UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Evaluation de la Bioaccumulation du Nickel dans les plantes cultivées en zone polluée . Cas d'Amaranthus spinosus et de Panicum maximum.

MUKAMBILWA KISHOTA, Papy

2020-11
UB
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/275

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

UNIVERSITE DU BURUNDI

FACULTE DES SCIENCES

Evaluation de la Bioaccumulation du Nickel dans les plantes cultivées en zone polluée.

Cas d'*Amaranthus spinosus* et de *Panicum maximum.*

MUKAMBILWA KISHOTA Papy

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention :

Diplôme de Master en Sciences et Gestion Intégrée de l'Environnement

Option : Eau et Assainissement.

Sous la Direction de: Pr. NDIKUMANA Théophile

Composition du jury :

Prof. NAHIMANA David : Président

Dr. BIGUMANDONDERA Patrice: Secrétaire

Prof. NDIKUMANA Théophile: Directeur

Bujumbura, Novembre 2020

DÉDICACE

A mes parents Joseph BULAMBO IKUNDJI et MUTUNWA MWISIMBWA

A mon épouse Pélagie FEZA CHISHIBANJI

A mes deux enfants David BAHATI IKUNDJI et Raymond MUFARIJI MUKAMBILWA

A la famille BULAMBO

Je dédie ce mémoire

REMERCIEMENTS

Au terme de ma formation de Master en Sciences et Gestion Intégrée de l'Environnement à l'Université du Burundi, il me serait ingrat de ne pas remercier tous ceux qui, de près ou de loin, d'une manière ou d'une autre, ont concouru pour que j'arrive à terme de ce travail.

De prime à bord, je tiens sincèrement à remercier le Professeur NDIKUMANA Théophile de l'Université du Burundi, promoteur de ce mémoire. Malgré son agenda surchargé, il a accepté de prendre la direction de ce travail. Sa longue expérience dans le domaine de Chimie de l'Environnement m'a permis de réaliser ce mémoire malgré les difficultés rencontrées. Qu'il accepte ici l'expression de ma reconnaissance.

Les données de ce travail ont été récoltées dans le cadre du projet de recherche scientifique de Monsieur MANIRAKIZA Norbert de l'Université du Burundi en collaboration avec l'Université Libre de Bruxelles. Je remercie vivement Monsieur MANIRAKIZA Norbert pour son encadrement technique.

Mes remerciements vont au personnel du Laboratoire de Chimie et Analyses Environnementale (LCAE) de l'Université du Burundi pour son aide pendant la manipulation des appareils et instruments au laboratoire sans les manipulations, les différentes analyses et le traitement de données n'auraient sans doute pas eu lieu.

Enfin, merci aussi à tous mes collègues et mes amis de laboratoire qui se reconnaîtront ici, je leur exprime également ma profonde sympathie et je leur souhaite beaucoup de réussite.

Je vous en serai toujours reconnaissant.

MUKAMBILWA KISHOTA Papy

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ADN : Acide désoxyribonucléique

AFNOR: Association Française de NORmalisation

ANOVA :Analyse de Variances

APX :Ascorbate peroxydase

APX :Ascorbate Peroxydase

ASC :Ascorbate ou Acide Ascorbique

ATP: Adénosine Triphosphate.

CAH: Complexes Argilo - Humiques.

CEC: Capacité d'Echange Cationique.

DTPA : d'acide diéthylène tri-amine penta-acétique.

ET: Extraction Totale.

ETM: Eléments Traces Métalliques.

H: Humidité résiduelle.

ICP-AES: Spectrométrie d'Emission Atomique par Plasma à Couplage Inductif / Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectroscopy.

ISO: International Organization for Standardization

MS: Matière Sèche

N-P-K :Azote - phosphore - potassium

PC :Phytochélatines

PCB: PolyChloroBiphényl.

PCT: PolyChloroTriphényl

PSI : Photosystème I

PSII : Photosystème II

ROS: Reactive oxygen species

-SH: Groupement thiol (ou sulfhydrile)

SOD : Superoxyde dismutase

TCA :Acide trichloro-acétique

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds 6
Tableau 2. 2. Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement..... 7
Tableau 2.3. Teneurs naturelles de quelques éléments traces dans les sols et apports anthropiques (En mg/kg)..... 9
Tableau 2.4. Teneurs critiques en métaux lourds (mg/kg MS) pour lesplantes.....10
Tableau 2.5. Teneurs normales en métaux lourds (mg/kg MS) pour les plantes..... 10
Tableau 2.6. Différentes normes et références – teneurs totales des ETM dans les sols (en mg/kg MS) les valeurs en gras sont celles prises en considération dans notre étude à titre comparatif. 11
Tableau 4.7: Développement racinaire *d'Amaranthus spinosus*..... 29
Tableau 4.8. Concentrations du Nickel dans les organes des plantes en mg/kg MS. 30
Tableau 4.9. Calcul des facteurs de bioconcentration, bioaccumulation et biotraslocation du *Panicum maximum*..... 33

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1. Pots de culture d'*Amaranthus spinosus* en pilotes 27
Figure 4.2 : Evolution temporelle de la hauteur des plants et des feuilles d'*Amaranthus spinosus.* 28
Figure 4.3 : Evolution temporelle de la longueur des feuilles d'*Amaranthus spinosus.* 28
Figure 4.4: Evolution temporelle de la largeur des feuilles d'*Amaranthus spinosus* 29
Figure 4.5 : Pots de culture de *Panicum maximum* en pilotes. 30
Figure 4.6: Evolution temporelle de la hauteur de *Panicum maximum.* 31
Figure 4.7 : Evolution temporelle de la longueur des feuilles du *Panicum maximum.* 31
Figure 4.8: Développement foliaire de *Panicum maximum.* 32
Figure 4.9: Croissance racinaire de *Panicum maximum.* 32
Figure 4.10: Concentration du Nickel dans les parties aériennes et souterraines de *Panicum maximum* en mg/kg MS 33

RÉSUMÉ

Dans l'ancienne décharge de Buterere, plusieurs métaux lourds dont le nickel ont été mesurés. L'évaluation de la bioaccumulation du nickel dans les plantes cultivées en zone polluée a été menée dans l'enceinte de l'Université du Burundi.

L'objectif de l'étude était d'évaluer le degré de bioaccumulation du nickel dans *Amaranthus spinosus* et *Panicum maximum,* le premier pour évaluer le niveau de risque encouru par la population consommatrice de ce légume, le second pour évaluer son utilisation possible en phytoremédiation.

Des essais contrôlés ont été réalisés dans des pots chargés de $NiCl_2$ afin d'évaluer le niveau de tolérance de ces plantes envers des concentrations croissantes en ce métal.

D'une part, des plans de *Panicum maximum* ont été repiqués dans des pots contenant des sols contaminés au $NiCl_2$ avec quatre concentrations (50 mg/kg, 100 mg/kg, 200 mg/kg et 300 mg/kg) pendant 90 jours et d'autre part, les graines d'*Amaranthus spinosus* ont été semées dans d'autres pots contenant les sols contaminés par le $NiCl_2$ avec les mêmes doses pendant 60 jours.

Les paramètres de croissance ont été évalués en observant le comportement de ces deux espèces soumises à ces doses croissantes de Nickel.

Pour *Amaranthus spinosus*, une inhibition de croissance en hauteur des plantes : Longueur des tiges et des racines, largeur des feuilles en fonction des concentrations croissantes de Nickel est observée. Au-delà de 50 mg/kg de Nickel, la plante ne résistait pas longtemps et mourrait.

Par contre, *Panicum maximum* était plus tolérante à de fortes concentrations de nickel et l'on a remarqué que la plante se comportait très bien à de faibles doses de nickel car les paramètres de croissance au niveau de 50 mg /kg étaient supérieurs aux témoins. Ces résultats montrent bien que le *Panicum maximum* a plus de capacité adaptative que *Amaranthus spinosus* envers des concentrations élevées de nickel. La mesure par spectrométrie d'absorption atomique du Nickel dans les organes des plantes montre une accumulation à hauteur de 45,7 mg/kg MS d'*Amaranthus spinosus*. Cette valeur comparée à la valeur admise (1,5 mg/kg MS), est susceptible d'induire diverses morbidités dans les populations consommatrices de ces légumes. La forte accumulation du Nickel dans les organes de *Panicum maximum* en fait un candidat potentiel de remédiation des terrains pollués par ce métal. Cependant, le risque de consommation de cette herbe par les ruminants peut amener d'autres préoccupations sanitaires à l'instar d'*Amaranthus spinosus*.

Mots clés: *Panicum maximum*, *Amaranthus spinosus*, Phytorémédiation, Nickel

ABSTRACT

In the old Buterere landfill, several heavy metals including nickel were measured. The assessment of the bioaccumulation of nickel in plants cultivated in polluted areas was carried out at the University of Burundi.

The objective of the study was to assess the degree of bioaccumulation of nickel in *Amaranthus spinosus* and *Panicum maximum*, the first to assess the level of risk incurred by the population consuming this vegetable, the second to assess its possible use in phytoremediation. .

Controlled trials were carried out in pots loaded with $NiCl_2$ to assess the level of tolerance of these plants to increasing concentrations of this metal.

On the one hand, plans of *Panicum maximum* were transplanted into pots containing soil contaminated with $NiCl_2$ with four concentrations (50 mg / kg, 100 mg / kg, 200 mg / kg and 300 mg / kg) for 90 days and on the other hand, the seeds of *Amaranthus spinosus* were sown in other pots containing the soil contaminated by $NiCl_2$ with the same doses for 60 days.

The growth parameters were evaluated by observing the behavior of these two species subjected to these increasing doses of nickel.

For *Amaranthus spinosus*, an inhibition of height growth of plants: length of stems and roots, width of leaves as a function of increasing concentrations of Nickel is observed. Beyond 50 mg / kg of Nickel, no longer resisted and died.

In contrast, *Panicum maximum* was more tolerant of high concentrations of nickel and the plant was found to behave very well at low doses of nickel as growth parameters at the 50 mg / kg level were superior to controls. These results clearly show that *Panicum maximum* has more adaptive capacity than *Amaranthus spinosus* towards high concentrations of nickel. Nickel atomic absorption spectrometric measurement in plant organs shows an accumulation of 45.7 mg / kg DM of *Amaranthus spinosus*. This value, compared to the accepted value (1.5 mg / kg DM), is likely to induce various morbidities in populations consuming these vegetables. The strong accumulation of Nickel in the organs of *Panicum maximum* makes it a potential candidate for remediation of soils polluted by this metal. However, the risk of consumption of this herb by ruminants may give rise to other health concerns such as *Amaranthus spinosus*.

Key words: *Panicum maximum, Amaranthus spinosus*, Phytoremediation, Nickel

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE i
REMERCIEMENTS ii
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS iii
LISTE DES TABLEAUX iv
LISTE DES FIGURES v
RÉSUMÉ vi
ABSTRACT vi
TABLE DES MATIÈRES viii
CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE 1
I.1. Problématique 3
I.2. Question de recherche 4
I.3. Objectif de l'étude 4
I.3.1. Objectif global 4
I.3.2. Objectifs spécifiques 4
I.4. Hypothèses 4
CHAPITRE II. GENERALITES SUR LES METAUX LOURDS 5
II.1. METAUX LOURDS 5
II.1. 1. Définition 5
II. 1.2. Sources 6
II.1.2.1. Les sources naturelles 6
II.1.2.2. Les sources anthropiques 6
II.1.3. Répartitions des métaux lourds dans l'environnement 7
II.1.3.1. Contamination des sols 7
II.1.3.2. Le processus de transfert 8
II.1.3.3. Répartition des métaux lourds dans les sols 8
II. 1.4. Normes et réglementation 10
II.1.5. Phytotoxicité et Tolérance des végétaux aux métaux lourds 12
II.1.5.1. Contamination des végétaux due aux Métaux Lourds 12
II.1.5.2. Tolérances 12
II.1.5.3. Absorption racinaire 13

II.1.5.4. Translocation 13
II.1.6. Phytoremédiation 13
II.1.6.1. Phytoextraction 14
II.1.6.2. Phytostabilisation 15
II.1.6.3. Phytovolatilisation 15
II.1.6.4. Rhizofiltration 15
II.2. NICKEL 16
II.2.1.Teneur naturelle du nickel dans les sols 16
II. 2. 2. Origine 16
II.2.3. Nickel dans le sol 17
II.2.4. Comportement du nickel dans le sol: spéciation et mobilité 17
II.2.5. Biodisponibilité 17
II.2.6. Toxicité 19
I.2.7. Transfert sol-plantes du Nickel 19
II .2.7.1. Transport des métaux 19
II.2.7.2. Détoxification et stockage du Ni 20
II.2.7.3. Conséquences du Ni sur le développement des plantes 20
II.2.7.4. Facteurs de bioconcentration et de transfert chez les hyperaccumulateurs 21
CHAPITRE III. MATERIEL ET METHODES 21
III.1. Matériel végétal 22
III.1.1. Les espèces cultivées 22
III.1.2. Zone d'échantillonnage 23
III.1.3. Dispositif expérimental et conditions de culture 24
III.1.4. Éléments trace métallique utilisées 24
III.1.5. Conduite de l'essai 24
III.2. Expérimentation au Laboratoire 25
III.2.1. Méthodes d'analyse du sol 25
III.2.2. Analyse des plantes 25
CHAPITRE IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS 27
IV.1. Résultats 27
IV.1.1. Présentation des résultats 27

IV.2. Discussion 34
IV.2.1. Effets du nickel sur les paramètres de croissance d'*Amaranthus spinosus.* 34
IV.2.2. Effets du nickel sur les paramètres de croissance de *panicum maximum.* 35
IV.2.3. Teneurs du Nickel dans les organes des plantes 35
CONCLUSIONS & PERSPECTIVES 36
REFERENCE BIBLIOGRAPHIE 37

CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE

L'explosion de la croissance démographique au cours du 20ème siècle corrélée aux progrès de la civilisation technologique et de la production industrielle a entraîné un accroissement massif du rejet de déchets (Ramade et *al*., 2007). La gestion et le stockage de ces déchets sont aujourd'hui une problématique majeure dans le domaine de l'environnement (Adriano et *al*., 2001).

Parmi les principaux polluants générés par les dégradations de ces déchets, les métaux lourds (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb,…) posent effectivement des problèmes particulièrement préoccupants depuis la révolution industrielle (Abrahams, 2002).

Ces éléments, par nature non biodégradables, présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans des nombreuses pathologies chez l'homme telles que les atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi des cancers et des malformations embryonnaires (Abrahams, 2002).

Nombre de ces éléments rejetées dans l'environnement s'accumulent dans les sédiments, au fond des rivières, des canaux, des lacs et des retenues d'eau ainsi que dans les estuaires et les fonds marins (Adriano et *al*., 2001; Abrahams, 2002).

Il est donc aujourd'hui indispensable non seulement de mieux connaître les effets de ces polluants sur les organismes vivants, mais aussi de mettre en œuvre des solutions durables, visant à limiter leurs risques. Malgré leur forte toxicité potentielle, la plupart des sites contaminés par des métaux lourds ; présentent souvent une flore diversifiée tolérant apparemment bien de fortes teneurs en métaux (Martin et *al* ., 1996).

L'étude de ces plantes résistantes, par leurs capacités de détoxication, d'immobilisation ou d'absorption des métaux lourds, pourrait donc constituer un outil intéressant pour estimer les risques de transfert potentiel des métaux lourds au sein de l'écosystème (Martin et *al* ., 1996).

L'utilisation de plantes vertes dans la restauration de sites contaminés est généralement appelée phytorémédiation, une technique qui a évolué au cours des dernières décennies du vingtième siècle (Raskin et *al.*, 1994 ; Salt et *al.*, 1995). Même si le terme «phytorémédiation» a été inventé au début des années 1990, le concept d'utilisation de plantes pour nettoyer les sites contaminés remonte à 300 ans.

Les premières espèces de plantes documentées pour la bioaccumulation des métaux lourds étaient Thlaspi caerulescens et Viola calaminaria, et le mérite en revient à Baumann (1885) à la fin du XIXe siècle. Plus tard en 1935, Byers a signalé que les plantes appartenant au genre Astragalus sont capables d'accumuler jusqu'à 0,6 % de Se dans le tissu. Une décennie plus tard, Minguzzi et Vergnano (1948)

ont identifié des plantes capables d'accumuler du nickel dans les pousses.

Par la suite, Rascio (1977) a signalé le potentiel de Thlaspi caerulescens d'accumuler et de tolérer le zinc (Zn).

Le nickel est considéré comme un métal lourd essentiel dont les plantes ont besoin pour leur croissance et développement (Parlak et *al* ., 2016). Cependant, la dose de nickel nécessaire aux plantes est faible (0,01-5 μg/g poids sec) et ce métal lourd est considéré comme micronutriment (Gajewska et *al.*, 2013).

Malgré des effets positifs de faibles quantités de nickel sur le développement de certaines plantes, les concentrations élevées de nickel sont toxiques pour la plupart des plantes (Dalir et *al*., 2015)**.**

Il existe plusieurs méthodes pour éliminer les métaux lourds d'un sol contaminé. Cependant, certaines de ces méthodes, comme le lavage des sols, sont si coûteuses (Salimi et *al*., 2012) et d'autres, comme le recours aux méthodes chimiques, et imposent des effets négatifs sur l'activité biologique du sol. (Khan S et *al*., 2009).

La phytorémédiation est par contre une méthode peu coûteuse et écologique pour la réduction de la concentration de métaux lourds dans le sol. (Liphadzi et Kirkham, 2006). L'efficacité de la phytorémédiation dans l'élimination des métaux lourds est déterminée par le facteur de concentration (CF) qui est le rapport de quantité de métaux lourds dans les parties hors sol d'une plante à la concentration de métaux lourds dans le sol. (Dmuchowski et *al.*, 2014).

Ce facteur mesure l'absorption et la translocation des métaux lourds du sol vers les hautes parties du sol des plantes (Pandey et *al*., 2013).

L'idée d'utiliser des plantes pour éliminer les métaux des sols contaminés a également été abordée et développée par Utsunomiya (1980) et Chaney (1983) ; le premier essai de terrain sur le Zn et la phytoextraction du cadmium (Cd) ont été réalisés par Baker et *al.* (1991). Après Baker jusqu'à ce jour, il y avait d'énormes rapports sur la technique de dépollution des métaux lourds utilisant plusieurs plantes (Salt et *al.*, 1995; Clemens et *al*., 2001).

Les espèces résistantes aux fortes concentrations de métaux lourds présents dans les sols constituent de très bons modèles d'étude dans la recherche fondamentale sur l'évolution, l'écologie et la physiologie (Robinson et *al.*, 1996 ; Zayed et Terry, 2003). Mais, les plantes hyper- accumulatrices (Marmiroli et *al.*, 2004) présentent également un intérêt pratique puisqu'elles pourraient théoriquement être utilisées pour extraire les métaux lourds des sols pollués (phytoextraction).

Sur le site de Buterere, il s'est développé un habitat spontané composé d'abord de personnes à faibles revenus. Par la suite, des parcelles destinées aux constructions durables y ont été distribuées par l'Etat sans tenir compte de la présence ou non de métaux lourds.

Des champs autour des parcelles sont exploités pour la culture d'amarantes, d'épinards, légume vendus sur les marchés locaux voire même au Centre-ville Bujumbura. Aucune évaluation, à notre connaissance, n'a été faite en matière de métaux lourds. Notre but est d'évaluer le degré d'accumulation du nickel dans l'un de ces légumes tant prisés par les consommateurs : *Amaranthus spinosus*. Vu que le site de Buterere regorge de plusieurs métaux lourds, nous conduisons essentiellement des manipulations de simulation afin d'évaluer le degré de tolérance de l*'Amaranthus spinosus*.

D'autre part, des essais ont été conduits avec *Panicum maximum* en fonction de différentes concentrations dans le but d'évaluer non seulement sa tolérance au Ni, mais également son degré de bioaccumulation de ce métal afin d'en relever la possibilité d'utilisation en phytoremédiation.

I.1. Problématique

Les éléments traces peuvent s'accumuler et devenir toxiques pour l'environnement par les activités anthropogéniques telles que retombées atmosphériques, épandages de boues de station d'épuration, activités industrielles, activités urbaines et trafic routier, activités agricoles et activités minières.

Cette toxicité peut avoir comme conséquence une accumulation de l'élément dans le réseau trophique. Ce qui pourrait sans doute provoquer des dysfonctionnements dans les organismes des animaux et des humains (Baise et Paquereau, 1997).

Les métaux lourds peuvent être déposés à la surface des organes (feuilles, tiges) et pénètrent dans les stomates sous forme de particules, de composés gazeux (Hg, As, etc.), ou dissous dans les eaux de pluie ou d'irrigation. Seule une partie de ces dépôts est enlevée par lavage. Les métaux lourds peuvent aussi être absorbés par les racines dans la solution du sol. L'importance relative de ces deux voies d'exposition dépend des métaux lourds, des plantes, de la proximité d'une source de contamination (émissions industrielles ou urbaines, routes) (Baise et Paquereau, 1997; Mihali et *al.*, 2012).

I.2. Question de recherche

En phytorémédiation, diverses plantes vertes sont utilisées pour éliminer les contaminants des sols. Bien que certains chercheurs aient suggéré quele canola (Brassica napus L.) est la meilleure plante pour élimination de l'excès de nickel des sols (Adiloglu et *al*., 2016**)** une autre recherche a rapporté que le blé accumule des concentrations plus élevées de nickel dans ses tissus par rapport au canola. (Eskandari et Aliadeh-Amraie, 2016). Il est donc intéressant de détecter la façon dont le Nickel est accumulé par *Amaranthus spinosus* plante à consommation courante au Burundi, ainsi que *Panicum maximum*. Notre curiosité scientifique nous conduit à nous poser les questions suivantes

i, Entre les deux espèces, laquelle est la plus tolérante ou sensible au Nickel ?

ii, Entre les deux espèces, laquelle peut-elle être utilisée en phytorémédiation ?

I.3. Objectif de l'étude

I.3.1. Objectif global

L'objectif de cette étude est d'évaluer les réponses de ces espèces végétales poussant sur ces sols riches en métaux lourds par les déchets solides municipaux (DSM).

I.3.2. Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques de cette étude sont de:

- Evaluer les paramètres de croissance des deux espèces, en fonction des différentes teneurs en nickel des sols substrats.
- Déterminer la concentration en Nickel dans les parties de ces deux espèces.

I.4. Hypothèses

- Le *Panicum maximum* serait moins sensible et résistant au Nickel que l'*Amaranthus spinosus* ;
- Le *Panicum maximum* pourrait être utilisé en phytorémédiation du Nickel que *l'Amaranthus spinonus.*

CHAPITRE II. GENERALITES SUR LES METAUX LOURDS

II.1. METAUX LOURDS

II.1.1. Définition

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. On appelle métaux lourds tout élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse 5 g/cm^3 (Kumpiene et *al*., 2018).

Ils englobent l'ensemble des métaux et métalloïdes présentant un caractère toxique pour la santé et l'environnement. Les métaux lourds les plus souvent considérés comme toxique pour l'homme sont : le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. D'autres comme le cuivre, le zinc, le chrome, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes (Clemens et *al*., 2006).

Dans le cadre de chimie, les métaux lourds sont généralement définis sur la base de leurs propriétés physico-chimiques. En science du sol, il est convenu de parler "d'éléments trace métalliques" qui désignent des composés minérales présents à très faible concentration (Barthelin et Leyval, 2003).

En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus biologiques) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants. En nutrition et en agronomie, ils peuvent même être assimilés à des oligo-éléments indispensables à certains organismes, en particulier par leur action catalytique au niveau du métabolisme (Lemière et *al*., 2001).

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome(Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'étain (Sn), le zinc (Zn) (Memon et *al*, 2000).

Les métaux lourds sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biologiques. Les activités industrielles et technologiques diminuent cependant le temps de résidence des métaux dans les roches, ils forment de nouveaux composés métalliques, introduisent les métaux dans l'atmosphère par la combustion de produits fossilifères. Il faut différencier la part qui résulte de la contamination d'origine humaine (anthropique) et la part naturelle (géogène) (Benadda et *al*., 2004).

II. 1.2. Sources

II.1.2.1. Les sources naturelles

Parmi les importantes sources naturelles, citons l'activité volcanique, l'altération des roches et les incendies de forêts. La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses dues à une activité explosive, ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma (Emmanuel et *al*., 2004).

Le tableau 2.1 montre le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel.

Tableau 2.1. Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds (Mouhouche et *al*., 2002).

Elément	**Flux lié à l'Homme/Flux naturel (%)**
Cadmium	1,897
Mercure	27,500
Chrome	1, 610
Arsenic	2,786
Plomb	34,583

II.1.2.2. Les sources anthropiques

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait, des risques très supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes. Les sources anthropiques sont les suivantes:

- Activités pétrochimiques
- Utilisation de combustibles fossiles (centrales électriques au charbon, chaudières industrielles, fours à ciment….)
- Transport (véhicules et moteurs routiers et non routiers, embarcations)
- Incinération de déchets
- Produits (interrupteurs électriques, amalgames dentaires, éclairages fluorescents)
- Déchets urbains (eaux usées, boues d'épuration, ordures ménagères), agricoles

Le tableau 2.2 présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement.

Tableau 2. 2. Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement (Guouas et *al*., 2002).

Utilisations	**Métaux**
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

II.1.3. Répartitions des métaux lourds dans l'environnement

II.1.3.1. Contamination des sols

Tous les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques. On parle de contamination d'un sol lorsque sa teneur en élément trace est supérieure à la concentration naturelle, mais sans influence sur la qualité du sol.

La concentration naturelle de l'élément trace dans le sol résulte de son évolution à partir de la roche initiale. On parle de pollution des sols par un élément trace lorsque l'élément trace est présent à une dose constituant une menace pour l'activité biologique ou les fonctions du sol.

Les contaminations diffuses, qui affectent les niveaux superficiels des sols, résultent de phénomènes naturels tels que les retombées atmosphériques d'aérosols d'origine volcanique, ou d'actions anthropiques intentionnelles ou non : poussières et dépôts atmosphériques, fertilisants minéraux (cuivre contenu dans les phosphates), pesticides, lisiers et fumiers, boues de stations d'épuration, activités minières, déchets industriels (bâtiments) ou urbains, transports, etc (Guassart et *al.,* 2001).

II.1.3.2. Le processus de transfert

Les précipitations et l'irrigation sont les principales sources d'eau des sols. Une partie est évacuée par évaporation ou ruissellement de surface. Une partie pénètre dans le sol et se dirige alors soit vers les racines des plantes, soit, par gravité, vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Au cours de ces transports, l'eau se charge en éléments en traces dissous (Catherine et *al*., 1997).

II.1.3.3. Répartition des métaux lourds dans les sols

L'étude de la répartition d'un élément trace métallique entre les composants solides s'appelle la spéciation appréhendée par une technique qui porte le nom « d'extraction séquentielle ». La variable déterminante de cette répartition est le degré de solubilité du métal**.**

- si le métal est soluble, il va passer dans les nappes ou dans la plante.
- s'il est insoluble, il va rester dans le sol.

La solubilité va dépendre de plusieurs facteurs, le plus important est l'acidité du sol.

- Un sol acide facilite la mobilisation. Les métaux lourds ne s'accumulent pas. Ils sont transférés vers les nappes phréatiques et les rivières ou absorbés par les plantes et présentent alors un risque pour la santé.
- Un sol calcaire contribue à l'immobilisation de certains métaux (certains éléments réagissent différemment, notamment l'arsenic, plus mobile dans un sol calcaire). Il n'y a donc pas de risque immédiat pour la santé. Mais le sol est contaminé durablement et la concentration en métaux lourds augmente avec les années. Ces derniers sont susceptibles d'être relargués quand l'environnement est modifié. Au niveau des sols, les risques sont divers (transfert vers les nappes phréatiques, biodisponibilité, écotoxicité), et dépendent principalement de la spéciation (degré d'oxydation, mode de complexation avec les macromolécules organiques et les constituants minéraux du sol) (Conseil National Economique et Social (CNES)., 2000).

Tableau 2.3. Teneurs naturelles de quelques éléments traces dans les sols et apports anthropiques (En mg/kg) (Faurie et *al.*, 2003).

Métaux lourds	**Valeurs extrêmes relevées dans les roches**	**Apports anthropiques**
Cadmium (Cd) 2 – 4 - 5	0.2	46
Cobalt (Co) 3 - 2	23	100 – 200
Chrome (Cr) 1-2	100 - 200	1500 -3000
Cuivre (Cu) 3-4-5	45-70	80-150
Nickel (Ni) 3	80	2000
Plomb (Pb) 1 – 2 – 3 – 4 – 5 - 6	13 – 16	30
Zinc (Zn) 3 – 4 – 5 - 6	70 – 132	120

Nature des apports anthropiques :

1 : retombées atmosphériques

2 : épandages boues de station d'épuration

3 : activités industrielles

4 : activités urbaines et trafic routier

5 : activités agricoles

6 : activités minières

II.1.4. Normes et réglementation

Les teneurs en ETM admises pour définir une toxicité des plantes et une contamination des sols sont données dans le tableau 2.5.

Tableau 2.4. Teneurs critiques en métaux lourds (mg/kg MS) pour les plantes (Baker et Walker, 1990), (Pais et Benton, 2000).

Elément	Déficience	Toxicité
Pb	-	12-300
Zn	15-20	100-400
Ni	1-5	10-100
Cu	3-5	20-50
Cd	-	5
Mn	10-20	300-500
Cr	-	3
As	1-2	40
Fe	50	1000
Co	0,2	15-50

Les teneurs en ETM normales dans les plantes sont données dans le tableau 2.6.

Tableau 2.5. Teneurs normales en métaux lourds (mg/kg MS) pour les plantes (Sanders et *al* ., 1986 ; Pais et Benton, 2000; Chaignon et *al*., 2001; Deneux-Mustin et *al*., 2003).

Eléments	Teneurs normales dans les plantes
Pb	1,0
Zn	50
Ni	1,5
Cu	10
Cd	0,01–1
Mn	200
Cr	1,5
As	3 – 10
Fe	150
Co	0,2

Tableau 2.6. Différentes normes et références – teneurs totales des ETM dans les sols (en mg/kg MS) les valeurs en gras sont celles prises en considération dans notre étude à titre comparatif (Manceau et *al.*, 1996 ; Baize et *al.*, 1997 ; Bourrelier et Berthelin, 1998; Dubois et *al.*, 2002 ; Fernandez-Cornudet et *al.*, 2006).

Norme	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Fe**	**Mn**
D. Baise, 1997 et 2002									
Sol typique	**2,9**	-	**55**	**200**	**50**	**258**	**320**	**500-**	-
Sédiments	2,4	?	85	230	-	480	2550	**1000**	-
Sol agricole	**2**	**2**	**150**	**100**	**1-100**	**100**	**300**	-	**270**
Valeurs d'intervention	12	300	380	190	250	530	720	**1000**	3000
Article 11 de l'arrêté du 8/01/1998	**2**	**23**	**150**	**100**	**50**	**100**	**300**	**40000**	**300**
France (1985) Norme AFNOR NF U44-041	**2**	**23**	**150**	**100**	**50**	**100**	**300**	**40000**	**300**
France P. M, Godin(1983)									
Seuil d'anomalie	2	30	150	100	50	100	300		
Seuil d'investigation	4	60	300	200	100	200	600		
Seuil de traitement	10	150	750	500	250	500	1500	-	-
Seuil d'urgence	10	300	1500	1000	500	1000	3000		
Directive Européenne(1986)									
Valeurs limites	1	?	?	50	30	50	150		
Valeurs limites	3	?	?	140	75	300	300	-	-

II.1.5. Phytotoxicité et Tolérance des végétaux aux métaux lourds

II.1.5.1. Contamination des végétaux due aux Métaux Lourds

La contamination des végétaux par ETM peut se faire par plusieurs voies :

- les transferts sol/plante via l'absorption racinaire.
- les transferts air / plante via le dépôt particulaire sur les parties aériennes des végétaux.
- les éclaboussures de sols contaminés vers les parties aériennes des végétaux lors d'épisodes pluvieux.

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement comme la chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage.

Les bases moléculaires de ces perturbations sont généralement résultantes d'un stress oxydatif dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS) (Devi et Prasad, 1999 ; Dietz et *al*., 1999).

II.1.5.2. Tolérances

La tolérance aux métaux lourds est la capacité d'une plante à survivre et se reproduire sur des sols contaminés ou défavorables à la plupart des organismes en raison d'une contamination métallique (Macnair et *al*., 2000). Chez les végétaux supérieurs le terme « résistance » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance. Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- la stratégie d'évitement par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption.
- la stratégie de tolérance qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

II.1.5.3. Absorption racinaire

Suivant le végétal et l'élément, le prélèvement peut être localisé soit au niveau de la région racinaire apicale, soit sur toute la surface racinaire, une partie des éléments arrivant à la racine est adsorbée sur les parois, au niveau de l'épiderme et ne pénètre pas directement dans les cellules. (Chaignon et *al*, 2001).
La voie principale d'absorption des ETM se fait par simple diffusion au travers de l'apoplaste du cortex racinaire et de l'endoderme (voie apoplastique). Le transport se fait passivement (non métabolique et donc dans le sens du gradient de concentration) par les pores du réseau de la cellulose, de l'hémicellulose et des glycoprotéines. Cependant, une partie des ions peut être adsorbés par les charges négatives de surface de l'acide polygalacturonique des pectines (Briat et Lebrun, 1999) .On considère de nos jours que le plomb et le nickel sont absorbés passivement via certaines protéines du type porine (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).
Par ailleurs, certains cations toxiques (Cd, Pb ou Cr) sont des compétiteurs potentiels vis-à-vis des cations essentiels. Par exemple, le cadmium semble être un compétiteur connu du calcium en empruntant les canaux calciques membranaires (Greger et *al*., 1999 ; Sanita di Toppi and Gabbrielli, 1999) et 70% du Cd entrerait dans la racine par ce biais-là et une partie des métaux apoplastiques peut donc rejoindre la voie symplastique puis le xylème par les plasmodermes (Greger et *al.*, 1999).

II.1.5.4. Translocation

Après leur absorption, le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation », peut nécessiter ou non la prise en charge des éléments par des agents complexants, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides (Alloway et *al*., 1997); ainsi, une partie du nickel est chélaté par un acide polyamino-poly carboxylique (Foy et *al*., 1978); le cadmium peut même être transporté sous forme libre (Greger et *al.*, 1999).

II.1.6. Phytoremédiation

Le terme phytoremédiation vient du préfixe grec « phyto » plante et du mot latin «remedium» (pour corriger ou éliminer un mal) (Ghosh et Singh, 2005).
L'idée d'utiliser des plantes pour extraire les métaux lourds et leurs composantes fut introduite en 1983, mais le principe est connu depuis 300 ans (Henry et *al*., 2000).

C'est dans les années 90 que le concept de la remédiation (bio et phytoremédiation) émerge comme une nouvelle technique qui utilise les plantes vertes et des microorganismes associés (bactéries, champignons) pour le nettoyage d'un environnement pollué par les métaux lourds (Ghosh et Singh, 2005).

La phytoremédiation dans son sens est une technique très large comprenant plusieurs types alternatifs de remédiation (rhizofiltration, phytoaccumulation, phytoextraction, phytostabilisation et phytovolatilisation), et les plantes doivent être sélectionnées conformément aux exigences du site. Quand une zone n'est que légèrement contaminée, les plantes à forte capacité à absorber les métaux des sols peuvent être utilisés. Ces métaux accumulés peuvent être stockés à l'intérieur du tissu végétal, un processus appelé phytoaccumulation, ou peuvent exclure du tissu des processus appelés phytoexcrétion et phytovolatilisation (Wong, 2003).

Différentes techniques peuvent être distinguées au sein de la phytoremédiation suivant leurs objectifs et les caractéristiques du milieu et des végétaux utilisés : la phytoextraction, la phytovolatilisation, la phytostabilisation et la phytodégradation et la rhizofiltration (Kirkham et *al*., 2006).

II.1.6.1. Phytoextraction

La phytoextraction qui consiste à extraire les métaux des sols grâce à des récoltes successives des parties aériennes de plantes (Salt et *al*., 1998). La possibilité de recyclage de ces métaux "phytomining" rendrait cette technique encore plus rentable (Leblanc et *al*., 1999).

Ceci contribue à rétablir la fertilité de larges zones contaminées pour la plupart, dans leur couche supérieure, par la phytoextraction naturelle avec des plantes hyperaccumulatrices qui peuvent naturellement extraire des teneurs de métaux présents sur des sols pollués sans présenter des signes de phytotoxicité (McGrath et Zhao, 2003) ou une phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs qui permettant à des plantes non hyperaccumulatrices mais de biomasse importante, d'absorber des teneurs élevées en ETM à partir d'un site pollué. La solubilité des métaux est accrue par des chélateurs tels que l'acide citrique, l'EDTA, l'EDDS, l'EDDHA, le CDTA et le NTA. Ils sont appliqués soit directement sur le sol ou en conditions hydroponiques soit en pulvérisation foliaire (Meers et Tack, 2004). Cependant, la haute solubilité dans l'eau de certains complexes chélateur-toxique peut contaminer les eaux souterraines (Lombi et *al*., 2001).

II.1.6.2. Phytostabilisation

La phytostabilisation consiste à revégétaliser les sols pollués au moyen de plantes tolérantes aux métaux lourds (Salt et *al*., 1998). Le couvert végétal ainsi formé pourrait limiter la propagation de la pollution par érosion éolienne, ruissellement ou lessivage. Les plantes auraient en effet une action mécanique (parties aériennes et racinaires), et chimique (complexation des métaux grâce à des substances provenant des racines) (Berti et *al*., 2000), ou aussi par accumulation dans les racines (Do Nascimento et Xing, 2006).

Les espèces hyperaccumulatrices ne sont pas souhaitables en phytostabilisation, en raison de la disponibilité des métaux lourds pour les animaux herbivores, et le risque de l'entrée des métaux dans le réseau trophique (Dudka et *al*., 1996).

II.1.6.3. Phytovolatilisation

Dans ce procédé, les contaminants solubles sont absorbés par les racines, transportés vers les feuilles et volatilisés dans l'atmosphère par les stomates sous des formes moins toxiques ou après une modification métabolique. Ainsi, le sélénium peut être relâché dans l'atmosphère sous forme de diméthyl sélénite ou de diméthyl disélénite et le mercure volatilisé après réduction. (Zayed et *al*., 1998).

II.1.6.4. Rhizofiltration

Elle est utilisée pour nettoyer les eaux contaminées et est une combinaison de la phytoextraction et de la phytostabilisation. L'adsorption, l'absorption ou la précipitation des métaux toxiques par les racines jouent un rôle clef dans cette technique et en conséquence, d'importantes surfaces de racines sont requises (Alkorta et *al*., 2004). Bien qu'utilisée pour les contaminants inorganiques, la rhizofiltration a également été appliquée aux eaux contenant des polluants organiques (herbicides, nitrotoluène, hydrocarbure…). Ces composés peuvent être métabolisés et la rhizofiltration devient alors de la phytodégradation ou phytotransformation qui consiste à convertir des polluants organiques en composés moins toxiques voire même être totalement minéralisés. Cette décomposition est réalisée grâce à des enzymes variées (Chaudhry et *al*., 1998 ; Ann Peer et *al*., 2005).

II.2. Nickel

II.2.1.Teneur naturelle du nickel dans les sols

Le nickel représente 0,8 à 0,9 % de la croûte terrestre, en suspension dans l'atmosphère sa concentration est de l'ordre de 0,03 % à l'échelle mondiale, la source naturelle prépondérante est l'érosion éolienne des sols (77 % des émissions naturelles) et sa concentration dans les roches sédimentaires serait de l'ordre de 20 à 40 mg/kg, elle dépasserait 100 mg/kg dans les roches volcaniques (Bert et *al*., 2000).

Dans la nature, le nickel est principalement associé au manganèse et aux oxydes de fer (Humphris et Thompson, 1978). C'est ce qui est confirmé par Brooks (1998) qui a trouvé que les affleurements naturels des roches métallifères les plus répandus à la surface de la terre sont des affleurements serpentiniques riches en nickel, en fer et en magnésium répartis sur les différents continents de la planète. Une enquête de Pallier (1992) réalisée sur 333 échantillons de sols, dans le Nord-Est de la France, a montré que la teneur en nickel des sols est particulièrement élevée lorsque les sols se sont développés sur des roches-mères marneuses ou calcaires, de même une étude réalisée par Lorthios (1997) sur des sols superficiels (10 à 30 cm de profondeur), très caillouteux, argilo-calcaires, ont montré des teneurs en nickel supérieures aux valeurs-limites fixées dans les sols par la norme en vigueur (Bert et *al*., 2000).

II.2.2. Origine

La plupart des roches de la lithosphère renferme du Ni qui occupe la 23ème place dans l'ordre d'abondance des éléments minéraux de la croûte terrestre. Il présente environ 0,016% de celle-ci.

Les teneurs sont élevées dans les roches éruptives ultrabasiques (1400 à 2000 ppm) (Underwood and Suttle, 1999) et relativement faible dans les roches éruptives acides (5 à 10 ppm) (Smith and Javad., 2003). Les roches sédimentaires ont des concentrations qui vont de 5 à 90 ppm, avec des concentrations plus élevées dans les roches argileuses et les plus basses dans les roches sableuses (Sanders et *al*., 1986).

D'après Mckenzie, (McKenzieet *al*., 1980) la concentration en Ni des roches sédimentaires serait comprise entre 20 et 40 ppm. Elle dépasserait 100 mg/kg dans les roches éruptives mais serait très faible dans les roches granitiques (<10ppm). Ni est présent à forte concentration dans les roches ferromagnésiennes où il se substitue partiellement au fer et au magnésium. Il est particulièrement abondant dans les minéraux primaires silicatés et les roches magmatiques basiques et ultrabasiques (péridot, pyroxène) et dans les minéraux secondaires de type serpentin.

II.2.3. Nickel dans le sol

Dans le sol la teneur totale moyenne de Ni est de 40 ppm (Underwood and Suttle, 1999). Pour Mckenzie (McKenzie, 1980) le maximum normal est de 80 ppm, avec une moyenne de 40 ppm. Ces variations sont fonction des roches mères, du type de sol, du degré d'évolution, des teneurs en fractions fines (argiles), en sesquioxydes métalliques et surtout des teneurs en humus (Smith and Javad, 2003).
Le Ni géogène est fortement associé aux oxydes de fer et de manganèse, aux carbonates ou inclus comme impuretés au sein de divers réseaux cristallins. Pour la plupart des sols moins de 15 à 30 % de la totalité du Ni est extraite avec les oxydes de Mn. En revanche le Ni anthropogène aurait tendance à rester échangeable, à se lier aux matières organiques et aux carbonates (sols calcaires) (Baize et *al*., 1997). Le sol peut également se trouver enrichi par des apports dus aux activités industrielles, domestiques et agricoles. Dans la littérature, il n'est pas fait mention d'apports atmosphériques.

II.2.4. Comportement du nickel dans le sol: spéciation et mobilité

Durant le processus d'altération, le Ni est facilement mobilisable et co-précipite généralement avec les oxydes de fer et de Mn. Cependant à l'inverse des ions Mn^{2+} et Fe^{2+}, le Ni^{2+}est relativement stable dans les solutions aqueuses, et il est capable de migrer sur une grande distance.
Les informations sur la spéciation du Ni dans la solution du sol ne sont pas très fournies, mais les espèces telles que Ni^{2+}, $NiOH^{+}$, $HNiO_2^{2-}$et $Ni(OH)^{3-}$sont présentes lorsque le Ni n'est pas complètement chelaté (Adriano et *al*., 2001). Généralement, la solubilité de Ni dans le sol est inversement reliée au pH.

II.2.5. Biodisponibilité

Il a été postulé que le Ni associé aux oxydes de fer et de Mn semble être le plus disponible pour la plante (Dubois et *al*., 2002). Les plantes absorbent directement le Ni disponible dans la solution du sol jusqu'à ce qu'une certaine concentration soit atteinte (dans la plante). Cette absorption est liée positivement avec la concentration de Ni dans le milieu et le pH du sol (Manceau et *al*., 1996). L'espèce et les facteurs pédologiques jouent également un rôle dans l'absorption, mais le facteur le plus important reste le pH du sol. Le passage du pH du sol de 4,5 à 6,5 diminue la teneur en Ni des grains d'avoine d'un facteur de 8 environ. L'origine du métal joue également un rôle important dans sa disponibilité pour la plante. Les céréales absorbent une quantité nettement plus importante de Ni lorsque celui-ci est ajouté au sol, qu'en étant d'origine géologique (Pais et Benton Jones., 2000). Les grains d'avoine accumulent plus de Ni que

la paille, alors que pour les autres métaux traces l'accumulation est généralement plus importante dans la paille (Pacynaet *al.*, 1984; Pais et Benton Jones, 2000). La teneur en Ni des herbacées est très faible, elle varie entre 0,1 et 1,7 mg/kg. Des effets d'antagonisme sont remarqués entre Ni d'une part et Cu, Zn, Fe d'autre part (McKenzieet *al.*, 1980). Une concentration élevée en Ni dans le milieu diminue l'absorption des autres éléments nutritifs (Smith and Javad., 2003).

II.2.6. Toxicité

Le Ni peut devenir un élément phytotoxique (Alloway et *al.*, 1997) une teneur de 50 mg/kg dans le ray-grass entraîne des symptômes de toxicité (Dubois et *al*., 2002) . La combustion incomplète du charbon fournit du Cl_2Ni qui est particulièrement toxique provoquant chez l'homme: une toxicité aiguë avec troubles digestifs, convulsions, manifestations asphyxiques et une toxicité chronique avec dermites eczématiformes (Alloway et *al*., 1997).

II.2.7. Transfert sol-plantes du Nickel

D'un point de vue physiologique, la tolérance aux métaux lourds correspond à l'ensemble des mécanismes d'homéostasie des métaux (transport, chélation, séquestration) permettant de maintenir la concentration des métaux essentiels dans les limites physiologiques et à minimiser les effets délétères des métaux non essentiels (Clemens et *al* ., 2002).

II.2.7.1. Transport des métaux

a) Le transport radial dans la racine

Le Ni, comme tous les éléments minéraux essentiels aux plantes, ne peut être absorbé que sous forme ionique Ni^{2+} (Nultsch, 1998). La racine prélève donc le Ni soluble présent dans la rhizosphère.
L'absorption peut être passive par diffusion (voie apoplasmique), ou active (voie symplasmique).
L'apoplaste inclut les parois cellulaires, les espaces xylème-lumen et ceux intercellulaires des tissus racinaires de la plante. La voie symplasmique permet l'entrée des éléments dans le cytoplasme des cellules et leur passage entre les cellules via les plasmodesmes (Dalir et Khoshgoftarmanesh, 2014).

b) Le transport axial vers les parties aériennes

Dans les racines, les métaux sont acheminés vers l'endoderme par deux voies : dans l'apoplasme (Eapen et D'Souza, 2005) et dans le symplasme, faisant alors appel à des transporteurs spécialisés (Yang et *al*., 2005). Sous contrainte des cadres de Caspary, le transport se fait ensuite uniquement par le symplasme. Les métaux déversés dans le xylème sont ensuite transportés par la sève brute vers les parties aériennes. Ce transport répond à un appel foliaire résultant de la transpiration et de la poussée racinaire induite par le potentiel hydrique de l'apport en ions dans le xylème (Eapen et D'Souza, 2005).

C'est le flux de masse ou "mass flow" (Kim et *al*., 2003 ; Raven et *al*., 2007). Les métaux sont transportés vers les feuilles où ils seront majoritairement stockés.

II.2.7.2. Détoxification et stockage du Ni

Dans la plante, le Ni n'est pas toujours transporté sous forme libre mais peut être complexé à des molécules organiques, sous des formes moins toxiques. Des acides organiques comme le citrate ou le malate (McGrath et Zhao, 2003), mais également l'histidine (Singer et *al*., 2007 ; Richau et *al*., 2009) et la nicotiamine (Verbruggen et *al*., 2009) se complexent avec le Ni, ce qui facilite son transport vers les parties aériennes. Le stockage dans les parties aériennes, notamment dans les feuilles, a lieu au niveau de l'épiderme ou des trichomes (Tappero et *al*., 2007). La plus forte accumulation est observée au niveau des parois cellulaires (60 à 70 %) ou des vacuoles des cellules foliaires (Yang et *al*., 2005), rendant le Ni non toxique pour son hôte (McGrath et Zhao, 2003).

II.2.7.3. Conséquences du Ni sur le développement des plantes

Sans être indispensable, le Ni, à faible concentration (0,01 à 5 µg g -1 de matière sèche), permet un meilleur développement de nombreux végétaux (Mishra et Kar, 1974 ; Welch, 1981). Cet élément est notamment impliqué dans le métabolisme de l'azote (Marschner, 1991). En effet, une déficience en Ni induit un dérèglement du métabolisme azoté avec accumulation d'urée dans les tissus et une apparition de nécroses sur l'extrémité des feuilles ou de chloroses foliaires (Welch, 1981 ; Walker et *al*., 1985). A forte concentration, il induit des effets toxiques pour la plante (Garbisu et Alkorta, 2001 ; Chardot et *al*., 2005). Le Ni peut devenir toxique pour des valeurs supérieures à 10 mg kg-1 de matière sèche pour les espèces sensibles, et pour des valeurs supérieures à 50 mg kg-1 pour les espèces modérément tolérantes (Bollard, 1983 ; Asher, 1991). Le Ni est indispensable au développement des espèces inféodées aux sols serpentiniques (Pollard et *al*., 2002). Il s'agit d'espèces qualifiées d'obligatoires, soit 85 à 90% des hyperaccumulateurs de Ni (Reeves et *al*., 2007; Kazakou et *al*., 2008 ; Reeves et Adigüzel, 2008). Les autres hyperaccumulateurs de Ni, qualifiés de facultatifs, peuvent se développer sur d'autres sols que sur les sols serpentiniques (van der Ent et *al*., 2013b; Pollard et *al*., 2014). Malgré tout, la présence de Ni permet à ces plantes une meilleure germination et survie alors qu'en absence de ce métal, leur croissance se trouve ralentie (Sylvain et McKenna, 2008). Bien que l'hyperaccumulation de métaux constitue un coût énergétique pour la plante, lié au transport, à l'accumulation et à la détoxification de ces derniers, de nombreux chercheurs ont émis l'hypothèse que ce phénomène pourrait lui procurer certains avantages

compensatoires. La tolérance aux métaux et à la sécheresse, la défense contre les agents pathogènes et les herbivores ou encore l'allélopathie vis-à-vis de plantes concurrentes constituent de possibles avantages (Pollard et *al*., 2002 ; Dechamps et *al*., 2008 ; Maestri et *al*., 2010). De plus, le Ni confère également une résistance des plantes envers des champignons et bactéries pathogènes (Jhee et *al*., 2006 ; Boyd, 2007 ; Raven et *al*., 2007). Concernant la résistance aux herbivores, des graines de l'hyperaccumulateur Streptanthus polygaloides, concentrées en Ni, survivent mieux en présence de larves de lépidoptères de la famille des Pieridae, ou d'acridiens de l'ordre des Orthoptera (Martens et Boyd, 1994). De même, l'hyperaccumulateur de Ni Senecio coronatus (famille des Astéracées, Afrique du Sud) tend à être évité par le mollusque Helix aspersa (Boyd et *al*., 2002).

Dans les milieux métallifères, l'allélopathie élémentaire est l'effet négatif produit par une concentration élevée de métaux dans le sol sur des espèces végétales peu tolérantes à ces derniers (Boyd et Jaffre, 2001, Whiting et *al*., 2001b). Le Ni, qui est concentré dans les feuilles des plantes hyperaccumulatrices, se retrouve dans la litière après la sénescence ; la litière se décomposant, la concentration du Ni augmente. L'hyperaccumulateur dispose alors de conditions plus favorables pour son implantation en absence ou quasi-absence de compétition avec les plantes non tolérantes au Ni, que ce soit pour la lumière ou les ressources du sol (Boyd et Jaffre, 2001 ; Zhang et *al*., 2007).

II.2.7.4. Facteurs de bioconcentration et de transfert chez les hyperaccumulateurs

Le facteur de bioconcentration (BCF) donne l'information sur l'accumulation d'ETM chez les hyperaccumulateurs, en comparant les concentrations dans les différentes parties de plantes (parties aériennes ou feuilles dans notre étude) et les concentrations dans les sols de l'ETM extractible au DTPA (Zayed et *al.*, 1998). Il est donné par la formule :

$BCF = Ni_{PA} / Ni_{DTPA}$ avec Ni_{PA} : Ni dans les parties aériennes ou feuilles et Ni_{DTPA} : Ni extractible au DTPA. Le facteur de transfert (TF) donne l'information de la capacité de l'hyperaccumulateur à transférer les ETM des racines aux parties aériennes (Stoltz et Greger, 2002). Sa formule est :

$TF = Ni_{PA} / Ni_{PR}$ Avec Ni_{PA} : Ni dans les paries aériennes ou feuilles et Ni_{PR} : Ni dans les parties racinaires.

CHAPITRE III. MATERIEL ET METHODES

III.1. Matériel végétal

Notre choix s'est porté sur *Amaranthus spinosus et Panicum maximum* par le fait qu'elles possèdent plusieurs avantages. La première espèce est parmi les légumes les plus consommés à Bujumbura et la deuxième est parmi les plantes les plus consommées par les animaux particulièrement les vaches de Bujumbura.

III.1.1. Les espèces cultivées

- ***Amaranthus spinosus***



Classification:

- ✓ Règne: Végétal
- ✓ Clade: Angiospermes
- ✓ Ordre: Caryophyllales
- ✓ Famille: Amaranthaceae
- ✓ Genre: Amaranthus

- ***Panicum maximum***



Classification

- ✓ Règne : Végétal
- ✓ Sous règne : Tracheobianta
- ✓ Division : Magnoliophyta
- ✓ Classe : Liliopsida
- ✓ Sous-classe : Commelinidae
- ✓ Ordre : Cyperales
- ✓ Famille : Poaceae
- ✓ Genre : Panicum

III.1.2. Zone d'échantillonnage

Les deux espèces des plantes utilisées à savoir *Panicum maximum* et *Amaranthus spinosus* proviennent de la ville de Bujumbura. Pour la première, les éclats ont été collectés dans la prairie localisée derrière le bureau postal du campus de Mutanga dans les enceintes de l'Université du Burundi, par la suite, elles ont été repiquées dans des pots en PVC contenant 5 kg des sols contaminés à différentes concentrations du Nickel ; la deuxième espèce provient des graines des bonnes qualités vendues au Marché de Bujumbura et qui ont été semées dans les pots contenant 5 kg de sol contaminés à des différentes concentrations du Nickel.

III.1.3. Dispositif expérimental et conditions de culture

Des mélanges sol / matières réactives ont été placés dans des pots de PVC de 5,0 litres. Les plantes ont été arrosées tous les deux jours avec de l'eau distillée à 60 % de la capacité de rétention d'eau maximale. Le sol sera artificiellement pollué avec des solutions aqueuses de Nickel sous forme de sel de chlorure de Nickel. Les échantillons de sol étaient soigneusement mélangés et laissés se stabiliser dans des conditions naturelles pendant trois semaines avant d'être utilisés comme expérience de croissance. Les plantes ont été récoltées au bout de 60 jours pour l'Amaranthus alors que pour le Panicum, la récolte a été opérée après 90 jours. Le sol était analysé avant la plantation et après la récolte. L'expérience était évaluée avec deux facteurs et trois réplications. Le premier facteur était la dose de Nickel dans le sol, à savoir 0 (témoin), 50, 100 ,200 et 300 mg / kg. Le deuxième facteur était la détermination de la concentration du nickel des différentes parties de la plante. Chaque traitement était effectué en triple.

III.1.4. Éléments trace métallique utilisées

- ***Chlorure de Nickel***

Le chlorure de nickel nommé aussi dichlorure de nickel, est un sel de nickel solide poudreux ou en cristaux, vert, inodore, la forme hexahydratée ($NiCl_2.6H_2O$) est utilisée dans notre étude. Le sel est dissout dans une quantité d'eau qu'on asperge le sol et on procède au mélange intime avant de mettre les plantes.

III.1.5. Conduite de l'essai

- ***Conditions climatiques***

L'expérimentation s'est déroulée sous les conditions naturelles de la ville de Bujumbura dans la période de 13-12-2019 au 13-03-2020, derrière le Bâtiment C du département de Chimie à l'Université du Burundi, campus de Mutanga.

- ***Récolte du matériel végétal***

Les récoltes de nos plantes ont intervenues deux mois où les amarantes séjournaient dans les différentes concentrations de $NiCl_2$ (50 mg /kg, 100 mg/kg, 200 mg / kg et 300 kg/mg), et trois mois où le panicum séjournaient dans les mêmes concentrations de $NiCl_2$.

- ***Caractères et Paramètres étudiés.***

Les Mensures ont été réalisées à l'aide d'une règle graduée chaque fin de semaine. Les mesures concernaient la hauteur de la plante, la longueur et la largeur des feuilles, la longueur des racines. Le nombre des pieds vitaux étaient aussi comptés.

Après récoltes, les teneurs en nickel étaient analysées dans les sols et dans les parties des plantes.

III.2. Expérimentation au Laboratoire (Gaste, 2005).

III.2.1. Méthodes d'analyse du sol.

- **Préparation et minéralisation des sols.**

Les échantillons de sols ont été séchés à l'étuve pendant 24 heures à une température de 105° C, broyés et tamisés.

Pour mesurer le pH, les échantillons de sols tamisés étaient mis en suspension dans de l'eau distillée à raison de 10 g de sol mélangé à 20 ml d'eau distillée c'est-à-dire en proportion (1 : 2). Le pH a été mesuré à une température ambiante de 25,5° C après 24 heures de contact sur le surnageant non agité.

Pour extraire les métaux lourds, les échantillons de sols étaient introduits dans des tubes à raison de 500 mg par tube puis mélangés à de l'acide nitrique HNO_3 à 69 % et de l'acide chlorhydrique HC1 à 37 % (3:1, v/v). L'eau régale ainsi obtenue est un excellent solvant pour les échantillons inorganiques. Les tubes contenant les échantillons et l'eau régale étaient placés dans un four à 200° C. Les minéralisats étaient placés dans des fioles jaugées de 25 ml puis de l'eau distillée était rajoutée jusqu'au trait de jauge puis filtrés.

III.2.2. Analyse des plantes

Les plantes récoltées dans différents pots étaient séparées en parties aériennes et souterraines. Le matériel végétal était soigneusement lavé avec de l'eau désionisée pour éliminer les particules de sol, puis séché à l'air à la température ambiante et enfin moulu. Les racines et les pousses étaient séchées au four à 105 ° C jusqu'à un poids constant. Un sous-échantillon représentatif était minéralisé à l'acide nitrique (HNO_3) 1,40 g/cm^3 et 30% de H_2O_2. Après filtration, les produits de digestion étaient ajustés à 100 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits étaient analysés en triple au spectromètre d'absorption atomique pour déterminer les concentrations totales en Nickel. Un étalonnage en cinq points était réalisé avec des solutions standard.

❖ Prélèvement des échantillons

A la récolte, les échantillons ont été lavés à l'eau du robinet et rincés deux fois à l'eau déminéralisée. Après séparation en parties aériennes et souterraines pour *Panicum maximum*, et en feuilles, tiges et racines pour *Amaranthus spinosus*, les échantillons ont été séchés à l'air libre pendant une semaine, puis séchés à 105° C à l'étuve pendant 48 h et pesés à 0,1 mg près. Les échantillons secs ont ensuite été expédiés au laboratoire du service 4 MAT de l'Ecole Polytechnique à l'Université libre de Bruxelles. Après la mise en solution, la teneur en Ni dans les différentes parties des échantillons végétaux a été dosée par ICP-OES (marque, modèle). En plus, pour caractériser la teneur biodisponible en Ni du sol de culture, des échantillons de sol ont été collectés juste avant le début de la culture. L'échantillon de chaque triplet de pots du même traitement a été composé d'un mélange de 3 sous-échantillons pris au hasard dans chaque pot. La caractérisation de la teneur en Nickel a été également réalisée par dosage du Ni à l'ICP-OES.

Pour la minéralisation des plantes, un échantillon sec de chaque partie de plante (0,5 g) a été placé dans un flacon de 100 ml et 15 ml de HNO_3 concentré ont été ajoutés. Après mélange, les flacons ont été placés sur une plaque chauffante dont la température a été progressivement augmentée jusqu'à 275 ° C et des fumées jaunes denses sont apparues du flacon. Lorsque la quantité de vapeurs jaunes denses est devenue faible, on a ajouté du peroxyde d'hydrogène jusqu'à ce que les vapeurs disparaissent. Lorsque les échantillons devenaient incolores, les flacons étaient retirés de la plaque chauffante et le volume était porté à 25 ml à l'aide d'eau distillée et analysé pour le contenu en Nickel à l'aide de l'ICP-OES. Les concentrations dans les parties racinaires et aériennes permettront de calculer le facteur de transfert racines-parties aériennes.

CHAPITRE IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV.1. Résultats

IV.1.1. Présentation des résultats

Les résultats obtenus ont été exprimés par la moyenne de trois répétitions des mesures et pour mieux visualiser les résultats obtenus, nous avons utilisé des histogrammes, des courbes en utilisant Microsoft Excel office 2007. Les photos en guise d'illustration ont été aussi utilisées.

A. *Amaranthus spinosus*

A.1. Effet du nickel sur les paramètres de croissance de l'*Amaranthus spinosus*

- **Evolution temporelle de la Hauteur des *Amaranthus spinosus***

La figure 4.2 illustre l'évolution en fonction du temps de la hauteur des plantes et en fonction de la concentration de $NiCl_2$.

Les résultats obtenus révèlent que la hauteur de la plante (figure 4 .2), ainsi que la longueur des feuilles (figure 4.3) diminuent en fonction des concentrations croissantes de $NiCl_2$. De plus, on remarque que les *Amaranthus spinosus* ont poussé uniquement sur le témoin ; pour les concentrations supérieures à 50 mg/kg, les plantes dégénéraient avec le temps, jaunissaient, fanaient et mouraient.

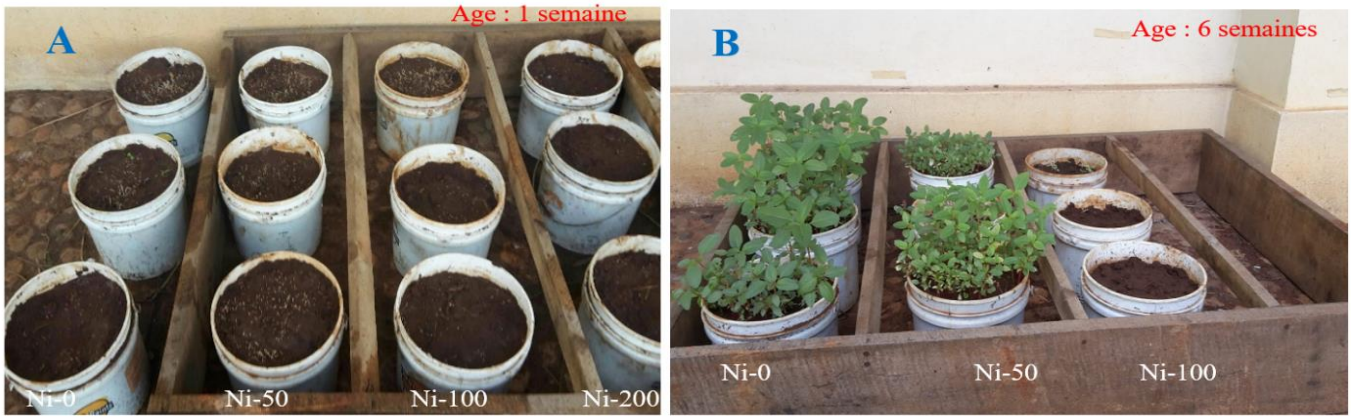


Figure 4.1. Pots de culture d'*Amaranthus spinosus* en pilotes

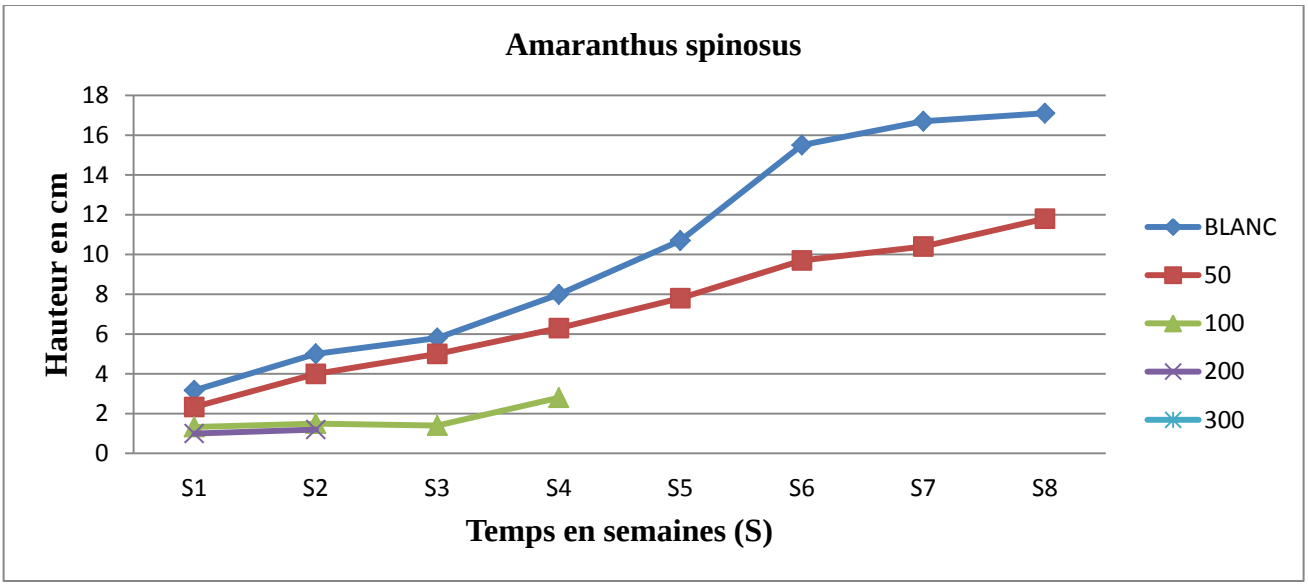


Figure 4.2 : Evolution temporelle de la hauteur des plants et des feuilles d'*Amaranthus spinosus.*

- **Evolution temporelle de la longueur des *Amaranthus spinosus***

On a enregistré la moyenne la plus élevée dans les témoins alors que la moyenne la plus faible a été enregistrée aux concentrations les plus élevées.

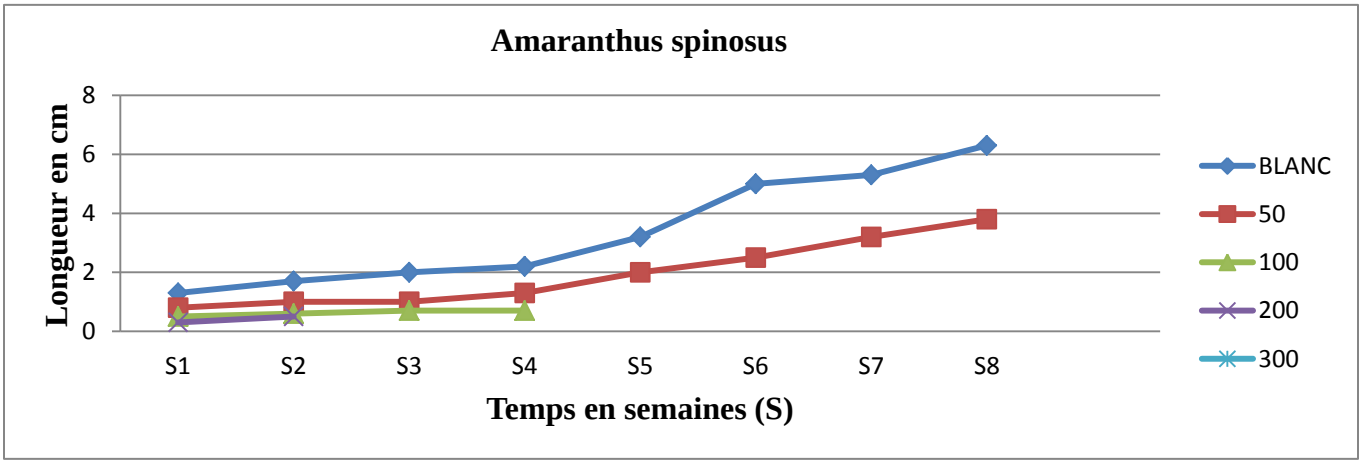


Figure 4.3 : Evolution temporelle de la longueur des feuilles d'*Amaranthus spinosus.*

- **Evolution temporelle de la largeur des feuilles.**

La variation de la largeur de feuilles suit la même évolution que la longueur comme le montre la figure 4.3; ainsi on a enregistré la moyenne la plus élevée pour les témoins, pendant que la moyenne la plus faible a été enregistrée à la concentration de 50 mg/kg. Pour les concentrations plus élevées, les plantes mourraient dès la 4ème semaine.

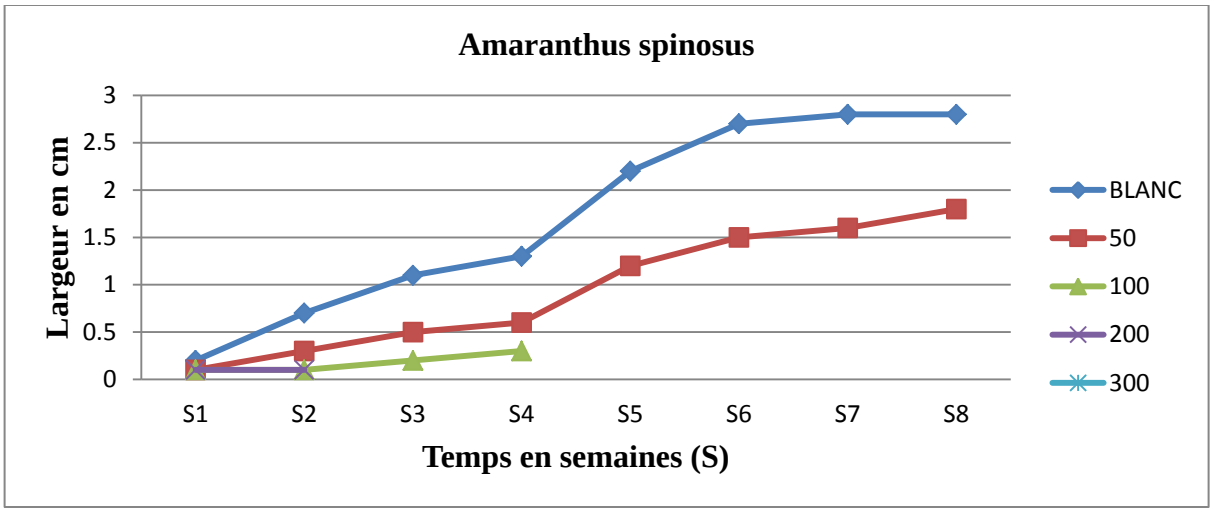


Figure 4.4: Evolution temporelle de la largeur des feuilles d'*Amaranthus spinosus*

❖ **Taux de Croissance Racinaire**

Le tableau 4.7 montre l'effet des concentrations de $NiCl_2$ sur le développement racinaire d'*Amaranthus spinosus* après 8 semaines. Amaranthus supporte assez bien la concentration de 50 mg $NiCl_2$, mais au-delà les plantes meurent.

Tableau 4.7: Développement racinaire *d'Amaranthus spinosus*.

	Blanc	50 mg	100 mg	200 mg	300 mg
Longueur desRacines(cm)	11,3	7,8	-	-	-

A.2. Teneur du Nickel dans les organes des plantes

Les données du tableau 4.8 concernent la plante après 8 semaines de croissance. Il montre que la teneur en nickel augmente dans les organes de la plante en fonction de la concentration de nickel dans le sol. Ce tableau montre également que le nickel est accumulé préférentiellement dans les racines, ensuite dans les feuilles d'*Amaranthus spinosus*.

Tableau 4.8. Concentrations du Nickel dans les organes des plantes en mg/kg MS.

	ESSAI1	ESSAI2	ESSAI3	MOYENNE
FA-0	ND	ND	ND	ND
FA-50	45	43	49	45.7
TA-0	ND	ND	ND	ND
TA-50	28	27	30	28.3
RA-0	ND	ND	ND	ND
RA-50	116	114	118	116.0

Où :

FA : Feuilles d'Amaranthus

TA : Tiges d'Amaranthus

RA : Racines d'Amaranthus

B. *Panicum maximum*

B.1.Effet du nickel sur les paramètres de croissance de *Panicum maximum*.

- **Evolution temporelle de la hauteur du *Panicum maximum*.**

La figure 4.6 illustre l'évolution temporelle de la hauteur de *Panicum maximum* en fonction de quatre concentrations de $NiCl_2$ ainsi que le témoin pendant trois mois.

On observe qu'à 50 mg/kg, la croissance de *Panicum maximum* est favorisée par rapport au témoin. Pour les concentrations supérieures, les résultats révèlent que les plantes poussent assez bien, mais la hauteur des plantes a tendance à diminuer en fonction des concentrations croissantes de $NiCl_2$.

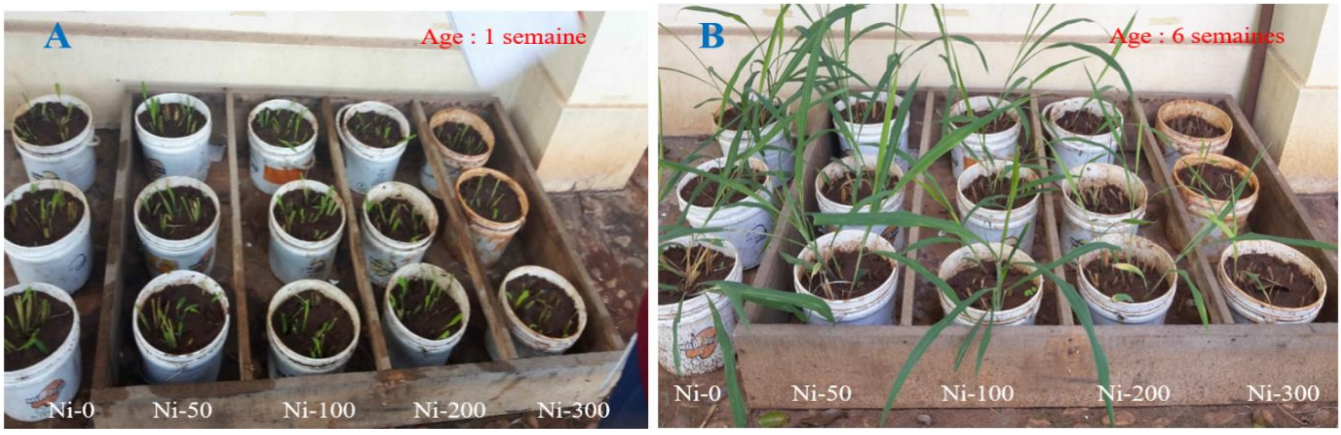


Figure 4.5 : Pots de culture de *Panicum maximum* en pilotes.

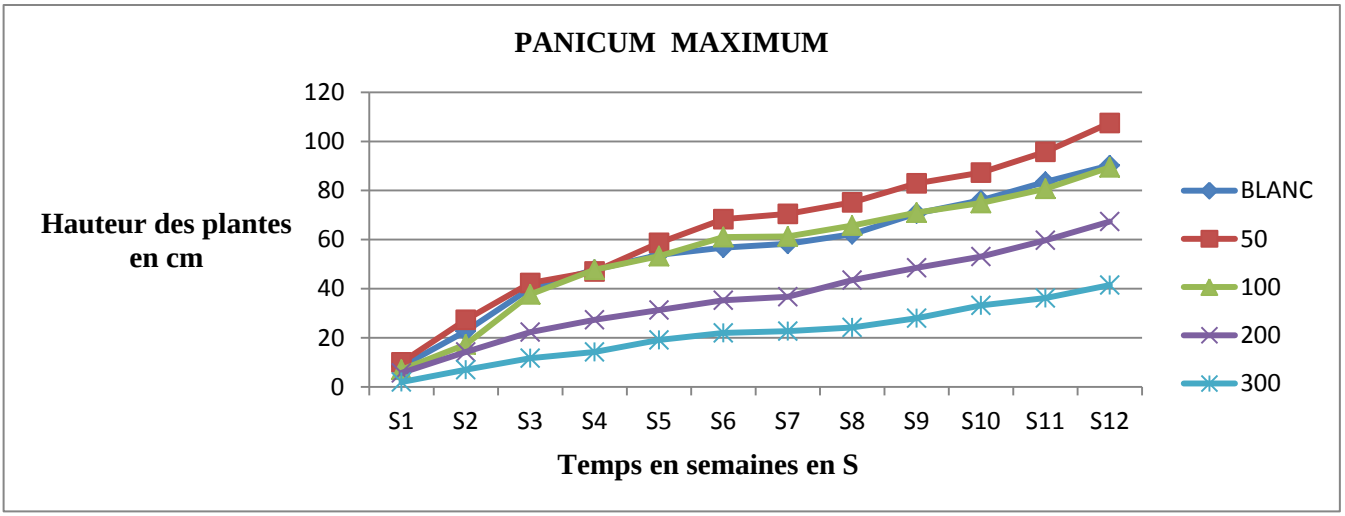


Figure 4.6: Evolution temporelle de la hauteur de *Panicum maximum*.

- **Evolution temporelle de la longueur des feuilles**

On a constaté que les plantes soumises à $NiCl_2$ (300 mg/kg) semblent les plus affectées. Cependant, les valeurs moyennes de la longueur des feuilles aux concentrations 50 mg/kg étaient supérieures à celles des témoins.

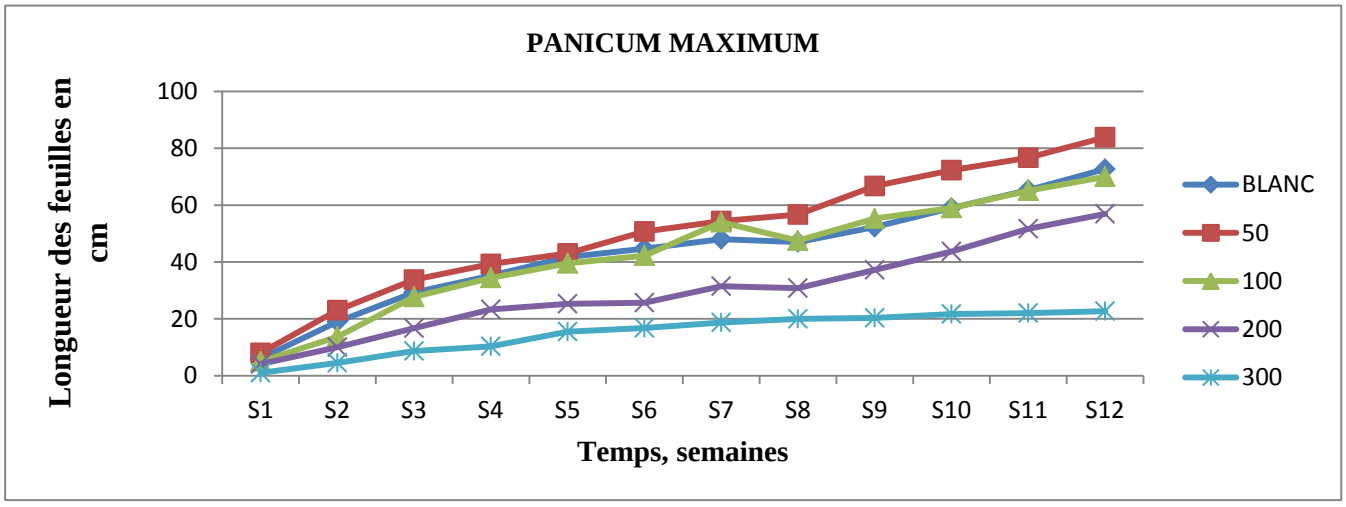


Figure 4.7 : Evolution temporelle de la longueur des feuilles du *Panicum maximum*.

- **Evolution temporelle de la largeur des feuilles.**

On a enregistré la moyenne la plus élevée au niveau de la concentration 50 mg/kg et les valeurs moyenne diminuaient au fur et en mesure que les concentrations augmentaient.

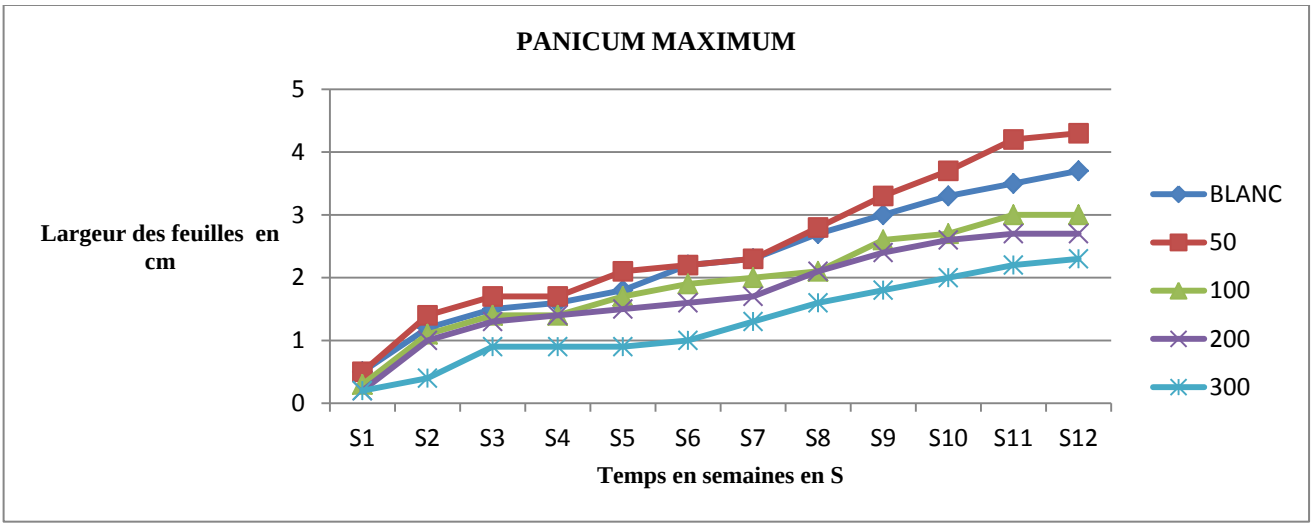


Figure 4.8: Développement foliaire de *Panicum maximum*.

De façon globale, on observe un effet positif de 50 mg de Ni tant sur la hauteur des plants de *Panicum maximum* que sur les feuilles (longueur, largeur). La plante supporte assez bien une concentration allant jusqu'à 300 mg/kg.

- **Taux de Croissance Racinaire**

Les concentrations croissantes de $NiCl_2$ semblent avoir un effet positif sur la croissance racinaire à des concentrations de 50 mg/kg et à des concentrations croissantes, les effets deviennent négatifs.

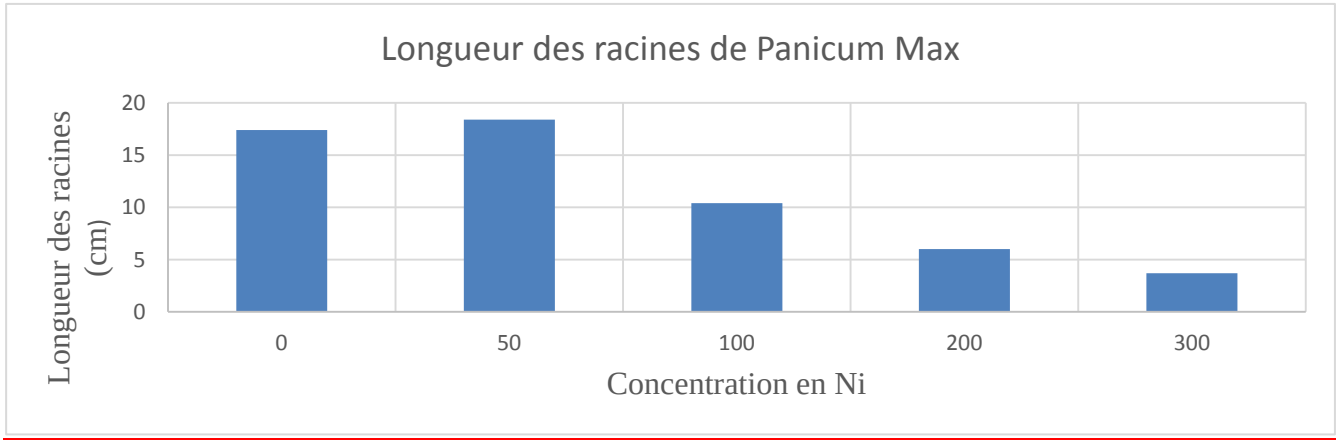


Figure 4.9: Croissance racinaire de *Panicum maximum*.

B.2 .Teneur du Nickel dans les parties aériennes et souterraines de *Panicum maximum.*

Le nickel augmente en fonction de la concentration croissante et est plus accumulé dans la partie souterraine. Ceci peut être une indication sur la capacité de *Panicum maximum* à remédier un sol pollué au nickel.

Tableau 4.9. Calcul des facteurs de bioconcentration, bioaccumulation et biotraslocation du *Panicum maximum*.

Sols de culture	Parties aériennes	Parties souterraines	***BCF (Facteur de Biococoncentration)***	***BF (Facteur de Bioacculation)***	***TF (Facteur de Biotranslocation)***
	Ni (mg/kg)	Ni (mg/kg)			
Ni-0	ND	ND	-	-	-
Ni-50	12,87±2,48	32,27±0,92	0,65	0,26	0,40
Ni-100	19,35±3,21	101,37±4,69	1,01	0,19	0,19
Ni-200	107,71±7,29	396,32±6,37	1,98	0,54	0,27
Ni-300	271,91±5,18	484,83±13,62	1,62	0,91	0,56

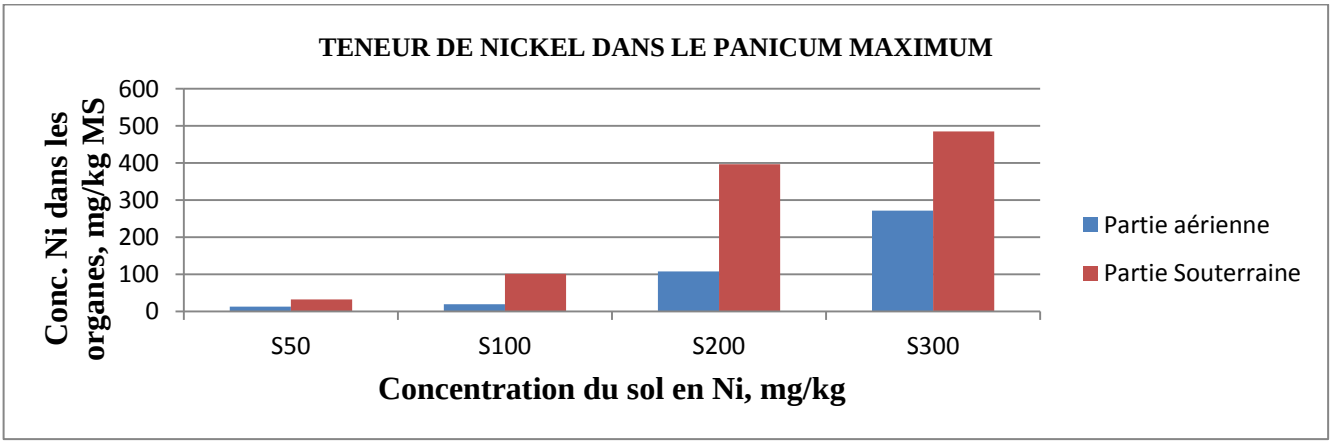


Figure 4.10: Concentration du Nickel dans les parties aériennes et souterraines de *Panicum maximum* en mg/kg MS.

IV.2. Discussion

Dans ce travail, la discussion est orientée au premier plan vers la mise en évidence d'un comportement de tolérance développé par *Panicum maximum* et celui non adaptatif développé par l'*Amaranthus spinosus* vis à vis du $NiCl_2$ aux quatre concentrations croissantes (50 mg/kg, 100 mg/kg, 200 mg/kg et 300 mg/kg) et en comparant les résultats de chaque traitement avec celles des plantes témoins.
La discussion concerne les effets de nickel sur les paramètres de croissance (feuille, tige, racine, et nombre des plantes néoformées).

IV.2.1. Effets du nickel sur les paramètres de croissance d'*Amaranthus spinosus.*

Comme l'indique la littérature (Dubois et *al*., 2002), le premier effet des métaux lourds observable (symptômes visibles) chez les végétaux est une inhibition de la croissance des organes, celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement qui mènent à une baisse de biomasse totale (Romanowska et *al*., 2002) ; ces études sont cohérentes avec les résultats présentés dans cette étude où on a appliqué des concentrations croissantes de $NiCl_2$ sur *Amaranthus spinosus.*
Nos résultats montrent que l'effet inhibiteur de Nickel s'accentue avec l'augmentation de la concentration sur les paramètres morphologiques durant 60 jours, période de l'expérience et qui coïncide avec la période de récolte des amarantes. En effet, nous avons constaté une inhibition de la croissance en hauteur des plantes (17.1 cm pour le témoin et 11.8 cm pour le 50 mg /kg), longueur des feuilles (6.3 cm pour le témoin et 3.8 cm pour 50 mg Ni kg) et largeur des feuille (2.8 cm pour le témoin et 1.8 cm pour 50 mg / kg), longueur des racines (11.3 cm pour le témoin et 7.8 cm pour 50 mg/kg).
Ces résultats vont dans le même sens que ceux de Maria et *al*. (2002) qui a mis en évidence une inhibition de la croissance en longueur de *Phragmites australis* traitée par 50 $\mu M.L^{-1}$ de $CdSO_4$. Aussi Vymazal et *al*. (2007) a étudié l'accumulation et la distribution des métaux lourds dans les organes de *Phragmites australis.* Le Ni s'accumule surtout dans les racines, mais aussi dans les feuilles d'amarantes. Il s'en suit que la consommation régulière de ce légume cultivé sur des terrains ayant servi de décharges de DSM peut entrainer des effets imprévisibles sur la santé.

IV.2.2. Effets du nickel sur les paramètres de croissance de *Panicum maximum*.

En ce qui concerne le *Panicum maximum*, les effets des éléments trace métalliques sur cette plante ont donné deux constats à savoir:

Jusqu'à 50 mg /kg de Nickel, nous avons observé un effet positif par rapport au témoin.

Nos résultats ont montré que les paramètres morphologiques au niveau de concentration 50 mg/kg étaient supérieurs à ceux du témoin ce qui indique que cette espèce se développe mieux dans un milieu où il y a une petite concentration du Nickel qu'en absence total du Nickel. Ici, le Nickel semble être un micronutriment pour certaines plantes supérieures comme le cas de *Panicum maximum* (Brown et *al*., 1987).

En effet, nous nous attendions à ce que le nickel, à faible concentration, stimule la croissance et le développement de la plante car c'est un oligoélément essentiel intervenant dans les processus métaboliques de la plante (Cuiyun et *al*., 2009 et Sreekanth et *al*., 2013). Il est indispensable dans la respiration, la photosynthèse et l'assimilation des macronutriments (Rafaliarivony, 2013).

Ces résultats sont bien expliqués par les augmentations de la hauteur respectivement pour le témoin et la concentration de 50 mg/kg (90.2 cm et 107.5 cm), la longueur des feuilles (72.7 cm et 83.9 cm), la largeur des feuilles (3.4 cm et 4.3 cm) et la croissance racinaire (15 cm et 17.2 cm). Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par (Olatunji et *al*., 2014 ; Karangwa et *al* ., 2018) qui stipule que le *Panicum maximum* peut être un accumulateur des métaux à des concentrations modérées.

Cependant, au-delà des concentrations supérieures à 50 mg/kg, on constate une diminution sensible de morphologie des plantes en fonction des doses croissantes du Nickel.

Des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour déterminer la limite ultime des concentrations de nickel dans les sols où l'accumulation de nickel dans cette espèce arrive à la mort totale de celle-ci.

IV.2.3. Teneurs du Nickel dans les organes des plantes

Le Tableau 4.8 et la figure 4.10 montrent que le Nickel est beaucoup plus accumulé dans les parties souterraines que sur les autres parties pour les deux espèces. Cependant le Panicum présente une grande résistance aux concentrations croissantes de Nickel que l'*Amaranthus spinosus* qui n'a poussé assez bien sur le témoin et sur la concentration de 50 mg/kg et difficilement sur les concentrations 100 mg/kg et 200 mg/kg. *Panicum maximum* ayant montré une grande résistance aux concentrations croissantes de nickel, ainsi qu'une accumulation préférentielle dans le système racinaire, il est probable qu'elle constitue un candidat potentiel de dépollution de sols pollués au nickel.

CONCLUSIONS & PERSPECTIVES

Comme annoncé dans l'introduction, l'objectif de cette étude est d'évaluer les réponses de deux espèces végétales poussant sur les sols riches en métaux lourds apportés par les DSM déposés à Buterere durant des années.

L'analyse des paramètres morphologiques a montré que ***Panicum maximum*** supporte la présence de $NiCl_2$ pour les concentrations de 50 mg /kg, 100 mg/kg, 200 mg/kg et 300 mg/kg où on n'a pas constaté la mort complète de cette plante à part le retard de croissance observée à la dernière concentration. il faut noter qu'à 50 mg/kg, la hauteur de la plante était même supérieure à celle de témoin. En ce qui concerne ***Amaranthus spinosus***, cette plante ne tolère pas des concentrations de plus de 50 mg/kg. A des doses supérieures, la plante marque un retard de croissance suivi de flétrissement, de jaunissement et meurt. Comme nous venons de le constater, ces espèces peuvent accumuler des concentrations supérieures aux normes de consommations pour les humains et pour les animaux (Toxicité du Nickel dans les plantes est située entre 10-100 mg/kg) et causer de sérieux problèmes de santé. En effet, le Panicum contaminé par le Nickel peut être consommée par les vaches et par le mécanisme de réseau trophique, il peut se retrouver in fine chez l'homme ; tandis que l'Amaranthus contaminé par le nickel peut être consommé directement par l'homme et causer des maladies à ce dernier. C'est ainsi que nous pensons que l'évaluation du risque sanitaire lié aux transferts potentiels des éléments traces métalliques comme Pb, Cu, Zn, Ni, le Mn, le Fe, le Cr et le Co dans les sols « agricoles » autour de la décharge de Buterere et leur impact sur les plantes cultivées sont d'une importance capitale.

Par ailleurs, il est intéressant que les services compétents de contrôle d'aliments se focalisent sur cette question afin de protéger la population contre les plantes contaminées par les métaux lourds.

À l'issue de ce travail et au vu des résultats obtenus, *Panicum maximum* pourrait constituer un organisme très intéressent à exploiter dans le cadre de phytostabilisation des métaux lourds mais aussi c'est une espèce que l'on doit bien analyser car elle peut faire l'objet de la transmission des métaux lourds du bétail et aux humains du fait qu'elle est beaucoup consommée par les animaux ruminants.

Cependant, des études complémentaires s'imposent afin de valider les hypothèses proposées dans notre étude notamment :

- Une étude histologique au niveau racinaire sera très intéressante pour affirmer la lignification des cellules racinaires en présence des éléments trace métalliques (Botanistes).
- Effectuer une étude *in situ* sur terrain pour tester l'efficacité de *Panicum maximum* à remédier les sols pollués avec des métaux lourds (Eau et Assainissement).

REFERENCE BIBLIOGRAPHIE

1. Abrahams P.W., (2002), Soils: Their implications to human health. *The Science of the Total Environment*, (291):1-32.
2. Adiloglu S, Saglam T, Adiloglu A, Sume A., (2016), Phytoremediation of nickel (Ni) from agricultural soils using canola. Desalin Water Treat; 57(6): 2383-8.
3. Adriano, D.C., (2001), Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry bioavailability and risks of metals. *2nd ed., Springer-Verlag*, New York, Berlin, Heidelberg. p 885.
4. Alkorta, I., Hernandez, A. J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., Garbisu, C. (2004), Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxicheavy metals and metalloids such as zinc-cadmium-lead and arsenic. *Environ. Sci. Biotechnol*.
5. Alloway B.J. (1997), The mobilisation of trace elements in soils. Contaminated soils. INRA. Paris. France, p133-145.
6. Ann Peer, W., Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman J.L., Murphy A.S. (2005), Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Topics in Current Genetics*: MolecularBiology of Metal Homeostasis and Detoxification, (14): 299-340.
7. Asher, C.J. (1991) Beneficial elements, functional nutrients, and possible new essential elements. *Micronutrients in Agriculture*, p. 703‑723.
8. Baise D et Paquereau H., (1997), Teneurs totales en éléments traces dans les sols agricoles de Seine-et-Marne. Etude et Gestion des sols. 4(2) :77-94
9. Baize D., (1997), Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Editions INRA Paris. France, p408.
10. Baize D., (2002),Examen critique des valeurs limites "sols" de la règlementation française. In Un point sur les éléments traces métalliques dans les sols approches fonctionnelles et spatiales. Editions INRA. Paris, p565.

11. Baker A.J.M., Walker P.L., (1989), Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. in Shaw, A., plants : Evolutionary Aspects. *CRC Press*, Boca Raton, Floride, USA, 155-177. Baker A.J.M., Walker P.L., (1990), Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. in ShawA.J. Heavy metal tolerance in plants: evolutionnary aspects, *CRC Press*, Boca Raton, USA : 155-177
12. Benadda. L., (2004), Etude de la pollution du bassin versant de l'oued Mouillah (Haute Tafna). Mémoire de magister. Département Hydraulique. Université de Tlemcen p 67.Berlin, P 1-27.
13. Bert V., (2000), Tolérance aux métaux lourds et accumulation chez *Arabidopsis halleri*. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille1, France, P 174.
14. Berthelin J et Leyval C., (2000), Contamination des milieux par les éléments en traces. Les conséquences sur les sols et les eaux superficielles, J. C. R. Agri. Fr. 86 , 25-37.
15. Berti W.R., Cunningham S.D., (2000), Phytostabilization of metals. in Raskin, B.D., Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment, John Wiley & Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.USA. 331P.
16. Bollard, E.G. (1983) Involvement of unusual elements in plant growth and nutrition. *Encyclopedia of plant physiology. New series*.
17. Bourrelier P.H et Berthelin J.,(1998) **,** Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion. CR. Acc Sci, 42. Edition Lavoisier (1998). Paris p98.
18. Boyd, R.S. (2007) The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: status, challenges and new directions. *Plant and Soil* **293**: 153-176.
19. Boyd, R.S. et Jaffre, T. (2001) Phytoenrichment of soil Ni content by *Sebertia acuminatia* in New Caledonia and the concept of elemental allelopathy. *South African Journal of Science* 97: 535-538.
20. Boyd, R.S., Davis, M.A., Wall, M.A. et Balkwill, K. (2002) Nickel defends the South African hyperaccumulator *Senecio coronatus* (*Asteraceae*) against *Helix aspersa* (Mollusca: *Pulmonidae*). *Chemoecology* **12**: 91-97.
21. Briat J.F., Lebrun M., (1999), Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology*, (322) : 43-54.
22. Brooks R.R., (1998), Biogeochemistry and hyperaccumulators. In: Brooks, R., Plants that hyperaccumulate heavy metals. *CABI Publishing* Wallingford, P 95-118.

23. BROWN H. Patrick, WELCH R.M et CARY Earle E (1987); Nickel: A micronutrient Essentiel for Higher plants, United States Department ofAgriculture, Agricultural Research Service, United States Plant, Soil and Nutrition Laboratory, Ithaca, New York 14853 (R.M.W., E.E.C.); Department of Agronomy, Cornell University, Ithaca, New York 14853 (P.H.B.)
24. Calvet R.,(2003), Le sol, propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènesaux interfaces, Edition Dunod. Paris, p87
25. Catherine O.,(1997),Les déchets "définitions juridiques et conséquences", 2ème Edition AFNOR. France, p45-57.
26. Chaignon V., (2001), Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse: Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement: Système Terre. Université d'Aix-Marseille. France.
27. Chardot, V., Massoura, S.T., Echevarria, G., Reeves, R.D. et Morel, J. L. (2005) Phytoextraction potential of the nickel hyperaccumulators *Leptoplax emarginata* and *Bornmuellera tymphaea*. *International Journal of Phytoremediation* **7**: 323-335.
28. Chaudhry T.M., Hayes W.J., Khan A.G., Khoo C.S. (1998), Phytoremediation: Focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. Australia, *J. of Ecotoxicol*. (4): 37-51.
29. Clemens S., (2006), Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, (88) : 1707-1719
30. Clemens S., Palmgren MG., Kräner U., (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant métal accumulation. *Trends in Plant Science,* (7) : 309-315.
31. Conseil National Economique et Social (CNES)., (2000), Rapport sur l'environnement en Algérie.
32. Cuiyun chen, Dejun Huang et Jianquan Liu;(2009) : Functions and Toxicity of Nickel in Plants: Recent Advances and Future Prospects, Volume37, Issue4-5 , Pages 304-313
33. Dalir N., Khoshgoftarmanesh AH.,(2015). Root uptake and translocation of nickel in wheat as affected by histidine. J Plant Physiol; 184:8-14.
34. Dechamps, C., Noret, N., Mozek, R., Escarré, J., Lefèbvre, C., Gruber, W. et Meerts, P. (2008) Cost ofadaptation to a metalliferous environment for *Thlaspi caerulescens*: a field reciprocal transplantationapproach. *New Phytologist* 177: 167‑177.

35. Deneux-Mustin S., Roussel-Debe S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J, Garnier-Laplace J et Leyval C., (2003), Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol, TEC et . Paris, p34-54.
36. Desachy C.,(2001), Les déchets, sensibilisation à une gestion écologique. 2ème Edition: Tec et Doc AGHIM Paris, p34.
37. Devi S.R., Prasad M.N.V., (1999). Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants. in: Prassad, M.N.V. and Hagemayer, J., Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. *Springer-Verlag*, Berlin, P 99-116
38. Dietz K.J., Baier M., Kramer U. (1999), Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. in: Prassad, M.N.V. and Hagemayer, J., Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. *Springer-Verlag*, Berlin, P 73-97.
39. Dmuchowski W., Gozdowski D., Braoszewska P., Baczewska AH., Suwara I., (2014), Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch . Ecol Engineer;71:32-5.
40. Do Nascimento C.W.A., Xing B., (2006), Phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Science Agri.*(63): 299-311.
41. Dubois J.P., Benitez N., Liebig T., Baudraz M et Okopnik F., (2002),Le cadmium dans les sols du haut jura suisse. In Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales. D. Baize, M. Tercé coord.INRA Editions Paris, p46.
42. Dudka S., Piotrowska M., Terelak H. (1996), Transfer of cadmium, lead, and Zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution*, (94): 181-188.
43. Eapenet SF D'souza (2005); Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation oftoxic metals. *Biotechnology Advances* **23**: 97-114.
44. Emmanuel E., (2004). Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers, Thèse doctorat en Sciences et techniques du déchet. Institut national des sciences appliquées de Lyon, p302.
45. Eskandari H., Aliadeh-Amraie A., (2016), Ability of some crops for phytoremediation of nickel and zinc heavy metals from contaminated soils. J Adv Environ Health Res;4(4):234-9.
46. Faurie C.l., Ferra C., Paul M., Deraux J., et Hemptinne j.L.,(2003), Ecologie "Approche scientifique et pratique",5 eme Edition: TEC et DOC Paris, p432-439.

47. Fernandez-Cornudet C., (2006), Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude : Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux. Thèse de Doctorat. Institut National d'Agronomie. Paris-Grignon, p232.
48. Fodor F., (2002). Physiological reponses of vascular plants to heavy metals. In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad, M.N.V., Strzalka, K. eds, *Kluwer Academic Publishers*, Netherlands, P 149-177
49. Foy c. d., Chaney R. l. and White. M. C., (1978), The physiology of metal toxicity in plants. Am. Rev. Plant Physiol. 29: 51 1-566.
50. Gajewska E ., Niewiadomska E., Tokarz K., Slaba M., Sklodowska M.,(2013), Nickel-induced changes in carbon metabolism in wheat shoots. J Plant Physiol;170(4):369-77.
51. Garbisu, C. et Alkorta, I. (2001) Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology* **77**: 229-236.
52. Gaste H., (2005), Bioaccumulation du chrome et du nickel par *Cladonia portentosa, Hedwigia ciliata, Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique, p.23-33
53. Ghosh M., Singh SP., (2005), A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's byproducts. As J Energy Env 6:214–231.
54. Goulding K.W.T. and Blake L.,(1998), Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals, J. Agri. Ecos. Environ. 67,135-144.
55. Greger M., (1999), Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prassad, M.N.V. & Hagemayer, J., Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. *Springer-Verlag*,
56. Guassart P., (2001),Contribution à l'étude des interactions de la matière organique des sols avec les métaux lourds. Etudes structurale et analytique de molécules modèles. Thèse de doctorat en instrumentation et analyses avancées. Université des sciences et Technologies de Lille. France, p245.
57. Guouas B., (2002), La dégradation des sols et la biodiversité en Algérie. Plan d'action etstratégie National sur la biodiversité, projet ALG/97/G31. Tomes VI.
58. Henry J.R., (2000),An Overview of phytoremediation of lead and mercury. NNEMS Report,
59. HesterbergD., (1998), Biogeochemical cycles and processes leading to changes in ability of chemicals in soils, J. Agri. Ecos. Environ. 67,121-133.
60. Humphris S.E., Thompson G. (1978), Trace element mobility during hydrothermal alteration of oceanic basalts. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. (42):127-136.

61. Jhee, E.M., Boyd, R.S. et Eubanks, M.D. (2006) Effectiveness of metal-metal and metal-organic compound combinations against *Plutella xylostella*: Implications for plant elemental defense. *Journal of Chemical Ecology* **32**: 239-259.
62. Kabata-Pendias A., Pendias H., (2001), Trace elements in soils and plants. 3rd *CRC Press*.
63. Kazakou, E., Dimitrakopoulos, P.G., Baker, A.J.M., Reeves, R.D. et Troumbis, A.Y. (2008) Hypotheses, mechanisms and trade-offs of tolerance and adaptation to serpentine soils: from species to ecosystem level. *Biological Reviews*.
64. Khan S., Farooq R., Shahbaz SH., Aziz Khan M., Sadique M., (2009), Health risk assessment of heavy metals for population via consumption of vegetables. World Applied Sci J;6(12):1602-6.
65. Karangwa Ernest , Obutec. Gordian , Ochekwu E. Bernard.,(2018): Phytoremediation Potentials of Guinea Grass (Panicum Maximum) and Velvet Bean (Mucuna Pruriens) on Crude Oil Impacted Soils, ISSN: 2394-6709 10.31142/rajar/v4i4.05 Volume: 04 , Page no.- 1575-1580
66. Kim, I.S., Kang, K.H., Johnson-Green, P. et Lee, E.J. (2003) Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environmental Pollution* **126**: 235-243.
67. Kirkham M.B., (2006), Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, (137): 19-32.
68. Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C., (2008), Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments: a review. Waste Manag 28:215–225 la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines», Rapport au Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France,138p.
69. Leblanc ., Petit D., Deram A., Robinson BH., Brooks RR.,(1999), The phytomining and environmental signifiance of hyperaccumulation of thallium by Iberis intermedia from southern France. *Economic Geology*, (94): 109-114.
70. Lemière B., Seguin J.J., Le Guern. Guyonnet C, et Baranger. D., (2001), Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Ministères de l'aménagement et du territoire et de l'environnement, p34.
71. Liphadzi MS., Kirkham MB., (2006). Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted bio solids. S Afr J Bot; 72 (3):391-7.

72. Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., McGrath S.P.,(2001), Phytoremediation of heavymetal contaminated soils : Natural hyper accumulation versus chemically Agriculture and Environment Division, UK. (30): 1919-1926.
73. Macnair MR., Tilstone G.H., Smith S.E., (2000), The genetics of metal tolerance and accumulation in higher plants. in : Terry, N., Banuelos, G., Vangronsveld, J., hytoremediation of Contaminated Soil and Water, *CRC Press*, Boca Raton, P 235-250
74. Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G. et Marmiroli, N. (2010) Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany* 68: 1-13.
75. Maksymiec,W., (1997). Effect of copper on cellular processes in higher plants. Photosynthetica 34: 321-342
76. Manceau A., Boisset M.C., Sarret J.L., Hazemann J.L., Mench M., Cambier P and Prost R., (1996), Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy, J. Environ. Sci. Technol. 30 1540-1552.
77. Marmiroli M., Gonnelli C., Maestri E., Gabbrielli R. & Marmiroli N., (2004), Localisation of nickel and mineral nutrients Ca, K, Fe, Mg by scanning electron microscopy microanalysis in tissues of the nickel-hyperaccumulator *Alyssum bertolonii* Desv. and the non-accumulator *Alyssum montanum* L.. *Plant Biosyst*.,138, 231-243.
78. Marschner, H., (1999). Mineral nutrition of higher plants, 2nd ed., 4th printing. Academic Press Limited, London, UK.
79. Marschner, H. (1991) Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant Soil* 134: 1-20.
80. Martens, S.N. et Boyd, R.S. (1994) The ecological significance of nickel hyperaccumulation: a plantchemical defense. *Oecologia* 98: 379-384.
81. Martin H.W., Young T.R., Kaplan D.I., Simon L., Adriano D.C. (1996). Evaluation ofthree herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium, *Plant and soil*, (182): 199-207.
82. Mc Grath S.P., Zhao F.J., (2003), Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion* in *Biotechnology*, (14): 277-282.
83. McKenzie R.M., (1980), The adsorption of Lead and other heavy metals on oxides of Manganese and Iron. Aust, J. Soil. Res. 18 (1980) 61-73.

84. Meers E., Tack F., (2004), The potential of foliar treatments for enhanced phytoextraction of heavy metals from contaminated soil. *Remed.J*. (14):111-123.
85. Memon AR., Aktoprakligil D., Ozdemir A., Vertli A., (2000), Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. Turkish Journal of Botany;25(3):111-21.
86. Mihali C., Michnea A., Oprea G., Gogoasa I., Pop C., Senila M., Grigor L. (2012), Trace element transfer from soil to vegetables around the lead smelter in Baia Mare, NW Romania. J Food Agr Environ. 10(1): 828-34.
87. Mishra, D. et Kar, M. (1974) Nickel in plant: growth and metabolism. The botanical review 40:395- 452.
88. Mouhouche B., (2002), L'eau et son impact sur la biodiversité. Plan d'action et stratégie National sur la biodiversité, projet ALG/97/G31. Tomes VI,
89. Nultsch, W. (1998) Botanique générale De Boeck Université Thieme Verlag. Bruxelles.
90. Pacyna J.M., (1984), Estimation of atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe, J. Atmos. Environ. 18 41-50.
91. Pais I., et Benton Jones J., (2000), The handbook of Trace Elements. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, p223.
92. Pandey VC., (2013), .Suitability of Ricinus communis L. cultivation for phytoremediation of fly ash disposal sites. Eco Engineer. ; 336-41. *Mol. Biol*. (49) : 643-668
93. Parlak KU., (2016), Effect of nickel on growth and biochemical characteristics of wheat sedlings. NJAS-Wageningen J Life Sci; 76:1-5.
94. Pendias, A., et Pendias, H., (2001).Trace elements in soils and plants.3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York,Washington D.C.
95. Pollard, A.J., Powell, K.D., Harper, F.A. et Smith, J.A.C. (2002) The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21: 539-566.
96. Pollard, A.J., Reeves, R.D. et Baker, A.J.M. (2014) Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science* 217-218: 8-17.
97. Rafalliarivony S., (2013). Accumulation de Nickel et de Plomb par *centella asiatica* L.urb. en Culture Hydroponique, Mémoire ; Université d'Antananrivo, page 62 .
98. Ramade F., (2007), Introduction à l'écotoxicologie. Éd., Tec & Doc, Paris, P 17.
99. Raskin I., Kumar N.P.B.A., Dushenkov S., Salt D.E., (1994), Bioconcentration of heavymetal by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, (5):285-290.

100. Raven, P.H., Evert, R.F., Eichhorn, S.E. et Bouharmont, J. (2007) Biologie végétale *De Boeck,Bruxelles*.

101. Reeves, R.D., Adiguezel, N. et Baker, A.J. (2009) Nickel hyperaccumulation in *Bornmuellera kiyakii Aytaç &Aksoy* and associated plants of the *Brassicaceae* from Kızıldağ (Derebucak, Konya-Turkey). *Turkish Journal of Botany* 33: 33-40.

102. Richau, K.H., Kozhevnikova, A.D., Seregin, I.V., Vooijs, R., Koevoets, P.L.M., Smith, J.A.C. *et al*. (2009) Chelation by histidine inhibits the vacuolar sequestration of nickel in roots of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol*. 183: 106‑116

103. Robinson B. H., Brooks R. R., Kirkman N., Gregg P. E. H. & Gremigni P. (1996), Plant-available elements in soils and their influence on the vegetation over ultramafic (« serpentine ») rocks in New Zealand. Journal of the Royal Society of New Zealand, 46, 457-468.

104. Romanowska E.,(2002), Gas exchange functions in heavy metal stressed plants. in Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants Prasad M.N.V., et Strzalka K., *Kluwer Academic Publishers*, Netherlands, P 257- 285.

105. Salimi M., Amin MM., Ebrahimi A., Ghazifard A., Najafi P., Amini H., (2012), Influence of salinity onphytoremediation of cadmium on contaminated soils. J Health Res;7(6):1130-7. [In Persian]

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

107. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I.,(1998), Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant* tolerance in plants. *Biochimie*, (88) : 1707-1719

108. Sanders J.R., McGrath S.P and Adams T.M., (1986), Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH, J. Sci. Food Agr. 37 961-968

109. Sanita Di Toppi L., Gabbrielli R., (1999), Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, (41): 105-130.

110. Singer, A.C., Bell, T., Heywood, C.A., Smith, J.A.C. et Thompson, I.P. (2007) Phytoremediation of mixed-contaminated soil using the hyperaccumulator plant *Alyssum lesbiacum*: Evidence of histidine as a measure of phytoextractable nickel. *Environmental Pollution* 147: 74‑82.

111. Smith W and Javad H., (2003), Foundations of Materials Science and Engineering. Edition McGraw-Hill Professional. ISBN: 0-07-292194-3, p223. Sons, New York, United States, P 71-88.

112. Sreekanth T.V.M; Nagajyothi P.C; Lee K.D et Prasad N.V.K.V.,(2013): Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants; International Journal of Environmental Science and Technology volume 10, pages1129–1140.
113. Stoltz, E. et Greger, M. (2002) Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47: 271-280.
114. Sylvain, I. et McKenna, M.A. (2008) High soil nickel enhances seed weight and seedling growth in *Alyssum murale,* a nickel-hyperacumulator. Milwaukee, Wisconcin.
115. Tappero, R., Peltier, E., Gräfe, M., Heidel, K., Ginder-Vogel, M., Livi, K.J.T. *et al*. (2007); Hyperaccumulator *Alyssum murale* relies on a different metal storage mechanism for cobalt than for nickel. *New Phytologist* 175: 641-654.
116. Reeves, R.D., Baker, A.J.M., Becquer, T., Echevarria, G. et Miranda, Z.J.G. (2007) The flora and translocation of nickel in wheat as affected by exogenous amino acids. *Journal of Plant Physiology* 171:531-536.
117. Underwood E.J. and Suttle. N.F., (1999), Copper. In The mineral nutrition of livestock. 3rd Edition. Wallingford. Royaume-Uni, p283-342.
118. Van der Ent, A., Mulligan, D. et Erskine, P. (2013b) Discovery of nickel hyperaccumulators from Kinabalu Park, Sabah (Malaysia) for potential utilization in phytomining. *Stuart Winchester, Fernando Valenzuela et David Mulligan, Santiago, Chili*, p. 213-221.
119. Verbruggen, N., Hermans, C. et Schat, H. (2009) Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants: Tansley review. *New Phytologist* 181: 759-776.
120. Walker, C.D., Graham, R.D., Madison, J.T., Cary, E.E. et Welch, R.M. (1985) Effects of Ni deficiency on some nitrogen metabolites in cowpeas (*Vigna unguiculata* L. *Walp*). *Plant Physiology* 79: 474-479.
121. Welch, R.M. (1981) The biological significance of nickel. *Journal of Plant Nutrition* 3: 345-356.
122. Whiting, S.N., Leake, J.R., McGrath, S.P. et Baker, A.J.M. (2001b) Hyperaccumulation of Zn by *Thlaspi caerulescens* can ameliorate Zn toxicity in the rhizosphere of cocropped *Thlaspi arvense*. *Environmental Science and Technology* 35: 3237-3241.
123. Wong MW., (2003) Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere 50:775-780.

124. Yang, X., Feng, Y., He, Z. et Stoffella, P.J. (2005) Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18:339-353.
125. Zayed A. M. & Terry N., (2003), Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, 249, 139-156.
126. Zayed A., Lytle C.M. et Terry N., (1998), Accumulation and volatilization of different chemical species of selenium by plants. *Planta*, (206): 284-292.
127. Zhang, L., Angle, J.S. et Chaney, R.L. (2007) Do high-nickel leaves shed by the nickel hyperaccumulator *Alyssum murale* inhibit seed germination of competing plants? *New Phytologist* 173:509-516.