de la concentration de métal dans la partie aérienne à la concentration de métal dans le sol, a été calculé dans la plante. Le facteur de bioaccumulation maximal (BF= 1,69) a été observé dans le sol traité avec Cd50. Il a été observé que le BF diminuait avec l'augmentation des concentrations de métal pour toutes les applications. Dans toutes les expériences, le BF était bien inférieur à 1 (<1) pour tous les traitements, sauf Cd50+NPK, Ni50 et Pb50+EDTA.



Chapitre II. Discussion



Dans cette partie nous nous proposons de procéder à une discussion générale des principaux résultats obtenus dans notre travail.

En conséquence, les discussions des résultats a été mené afin d'une part d'étudier divers réponses de trois espèces à la présence de Nickel, de Cadmium et du Plomb d'autre part de déterminer si elles présentent le potentiel suffisant pour être incluent dans des systèmes de phytoremédiation.

La phytoremédiation est une technologie verte qui utilise des plantes pour réduire les concentrations d'éléments toxiques nuisibles dans l'environnement (Bhat et al., 2022). L'absorption des métaux lourds par la technologie de phytoremédiation inclut des processus tels que la phytostabilisation, la rhizodégradation, la phytoextraction, la phytodégradation, la phytoaccumulation et la phytovolatilisation (Liu et Tran, 2021; Mahmood et al., 2015).

Certaines plantes spécifiques à la phytoremédiation ont la capacité d'accumuler, tolérer et extraire de hauts niveaux de métaux lourds et sont adaptées à différents environnements (Antoniadis et al., 2021). Dans de nombreux cas, les plantes ne peuvent pas bien fonctionner et nécessitent des aides pour améliorer la phytoremédiation, comme l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) (Luo et al., 2006; Zaier et al., 2010) et les engrais NPK (Carbonell et al., 2011).

La capacité du *Nerium oleander* L. à accumuler le Cd, le Ni et le Pb a été estimée par (Ibrahim et El Afandi, 2020b; Vázquez et al., 2016; Al-Anbari et al., 2018) et le *Sorghum bicolor* L. par (Angelova et al, 2011) et (Perlein et al ., 2021).

Cette étude a été conçue aussi pour déterminer les impacts de l'EDTA et de l'engrais NPK à différentes concentrations sur la biomasse des plantes, l'absorption et l'accumulation de Cd, Ni et Pb par *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L. et *Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, 1757.

Il est à noter que la phytoremédiation par *Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, 1757 restes largement inexploités malgré son potentiel prometteur.

Cette plante offre des caractéristiques intéressantes pour absorber et accumuler des métaux lourds présents dans les sols contaminés, mais les études scientifiques détaillées faisant état de son efficacité sont rares.

1. Effet des métaux lourds sur la biomasse sèche

De plus, les résultats ont indiqué que l'exposition aux métaux inhibait la croissance des plantes, affectant à la fois la hauteur, la longueur des racines et le poids des plantes. Les résultats ont montré que l'ajout d'EDTA et de NPK en présence de différentes concentrations de métaux augmentait le poids sec. Ce comportement a été largement rapporté dans la littérature (Zaier et al., 2010; Vázquez et al., 2016).

Il a été observé une réduction de la biomasse sèche des plantes avec l'augmentation de la concentration de Pb dans les traitements EDTA et NPK. Saifullah et al. (2009) ont démontré que les plantes exposées à de hauts niveaux de Pb libre et d'EDTA produisent une biomasse faible. Appliquer de l'EDTA en une seule dose immédiatement après la germination peut sévèrement inhiber la croissance de la plante par l'EDTA lui-même ou indirectement en raison de la solubilité accrue du minéral.

L'ajout d'EDTA lorsque les plantes ont atteint une biomasse suffisante peut minimiser ses effets néfastes sur la croissance des plantes. Cependant, la biodisponibilité accrue des métaux lourds, y compris le Pb, par l'EDTA peut inhiber la croissance des plantes.

Il a été observé, en accord avec les découvertes d'Adamu (2019), que l'application de NPK augmentait la production de biomasse de *N. oleander* L. Cela peut être dû au fait que les plantes reçoivent plus de nutriments du sol avec l'application de NPK.

Récemment, l'utilisation de plantes pour éliminer les métaux toxiques de l'eau et du sol pollués a attiré plus d'attention en raison du faible coût de mise en œuvre et des avantages environnementaux.

Les effets significatifs du Ni et du Cd sur la croissance des parties aériennes des plantes ont été bien documentés chez différentes plantes (Papazoglou, 2005; Shukla et al., 2011; Bortoloti et Baron, 2022) et aussi chez *N. oleander* (Zeki et Ridha, 2020). La phytoextraction ou la phytoaccumulation implique l'absorption des métaux toxiques par les racines des plantes suivie par la translocation des métaux absorbés vers les pousses et leur dépôt dans les tissus végétaux (Kafle et al., 2022).

2. Accumulation des Métaux dans les Différentes Parties des Plantes

N. oleander L. a largement attiré l'attention comme possible bioindicateur de la pollution par les métaux lourds (Aksoy et Ozturk, 1997; Franco et al., 2013; Santos et al., 2019) et a montré une bonne tolérance aux métaux multiples (Al-Anbari et al., 2018; Adamu, 2019).

Les résultats expérimentaux ont montré que, dans le cas de la phytoremédiation naturelle, les concentrations les plus élevées déterminées étaient dans la racine de *N. oleander* L. avec traitement au Pb.

De même, Trigueros et al. (2012) ont trouvé une accumulation plus élevée de Pb dans les racines par rapport au stockage dans les tiges et les feuilles. Dans le cas du nickel, la partie aérienne de *N. oleander* L. contenait 3,8 fois plus de Ni que les racines de stockage, ce qui est conforme à d'autres observations (Franco et al., 2012).

Les résultats de Dinh (2020) ont enregistré une forte accumulation de Cd dans racines du *Sorghum bicolor* L..

Selon Sakhraoui et al (2019) la présence et le statut actuel d'*Anredera cordifolia* (Basellaceae) en Algérie sont rapportés pour la première fois et n'a jamais été signalée naturalisée en Algérie.

L'*Anredera cordifolia* est une plante qui n'a pas été largement étudiée dans le domaine de la phytoremédiation, malgré son potentiel. Une seule étude a été réalisée à ce jour, ce qui est probablement dû à plusieurs facteurs. Premièrement, il se peut que l'*Anredera cordifolia* soit relativement méconnue en tant qu'espèce ayant des capacités de phytoremédiation, et par conséquent, elle n'a pas attiré l'attention des chercheurs dans ce domaine. Deuxièmement, la recherche sur la phytoremédiation se concentre souvent sur des plantes plus populaires et bien documentées, laissant ainsi de côté des espèces moins connues mais potentiellement efficaces comme l'*Anredera cordifolia*.

De plus, l'absence de données sur l'*Anredera cordifolia* en phytoremédiation pourrait également être due à des limitations géographiques et logistiques, car les recherches en phytoremédiation peuvent nécessiter des ressources spécifiques et une expertise qui ne sont pas toujours disponibles dans toutes les régions. Cette situation souligne la nécessité de diversifier les espèces étudiées pour la phytoremédiation et d'explorer le potentiel de plantes sous-étudiées comme l'*Anredera cordifolia*, qui pourraient offrir des solutions efficaces pour la dépollution des sols et des eaux.

On peut conclure que la concentration de Cd était plus élevée dans les racines que dans les parties aériennes, conformément aux résultats de (Dinh, 2020 ; Ibrahim et al., 2022b), dans les racines, les métaux toxiques sont liés aux parois cellulaires et aux vacuoles, ou par précipitation extracellulaire, ce qui empêche leur entrée dans le cytoplasme, évitant ainsi les effets toxiques des métaux lourds sur le cytosol. Ainsi, les métaux s'accumulent légèrement dans les racines, mais très peu de leur contenu est transféré aux parties aériennes des plantes.

Les différents modes de translocation des plantes sont complexes et peuvent dépendre du type de mécanisme que la plante présente en conditions de stress.

Certaines plantes peuvent restreindre l'absorption des métaux ou accumuler les métaux dans des composants séparés, de sorte que la toxicité n'influence pas la croissance des plantes.

Les métaux s'accumulent dans les tissus racinaires sous différents états d'oxydation, ce qui interrompt leur transport et leur niveau de toxicité. Cependant, la capacité de la plante à transporter les métaux lourds vers les parties aériennes dépend du système de transport efficace de la plante, de son état physiologique, de son système de défense antioxydant et de la compartimentation vacuolaire (Yaashikaa et al., 2022).

La phytoremédiation des métaux lourds par les plantes est généralement limitée par la disponibilité des métaux lourds dans les sols.

3. Effet des Agents Chélatants sur l'Accumulation des Métaux Lourds

L'application de technologies chimiques améliorées est l'une des approches prédominantes qui favorisent l'absorption et la translocation des métaux lourds dans les parties aériennes des plantes. Ces dernières années, plusieurs amendements chimiques, dont l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA), ont été largement utilisés pour les applications de remédiation des sols (Mirza, 2014; Hasan et al., 2019). Il a également été démontré dans cette étude que la présence d'EDTA a un impact sur la capacité à augmenter la biodisponibilité des éléments toxiques, induisant une plus grande absorption et translocation des racines vers les tiges et les feuilles des plantes.

Les résultats indiquent que l'accumulation de plomb dans les parties aériennes de *Nerium oleander* L. était plus élevée que dans les tiges et les feuilles dans les traitements Pb50+EDTA

et Cd100+EDTA. L'ajout d'EDTA au traitement a augmenté l'absorption du Pb et du Cd par les plantes avec un contenu total de 156,8 mg/kg et 144 mg/kg respectivement.

Concernant, le Sorghum *bicolor* L., l'accumulation totale du Ni et Cd est faible et ne dépasse pas 100 mg/kg P.S. Par contre, dans le cas du Pb, elle accumule 155.1 mg/Kg p.s en présence de l'EDTA.

Les résultats ont révélé une découverte significative : l'*Anredera cordifolia* s'avère être un excellent accumulateur de métaux lourds en présence ou en absence de l'EDTA. Cette plante, jusqu'ici peu étudiée dans le domaine de la phytoremédiation, a démontré une capacité remarquable à absorber et à accumuler le Cd, le Ni et le Pb dans ses tissus avec 180.1 g/kg dans le traitement avec Cd100+EDTA, 112.4 g/kg avec Ni50+EDTA et 134 g/kg dans le traitement Pb100+EDTA.

Selon Jiang et al. (2019), l'EDTA est un ligand organique efficace pour augmenter la dissolution, l'absorption et la translocation du Pb parce qu'il forme un complexe métal-EDTA hautement soluble et stable. Il est bien connu que l'EDTA est le ligand organique le plus efficace pour augmenter l'absorption, la solubilisation et la translocation des métaux car il peut former des complexes métal-EDTA hautement stables et solubles (Hasan et al., 2019).

Le travail de Meighan et al. (2011) a indiqué que le facteur de translocation augmentait jusqu'à 100 fois en appliquant un excès de trois fois d'EDTA, ce qui a entraîné des concentrations élevées de Cd dans les feuilles des plantes.

De plus, dans l'étude de Liphadzi et Kirkham (2006), il est indiqué que les concentrations de métaux lourds, tels que le Cd, le Pb et le Cr, augmentent dans les pousses de *T. latifolia* lorsque l'EDTA est utilisé. Les études précédentes ont montré que la majorité des métaux sont retenus dans les racines lors de la phytoremédiation assistée par l'EDTA.

Le travail de Li et al. (2020) indique que les effets de l'EDTA sur le contenu en métaux dans les racines et les pousses de ray-grass dépendent également de l'élément, avec une accumulation plus importante de Cd, Ni et Pb dans les racines et une accumulation plus importante de Zn et Cu dans les pousses.

Une autre raison devrait être l'ajout d'EDTA, nous avons trouvé une augmentation de la récupération des métaux avec l'application d'EDTA dans l'étude. Cependant, certains des effets négatifs de l'EDTA rapportés sont que l'EDTA peut contribuer aux dommages environnementaux produits par le lessivage des métaux dans les eaux souterraines et que la

plante, la source de chélateur et le niveau feront une différence dans l'absorption des métaux (Turgut et al., 2004).

Récemment, Ponce-Hernández et al. (2022) ont indiqué que parmi les principaux avantages offerts par l'utilisation d'amendements chimiques dans la remédiation des plantes, on trouve la décontamination des métaux dans les plantes, la prévention du stress oxydatif par les éléments toxiques, la modification du comportement phytochimique des plantes, ainsi que l'augmentation de la translocation et de la disponibilité des métaux.

4. Effet du NPK sur l'Accumulation des Métaux Lourds

L'influence des amendements NPK comme engrais sur l'accumulation des métaux dans les plantes exposées à des concentrations extrêmes de métaux a également été étudiée.

Cette étude, en particulier, visait à voir si la présence de Cd, Ni et Pb stimulait la croissance de *Nerium oleander* L., *Sorghum bicolor* L.. et de *Anredera cordifolia* et si cela pouvait être lié à la capacité de croissance sur des sols contaminés et à quantifier la quantité de métaux absorbés par différents organes. Des études similaires ont également été menées l'effet du NPK sur la phytoremédiation plante comme (Papazoglou, 2007a ; Papazoglou, 2007b ; Bonanno, 2012; Trigueros et al., 2012; Bonanno, 2013).

Une caractéristique intéressante de la présente étude était l'association entre l'accumulation de Ni, la fertilisation par NPK et la complexation des métaux par l'EDTA. Le succès de la technique d'extraction des plantes est déterminé par la quantité de biomasse, la concentration de métaux toxiques dans les tissus végétaux. Les données obtenues ont révélé que la concentration maximale de plantes cultivées dans un sol amendé avec Ni50+NPK était dans les racines avec 80,1 mg/kg et un contenu total de 108,9 mg/kg. Cependant, le contenu total de métal dans la plante dans le traitement Cd100+NPK était le plus élevé avec 130 mg/kg dans *Nerium oleander* L..

Dans le cas du *Sorghum bicolor* L., l'absorption est faible sauf dans le traitement du Pb en présence du NPK 152.3mg/kg.

L'*Anredera cordifolia* s'avère être un bon accumulateur de métaux lourds en présence du NPK avec des valeurs de 175 mg, 151.6 mg de Ni par kg du poids sec respectivement dans les traitements de Cd100 et Ni50..

Selon Carbonell et al. (2011), les racines présentaient une concentration en métaux plus élevée que les parties aériennes des plantes (*Zea mays* L.) poussant dans des sols amendés avec de l'engrais NPK.

Le système racinaire agit comme une barrière pour le Cr, Ni, Pb, Hg (Carbonell et al., 2011) et le Cd (Wang et al., 2020), de sorte que l'absorption des métaux est faible et provoque des concentrations très faibles de ces métaux dans les parties aériennes des plantes.

De manière similaire à notre étude, Adamu (2019) a rapporté qu'il y avait une amélioration de l'accumulation de métaux chez les plantes de *N. oleander* L. avec de l'engrais NPK par rapport à celles dans des sols non amendés.

Les résultats ont également révélé que les plantes absorbaient rarement le Ni (dans *N. oleander*) et Pb (*Anredera cordifolia*) du sol et le transportaient vers les parties aériennes en présence de NPK. La raison possible des concentrations plus faibles a été expliquée par l'utilisation de sol basique et la perte du complexe métal-chélate due au lessivage survenu dans les pots expérimentaux (Beqaj et al., 2016).

5. Impact de l'EDTA et du NPK sur la Capacité d'Accumulation et de Translocation des Métaux dans les Plantes

L'évaluation des facteurs de bioconcentration (BCF) et de translocation (TF) est essentielle pour déterminer l'efficacité et l'adéquation des plantes pour différentes techniques de phytoremédiation. Les plantes qui présentent des valeurs élevées de BCF mais faibles de TF sont généralement mieux adaptées à la phytostabilisation, tandis que celles avec des valeurs élevées de BCF et de TF sont mieux adaptées à la phytoextraction. (Sidhu et al., 2017).

$BCF > 1$: Indique que la plante est efficace pour extraire et concentrer le métal dans ses racines. Ces plantes sont souvent considérées pour la phytostabilisation, où les métaux sont immobilisés dans les racines et ne sont pas transloqués vers les parties aériennes.

$TF < 1$: Indique que la plante retient les métaux principalement dans ses racines et limite leur translocation vers les parties aériennes. Cela suggère une aptitude pour la phytostabilisation.

$TF > 1$: Indique que la plante transloque efficacement les métaux vers ses parties aériennes, ce qui est favorable pour la phytoextraction.

BF > 1 : Indique une capacité élevée de la plante à accumuler des métaux dans ses parties aériennes. Cela peut suggérer un potentiel pour la phytoextraction.

- **BCF > 1 et TF < 1** : Ces plantes sont potentiellement utiles pour la phytostabilisation. Elles accumulent les métaux dans leurs racines et limitent le transfert vers les parties aériennes.
- **BCF < 1 et TF > 1** : Ces plantes ne sont pas efficaces pour la phytoremédiation car elles ne concentrent pas les métaux dans leurs racines et ne les transloquent pas efficacement vers les parties aériennes.
- **BCF > 1 et TF > 1** : Ces plantes sont idéales pour la phytoextraction. Elles concentrent les métaux dans leurs racines et les transloquent efficacement vers les parties aériennes.
- **BCF < 1 et TF < 1** : Ces plantes ne sont généralement pas utiles pour la phytoremédiation car elles n'accumulent pas bien les métaux ni dans les racines ni dans les parties aériennes. (Yoon et al., 2006 ; Sharma et al. (2022).

Nous pouvons comparer la capacité de différentes plantes à absorber les métaux du sol et à les transférer vers les bourgeons en comparant le coefficient de bioconcentration et le coefficient de bioconcentration. Les plantes tendent à restreindre les transferts sol-racine et racine-parties aériennes, et ont donc une accumulation beaucoup moins importante dans leur biomasse, tandis que les hyperaccumulateurs absorbent et transloquent les métaux dans leur biomasse aérienne.

D'après les combinaisons des trois facteurs, les résultats montrent que :

- **Dans la cas du sorgho :**

Il n'est pas utile pour la phytoremédiation du Cd et Ni car elles n'accumulent pas bien les métaux ni dans les racines ni dans les parties aériennes TF et BCF inférieur à 1.

Par contre il est idéal pour la phytoextraction du Pb. Elles concentrent les métaux dans leurs racines et les transloquent efficacement vers les parties aériennes TF et BCF supérieur à 1.

Les résultats sont identiques à celles de (Jadia CD. and Fulekar, 2008 ; Nafees Bacaha et al., 2015) et (Boechat et al, 2020)

- **Dans le cas d'Andredera :**

Ces plantes sont potentiellement utiles pour la phytostabilisation du Cd (BCF > 1 et TF < 1) et sont idéales pour la phytoextraction du Ni. BCF > 1 et TF > 1

Par contre l'Anredera cordifolia: ne et pas efficace pour la phytoremédiation du Pb car elles ne concentrent pas les métaux dans leurs racines et ne les transloquent pas efficacement vers les parties aériennes. BCF < 1 et TF > 1.

Selon Zaeni et al(2021) Les plantes de l'Anredera cordifolia peuvent absorber les métaux Cr, Zn et Ni, ce qui affecte la croissance des plantes en réduisant le nombre de feuilles.

Les plantes appartiennent au groupe des plantes accumulatrices pour les métaux chrome et nickel (valeur BAF > 1). Les plantes de binahong sont des hyperaccumulateurs de zinc, avec une valeur BAF > 10. Selon les données de l'étude, il est constaté que le nickel (Ni) s'accumule davantage dans les racines des plantes. La valeur BAF est supérieure à 1, ce qui indique que les plantes sont des accumulateurs de nickel. La valeur TF du nickel dans les tiges et les feuilles est inférieure à 1, ce qui montre une faible translocation des métaux dans ces parties.

La valeur TF dans les racines est égale à 1, indiquant que le métal est principalement accumulé dans les racines.

Il est à noter qu'il existe une seule étude (Zaeni et al, 2021) connue à ce jour concernant la phytoremédiation par *Anredera cordifolia* (binahong), et cette recherche se concentre exclusivement sur l'accumulation de nickel. Cette étude a révélé que la plante de binahong est capable de retenir des concentrations significatives de nickel dans ses racines, avec des valeurs de BAF supérieures à 1, ce qui confirme son potentiel en tant qu'accumulateur de nickel. Cependant, aucune autre recherche n'a été trouvée concernant l'utilisation de cette plante pour la phytoremédiation d'autres métaux lourds. Notre étude est donc la première à explorer et à démontrer le potentiel de cette plante comme excellent accumulateur de divers métaux lourds, élargissant ainsi son champ d'application pour la phytoremédiation.

- Dans le cas du *N. Oleandre*

Des valeurs de BCF et TF > 1 à 50Cd suggèrent fortement que *N. oleander* L. possède les caractéristiques de base d'un hyperaccumulateur de Cd et peut potentiellement être employé pour la remédiation des sols contaminés par le Cd

Les plantes présentant des valeurs de TF et particulièrement de BCF inférieures à un sont inadaptées à la phytoextraction.

Peu de plantes étaient capables d'accumuler des métaux lourds dans les racines, mais la plupart d'entre elles avaient des valeurs de TF et BCF faibles, ce qui signifie une capacité limitée d'accumulation et de translocation des métaux lourds par les plantes

Les valeurs de BF > 1 enregistrées dans cette étude ont été observées pour le traitement NPK à faible Cd50+NPK (BF=1,08), Ni50 (BF=1,036) et Pb50+EDTA (BF=1,7); dans tous les autres cas, elles étaient inférieures à un.

Dans cette étude, l'ajout de NPK et l'EDTA a montré une bonne capacité de bioaccumulation et de translocation. Une valeur de BCF > 1 indique en effet une haute efficacité dans la phytostabilisation des métaux.

Les plantes avec des valeurs de TF élevées sont considérées comme adaptées pour la phytoextraction, ce qui nécessite généralement la translocation des métaux lourds dans les parties aériennes des plantes.

Les résultats sans amendement ont indiqué que le sorgho n'était pas identifié comme hyperaccumulateur, car le métal accumulé était inférieur à 100 mg/kg selon Baker et Brooks (1989).

L'*Anredera cordifolia* et le *N.Oleander* s'avèrent être des excellents hyperaccumulateurs de métaux lourds.

Notre enquête a indiqué que l'ajout de NPK et d'EDTA améliore le potentiel de phytoremédiation des sols contaminés par les métaux, et à des concentrations de Cd, Ni et Pb, le contenu en Cd dans les plantes totales était supérieur à 100 mg/kg, la valeur critique d'un hyperaccumulateur de Cd, Ni, Pb, et avait des valeurs de BCF et TF élevées.

Bien que les plantes avec BCF et TF > 1 soient adaptées à la phytoextraction et aux accumulateurs.

Bien que *N. oleander* L. soit tolérant au Pb avec un BCF élevé et un TF faible, il peut être utilisé pour la phytostabilisation des sites contaminés.

Cependant, la capacité de ces plantes à tolérer et à accumuler des métaux lourds peut être utile pour la phytostabilisation du Pb et du Cd. Les facteurs de bioconcentration (BCF) et les facteurs de translocation (TF) peuvent être utilisés pour estimer le potentiel de phytoremédiation d'une plante à des fins de Ni.

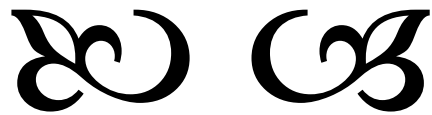
En conséquence, il y a un besoin crucial de recherches approfondies pour explorer les mécanismes sous-jacents de la phytoremédiation chez *Anredera cordifolia*, notamment sa capacité à translocer les métaux vers les parties aériennes et à les séquestrer efficacement.

L'approfondissement de ces connaissances est essentiel pour déterminer comment exploiter au mieux *Anredera cordifolia* dans des programmes de réhabilitation écologique.

Des études approfondies permettront de mieux comprendre comment cette plante peut être utilisée de manière efficace pour restaurer les sols contaminés, minimiser les risques environnementaux et améliorer la qualité globale de l'écosystème. Ces recherches pourraient également ouvrir la voie à des applications pratiques de la phytoremédiation à grande échelle, offrant ainsi une solution durable aux problèmes de pollution par les métaux lourds.



Conclusion générales



Conclusion générale et perspectives

Cette étude s'est concentrée sur l'analyse de trois plantes : *Nerium oleander*, *S. bicolor* et *Anredera cordifolia*, dans le cadre de la phytoremédiation des sols contaminés par des métaux lourds. Nous avons examiné leurs réactions à la présence de Nickel, de Cadmium et de Plomb pour évaluer leur potentiel à être intégrées dans des systèmes de dépollution végétale.

Les résultats indiquent que les plantes à croissance rapide, bien que contenant des concentrations relativement faibles de métaux dans leurs tissus, présentent un fort potentiel de phytoextraction grâce à leur production élevée de biomasse racinaire et aérienne. Nos critères de sélection incluaient la croissance rapide et une biomasse importante, ce qui justifie le choix de ces trois espèces.

Nerium oleander s'est montrée particulièrement efficace pour stabiliser le Cadmium et le Plomb, tout en extrayant et en accumulant le Nickel. Cette plante est capable de tolérer des niveaux élevés de Nickel et de Cadmium, ce qui en fait une candidate idéale pour la phytoremédiation.

S. bicolor a révélé un potentiel significatif en termes de production de biomasse et d'extraction de métaux, bien que des recherches supplémentaires soient nécessaires pour évaluer ses capacités spécifiques.

Anredera cordifolia, grâce à sa croissance rapide exceptionnelle, a montré des capacités prometteuses de phytoextraction, surtout pour le Nickel, mais nécessite une analyse plus approfondie pour confirmer ses capacités stabilisatrices pour le Cadmium et le Plomb.

Des études plus longues, sur plusieurs mois voire années, sont nécessaires pour évaluer pleinement l'efficacité des plantes dans la réduction des métaux lourds dans les sols contaminés.

Pour avancer, il est crucial de tester ces plantes sur des sites pollués réels après des résultats prometteurs en laboratoire ou en serre, afin de se rapprocher des conditions naturelles.

L'utilisation simultanée de plusieurs espèces végétales, comme le suggèrent les recherches récentes, pourrait maximiser l'efficacité de la phytoremédiation en tirant parti des capacités complémentaires des différentes plantes.

Il est également essentiel d'évaluer les impacts environnementaux et sanitaires, notamment le risque de transfert des métaux lourds de ces plantes à la chaîne alimentaire, et d'étudier les mécanismes de stockage des métaux dans les parties non comestibles des plantes pour minimiser les risques. L'optimisation des conditions de croissance, telle que l'utilisation d'amendements comme l'EDTA et les engrais NPK, doit aussi être explorée pour améliorer l'efficacité de l'extraction des métaux. L'impact des différents types de sols et de leurs propriétés physico-chimiques sur la performance des plantes phytoremédiatrices doit également être étudié.

Les résultats obtenus constituent une première étape vers une étude approfondie des plantes capables d'accumuler, de bio-indicer, de tolérer, d'exclure et même d'hyperaccumuler divers polluants inorganiques et organiques présents dans la flore de la wilaya de Mascara et de l'Ouest algérien.

Cette recherche ouvre des perspectives prometteuses pour la restauration écologique des sols pollués et la protection de l'environnement.

En conclusion, cette étude a mis en lumière le potentiel des plantes *Nerium oleander*, *S. bicolor* et *Anredera cordifolia* dans la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds.

Les étapes suivantes devraient inclure des recherches à plus grande échelle et à long terme, une évaluation des impacts environnementaux et sanitaires, ainsi qu'une optimisation des conditions de croissance pour maximiser l'efficacité de la phytoremédiation. Ces efforts contribueront à développer des solutions durables et écologiques pour la gestion des sols pollués.

Pour avancer dans nos recherches et optimiser la phytoremédiation, plusieurs démarches clés sont nécessaires :

1. Etudes à long terme :

- Il est primordial de prolonger nos recherches sur plusieurs saisons voire années afin de comprendre les effets à long terme et la capacité des plantes à dépolluer sur une période prolongée.
- Suivre attentivement la croissance des plantes, l'accumulation des métaux dans leurs tissus et les variations des niveaux de métaux dans le sol au fil du temps.

2. Tests sur le terrain :

- Après avoir obtenu des résultats encourageants en laboratoire, il est essentiel de tester ces plantes sur des sites réellement contaminés.
- Évaluer leur performance dans des conditions naturelles en tenant compte des différents climats, des interactions avec d'autres organismes du sol et des variations des propriétés du sol.

3. Evaluation des risques environnementaux et sanitaires :

- Examiner de près les risques potentiels de bioaccumulation des métaux lourds et leur transfert dans la chaîne alimentaire.
- Étudier également l'impact sur la biodiversité locale, y compris sur les animaux et les plantes, afin de s'assurer que nos solutions de phytoremédiation ne nuisent pas à l'écosystème environnant.

4. Optimisation des conditions de croissance :

- Expérimenter avec divers amendements du sol, tels que les chélateurs (comme l'EDTA) et les engrais (comme le NPK), pour aider les plantes à mieux absorber les métaux lourds.
- Adapter nos pratiques de gestion des cultures, comme l'irrigation et l'ombrage, pour favoriser une croissance optimale des plantes et améliorer leur capacité à dépolluer.

5. Utilisation de différentes espèces de plantes dans le même site :

- Tester différentes combinaisons d'espèces végétales pour tirer parti de leurs capacités uniques à stabiliser, extraire et accumuler les métaux lourds.
- Explorer comment ces mélanges peut améliorer globalement l'efficacité de la phytoremédiation et la santé du sol.

6. Technologies de surveillance et de mesure :

- Développer et utiliser des technologies avancées pour surveiller en temps réel les niveaux de métaux dans les plantes et le sol.
- Utiliser des techniques comme la télédétection et les capteurs pour analyser précisément et de manière continue les sites contaminés.

7. Engagement des parties prenantes et sensibilisation :

- Travailler en étroite collaboration avec les communautés locales, les autorités environnementales et d'autres parties prenantes pour garantir une mise en œuvre efficace des projets de phytoremédiation.
- Sensibiliser le public aux avantages écologiques et économiques de la phytoremédiation par rapport aux méthodes traditionnelles de dépollution.

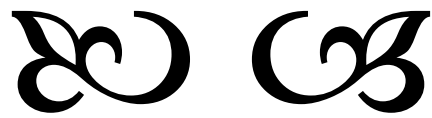
8. Etudes socio-économiques :

- Evaluer les coûts et les bénéfices économiques de la phytoremédiation par rapport aux méthodes conventionnelles.
- Analyser comment la phytoremédiation peut contribuer à créer des emplois locaux et améliorer la qualité de vie dans les régions touchées par la pollution des sols.

En mettant en œuvre ces actions, nous pourrions perfectionner nos techniques de phytoremédiation et développer des solutions durables pour gérer efficacement les sols pollués. Ces efforts collectifs permettront de restaurer les terres dégradées, de protéger les écosystèmes naturels et de procurer des avantages à long terme pour les communautés locales et l'environnement en général.



Références Bibliographiques



A.J. Daniel, Enzo Emanuel Raimondo Juliana María Saez et al. (2022) The current approach to soil remediation: a review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination *J Environ Chem Eng*, 2, Art 107141 DOI:10.1016/j.jece.2022.107141

Adriano D.C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment. Springer, New York, 533 p. doi.org/10.1007/978-1-4757-1907-9

Aksoy, A. & Öztürk, M.A. (1997) Nerium oleander L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments, *Science of the total environment*, 205 : 145-150, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00195-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00195-2)

Al-Anbari, R., Al-Obaidy, A-H., Al-Khafaji M., & Al-Imari, T. (2018). Removing chromium and lead metals using phytoremediation technique. *MATEC Web of Conferences*, 162 art 05004. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201816205004>

Alba TM, Pelegrin CMGD, Sobottka AM. (2020) Ethnobotany, ecology, pharmacology, and chemistry of *Anrederacordifolia* (Basellaceae): a review. *Rodriguésia*, 71: 1-11 DOI:10.1590/2175-7860202071060

Alkorta, I., and Garbisu, C. (2021). Reflections and insights on the evolution of the biological remediation of contaminated soils. *Front. Environ. Sci.* 9 art 734628. doi:10.3389/fenvs.2021.734628

Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., Garbisu, C., (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 3: 71–90. DOI:10.1023/B:RESB.0000040059.70899.3d

Allam A., Tirichine A., Madani H., Benlamoudi W., (2018). Variabilité morphologique du sorgho (*Sorghum bicolor* L. Moench), cultivé dans la vallée d'Oued Righ (Sud-Est Algérien). *Journal Scientifique Libanais* 19(1): 10-18 DOI: 10.22453/LSJ-019.1.010-018

Alloway, B. J. (2013). Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability (3rd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>

Alloway, B. J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London, 2nd Edition, 368 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>

Al-Menaie, H. S., Al-Ragom, O., Al-Shatti, A., Mathew, M., & Suresh, N. (2012) Effect of Fertilizer Concentration on the Growth Performance of *Cassia nodosa* Buch.-Ham. ex Roxb. and *Cassia fistula* L. Seedlings under Greenhouse Conditions of Kuwait. *International Research Journal of Plant Science.*, 3(2): 019–022.

Altaf, M. A., Shahid, R., Ren, M. X., Altaf, M. M., Jahan, M. S., and Khan, L. U. (2021a). Melatonin mitigates nickel toxicity by improving nutrient uptake fluxes, root architecture system, photosynthesis, and antioxidant potential in tomato seedling. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 21: 1842–1855. doi: 10.1007/s42729-021-00484-2

Angelova VR, Ivanova RV, Delibaltova,VA Ivanov KI ,(2011), Use of sorghum crops for in situ phytoremediation of polluted soils. *Journal of Agricultural Science and Technology*. A 1 (5):693-702.

Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Stark, H.-J., Wennrich, R., Levizou, E., Merbach, I., & Rinklebe J. (2021). Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. *Environment International*, 146 , art 106233 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106233>

Athalye V.V., Ramachandran V., D'Souza T.J. (1995) Influence of chelating agents on plant uptake of ⁵¹Cr, ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po. *Environmental Pollution* 89: 47-53. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00047-H](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00047-H)

Atma, w., Larouci, M., Meddah, B., Benabdeli, K., & Sonnet, P. (2017). Evaluation of the phytoremediation potential of *Arundo donax* L. for nickel-contaminated soil, *International Journal of Phytoremediation*, 19(4), 377–386, DOI: 10.1080/15226514.2016.1225291

ATSDR,(2008). Draft Toxicological Profile for Cadmium. In ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5>.

B

Babu, S.M.O.F.,Hossain, M.B., Rahman, M.S., Rahman, M., Ahmed, A.S.S., Hasan, M.M., Rakib, A., Emran, T.B., Xiao, J., & Simal-Gandara, J.(2021). Phytoremediation of Toxic Metals: A Sustainable Green Solution for Clean Environment. *Applied Sciences*. art, 11: 10348. <https://doi.org/10.3390/app112110348>

Bachmann H.J., Buschmann J., Mayer J., Bürge D., Annen D., (2009). Analyse de sol par spectrométrie à fluorescence X, *Recherche Agronomique Suisse* 16(8) : 290-295.

Baize D., Tercé M., (2002). Les éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA Editions, Paris, 565 p. <https://www.vlebooks.com/vleweb/product/openreader?id=INRAE&accId=9311305&isbn=9782759202355>

Baize, D., (1997). Teneurs totales en éléments trace métalliques dans les sols (France). Paris.

Baker AJM, Morel JM, Schwartz C. (1997). Des plantes pour depolluer les friches industrielles. *Biofutur* 169 : 30-33. [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(97\)84157-9](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(97)84157-9)

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. <http://dx.doi.org/10.1080/01904168109362867>

Baker, A.J.M., (1981). Accumulators and excluders - Strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3 (1-4): 643-654 DOI:10.1080/01904168109362867

Baker, A.J.M.,(1987). Metal tolerance. *New Phytologist* 106: 93–111 <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1987.tb04685.x>

Baker, A.J.M., Reeves, R.D., Hajar, A.S.M., (1994). Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl. (Brassicaceae). *New Phytol.* 127: 61–68. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb04259.x>

Balsberg Pahlsson, A.-M. (1989). Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 47: 287- 319. <https://doi.org/10.1007/BF00279329>

Barcelò J., Poschenrieder C., et Tolrà R. P. (2003) Importance of phenolics in rhizosphere and roots for plant-metal relationships. 7th Intern. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements, 14-19 June, Uppsala (Sweden).

Benavides MP, Gallego SM, Tomaro ML (2005) Cadmium toxicity in plants, *Braz J Plant Physiol* 17: 21-34 DOI:10.1590/S1677-04202005000100003

Beqaj, B. ; Rroço, E. ; Doko, A, (2016). Evaluation of nutrient leaching in pots under greenhouse condition. *Albanian Journal of Agricultural Sciences*.15(1), 1-7, ref.24

Bhat, S. A., ,Bashir, O., Ul Haq, S.A., Amin, T., Rafiq, A., Ali, M., Américo-Pinheiro, J. H. P., Sher, F. (2022). Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, 303, Part 1, 134788. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>.

Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Enslay, B.D., Raskin, I., (1997). Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Science and Technology* 31: 860–865

Boechat CL, Carlos FS, Nascimento CWA, Quadros PD, Sá ELS, Camargo FAO. (2020) Bioaugmentation-assisted phytoremediation of As, Cd, and Pb using *Sorghum bicolor* in a contaminated soil of an abandoned gold ore processing plant 44(49) DOI:[10.36783/18069657rbc20200081](https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200081)

Bonanno G, (2013). Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typhadomingensis*, *Phragmitesaustralis* and *Arundodonax*, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 97 :124–130.

Bonanno G,(2012). *Arundodonax* as a potential biomonitor of trace element contamination in water and sediment, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 80 :20–27

Bortoloti, G. A., & Baron, D. (2022). ..,Phytoremediation of toxic heavy metals by Brassica plants: A biochemical and physiological approach. *Environmental Advances*, Volume 8:Art,100204, <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100204>.

Botrel N, Madeira NR, Melo RAC, Amaro GB (2017) Hortaliças não convencionais: Anredera. EMBRAPA Hortaliças – folder (INFOTECAE). Available from URL: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1071381>. Accessed 20 August 2019

Bouazizi, H., Jouili, H., Geitmann, A. and Ferjani, E.E.I. (2010). Copper toxicity in expanding *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1304–1308.

Boukaka, K., & Mayache, B. (2020). Phytoremediation of soil Contaminated by Heavy Metals within a Technical Landfill Center Vicinity: Algerian Case Study. *Pollution*, 6(4):811–826. doi: 10.22059/poll.2020.301691.792

Boyd, R.S., Shaw, J.J., Martens, S.N., (1994). Nickel hyperaccumulation defends *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae) against pathogens. *Am. J. Bot.* 81: 294–300.

Brennan M.A., Shelley M.L. (1999) A model of the uptake, translocation, and accumulation of lead (Pb) by maize for the purpose of phytoextraction. *Ecological Engineering* 12: 271-297.

Briat, J.F., Lebrun, M., (1999). Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology* 322/ 43-54.

Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R.(2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon* , 6 : 04691,1–26. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

Brooks, R.R., (1998). *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Wallingford, UK.
Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S., Baker, A.J.M., 1994. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality* 23: 1151-1157

Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S., Baker, A.J.M., (1994). Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and Bladder campion for zinc- and cadmiumcontaminated soil. *J. Environ. Qual.* 23 : 1151–1157.

c

C Series I, I Ghorayeb I, S Guez I, C Verdun Esquerre *, P Brochard *, A Poussin I, JY Lafitte I, F Pomies, (1998) Exposition professionnelle au cadmium et cancer du rein. À propos d'un cas Occupational cadmium exposure and renal carcinoma 19 (2) :131-133 [https://doi.org/10.1016/S0248-8663\(97\)83424-8](https://doi.org/10.1016/S0248-8663(97)83424-8)

Cai, P., Chen, Q., Du, W., Yang, S., Li, J., Cai, H., et al. (2023). Deciphering the dynamics of metal and antibiotic resistome profiles under different metal(loid) contamination levels. *J. Hazard. Mater.* 455 Art 131567. doi:10.1016/j.jhazmat.2023.131567

Callender, E.,(2003). *Heavy Metals in the Environment-Historical Trends*. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67- 105.

Carbonell, G., Miralles de Imperial, R., Torrijos, M., Delgado, M., & Rodriguez, J. A. (2011). Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, 85: 1614–1623.
doi:10.1016/j.chemosphere.2011.08.025

Chandra, R., & Kumar, V. (2018). *Phytoremediation: A Green Sustainable Technology for Industrial Waste Management*.in: *Phytoremediation of environmental pollutants* / editors, pp.1-42
DOI:10.4324/9781315161549-1

Chang, J., (1997). Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. *Water Research* 31: 1651-1658.

Chantereau J., Cruz J .F., Ratnadass A ., Trouche G., (2013). *Agricultures tropicales en poche: Le sorgho*. Ed. Quae, CTA, Versailles ,267 pages

Chaudhary, K., Jan, S., & Khan, S. (2016). Heavy metal ATPase (HMA2, HMA3, and HMA4) genes in hyperaccumulation mechanism of heavy metals. *Plant metal interaction*, 545-556.

Chen L., Zhang X., Zhang M., Zhu Y., Zhuo R., (2022), Removal of heavy-metal pollutants by white rot fungi: Mechanisms, achievements, and perspectives, *Journal of Cleaner Production*, 354, 131681, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131681>

Chen, Y.X., Lin, Q., Luo, Y.M., He, Y.F., Zhen, S.J., Yu, Y.L., Tian, G.M., Wong, M.H., (2003). The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil. *Chemosphere* 50:807–811.

Cheng, S. (2003) Heavy Metals in Plants and Phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research International*, 10: 335-340. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2002.11.141.3>

Cieslinski, G., Van Rees, K.C.J., Szmigielska, A.M., Krishnamurti, G.S.R. (1998) - Lowmolecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and thier effect on cadmium bioaccumulation. *J. Plant. Soil*, 203: 109-117.

Clemens S., Palmgren M.G., Kramer U. (2002) A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 7: 309-315.

Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W., (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13, 393–397.

D

Dahmani-Müller H, van Oort F, Balabane M (2001) Metal extraction by *Arabidopsis halleri* grown on an unpolluted soil amended with various metal-bearing solids: a pot experiment 114: 77-84 [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00203-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00203-7)

Dahmani-muller, H., Van Oort, F., Gelie, B., Balabane, M., (1999). Mutual effects of soil organic matter dynamics and heavy metals fate in a metallophyte grassland, 105: 45-54 [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00209-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00209-7)

Dahmani-Muller, H., van Oort, F., Gelie, B., Balabane, M., (2000). Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environ. Poll.*, 109: 231-238. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00262-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00262-6)

DalCorso G, Farinati S, Maistri S, Furini A. (2008) How plants cope with cadmium staking all on metabolism and gene expression. *J Integr Plant Biol* 50:1268-1280.

Dalenberg, J. W., et van Driel, W., (1990). Contribution of atmospheric deposition to heavy metal concentration in field crops, Netherland, *J. Agric. Sci.*, 38: 369-379.

Dalila Smati, Victoria Hammiche , Mohamed Azzouz, Barkahoum Alamir, (2011). Dosage des métaux lourds dans les *Zygophyllum* réputés antidiabétiques 23(3): 125-132 <https://doi.org/10.1051/ata/2011119>

Defaye, S., Plumail, D., Vitré E., (1998) Les boues d'épuration composent-elles un risque de pollution des sols, *Environnement et technique* 177 : 41-44.
doi: 10.1016/j.emctp.2004.10.004

Delille. L. (2007) *Les plantes médicinales d'Algérie*, Berti éditions, pp. 141-142. Alger

Dickinson, N.M., Mackay, J.M., Goodman, A., Putwain, P., (2002). Planting trees on contaminated soils: issues and guidelines. *Land Contamination and Reclamation* 8: 87-101.

Dinh, T. T. T. (2020). Accumulation and distribution of heavy metal cadmium in sweetsorghum. *The Journal of Agriculture and Development* 19(3): 57-64

Dushenkov, V., Nanda Kumar, P.B.A., Motto, H., Raskin, I., (1995). Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1239–1245

E

Ebbs, S.D., Lasat, M.M., Brady, D.J., Cornish, J., Gordon, R., Kochian, L.V., (1997). Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated site. *J. Environ. Qual.* 26: 1424–1430.

Eds, *Bioremediation of Contaminated Soils*. SSSA Special Monograph, No. 37. SSSA, Madison, USA, pp. 457-510

Edwards, R., and D. P. Dixon. (2005). Plant glutathione transferases. *Glutathione Transferases and Gamma-Glutamyl Transpeptidases. Methods in Enzymology* 401: 169-186.

El Rasafi, T., Haouas, A., Tallou, A., Chakouri, M., Aallam, Y., El Moukhtari, A., et al. (2023). Recent progress on emerging technologies for trace elements-contaminated soil remediation. *Chemosphere* 341, 140-121. doi:10.1016/j.chemosphere.2023.140121

EPA, *Observational Economy Series*, (1995). *Composite Sampling: Volume 1*; EPA 230-R-95-005, 22p
Ernst, W.H.O., (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* 11, 163–167.

Escalante-Ten Hoopen M. et Maïga A. (2012), *Production et transformation du maïs : COLLECTION PRO-GRO*, collection PRO-AGRO, ISF-Cameroun et CTA, Wageningen, Pays-Bas, 32 p. téléchargeable sur : G. Pellet, M. Masson-Regnault, M. Beylot-Barry, M. Labadie

États-Unis Agence de protection de l'environnement,(2021).

Evangelou, M. W.H, Ebel, M., & Schaeffer, A. (2007). Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents: A review; *Chemosphere*. 68: 989–1003. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.01.062>

Evlard, A., & Campanella, B. (2013). Impact des éléments-traces métalliques sur les plantes et les techniques de phytoremédiation. In P. Druart, C. Husson, ... R. Paul (Eds.), *Renaturation des berges de cours d'eau et phytoremédiation* (pp. 59-75). Gembloux, Belgium: Presses agronomiques de Gembloux.

Eze, M.O.; Thiel, V.; Hose, G.C.; George, S.C.; Daniel, R. (2022), Bacteria-plant interactions synergistically enhance biodegradation of diesel fuel hydrocarbons. *Commun. Earth Environ.*, 3, 192

Eze, M.O.; Thiel, V.; Hose, G.C.; George, S.C.; Daniel, R. (2022), Enhancing rhizoremediation of petroleum hydrocarbons through bioaugmentation with a plant growth-promoting bacterial consortium. *Chemosphere*, 289, 133143

F

Fahr, M., Laplaze, L., Bendaou, N., Hocher, V., Mzibri, M. El, Bogusz, D. and Smouni, A. (2013). Effect of lead on root growth. *Frontiers in Plant Science* 4: 175.

Fargašová A. (2001) Phytotoxic effects of Cd, Zn, Pb, Cu and Fe on *Sinapis Alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. *Biologia Plantarum* 44: 471-473.

Fischerová, Z., Tlustos, P., Sza'kova, J., & Šichorova, K. (2006). A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements, *Environmental Pollution* . 144, (1), 93-100. doi:10.1016/j.envpol.2006.01.005

Förstner V. et Wittmann G.T.W., (1979). Metal pollution in aquatic environment. Springer Verlag, 486p

Franco A., Rufo L., de la Fuente V. (2012). Metal concentration and distribution in plant tissues of *Nerium oleander* (Apocynaceae, Plantae) from extremely acidic and less extremely acidic water courses in the Río Tinto area (Huelva, Spain). *Ecological Engineering*, 47 , pp. 87-91.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.024>

Franco, A., Rufo, L., Zuluaga, J. & de la Fuente, V., (2013) .Metal Uptake and Distribution in Cultured Seedlings of *Nerium oleander* L. (Apocynaceae) from the Río Tinto (Huelva, Spain). *Biological Trace Element Research* 155, 82–92
<https://doi.org/10.1007/s12011-013-9761-1>

Frick, C.M., Farrell, R.E., Germida, J.J., (1999). Assessment of phytoremediation as an in-situ technique for cleaning oil-contaminated sites <https://www.researchgate.net/publication/228592129>

G

G. Pellet ^a, M. Masson-Regnault ^a, M. Beylot-Barry ^b, M. Labadie , (2015), Dermatite irritative par contact direct avec du laurier rose (*Nerium oleander*), *Annales de Dermatologie et de Vénérologie*, 142, Issues 6–7, 2015, 434- 437, <https://doi.org/10.1016/j.annder.2015.03.025>.

Gaétan Lefebvre, Diane Tavignot, BRGM, (2019), Fiche de criticité : Cadmium, BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières) .

García-Esquinas E., Marina Pollan, Maria Tellez-Plaza, Kevin A. Francesconi, Walter Goessler, Eliseo Guallar, Jason G. Umans, Jeunliang Yeh, Lyle G. Best and Ana Navas-Acien, (2014). Cadmium Exposure and Cancer Mortality in a Prospective Cohort: The Strong Heart Study, *Environmental Health Perspectives* , 122 (4), 363-370. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1306587>

Garci-Caparros P, Ozturk M, Gul A, Batool TS, Pirasteh-Anosheh H, Unal BT, Altay V, Toderich KN. (2022). Halophytes have potential as heavy metal phytoremediators: A comprehensive review. *Environ Exp Bot.* 193:104666. doi:10.1016/j.envexpbot.2021.104666

Garnier R(2005). Toxicité du plomb et ses dérivés. *EMC-Toxicologie Pathologie* 2: 67–88

Gerendás J., Polacco J.C., Freyermuth S.K., Sattelmacher B., (1999). Significance of nickel for plant growth and metabolism, *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences* 162, 241-256.

Gherib A., Boufendi M. , Temime A. , Bedouh Y., (2016). Applications de la phytoremédiation dans le traitement des eaux usées en Algérie, *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°26, Juin 2016, pp. 99-112

Ghnaya, T., Mnassri, M., Ghabriche, R., Wali, M., Poschenrieder, C., Lutts, S. and Abdelly, C.(2016). Nodulation by *Sinorhizobium meliloti* originated from a mining soil alleviates Cd toxicity and increases Cd-phytoextraction in *Medicago sativa* L. *Frontiers in Plant Science* 6: 863.

Ghosh M. et Singh S.P., (2005): A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3: 1-18.

Girling, C et Peterson, P (1981). The significance of the cadmium species in uptake and metabolism of cadmium in crop plants. *Journal*

Grison Claude, (2022), Phytoremédiation : restauration des sols pollués par les végétaux, *Encyclopédie de l'Environnement* <https://www.encyclopedie-environnement.org/sol/restauration-sols-pollues-par-vegetaux-phytoremediation>.

Grcman H., Velikonja-Bolta S., Vodnik D., Kos B. et Leštan D. (2001). EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant and Soil* 235, 105-114

H

Hasan, M.M., Uddin, M.M., Ara-Sharmeen, I., Alharby, H.F., Alzahrazi, Y., Hakeem, K.R., Zhang, L. (2019). Assisting phytoremediation of heavy metals using chemical amendments. *Plants (Basel)* 8 (9), 295. doi:10.3390/plants8090295.

Heitzer A., Sayler G.S., (1993). Monitoring the efficacy of bioremediation. *Trends in Biotechnology*,11:8, 334-343. doi:10.1016/0167-7799(93)90156-4

Hoeing M, Hoeyweghen, P. Van and Liboton, J. (1979). Evaluation à l'aide d'étalons internationaux de deux méthodes de minéralisation des végétaux. *Analisis.* 7 : 104-106.

Hoening, M. & Vanderstappen, R. (1978). Determination of Cd, Cu, Pb, Zn and Mn in grasses by flame atomic absorption spectrometry: mineralisation effects, *Analisis*, 6 (7) . 312-316.

Hoening, M. (2001). Preparation steps in environmental trace element analysis - Facts and traps, *Talanta*, 54(6) :1021–1038

Hostettman, K., Marston, A., Ndjoko, K., Wolfender, J. L. (2000) The potential of Africa plants as a source of drugs. *Current Organic Chemistry*, 4: 973-1010.

Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R., Cunningham, S.D., (1997). Phytoremediation of lead contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 3: 800–805.

Huang, J.W., Cunningham, S.D., (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol.* 134 : 75–84.

Hurlbut Jr., C.S. et Klein, C., (1982). *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.

Hyman M et Dupont R.R. (2001). *Groundwater and Soil Remediation, Process Design and Cost Estimating of Proven technologies*, ASCE Press, Reston, Virginie, 534 p.
hytosynthetica 24: 399- 405.

I

Ibrahim, N., El Afandi, G. (2020a). Evaluation of the phytoremediation uptake model for predicting heavy metals (Pb, Cd, and Zn) from the soil using *Nerium oleander* L.. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 38120–38133 . <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09657-5>

Ibrahim, N., El Afandi, G., (2020b), Phytoremediation uptake model of heavy metals (Pb, Cd and Zn) in soil using *Nerium oleander*, *Heliyon* 6 (2020) e04445. doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e044452

ITRC Interstate Technology & Regulatory Cooperation Word Group

j

Jabeen, R., Ahmad, A. & Iqbal, M. (2009). Phytoremediation of Heavy Metals: Physiological and Molecular Mechanisms. *The Botanical Review* , 75: 339–364 <https://doi.org/10.1007/s12229-009-9036-x>

Jadia CD. and Fulekar MH,(2008). Phytotoxicity and remediation of heavy metals by fibrous root grass in soil -vermicompost media. *Journal of Applied Biosciences* 10: 491 – 499

January M. C, Cutright, T. J, Van Keulen H, Wei R.(2008). Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals. *Chemosphere*. 70: 531–537. [doi:10.1016/j.chemosphere.2007.06.066](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.066)

Jardim, A. M. R. F., Silva, G. Í. N., Biesdorf, E. M., Pinheiro, A. G., Silva, M. V., Araújo Júnior, G. N., ... Silva, T. G. F. (2020). Production potential of *Sorghum bicolor* (L.) Moench crop in the Brazilian semi-arid: review. *Pubvet*, 14(4), 1-12. doi.org/10.31533/pubvet.v14n4a550.1-13

Järup, L. et Elinder, C.G., (1993): «Incidence of renal stones among cadmium exposed battery workers», *British Journal of Industrial Medicine*, 50,(7) :598-602.

Jia, W.T., Lv, S.L., Feng, J.J., Li, J.H., Li, Y.X., Li, S.Z., (2016). Morphophysiological characteristic analysis demonstrated the potential of sweet sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) in the phytoremediation of cadmium-contaminated soils. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 18823-18831 DOI: 10.1007/s11356-016-7083-5

Jinlan, et al., (2016) Impact of chemical oxidation on indigenous bacteria and mobilization of nutrients and subsequent bioremediation of crude oil-contaminated soil *J Hazard Mater*, 15:320:160-168. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.08.028

Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères M., Mocquot B. (1995) *Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*. ADEME (ed) Paris, 209 p.

Juncai Wang a b, Xunfeng Chen a b, Yaowei Chi a b, Shaohua Chu a b, Kashif Hayat a b, Yuee Zhi a b, Sikandar Hayat c, Dimitar Terziev d, Dan Zhang a b, Pei Zhou a b(2020), Optimization of NPK fertilization combined with phytoremediation of cadmium contaminated soil by orthogonal experiment, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189 , art. no. 109997, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109997>

k

Kabata-Pendias, A. (2011), Elements of Group 10 (Previously Part of Group VIII), in : Trace elements in soils and plants, 4 th Ed .CRC Press ,Taylor and Francis Group, LLC. P.237-349. <https://doi.org/10.1201/b10158>

Kabata-Pendias, A., Pendias, H.,(2001). Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal N.(2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents . *Environmental Advances*, 8 , art. no. 100203 doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203

Kamnev, A.A., van der Lelie, D., (2000). Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Biosci. Rep.* 20: 239–258.

Katerine Lamprea. , (2009) Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains.. Ingénierie de l'environnement. Ecole Centrale de Nantes (ECN). Français. NNT : tel-01002809f

Klein, C. B., Costa, M. A. X., Nordberg, G., and Costa, M. (2022). “Nickel,” in *Handbook on the Toxicology of Metals*, eds G. Nordberg, B. Fowler, and M. Nordberg (Cambridge, MA: Academic Press), 615–637. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156455

Koffi K.G. C., Akanvou L., Akanvou René ., Zoro B. I. A., Kouakou C.K., N'da H. A ., (2011). Diversité morphologique du sorgho (*sorghum bicolor* L. Moench) cultivé au nord de la côte d'ivoire. *Rev. Ivoir. Sci. Technol* 17:125 – 142.

Korzeniowska, J., & Stanislawska-Glubiak, E. (2015). Phytoremediation potential of *Miscanthus giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research* ,22:11648–11657. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4439-1>

Kuleff, I., Djingova, R., (1984). The dandelion (*Taraxacum officinale*) - A monitor for environmental pollution. *Water, Air, and Soil Pollution* 21, 77-85.

Kumar, P.B.A.N., Duchekov, V., Motto, H., Raskin, I., (1995). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29: 1232–1238

L

Lamhamdi M El Galiou O Bakrim A Nóvoa-Muñoz JC Arias-Estévez M Aarab A Lafont R (2013) Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. *Saudi J Biol Sci.* ;20:29–36.

Lasat MM, Pence NS, Garvin DE, Ebbs SD, Kochian LV. (2000) Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *J Exp Bot*; 51:71–9.

LASAT, M.M., (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil : a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research* 2 5:1-5.25

Leblanc M, Petit D, Deram A, Robinson BH, Brooks RR. (1999). The phytomining and environmental significance of hyperaccumulation of thallium by *Iberis intermedia* from southern France. *Economic Geology* 94: 109-114

Lendvay J.M., Löffler F.E., Dollhopf M., Aiello M.R., Daniels G., Fathepure B.Z., Gebhard M., Heine R., Helton R., Shi J., Krajmanlik-Brown R., Major Jr C.L., Barcelona M.J., Petrovskis E., Hickey R., Tiedje J.M., Adriaens P (2003) Bioreactive barriers: A comparison of bioaugmentation and biostimulation for chlorinated solvent remediation. *Environmental Science and Technology* 37 : 1422-1431

Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., (1984). Chemical methods for assessing bio-available metals and soils Elsevier Applied Science Publishers. Aude MIGEON. CEC p 103

Liphadzi, M.S. & Kirkham, M.B. (2006). Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids, *South African Journal of Botany*, 72 (3): 391–397, <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2005.10.010>

Liu, Z., & Tran, K-Q. (2021) , A review on disposal and utilization of phytoremediation plants containing heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* ,226 :112821

Liu, W., Zhang, X., Liang, L., Chen, C., Wei, S. and Zhou, Q.(2015). Phytochelatin and Oxidative stress under heavy metal stress tolerance in plants. In: Gupta D., Palma J., Corpas F.(eds) Reactive Oxygen Species and Oxidative Damage in Plants Under Stress. Springer, Cham. DOI:10.1007/978-3-319-20421-5_8

Louise Hénault-Ethier, (2016), Ph.D. Sc. Env., consultante et conseillère scientifique indépendante , la Société québécoise de phytotechnologie

Lum, R.R., (1987). Cadmium in freshwaters: the Great Lakes and St. Lawrence River. In: J.O. Nriagu et J.B. Sprague (Eds.), Cadmium in the Aquatic Environment. Wiley, New York, pp. 35-50.

Luo, C., Shen Z, Li X., & Baker A. J.M. (2006) Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. *Chemosphere*, 63, PP. 1773–1784. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.09.050

M

Mahan, B.H., (1987). Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A Doi-95 9493 92 91

Małgorzata Wójcik a, Jaco Vangronsveld b, Jan D’Haen c, Anna Tukiendorf Cadmium tolerance in a *Thalyspi caerulescens*. II. Localization of cadmium in *Thalyspi caerulescens*.. *Environ Exp Bot* 53: 163-171.

Malik, A.,(2004). Metal bioremediation through growing cells. *Environment International* 30: 261-278.

Maywald, F., Weigel, H.J., (1997). Biochemistry and molecular biology of heavy metal accumulation in higher plants. *Landbauforsch.* 47: 103–126.

McGrath S.P. et Zhao F.J., (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.* 14 : 277-282.

Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D., Tack, F.M.G., (2005b). Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere* 58:1011–1022.

Meers, S., Qadir, E., De Caritat, M., Tack, P., Du Laing, F.M.G., & Zia, G., M.H. (2009) EDTA-assisted Pb phytoextraction: A review, *Chemosphere.* 74 : 1279–1291.

Meighan M.M, Fenus T. , Karey E, & MacNeil , J. (2011) .The impact of EDTA on the rate of accumulation and root/shoot partitioning of cadmium in mature dwarf sunflowers. *Chemosphere*, 83(11):1539-45, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.01.035

Mitra, S., A.J. Chakraborty, A.M. Tareq, T.B. Emran, F. Nainu, A. Khusro, A.M. Idris, M.U. Khandaker, H. Osman, F.A. Alhumaydhi and J. Simal-Gandara.(2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University – Science* 34(3): 101865.

Monaci, F., D. Trigueros, M.D. Mingorance and S. Rossini-Oliva. (2020). Phytostabilization potential of *Erica australis* L. and *Nerium oleander* L. : a comparative study in the Riotinto mining area (SW Spain). *Environmental Geochemistry and Health* 42: 2345–2360. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00391-7>

Morel, J. L., Echevarria, G. & Goncharova, N. (2002). *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*, 2002, NATO Science Series : Series IV: Earth and Environmental Sciences – Vol. 68 Springer

Mulligan C.N., Yong, R.N. (2004) Natural attenuation of contaminated soils. *Environment International* 30: 587-601.

N

Nanda Kumar, P.B.A., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., (1995). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29: 232–1238.

Neumann, D., Nieden, U.Z., Lichtenberger, O., Leopold, I., (1995). How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations? *Journal of Plant Physiology* 146: 704–717.

Nascimento, C.W.A., Amarasiriwardena, D., Xing, B., (2006). Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environ. Pollut.* 140: 114–123.

Nathanail, J. Bardos, P. and Nathanail, P. (2002). General principles for remedial approach selection. 10 (3), DOI 10.2462/09670513.614

Nellessen, J.E. and, Fletcher, J.S., (1993). Assessment of published literature on the uptake, accumulation, and translocation of heavy metals by vascular plants. *Chemosphere* 27:669–1680.

Ni'am, A. C., M. Suhar and E. Fenelon, (2023). Characterization and Potential of *Samanea saman*-Activated Carbon on Adsorption of Copper from an Aqueous Solution. *Adsorption Science & Technology*. Vol2023, Article 1911596, DOI:10.1155/2023/1911596

O

Obroucheva N.V., Bystrova E.I., Ivanov V.B., Antipova O.V., Seregin I.V. (1998) Root growth responses to lead in young maize seedlings. *Plant and Soil* 200: 55-61.

Oladoye, P. O., Olowe, O. M., and Asemoloye, M. D. (2022). Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. *Chemosphere* 288:132555. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132555

P

P. Sharma, A.K. Pandey, A. Udayan, S. Kumar (2021), Role of microbial community and metal-binding proteins in phytoremediation of heavy metals from industrial wastewater *Bioresour. Technol.*, 326 Article 124750

P.Andujar a,b,c, L. Bensefa-Colas d, A. Descatha e,f (2010) Intoxication aiguë et chronique au cadmium, *La Revue de médecine interne* 31 : 107–115, doi:10.1016/j.revmed.2009.02.029

P.R. Yaashikaa, P.S. Kumar, S. Jeevanantham, R. Saravanan (2020) a critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy 28 - 00570

Padmaja K., Prasad D.D.K. et Prasad A.R.K., (1990): Inhibition of chlorophyll synthesis in *Phaseolus vulgaris* L. seedling by cadmium acetate. 24 : 399-405

Papazoglou, E., G . (2007a). *Arundo donax* L. stress tolerance under irrigation with heavy metal aqueous solutions. *Desalination*. 211: 304–313. doi:10.1016/j.desal.2006.03.600

Papazoglou, E.,G. & Karantounias, G.A, Vemmos, S.N, Bouranis, D.L. (2005), Photosynthesis and growth responses of giant reed (*Arundo donax* L.) to the heavy metals Cd and Ni, *Environment International* 31: 243 – 249. doi:10.1016/j.envint.2004.09.022

PapazoglouE. G & Serelis, Konstantinos G, Bouranis D. L. (2007b).Impact of high cadmium and Nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Arundo donax*L, *European Journal of Soil Biology* 43: 207-215. doi:10.1016/j.ejsobi.2007.02.003

Peñalosa, J.M., Carpena , R. O., Vázquez S., Agha R., Granado A., Sarro M. J., & Esteban, E. (2007) ,Chelate-assisted phytoextraction of heavy metals in a soil contaminated with a pyritic sludge. *Science of the total environment*, 378:199–204

Perlein, A.; Bert, V.; Desannaux, O.; Fernandes de Souza, M.; Papin, A.; Gaucher, R.; Piechalak A, Tomaszewska B, Baralkiewicz D, Malecka A (2003) Accumulation and remediation. *Environmental Science and Technology* 37 : 1422-1431 (2003) doi.org/10.3390/app11083471

Pierzynski GM. (1997), Undergraduate Academic Programs in Environmental Soil Science and Environmental Science: Survey Results 26: 34-39 <https://doi.org/10.2134/jnrlse.1997.0034>

Pilon-Smits E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56:15-39.

Pilon-Smits, E. A., Banuelos, G. S., & Parker, D. R. (2014). Uptake, metabolism, and volatilization of selenium by terrestrial plants. *Salinity and Drainage in San Joaquin Valley, California: Science, Technology, and Policy*, 5:147-164.

Pivetz, B.E., 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Sites. *Ground Water Issue*, EPA/540/S-01/500.

Plumlee, G.S. et Ziegler, T.L.,(2003). The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.

Punshon T, Dickinson NM, Lepp NW (1996). The potential of *Salix* clones for bioremediating metal polluted soil. 137: 303-314. p. 93–104. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00802.x>

R. Rashid, I. Shafiq, P. Akhter, et al. (2021) A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques. 28 : 9050-9066 . <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12395-x>

R

Rahi, A. A., Younis, U., Ahmed, N., Ali, M. A., Fahad, S., Sultan, H., et al. (2021). Toxicity of Cadmium and nickel in the context of applied activated carbon biochar for improvement in soil fertility. *Saudi J. Biol. Sci.* 29: 742–750. doi: 10.1016/j.sjbs.2021.09.035

Rai, P. K., Kim, K. H., Lee, S. S., & Lee, J. H. (2020). Molecular mechanisms in phytoremediation of environmental contaminants and prospects of engineered transgenic plants/microbes. *Science of the Total Environment*, 705: 135858

Raskin I., Smith R.D. and Salt D.(1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8 : 221-226.

Remon E.(2006). Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne
RIS, (2002) Institut national de l'environnement industriel et des risques

Rita Purwasih, Fika Ayu Safitri, dan Wiwik Endah Rahayu.,(2018), The Potency of Binahong Leaves (*Anredera cordifolia* (Ten.)Steenis) to Recovery Process of Wound in The Livestock, *Advances in Health Sciences Research (AHSR)*, 5:211-215.

Ritter, W.F.; Scarborough, R.W. (1995), A review of bioremediation of contaminated soils and groundwater. *J. Environ. Sci. Health Part A Environ. Sci. Eng. Toxicol.* 30 : 333–357.

Robert, M. and Juste, C. (1999). Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In ClubCRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN. 495.

S

S. Hellmann, *et al.* Single, (2024), cell ICP-MS to evaluate the interaction behaviour for Cd, Ce and U with *Streptomyces coelicolor* spores *Chemosphere*, 374, Article 140633

S.Singh Sakshi, A. Haritash (2019), Polycyclic aromatic hydrocarbons: soil pollution and remediation *Int J Environ Sci Technol*, 16: 6489-6512

Sabir, M., Waraich, E., A., Hakeem, K., R., Öztürk, M., Ahmad, H., R., & Shahid, M. (2015) Phytoremediation: Mechanisms and Adaptations. In: Khalid Rehman Hakeem, *Soil Remediation and Plants*. 85-105, <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00004-8>

Saier, M.H., & Trevors, J.T. (2010). Phytoremediation. *Water Air Soil Pollution*, 205 : 61–63.
<https://doi.org/10.1007/s11270-008-9673-4>

Salt D.E., Blaylock M., Kumar N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I. et Raskin I., (1995)a: Phytoremediation : A novel strategy for removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotech.* 13 : 468-474.

Salt DE, Smith RD, Raskin I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology* 49: 643-668.

Salt, DE., Blaylock, M., Kumar, NP., Dushenkov, V., Ensley, BD., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology* (N Y). May;13(5):468-74. doi: 10.1038/nbt0595-468.

Santos, R. S., Sanches, F. A.C.R.A., Leitão, R. G., Leitão, C. C.G., Oliveira, D.F., Anjos, M. J. & Assis, J.T. (2019). Multielemental analysis in *Nerium Oleander L.* leaves as a way of assessing the levels of urban air pollution by heavy metals, *Applied Radiation and Isotopes*, 152: 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2019.06.020>

Schützendübel, A., Schwanz, P., Teichmann T., Gross, K., Langenfeld-Heyser, R. Goldbold D. L., Polle, A. (2001) Cadmium induced changes in antioxidative system, H₂O₂ content and differentiation in pine (*Pinus sylvestris*) roots. *Plant physiol.* 127: 887-892.

Seher, A., Hanif, M. A., Ayub, M. A., Jilani, M.I., & Mahomoodally, M. F. (2020). Chapter 39 : Oleander, in : M.A. Hanif, H. Nawaz, M.M. Khan, H.J. Byrne. *Medicinal Plants of South Asia: Novel Sources for Drug Discovery* ,(first ed., pp.525-539), Elsevier Ltd. doi.org/10.1016/B978-0-08-102659-5.00039-2

Seregin, I. V., Ivanov, V. B. (2001) Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ. J. Plant Physiol.* 48 (4): 606-630.

Seridou, P., S. Monogyiou, E. Syranidou and N. Kalogerakis. (2022). Capacity of *Nerium oleander* to Phytoremediate Sb-Contaminated Soils Assisted by Organic Acids and Oxygen Nanobubbles. *Plants* (Basel) 12(1) : 91. <https://doi.org/10.3390/plants12010091>

Shahzad, B., Tanveer, M., Rehman, A., Cheema, S. A., Fahad, S., Rehman, S., et al. (2018). Nickel; whether toxic or essential for plants and environment-a review. *Plant Physiol. Biochem.* 132: 641–651. doi: 10.1016/j.plaphy.2018.10.014

Sharma JK, Kumar N, Singh NP, Santal AR.(2023). Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: an approach for a sustainable environment. *Front. Plant Sci.* 14:1076876. doi:10.3389/fpls.2023.1076876.

Sharma,P., Dubey R.S. (2005) Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17: 35-52.

Sharma. P, Singh, S., P. & Tong, Y.,W. (2022) .Chapter 2 - Phytoremediation of metals: Bioconcentration and translocation factors,19-37 <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99907-6.00002-5>

Tong, Huu Hao Ngo, (2022), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, Elsevier, Pages 19-37. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99907-6.00002-5>

Shoqeir, J.A. (2022), Harnessing landfill gas (LFG) for electricity: A strategy to mitigate greenhouse gas emissions in Jakarta (Indonesia). *J. Environ. Manag.* 301, 113882

Shukla O.P., Juwarkar A.A., Singh S.K., Khan S., Rai U.N. (2011). Growth responses and metal accumulation capabilities of woody plants during the phytoremediation of tannery sludge . *Waste Management*, 31 (1) :115–123.

Shukla, R., Sharma, Y. K., and Gopal, R. (2015). Evaluation of toxicity level of nickel on growth, photosynthetic efficiency, antioxidative enzyme, and its accumulation in cauliflower. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 46:2866–2876. doi: 10.1080/00103624.2015.1104332

Sidhu, G. P. S., Singh, H. P., Batish, D. R. & Kohli, R. K. (2017). Tolerance and hyperaccumulation of cadmium by a wild, unpalatable herb *Coronopus didymus* (L.) Sm. (Brassicaceae), *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 135, 209-215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.001>

Singh, P., Kumar, A., Borthakur, A., Eds.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, (2020); Chapter 4 - Phytoremediation of organic pollutants: current status and future directions pp. 81–105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7>

Singh S., Kang S.H., Mulchandani A., Chen W (2008). Bioremediation: environmental clean-up through pathway engineering. *Current Opinion in Biotechnology* 19 : 437-444

Singh., Sheila, K., Ian, Clarke, D., Mizuhiko, T., Victoria, E. B., Cynthia, H., Jeremy, S and Peter, B.D., (2003). Identification of a Cancer Stem Cell in Human Brain Tumors *Cancer Research*, 63: 5821–5828.

Sinha, R., Singh, A. K., Baudh, K., Sharma, T. R., & Sharma, P. (2021). Phytomining: a sustainable approach for recovery and extraction of valuable metals. In *Phytoremediation of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites* (pp. 487- 506). Elsevier.

Siyar, R.; Doulati Ardejani, F., Norouzi, P., Maghsoudy, S., Yavarzadeh, M., Taherdangkoo, R., & Butscher, C. (2022). Phytoremediation Potential of Native Hyperaccumulator Plants Growing on Heavy Metal-Contaminated Soil of Khatun Abad Copper Smelter and Refinery, Iran. *Water*, 14, 3597. <https://doi.org/10.3390/w14223597>

Smolinska B. et Krol K. (2012). Leaching of mercury during phytoextraction assisted by EDTA, KI and citric acid. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 87: 1360-1365.

Stengel P., Gelin S. (1998). *Sol : interface fragile*. Ed. INRA, Paris. p 213.

Suthersan SS. (1999). Phytoremediation. In: *Remediation engineering design concepts*. CRCnetBASE, Boca Raton London New York Tokyo, p. 268– 277.

Suthersan SS. (2001). *Natural and enhanced remediation systems*. Arcadis Geraghty & Miller Science and Engineering. Boca Raton London New York Washington, D.C. p. 240–256.

Sytar, O., Ghosh, S., Malinska, H., Zivcak, M., & Brestic, M. (2021). Physiological and molecular mechanisms of metal accumulation in hyperaccumulator plants. *Physiologia Plantarum*, 173(1):148-166.

T

T. Arumugham, et al., (2021) Supercritical carbon dioxide extraction of plant phytochemicals for biological and environmental applications—a review *Chemosphere*, (271), Article 129525

Tang, K. H. D. (2023). Phytoremediation: where do we go from here? *Biocatal. Agric. Biotechnol.* (50) , Article 102721. doi:10.1016/j.bcab.2023.102721

Trigueros, D., Mingorance, M.D., Oliva, S. R. (2012). Evaluation of the ability of *Nerium oleander* L. to remediate Pb-contaminated soils, *Journal of Geochemical Exploration*, 114 , 126–133.
doi:10.1016/j.gexplo.2012.01.005

Tripathi, S., Singh, V. K., Srivastava, P., Singh, R., Devi, R. S., Kumar, A., Bhadouria, R. (2020): Phytoremediation of Organic Pollutants: Current Status and Future Directions. pp. 81-105.DOI:10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7,

Turgut, C., Katie Pepe M., Cutright T.J.(2004) .The effect of EDTA and citric acid on phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using *Helianthus annuus*. *Environmental Pollution*, 131 (1) : pp. 147-154.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.017>



W. Anderson, (2022), UNCLOS in the Caribbean and Regional Cooperation The Law of the Sea in the Caribbean, Brill Nijhoff pp31-58

Walker, C., Hopkin, S., Sibly, R. & Peakall, D. (1996). Principles of ecotoxicology. Taylor & Francis. 6: pp 25–39

Wang H., Shan X., Wen B., Owens G., Fang J. et Zhang S. (2007). Effect of indole-3-acetic acid on lead accumulation in maize (*Zea mays* L.) seedlings and the relevant antioxidant response. 61(3): 246-253 .
DOI:[10.1016/j.envexpbot.2007.06.004](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2007.06.004)

Wang J., Chen X., Chi Y., Chu S., Hayat K., Zhi Y., Hayat S., (...), Zhou P.(2020) Optimization of NPK fertilization combined with phytoremediation of cadmium contaminated soil by orthogonal experiment 189,Article 109997 doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109997

Wang, E.X., Bormann, F.H., Benoit, G., (1995). Evidence of complete retention of atmospheric lead in soils of northern hardwood forested ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 29:735–739.

Wang, J. Y., and Delavar, M. A. (2023). Techno-economic analysis of phytoremediation: A strategic rethinking. *Sci. Total. Environ.* 902Article 165949.
doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.165949

Wang, X., Chen, C., Wang, J.L., (2017a). Cadmium phytoextraction from loam soil in tropical southern China by *Sorghum bicolor*. *Int. J. Phytoremediation* 19: 572-578.

Wang, X., Chen, C., Wang, J.L., (2017b). Phytoremediation of strontium contaminated soil by *Sorghum bicolor* (L.) Moench and soil microbial community-level physiological profiles (CLPPs). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 Article 7668e7678 DOI: 10.1007/s11356-017-8432-8

Waseem, M., Khilji, S. A., Tariq, S., Jamal, A., Alomrani, S. O., and Javed, T. (2024). Phytoremediation of heavy metals from industrially contaminated soil using sunflower (*Helianthus annuus* L.) by inoculation of two indigenous bacteria. *Plant Stress* 11Article 00297. doi:10.1016/j.stress.2023.100297

Weis J.S., Weis P. (2004) Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International* 30: 685-700.

Wenzel, W.W., Salt, D., Smith, R., Adriano, D.C., (1999). Phytoremediation: a plant-microbe based remediation system. In: Adriano, D.C., Bollag, J.M., Frankenberger, W., Sims, R. (Eds.), *Bioremediation of Contaminated Soils*. SSSA Special Monograph, No. 37. SSSA, Madison, USA, pp. 457-510.

Wilke, B.,M., (2005), Determination of chemical and physical soil properties. In: Margesin R, Schinner F (eds) *Manual for soil analysis—monitoring and assessing soil bioremediation*. Springer, Berlin, pp 47–93. https://doi.org/10.1007/3-540-28904-6_2

Wójcik, M., Tukiendorf, A., (2003). Response of wild type of *Arabidopsis thaliana* to copper stress. *Biol. Plant.* 46 : 79–84.

Wu, L., Luo, Y. & Song, J. (2007). Manipulating Soil Metal Availability Using EDTA and Low-Molecular-Weight Organic Acids , pp.291-303 https://doi.org/10.1007/978-1-59745-098-0_22

Wuana, R. A. & Felix, E. O. (2011) . Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, *international Scholarly Research Network: ISRN Ecology* Volume 2011, Article 402647 <http://dx.doi.org/10.5402/2011/402647>

X

Xiong, Z.T., (1997). Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. *Environmental Pollution* 97: 275–279.

Y

Yaashikaa, P.R., Kumar, P.S., Jeevanantham, S., Saravanan, R. (2022). A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants. *Environmental Pollution*, 301 , Article. 119035 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119035>

Yadav, S.K. (2010). Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany* 76:167–179.

Yan A., Wang Y., Tan S. N., Mohd Yusof M. L., Ghosh S., Chen Z. (2020). Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Front. Plant Sci.* 11, 359. doi: 10.3389/fpls.2020.00359

Yang X, Feng Y, He Z, Stoffella PJ (2005) Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18: 339-353

Yang Y, Ch X, Wang F, Peng L, Zeng Q, Luo S. (2022). Assessment of the potential for phytoremediation of cadmium polluted soils by various crop rotation patterns based on the annual input and output fluxes. *J Hazard Mater.* 423(B):127183. doi:10.1016/j.jhazmat.2021.127183.

Yang, X., Feng, Y., He, Z. & Stoffella, P. J. (2005) Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation REVIEW *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18 :339–353 . doi:10.1016/j.jtemb.2005.02.007

Yanitch A., Kadri H., Frenette-Dussault C., Joly S., Pitre F. E., Labrecque M. (2020). A four-year phytoremediation trial to decontaminate soil polluted by wood preservatives: phytoextraction of arsenic, chromium, copper, dioxins and furans. *Int. J. Phytoremediation* 22: 1505–1514. doi: 10.1080/15226514.2020.1785387

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L.Q., (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368 (2-3): 456–464. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.01.016

Z

Zaeni, A. , Ambardini, S. , Sartinah, A. , Ramadhani, A.N. , Sartini , Amin, A. , Patiung, G.W. , Susilowati, P.E. (2021) Studi Bioakumulasi Logam Crom (Cr), Seng (Zn) dan Nikel (Ni) pada Tanaman Obat Binahong (*Anredera cordifolia* (Ten) Steenis.), *Akta Kimia Indonesia* 6(1) : 12-27. <https://dx.doi.org/10.12962/j25493736.v6i1.7850>

Zaier, H., Ghnaya T., Ben RejebK., Lakhdar A., Rejeb S., & Jemel, F.(2010). Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. *Bioresource Technology*, 101: 3978–3983. doi:10.1016/j.biortech.2010.01.035

Zdanevitch, I.; Meers, E (2021). The Use of Sorghum in a Phytoattenuation Strategy: A Field Experiment on a TE-Contaminated Site. 11(8): 3471; <https://doi.org/10.3390/app11083471>

Zeki, S. L., & M-Ridh, M. J. (2020), Phytotoxicity of wastewater containing cadmium (Cd) using oleander. *Iraqi Journal of Agricultural Sciences* ,51(4):1231–1238 doi: 10.36103/ijas.v51i4.1103

Zhuang, P., Shu, W., Li, Z., Liao, B., Li, J., Shao, J., (2009). Removal of metals by sorghum plants from contaminated land. *J. Environ. Sci.* 21 : 1432-1437 doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112821

୧୦୧

Publication

୧୦ ୧୫



Phytoremediation efficacy of *Nerium oleander* L. for removal of Cd, Ni, and Pb-contaminated soil

Asmaa Seddiki¹, Wafa Atma¹, Nabila Bekhti², Qaisar Mahmood^{3,4}, Fatima Zohra Zeggai⁵ and Bachir Raho Ghalem¹

¹Process Engineering and Chemistry of Solutions Laboratory, Department of Process Engineering, Faculty of Science and Technology, Mustapha Stambouli University, BP. 305, Route Mamounia, 29000, Mascara, Algeria

²Laboratory of Theoretical Chemistry of Bio and Nano-systems, Faculty of Exact Sciences, Djillali Liabes, University of Sidi Bel Abbes, Algeria

³Department of Biology, College of Science, University of Bahrain, Sakhir 32038, Bahrain

⁴Department of Environmental Sciences, COMSATS University Islamabad, Abbottabad 22060, Pakistan

⁵Research Scientific and Technical Center on Physico-Chemical Analysis (CRAPC), Tipaza, Algeria

[Received: August 19, 2023 Accepted: October 12, 2023 Published Online: November 30, 2023]

Abstract

A pot experiment was conducted to assess the effectiveness of *Nerium oleander* L. in phytoremediation of cadmium (Cd), nickel (Ni), and lead (Pb)-contaminated soil. This evaluation included the application of ethylene diamine tetra-acetic acid (EDTA) and a nutrient solution containing NPK. The results revealed that the inclusion of EDTA and NPK, in combination with varying metal concentrations, significantly increased the dry weight of the plants. The results demonstrated that oleander, when aided by EDTA and NPK, exhibited a high capacity to efficiently absorb and accumulate Pb without any amendments. The addition of EDTA increased Pb concentrations in both aerial parts and roots (84.9 mg kg⁻¹ and 80.2 mg kg⁻¹, respectively). For Nickel, in the presence of NPK, the concentration in roots was 80.2 mg kg⁻¹. Cd accumulation was highest in the treatment with 100 mg kg⁻¹ EDTA, reaching 72.9 mg kg⁻¹ in the aerial parts. Particularly, NPK reduced Ni levels in aerial parts, while EDTA enhanced root metal uptake. The Translocation Factor (TF) was greater than 1 for Cd and Ni treatments, indicating oleander's remarkable ability to absorb and accumulate these heavy elements. The treatment involving Pb50+EDTA displayed the highest Bioaccumulation Factor (BAF) value at 1.7. Furthermore, for Pb50, Ni50 and Cd50, the NPK treatment exhibited the highest Bioconcentration Factor (BCF) values, ranging from 0.3 to 1.69. *Nerium oleander* L. exhibits promise for both Ni phytoextraction and Cd and Pb phytostabilization, suggesting its potential as an effective phytoremediation agent. Future research should focus on optimizing metal uptake conditions and investigating long-term plant health and soil impacts to refine sustainable strategies for mitigating metal pollution in contaminated environments.

Keywords: Enhanced phytoremediation; metal accumulation; soil contamination; phytoextraction; environmental remediation; heavy metal uptake

Introduction

Industrial development, urbanization, and population explosion in the last two decades have resulted in the generation of massive quantities of toxic wastes in many parts of the world. This hazardous waste includes a variety of organic and inorganic pollutants which pose serious threats to ecosystems (Chandra and Kumar, 2017). Heavy metals are the main inorganic contaminants and a considerable large

area of land is contaminated with them due to use of sludge or municipal compost, pesticides, fertilizers, and emissions from municipal waste incinerators, car exhausts, residues from metalliferous mines, and smelting industries. The most common metals/metalloids found at contaminated sites, are lead (Pb), chromium (Cr), arsenic (As), cadmium (Cd), zinc (Zn), copper (Cu), nickel (Ni), and mercury (Hg). Their presence in the soil can pose risks to humans and the ecosystem and inhibit the biodegradation of organic

*Email: w.atma@univ-mascara.dz

Cite This Paper: Seddiki, A., W. Atma, N. Bekhti, M. Qaisar, F.Z. Zeggai and B.R. Ghalem. 2023 Phytoremediation efficacy of *Nerium oleander* L. for removal of Cd, Ni, and Pb-contaminated soil. *Soil Environ.* 42(2): 154-164.

contaminants (Mitra *et al.*, 2022). Toxic metals are eliminated into the environment due to the increasing growth of the agricultural and chemical industries and the disposal of waste, fertilizers and pesticides. These pollutants enter the environment and affect biological and physiological functions, while other minerals accumulate in one or more organs in the human body, causing several serious diseases such as cancer (Briffa *et al.*, 2020).

Physical, chemical, and biological processes can be applied to remove these heavy metals from the contaminated environment. However, they all have some disadvantages in relation to their cost effectiveness or failure of in situ treatment. Heavy metals, and natural and even synthetic chemicals can be accumulated in plants, extracted, and valued. The technology is cost-effective and environmentally friendly. Phytoremediation is an innovative technology for the use of plants to remove or degrade toxic elements from the soil and water. Phytoremediation is a new technology for the removal of metals from soils. This technology can be subdivided into five distinct sub-technologies including phytodegradation, phytoextraction, phytostabilization, phytovolatilization and rhizofiltration. For inorganics, mechanisms can be further categorized into phytostabilization and phytoextraction (Babu *et al.*, 2021). However, the proper selection of plant species for phytoremediation is one of the key factors in phytoremediation research (Fischerova' *et al.*, 2005). There are several diverse groups of plant species according to their trace element accumulation capability. In particular, candidate plants to remove heavy metals must be resistant and able to translocate toxic metals (Fischerova' *et al.*, 2005).

The term "hyperaccumulator" has been first used by Baker and Brooks (1989) to describe plants that have the capability of taking up large amounts of metals. At present, about 400 species are known as hyperaccumulator plants. This species, therefore, has considerable potential for use Phytoremediation uptake model of heavy metals (Ibrahim and El Afandi, 2020). Phytoextraction, a common method of phytoremediation, includes uptake of the contaminant by plant roots with subsequent accumulation in the above ground plant parts, followed generally by harvest and then disposal of plant biomass (Jabeen *et al.*, 2009). There are two basic strategies for phytoremediation, the first is use of hyperaccumulator plants, and the second is chemical chelate-assisted phytoextraction (Jabeen *et al.*, 2009).

Assisted phytoextraction tolerates the use of high biomass producing species with low uptake ability of toxic elements into the roots and slow translocation to shoots as a difference to hyperaccumulators. The addition of chelator

agents to contaminated soils can increase the levels of the toxic metals in the soil solution and their consequent uptake and transport to shoot while this technique should be used carefully to minimize the risk of leaching of toxic pollutants. Chelating agents are added to solubilize metals that have a low solubility in the soil solution. However, the choice of the chelator could determine the success of this process (Jabeen *et al.*, 2009). More recently, EDTA (ethylenediaminetetraacetic acid) has been the most widely studied of the chelates used in studies of phytoextraction because it is highly effective in mobilizing metals in soils (Hart *et al.*, 2022). Although many earlier studies have suggested that the application of chelating agents has shown positive effects in increasing the solubility of heavy metals in soil and therefore in enhancing phytoextraction (Hart *et al.*, 2022).

Nerium oleander L. was chosen for the present study to examine its ability of metal extraction from soil. This plant is a perennial evergreen flowering shrub that belongs to the dogbane family and has previously been used to study the distribution of heavy metals in soils from different countries (Monaci *et al.*, 2020). *N. oleander* has been reported to be a useful biomonitor of lead and other heavy metals pollution in Mediterranean environments (Seridou *et al.*, 2022). In Algeria, few studies are underway on the phytoremediation of contaminated soil.

The purpose of this study was to investigate the potential of *N. oleander* L. for phytoremediation of Cd, Ni, and Pb contaminated soil and to determine the distribution of toxic metals in different plant parts. The study was conducted in the Mascara region, where metal-tolerant flora is poorly documented. The primary objective of the study was to evaluate the phytoremediation potential of *N. oleander* L. and contribute to the knowledge of metal-tolerant flora in the region. Additionally, the study examined the effect of different amendments, namely NPK as fertilizer and EDTA as a chelating agent on the uptake and accumulation of metals in different parts of the plant. The study aimed to understand the ability of *N. oleander* L. to tolerate and accumulate metals in the presence of different amendments, which could potentially increase its efficiency as a phytoremediation agent. This study aimed to contribute to the knowledge of metal-tolerant flora in the Mascara region and evaluate the phytoremediation potential of *N. oleander* L. The study also examined the effect of amendments on the uptake and accumulation of metals in different parts of the plant. By conducting this research, the study aimed to contribute to the development of effective and sustainable phytoremediation strategies for heavy metal-contaminated soils.



Materials and Methods

Soil sources and characterization

At the non-polluted site of Mustapha Stambouli University in Mascara, Northwest Algeria (35.414399, 0.126441), soil samples were taken from a depth of 0–20 cm. The samples were air-dried, crushed, and sieved to 2 mm, and then placed into plastic pots of 4.5 liters.

The soil samples were analysed for various parameters, including pH (measured in a 1:2.5 soil to water ratio), organic matter (determined using the loss on ignition method), and soil electrical conductivity (using a soil to solution ratio of 1:2.5). The hydrometer method was used to determine the soil texture, while X-ray fluorescence (CubiX XRF/PANalytical) was used to study the mineral content. Standard procedures of Wilke (2005) were followed to determine the soil physicochemical characteristics, which are listed in Table 1. Based on the analysis, the soil was classified as Loamy Fine Sand and considered as a control.

Plants were grown in pots for 90 days under greenhouse conditions in laboratory. After 01 week from transfer into pots, *N. oleander* L. plants were watered with different treatments of metals concentration and amendments. At the beginning of the experiment, pots were also divided into 3 experimental groups: The first group of pots contained contaminated soil without amendments Cd₅₀ (50 mg of Cd added to 1 kg of dry soil), Cd₁₀₀ (100 mg of Cd added to 1 kg of dry soil), Ni₅₀ (50 mg of Cd added to 1 kg of dry soil), Ni₁₀₀ (100 mg of Cd added to 1 kg of dry soil), Pb₅₀ (50 mg of Pb added to 1 kg of dry soil), and Pb₁₀₀ (100 mg of Pb added to 1 kg of dry soil). Amendments were applied for the second group with a nutrient solution containing commercial inorganic fertilizer NPK (15:15:15) at 2 g L⁻¹ (Al-Menaie *et al.*, 2012).

However, for the third group after 15 days of growth in pots with 0.265 g L⁻¹ of EDTA (0.708 mM) to approximate a concentration of 0.1 mg kg⁻¹ in soil applications. Each treatment was performed in triplicate. In order to compare with other experiments in literature, Cd, Ni, and Pb were applied as nitrates:

Table 1. Physical and chemical characteristics of soil

characteristic	%	Mineral	%
Clay	2.33	SiO ₂	83.87
Silt	16.14	Al ₂ O ₃	6.67
Sand	80.87	Fe ₂ O ₃	2.84
pH	8.03	K ₂ O	1.27
Organic matter	1.32	CaO	2.78
Conductivity(mS cm ⁻¹)	52.8	MgO	0.23
Cd (mg kg ⁻¹)	1.7		
Ni (mg kg ⁻¹)	0.8		
Pb (mg kg ⁻¹)	0.3		
Texture	Loamy Fine Sand		

Plant material

For this study, *N. oleander* L. was used as a candidate of phytoremediation in pot experiments, being planted in soils with different concentrations of Pb, Ni, and Cd. *N. oleander* L. seeds were collected in 2018 autumn from wild plants on nonpolluted farmland soil near Mascara city, Algeria. After a month of germination, seedlings with the first pair of true leaves were replanted in pots, at four seedlings per pot. The pots were polystyrene (22 cm diameter, 15 cm high) containing 3 kg of soil. During the experiment, pots were watered every 3 days with deionized water. Pots were kept for three months in laboratory conditions.

Experimental design

cadmium as Cd(NO₃)₂·4H₂O, nickel as Ni(NO₃)₂·6H₂O and lead as Pb(NO₃)₂. The pH of the metal solutions was adjusted to 6.0–6.5.

Analyses and Measurements

Plant growth measurements

The study analysed the growth parameters of *N. oleander* L., which encompassed plant height, root length, and dry biomass weight. The experiment was concluded in February to May 2020, after which the *N. oleander* L. plants were harvested. After washing the plants with deionized water, they were separated into their roots, stems, and leaves. Subsequently, each part of the plant was subjected to oven-drying at 70°C for three days and weighed using a precision balance to determine their dry biomass weight.



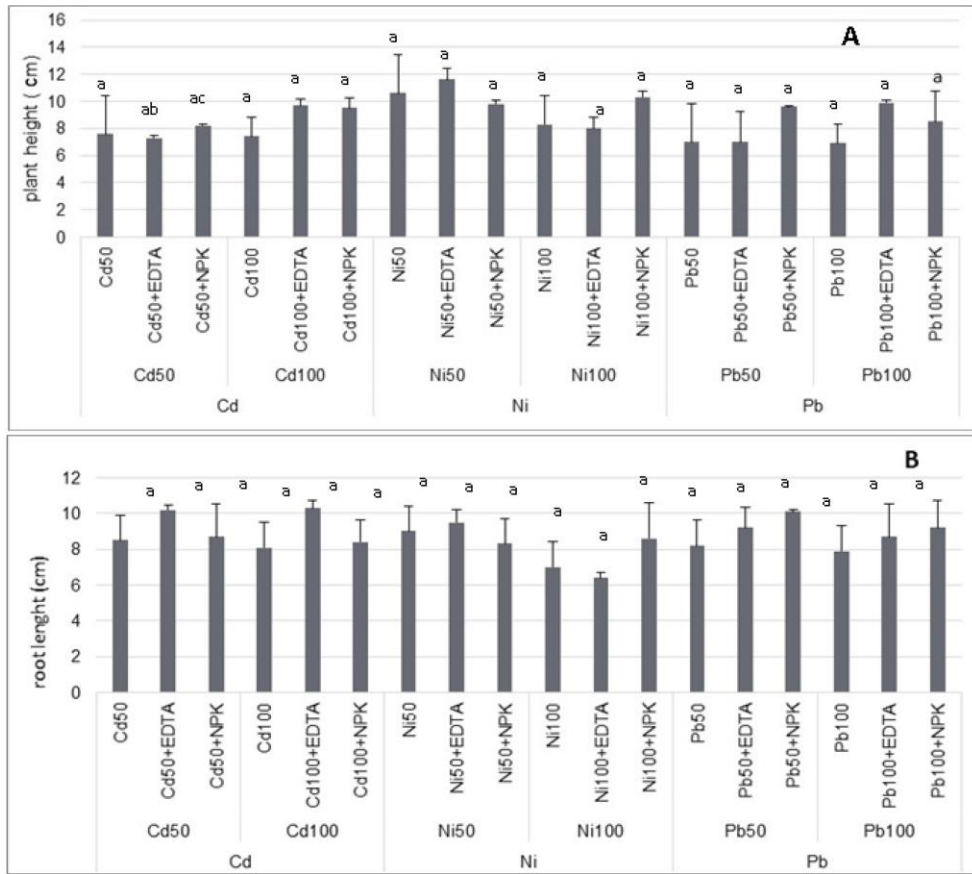


Figure 1: Effect of different treatments Cd, Ni, Pb, EDTA, and NPK on plant hight (A), root length (B) . Error bars represent sample standard deviation (n = 3). Different letters in the same group indicate a significant difference at $p \leq 0.05$ according to the Student's t test

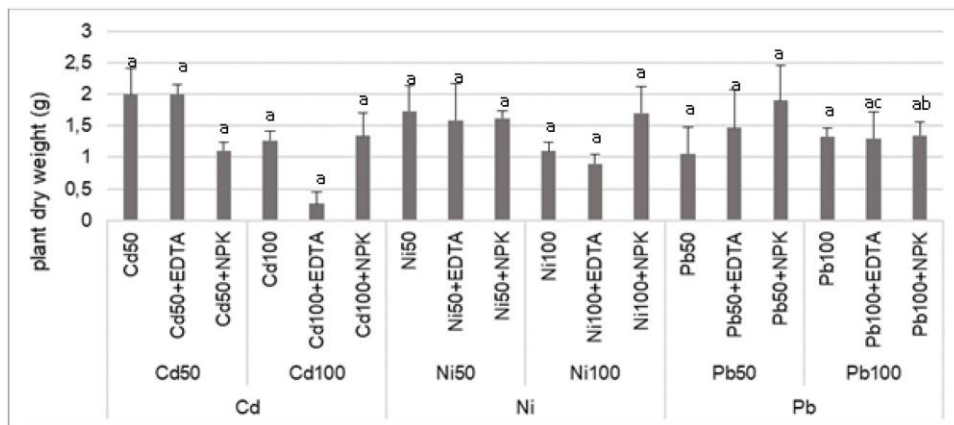


Figure 2. Treatment effects on plant dry weight. Error bars represent sample standard deviation (n = 3). Different letters in the same group indicate a significant difference at $p \leq 0.05$ according to the student's t test



Metal uptake, bioaccumulation, and translocation in plants

The plant parts were washed with deionized water to remove soil particles and dried in an oven at 105°C until a constant weight was achieved. Then, 1g of dried and crushed samples from each organ (aerial part and roots) were digested using a wet digestion method. The mineralization vessel was used to weigh the previously dried sample and 1 ml of concentrated sulfuric acid, 3 mL of concentrated nitric acid, and 3 ml of 30% hydrogen peroxide were added as reagents. The mixture was boiled according to the method outlined by Hoenig (2001). For the soil samples, they were dried in an oven at 70°C and then 1g of the sample was digested on a hot plate with 15 mL of nitric acid and 10 mL of hydrogen peroxide. The digests were then diluted with deionized distilled water to a volume of 50 mL, following the method of Hoenig (2001). The mineralized samples were then transferred quantitatively into a calibrated flask, completed to volume, and analysed using flame atomic absorption spectroscopy (FAAS) with a Shimadzu AA6600 instrument. The ability of plants to extract or stabilize metals in the soil can be determined using three parameters: BF (bioaccumulation factor), BCF (bioconcentration factor), and TF (translocation factor). Bioaccumulation factor (BF) was defined as the ratio of the metal concentration in the aboveground biomass to the metal concentration in the soil. BCF was defined as the ratio of metal concentration in plant roots to the metal in the soil, while the TF was defined as the ratio of metal concentration in the aerial part of the plant to the metal concentration in the plant's root.

Bioaccumulation factor (BF), bioconcentration factor (BCF), and translocation factor (TF) were calculated as follows (Siyar *et al.*, 2022).

$$BCF = C_{\text{root}}/C_{\text{soil}}; BF = C_{\text{aerial}}/C_{\text{soil}}; TF_{\text{Aerial}} = C_{\text{Aerial}}/C_{\text{root}}$$

Statistical Analysis

All the data obtained from this study were subjected to statistical analysis of variance (ANOVA) using Microsoft Office Excel 2010. Differences at the $p < 0.05$ level were considered significant using Student's t-test.

Results

Growth and biomass measurements

During 90 days of this experiment, all plants of all treatments showed no toxic symptoms. The data presented show the plant high (Figure 1) root length (Figure 2.) and dry biomass (Figure 3) of *N. oleander* L. plants growing in Ni and Cd contaminated soil at varied concentrations (0, 50 and 100 mg L⁻¹) and Pb (0, 50 and 100 mg L⁻¹) exposed to different treatments:

metal, metal + NPK and metal + EDTA. Results obtained showed that medium concentrations of Ni50+EDTA enhanced the growth (Figure1a) however, at higher concentrations in Pb50, the growth of the plant was reduced. Root length was influenced by Cd100+EDTA addition (Figure1b).

Treatments had significant effects on plant high ($p \leq 0.001$), it was significantly enhanced by Cd addition and highest result was obtained from 10 to 11 cm at the Ni +EDTA (Figure 1.a). *N. oleander* L. root length (Figure1b) was not statistically significant in all treatments ($p \geq 0.05$). Root length (Figure 2.b) was lowest in the Ni₁₀₀+EDTA treatments than those in the Cd and Pb treatments, although this effect was not statistically significant ($p \geq 0.05$). Results showed that the addition of EDTA and NPK in the presence of different concentrations of metals, enhanced dry weight (Figure 2) in the plants as compared to those cultivated in the absence of this chelator and fertilizer for 90 days.

Nonetheless, the highest values of dry weight occurred in Cd100+EDTA supplied treatment. Plant dry weight, Cd50 and Cd50+EDTA were 2g, and 2.1 g, respectively were various in order 0.26 g and 0.9 g in EDTA treatments with 100 mg kg⁻¹ of Ni and Cd. However, the results indicated that there was significant reduction of dry weight biomass of *N. oleander* L. plants with increased Pb concentration in EDTA and NPK treatments.

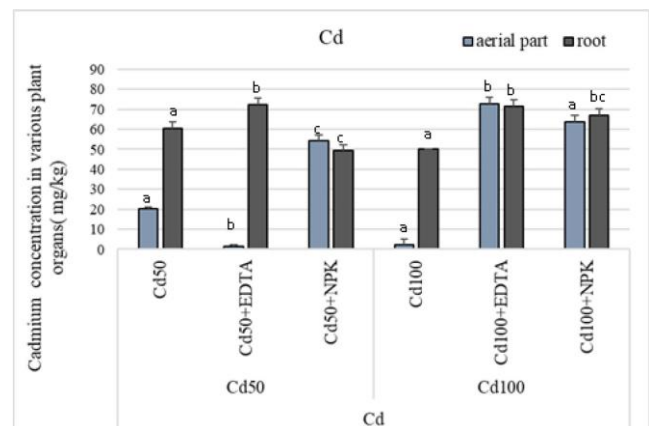


Figure 3. Cadmium concentrations (mg kg⁻¹ dry weight) in different parts of *Nerium oleander* L. plants grown in the Cd, Cd + NPK and Cd + EDTA

The accumulation of metals in various plant parts

The results of concentration in different plant parts grown in contaminated and chelated soil are presented in (Figure 3) for Cd (Figure 4) for Ni and (Figure 5) for Pb.



The maximum concentration in roots was 89.7 mg kg⁻¹ at Pb100 supplied content (Figure 5). However, the minimum concentration was at Cd100 (2.3 mg kg⁻¹) in aerial part (Figure 3). For the treatments without additions, the metal was not statistically significant. Overall, the total concentrations of Pb in plants was greater than Ni (Figure 4).

Although, metal content decreased by increasing the metal concentration in soil, the accumulation pattern in various plant organs was as follows:

Pb>Cd>Ni for various treatments.

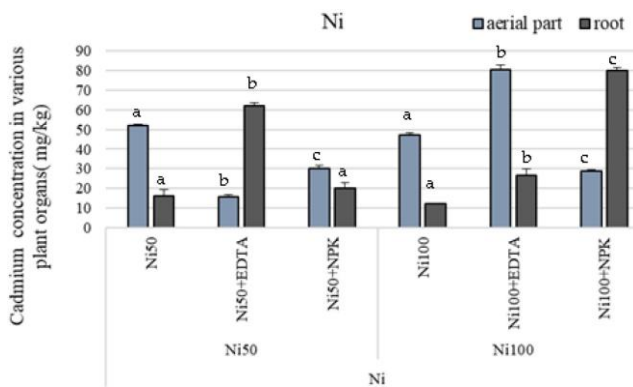


Figure 4. Nickel concentrations (mg kg⁻¹ dry weight) in different parts of *Nerium oleander* L. plants grown in the NiNi+NPK, and Ni+EDTA amended soil

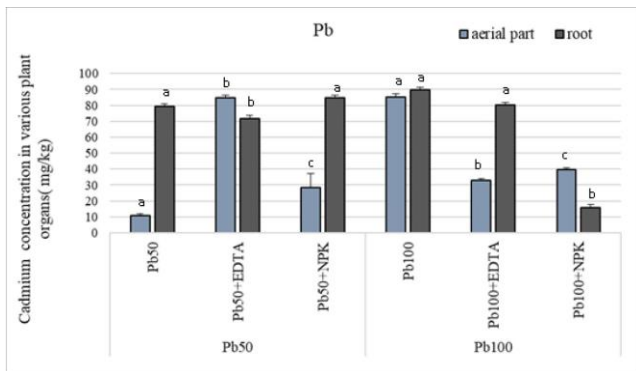


Figure 5. Lead concentrations (mg kg⁻¹ dry weight) in different parts of *Nerium oleander* L. plants grown in the Pb, Pb+NPK and Pb+EDTA amended soil

The effect of chelating agents on heavy metal accumulation

Accumulation metal element in aerial part was higher than in root in the presence of chelating agent. Maximum

concentration in roots was 80.2 mg kg⁻¹ at Pb100+EDTA. For aerial part, the maximum uptake occurred at Pb50+EDTA, which was 84.9 mg kg⁻¹. The Cd concentration at 50 mg was 1.6 mg kg⁻¹. Pb concentration in root increased with an increase in supplied Pb in soil and contrary, in the Aerial part the uptake of Pb decreased in soil. However, the comparison between three metals (Cd in Figure 3, Ni in Figure 4 and Pb in Figure 5) shows a direct correlation between the total concentration of metals in plant for all irrigation solutions with EDTA. The accumulation pattern of metals in plant was as follows: Pb>Cd>Ni for various treatments.

The effect of fertiliser NPK on heavy metal accumulation

At higher supplied Pb (100 mg kg⁻¹ of soil) the concentration was, minimum in roots (16.01 mg kg⁻¹ dry weight) and maximum concentration in roots was 84.9 mg kg⁻¹ at Pb50 supplied content (Figure 5). For aerial part, Ni content decreased by increasing the Ni concentration in soil (Figure 4). The maximum uptake occurred at Cd100+NPK treatment which was (63.8 mg kg⁻¹ dry weight). The total Ni concentration in the plant was in the range of 50.27 to 108.9 mg kg⁻¹ dry weight for various supplied Ni concentrations (Figure 4). Unlike EDTA treatment and metal treatment without amendment, the accumulation pattern in plant was as follows: Cd>Pb>Ni.

The impact of EDTA and NPK on the ability of metal accumulation and translocation in plants

The ability of metal translocation in plants can be assessed which estimates the efficiency of a plant to transfer the metal from roots to aerial part for plants grown in contaminated soil (table 2) with the presence or not of NPK and EDTA.

Metal translocation in *N. oleander* L.

The values of TF for Ni treatment were mostly superior to 1 except for Ni50+EDTA and Ni100+NPK. The Maximum TF for Ni was for Ni100 with 3.87. Only in the assay with amendments in Pb and Cd treatment, TF obtained were superior to one (>1). TF values for Cd were recorded at Cd50+ NPK and Cd100+EDTA with 1.09 to 1.02 and the lowest value was TF =0.02 at Cd50+EDTA treatment. However, all the concentrations of Pb treatment showed TF values<1 except Pb50+ADTA, Pb100+NPK with values of TF 1.18 and 2.48, respectively.

Bioconcentration factor (BCF)

For both treatments, all values of BCF were<1 in high concentration of metal and were at a low level: 0.12 to 0.89(table 2). BCF values did not exceed a critical value of 1,

which proves a very low ability of *N. oleander* L. to accumulate metals in high concentration. At all experiment with EDTA, BCF was great than one (<1) at 50 mg kg⁻¹ for Ni, Cd and 50 mg kg⁻¹ of soil for Pb. Maximum BCF was

increased metal concentrations with all applications. At all experiment, BF was much lower than one (<1) at all treatments except Cd50+NPK, Ni50 and Pb50+EDTA.

Table 2. Bioaccumulation factor (BF), bioconcentration factor (BCF), and translocation factor (TF) for *Nerium oleander* L. grown in different treatment. Values > 1 are in bold font

Cadmium						
Experiment	treatment	Amendement	BCF	BF	TF	
Cd	Cd50	Cd50	1,212	0,404	0,33	
		Cd50+EDTA	1,444	0,03	0,021	
		Cd50+NPK	1	1,084	1,09	
	Cd100	Cd100	0,5	0,023	0,046	
		Cd100+EDTA	0,716	0,729	1,02	
		Cd100+NPK	0,67	0,638	0,95	
Nickel						
Experiment	treatment	Amendement	BCF	BF	TF	
Ni	Ni50	Ni50	0,3236	1,036	3,20	
		Ni50+EDTA	1,238	0,312	0,25	
		Ni50+NPK	0,4	0,6054	1,51	
	Ni100	Ni100	0,122	0,472	3,87	
		Ni100+EDTA	0,266	0,803	3,02	
		Ni100+NPK	0,801	0,288	0,36	
Lead						
Experiment	treatment	Amendement	BCF	BF	TF	
Pb	Pb50	Pb50	1,586	0,218	0,14	
		Pb50+EDTA	1,438	1,7	1,18	
		Pb50+NPK	1,698	0,568	0,33	
	Pb100	Pb100	0,897	0,853	0,95	
		Pb100+EDTA	0,802	0,331	0,41	
		Pb100+NPK	0,16	0,397	2,48	

obtained for Pb50 application. However, metal+ EDTA was accumulated more effectively in comparison with metal+NPK.

Metal bioaccumulation in *N. oleander* L.

Bioaccumulation factor, which was defined as the ratio of metal concentration in the aboveground to the metal concentration in the soil, was calculated in *N. oleander* L. plant. Maximum bioaccumulation factor (BF= 1.7) was observed in the soil treated with Pb EDTA at concentration of 50 mg kg⁻¹. It was observed that BF decreased with

Discussion

Phytoremediation is a green technology that uses plants to reduce the concentrations of harmful toxic elements on the environment (Bhat *et al.*, 2022). Heavy metal uptake through phytoremediation technology includes processes like phytostabilization, rhizodegradation, phytoextraction, phytodegradation, phytoaccumulation and phytovolatilization (Mahmood *et al.*, 2015). Specific plants for phytoremediation have the potential to accumulate, tolerate and extract high levels of heavy metals and are



adapted to different environments (Antoniadis *et al.*, 2021). In many cases, plants cannot execute well and required assistances to enhance phytoremediation like Ethylene Diamine Tetra Acetic Acid (EDTA) (Hasan *et al.*, 2019) and NPK (Al-Menaie *et al.*, 2012). The capability of *N. oleander* L. to accumulate Cd, Ni, Pb was estimated by Ibrahim and El Afandi (2020).

Here, this study was designed to determine the impacts of EDTA and NPK fertilizer with different concentrations on the plant biomass, Cd, Ni and Pb uptake and accumulation potential of *N. oleander* L. Besides, the results indicated that exposure to metals inhibited plant growth impacting both heights, root length and weights of plant. Results showed that the addition of EDTA and NPK in the presence of different concentration of metals, enhanced dry weight. The same behaviour has been widely reported in the literature (Vázquez *et al.*, 2016). An increase in Pb concentration in EDTA and NPK treatments led to a decrease in the dry weight biomass of *N. oleander* L. plants. It was demonstrated by Saifullah and Rabbani (2009) that plants exposed to high levels of both free Pb and EDTA produced low biomass. Applying EDTA in a single dose immediately after germination can severely inhibit growth in the plant through EDTA itself or indirectly due to enhanced solubility of the mineral. Addition of EDTA when plants have attained sufficient biomass, can minimize its adverse effects on plant growth. However, EDTA-enhanced bioavailability of heavy metals including Pb may inhibit plant growth. It was observed and in accordance with the findings of Adamu (2019) who reported that the NPK application enhanced the biomass production of *N. oleander* L. . This may be as a result of the plants receiving more nutrients from the soil with the application of NPK.

N. Oleander L. has received considerable attention as a possible bio monitor of heavy metal pollution (Seridou *et al.*, 2022) and showed a good tolerance against multi-metals (Bortoloti and Baron, 2022). Experimental results showed that in the case of natural phytoremediation, the highest determined concentrations were in the root of *N. oleander* L. with Pb treatment. Similarly, Trigueros *et al.*, (2012) found higher accumulation of Pb in roots in comparison with storage in stem and leaves.

In the case of Nickel, the aerial part of *N. oleander* L. contained 3.8 times more of Ni than the storage roots which is in accordance with other observations (Franco *et al.*, 2013). The concentration of Cd was greater in roots than in aerial parts in accordance with the results of Ibrahim *et al.* (2020) who found that, in the roots, toxic metals required to cell walls and vacuoles, or by extracellular precipitation, which prevented it from entering the cytoplasm avoiding the toxic

effects of heavy metals on the cytosol, then metals became slightly accumulated in roots, but very low content of it transfers to above ground plant parts. However, the plant capacity to transport the heavy metals above the ground parts depends on the plant efficient transport system, physiological condition, antioxidative defence system and vacuolar compartmentalization (Yaashikaa *et al.*, 2022). Heavy metal phytoremediation by plants is typically limited by the availability of heavy metals in soils. The application of chemical enhanced technology is one of the predominant approaches, which aids the uptake and translocation of heavy metals in the aerial parts of plants.

In recent years, several chemical amendments including ethylenediamine tetra acetic acid (EDTA) are widely used for soil remediation applications (Hasan *et al.*, 2019). It is also demonstrated in this study that the presence of EDTA has an impact on the ability to increase the toxic elements bioavailability, induce greater absorption, and translocation from the roots to the stem and leaves of the plants. The results indicate that lead accumulation in the aerial parts was higher than in stem and leaves in Pb50+ EDTA and Cd100+EDTA treatment. The addition of EDTA to the treatment increased plant uptake of Pb and Cd with total content was 156.8 mg kg⁻¹ and 144 mg kg⁻¹, respectively.

According to Hasan *et al.* (2019), EDTA is an effective organic ligand for increasing the dissolution, absorption, and translocation of Pb because it forms a highly soluble and stable metal-EDTA complex. It is well known that EDTA is known to be the most efficient organic ligand that can increase metal uptake, solubilization, and translocation as it can form highly stable and soluble metal-EDTA complexes (Hasan *et al.*, 2019). The work of Meighan *et al.* (2011) indicated that the translocation factor increased up to 100 times by applying a threefold excess of EDTA, which resulted in high concentrations of Cd in plant leaves. Moreover, in the study by Liphadzi and Kirkham (2006), it was indicated that the concentrations of heavy metals, such as Cd, Pb, and Cr increased in shoots of *T. latifolia* when EDTA was used. Previous studies have shown the majority of metals to be retained in the roots in EDTA assisted phytoremediation. The work of Li *et al.* (2020) indicated that the effects of EDTA on the metal content in ryegrass roots and shoots were also elemental dependent, with more accumulation of Cd, Ni and Pb in roots and more accumulation of Zn and Cu in shoots. Another reason should be the addition of EDTA, we found an increase of recovery of metals with the application of EDTA in the study.

However, some of the negative effects of EDTA that have been reported are that EDTA can contribute to



environmental damage produced by leaching of metals into groundwater, and also the plant, chelator source and level will make a difference in metal uptake. Recently, Ponce-Hernández *et al.* (2022), indicate that among the main advantages accessible by the use of chemical amendments in plant remediation is the decontamination of metals in plants, and prevention of oxidative stress by toxic elements, modification of phytochemical behaviour of plant, also increase the translocation and the availability of influence of amendments NPK as fertilizer on metal accumulation in plants exposed to extreme metal concentrations. This study, in particular, intended to see if the presence of Cd, Ni and Pb stimulated the growth of *N. oleander* L. and whether this could be related to the ability of growth on contaminated soils and to quantify the amount of metal taken up by different organs. Similar studies also have been carried out on this plant (Trigueros, 2012). An interesting feature of the present study was the association between accumulation of Ni, fertilization by NPK and metal complexation by EDTA. The success of the plant extraction technique is determined by the amount of biomass, and the concentration of toxic metals in plant tissues. The obtained data revealed that the maximum concentration of plant grown in soil amended with Ni50+NPK fertiliser was in roots with 80.1 mg kg⁻¹ and a total content was 108.9 mg kg⁻¹.

However, total content of metal in plant in Cd100+NPK treatment was the greater one with 130 mg kg⁻¹. According to Carbonell *et al.* (2011) Roots presented a higher metal concentration than shoots in the plants (*Zea mays* L.) growing in the NPK fertilizer-amended soils. Root system acts as a barrier for Cr, Ni, Pb, Hg and Cd (Wang *et al.*, 2020), so metals uptake was poor and causes very low concentrations of these metals in aerial plant parts. Similar to our study, Adamu (2019) reported that there was an improvement in metal accumulation in *N. oleander* L. plants with NPK fertilizer compared to those in non-amended soils. The results further revealed that plant rarely take up Ni from the soil and transported it to the shoots in presence of NPK. The possible reason for lower concentrations was explained by the use of basic soil and loss of the metal-chelate complex due to the leaching occurred in the experiment pots (Beqaj *et al.*, 2016).

Bioconcentration factor (BCF) and Translocation factor (TF) are the two important factors required to evaluate the efficacy of metal extraction in plants. The BCF values > 1 indicates the potential of a plant species for remediation of metal polluted soils. The TF values of < 1 suggest the limited translocation of metal from roots to shoots at lower Cd concentrations in the soil. From the BCF and TF values >1 at

50Cd, it is strongly suggested that *N. oleander* L. has the basic characteristics of a Cd-hyperaccumulator and is potentially employed for remedying Cd-contaminated soils (Sidhu *et al.*, 2017).

We can compare the ability of different plants to absorb metals from the soil and transfer them to the buds by comparing the bioconcentration coefficient and the translocation coefficient. Plants tend to restrict soil-root, and root-shoot tolerant transfers, and therefore have much less accumulation in their biomass, while hyperaccumulators uptake and translocate metals into their aerial biomass. Plants exhibiting TF and particularly BCF values less than one are unsuitable for phytoextraction. Few plants were capable of accumulating heavy metals in the roots, but most of them had low TF and BCF values, which means limited ability of heavy metal accumulation and translocation by the plants (Yoon *et al.*, 2006). The BF values > 1 registered in this study were observed for the NPK treatment at low Cd50+NPK (BF=1.08), Ni50 (BF=1.036) and Pb50+EDTA (BF=1.7) in all other cases were lower than one.

In this study, NPK addition showed ability of bioaccumulation and translocation. A BCF value > 1 indicates high efficacy in the phytostabilization of metal. Plant with high TF values were considered suitable for phytoextraction generally requiring translocation of heavy metals in aboveground plant parts. The results without amendment indicated that this plant was identified as no - hyperaccumulator because metal accumulated was less than 100 mg kg⁻¹ according to Baker and Brooks (1989). Our investigation indicated that NPK and EDTA addition enhance the potential of phytoremediation of metal contaminated soil and at Cd, Ni and Pb concentrations, the content of Cd in total plants were more than 100 mg kg⁻¹, the critical value of a Cd, Ni, Pb-hyperaccumulator and has high BCF and TF values. According to Yoon *et al.* (2006) and Sharma *et al.* (2022), plants with BCF>1 and TF<1 are reported to demonstrate the possibility of phytostabilization. Furthermore, plants with BCF<1 and TF above one and BCF and TF<1 also exhibit potential for phytostabilization. Plants with these combinations lack mechanisms to regulate the intake of soil-metal content and the metal content, keeping them at low levels. Although plants with BCF and TF>1 are suitable for phytoextraction and are considered accumulators.

Among the three metals tested, the plants growing on the site were most efficient in taking up and translocating of Ni. Low translocation of Pb indicates that plants were unwilling to transfer Pb from their roots to shoots possibly due to Pb toxicity. Although, *N. oleander* L. is a Pb-tolerant with high



BCF and low TF and can be used for phytostabilization of contaminated site. However, the ability of these plant to tolerate and accumulate heavy metals may be useful for phytostabilization of Pb and Cd. Both bioconcentration factors (BCF) and translocation factors (TF) can be used to estimate a plant's potential for phytoremediation of Ni.

Conclusion

The present study evidently demonstrates the metal (cadmium, nickel and lead) accumulation potential of *N. oleander* L. During this study, this plant has appeared as a good stabiliser of Cd and Pb and extractor of Ni, as evidenced by high metal accumulation in both roots and aerial parts. Overall, our results revealed that plant did not show any symptom of phytotoxic elements that makes *N. oleander* the ideal candidate to encourage main colonization of mine tailings, contaminated soils and other wastes. Based on the soil amendments, NPK and EDTA can enhance the biomass to some level and BF and TF values were greater than one, which confirmed its suitability for phytoremediation of contaminated soil. We can propose that the studied plant can be considered as accumulators and useful plant for phytostabilization in the case of chelator-assisted phytoextraction. This plant was not intended to human or animal feeding. Therefore, can be used for decoration and for treatment of vast contaminated soils and water. *N. oleander* L. has been shown to be effective in enhancing phytoremediation of soil contaminated with heavy metals such as Cd, Ni, and Pb. Phytoremediation is a process that utilizes plants to remove, contain, or degrade pollutants from soil or water, and *N. oleander* L. has demonstrated a strong ability to absorb and accumulate these heavy metals in its tissues, thereby reducing the number of contaminants in the soil. This makes *N. oleander* L. a promising candidate for use in remediation efforts aimed at addressing the growing problem of heavy metal contamination in soils around the world.

References

- Adamu, Y.A. 2019. Accumulation of Lead, Cadmium and Chromium by *Lantana Camara* and *Nerium Oleander*. *Dutse Journal of Pure and Applied Sciences (DUJOPAS)* 5(1b): 79-85.
- Al-Menaie, H., S. Al-Ragom, O. Al-Shatti, A. Mathew, M., and N. Suresh. 2012. Effect of fertilizer concentration on the growth performance of *Cassia nodosa* Buch. - Ham. ex Roxb. and *Cassia fistula* L. seedlings under greenhouse conditions of Kuwait. *International Journal of Plant Sciences* 3(2): 019–022.
- Antoniadis, V., S. M. Shaheen, H. J. Stark, R. Wennrich, E. Levizou, I. Merbach, and J. Rinklebe. 2021. Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. *Environment International* 146:106233.
- Babu, S.M.O.F., M.B. Hossain, M.S. Rahman, M. Rahman, A.S.S. Ahmed, M.M. Hasan, A. Rakib, T.B. Emran, J. Xiao and J. Simal-Gandara. 2021. Phytoremediation of toxic metals: A sustainable green solution for clean environment. *Applied Sciences* 11: 10348.
- Baker, A. J. and R. Brooks. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1(2): 81–126.
- Beqaj, B., E. Rroço and A. Doko. 2016. Evaluation of nutrient leaching in pots under greenhouse condition. *Albanian Journal of Agricultural Science* 15(1):1-7.
- Bhat, S.A., O. Bashir, S.A. Ul Haq, T. Amin, A. Rafiq, M. Ali, J.H.P. Américo-Pinheiro, and F. Sher. 2022. Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere* 303 : 134788.
- Bortoloti, G.A. and D. Baron. 2022. Phytoremediation of toxic heavy metals by *Brassica* plants: A biochemical and physiological approach. *Environmental Advances* 8:100204.
- Briffa, J., E. Sinagra and R. Blundell. 2020. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon* 6, e04691 : 1–26.
- Carbonell, G., R. M. de Imperial, M. Torrijos, M. Delgado and J. A. Rodriguez. 2011. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere* 85: 1614–1623.
- Chandra, R. and V. Kumar. 2017. Phytoremediation: A green sustainable technology for industrial waste management. p. 1-42. In: *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. R.Chandra, N.K. Dubey and V. Kumar (eds) CRC Press Boca Raton, Florida .
- Fischerova, Z., P. Tlustos, J. Szařkova and K. Sichorova. 2006. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Environmental Pollution* 144(1): 93-100.
- Hasan, M.M., M.M. Uddin, I. Ara-Sharmeen, H.F. Alharby, Y. Alzahrazi, K.R. Hakeem and L. Zhang. 2019. Assisting phytoremediation of heavy metals using chemical amendments. *Plants* 8 (9): 295.
- Hoenig, M. 2001. Preparation steps in environmental trace element analysis - Facts and traps. *Talanta* 54(6): 1021–1038.



- Ibrahim, N. and G. El Afandi. 2020. Evaluation of the phytoremediation uptake model for predicting heavy metals (Pb, Cd, and Zn) from the soil using *Nerium oleander* L. *Environmental Science and Pollution Research* 27: 38120–38133.
- Jabeen, R., A. Ahmad and M. Iqbal. 2009. Phytoremediation of heavy metals: Physiological and molecular mechanisms. *Botany Reviews* 75: 339–364
- Li, F.L., Y. Qiu, X. Xu, F. Yang, Z. Wang, J. Feng and J. Wang. 2020. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metals from sludge soil by Italian ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 191: 110185.
- Liphadzi, M.S. and M.B. Kirkham. 2006. Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. *South African Journal of Botany* 72 (3): 391–397.
- Mahmood, Q., N. Mirza and S. Shaheen. 2015. Phytoremediation using algae and macrophytes: I. p. 265-285. In: *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*. Vol. 2. A.A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza and L. Newman, eds. Springer International Publishing Switzerland
- Meighan, M.M, T. Fenus, E. Karey and J. MacNeil. 2011. The impact of EDTA on the rate of accumulation and root/shoot partitioning of cadmium in mature dwarf sunflowers. *Chemosphere* 83 (11): 1539-45.
- Mitra, S., A.J. Chakraborty, A.M. Tareq, T.B. Emran, F. Nainu, A. Khusro, A.M. Idris, M.U. Khandaker, H. Osman, F.A. Alhumaydhi and J. Simal-Gandara. 2022. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University – Science* 34(3): 101865.
- Monaci, F., D. Trigueros, M.D. Mingorance and S. Rossini-Oliva. 2020. Phytostabilization potential of *Erica australis* L. and *Nerium oleander* L. : A comparative study in the Riotinto mining area (SW Spain). *Environmental Geochemistry and Health* 42: 2345–2360.
- Ponce-Hernández, A., J. Alonso-Castro, R. F García-De La Cruz. and C. Carranza-Alvarez. 2022. Engineering plants for metal tolerance and accumulation. *Phytoremediation*, Academic Press, 2022. P. 455-480. Chapter 22 - R.A. Bhat, F.M. Policarpo Tonelli, G.H. Dar and K. Hakeem, (editors).
- Saifullah, M. and M.G. Rabbani. 2009. Evaluation and Characterization of okra (*Abelmoschus esculentus* L. Moench.) Genotypes. *SAARC Journal of Agriculture* 7: 91-98.
- Seridou, P., S. Monogiou, E. Syranidou and N. Kalogerakis. 2022. Capacity of *Nerium oleander* to Phytoremediate Sb-contaminated soils assisted by organic acids and oxygen nanobubbles. *Plants* (Basel) 12(1): 91.
- Sharma, P., S.P. Singh and Y. W. Tong. 2022. Phytoremediation of metals: Bioconcentration and translocation factors, p. 19-37. In: *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* P.Sharma, , P. Ashok, Y.W. Tong and H. H. Ngo. (eds.), Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- Sidhu, G.P.S., H.P. Singh, D.R. Batish and R.K. Kohli. 2017. Tolerance and hyperaccumulation of cadmium by a wild, unpalatable herb *Coronopus didymus* (L.) Sm. (Brassicaceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 135: 209-215.
- Siyar, R., F. D. Ardejani, P. Norouzi, S. Maghsoudy, M. Yavarzadeh, R. Taherdangkoo and C. Butscher. 2022. Phytoremediation potential of native hyperaccumulator plants growing on heavy metal-contaminated soil of Khatun Abad Copper Smelter and Refinery, Iran. *Water* 14: 3597.
- Trigueros, D., M.D. Mingorance and S. R. Oliva. 2012. Evaluation of the ability of *Nerium oleander* L. to remediate Pb-contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration* 114: 126–133.
- Vázquez, S., A. Martín, M. Garcia, C.P. Español and E. Navarro. 2016. Metal uptake of *Nerium oleander* from aerial and underground organs and its use as a biomonitoring tool for airborne metallic pollution in cities. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 7582-7594.
- Wang, J., X. Chen, Y. Chi, S. Chu, K. Hayat, Y. Zhi, S. Hayat and P. Zhou. 2020. Optimization of NPK fertilization combined with phytoremediation of cadmium contaminated soil by orthogonal experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 189: 109997.
- Wilke, B. M. 2005. Determination of chemical and physical soil properties. p. 47–93. In: *Manual for Soil Analysis—Monitoring and Assessing Soil Bioremediation*. R. Margesin, and F. Schinner (eds). Springer, Berlin.
- Yaashikaa, P.R., P.S. Kumar, S. Jeevanantham. and R. Saravanan. 2022. A review on bioremediation approach for heavy metal detoxification and accumulation in plants. *Environnemental Pollution* 301: 119035
- Yoon, J., X. Cao, Q. Zhou and L.Q. Ma. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368 (2-3): 456–464.

